



Economie industrielle des accords sectoriels – Phase 1

Rapport pour la Direction Générale de l'Énergie et du Climat
(DGEC) du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable,
des Transports et du Logement

Rédigé par Matthieu Glachant et Yann Ménière

Mars 2011

Remerciements

Ce rapport a été préparé par Matthieu Glachant et Yann Ménière, chercheurs au CERNA, Mines ParisTech. Il s'inscrit dans le programme de recherche du CERNA sur le Changement Climatique et les Transferts de Technologie.

Cette étude a été financée par la DGEC dans le cadre du programme GICC.

Les questions et commentaires peuvent être envoyés à:

Yann Ménière

CERNA, Mines ParisTech

60, Boulevard Saint Michel

75272 Paris Cedex 06, France

Tel: + 33 1 40 51 92 98

Fax: + 33 1 40 51 91 45

E-mail : meniere@mines-paristech.fr

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	5
Module 1 : Typologies des approches sectorielles	
1 Introduction.....	8
2 Enjeux économiques des accords sectoriels.....	10
2.1 Pourquoi une approche sectorielle ?	11
2.3 Mécanismes sectoriels et marchés carbone	15
3. Typologie des accords sectoriels.....	24
3.1 Initiatives transnationales des industriels	25
3.3 Initiatives sectorielles des PVD (NAMAs).....	35
4 Synthèse des résultats	42
Bibliographie	47
Module 2 : Une analyse théorique des approches sectorielles	
1 Introduction.....	51
2 Model 1: Environmental or R&D cooperation in sectoral agreements?.....	52
3 Modèle 2 : Comment compenser les efforts d'abattement d'un pays en développement ?.....	64
4 Synthèse des résultats	76
Conclusion générale	77

Introduction générale

Ce document est le rapport présentant les résultats de la première phase d'un projet financé par la DGEC du Ministère de l'Écologie dans le cadre du programme GICC (Gestion et Impact du Changement Climatique). Il s'inscrit dans le prolongement de travaux de recherches menés au Cerna depuis 2006 sur l'innovation et la diffusion de technologies sobres en carbone.

Le projet vise à développer une analyse d'économie industrielle des accords sectoriels susceptibles d'être conclus dans la période post-2012. Un accord sectoriel est défini très simplement comme un dispositif reposant sur l'accord entre les parties qui visent à limiter les émissions de gaz à effet de serre dans un secteur d'activités particulier (par exemple, la sidérurgie, le secteur électrique, le transport aérien). Au-delà de cette définition très générale, les accords sectoriels peuvent revêtir extrêmement variés en termes de périmètre géographique (national, régional, mondial), de parties à l'accord (des Etats ou des entreprises) et de contenu (R&D coopérative, partage de technologies, mécanismes de trading, objectifs quantifiés de réduction des émissions, etc.).

Ces accords pourraient être un moyen de limiter les distorsions de compétitivité induites par des politiques nationales, tout en favorisant une croissance plus propre dans les pays émergents. Ils visent de façon générale à organiser l'implémentation coordonnée de technologies propres par les industriels de secteur. Leur contenu et leur fonctionnement sont toutefois encore imprécis et sujets à débat. Ce projet de recherche a donc une dimension essentiellement prospective et spéculative.

Le projet se concentre plus particulièrement sur l'effet potentiel des accords sectoriels sur l'innovation et la diffusion de technologies. Dans cette perspective seront traitées les questions suivantes : quels sont les différents types d'accords sectoriels possibles ? Sur quels mécanismes incitatifs reposent-ils ? Comment affectent-ils l'innovation et la diffusion de technologies propres ? Quelles sont les incitations des industriels du Nord et du Sud à y participer ? Quels résultats en attendre en termes d'innovation et d'atténuation ? Face aux réticences des pays émergents à prendre des engagements susceptibles de les priver de leurs avantages concurrentiels, notre hypothèse est que le succès des accords sectoriels sera lié à la

capacité des acteurs d'une industrie donnée à organiser de façon coordonnée le développement et le partage de technologies économes en GES.

Le projet comporte 4 modules :

- Module 1: Typologie des accords sectoriels
- Module 2: Analyse théorique des projets sectoriels
- Module 3: Analyse empirique quantitative de l'innovation et de la diffusion des technologies dans trois secteurs
- Module 4: Synthèse et recommandations

Ce rapport présente les résultats intermédiaires des deux premiers modules qui peuvent être lus de manière relativement indépendants.

Module 1 : Typologie des Approches Sectorielles

1 Introduction

La première période d'engagement du protocole de Kyoto a débuté en 2008 et s'achèvera en 2012. Elle est la concrétisation des négociations internationales menées dans le cadre de la Convention Cadre des Nations-Unies et doit conduire à une réduction des émissions de gaz à effet de serre des pays de l'Annexe 1 du Protocole de 5,6% par rapport aux niveaux de 1990. La question de l'avenir du Protocole et les négociations concernant le type d'accord qui lui succédera ont été amorcées par la mise en place d'une feuille de route à Bali en 2007. Cette dernière décrit la démarche à suivre pendant les deux années qui doivent conduire à un nouvel accord à Copenhague en décembre 2009.

Parallèlement aux négociations, de nombreux travaux se sont intéressés à la pertinence de l'architecture proposée par le protocole de Kyoto, à ses défauts et aux moyens d'y remédier. Faut-il conserver le même type d'architecture tout en l'améliorant ou doit-on envisager un accord d'un type nouveau? Le point clé du débat est l'élargissement des engagements aux pays émergents comme la Chine ou l'Inde et la participation des Etats-Unis, qui sont restés en dehors du Protocole de Kyoto. L'approche du Protocole consistant à fixer des objectifs généraux de réductions des émissions par pays est aussi critiquée pour le manque de solutions concrètes qu'elle propose pour évaluer les potentiels de réduction. Enfin, la question du transfert de technologie est peu abordée, si ce n'est à travers la mise en place du Mécanisme de développement propre, dont le potentiel de transfert et de déploiement de technologies propres peut être amélioré. Or une large diffusion de technologies sobres en carbone est un facteur décisif pour atteindre à un coût raisonnable des objectifs ambitieux de limitation des émissions. Cela est particulièrement vrai dans le cas des pays émergents, qui ont placé au cœur des négociations la question de l'accès aux technologies des pays développés.

Le concept d'approche sectorielle a émergé depuis quelques années, avec pour but de remédier à certains de ces défauts. Il s'appuie sur l'idée selon laquelle les pays n'ayant pas souscrit d'engagement seraient plus enclins à accepter un accord à l'échelle d'un secteur plutôt qu'un engagement national. Le périmètre sectoriel semble également bien adapté pour traiter les questions de concurrence internationale entre pays réglementés et pays non réglementés, et pour faciliter le transfert et le déploiement de technologies. Le contenu et les

modalités de fonctionnement des approches restent encore imprécises, plusieurs options étant possibles en fonction de l'échelle géographique (nationale ou transnationale), de l'implication des gouvernements aux côtés des acteurs privés, ou de l'articulation ou non aux marchés carbone internationaux (Baron 2006).

Du fait de la grande variété d'initiatives et de mécanismes pouvant être qualifiés de « sectoriels », il n'existe pas à ce jour de définition standard de ce type d'approches¹. Dans cette étude, nous avons choisi de distinguer les notions de *mécanismes sectoriels* et d'*accords sectoriels*. Nous définissons comme *accords sectoriels* l'ensemble des initiatives communes dans le cadre desquelles un groupe de firmes et/ou d'Etats entreprend, dans un périmètre sectoriel, des actions coordonnées pour réduire les émissions de GES. La notion de *mécanismes sectoriels* regroupe alors l'ensemble des mécanismes et paramètres économiques – concurrence, innovation et transfert de technologie, ou marchés carbone – autour desquelles ces initiatives sont structurées.

Dans le cadre des négociations climat, la feuille de route de Bali (2007) mentionne explicitement la possibilité de recourir à des approches sectorielles transnationales², ainsi qu'à des systèmes de marchés carbone sectoriels³. Depuis, les discussions sur les approches sectorielles ont progressé principalement dans deux directions⁴. La première consiste à associer les approches sectorielles à des actions d'abattement menées localement par les pays en développement⁵. La seconde vise à recourir à des approches sectorielles globales pour traiter les émissions de GES ne pouvant pas être attribuées à un pays en particulier, comme c'est le cas pour le transport maritime ou aérien.

L'objectif de cette étude est d'analyser les mécanismes et variables économiques sur la base desquels sont structurés les accords sectoriels, pour proposer ensuite une typologie de ces d'accords. Cette démarche s'appuie sur une analyse des différents types d'accords sectoriels existants ou en projet, ainsi que sur une revue de la littérature sur ce sujet, qui s'est considérablement étendue au cours des dernières années dans le sillage des négociations climat. La formulation d'une typologie – appuyée autant que possible sur une analyse du

¹ Plusieurs typologies des approches sectorielles ont été proposées, notamment par l'Agence Internationale de l'Energie (Baron et al. 2007) et le CEPS (Egenhofer & Fujiwara, 2008). Ces typologies sont présentées dans la partie 3 du rapport.

² Bali Action Plan 1(b)(iv)

³ Bali Action Plan 1(b)(v)

⁴ Non-paper, N° 49, Contact group on enhanced action on mitigation and its associated means of implémentation, subgroup on paragraph 1(b)(iv) of the Bali Action Plan (Cooperative sectoral approaches and sector-specific actions), 6 Novembre 2009.

⁵ Dans le cadre des négociations, ce type d'actions est désignée par le sigle NAMA (Nationally Appropriate Actions), est discuté plus en détails dans la partie 3.

contenu et des motivations des accords sectoriels à la lumière de la théorie économique – doit permettre d’identifier le potentiel, mais aussi les limites de ce type d’outils du point de vue des politiques de réduction des émissions de GES.

Le rapport est organisé en deux parties :

Nous analysons dans un premier temps les mécanismes économiques pouvant justifier une approche sectorielle des politiques de réduction des émissions de GES. Nous considérons tout d’abord les relations concurrentielles et technologiques unissant les firmes d’un même secteur, et les besoins de coordination supplémentaires qu’elles peuvent engendrer. Nous discutons ensuite de l’opportunité de mettre en place à l’échelle sectorielle des mécanismes incitatifs tels que des permis négociables ou des systèmes de crédits carbone.

La seconde partie du rapport est consacrée à la typologie des accords sectoriels. A la lumière des résultats de la première partie, nous distinguons deux modèles d’accords très différents. Le premier modèle correspond à des initiatives de coopération transnationales entre industriels. Ce type d’accord peut être observé dans des secteurs globalisés et concentrés tels que le ciment, l’acier ou l’aluminium. Ils sont principalement axés sur le benchmarking et la collecte de données, dans une démarche d’anticipation et d’orientation des futures réglementations environnementales. A l’inverse, le second modèle correspond à des accords passés entre PVD et pays développés dans le cadre des négociations. Il vise à définir et implémenter des stratégies d’abattement adaptées à certaines industries dans les PVD, lorsque celles-ci sont marquées par un écart trop important vis-à-vis des benchmarks internationaux.

2 Enjeux économiques des accords sectoriels

Avant de présenter une typologie des accords sectoriels, l’objectif de cette partie est d’identifier les mécanismes et enjeux économiques propres à une approche sectorielle des politiques climatiques. Nous présentons dans un premier temps les problématiques technologiques et concurrentielles pouvant justifier des mesures à l’échelle sectorielle. Nous considérons ensuite les enjeux d’une approche sectorielle des mécanismes de marchés carbone.

2.1 Pourquoi une approche sectorielle ?

S'interroger sur l'intérêt des approches sectorielles des politiques de réduction des émissions de GES conduit à questionner la pertinence du périmètre sectoriel pour concevoir et mettre en œuvre ces politiques. Par définition, un secteur englobe en effet un ensemble de firmes ayant entre elles des relations de concurrence, et exploitant des technologies comparables. Ces dimensions communes échappent très largement aux politiques climatiques, alors qu'elles en affectent souvent les résultats. L'approche sectorielle permet donc de mieux les intégrer.

Concurrence et contraintes environnementales

La mise en place de contraintes environnementales non uniformisées peut entraîner des distorsions de concurrence entre les firmes soumises à la réglementation et celles qui ne le sont pas (ou qui le sont moins). Dans le cas du Protocole de Kyoto, cette non-uniformité est manifeste au vu des engagements qui ont été pris par les différents Etats: les plafonds nationaux concernent exclusivement les pays industrialisés de l'Annexe 1, tandis que les autres pays ne sont soumis à aucune contrainte environnementale. Sur le plan économique, cette asymétrie réglementaire induit une distorsion dès lors que le coût social de la pollution est intégré de manière inégale dans les coûts de production des firmes concurrentes. L'idée d'englober tous les acteurs d'une même activité dans un accord sectoriel a pour but de remédier à ce problème de distorsions.

Le risque d'apparition de distorsions dépend du secteur considéré (tableau 1). Les secteurs i) fortement émetteurs de GES et ii) exposés à la concurrence internationale sont les plus exposés. C'est le cas par exemple du secteur de l'aluminium, dont 77% de la production fait l'objet de commerce international (Vieillefosse, 2007). Face à la concurrence de pays non-réglementés, les producteurs de ce secteur peuvent être incités à délocaliser leur activité dans les régions les moins réglementées⁶. Bien qu'il soit difficile d'isoler l'effet spécifique du Protocole de Kyoto, l'impact des réglementations environnementales sur les délocalisations d'activités industrielles des pays développées vers les PVD est aujourd'hui établi empiriquement (voir par exemple Kellenberg, 2009, Wagner & Timmins, 2009 ; Levinson, 2010).

Cette incitation à la délocalisation est synonyme de "fuite carbone": les sources d'émissions dont la trajectoire d'émissions devait être contrôlée par une politique environnementale,

⁶ Environ un tiers des sites de production d'aluminium sont ainsi localisés en Chine (Vieillefosse, 2007).

échappent à la réglementation et poursuivent leurs activités sans limiter leurs émissions. Si la fuite est conséquente, l'intégrité environnementale de la politique environnementale peut être réduite à néant, cette dernière n'ayant alors pour seul effet que de déplacer géographiquement les sources émissions.

Tableau 1 : Exposition internationale des principaux secteurs émetteurs de GES

	Part des émissions mondiales de GES	Exposition à la concurrence internationale
Electricité & chaleur	24,6%	
Industrie automobile	9,9%	Forte
Transport aérien	1,6%	Forte
Chimie	4,8%	Forte
Ciment	3,8%	
Acier	3,2%	Forte
Aluminium	0,8%	Forte
Construction	15,4%	
Agriculture	14,9%	
Déchets	3,6%	
Forêts	18,2%	

Source : WRI (2007).

Les secteurs peu exposés au commerce international ne sont pas directement exposés au « fuites carbone », mais leur réglementation peut avoir un impact sur la concurrence internationale d'autres secteurs. Le ciment constitue par exemple un bien difficilement échangeable car il est coûteux à transporter et doit être consommée à proximité de son lieu de production. Les cimentiers des pays industrialisés ne font donc pas face à la concurrence des producteurs des pays émergents, ce qui limite le risque de délocalisation. Il en est de même

de la production d'électricité, celle-ci étant difficile à transporter sur des distances importantes. De manière indirecte, le fait de réguler des secteurs peu exposés peut néanmoins entraîner des distorsions de concurrence dans des secteurs qu'ils approvisionnent. Cela est vrai notamment en ce qui concerne la production d'électricité : une distorsion des prix de l'électricité entre deux pays due à des contraintes réglementaires inégales peut ainsi engendrer des « fuites carbone » dans des secteurs très consommateurs d'énergie et ouverts à la concurrence internationale (comme l'aluminium par exemple).

Technologie et mécanismes sectoriels

Les industriels d'un même secteur exploitent des ensembles relativement homogènes de technologies, qu'il s'agisse d'équipements (*hard technology*) ou de savoir-faires (*soft technology*). Ceux-ci incluent des technologies standards bien connues et accessibles à tous, mais aussi des technologies plus avancées, généralement exploitées de façon exclusive par les firmes qui les ont développées.

Cette proximité technologique est à la fois la condition et un levier d'action des mécanismes sectoriels, qui peuvent intervenir à différents niveaux :

- **Benchmarking.** Le périmètre sectoriel se prête bien au *benchmarking* technologique (c'est-à-dire au recensement et à l'évaluation comparative des pratiques et technologies existantes) dès lors que les firmes d'un même secteur exploitent des technologies comparables. L'intérêt en est de pouvoir mesurer les performances environnementales de l'industrie sur la base d'indicateurs communs. Il devient ainsi possible d'identifier les meilleures pratiques et d'évaluer les performances des équipements, des sites de productions ou des industries nationales par rapport à ces meilleures pratiques. Sous condition de certification par des tierces parties indépendantes des données ainsi produites, les données issues du *benchmarking* peuvent enfin être exploitées pour concevoir des politiques climatiques, à travers la définition d'objectifs de réduction des émissions de GES, et la construction de scénarios de référence.
- **Diffusion des technologies.** Les mécanismes sectoriels peuvent aussi avoir pour objectif de faciliter la diffusion des technologies entre les firmes d'un secteur – et de permettre ainsi la réduction des coûts d'abattement par l'emploi des meilleures solutions disponibles. Si leur développement est généralement coûteux, les technologies peuvent en effet être transférées à un coût faible dès lors que le récepteur a le niveau technique suffisant pour les exploiter. La coopération en

matière de diffusion de technologie peut alors être entendue dans un sens réduit comme le partage de bonnes pratiques, ou inclure de façon plus ambitieuse des technologies avancées⁷.

