

Unclassified

DAF/COMP(2010)35

Organisation de Coopération et de Développement Économiques
Organisation for Economic Co-operation and Development

06-Jun-2011

English, French

**DIRECTORATE FOR FINANCIAL AND ENTERPRISE AFFAIRS
COMPETITION COMMITTEE**

EMISSION PERMITS AND COMPETITION

JT03303046

Document complet disponible sur OLIS dans son format d'origine
Complete document available on OLIS in its original format



**DAF/COMP(2010)35
Unclassified**

English, French

FOREWORD

This document comprises proceedings in the original languages of a Roundtable on Emission Permits and Competition held by the Competition Committee (Working Party No. 2 on Competition and Regulation) in October 2010.

It is published under the responsibility of the Secretary General of the OECD to bring information on this topic to the attention of a wider audience.

This compilation is one of a series of publications entitled "Competition Policy Roundtables".

PRÉFACE

Ce document rassemble la documentation dans la langue d'origine dans laquelle elle a été soumise, relative à une table ronde sur les Droits d'Emissions et la Concurrence qui s'est tenue en octobre 2010 dans le cadre du Comité de la concurrence (Groupe de Travail No. 2 sur la Concurrence et la Réglementation).

Il est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE, afin de porter à la connaissance d'un large public les éléments d'information qui ont été réunis à cette occasion.

Cette compilation fait partie de la série intitulée "Les tables rondes sur la politique de la concurrence".

Visit our Internet Site -- Consultez notre site Internet

<http://www.oecd.org/competition>

OTHER TITLES

SERIES ROUNDTABLES ON COMPETITION POLICY

1	Competition Policy and Environment	OCDE/GD(96)22
2	Failing Firm Defence	OCDE/GD(96)23
3	Competition Policy and Film Distribution	OCDE/GD(96)60
4	Efficiency Claims in Mergers and Other Horizontal Agreements	OCDE/GD(96)65
5	The Essential Facilities Concept	OCDE/GD(96)113
6	Competition in Telecommunications	OCDE/GD(96)114
7	The Reform of International Satellite Organisations	OCDE/GD(96)123
8	Abuse of Dominance and Monopolisation	OCDE/GD(96)131
9	Application of Competition Policy to High Tech Markets	OCDE/GD(97)44
10	General Cartel Bans: Criteria for Exemption for Small and Medium-sized Enterprises	OCDE/GD(97)53
11	Competition Issues related to Sports	OCDE/GD(97)128
12	Application of Competition Policy to the Electricity Sector	OCDE/GD(97)132
13	Judicial Enforcement of Competition Law	OCDE/GD(97)200
14	Resale Price Maintenance	OCDE/GD(97)229
15	Railways: Structure, Regulation and Competition Policy	DAFFE/CLP(98)1
16	Competition Policy and International Airport Services	DAFFE/CLP(98)3
17	Enhancing the Role of Competition in the Regulation of Banks	DAFFE/CLP(98)16
18	Competition Policy and Intellectual Property Rights	DAFFE/CLP(98)18
19	Competition and Related Regulation Issues in the Insurance Industry	DAFFE/CLP(98)20
20	Competition Policy and Procurement Markets	DAFFE/CLP(99)3
21	Competition and Regulation in Broadcasting in the Light of Convergence	DAFFE/CLP(99)1
22	Relations between Regulators and Competition Authorities	DAFFE/CLP(99)8
23	Buying Power of Multiproduct Retailers	DAFFE/CLP(99)21
24	Promoting Competition in Postal Services	DAFFE/CLP(99)22
25	Oligopoly	DAFFE/CLP(99)25
26	Airline Mergers and Alliances	DAFFE/CLP(2000)1