Dans ce dernier cas tout particulièrement, le partage des technologies propriétaires se heurte toutefois aux problèmes des incitations des firmes détenant les technologies. Celles-ci n'ont en effet pas d'intérêt à partager les technologies propriétaires dont elles ont assumé les coûts de développement, si cela implique la perte d'un avantage concurrentiel ou du revenu de la vente de licences. Le partage de technologies suppose alors la mise en place de contreparties.

- **Coopération en R&D.** La logique de coopération peut également être étendue au niveau du développement des technologies. La mutualisation des coûts et des compétences entre industriels entraîne des gains d'efficacité dans la R&D, tels que la réduction des duplications d'investissement. Il est ainsi possible d'atteindre des objectifs plus ambitieux. Les investissements étant partagés, les technologies ainsi développées ont de plus vocation à être diffusées plus largement entre les industriels, devenant ainsi des standards sectoriels.

Spécificité et retard de certaines industries nationales

Les fondements économiques de l'approche sectorielle présentés ci-dessus s'inscrivent dans le cadre de secteurs relativement homogènes, où les firmes partagent un même environnement concurrentiel et technologique. Ces conditions ne s'appliquent cependant pas à tous les secteurs. En particulier, certaines industries domestiques de PVD sont caractérisées à la fois par une faible exposition à la concurrence internationale et par un écart technologique important vis-à-vis des industriels des pays développés. C'est par exemple le cas de l'industrie mexicaine de l'acier, qui a principalement recours au gaz naturel pour la réduction du fer par voie directe – ce qui n'est pas le cas des industriels de l'acier dans le reste du monde. De même, les cimentiers chinois utilisent des fours verticaux peu efficaces, qui ont cessé d'être exploités ailleurs (CCAP, 2010).

⁷ L'efficacité du transfert de technologies hard suppose un transfert simultané de technologies soft, les deux types de technologie étant d'une importance égale pour le succès du transfert (Lawrence, 2007). Dans un rapport publié en 2000, le GIEC stipule à ce sujet que le transfert de technologie doit englober "les processus qui consistent à comprendre comment il faut apprendre, utiliser et reproduire la technologie, y compris la capacité de la choisir et de l'adapter aux conditions locales, ainsi que de l'intégrer aux technologies autochtones".

De tels écarts réduisent l'intérêt d'une approche globale fondée sur le *benchmarking* technologique. Ils justifient en revanche d'autres types d'approches sectorielles centrées sur le rattrapage technologique.

- La logique des *benchmarks* technologique internationaux perd de son efficacité lorsque certaines industries domestiques ont suivi des trajectoires technologiques trop spécifiques. Plus généralement, certains PVD peuvent rencontrer des difficultés considérables pour la collecte d'informations nécessaires à la mise en place de systèmes de mesure, *reporting* et vérification conformes aux *benchmarks* internationaux (Egenhofer & Fujiwara, 2008 ; Helme, 2010). Compte tenu de la diversité des situations entre pays et secteurs, Baron et al. (2007) estiment ainsi que l'extension des mécanismes de marchés aux PVD nécessiterait la définition, au cas par cas (dans le cadre des négociations climatiques), de méthodologies spécifiques.
- Un alignement des industries nationales en question sur les normes et technologies internationales passe par une phase de transition, et se heurte à d'importantes barrières financières, technologiques, mais aussi souvent réglementaires. Dans ces conditions, le partage d'informations et de bonnes pratiques n'est pas suffisant ; une approche sectorielle appropriée suppose des actions spécifiques de *capacity building*, combinant financement et transfert de technologie, dans le cadre d'une stratégie de transition. Outre la participation des industriels, une telle stratégie nécessite aussi d'impliquer les autorités publiques des PVD.

2.3 Mécanismes sectoriels et marchés carbone

La création de marchés du carbone est un outil clé des politiques climatique. Est-il possible, et souhaitable du point de vue de l'efficacité économique, d'articuler de tels marchés à des mécanismes sectoriels ? Après avoir défini plus précisément le fonctionnement des marchés carbone, nous discutons dans cette section l'intérêt d'une approche sectorielle des marchés carbone, et les problèmes spécifiques que pose l'implication des PVD dans ces marchés.

Définition des mécanismes de marché

Il existe deux grandes catégories de mécanismes de marchés : les systèmes de permis négociables et les mécanismes de flexibilité. Ces systèmes peuvent à leur tour être subdivisés, suivant qu'ils reposent sur des objectifs absolus ou relatifs de réduction d'émissions de GES :

- Le *Cap & Trade* est la forme la plus connue de système de permis négociables. Une autorité centrale fixe un plafond à la quantité de GES pouvant être émis par les entreprises participant au système. Ce plafond est subdivisé en permis d'émissions (correspondant au droit d'émettre un volume spécifique de tonnes équivalent CO₂) qui sont alloués ou vendus aux entreprises. Celles-ci sont tenues de détenir un nombre de permis correspondant à leurs émissions, de sorte que le nombre total de permis ne peut pas dépasser le plafond. Les entreprises dont l'activité requiert une quantité de permis supérieure à leur dotation doivent acheter des permis à d'autres entreprises. Dans ces conditions, les entreprises dont le coût d'abattement est supérieur au prix du permis vont acheter des permis supplémentaires à celles dont le coût d'abattement est inférieur au prix du permis. L'équilibre du marché des permis garantit ainsi une égalisation des coûts marginaux d'abattement, et donc une répartition efficace des efforts d'abattement.
- Le *Baseline & Credit* est une forme alternative de système de permis négociables, dans laquelle le scénario de référence n'est pas exprimés en volumes absolus d'émissions, mais par rapport à un indicateur relatif tel que l'intensité de la production en émissions de GES, ou encore son intensité énergétique. Les firmes dont la performance dépasse l'indicateur de référence se voient attribuer des crédits, que les firmes qui n'atteignent pas l'indicateur de référence pourront leur acheter.
- **Mécanismes de flexibilité.** Ces mécanismes consistent à étendre les marchés carbone à des entreprises dont les émissions ne sont pas limitées par un système de permis négociables de type *Cap & Trade* ou *Baseline & Credits*. Le principe est d'attribuer des crédits carbone en contrepartie de projets réduisant les émissions de GES. Ces crédits peuvent être revendus aux acteurs soumis au système de permis négociables, lesquels peuvent les utiliser au même titre que des permis pour relâcher leur contrainte d'émission.

Selon le type de système de permis négociables auquel ils sont adossés, les crédits pouvant être obtenus dans le cadre des mécanismes de projets peuvent donc être définis en termes de volumes absolus d'émissions ou par rapport à d'autres indicateurs. Dans tous les cas, seuls sont éligibles les projets qui n'auraient pu être entrepris sans le bénéfice additionnel tiré de la vente des crédits carbone. Ce dernier critère implique la définition de méthodologies rigoureuses d'évaluation de l'impact des projets, et la mise en place de procédures de mesure et vérification une fois les

projets lancés. Ainsi, le système de crédit carbone permet de respecter à moindre coût le plafond d'émission associé au système de permis négociables, en externalisant une partie des efforts d'abattement auprès d'acteurs disposant d'opportunité d'abattement à moindre coût.

Le principal outil économique mis en place dans le cadre du Protocole de Kyoto correspond à des mécanismes de marché fondés sur des objectifs absolus d'émissions constituent. Les pays développés ayant souscrit des engagements en matière de plafond d'émission (pays de l'annexe I) sont soumis à un régime de type *Cap & Trade*, dont le principal exemple est le système ETS européen. Les autres pays (hors annexe I) n'ayant pas souscrit d'engagements contraignants sont connectés aux mécanismes de marché des pays de l'annexe 1 par un mécanisme de projets, le Mécanisme de Développement Propre (MDP).

Quid de marchés carbone sectoriels ?

Du point de vue économique, l'intérêt des marchés carbone est d'aboutir à une répartition efficace des efforts de réduction des émissions de GES *via* l'égalisation des coûts marginaux d'abattement des firmes concernées. Ce résultat est atteint dès lors que l'ensemble des acteurs du marché font face à un signal prix uniforme, correspondant au prix d'équilibre du marché carbone. La répartition de l'effort total d'abattement est alors d'autant plus efficace que le marché englobe un grand nombre d'agents économiques, et que les coûts d'abattement sont hétérogènes.

Bien qu'elle puisse constituer une première étape dans le déploiement des marchés carbone, la mise en place de marchés carbone sectoriels est donc moins efficace si elle aboutit à une juxtaposition de marchés carbonés non connectés entre eux. En effet cela conduirait à un prix du carbone différent d'un secteur à l'autre, et entraînerait de ce fait une répartition inefficace des efforts de réduction des émissions de GES. A contrario, l'interconnexion de marchés carbonés sectoriels est une condition nécessaire de leur efficacité économique.

Une approche sectorielle des marchés carbone présente en revanche un intérêt important en matière de définition du cadre réglementaire. Le fonctionnement de marchés carbone, singulièrement des systèmes de permis négociables, suppose en effet l'existence d'une infrastructure sophistiquée, incluant (Baron et al., 2007, Bradley et al) :

- Le choix des industries concernées par le marché carbone
- La définition du périmètre de ces industries
- L'estimation de leur potentiel de réduction des émissions de GES

- La mise en place d'un système harmonisé de mesure, report et vérification des émissions effectuées par chaque industriel concerné.

La création de ces infrastructures requiert la définition et la collecte d'une quantité considérable d'informations, et constitue de ce fait un processus long et coûteux. Le secteur est l'échelle appropriée pour mener ce processus, dès lors qu'il peut constituer une unité d'analyse suffisamment homogène pour le *benchmarking* et la collecte d'informations.

Encadré 1: Des mécanismes de marché pour quels secteurs?

La possibilité d'appliquer un mécanismes de marché à un secteur dépend de plusieurs facteurs : potentiels et coûts d'abattement, durée des cycles de renouvellement, capacité à mesurer les émissions et risques de distorsions de concurrence internationale en cas d'approches différenciées par pays (WRI, 2007 ; Yougman & Diamant, 2010).

Les secteurs les plus souvent cités pour l'application de mécanismes de marché sont la *production d'électricité*, la *sidérurgie*, *l'aluminium* et le *ciment*. Ils sont en effet caractérisés par une taille importante des sites d'émissions, et une relative homogénéité des produits – ce qui facilite la définition d'objectifs d'émissions au niveau du secteur.

En revanche, la grande variété des produits et de leurs intensités carbone rend plus difficile la définition de cibles sectorielles dans *l'industrie chimique*. Il en est de même pour des industries complexes comme la *raffinerie*, où les processus de production débouchent sur plusieurs co-produits, compliquant d'autant la mise en place de systèmes de mesures des émissions.

Les transports maritimes ou aériens se prêtent aisément à la mesure des émissions, au moment du réapprovisionnement en carburant. Il est en revanche difficile d'attribuer les émissions sur une base nationale, ce qui rend d'autant plus intéressante une approche sectorielle transnationale.

Systèmes de crédits : du MDP au MDP sectoriel

Une approche sectorielle du cadre réglementaire présente également un intérêt dans le cas de mécanismes de flexibilité tels que le Mécanisme de Développement Propre du Protocole de Kyoto. Il s'agit cette fois d'agréger les projets au niveau sectoriel, pour réduire les inefficacités liées à une approche projet par projet. Ces inefficacités sont de deux types :

- Le fonctionnement des mécanismes de flexibilité est très coûteux, en raison de la nécessité d'appliquer, projet par projet, des méthodologies d'évaluation et des

procédures de suivi rigoureuses pour garantir que les crédits carbone distribués correspondent bien à des réductions d'émissions effectives (Hampton et al., 2008). Ces coûts de transactions sont ainsi un frein important à la réduction des émissions de GES via ce mécanisme. Leur application projet par projet peut cependant s'avérer particulièrement coûteuse dès lors qu'elle est répétée pour un grand nombre de projets très similaires (par exemple le recours à des combustibles alternatifs dans plusieurs cimenteries situées dans une même région).

- La procédure du MDP s'avère également inadaptée lorsque l'échelle du projet ne permet pas de rendre compte de l'ensemble des mécanismes économiques en jeu. C'est le cas s'il existe des synergies ou des économies d'échelles entre différents projets, de sorte qu'un projet pilote facilite ensuite le lancement d'autres projets similaires (Glachant & Ménière, 2011). Le projet MDP mené par le cimentier Indocement en Indonésie en est un exemple (Glachant & Ménière, 2007). Avec l'aide de l'Allemand Heidelberg Cement, Indocement a supporté le coût initial de mise au point et de certification d'un nouveau type de ciment hybride, basé sur des composants disponibles localement, dont la production nécessite moins d'énergie. Ce premier projet a permis le lancement d'autres projets similaires. Plus généralement, il peut être plus efficace de traiter de manière groupée les problèmes de barrières technologiques ou financières communes à plusieurs projets voisins. Enfin les méthodologies du MDP s'avèrent mal adaptées à des projets complexes impliquant des actions de politique publique (par exemple, un changement modal dans le secteur des transports).

Dans ce contexte, le principe du MDP sectoriel est de changer d'échelle en passant d'une approche par projets à une approche par groupes de projets identiques entrepris dans un même secteur. Ce changement d'échelle pourrait engendrer des gains d'efficacité à plusieurs niveaux (Youngman & Diamant, 2010):

- Réduction des coûts administratifs par projet grâce à l'application de méthodologies et procédures d'évaluation standardisées pour l'ensemble des projets de même type.
- Economies d'échelle et meilleure coordination dans l'élimination de barrières technologiques et financières communes à l'ensemble des projets.
- Intégration des leviers de politique publique à l'échelle sectorielle. De tels leviers peuvent être de nature réglementaire, et/ou porter sur des investissements

d'infrastructure ou de développement de capacités techniques nécessaires à la réalisation des projets (*capacity building*).

Encadré 2 : le MPD programmatique

Le MPD programmatique est un concept assez proche du concept de MPD sectoriel, et souvent confondu avec lui. Le principe de cette d'approche est de rassembler au sein d'un même "programme" plusieurs projets MPD classique afin de réduire les coûts de transaction de l'approche projet-par-projet et de coordonner entre elles des activités liées.

A la différence d'un MPD sectoriel, le MPD programmatique peut englober un ensemble d'acteurs n'appartenant pas nécessairement au même secteur. Par exemple, si un pays décide d'améliorer les performances environnementales de la production d'un bien (l'aluminium ou le ciment par exemple), il peut envisager de contrôler les émissions à tous les niveaux du cycle de vie du produit, au lieu de se concentrer uniquement sur la pollution de bout de chaîne. Les différentes étapes du cycle de vie peuvent faire intervenir plusieurs secteurs différents (le secteur de la production d'électricité, des transports,...) qui seront donc tous impliqués au sein d'un même programme.

Implication des PVD dans les marchés carbone

La mise en place d'un marché global de permis négociables, sur une base sectorielle ou inter-sectorielle, constitue un enjeu de taille pour les PVD. Elle les conduirait en effet à prendre des engagements contraignants en matière d'objectifs (absolus ou relatifs à de réduction des émissions de GES. Outre un effet du marché carbone sur la limitation globale des émissions, de tels engagements ont un effet redistributif important. Des engagements ambitieux des PVD reviendraient à leur faire supporter une partie du coût global de réduction des émissions. A contrario, des engagements faibles (proches du scenarios *business as usual*) leur permettrait de tirer un revenu de la vente de permis/crédits aux pays développés.

Dans ce contexte les PVD ne veulent pas supporter le coût de l'effort de réduction des émissions de GES qui serait imposé à leurs industries (Helme, 2010). De leur point de vue, la fixation d'objectifs contraignant d'émissions de GES est en effet de nature à brider ou mettre fin à la forte dynamique de croissance économique que connaissent beaucoup d'entre eux, et notamment les grands pays émergents. Le coût d'un alignement sur les pays développés peut en outre être particulièrement élevé et déstabilisant pour les industries faisant face à des barrières technologiques, financières ou réglementaires importantes. A supposer qu'ils

acceptent de souscrire à des engagements réellement contraignants (c'est-à-dire plus ambitieux qu'un scénario *business as usual*), ils sont pour les mêmes raisons plus favorables à des cibles relatives plutôt qu'absolues.

A défaut de participer pleinement à un marché carbone international de type *Cap & Trade*, les PVD disposent cependant d'un certain degré de liberté pour associer de manière différenciée leurs industries domestiques (CCAP, 2010) :

- Participation de certains secteurs seulement à un marché carbone international sectoriel ou multi-sectoriel. Il s'agirait alors des seuls secteurs ayant atteint un stade de développement comparable à celui des industries des pays développés.
- Mise en place d'un système domestique de type *Cap & Trade* ou *Baseline & Credit* à l'échelle sectorielle ou inter-sectorielle. L'avantage d'un tel système est de pouvoir tenir compte des spécificités des industries domestiques concernées pour la collecte d'informations et les règles de MRV. Cela est notamment vrai dans le cas d'un système *Baseline & Credit*, qui laisse un degré de liberté plus important dans la définition des cibles et mesures d'abattement. De tels systèmes domestiques pourraient être amenés à évoluer, pour être à terme connectés à des marchés carbones internationaux de type ETS.
- Recours à des mécanismes de flexibilité. Cette alternative est plus facilement acceptable pour les PVD dans la mesure où elle ne requiert pas d'engagement contraignants : les réductions sont effectuées sur une base volontaire et financés par les pays soumis aux systèmes de permis négociables.

Mécanismes de marché : effets redistributifs et distorsions de concurrence

La mise en place de mécanismes de marchés transnationaux présente l'avantage de soumettre l'ensemble des firmes d'un même secteur à un prix uniforme du carbone (ou de l'inefficacité environnementale dans le cas de cibles relatives). Cette uniformité réglementaire permet d'atteindre une répartition efficace des coûts d'abattement. Elle élimine également les distorsions de concurrence dues à l'asymétrie des coûts marginaux associés à la pollution.

Le niveau des engagements pris par chaque pays dans le cas d'un système de permis échangeables (*Cap & Trade* ou *Baseline & Credits*), et a fortiori le recours à des mécanismes de marchés dans certains pays (qui dans ce cas ne prennent aucun engagement contraignant) peuvent toutefois avoir des effets redistributifs importants. Sans remettre en cause l'efficacité économique atteinte grâce au prix uniforme de la pollution, ceux-ci peuvent à leur tour

affecter la compétitivité relative des industries domestiques à l'intérieur d'un secteur exposé à la concurrence internationale, et soulever de ce fait des problèmes d'acceptabilité politique.

- **Effets redistributifs.** Le prix uniforme du carbone est le résultat de l'ensemble des engagements de réductions des émissions de GES souscrits par les pays participant au mécanisme de marché. Etant donné ce prix, les effets redistributifs dépendent de la capacité des industries nationales à atteindre les objectifs d'abattement que leur a fixé leur gouvernement. Les firmes ayant des coûts d'abattement faibles vont être en mesure de revendre des permis ou crédits, et ce d'autant plus qu'elles se seront vu allouer au départ un objectif peu contraignant. A l'inverse, les firmes ayant des coûts d'abattement élevés vont devoir acheter des permis ou crédits, et ce d'autant plus qu'elles se seront vues fixer des objectifs exigeants. Un transfert de richesse s'opère donc via les marchés carbone depuis i) les pays ayant souscrit des engagements ambitieux et dont les industries sont caractérisées par des coûts marginaux d'abattement relativement élevés vers (ii) les pays ayant souscrit des engagements peu ambitieux et dont les industries sont caractérisées par des coûts marginaux d'abattement relativement faibles.

Le premier groupe de pays inclut plus probablement les pays développés, dont les industries se sont déjà adaptées à des contraintes environnementales fortes. A l'inverse, les industries des PVD sont peu encore soumises aux réglementations environnementales et disposent donc encore d'opportunités d'abattement à faibles coûts. Des effets redistributifs importants entre ces deux groupes de pays sont donc probables si les PVD ne souscrivent qu'à des engagements peu contraignants, l'essentiel du coût de l'effort de réduction des émissions de GES étant assumé par les pays développés. Ces effets sont notamment évidents dans le cas des mécanismes de flexibilité. En effet ces mécanismes n'impliquent aucun engagement de la part des PVD qui y participent, et ils ne sont viables que si il existe dans les pays industrialisés une demande pour de tels crédits, du fait d'engagements contraignants.

- **Distorsions de concurrence.** Sans affecter les coûts marginaux des firmes, de tels transferts de richesses peuvent néanmoins affecter leur profitabilité. La coexistence d'un système de permis négociables dans les pays industrialisés et d'un mécanisme de flexibilité dans les PVD peut de plus engendrer des distorsions de concurrence au profit de ces derniers (CEPS, 2008). Sur le plan microéconomique, les permis peuvent en effet être assimilés à une forme de taxe sur les émissions, et donc sur la production

effectivement réalisée⁸. A l'inverse les crédits correspondent plutôt à une forme de subvention à la réduction d'émissions. Si pour un prix équivalent, les deux mécanismes conduisent à des efforts de réductions similaires, ils ont pour effet de réduire les profits des firmes dans le cas des quotas, et de les augmenter dans le cas des crédits⁹. Sur le long terme, la coexistence des deux systèmes peut donc conduire à des phénomènes de « fuite carbone », avec des réductions de capacités de production une dans les pays industrialisés, et à une réallocation de ces capacités vers les PVD.

Synthèse

Du point de vue économique, l'intérêt d'une approche sectorielle des politiques climatiques tient à la possibilité de mieux traiter certains problèmes à cette échelle. Une approche sectorielle transnationale permet ainsi de corriger les distorsions de concurrence liées à des réglementations environnementales nationales différentes, de coordonner l'innovation et la diffusion des technologies sobres en carbone entre des firmes comparables, et d'uniformiser dans un périmètre pertinent les méthodologies de mesures des émissions pouvant servir de socle à la mise en place de mécanismes de marché. Elle est de ce fait d'autant plus pertinente que les secteurs concernés sont globalement homogènes et ouverts à la concurrence internationale.

Dans ces conditions, une approche sectorielle des mécanismes de marché carbone présente deux avantages. Elle permet d'une part de définir des normes communes de mesure, *reporting* et vérification des émissions, et d'autre part d'éliminer les distorsions de concurrence dues à un prix du carbone différent d'un pays à l'autre. Il existe un degré de liberté important dans le choix du périmètre, des objectifs et de l'architecture de ces mécanismes, qui sont de ce fait des paramètres clé des négociations. La participation des industries des PVD à des mécanismes de marchés transnationaux permettrait ainsi d'obtenir une répartition efficace des efforts d'abattement, et de supprimer les distorsions de concurrence liées à des coûts différents des émissions dans un secteur donné. Compte tenu de la disponibilité d'opportunités d'abattement à plus faible coût dans ces pays, un engagement limité de leur part en termes d'objectifs pourrait toutefois avoir des effets redistributifs importants, depuis les firmes des pays développés vers celles des PVD.

⁸ La taxe correspond en l'occurrence au prix d'achat des quotas couvrant la production réalisée.

⁹ Le système des crédits étant optionnel, les firmes ne vont en effet entreprendre des projets de réduction des émissions de GES que si le gain tiré des crédits s'avère supérieur au coût de réduction des émissions.

Ces mécanismes économiques sont autant de paramètres à partir desquels peuvent être développées des approches sectorielles. L'objectif de la seconde partie sera de présenter comment les Etats et les acteurs de l'industrie peuvent s'en emparer pour construire des approches sectorielles sur une base coopérative.

3. Typologie des accords sectoriels

Il n'existe pas à ce jour de définition communément admise des accords sectoriels, auxquelles peuvent être rattachés une grande variété d'initiatives et de mécanismes. L'AIE (Baron et al. 2007) identifie quatre types d'approches sectorielles :

- Les deux premières correspondent à des politiques sectorielles nationales, soit à travers des engagements quantifiés en matière d'émissions, soit dans le cadre de politiques environnementales plus large dont la réduction des émissions de GES serait l'une des dimensions.
- Les deux autres catégories correspondent à des approches sectorielles transnationales, impliquant pour l'une la fixation d'objectifs d'émissions au niveau d'un secteur, et pour l'autre une coopération orientée sur la technologie.

Le CEPS (Egenhofer & Fujiwara, 2008) propose une autre classification distinguant trois catégories d'accords : les approches transnationales initiées par les industriels, les engagements pris par des Etats concernant leurs industries domestiques, et les systèmes de crédits carbone implémentés suite à un accord entre Etats.

La distinction que nous avons opérée entre mécanismes et accords sectoriels nous permet de proposer une classification alternative. Après avoir isolé les mécanismes sous-jacents aux approches sectorielles, nous sommes en mesure de nous intéresser plus spécifiquement aux initiatives sectorielles reposant sur un accord entre acteurs, qu'ils s'agissent d'Etats et/ou d'industriels. Dans cette perspective, nous pouvons adopter une démarche plus empirique, fondée sur l'observation des initiatives existantes ou débattues dans le cadre des négociations climat.

Cette approche nous conduit à distinguer grands deux modèles d'accords sectoriels, auxquels peuvent être rattachés une grande variété d'initiatives. Le premier modèle correspond à des initiatives de coopération transnationales entre industriels, telles que celles qui ont été lancées dans les secteurs du ciment, de l'acier ou de l'aluminium, ou dans le cadre du partenariat Asie-Pacifique. A l'inverse, le second modèle correspond à des accords passés entre Etats

dans le cadre des négociations, et ayant pour objet la mise en œuvre de politiques d'abattement dans certains secteurs des PVD. Ce type d'accords s'inscrit dans le cadre des négociations internationales sur le climat, et correspondent au concept de NAMA (Nationally Appropriate Mitigation Actions) issu de ces négociations (UNFCCC, 2009).

3.1 Initiatives transnationales des industriels

Une première catégorie d'accords sectoriels relatifs au climat correspond à des accords passés entre industriels d'un même secteur, à l'échelle globale. Il existe à ce jour trois initiatives de ce type :

- Lancée en 2000 par le WBCSD (*World Business Council for Sustainable Development*), la **Cement Sustainability Initiative (CSI)** vise à définir une stratégie de développement soutenable pour l'industrie cimentière, et intègre donc la lutte contre le changement climatique dans ses objectifs. En février 2011, cette initiative rassemble 23 grands groupes cimentiers, présents dans plus de 100 pays différents, et représentant plus de 40% de la production mondiale.
- Dans le secteur de l'aluminium, l'**International Aluminium Institute (IAI)** regroupe 27 industriels et représente environ 80% de la production mondiale. Dans le cadre du programme *Aluminium for Future Generations*, les membres de l'IAI se sont accordés en 2009 sur une liste d'objectifs volontaires visant à améliorer la soutenabilité environnementale de la production d'aluminium : réduction des émissions de PFC (perfluorocarbures)¹⁰, réduction de 10% de la consommation d'énergie consommée pour la fusion d'une tonne en 2010 par rapport à 1990, et contribution à la réduction des émissions dans le transport en réduisant le poids des composants en aluminium.
- Dans l'industrie sidérurgique, l'association **Worldsteel** a été créée en 1967¹¹ et comprend 180 firmes productrices d'acier, parmi lesquelles figurent 19 des 20 plus gros producteurs. Ses membres couvrent ainsi 85% de la production mondiale, y compris dans les grands pays émergents (Chine, Inde, Brésil). L'association a pour objectif de promouvoir un développement durable du secteur sur les plans

¹⁰ Entre 1990 et 2006, l'industrie a réduit de 80% ses émissions de PFC par tonne d'aluminium primaire produit. L'objectif de l'IAI est de parvenir à une réduction supplémentaire de plus de 50% entre 2006 et 2020.

¹¹ En 1967, l'association a été fondée sous le nom d'Institut International du Fer et de l'Acier. Elle a pris le nom de World Steel Association en 2008.

environnemental, social et économique. Elle a érigé la lutte contre le changement climatique en objectif prioritaire.

D'autres d'accords entre industriels diffèrent de ces initiatives de part leur échelle géographique plus réduite, et l'implication des autorités publiques au côté des industriels. C'est le cas des accords volontaires passés entre des associations industrielles et le gouvernement japonais ou la Commission Européenne (encadré 2). Le Partenariat Asie Pacifique constitue un cas original d'accord sectoriel, dans la mesure où il associe plusieurs Etats et des industriels de différents secteurs dans le cadre d'un partenariat public-privé. Ces activités sont néanmoins proches de celles des initiatives lancées dans les secteurs de l'acier, du ciment et de l'aluminium, et il fait pour cette raison l'objet d'une section spécifique à la fin de cette sous-partie.

Encadré 3 : Deux exemples d'accords volontaires régionaux

Au Japon, le gouvernement et les industriels membres du Keidanren (fédération d'industriels rassemblant plus de 1300 compagnies) ont passé un accord afin d'atteindre une partie de l'objectif Kyoto du pays¹². Dans le cadre de cet accord, les industriels se sont engagés à stabiliser leurs émissions aux niveaux de 1990, ce qui ne représente qu'une partie de l'engagement du Japon de réduire ses émissions de 8,6% en 2012 par rapport aux niveaux de 1990. Toutefois l'engagement des industriels n'est pas contraignant, et aucun mécanisme n'a été prévu afin d'assurer que les objectifs seront atteints. L'intérêt de cette approche est d'évaluer les potentiels de réduction en développant des méthodes de mesure sur une base sectorielle. A terme, il est ainsi prévu que cet accord facilite l'élaboration d'une stratégie « bottom-up » de réduction des émissions.

En Europe, trois associations de constructeurs automobiles ont signé des accords volontaires avec la Commission européenne à la fin des années 1990. Ces accords, signés en 1998 pour l'ACEA (Association des Constructeurs Européens d'Automobiles) et en 1999 pour la JAMA (Association des Constructeurs Japonais d'Automobiles) et la KAMA (Association des Constructeurs Coréens d'Automobiles), ont pour objectif d'abaisser à 140g/km le taux d'émissions des voitures destinées aux particuliers d'ici à 2008, ce qui représente une réduction de 25% des taux d'émissions par rapport aux taux de 1995.

Des secteurs fortement émetteurs, concentrés et globalisés

Les trois secteurs ayant déjà donné lieu à une initiative sectorielle globale partagent plusieurs caractéristiques notables. L'aluminium, le ciment, et l'acier font tout d'abord partie des principaux secteurs émetteurs de GES. Ils sont à ce titre visés prioritairement par les projets de mécanismes sectoriels (Egenhoffer & Fujiwara, 2008), au côté d'un petit nombre de gros producteurs des secteurs de la chimie, des pâtes et papier et de l'énergie dont l'activité est particulièrement intensive en énergie. Dans ce contexte, il est probable que les initiatives lancées par les industriels dénotent une volonté d'anticiper la mise en place de mécanismes sectoriels contraignants.

¹² <http://www.keidanren.or.jp/english/policy/pol058/index.html>
<http://www.kiconet.org/english/publication/archive/keidanren-vap.pdf>

Les structures industrielles des secteurs de l'aluminium, du ciment, et de l'acier diffèrent en revanche en ce qui concerne le degré de concurrence internationale, et donc le risque de « fuite carbone ». Le secteur de l'aluminium est le plus exposé à la concurrence internationale : plus du tiers des usines sont implantés en Chine, pays dans lequel il n'y a pas de réglementation, et 77% de la production y passe par le commerce international (Vieillefosse, 2007). A l'inverse, le commerce international ne concerne que 6% de la production de ciment (WRI, 2007) en raison de coûts de transport élevés. L'acier est dans une position intermédiaire. Parallèlement à l'émergence de multinationales, la part de la production faisant l'objet de commerce international y a augmenté de 22% au milieu des années 1970 à 40% en 2000 (WRI, 2007). Les échanges internationaux ont cependant diminué à partir de 2005, en raison notamment du remplacement des importations chinoises par une production domestique.

En dépit de ces différences, chacun des trois secteurs est en revanche très concentré à l'échelle internationale (Tableau 2), et dominé par un nombre limité de multinationales présentes dans un grand nombre de pays. Ces caractéristiques impliquent une certaine homogénéité entre les industries nationales, laquelle renforce la pertinence d'une approche sectorielle. Le nombre limité d'acteurs et leur envergure internationale est également de nature à faciliter leur coordination dans le cadre d'initiatives communes (Olson, 1965). Comme le pointent certains observateurs, cette situation de concentration ne va pas sans poser un risque de pratiques anticoncurrentielles dans le cadre d'accords sectoriels (CCAP, 2008).