27	Competition in Professional Services	DAFFE/CLP(2000)2
28	Competition in Local Services: Solid Waste Management	DAFFE/CLP(2000)13
29	Mergers in Financial Services	DAFFE/CLP(2000)17
30	Promoting Competition in the Natural Gas Industry	DAFFE/CLP(2000)18
31	Competition Issues in Electronic Commerce	DAFFE/CLP(2000)32
32	Competition in the Pharmaceutical Industry	DAFFE/CLP(2000)29
33	Competition Issues in Joint Ventures	DAFFE/CLP(2000)33
34	Competition Issues in Road Transport	DAFFE/CLP(2001)10
35	Price Transparency	DAFFE/CLP(2001)22
36	Competition Policy in Subsidies and State Aid	DAFFE/CLP(2001)24
37	Portfolio Effects in Conglomerate Mergers	DAFFE/COMP(2002)5
38	Competition and Regulation Issues in Telecommunications	DAFFE/COMP(2002)6
39	Merger Review in Emerging High Innovation Markets	DAFFE/COMP(2002)20
40	Loyalty and Fidelity Discounts and Rebates	DAFFE/COMP(2002)21
41	Communication by Competition Authorities	DAFFE/COMP(2003)4
42	Substantive Criteria Used for the Assessment of Mergers	DAFFE/COMP(2003)5
43	Competition Issues in the Electricity Sector	DAFFE/COMP(2003)14
44	Media Mergers	DAFFE/COMP(2003)16
45	Universal Service Obligations	DAF/COMP(2010)13
46	Competition and Regulation in the Water Sector	DAFFE/COMP(2004)20
47	Regulating Market Activities by Public Sector	DAF/COMP(2004)36
48	Merger Remedies	DAF/COMP(2004)21
49	Cartels: Sanctions Against Individuals	DAF/COMP(2004)39
50	Intellectual Property Rights	DAF/COMP(2004)24
51	Predatory Foreclosure	DAF/COMP(2005)14
52	Competition and Regulation in Agriculture: Monopsony Buying and Joint Selling	DAF/COMP(2005)44
53	Enhancing Beneficial Competition in the Health Professions	DAF/COMP(2005)45
54	Evaluation of the Actions and Resources of Competition Authorities	DAF/COMP(2005)30
55	Structural Reform in the Rail Industry	DAF/COMP(2005)46
56	Competition on the Merits	DAF/COMP(2005)27
57	Resale Below Cost Laws and Regulations	DAF/COMP(2005)43
58	Barriers to Entry	DAF/COMP(2005)42
59	Prosecuting Cartels Without Direct Evidence of Agreement	DAF/COMP/GF(2006)7

60	The Impact of Substitute Services on Regulation	DAF/COMP(2006)18
61	Competition in the Provision of Hospital Services	DAF/COMP(2006)20
62	Access to Key Transport Facilities	DAF/COMP(2006)29
63	Environmental Regulation and Competition	DAF/COMP(2006)30
64	Concessions	DAF/COMP/GF(2006)6
65	Remedies and Sanctions in Abuse of Dominance Cases	DAF/COMP(2006)19
66	Competition in Bidding Markets	DAF/COMP(2006)31
67	Competition and Efficient Usage of Payment Cards	DAF/COMP(2006)32
68	Vertical Mergers	DAF/COMP(2007)21
69	Competition and Regulation in Retail Banking	DAF/COMP(2006)33
70	Improving Competition in Real Estate Transactions	DAF/COMP(2007)36
71	Public Procurement - The Role of Competition Authorities in Promoting Competition	DAF/COMP(2007)34
72	Competition, Patents and Innovation	DAF/COMP(2007)40
73	Private Remedies	DAF/COMP(2006)34
74	Energy Security and Competition Policy	DAF/COMP(2007)35
75	Plea Bargaining/Settlement of Cartel Cases	DAF/COMP(2007)38
76	Competitive Restrictions in Legal Professions	DAF/COMP(2007)39
77	Dynamic Efficiencies in Merger Analysis	DAF/COMP(2007)41
78	Guidance to Business on Monopolisation and Abuse of Dominance	DAF/COMP(2007)43
79	The Interface between Competition and Consumer Policies	DAF/COMP/GF(2008)10
80	Facilitating Practices in Oligopolies	DAF/COMP(2008)24
81	Taxi Services Regulation and Competition	DAF/COMP(2007)42
82	Techniques and Evidentiary Issues in Proving Dominance/Monopoly Power	DAF/COMP(2006)35
83	Managing Complex Mergers	DAF/COMP(2007)44
84	Potential Pro-Competitive and Anti-Competitive Aspects of Trade/Business Associations	DAF/COMP(2007)45
85	Market Studies	DAF/COMP(2008)34
86	Land Use Restrictions as Barriers to Entry	DAF/COMP(2008)25
87	Construction Industry	DAF/COMP(2008)36
88	Antitrust Issues Involving Minority Shareholdings and Interlocking Directorates	DAF/COMP(2008)30
89	Fidelity and Bundled Rebates and Discounts	DAF/COMP(2008)29
90	Presenting Complex Economic Theories to Judges	DAF/COMP(2008)31
91	Competition Policy for Vertical Relations in Gasoline Retailing	DAF/COMP(2008)35