Tableau 2 : principaux secteurs émetteurs de GES

	Part des émissions globales de GES	Part des 10 principaux acteurs dans la production globale
Acier	5,22% (2005)	26%
Ciment	4,6% (2005)	25%
Aluminium	0,9% (2004)	54%

Sources : Vieillefosse (2007), Baron et al. (2007), Egenhoffer et Fujiwara (2008)

Benchmarking et collecte d'informations

Le principal levier d'action commun aux trois initiatives sectorielles globales réside dans un effort de *benchmarking* et de collecte d'informations sur les émissions de GES des industriels (Baron & Ellis, 2006 ; Fujiwara, 2010). Considérons dans un premier temps les actions de ce type réalisées par chaque ASTI :

- **Cement Sustainability Initiative.** Les principaux efforts de la CSI portent sur le développement d'un protocole uniformisé de mesure et de suivi des émissions, la collecte de données à l'échelle de chaque installation et l'établissement de benchmarks afin d'identifier les meilleures pratiques (CSI, 2005). Lancé au milieu des années 2000, le projet GNR (Getting the Numbers Right) a ainsi conduit au développement d'une base de données globale des émissions de CO₂ par cimenterie, en fonction de facteurs tels que la nature des combustibles utilisés, la localisation ou la technologie de production utilisée. Cette base constitue un instrument important de conception et d'évaluation des politiques de réduction des émissions de GES dans le secteur cimentier. Elle permet ainsi aux industriels de développer des stratégies de réduction coordonnées et informées, à l'échelle globale.
- **International Aluminium Institute.** Comme dans le cas de la CSI, le levier d'action principal du CSI réside dans la collecte et l'analyse de bases de données couvrant 80% de la production mondiale. L'IAI a notamment développé un modèle permettant d'identifier les flux futurs de recyclage et d'estimer les émissions futures de GES.
- **Worldsteel.** Lancé en 2003, le "CO₂ Breakthrough Programm" de Worldsteel vise à recenser et identifier les potentiels de réduction et les nouvelles technologies permettant de réduire les émissions du processus de production d'acier. Il a principalement donné lieu à la mise en place en 2008 d'un programme de collecte de données permettant à chaque producteur d'établir ses émissions de CO₂ en appliquant une méthodologie standardisée (Worldsteel, 2009). Dès la première année, 180 sites ont participé à cet exercice. En 2010 les données collectées sur les émissions et l'intensité énergétique couvraient presque 40% des capacités de production mondiales. Ce dispositif a été complété en 2009 avec le lancement d'un programme de reconnaissance des industriels ayant respecté leur engagement de report de données (*Worldsteel Climate Action recognition programme*). En 2009, c'était le cas d'environ deux tiers des membres de l'association.

Outre leur coût élevé, le *benchmarking* et la collecte de données de tels dispositifs représentent un risque stratégique pour les firmes (Baron et al., 2007 ; Bradley et al., 2007 ; WRI, 2007 ; CCAP, 2008).

- Les industriels bénéficient au départ d'une situation d'asymétrie d'information vis-à-vis des gouvernements, qui peut conduire ces derniers à sous-estimer leur capacité à s'adapter à des contraintes environnementales et à investir dans des technologies de réduction des émissions de GES. Révéler entièrement leurs potentiels et leurs coûts d'abattement les expose donc à des mesures réglementaires plus sévères décidées unilatéralement par les autorités publiques.
- La définition de *benchmarks* communs risque de plus de créer des biais en faveur de certaines firmes, en fonction de la proximité entre la norme commune et leurs profils technologiques. Cette difficulté peut faire échouer la définition de benchmarks par les industriels¹³. Elle rend également plus difficile l'harmonisation des benchmarks déjà établis au niveau national ou international¹⁴.

Faces à ces obstacles, la coopération n'est possible que si les industriels disposent d'incitations suffisantes. La littérature (CCAP, 2008) identifie deux catégories d'incitations complémentaires:

- Le *benchmarking* des méthodes de mesures et l'organisation de la collecte d'information par les industriels peuvent être un moyen d'anticiper la mise en place de mécanismes sectoriels par les autorités publiques, et ainsi de les influencer dans un sens favorable. Les membres de la CSI poussent ainsi en faveur d'une approche sectorielle incorporée dans l'architecture globale de l'UNFCCC, dont la mise en place pourrait s'appuyer sur les travaux de l'association. Les industriels étant en mesure de tirer partie de la situation d'asymétrie d'information avec les autorités publiques, les systèmes d'informations qu'ils développent n'ont toutefois pas vocation à se substituer à ceux des autorités publiques. Par confrontation et synthèse, ils peuvent néanmoins aider à les ajuster pour les rendre plus robustes (CCAP, 2008)
- L'approche coopérative est aussi perçue par les industriels des pays développés comme un moyen de faciliter l'implication des firmes des PVD, notamment des pays

¹³ L'échec partiel de la tentative des industriels de mettre en place des benchmarks communs au moment des premières et secondes phases des plans d'allocation du système européen de permis négociables (ETS) en est une illustration (CCAP, 2008).

¹⁴ Ce problème concerne notamment l'harmonisation des benchmarks établis séparément par l'Agence Internationale de l'Energie, le Partenariat Asie Pacifique, et les associations d'industriels.

émergents, dans la lutte contre le changement climatique. Une approche commune des problématiques de *benchmarking* permet en effet d'identifier en amont les problèmes de collecte de données et les besoins en termes de développement de capacités (*capacity building*) dans certains pays. La perspective de transferts d'information et de technologies est aussi susceptible d'inciter les industriels des PVD à s'impliquer plus fortement dans la réduction d'émissions que s'ils devaient uniquement répondre à des impulsions gouvernementales (CCAP, 2008).

Coopération en matière de technologie

La diffusion et du développement de technologies font partie des leviers d'actions possibles pour les accords sectoriels entre industriels. De fait ils sont inclus dans les objectifs annoncés par les trois initiatives existantes. Les actions engagées restent toutefois modestes, ce qui peut s'expliquer par le manque d'incitation des industriels à coopérer réellement dans ce domaine.

La coopération technologique peut prendre trois formes différentes (Baron & Ellis, 2006 ; Fujiwara, 2010):

- Le *benchmarking* technologique visant à recenser et comparer les technologies sobres en carbones utilisées par les industriels ou susceptibles de l'être,
- Le partage de bonnes pratiques et/ou de technologies,
- La coopération en R&D en vue de développer des technologies nouvelles susceptibles d'être ensuite exploitées par l'ensemble des partenaires.

Ces différentes mesures impliquent un degré croissant de coopération. Ainsi, le *benchmarking* technologique et le partage des bonnes pratiques sont un prolongement direct des efforts de *benchmarking* et de collecte d'information entrepris par les industriels en matière de mesure des émissions. A contrario, la coopération en R&D, et plus généralement la mutualisation de technologies propriétaires pouvant apporter un avantage concurrentiel impliquent un effort de coopération plus important. Cela est notamment vrai dans les secteurs du ciment, de l'acier et de l'aluminium où les technologies clé sont traditionnellement protégées par le secret ou le brevet (CCAP, 2008).

De fait, les trois accords sectoriels étudiés n'ont abouti qu'à des résultats limités en matière de coopération technologique, comme l'indique le tableau 3 ci-dessous. L'essentiel de leurs réalisations sont centrées sur le *benchmarking* technologique et le partage de bonnes pratiques – reflétant principalement la recherche de réductions d'émissions « sans regret ».

Le partage de technologies est limité pour l'essentiel à un échange de savoir-faire (dans le cas de l'IAI et de *Worldsteel*) en vue de créer les conditions d'un rattrapage technologique, plutôt qu'au transfert direct d'équipements productifs. Seul *Worldsteel* a lancé un projet de coopération en R&D sur le long terme, les ambitions du CSI en la matière n'ayant semble-t-il pas été concrétisées.

Tableau 3 : actions relatives à la technologies engagées dans le cadre des initiatives transnationales

	<u>Cement Sustainability Initiative</u>	<u>International Aluminium Institute</u>	<u>Worldsteel</u>
Benchmarking technologique	Feuille de route technologique ⇒ 38 technologies actuelles et futures	Elimination des effets d'anode ⇒ Benchmarking de la performance des technologies disponibles	
Partage de bonnes pratiques et de technologies		Elimination des effets d'anode ⇒ partage des bonnes pratiques Mise en place de systèmes de mesure spécifiques des émissions de PFC sur les sites de productions	Echange d'informations en vue du renouvellement des aciéries obsolètes ⇒ groupes de travail, échanges d'information entre membres
Coopération en R&D	Objectif de coopération en R&D dans le cadre de partenariats public-privés ⇒ Pas de réalisation concrète identifiée		CO ₂ Breakthrough Programme ⇒ projet de recherche de long terme sur les processus de production

Le Partenariat Asie-Pacifique, un accord public-privé centré sur le *benchmarking*

Le Partenariat Asie-Pacifique pour le Climat et un Développement Propre a été fondé en 2006 entre sept pays de la région Asie-Pacifique (Australie, Chine, Inde, Japon, Etats-Unis et Corée du Sud, rejoints en 2007 par le Canada), dans une démarche parallèle et alternative à celles des négociations aux Nations-Unis. Centré sur le *benchmarking* des mesures d'émissions et des technologies, il se distingue des initiatives sectorielles présentées précédemment en ce qu'il associe des Etats et des industriels de secteurs différents, dans le cadre d'un partenariat public-privé à une échelle régionale.

L'objectif du partenariat est de favoriser la coopération sur la question des besoins énergétiques et de traiter les problèmes qui y sont liés : amélioration de la qualité de l'air, plus grande sécurité énergétique et réduction des émissions de CO₂. Les activités menées au sein du partenariat sont proposées sur une base volontaire transnationale et ne supposent aucune forme d'engagement contraignant. Une attention particulière a été portée au développement et au déploiement de technologies propres. Cela ne passe pas par la fixation d'objectifs chiffrés, la philosophie du partenariat étant de ne pas entraver la croissance économique par des contraintes réglementaires.

Les efforts sont répartis entre 8 groupes de travail dédiés chacun à un secteur donné. Ces secteurs recouvrent la production d'énergie (énergie fossile, énergie renouvelable et réseaux de distribution) et 5 secteurs intensifs en énergie (acier, aluminium, ciment, mines de charbon, et bâtiment). Les objectifs assignés aux groupes de travail sont principalement centrés sur le *benchmarking* technologique:

- Passer en revue le statut actuel de leur secteur
- Faire circuler les connaissances, expériences et bonnes pratiques
- Identifier les opportunités de coopération
- Définir l'état actuel de la technologie en termes de coûts, performances, parts de marchés et barrières à l'implémentation
- Identifier les objectifs de coût et de performance et les actions requises pour les atteindre
- Identifier, partout où cela est possible, des objectifs ambitieux et réalistes.

Le partenariat se veut être une collaboration public-privé entre les gouvernements et les industriels. Les besoins en ressources humaines et financières pour la mise en application des projets sont assurés sur une base volontaire par les pays membres, sans qu'aucun objectif quantitatif, que ce soit en terme de niveau de réduction ou de volume de financement, ne soit

imposé. Les industriels interviennent dans les travaux effectués par les groupes de travail, afin d'apporter leurs compétences et leurs recommandations pour l'élaboration des projets. La direction du *Policy and Implementation committee* et des groupes de travail est quant à elle réservée uniquement aux gouvernements.

3.3 Initiatives sectorielles des PVD (NAMAs)

La seconde catégorie d'accords sectoriels regroupe des accords entre Etats, ayant pour objet la mise en œuvre de politiques sectorielles de réduction des émissions de GES dans les PVD. Ces accords correspondent au concept de NAMA (Nationally Appropriate Mitigation Actions) issu des négociations climat (UNFCCC, 2009). Ils prévoient des engagements différenciés des PVD sur la mise en œuvre de politiques nationales de réduction des émissions de GES – y compris au niveau sectoriel – en contrepartie d'un soutien financier et/ou technique des pays industrialisés. De par l'approche nationale des politiques environnementale des PVD, les NAMAs sont proches du concept de SD-PAM défendu notamment par Baumert et Winkler (2005). Ils s'en distinguent toutefois par des objectifs plus exclusivement centrés sur la réduction des émissions de GES, alors que les SD-PAM impliquent une approche plus élargie du développement durable (Encadré 4).

Des stratégies d'abattement différenciées par pays et par secteurs

Le fait que ce type d'accords engage les PVD au niveau gouvernemental sur des stratégies sectorielles nationales constitue un moyen d'étendre les politiques climatiques à des secteurs industriels qui, du fait de leurs spécificités, se prêtent mal à une approche sectorielle transnationale. Les industries concernées peuvent ainsi être caractérisées par :

- Un écart technologique trop important par rapport aux firmes des pays développés, du fait de l'utilisation de technologies anciennes ou trop spécifiques. Dans ces deux cas, des mesures de rattrapage technologique (*capacity building*) sont nécessaires préalablement à un alignement sur les normes internationales.
- Un cadre réglementaire spécifique, inadapté à l'implémentation d'une approche globale. Cela peut concerner l'existence de contraintes réglementaires locales (par exemple en matière de contrôle des prix de l'énergie pour la génération), mais aussi l'impossibilité de constituer des systèmes de mesures, *reporting* et vérification des émissions aussi complets que ceux qui sont appliqués dans les pays développés (Helme, 2010).

Le cadre des NAMAs permet aux gouvernements des PVD de définir des stratégies sectorielles différenciées en fonctions des données locales (Helme, 2010). Ces stratégies permettent de combiner aux investissements privés des mesures d'ordre réglementaire et des investissements publics de *capacity building*. La mise en place de systèmes de mesures et de contrôle des émissions au niveau national peut ainsi constituer une première étape dans la transition vers des systèmes de vérifications reconnus au niveau international.

Encadré 4 : les SD-PAM

Le concept de SD-PAMs (Sustainable Development Policies and Measures) concerne spécifiquement les approches visant à établir un objectif de développement soutenable dont un des co-bénéfices sera la réduction des émissions (Baumert & Winkler, 2005). Le concept a été proposé dans la littérature par Winkler et al. (2002) ainsi que dans le cadre des négociations climat. Dans ce type d'approche, l'objectif premier est de permettre aux pays en développement de satisfaire leurs besoins et de favoriser un développement plus soutenable. Parmi les besoins humains de base auxquels font référence les auteurs, on peut donner les exemples suivants : "poverty eradication, job creation, food security, access to modern energy services, transport, drinking water, education, health services and land". La démarche consiste à identifier au sein de chaque pays potentiellement concerné, en tenant compte de ses spécificités propres, les chemins de développement soutenable les plus adaptés qui lui permettront de satisfaire ses besoins en terme de développement. Ce n'est que dans un second temps que l'impact de ces politiques de développement sur la réduction des émissions doit être estimé. L'enjeu de ce type d'approche est d'identifier les mesures et les politiques domestiques établissant une synergie entre développement soutenable et changement climatique. A la différence du MDP, pour lequel les réductions sont mesurées par rapport à un scénario « Business As Usual » fixe, le SD-PAM a pour but de modifier le scénario de référence dans sa globalité afin de le rendre plus sobre en carbone.

Selon les objectifs qu'il ambitionne d'atteindre, un SD-PAM peut être soit autofinancé par le pays hôte, si il n'a pas d'impact sur la réduction des émissions, soit financé (entièrement ou en partie) via les mécanismes de financement de l'UNFCCC, si il conduit à une réduction des émissions. Les deux options possibles dans le second cas sont le recours à un système de crediting ou le financement par des fonds spécifiquement dédiés au changement climatique (Climate Change Fund, Adaptation Fund, Least Developed Countries Fund). Cependant, comme il a déjà été dit, l'élaboration d'un système de crediting de grande ampleur pose des problèmes de recouvrement avec le MDP. Il est nécessaire que les frontières du champ d'action du SD-PAM soient clairement définies, ainsi que son interaction avec le MDP.

Une logique de contractualisation adaptée aux négociations

Bien que leur périmètre soit limité aux politiques sectorielles domestiques dans un PVD, les NAMAs s'inscrivent dans le cadre d'accords entre Etats. Elles s'inscrivent en effet dans le

cadre des négociations climat, et supposent un accord sur des engagements réciproques entre d'une part un PVD et d'autre part un ou des pays développés :

- D'une part les gouvernements des PVD s'engagent sur un programme d'actions – y compris en matière de *capacity building* – en vue de la réduction des émissions de GES. Ces actions, décidées à l'initiative des PVD, font l'objet d'objectifs quantifiés et sont inscrites sur un registre.
- En contrepartie, les pays développés s'engagent à apporter un soutien financier et/ou technique direct à la mise en œuvre des NAMAs, ou indirect via le financement de mécanismes de crédits carbone.

Les actions faisant l'objet de NAMAs peuvent être réparties en trois grandes catégories (Helme et al., 2010), présentés dans le tableau 4. Les *actions unilatérales* sont financées par les PVD sans contrepartie de la part des pays développés. Dans le cas des actions soutenues (*supported NAMAs*) les pays développés contribuent ex ante aux actions entreprises dans le PVD – à travers des financements ou un soutien technique – de manière bilatérale (accord entre le PVD et un pays développé) ou multilatérale (à travers un fonds multilatéral ou d'autres mécanismes financiers). Enfin le troisième type de NAMA consiste à donner aux industriels de certains secteurs du PVD l'accès à des financements ex post via des mécanismes de crédit carbone. Dans ce cas la contribution des pays développés est moins directe : elle passe par l'achat des crédits carbone, soit directement par les Etats soit par des acteurs soumis au système de permis négociables.

Tableau 4 : trois catégories de NAMAs

	Actions unilatérales	Actions soutenues	Systèmes de crédits carbonés
Contribution du PVD	Oui	Oui	Oui
Contribution des pays industrialisés	Non	Ex ante - Financements - Technologie	Ex post - Via les marchés carbone
Options d'abattement	Coût faible	Coût faible	Coût élevé

Du point de vue des PVD, les NAMAs présentent l'avantage de la flexibilité : elles sont proposées par les PVD en fonction des conditions locales, et peuvent faire l'objet de formes très variées d'objectifs quantifiés. Ainsi, la Chine envisage des NAMAs sectorielles centrées sur les technologies pour ces secteurs cimentier et sidérurgique. Dans ce cas de figure, les objectifs seraient définis en termes de types de technologies, de parts de marchés et d'unités de productions (Klein et al., 2009).

Encadré 6: Les projets de NAMAs technologiques en Chine

Les experts du Center for Clean Air Policy (CCAP) ont étudié le potentiel de réduction d'émissions de GHG à l'horizon 2020 dans les secteurs électriques, sidérurgiques, et cimentiers en Chine, tous trois particulièrement intensifs en énergie et émetteurs de GHG (Klein et al., 2009). Après avoir passé en revue les différentes options de financement pouvant être envisagées dans le cadre de NAMAs, ils proposent une approche technologique des NAMAs qu'ils jugent adaptée aux problèmes de vérification inhérents aux PVD.

Selon leurs prévisions, la production de ces industries devrait augmenter considérablement dans les prochaines années : de 136% entre 2009 à 2020 pour la sidérurgie, de 230% entre 2009 et 2025 pour le secteur électrique, et de 393% entre 2007 et 2025 pour le secteur cimentier. Dans chacun des secteurs, les experts du CCAP ont également construit des courbes de coûts marginaux d'abattement à partir des technologies actuelles et de scénarios d'évolution des technologies disponibles.

Au delà d'une quantité d'abattement correspondant à un coût négatif ou nul, les efforts de réduction des émissions entraînent des dépenses supplémentaires. Les NAMAs peuvent alors être une source de financement adéquate, notamment via des mécanismes de marché. Compte tenu du manque de données à propos des performances des industries en terme de réduction des émissions, ainsi que des incertitudes concernant les scénarios BAU de croissance de ces secteurs, le suivi de telles NAMAs serait très délicat.

Dans ces conditions, une alternative pourrait être de fonder la conception des NAMAs sur la technologie plutôt que sur la fixation et vérification d'objectifs quantifiés de réduction des émissions. Cette approche consiste à fixer des objectifs de pénétration du marché pour certaines technologies. L'accélération de la pénétration du marché par rapport à un scénario BAU pourrait ainsi être un objectif quantifiable et vérifiable. De plus cette approche présenterait l'avantage d'établir un lien clair entre le financement et l'activité entreprise,

tandis que dans le cas standard, la seule vérification possible est le résultat global, les moyens d'y parvenir étant imprécis.

Ce type de NAMAs conviendrait d'autant plus à la Chine que son économie est centralisée. Les objectifs des NAMAs peuvent ainsi facilement être insérés dans les plans de développement industriel, et le suivi des améliorations technologiques serait plus facile que celui des émissions car il est déjà au cœur de la politique industrielle chinoise. En fonction de l'origine et des modalités de financements, ce type NAMAs pourrait prendre la forme d'action unilatérale, d'action soutenue, ou de système de crédit carbone pour les technologies les plus coûteuses à mettre en place.

Le fait que les pays développés puissent contribuer aux actions d'abattement ex ante (plutôt que via les seuls marchés carbone) présente également un intérêt pour chaque partie. Pour le PVD, il garantit une contribution adaptée à des besoins spécifiques de financement ou de soutien technique¹⁵. Pour les pays développés, des contributions ex ante ciblées sont moins coûteuses que des financements ex post via les marchés carbone. Elles sont tout d'abord plus efficaces car elles permettent de mieux traiter les barrières de type *capacity building*. De plus le recours au marché carbone implique de payer un même prix par tonne de carbone quel que soit les coûts d'abattements – ce qui peut engendrer des surprofits considérables pour les firmes des PVD lorsqu'il existe des opportunités d'abattement à bas coût, mais aussi des distorsions de concurrence de type « fuites carbone »¹⁶. C'est la raison pour laquelle le recours aux actions unilatérales et aux actions soutenues est privilégié pour traiter les opportunités d'abattement à bas coûts, le recours à des crédits carbones dans le cadre de mécanismes de flexibilité étant réservés aux options à coût élevés comparables à celles dont disposent les industriels des pays développés.

NAMAs et mécanismes de crédit sectoriel

Par rapport au MDP ou au MDP sectoriel, les NAMAs impliquant le recours aux crédits carbones ont donc une particularité : elles ne visent à délivrer les crédits que pour une partie des actions d'abattement, correspondant aux opportunités à coût élevé. Cela impose

¹⁵ Les PVD apprécient également le fait que les pays développés soient amenés à contribuer directement aux actions engagées, sans chercher à en tirer un profit économique. A contrario, le Mécanisme de Développement Propre est aujourd'hui une source de profit pour des fonds et industriels des pays de l'annexe 1. En effet, tout projet MDP doit associer un acteur issu d'un pays de l'annexe 1, lequel peut donc obtenir une partie du gain de la vente des crédits carbone. Ces gains sont d'autant plus élevés que les projets MDP exploitent des opportunités d'abattement à bas coût.

¹⁶ Voir partie 2.2 supra.

d'évaluer l'additionalité des projets non par rapport à la situation réelle, mais par rapport à un scénario de référence qui peut lui-même constituer un objectif à atteindre pour les actions unilatérales ou soutenues. Cette contrainte a conduit à la conception du système de crédit dit « no lose » (Youngman & Diamant, 2010). Ce système consiste à ne délivrer des crédits carbone que pour les projets d'abattements réalisés en deçà d'un seuil d'émissions défini à l'échelle du secteur dans son ensemble.

La nature des seuils pouvant déclencher la délivrance des crédits fait l'objet de débat dans la littérature (Klein et al., 2009 ; Helme et al., 2010 ; Youngman & Diamant, 2010).

- Les PVD sont en effet réticents à s'engager sur des objectifs de volume d'émissions, qui risqueraient de brider la croissance de leurs économies. De plus, les PVD ne disposent généralement pas de systèmes de mesure, *reporting* et vérification aussi efficaces que ceux des pays développés. Dans ces conditions, la solution la plus fréquemment avancée consiste à définir des objectifs relatifs, en termes d'intensité des émissions carbone ou de la consommation d'énergie.
- Sur le plan microéconomique, l'existence d'un seuil sectoriel de délivrance de crédits risque également d'engendrer des effets pervers (Whitesell and Helme, 2009). Atteindre ce seuil nécessite en effet un effort collectif des firmes du secteurs, au delà duquel les efforts supplémentaires d'abatement sont récompensés sur une base individuelle. Cette situation peut conduire les industriels à adopter une stratégie de « passager clandestin » en faisant peu d'effort d'abatement dans un premier temps, afin de pouvoir valoriser ensuite leurs opportunités d'abatement à faible coût grâce au système de crédit carbone. Il va de soi que la généralisation de ce type de comportement pourrait rendre inopérant le système de crédits carbone – le seuil collectif d'obtention des crédits n'étant jamais atteint. Face à cette difficulté, la capacité des autorités publiques à mettre en œuvre les premières mesures d'abatement joue un rôle décisif. Pour prévenir les stratégies de passager clandestin, certains auteurs préconisent de plus la définition de seuils plus sophistiqués, tels que des standards d'intensité échangeables (Whitesell and Helme, 2009 ; Helme et al., 2010).

4 Synthèse des résultats

Notre analyse des approches sectorielles, fondée sur l'observation des initiatives existantes, permet de mettre en évidence deux grands modèles d'accords sectoriels : les initiatives transnationales portées par les industriels, et les accords entre Etats sur la mise en œuvre – dans le cadre des NAMAs – de politiques sectorielles nationales dans les PVD. Ces deux modèles diffèrent considérablement de par leur périmètre (transnational versus national) et la nature des acteurs impliqués (industriels versus Etats). Ils sont également complémentaires au regard des industries concernées :

- Les accords entre industriels correspondent à des industries globalisées, structurées autour d'un nombre limité de multinationales, et dont les acteurs exploitent des technologies relativement homogènes. Ces secteurs, dans lesquels les dispositifs de mesure, *reporting* et vérification des émissions de GES peuvent être déployés relativement facilement, sont les principaux candidats à la mise en place de mécanismes de marché transnationaux.
- A l'inverse le concept de NAMA vise à développer des stratégies de réductions des émissions de GES adaptées aux spécificités de certains secteurs dans les PVD. Il s'adresse ainsi aux secteurs marqués par un écart important vis-à-vis des standards des pays développés, que ce soit en matière de technologies employées, de contraintes réglementaires, ou de dispositifs de mesure des émissions de GES.

Bien que la mise la notion d'approche sectorielle soit fréquemment associée aux mécanismes de marché carbone sectoriels transnationaux (Egenhofer et al., 2008 ; Baron et al., 2009 ; Fujiwara, 2010a), aucun des deux modèles d'accords que nous avons identifiés ne porte directement sur de tels mécanismes. Tous deux, en revanche, ont pour effet soit de préparer soit de compléter leur mise de place. Ainsi le *benchmarking* et la collecte d'information mis en œuvre dans le cadre les initiatives industrielles transnationales sont des conditions préalables au fonctionnement de marchés carbonés transnationaux. Par ailleurs, les NAMAs s'inscrivent dans une logique de transition, à l'issue de laquelle certaines industries domestiques de PVD ont vocation à s'intégrer dans des mécanismes transnationaux.

Quelle est, dans ces conditions, la portée des deux modèles d'accords sectoriels ? Quels résultats peut-on en attendre en matière de réduction des émissions de GES ? Pour répondre à ces questions, nous adaptons la liste de six critères établis par l'OCDE pour évaluer les politiques environnementales :

- Efficacité environnementale (1) : ambition environnementale
- Efficacité environnementale (2) : implémentation des objectifs
- Minimisation des coûts d'abattement et efficacité allocative
- Incitations à l'innovation et au partage de technologies
- Efficacité sur le plan administratif
- Aspects politiques

Chaque critère est renseigné dans les tableaux 5 et 6, afin d'évaluer l'efficacité des deux modèles d'accords sectoriels en matière de réduction des émissions de GES.

Evaluation des initiatives transnationales des industriels

Le tableau 5 applique les critères d'évaluation de l'OCDE aux initiatives transnationales des industriels. Malgré l'ambition affichée d'engager les secteurs concernés sur un sentier de développement durable, il ressort tout d'abord que les retombées de ces initiatives en matière de réductions d'émissions de GES sont faibles. En l'absence de dispositifs incitatifs (taxe, subventions ou mécanismes de marché carbone), les accords entre industriels n'ont pas donnés lieu à des efforts d'abattements supplémentaires significatifs. Les réductions d'émission sont ainsi limitées aux abattements « sans regret » réalisables à travers l'échange de bonnes pratiques. Pour les mêmes raisons, la coopération en matière de technologie semble se limiter pour l'essentiel à la promotion des meilleures technologies génériques, ou à la production d'information sur les technologies d'abattement existantes.

Tableau 5 : Evaluation des initiatives transnationales des industriels

Critère d'évaluation	Applications aux initiatives existantes (Worldsteel, CSI, IAI, Partenariat Asie-Pacifique)
Efficacité environnementale (1): - Ambition environnementale	Engager les secteurs sur un sentier de croissance durable
Efficacité environnementale (2): - Implémentation des objectifs environnementaux	Réductions d'émissions effectives limitées aux abattements « sans regret »
Minimisation des coûts d'abattement et	Faible effet direct à travers le partage des bonnes pratiques et le <i>benchmarking</i>

efficacité allocative	technologique.
Incitations à l'innovation et au partage de technologies	Faibles : démarche purement coopérative, sans dispositif spécifique d'incitation à la coopération
Efficacité sur le plan administratif	Le <i>benchmarking</i> des systèmes de mesures peut faciliter la mise en place de mécanismes de marché carbone transnationaux.
Aspects politiques	Implication des industriels des PVD en amont de l'implémentation de politiques environnementales

Dans ce contexte, les incitations des industriels à coopérer tiennent principalement à la possibilité d'influencer le futur design des réglementations sectorielles mais aussi, en partageant des informations sur les systèmes de mesures et les technologies disponibles, d'inciter les firmes des PVD à s'impliquer dans ce processus. Si ce travail de production de d'outils de mesures et de collecte de données ne peut pas se substituer à celui des Etats, il peut le compléter utilement. Dans la mesure où il implique la construction d'un consensus entre industriels, il peut notamment faciliter la mise en place de réglementations ou de mécanismes de marché transnationaux, et contribuer ainsi à l'élimination des distorsions de concurrence.

Evaluation des initiatives sectorielles des PVD (NAMAs)

Le tableau 6 applique les critères d'évaluation de l'OCDE aux initiatives sectorielles des PVD (NAMAs). Ce type d'accord étant aujourd'hui en discussion, il n'est pas possible de juger sur pièce l'ambition environnementale de ce type d'accord. Celle-ci dépendra de l'issue éventuelle des négociations climat, et du niveau d'effort que chaque PVD sera prêt à consentir. La possibilité de décider au cas par cas de la nature de leurs engagements dans une logique *bottom-up*, et l'obtention en contrepartie un soutien financier ou technologique axé sur les actions engagées, sont des facteurs favorisant l'engagements des PVD sur des objectifs plus ambitieux.

Si des accords de ce type sont effectivement conclus, et en l'absence de mécanismes de sanctions crédibles entre Etats, leur implémentation dépendra également en dernier ressort de la volonté des Etats concernés. Dans cette perspective, le fait que les engagements

contractés par les PVD portent sur des objectifs quantifiés, et qu'ils aient pour contrepartie des contributions financières et technologiques des pays développés dans le cadre des actions entreprises, sont néanmoins des facteurs favorisant une implémentation effective des objectifs.

S'agissant du contenu des actions entreprises, la mise en œuvre d'actions sectorielles unilatérales ou soutenues dans des secteurs spécifiques ne va pas, à court terme, dans le sens d'une harmonisation internationale des réglementations environnementales. De ce fait, elles n'impliquent pas une allocation efficace des coûts d'abattement. A plus long terme, ces actions s'inscrivent toutefois dans une logique de transition des industries concernées vers les standards internationaux d'efficacité environnementale – en intégrant les problèmes de mesure des émissions et de *capacity building* qu'une telle transition implique. Elles pourraient donc à terme aboutir à l'intégration de ces secteurs à des mécanismes de marché transnationaux – comme l'illustre la troisième catégorie de NAMAs reposant sur des mécanismes de flexibilité.

Cette stratégie de rattrapage présente de plus l'avantage de limiter les effets redistributifs des mécanismes de marché transnationaux, en les réservant aux secteurs des PVD dont les coûts marginaux d'abattement sont comparables à ceux des pays développés. Elle se prête également bien à des transferts de technologies bien définis et ciblés – auxquels s'engagent les pays développés – dans une logique de rattrapage technologique. Enfin, elle permet d'ajuster le cadre réglementaire et la formulation des objectifs aux contraintes locales en matière de mesure, *reporting* et vérification des émissions – ce qui va dans le sens d'une meilleure efficacité administrative.

Tableau 6 : Initiatives sectorielles des PVD (NAMAs)

Critère d'évaluation	Applications aux NAMAs
Efficacité environnementale (1) - Ambition environnementale	Objectifs d'abattement déterminés contractuellement et au cas par cas dans le cadre des négociations internationales.
Efficacité environnementale (2) - Implémentation des objectifs environnementaux	Engagement des PVD sur des objectifs quantifiés. Dépend en dernier ressort de la volonté des Etats à respecter leurs engagements.
Minimisation des coûts d'abattement et efficacité allocative	Politiques sectorielles nationales isolées, dans un logique de transition vers des mécanismes transnationaux. Limitation des effets redistributifs potentiels des mécanismes de marché carbone. Prise en compte des besoins spécifiques de <i>capacity building</i> au niveau de chaque secteur.
Incitations à l'innovation et au partage de technologies	Contributions ex ante des pays développés aux politiques sectorielles d'abattement dans les PVD, sous forme de transfert de technologie.
Efficacité sur le plan administratif	Définition d'objectifs et d'indicateurs adaptés aux contraintes locales en matière de mesure des émissions et de collecte d'information.
Aspects politiques	L'approche bottom-up rend plus acceptable pour les PVD le fait de s'engager sur des objectifs quantifiés.

Bibliographie

Aasrud, A., R. Baron, B. Buchner, and K. McCall (2009) "Sectoral Market Mechanisms: Issues for Negotiation and Domestic Implementation" OECD/IEA, Paris.

Baron, R., B. Buchner, and J. Ellis (2009) "Sectoral Approaches and the Carbon Market" OECD/IEA, Paris.

Baron, R., and J. Ellis (2006) "Sectoral Crediting Mechanisms for Greenhouse Gas Mitigation: Institutional and Operational Issues" OECD/IEA, Paris.

Baumert K. and Winkler H., 2005. "Sustainable Development Policies and Measures and International Climate Agreements". in WRI Report "Growing in the Greenhouse: Protecting the Climate by Putting Development First", pp 15-23.

Bergmans, H. (2009) "Sectors Deemed to be Exposed to a Significant Risk of Carbon Leakage – Outcome of an Assessment" WG 3 Meeting 18 September 2009.

Cement Sustainability Initiative (CSI) (2005) "The Cement CO₂ Protocol: CO₂ Accounting and Reporting Standard for the Cement Industry, Guidance Document" WBCSD, Geneva (www.wbcsd.org)

de Coninck, H., C. Fischer, R.G. Newell, and T. Ueno, (2008) "International technology-oriented agreements to address climate change", Energy Policy, vol. 36, pp. 335-356

Egenhofer, C., and N. Fujiwara (2008) "Transnational Sectoral Industry Agreements," Centre for European Policy Studies.