92	Competition and Financial Markets	DAF/COMP(2009)11
93	Refusals to Deal	DAF/COMP(2007)46
94	Resale Price Maintenance	DAF/COMP(2008)37
95	Experience with Direct Settlements in Cartel Cases	DAF/COMP(2008)32
96	Competition Policy, Industrial Policy and National Champions	DAF/COMP/GF(2009)9
97	Two-Sided Markets	DAF/COMP(2009)20
98	Monopsony and Buyer Power	DAF/COMP(2008)38
99	Competition and Regulation in Auditing and Related Professions	DAF/COMP(2009)19
100	Competition Policy and the Informal Economy	DAF/COMP/GF(2009)10
101	Competition, Patents and Innovation II	DAF/COMP(2009)22
102	The Standard for Merger Review, with a Particular Emphasis on Country Experience with the change of Merger Review Standard from the Dominance Test to the SLC/SIEC Test	DAF/COMP(2009)21
103	Failing Firm Defence	DAF/COMP(2009)38
104	Competition, Concentration and Stability in the Banking Sector	DAF/COMP(2010)9
105	Margin Squeeze	DAF/COMP(2009)36
106	State-Owned Enterprises and the Principle of Competitive Neutrality	DAF/COMP(2009)37
107	Generic Pharmaceuticals	DAF/COMP(2009)39
108	Collusion and Corruption in Public Procurement	DAF/COMP/GF(2010)6
109	Electricity: Renewables and Smart Grids	DAF/COMP(2010)10
110	Competition and Corporate Governance (Hearings) Exit Strategies	DAF/COMP(2010)32
111	Standard Setting	DAF/COMP(2010)33
112	Competition, State Aids and Subsidies	DAF/COMP/GF(2010)5

TABLE OF CONTENTS

EXECUTIVE SUMMARY	9
SYNTHÈSE.....	15
BACKGROUND NOTE	21
NOTE DE RÉFÉRENCE	67
CONTRIBUTIONS	
Australia	119
Chile	127
Denmark, Finland, Iceland, Norway, Sweden.....	133
Japan.....	137
Korea	147
Switzerland.....	157
United States	165
European Union	171
and	
Bulgaria.....	177
BIAC	179
SUMMARY OF DISCUSSION	185
COMPTE RENDU DE LA DISCUSSION	197

EXECUTIVE SUMMARY

By The Secretariat

- (1) *Emission permit trading schemes, also referred to as cap-and-trade schemes, are considered an efficient instrument for achieving an overall emission target at lowest possible economic cost. They have become major pollution control instruments implemented at a national level in various countries and even on a supra-national plane in the European Union. Experiences with most existing emissions trading systems have been largely positive.*

The concept of tradable emission permits is based on the idea of creating a system of private and transferable property rights for pollution. Similar to emission taxes, tradable permits rely on price signals as an incentive to reduce emissions. Under a system of tradable emission permits, the emission target is achieved by setting a cap on the total amount of pollution and distributing a corresponding number of emission permits among the emitters. The price for pollution is then determined through supply and demand in the emission permit market. Firms participating in a tradable permit scheme have to hold a permit for each unit of pollutant they emit. If a firm's emissions are close to exceeding the number of permits it holds, that firm either has to carry out measures to reduce pollution or buy additional permits on the permit market. This decision is based on a comparison between marginal abatement cost (the cost of reducing an additional unit of pollution) and the market price for pollution permits (the cost of emitting an additional unit of pollution). Economic theory predicts that if permits markets are competitive, and especially if they are large and liquid, an emissions trading system will induce an efficient allocation of emissions, which is equivalent to an efficient allocation of abatement activities in the whole economy. In other words, a particular total emission cap is achieved at the lowest possible cost.

The most common allocation schemes are free allocation and auctioning. Free permits can be allocated according to grandfathering (based on historical emissions) or benchmarking (based on historical output and on benchmark emission coefficients). For political reasons, most existing trading programmes have started with free allocation of permits and then gradually switched over to auctioning. In theory, free allocation and auctioning are both efficient.