Egenhofer, C., and N. Fujiwara, (2008) "Global Sectoral Industry Approaches to Climate Change: The Way Forward" Report of a CEPS Task Force, Centre for European Policy Studies, Brussels.

Egenhofer, C., A. Georgiev, and N. Fujiwara (2009), "Getting Started Now: Capacity Building for the Data Systems Foundations of Sectoral Approaches," Centre for European Policy Studies.

Fujiwara, N. (2010a) "The Merit of Sectoral Approaches in Transitioning towards a Global Carbon Market?" CEPS Special Report.

Fujiwara, N. (2010b) "Sectoral Approaches to Climate Change: What Can Industry Contribute?" CEPS Special Report.

Glachant, M., and Y. Ménière (2007) "Economie Industrielle des Projets MDP/MOC: les Cas de Pannonpower et Indocement" Rapport du Cerna pour l'ADEME.

Glachant, M., and Y. Ménière (2011) "Project Mechanisms and Technology Diffusion" Environment and Resources Economics (à paraître).

Hampton, K., S. Gray, and P.M. Barata (2008) "Sectoral CDM" CCAP Discussion Paper.

Helme, N. (2010) "NAMAs in Key Sectors: The Way Forward" CCAP Presentation at COP-16, Cancun, Mexico.

Helme, N., W. Whitesell, M. Houdashelt, J. Osornio, H. Ma, A. Lowe, and T. Polzin (2010) "Global Sectoral Study: Final Report" Center for Clean Air Policy.

Klein, D., N. Helme, H. Ma, and C. Wang (2009), "Technology-based Sectoral NAMAs: A Preliminary Case Study of China's Cement and Iron & Steel Sectors," Center for Clean Air Policy.

Kellenberg, D. K. (2009) "An Empirical Investigation of the Pollution Haven Effect with Strategic Environment and Trade Policy" Journal of International Economics, July 2009, v. 78, iss. 2, pp. 242-55

Levinson, A. (2010) "Offshoring Pollution: Is the United States Increasingly Importing Polluting Goods?" Review of Environmental Economics and Policy, Winter 2010, v. 4, iss. 1, pp. 63-83

Lindroos T. J., 2009. "Sectoral Approaches in the Case of the Iron and Steel Industry". VTT Working Papers 111.

Olsen, K., J. Fenham, M. Hinostroza (2009) "NAMAs and the Carbon Market" UNEP-RISÖ Centre-CD4CDM Report.

Olson, M. (1965) *Logic of Collective Action*, Harvard University Press, 1965 (1971 2nd ed.).

Raab, U. and N. Fujiwara (2009) "Flexible Mechanisms in Support of New Climate Change Regime. The Clean Development Mechanism and Beyond" CEPS Task Force Report, Brussels

UNFCCC (2009) Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action Under the Convention, Sixth Session. Bonn, 1-12 June 2009

Vieillefosse, A. (2007) "Des accords sectoriels dans les engagements post-2012". Etude du ministère français de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables.

Wagner, U. and C. Timmins (2009) "Agglomeration Effects in Foreign Direct Investment and the Pollution Haven Hypothesis". *Environmental and Resource Economics*, June 2009, v. 43, iss. 2, pp. 231-56.

Whitesell, W. and N. Helme (2009), "A Tradable Intensity Standard for Sector Crediting," Center for Clean Air Policy.

Winkler, (2002) "Sustainable Development Policies and Measures : Starting from development to Tackle Climate Change". in "Building on the Kyoto Protocol: Options for Protecting the Climate", pp 61-87.

World Resource Institute (WRI) (2007) "Slicing the Pie: Sector-Based Approaches to International Climate Agreements. Issues and Options" WRI Report, Washington D.C., U.S.A.

Worldsteel (2009) "21st Century Steel: 2008-2009 Update" October (www.worldsteel.org/?action=publicationdetail&id=93)

Youngman, R., and A. Diamant (2010) "Sectoral and Other International Mechanisms Designed to Scale Up Offset Supply: An Overview of Key Issues" Background Paper for the EPRI "Greenhouse Gas Emissions Offset Policy Dialogue workshop n°7".

Zeng, D.-Z. and L. Zhao (2009) "Pollution Havens and Industrial Agglomeration" *Journal of Environmental Economics and Management*, September 2009, v. 58, iss. 2, pp. 141-53

Module 2 : Analyses théoriques des approches sectorielles

1 Introduction

Ce second module du projet de recherche est consacré à des travaux de modélisation théorique de différents types d'accords sectoriels. Il vise à éclairer les interactions entre firmes dans le cadre de ces accords et leurs effets sur le développement et la diffusion de technologies. Il cherche à caractériser les résultats qui peuvent en être attendus en matière d'atténuation et les mesures de politique économique pouvant les accompagner.

Plus spécifiquement, nous avons développé deux modèles :

1. Le premier modèle dont la présentation est en anglais - "Environmental or R&D cooperation in transnational sectoral agreements?" - compare l'efficacité économique deux types d'accords sectoriels transnationaux : un accord définissant des objectifs de réduction des émissions et un accord de coopération en R&D visant la création de nouvelles technologies de lutte contre le changement climatique.
2. Le second modèle "Comment compenser les efforts d'abattement d'un pays en développement ? Avec du transfert de technologie ou de l'argent ?" porte sur les accords sectoriels du type NAMAs et analyse les différents mécanismes permettant de récompenser des efforts de réduction des émissions par les PED. Plus spécifiquement, sont comparées les propriétés économiques de quatre mécanismes : un transfert de technologie, la connexion du PED à un marché Cap and Trade (avec une allocation initiale de permis généreuse), la mise en place de dispositifs de crediting du type MDP et no-lose.

Les deux modèles peuvent être lus de manière indépendante. Ils sont présentés successivement dans les pages qui suivent.

2 Model 1: Environmental or R&D cooperation in transnational sectoral agreements?

2.1 Abstract

We develop a simple theoretical model to compare the welfare properties of a Kyoto-like treaty which assigns emission quotas to participating countries (environmental cooperation) with a treaty in which they cooperate to create new technologies (technological cooperation). The setup includes both transboundary environmental externalities and knowledge spillovers. We show that the welfare ranking of both approaches is ambiguous, depending on the relative size of the two externalities. Heterogeneous environmental preferences only damage the welfare of environmental cooperation. Heterogeneous knowledge spillovers do not have any influence on both approaches. This has direct policy implications: the real world is marked by major North - South heterogeneities in both environmental preferences - the willingness to pay for reducing climate change is less in developing countries - and the size of spillovers. The model says that the existence of such heterogeneities damage less the technological approach.

JEL classifications: O30, Q54, Q58

Keywords: climate policy, international agreements, technology

2.2 Introduction

Achieving the dramatic reductions in greenhouse gases emissions necessary to stabilize the concentration of CO₂ in atmosphere at reasonable level will require innovation and large-scale deployment of climate-friendly technologies. Alongside policies aiming directly at quantitative emissions reductions, political options targeting technology development and diffusion have thus gained much attention over the past years.

The necessity to boost innovation and technology diffusion is widely acknowledged in international climate negotiations. But the Kyoto Protocol focuses on emissions reduction objectives. Furthermore, the Protocol has been welcomed as an important

achievement in international diplomacy, but the non-ratification of the United States and the late ratification of Russia and Australia has highlighted the weakness of the incentives to participate in agreements based on national emissions quotas. The outcome of the Copenhagen Fifteenth Conference Of the Parties (COP-15) has reinforced this concern.

The need to strongly tackle the technology issue and the participation concerns raised by the current negotiations cast some doubts on the relevancy of the Kyoto approach to cooperation. Another option could be to focus on technology cooperation through a technology-based climate Protocol [3] or sectoral approaches. The underlying rationale is that technological agreements may be less exposed to free-riding than emissions reduction agreements, and could therefore foster larger participation.

Technology cooperation is however not a panacea as suggested by the Asia Pacific Partnership On Clean Development and Climate. Launched in 2006 by the Bush Administration, this multilateral initiative gather seven countries—including China, India, the US and Japan—accounting for more than fifty percent of global emissions. Despite the aim of the partnership to "create a voluntary, non-legally binding framework for international cooperation to facilitate the development, diffusion, deployment, and transfer of existing, emerging and longer term cost- effective, cleaner, more efficient technologies and practices", little has been done so far [7].

In this paper, we develop a simple theoretical model to compare the welfare properties of a Kyoto-like treaty which assigns emission quotas to participating countries (environmental cooperation) with a treaty in which they cooperate on technologies (technological cooperation). We seek to identify which approach yields the highest social welfare. The setup includes both transboundary environmental externalities and knowledge spillovers. Environmental cooperation means that countries set jointly their level of abatement. Under technological cooperation, they jointly set their environmental R&D expenditures. We also analyze a variant in which they decide to share R&D outcomes. In the base model, countries are symmetric. But we extend the analysis to the case of heterogeneous countries in the last sections.

The theoretical literature on international environmental agreements is pervasive. Most papers deal with agreements in which countries cooperate on the level of abatement. The two seminal papers are by Barrett [1] and Carraro and Siniscalco [4] who both develop game-theoretic models in order to evaluate what would be the size of a stable coalition in presence of environmental pollution. Barret shows that an agreement would not sustain large participation because of high incentives to free-ride. Carraro and Siniscalco temper this result by showing that allowing financial transfers between countries makes full cooperation possible.

The literature dealing with technological cooperation is much scarcer. Barret has recently compared environmental and technological (R&D) cooperation [2]. But his question is different from ours as he deals with treaty stability: He shows that a technology-adoption treaty is likely to sustain a larger participation if the technology exhibits increasing returns to scale. In contrast, we rule out free riding issues but we evaluate the two cooperative approaches.

Our work is partly related to a paper by Golombek and Hoel [6] although they only analyze environmental cooperation. Like in our paper, countries have two decision variables—the level of abatement and the level of R&D expenditures—and R&D generate cross country knowledge spillovers. They establish that marginal costs of abatement differ across countries in the second-best quota agreement with heterogeneous countries, meaning that the second-best outcome cannot be achieved if emission quotas are tradable.

But the closest work is another paper by Golombek and Hoel [5] in which they compare different treaties in the presence of transboundary environmental externalities and R&D spillovers. They analyze three international agreements: a quota agreement, a R&D agreement¹, and a tax agreement in which countries cooperatively set the rate of a world carbon tax. We only compare a quota agreement with a R&D agreement. But we dedicate a special attention to country heterogeneities whereas countries are

¹In their model, the R&D agreement consists in setting jointly a R&D subsidy. As acknowledged in their conclusion, this does not modify the analysis if the countries directly decide R&D expenditures as we do here.

symmetric in their setup.

The paper is organized as follows. In Section 2, we present the model with symmetric countries and compare the different agreements. In Section 3, we introduce country heterogeneities. More precisely we assume that environmental preferences and the size of the knowledge externality differs across countries. Section 4 summarizes the results.

2.3 The base model

Formally, the setup includes n countries. Each one can reduce its emissions at cost $C(q_i, X_i)$. The variable q_i is the level of abatement in country i (with $i = 1, \dots, n$). As usual, we assume that $C_q > 0$, $C_{qq} > 0$, $C(0) = 0$ where subscripts denote partial derivatives. The variable X_i captures the impact of R&D on abatement cost. More specifically, we assume that

$$X_i \equiv x_i + \beta \cdot (x_1 + \dots + x_{i-1} + x_{i+1} + \dots + x_n).$$

In this expression, x_i is country i 's R&D expenditures and the second term is the sum of the expenditures incurred by all the other countries weighed by a coefficient β which reflects the extent of cross-country knowledge spillovers (with $0 \leq \beta \leq 1$). When $\beta = 0$, country i 's cost is only affected by domestic R&D. On the contrary, foreign R&D is as effective as domestic R&D when $\beta = 1$.

We assume that R&D expenditures decrease the abatement cost, $C_x < 0$, but with diminishing returns $C_{xx} > 0$. In addition, $C_{qx} < 0$ (the marginal abatement cost decreases with R&D expenditures).

Finally, abatement yields a constant marginal benefit to each country δ . The pollution is global. Hence, country i 's total environmental benefit is

$$\delta \times \sum_{j=1}^n q_j.$$

2.3.1 Social optimum

We now derive the first best optimum. Total social welfare is

$$W = \sum_{i=1}^n \left[\left(\delta \times \sum_{i=1}^n q_i \right) - C(q_i, X_i) - x_i \right] \quad (1)$$

As the function is concave in q_i and x_i , the optimum is defined by the $2n$ first-order conditions:

$$\begin{aligned} \frac{\partial W}{\partial q_i} &= n\delta - C_q(q_i, X_i) = 0 \\ \frac{\partial W}{\partial x_i} &= -\beta \left(\sum C_x(q_{-i}, X_{-i}) \right) - C_x(q_i, X_i) - 1 = 0 \end{aligned}$$

for $i = 1, \dots, n$.

As countries are symmetric, we have $q = q_i = q_j$ and $X = X_i = X_j$ for any i, j .

Substituting q and X in the FOCs yields:

Lemma 1 *The social optimum (q^*, X^*) is implicitly defined by the two conditions:*

$$n\delta = C_q \quad (2)$$

$$1 = -(1 + \beta(n - 1)) \cdot C_x \quad (3)$$

The first condition (2) says that, in each country, the marginal social benefit $n\delta$ and the marginal abatement cost C_q are equal in the social optimum while (3) says that the marginal R&D cost is equal to its marginal social benefit $-(1 + \beta(n - 1))C_x$. Note this marginal benefit is the sum of two terms: $-C_x$, the private marginal benefit for the country and $-\beta(n - 1)C_x$, the marginal benefit onto the others.

It is then trivial that this optimum is implemented if the n countries fully cooperate by setting jointly their level of abatement and their R&D efforts. In the following subsections, we consider second-best situations where they only cooperate on a single dimension.

2.3.2 Environmental cooperation

Consider first the case where the countries are able to coordinate on abatement levels but unilaterally choose R&D efforts. Hence, they select the q_i by maximizing social welfare. Given Lemma 1, it is straightforward that the equilibrium country's abatement, denoted q^E , is given by $n\delta = C_q$. Simultaneously, each country i sets x_i by maximizing its national welfare:

$$w_i = \delta \times \left(\sum_{j=1}^n q_j \right) - C(q_i, X_i) - x_i$$

The FOC is thus $-C_x - 1 = 0$. We gather these results in the following:

Lemma 2 *Under environmental cooperation, the equilibrium (q^E, x^E) is given by the two conditions:*

$$n\delta = C_q \tag{4}$$

$$1 = -C_x \tag{5}$$

The comparison of (5) with (3) immediately shows that R&D marginal social benefit, $-(1 + \beta(n - 1))C_x$, is higher under environmental cooperation than the social optimum: the reason is that they make less R&D as they neglect spillovers (recall that $-C_{xx} < 0$).

2.4 R&D cooperation

By symmetry, we can immediately characterize the equilibrium when firms only cooperate on R&D:

Lemma 3 *Under technological cooperation, the equilibrium (q^{RD}, x^{RD}) is given by*

$$\delta = C_q \tag{6}$$

$$1 = -(1 + \beta(n - 1))C_x \tag{7}$$

Then, we have a first proposition:

Proposition 1 *The welfare ranking between environmental and technological cooperation centrally depends on the relative size of environmental externalities and knowledge spillovers. When $\delta \geq \beta$, environmental cooperation outperforms technological R&D, whereas the opposite is true when $\delta < \beta$.*

Proof. In both equilibriums, we have $W_q = n\delta - C_q$ and $W_x = -1 - (1 + \beta(n - 1))C_x$. Plugging the conditions (4), (5),(6) and (7) in these expressions leads to:

$$\begin{cases} W_q^E = 0 \text{ and } W_x^E = (n - 1)\beta \\ W_q^{RD} = (n - 1)\delta \text{ and } W_x^{RD} = 0 \end{cases}$$

where the superscript denotes the equilibrium welfare levels in the two cooperation scenarios. As the social optimum is defined by $W_q^* = W_x^* = 0$, it is obvious that the ranking between both approaches is determined by the relative importance of β and δ . ■

This result is classical: we can use only one instrument to solve two externality problem. The best is then the instrument which targets the biggest inefficiency.

2.5 The impact of country heterogeneity

In this section, we extend the model by introducing two types of heterogeneity: first, the countries give different values to the environmental benefit; second, knowledge spillovers are asymmetric—certain countries benefit more than others from foreign R&D. Without altering qualitatively our results, we restrict the analysis to a framework with two countries ($n = 2$).

2.5.1 Heterogeneous environmental benefits

Country 1's and country 2's marginal benefits are now $\delta - \sigma$ and $\delta + \sigma$, respectively ($\sigma \leq \delta$). Under these assumptions, the welfare function is the same as the function

in the symmetric case (1), except that $n = 2$. This implies that the social optimum continues to be defined by Lemma 1. Let us now consider the two types of cooperation.

Environmental cooperation In this scenario, they choose abatement levels (q_1, q_2) by maximizing the joint welfare function (1). It is then straightforward to deduce that equilibrium abatement levels are such that:

$$2\delta = C_q(q_1, X_1) = C_q(q_2, X_2)$$

That is, total environmental marginal benefit equals marginal abatement costs as in the symmetric case. In parallel, they unilaterally set x_i so that we also obtain $1 = -C_x(q_1, X_1) = -C_x(q_2, X_2)$, which is also identical to conditions (5). To sum up, heterogeneity in environmental valuations do not influence the equilibrium under environmental cooperation. As the countries cooperate on environmental grounds, what matters is the sum of the environmental benefits, not the way it is distributed across countries.

Technological cooperation Straightforward calculations easily show that the equilibrium is defined by:

$$\begin{cases} \delta - \sigma = C_q(q_1, X_1) \\ \delta + \sigma = C_q(q_2, X_2) \\ 1 = -[1 + \beta] C_x(q_1, X_1) = -[1 + \beta] C_x(q_2, X_2) \end{cases}$$

Contrary to the symmetric case and to the case with environmental cooperation, the equilibrium is now asymmetric. The key difference is that marginal abatement costs are now different, which damages social welfare by increasing total abatement cost.

To sum up,

Proposition 2 *When the valuation of environmental benefits differ, this does not affect environmental cooperation compared to the symmetric case, but this damages tech-*

nological cooperation by increasing abatements costs .

2.5.2 Asymmetric knowledge externalities

Consider now that country 1's and country 2's spillover parameters $\beta - \alpha$ and $\beta + \alpha$, respectively (with $\alpha \leq \beta$). The welfare function is:

$$W = 2\delta(q_1 + q_2) - C(q_1, x_1 + (\beta - \alpha)x_2) - C(q_2, x_2 + (\beta + \alpha)x_1) - x_1 - x_2$$

which is maximized when the following conditions are satisfied:

$$2\delta = C_q(q_1, X_1) = C_q(q_2, X_2) \quad (8)$$

$$1 = -C_x(q_1, X_1) - (\beta + \alpha)C_x(q_2, X_2) \quad (9)$$

$$1 = -(\beta - \alpha)C_x(q_1, X_1) - C_x(q_2, X_2) \quad (10)$$

Under environmental cooperation, they choose abatement levels (q_1, q_2) by maximizing the joint welfare function, leading to the condition (8). In parallel, they unilaterally set x_i so that $1 = -C_x(q_1, X_1) = -C_x(q_2, X_2)$. Of course, these conditions are suboptimal. But they are the same as the conditions (5) obtained in the symmetric case. Again, heterogeneity has no welfare impacts on environmental cooperation.

Under technological cooperation, we have

$$\begin{cases} \delta = C_q(q_1, X_1) = C_q(q_2, X_2) \\ 1 = -C_x(q_1, X_1) - (\beta + \alpha)C_x(q_2, X_2) = -(\beta - \alpha)C_x(q_1, X_1) - C_x(q_2, X_2) \end{cases}$$

The only suboptimal conditions are, but they are also identical to (6).

We summarize these results in:

Proposition 3 *As compared to the symmetric case, asymmetric knowledge spillovers have no impacts on social welfare.*

Why is it so? The reason is that spillovers are either internalized (under R&D

cooperation) so that heterogeneity is managed cooperatively or it is not (under environmental cooperation). But in the latter case, heterogeneity plays no role as countries do not take into account *at all* the spillovers.

2.6 Conclusion

We have developed a very simple model to compare the welfare performance of international agreements based on technology or on emissions quotas. Importantly for our analysis, the setup includes both transboundary environmental externalities and knowledge spillovers. We rule out free riding issues by assuming that cooperation is a stable equilibrium.

We find the classical result that the welfare ranking is ambiguous: when the marginal knowledge externality is higher (resp. lower) than the marginal environmental externality, R&D cooperation outperforms (resp. is dominated by) environmental cooperation.

More interestingly, we show differentiated impacts of country heterogeneity on the two cooperative approaches. The fact that countries have heterogeneous environmental preferences do not reduce the social welfare under environmental cooperation while it does so for R&D cooperation. In contrast, heterogeneous spillovers have zero impacts. As such heterogeneities are pervasive in the real world, this lends support for technological cooperation.

References

- [1] Scott Barrett, 1994. "Self-enforcing International Environmental Agreements". Oxford Economic Papers, 46, pp 878-94.
- [2] Scott Barrett, 2006. "Climate Treaties and "Breakthrough" Technologies". American Economic Review, Vol. 96 No. 2 (2006), pp 22-25.

- [3] Buchner Barbara and Carraro Carlo, 2004. "Economic and Environmental Effectiveness of a Technology-based Protocol". Nota Di Lavarò 61.2004, Fondazione Enrico Mattei.
- [4] Carraro Carlo and Siniscalco Domenico, 1993. "Strategies for the international protection of the environment", Journal of Public Economics 52, pp309-328.
- [5] Golombek R and Hoel M., 2009. "International Cooperation on Climate-Friendly Technologies". CESIFO Working Paper No. 2677.
- [6] Golombek R and Hoel M, 2008. "Endogenous technology and tradable emission quotas ". Resource and Energy Economics, volume 30, pp 197-208.
- [7] Karlsson-Vinkhuyzen S. I. et van Asselt H., 2009. "Introduction : exploring and explaining the Asia-Pacific Partnership on Clean Development and Climate". International Environmental Agreements (2009) 9:195–211.

3 Modèle 2 : Comment compenser les efforts d'abattement d'un pays en développement ? Avec du transfert de technologie ou de l'argent ?

3.1 Introduction

Assurer la participation des pays en voie de développement à l'effort de réduction des émissions de gaz à effet de serre est un enjeu majeur des discussions en cours sur les approches sectorielles s'inscrivant dans la logique des NAMAs. Ces discussions suggèrent en simplifiant deux approches: transférer des technologies de réduction des émissions de gaz à effet de serre ou financer les actions de réduction avec des mécanismes de trading comme des MDP sectoriels, des mécanismes no lose, voire l'inclusion des secteurs concernés dans un marché international Cap and Trade. Dans cet exercice de modélisation, nous explorons les propriétés de ces deux stratégies.

Le plan suivi est le suivant. Après avoir présenté les hypothèses d'un modèle qui décrit les réactions d'un PED aux différents mécanismes de compensation, nous examinons les propriétés économiques du transfert de technologies, puis celles de la connexion à un marché international Cap & Trade pour terminer par l'analyse des mécanismes de crediting que sont le MDP et le dispositif no-lose (voir le chapitre précédent pour une présentation et une discussion des différents mécanismes de trading).

3.2 Hypothèses initiales

On concentre l'analyse sur un pays en développement dans lequel est installé un producteur - pollueur dont le profit de marché est π . Il émet initialement une quantité de carbone égale à Q . Cette quantité peut être réduite à un coût décrit par une fonction quadratique $\frac{1}{2}cq^2$, avec q , le niveau de dépollution. Après abattement, demeure donc un niveau de pollution égal à $Q - q$. On suppose que l'émission de carbone génère un dommage environnemental linéaire $\delta(Q - q)$. C'est une hypothèse centrale : le PED se

soucie du changement climatique, même si la valeur de δ peut être faible. On suppose $\delta/c < Q$, ce qui assure plus loin une solution intérieure pour le niveau socialement optimal de pollution q^* .

On considère le scénario de référence dans lequel le PED définit unilatéralement sa politique climatique en prenant en compte le dommage marginal du carbone δ . Le bénéfice social - incluant le profit de marché, le coût de la dépollution et le dommage environnemental - induit par l'activité de chaque entreprise est égal à $\pi - \frac{1}{2}cq^2 - \delta(Q - q)$. Le q^* qui maximise ce bénéfice est donc défini par l'égalisation du coût marginal et du dommage marginal : $cq = \delta$. On a donc $q^* = \delta/c$ (qui est bien inférieur à la quantité totale de carbone qui peut être potentiellement évitée Q). Cela conduit à un bénéfice social à l'optimum pour chaque entreprise qui s'écrit :

$$\pi + \frac{1}{2c}\delta^2 - \delta Q \quad (11)$$

Du point de vue de l'intérêt général, la firme ne doit alors produire que si ce bénéfice est positif. C'est à dire si $\pi \geq \pi_{\text{lim}}$ avec $\pi_{\text{lim}} \equiv \delta Q - \frac{1}{2c}\delta^2$. Dans la suite, on pose cette hypothèse.

Notons que plusieurs instruments sont disponibles pour atteindre q^* : une taxe ou un marché local de permis avec un prix δ ou une norme prescrivant un niveau d'abattement q^*

3.3 Le transfert gratuit d'une technologie qui réduit c

On suppose maintenant que l'adoption d'une technologie par les entreprises du PED peut réduire le coût d'abattement. Plus spécifiquement, on suppose que le paramètre de coût c devient maintenant αc (avec $\alpha < 1$). Par ailleurs, adopter cette technologie induit un coût fixe pour l'entreprise que nous noterons K . C'est une hypothèse réaliste : adopter une technologie induit des coûts d'apprentissage et d'information pour pouvoir la mettre en oeuvre.

On considère la séquence suivante :

1. La firme décide ou non d'adopter la technologie.
2. Si la technologie est adoptée, le gouvernement décide éventuellement de réviser la politique environnementale domestique et la firme révisé son niveau d'abattement pour respecter la nouvelle politique.

La résolution de ce jeu séquentiel est quasi immédiate en raisonnant à rebours. En étape 2, dans l'hypothèse où la technologie a été adoptée, la fonction de bien-être s'écrit:

$$W_1 = \pi - \frac{1}{2} \alpha c q^2 - \delta(Q - q)$$

On ignore le coût fixe K qui a été enduré en étape 1. Le niveau optimal d'abattement est donc $q_1^* = \delta/\alpha c$: par rapport au scénario de référence avec l'ancienne technologie, le régulateur a sévériqué la politique environnementale puisque réduire les émissions est moins coûteux. On a donc un bien être à l'équilibre $W_1^* = \pi + \frac{1}{2\alpha c} \delta^2 - \delta Q$, qui est bien supérieur à W^* : pour le PED, le transfert est évidemment une bonne nouvelle.

En étape 1, quelle sera la décision du pollueur ? Tout dépend de l'instrument de politique environnementale utilisé pour atteindre l'objectif de dépollution : une taxe, un marché domestique du carbone, une norme réglementaire. Nous considérons successivement ces trois hypothèses.

Cas 1 : L'instrument est une taxe dont le taux est δ (une taxe pigouvienne).

Si c'est une taxe, son profit sans adoption est égal à W^* sans adoption (il internalise totalement le dommage environnemental) et à $W_1^* - K$ avec adoption. Il n'adoptera donc que si $K \leq W_1^* - W^* = \frac{1}{2c} \delta^2 \left(\frac{1-\alpha}{\alpha} \right)$. Cette condition s'identifie à celle définissant la règle socialement optimale d'adoption. Rien de surprenant puisque l'entreprise internalise le dommage environnemental. Sous un régime de taxe, la décision de la firme est socialement optimale.

Dans la suite, nous notons K^* , la valeur limite du coût fixe d'adoption en deçà duquel l'adoption est socialement justifiée. On a donc $K^* = \frac{1}{2c} \delta^2 \left(\frac{1-\alpha}{\alpha} \right)$. Remarquons

que le taux de la taxe n'a pas besoin d'être révisé suite au transfert car le dommage marginal δ reste inchangé. Pour résumer:

Proposition 4 *Si le PED utilise une taxe pigouvienne, l'adoption de la technologie se fait spontanément à son niveau optimal. En outre, une fois la technologie adoptée - et donc le coût d'abattement réduit -, il n'est pas nécessaire que le régulateur révise la politique environnementale.*

Cas 2 : L'instrument est un marché domestique du carbone

Il est facile de montrer qu'un marché du carbone dont le prix est δ induit les mêmes résultats que la taxe pigouvienne. Notons Q^a , l'allocation initiale de permis à émettre du carbone à l'entreprise. Avant adoption, il est immédiat que la firme choisit le niveau d'abattement qui égalise le prix du carbone avec son coût marginal. Son niveau d'abattement est donc identique à celui induit par la taxe pigouvienne : δ/c . Son profit est :

$$\pi + \frac{1}{2c}\delta^2 + \delta(Q^a - Q)$$

Après adoption - et sans révision de la politique - son profit est $\pi + \frac{1}{2\alpha c}\delta^2 + \delta(Q^a - Q)$. On montre très rapidement que la différence entre les deux profits est égal à K^* :

$$\pi + \frac{1}{2\alpha c}\delta^2 + \delta(Q^a - Q) - \pi - \frac{1}{2c}\delta^2 - \delta(Q^a - Q) = \frac{1}{2\alpha c}\delta^2 - \frac{1}{2c}\delta^2 = K^*$$

On a donc :

Proposition 5 *Le marché du carbone conduit au même résultat que la taxe pigouvienne.*

Cas 3: L'instrument est une norme

Si c'est une norme prescrivant un niveau d'abattement q_1^* , il adopte si son profit avant adoption $\pi - (\delta^2/2c)$ est inférieur au profit après adoption $\pi - (\delta^2/2\alpha c)$ diminué du coût d'adoption K . La condition s'écrit donc $K \leq \Pi_1^* - \Pi^* = \frac{1}{2}\delta^2 c (\alpha - 1)$. Or ce dernier

terme est négatif : si l'entreprise anticipe la révision de la politique, elle n'adoptera pas la technologie. L'intuition est la suivante : Comme l'entreprise n'internalise pas le bénéfice environnemental de l'adoption, sa propension à adopter est plus faible que dans le scénario de la taxe. Cette propension est même nulle car l'ajustement de la politique environnementale est tel que l'adoption n'est plus profitable.

Ce résultat repose sur le fait que l'entreprise anticipe que sa décision d'adoption va induire une sévèrisation de la norme. Or ce mécanisme n'est plausible que parce que l'entreprise est seule. Dans un contexte plus réaliste avec de nombreuses firmes, la contribution de chaque firme à la décision du régulateur de réviser la politique est faible; chacune va donc avoir tendance à ignorer le fait que l'ensemble des décisions d'adoption induira à une révision de la norme (sauf si les firmes colludent pour ne pas adopter la technologie). Dans ce contexte, chaque firme adopte si :

$$\begin{aligned} \pi - (\delta^2/2c) &< \pi - \frac{1}{2}\alpha c(q^*)^2 - K = \pi - \frac{1}{2c}\alpha\delta^2 - K \\ \Leftrightarrow K &\leq \frac{1}{2c}(1-\alpha)\delta^2 \end{aligned}$$

Nous noterons $K_1 = \frac{1}{2c}(1-\alpha)\delta^2$, le coût fixe limite. On a alors

$$\begin{aligned} K_1 - K^* &= \frac{1}{2c}(1-\alpha)\delta^2 - \frac{1}{2c}\delta^2 \left(\frac{1-\alpha}{\alpha} \right) \\ &= -\frac{1}{2c\alpha}\delta^2 (\alpha-1)^2 < 0 \end{aligned}$$

La propension à adopter la technologie reste moindre que son niveau socialement optimal.

La proposition résumé nos résultats:

Proposition 6 *Si le PED utilise une norme, le transfert de technologie conduit à une sévèrisation de la norme pour prendre en compte la diminution du coût d'abattement. Par ailleurs, la propension de la firme à adopter la technologie est toujours plus faible que le niveau socialement optimal et ce, que la firme anticipe ou pas la révision.*

En conséquence, une politique domestique d'incitation à l'adoption de la technologie

est nécessaire.

Un accord prévoyant un transfert de technologie

Dans la section précédente, nous nous sommes concentrés sur le point de vue d'un PED qui a la possibilité d'adopter une technologie disponible gratuitement et nous avons montré la grande asymétrie entre les situations dans lesquelles la politique domestique repose sur des instruments économiques et celles dans lesquelles la norme réglementaire est l'instrument privilégié. Que nous apprend cette analyse sur la possibilité de compenser l'engagement des PED en leur fournissant des technologies ? Elle suggère que :

- Le PED est - sans surprise - toujours gagnant si on lui offre gratuitement des technologies. Il est donc prêt à s'engager à des efforts d'abattement plus importants que ceux qu'il engage dans le cadre d'une politique climatique unilatérale.
- Ce gain est plus important si la politique domestique du PED repose sur une taxe ou un marché domestique du carbone. Il est moindre si elle repose sur des normes d'émission car les firmes - qui n'internalisent que partiellement l'externalité environnementale - ont tendance à sous adopter la technologie. Ce résultat est important car l'on peut supposer que les pays en développement ont a priori tendance à préférer l'utilisation d'instruments simples comme les normes quand ils mettent en place leurs politiques domestiques.
- Dans le cas d'une norme, si les entreprises sont capables de colluder sur les décisions d'adoption des technologies, elles vont même préférer ne pas adopter la technologie qui a pour conséquence négative pour leurs profits d'induire une sévèrisation ex post de la norme par le régulateur.
- En conséquence, les accords "transfert de technologies contre effort d'abattement" seront plus performants s'ils incluent un volet sur les instruments utilisés dans les politiques du pays receveur : soit l'engagement de mise en place d'un instrument

économique, soit la mise en place d'une politique de soutien à l'adoption des technologies en accompagnement d'une politique réglementaire. Dans ce second scénario, impliquer les entreprises dans les accords est dangereux car elles ont intérêt à colluder pour entraver l'adoption de la technologie.