The USA, Europe, and Chile all report positive experiences with emissions trading. From the U.S. perspective, creating a market for competitive technological progress by aligning the profit motive with innovative emission abatement was the main reason for the successful implementation of the SO₂ emission permit programme. The programme directly incentivised all types of emission reductions, including some unanticipated emission strategies that delivered additional cost savings.

Bulgaria reports that the EU emission trading system recently went into operation there and that the emission reductions have been made binding by the National Allocation Plan (NAP), which is subject to approval by the European Commission. Despite the different conditions prevailing in the European states participating in the EU emission trading system, the NAPs and the allocation rules will be harmonised by 2013. Moreover, free allocation will largely be substituted by auctioning as of 2013, although exceptions will apply in certain industrial sectors.

The emission trading system in Switzerland currently faces low CO₂ prices and trading volumes and will be connected to the EU trading system in the near future. Korea intends to introduce a national

emission trading program soon. Other countries, notably Chile, plan to extend their regional emission trading programmes nationwide. Chile emphasises the similarities between the use of tradable quotas in the fishing industry and environmental permit trading. Although grandfathering is the principle used in connection with the Chilean fishery industry, the delegate agrees with the conclusion arrived at in the background paper that the use of an auction mechanism is essential because it can help to develop a much deeper permit market and constitute a price reference for future transactions.

- (2) *In reality, various market imperfections may distort permit markets. Anti-competitive effects may arise through i) large firms exercising market power in the permit market, ii) firms abusing permit trading systems to create distortions on the output markets, iii) unequal conditions across jurisdictions for otherwise similar firms.*

Three main sources for anti-competitive effects arising from emission permit trading systems can be identified. First, large emitters may exercise market power (monopoly/oligopoly, monopsony/oligopsony) to manipulate the permit prices to their own advantage: large net sellers may hold back spare permits to keep the price for permits high, while large net buyers may conceal their true demand for permits to keep the price low. Second, firms may try to abuse permit trading systems to create distortions on the output market. In particular, they may try to use permit trading i) to impede competitors on the output market by raising their rivals' costs via the permit market, either by buying all the permits or, by pushing up the permit price and thus increasing production costs for their competitors, ii) as a collusive device for the benefit of a whole cartel, iii) to increase market concentration. Third, distortions through permit markets may arise from uneven conditions across jurisdictions for otherwise similar firms. Such distortion may arise a) between firms, industries, and jurisdictions regulated under the same permit trading scheme, b) between industries in one jurisdiction regulated by means of different policy instruments, c) at the international level between countries with different environmental regulations.

Among the existing emission trading schemes there is little evidence that emission permit prices are distorted by larger sellers or buyers. In particular, the USA reports that no significant distortions have been observed. There is, however, some evidence that permit markets have been used to create distortions on output markets. The chairman of the supervisory body of the Californian electricity market presents evidence for the use of market power in the NO_x emission permit market in order to justify high prices on the electricity market in the South Coast Air Quality Management District (SCAQMD). Based on the Californian experience, the chairman argues that permit holdings and the use of permits should be closely monitored in order to prevent companies from withholding permits with a view to boosting permit prices on the market.

Further distortions and manipulations by large firms may arise due to special ill-defined trading and allocation rules. The background paper argues that many problems arising under free allocation of permits can be avoided if permits are auctioned off. According to the Secretariat, a further advantage of an auctioning mechanism is fiscal revenues of more than 1% of GDP in the Annex-1 countries.

Moreover, different permit allocation rules may cause distortions among otherwise similar firms or industries. In particular, unequal treatment of firms within the same emission trading system, notably the EU-ETS, results from unequal free allocation of emission permits.

- (3) *Unilateral emission caps may cause emission leakage.*

An important consequence of unilateral emission reduction policy or unilateral tightening of emission caps is carbon leakage. Carbon leakage is the term used to refer to the observation that emission reductions in one country or region may be offset by increasing emissions in other countries or regions. Leakage effects are sector-specific and can range from almost zero to more than 100%.

The background paper lays out three types of leakage. First, through uneven environmental regulation across different countries, production costs increase in countries with stricter emission targets and production is shifted to countries with less strict emission targets or none at all. In the long run, (re)investment also moves from countries with tight emission policies to those with little or no regulation. Secondly, there is leakage via the energy market. Lower demand for energy in countries with strict emission policies tends to push down energy prices, thus increasing energy demand in other parts of the world. Finally, there is the risk of intertemporal leakage. This type of leakage arises when the announcement of tighter climate policy on a worldwide scale causes fossil-fuel source owners to speed up resource exploitation in order to sell as much of their fossil-fuel resources as possible before emission caps are implemented (worldwide).