- Pour un pays développé qui fournit gratuitement les technologies, le bilan est le suivant : 1) Comme le carbone est un polluant global, il bénéficie des efforts accrus de réduction des émissions induits dans les PED ; 2) A l'inverse, il supporte des coûts économiques de deux types : des pertes de recettes qui auraient été perçues si la technologie avait été vendue ; des pertes de part de marché pour ses entreprises domestiques si elles sont en concurrence avec les entreprises des PED.

3.4 La compensation financière des efforts de réduction des émissions

La compensation financière peut s'opérer de deux manières : en connectant l'entreprise du PED a un marché international Cap and Trade ou en l'intégrant dans un système de crédits du type MDP ou "no lose". Nous allons traiter successivement les deux approches. Nous supposons que la norme est l'instrument de la politique domestique. Nous jugeons l'hypothèse plus réaliste.

Le marché cap and trade

Nous continuons à noter Q^a , l'allocation initiale de permis à l'entreprise. Elle est fixée de manière exogène dans l'accord sectoriel. p est le prix international du carbone. On suppose que $\delta < p$: le PED a un prix implicite du carbone plus faible que celui du marché international. Pour choisir son niveau d'abattement, la firme maximise alors

$$\pi - \frac{1}{2}cq^2 + p(Q^a - Q + q)$$

sous la contrainte du respect de la réglementation nationale. Nous noterons n , le niveau minimal d'abattement imposé par la réglementation nationale. La contrainte de respect de la réglementation est donc $q \geq n$. La firme choisit donc le niveau d'abattement suivant :

$$q(p) = \begin{cases} p/c & \text{si } p/c > n \\ n, & \text{sinon} \end{cases}$$

Le profit de la firme est alors

$$\begin{cases} \pi + \frac{1}{2c}p^2 + p(Q^a - Q) & \text{si } p/c > n \\ \pi - \frac{1}{2}cn^2 + p(Q^a - Q + n) & \text{sinon} \end{cases}$$

et le bien être s'écrit :

$$W(n) = \begin{cases} \pi + \frac{1}{2c}p^2 + p(Q^a - Q) - \delta(Q - p/c) & \text{si } p/c > n \\ \pi - \frac{1}{2}cn^2 + p(Q^a - Q + n) - \delta(Q - n) & \text{sinon} \end{cases}$$

Remarquons que nous intégrons dans le bien-être du pays les recettes liées à la vente de permis puisqu'elles viennent enrichir potentiellement la firme domestique (si elle est vendeuse). La norme qui maximise W dans l'hypothèse où $p/c \leq n$ est définie par la condition de premier ordre :

$$-cn + p + \delta = 0$$

et donc $n^* = (p + \delta)/c$. Comme $(p + \delta)/c > p/c$, la contrainte $n^* \geq p/c$ est satisfaite.

A l'équilibre, le bien être s'écrit donc

$$W_1 = \pi - \frac{1}{2c}(p + \delta)^2 + pQ^a - (p + \delta)(Q - p/c)$$

Ce bien être est-il inférieur à celui obtenu si la norme reste inférieure à p/c . ($p/c > n$). Les calculs montrent que

$$W_1 - \left[\pi + \frac{1}{2c}p^2 + p(Q^a - Q) - \delta(Q - p/c) \right] = \left(-\frac{1}{2} \right) c^{-1} (2p + \delta) \delta < 0$$

Le pays va donc préférer une norme telle que $p/c > n$. La valeur de la norme n'intervenant pas directement dans la fonction de bien être- si elle respecte l'inégalité -, il ne révisera pas la norme du scénario de référence n^* , sachant qu'elle est inférieure à p/c . Le bien-être à l'équilibre est donc:

$$W^{CT} = \pi + \frac{1}{2c}p^2 + p(Q^a - Q) - \delta(Q - p/c)$$

Ce niveau de bien-être est-il supérieur à celui obtenu dans le scénario de référence défini par l'équation (11) ? On a:

$$\begin{aligned} W^{CT} - W^* &= \left(\pi + \frac{1}{2c}p^2 + p(Q^a - Q) - \delta(Q - p/c) \right) - \left(\pi + \frac{1}{2c}\delta^2 - \delta Q \right) \\ &= \frac{1}{2c} (p^2 - \delta^2 + 2p(\delta - c(Q - Q^a))) \end{aligned}$$

Cette expression a un signe ambigu. Il dépend en particulier de l'allocation initiale : si Q^a est très élevé, la différence devient négative, ce qui implique que le PED va préférer la connexion avec le marché international. C'est en particulier le cas quand Q^a : le pays reçoit une allocation correspondant à son niveau initial d'émission. En effet,

$$W^{CT} - W^* = \frac{1}{2c} (p^2 - \delta^2 + 2p\delta) > 0 \text{ si } Q^a = Q$$

A l'opposé :

$$W^{CT} - W^* = \frac{1}{2c} (p^2 - \delta^2 + 2p\delta) - pQ \text{ si } Q^a = 0$$

qui peut être négatif, notamment si Q est suffisamment grand.

Pour résumer :

Proposition 7 1) *Quand le pays est intégré à un système de Cap and Trade, il ne sévérise pas la norme réglementaire au delà du niveau qui serait atteint sous l'effet du seul marché du carbone. Le niveau d'abattement est donc uniquement déterminé par le marché du carbone.*

2) *La participation du PED à cette opération est complètement par l'allocation initiale de permis.*

Le système de crédit du type MDP ou "no lose"

Le point commun aux approches MDP ou no-lose est que l'entreprise du PED est toujours vendeuse de crédit. En effet, ces systèmes définissent un niveau d'émission de référence - le "business as usual" dans le cas du MDP, un niveau plus faible dans le no lose - et les entreprises bénéficient de crédits si elles réduisent leurs émissions au delà de cette référence. En revanche, si elles restent en deça, elles n'ont pas à acheter de crédits.

Raisonnons dans un premier temps sur le MDP pour lequel le niveau d'émissions de référence est $Q - q^\circ$. q° est le niveau d'abattement business as usual qui serait atteint sans MDP. Nous étendrons ensuite l'analyse aux dispositifs no-lose. Comme nous sommes dans un pays dont les préférences environnementales sont non nulles ($\delta > 0$), il existe une politique environnementale domestique qui implique que $q^\circ > 0$. Mais q° n'est pas nécessairement égal à q^* , le niveau d'abattement qui serait choisi par le régulateur en l'absence de MDP, car cela n'est peut être pas celui qui maximise le bien-être domestique qui prend en compte les recettes liées à la vente de crédits.

Sous ces hypothèses, l'entreprise maximise

$$\pi - \frac{1}{2}cq^2 + p(q - q^\circ) \text{ sous la contrainte } q > q^\circ$$

La contrainte est la contrainte d'additionalité environnementale du MDP. En la supposant respecter, il est immédiat que le niveau d'abattement est le même que celui observé dans le scénario Cap and Trade : $q = p/c$. La contrainte d'additionalité s'écrit

donc $p/c > q^\circ$.

Le bien-être domestique s'écrit donc

$$W(q^\circ) = \begin{cases} \pi + \frac{1}{2c}p^2 - pq^\circ - \delta(Q - p/c) & \text{si } p/c > q^\circ \\ \pi - \frac{1}{2}cq^{\circ 2} - \delta(Q - q^\circ) & \text{sinon} \end{cases}$$

Dans l'hypothèse où la contrainte d'additionalité est satisfaite, on observe que W diminue avec q° . Le niveau optimal est donc $q^\circ = 0$. Dans l'hypothèse où la contrainte d'additionalité n'est pas respectée ($p/c \leq q^\circ$), la valeur q° qui maximise le bien-être est $q^\circ = p/c$ car sa dérivée première $-cq^\circ + \delta$ est négative ($p/c \leq q^\circ$ et $p > \delta$). Or cet optimum local est dominé par le premier.

On a donc bien :

Proposition 8 *Avec un MDP, le niveau d'abattement qu'induit la politique domestique est nulle.*

C'est le résultat bien connu que l'effet pervers du MDP est d'éroder les incitations des PED à mettre en place des politiques domestiques qui n'ont qu'un effet : diminuer la quantité de crédits générée.

Quid des mécanismes no-lose ? Les fondamentaux restant les mêmes, le niveau de référence qui serait choisi unilatéralement par le PED reste Q (un abattement nul en l'absence de mécanismes no-lose). La différence est que, dans ce dispositif, le niveau de référence est une variable de négociation, comme l'est l'allocation Q^a dans le scénario d'une connexion au marché Cap and Trade. Avec un MDP, le niveau de référence est le "business as usual" qui, par définition, est choisi unilatéralement par le PED.

Pour résumer:

Proposition 9 *1) Si le PED définit unilatéralement le niveau de référence du mécanisme no-lose, il choisira toujours l'abattement nul. En d'autres termes, le mécanisme no-lose s'identifiera à un MDP.*

2) *Si, de manière plus réaliste, le niveau de référence est une variable de discussion avec les pays développés, on retrouve les mêmes propriétés que celles identifiées dans le scénario d'une connexion à un marché Cap and Trade.*

Implications pour un accord prévoyant le financement de l'abattement par un mécanisme de trading

L'analyse développée dans cette partie permet de déduire plusieurs leçons pour des accords sectoriels qui seraient articulés à du trading pour compenser les efforts d'un PED :

- A partir du moment où le prix du carbone sur le marché international des permis (pour un système Cap and Trade) ou des crédits (pour les MDP ou les mécanismes no-lose) est supérieur au dommage marginal du carbone tel qu'il est évalué par le PED - hypothèse que l'on peut juger comme la plus probable dans la réalité -, le niveau d'abattement dans le PED sera complètement déterminé par le prix international du carbone et la politique climatique du PED n'aura aucun impact.
- Dans le cas d'un MDP, le niveau de la politique domestique aura un effet distributif direct en déterminant la quantité de permis générée et donc le flux financier entrant dans le PED et les pays développés. Cet effet érode les incitations des PED à introduire des politiques climatiques ambitieuses - ce qui est sans conséquence sur le niveau d'abattement mais déterminant pour les effets distributifs entre PED et pays développés. C'est une critique bien connue à l'encontre des MDP.
- Les propriétés économiques des systèmes no-lose et Cap and Trade sont largement équivalentes. A prix du carbone équivalent, ils conduisent au même résultat environnemental. Quant à leurs effets distributifs, ils sont complètement déterminés par le choix du niveau de l'allocation initiale de permis dans le cas du

Cap and Trade ou le niveau de référence des émissions dans le cas du mécanisme no-lose.

3.5 Synthèse des résultats

Les résultats de cet exercice de modélisation sont résumés dans le tableau ci-dessous qui compare les différentes solutions de compensation en fonction de deux critères : l'efficacité économique et les effets distributifs entre pays développés et PED.

Toutes les approches améliorent l'efficacité économique de la lutte contre le changement climatique, mais selon des modalités variées :

- L'atout maître du transfert de technologies est d'améliorer la fonction de coût d'abattement dans les PED. Toutefois, l'ampleur de la diffusion des technologies dans les PED - qui induit cette réduction de coût - dépend de l'instrument utilisé dans la politique climatique domestique. Elle est moins importante quand l'instrument est une norme. Cet inconvénient de la norme est même renforcé quand les firmes sont impliquées dans la gouvernance de l'accord car cela leur offre la possibilité de s'entendre pour freiner la diffusion de la technologie. Ce résultat invite à lier la mise en place d'accords sectoriels visant le transfert de technologies avec l'utilisation d'instruments économiques dans les pays récepteurs.
- L'intérêt des mécanismes de trading est de diminuer le coût agrégé d'abattement par une réallocation des efforts d'abattement.

Du point de vue des effets distributifs, et en particulier au sujet de la répartition des coûts et bénéfices entre pays développés fournissant la technologie ou les financements et les PED, les trois approches ont des effets très contrastés :

- Le transfert de technologie est gagnant - gagnant si les entreprises du sud adoptant les technologies ne sont pas en concurrence avec les firmes du nord. Dans le cas contraire, les firmes du nord vont perdre en compétitivité relative.

- Les effets distributifs du marché Cap and Trade ou d'un mécanisme no-lose sont directement déterminés par l'allocation initiale de permis ou la baseline. Cela permet de les ajuster facilement. C'est un avantage clé de ces deux approches.
- Les effets distributifs du MDP sont favorables aux pays du Sud et ne sont pas ajustables.

Tableau : Comparaison des propriétés économiques du transfert de technologie, de la connexion à un marché Cap and Trade international ou à un dispositif no-lose et du MDP

Conclusion générale

Le cadre international de lutte contre le changement climatique initié en 1997 par le Protocole de Kyoto était simple : deux groupes de pays – avec ou sans contraintes, des objectifs de réduction quantifiés s’appliquant à l’ensemble de l’économie pour les premiers, des mécanismes de flexibilité pour les atteindre au moindre coût. Induit par une logique bottom up de pays proposant leurs engagements, le régime post 2012 ressemblera un patchwork de mesures et de dispositifs de contenu et de périmètre variés.

De nombreux dispositifs seront a priori des accords sectoriels définis comme des accords entre les parties qui visent par différents moyens à limiter les émissions de gaz à effet de serre dans un secteur d’activités particulier (par exemple, la sidérurgie, le secteur électrique, le transport aérien). Au-delà de cette définition très générale, leur contenu et leur fonctionnement sont toutefois encore imprécis et sujets à débat aujourd’hui, ce qui confère à notre analyse un caractère essentiellement prospectif et spéculatif.

L’examen des mécanismes économiques – concurrence, innovation et transfert de technologie, ou marchés carbone – pouvant justifier une approche sectorielle des politiques de réduction des émissions de GES nous a conduits à identifier deux grands modèles d’accords sectoriels ayant du sens :

Le premier modèle est l’accord transnational entre les firmes d’un même secteur. Ce type de dispositifs existe déjà dans les secteurs du ciment (CSI), de l’acier (Worldsteel) ou de l’aluminium (IAI). Il s’applique à des industries globalisées, relativement homogènes et fortement émettrices qui se prêtent donc bien à la mise en place de marchés carbonés transnationaux. L’essentiel des actions entreprises dans le cadre de ces accords consiste à développer des systèmes de mesures, *reporting* et vérification des émissions, en vue d’anticiper et d’influencer les modalités de mise en place de mécanismes de marché transnationaux. Faute d’incitations appropriées, les résultats en matière de coopération sur la technologie ou de réductions d’émissions sont en revanche très limités.

Le second modèle correspond à des accords passés entre Etats dans le cadre des négociations climat portant sur la mise en œuvre de politiques sectorielles nationales dans les PED qui seront comptabilisés comme des Nationally Appropriate Mitigation Actions (NAMAs) validant ainsi des efforts de réduction. Il vise les secteurs marqués par un écart important vis-à-vis des standards des pays développés, que ce soit en matière de technologies employées, de contraintes réglementaires, ou de dispositifs de mesure des émissions de GES. Ces accords

engagent les gouvernements des PEDs sur des objectifs quantifiés, en contrepartie de soutiens technologiques ou financiers de la part des pays développés. Ils s'inscrivent dans une logique de transition des industries concernées vers les standards internationaux d'efficacité environnementale – en intégrant les problèmes de mesure des émissions et de *capacity building* qu'une telle transition implique. Ils pourraient ainsi aboutir à l'intégration des industries concernées à des mécanismes de marché transnationaux.

Dans le second module, nous avons développé des modélisations théoriques pour explorer les propriétés de ces deux approches, en particulier lorsqu'elles incluent une dimension technologique (innovation ou diffusion des technologies). Un premier modèle compare un accord sectoriel dans lequel les parties développent de la R&D coopérative pour générer de nouvelles technologies et un accord dans lequel elles se fixent des objectifs de réduction des émissions. Un second modèle compare deux mécanismes de compensation permettant à un PED de s'engager dans un accord sectoriel : un transfert de technologies d'abattement ou un transfert financier via un mécanisme de trading (Cap & Trade, Mécanisme de Développement Propre ou mécanisme no-lose).

Le second modèle met au cœur de l'analyse la double réaction au transfert des entreprises – qui ajustent leur niveau d'émission – et des Etats – qui révisent ou non leur politique climatique domestique. Cela permet notamment de montrer que l'efficacité économique de la compensation technologique est fortement influencée par l'instrument de politique publique utilisé dans le PED. Contrairement à un instrument économique (taxe ou permis d'émissions négociables), une norme réglementaire va freiner la diffusion des technologies, voire la bloquer si les entreprises peuvent se coordonner comme dans le cadre d'un accord qui les associerait étroitement. En matière de compensation financière, le modèle permet de montrer que seul le MDP a l'effet pervers d'éroder les incitations du PED à mettre en place une politique domestique ambitieuse.

Enfin, rappelons que ce rapport ne présente que les résultats des deux premiers modules d'un projet de recherche qui en comporte 4. Il nous semble nécessaire de poursuivre le programme en particulier par l'examen de quelques secteurs industriels (le module 3) pour développer une vision plus précise des mécanismes économiques qu'un accord sectoriel pourrait traiter (distorsions de concurrence, innovation et diffusion des technologies, etc.).