The USA reports that regional emission trading schemes such as the Regional Greenhouse Gas Initiative recognise the potential for emission leakage and have implemented measures to mitigate it.

To prevent carbon leakage on a worldwide scale, a wide array of cross-border carbon adjustment measures have been proposed. Prominent examples are output-based free allocation of emission permits to energy-intensive industries, border carbon taxes (or tariffs on energy-intensive imports), rebates for energy-intensive exports, or a combination of export rebates and import tariffs. The effectiveness and feasibility of such measures are still under debate.

The Business and Industry Advisory Committee to the OECD (BIAC) emphasises that many industry stakeholders support tradable emission permits due to their flexibility and the assurance of reaching specified emission targets. However, BIAC states that unless a global trading scheme is established, a cap-and-trade scheme may cause severe competitive distortions. BIAC predicts that electricity prices will rise on a large scale as from 2013 when permits will be sold through auctions in the power sector and the allocation for industry will be based on carbon-efficiency benchmarks. According to BIAC, the increase in electricity prices due to the ETS is a particular concern in certain energy-intensive sectors such as steel, chlorine or aluminium, and governments should allow for appropriate compensation measures to reduce carbon leakage. Furthermore, the first-moving countries may face the risk of job losses and the relocation of key input factors, technology, and know-how. BIAC therefore advocates continued free allocation of emission permits in the EU and urgently calls for clarity on the future of the Clean Development Mechanism post-2012 as an important supplement to domestic abatement and a way of keeping costs down for industry. BIAC also welcomes a more active role by competition authorities in the carbon market debate. On the other hand, it doubts the effectiveness of border adjustment measures.

The delegate from Eurometaux supports the arguments set out above by BIAC and makes the point that the non-ferrous metals industry in the EU is not able to pass on regionally imposed costs on CO₂ to their customers, the reason being that prices are set globally at the London Metal Exchange (LME). Eurometaux welcomes efforts by the Commission and the member states to grant financial compensation, but argues that investment deterrence in the EU due to environmental regulation should also be taken into account. Eurometaux furthermore criticises the EC's carbon leakage impact assessments for their misleadingly low results. These results fail to take into account the inability to pass on regionally imposed CO₂ costs. Moreover, there seems to be no common definition of carbon leakage, which according to Eurometaux should also include investment losses in the countries that have implemented a cap-and-trade regime.

According to the Secretariat, the leakage effect approaches zero if a fairly large coalition of countries implements an ETS. This argument, however, does not extend to indirect leakage through the energy markets. The OECD delegate points to a frequent confusion between carbon leakage and competitiveness. While the two terms are related, they stem from different issues, and there may be different policy measures that are effective in addressing each of them. In the case of leakage, the concern is about

emissions that may be offsetting a policy in a particular region through relocation of production and through the global fossil-fuel markets. In the case of international competitiveness, the issue has to do with decreasing production levels, which may be caused by a number of factors. In some cases, financial compensation measures can be used as a transitional measure.

The delegate from Sweden explains the overlap between the Swedish CO₂ tax and Sweden's participation in the EU-ETS. Instead of the ETS, he argues in favour of an EU-wide CO₂ tax, arguing that such an instrument is an efficient way of correcting for market failures. Nevertheless, the Nordic countries will comply with the allocation methods recommended by the European Commission (EC) and will soon use an auctioning system to allocate emission permits. Full auctioning has also been proposed by the Swedish competition authority.

(4) *Pass-through of emission prices to output prices is efficient.*

In several countries, notably Germany, there is a debate whether the passing on of emission prices to final output prices is legitimate. In particular it has been argued that this should not be allowed if emission permits are allocated for free. The background paper argues that passing permit prices on to the final output prices is not only efficient, but must necessarily occur independently of whether emission permits are auctioned off or distributed for free to emitters. In general, the percentage of pass-through depends on market structure and on the degree of international competition.

(5) *Distortions may also result from overlapping regulations such as emission permit trading and subsidization of renewable energy through feed-in tariffs.*

Many countries, notably EU countries, have implemented programmes to support the use of renewable energy. The most common policies are feed-in tariffs and renewable energy certificates (RECs). Such policies interfere with emission trading systems. Since the EU-ETS sets an overall emissions cap, an increasing share of electricity generated from renewable energy sources does not crowd out emissions. Therefore support policies such as feed-in tariffs and RECs do not have any further mitigating effect on emissions. Renewable-energy policies can only be effective in terms of reducing emissions in countries that do not have an emission cap.

Moreover, support policies such as feed-in tariffs can be considered as state aid. The delegate of the EC points out that as a general principle state aid in the EU is only allowed if it is compatible with the internal market, i.e. does not distort competition and contributes to objectives of common interest, which would be the case if there is a market failure. In the context of the ETS and the ambitious renewable energy target for 2020, the EU considers it necessary to allow for some transitory measures. Besides different forms of subsidies for employing renewable energy, the EU also allows for compensating firms for not moving abroad. The EC delegate concedes, however, that the aforementioned policies cause distorting effects.

Australia plans to achieve the 20% target for renewable electricity in total energy supply proposed in the Renewable Energy Act by obliging large electricity buyers to purchase renewable energy certificates. The Australian delegate acknowledges that if the sole objective were to reduce carbon pollution, an ETS would generally be the more efficient instrument. The Renewable Energy Act is therefore considered to be a transitional mechanism that would deliver the government's objective of increasing the supply of renewable energy until 2030, at which time it is expected that the carbon price will provide a continued incentive for renewable energy generation.

In the USA, several voluntary systems for renewable energy certificates exist. Electricity generated from renewable sources is sold at the wholesale electricity price. In addition, renewable energy credits

(RECs) can be sold on the REC market to recover the additional costs incurred by producing renewable energy. Several delegates acknowledge that an ETS or an emission tax is the more efficient instrument if emission reduction is the only goal. On the other hand, there might be other goals to take into account.

In summary, there is potential for market distortions in the context of an ETS. On the one hand, this may be related to the interplay between the ETS and policies to support renewable energies. It may, however, also be associated with issues of international competitiveness and the fact that greenhouse gas emission control is a global phenomenon. Problems related to anti-trust issues on emission markets can be solved by improved rules and increased market transparency. However, anti-trust enforcement has been very limited so far. In part, this can be attributed to the slow development of emission permit markets caused by the fact that large initial permit allocations and emission constraints only become binding after some time has elapsed.

SYNTHÈSE

Par le Secrétariat

- (1) *Les mécanismes d'échange de permis d'émission, également dénommés systèmes de plafonnement et d'échange, sont considérés comme un instrument efficace permettant d'atteindre un objectif global d'émission pour le coût économique le plus faible possible. Ils sont devenus d'importants outils de lutte contre la pollution, mis en œuvre à une échelle nationale dans divers pays, voire à un niveau supranational comme dans l'Union européenne. Le bilan que l'on peut tirer de la plupart des systèmes d'échange existants est essentiellement positif.*

Le concept de permis d'émission négociable repose sur la création d'un système de droits à polluer privés et transférables. Comme les taxes sur les émissions, les permis échangeables utilisent les signaux transmis par les prix comme une incitation à réduire les émissions. Dans le cadre d'un système d'échange de permis d'émission, on cherche à atteindre le niveau d'émissions souhaité en plafonnant la quantité totale de pollution autorisée et en distribuant aux émetteurs un nombre correspondant de permis d'émission. Le prix de la pollution est alors déterminé par la loi de l'offre et de la demande sur le marché des droits d'émission. Les entreprises qui participent à un tel système doivent posséder un permis pour chaque unité de polluant qu'elles émettent. Lorsqu'une entreprise prévoit que ses émissions vont dépasser le nombre de permis qu'elle détient, elle doit prendre des mesures pour réduire ses émissions ou acheter des droits supplémentaires sur le marché des permis. Sa décision se fonde alors sur une comparaison entre le coût marginal de réduction des émissions (coût de la réduction d'une unité de pollution supplémentaire) et le prix des permis d'émission sur le marché (coût de l'émission d'une unité de pollution supplémentaire). D'après la théorie économique, si les marchés des permis sont concurrentiels, et surtout s'ils sont vastes et liquides, un système d'échange de permis d'émission induira une répartition efficace des émissions, équivalente à une répartition efficace des activités de réduction des émissions dans l'ensemble de l'économie. En d'autres termes, le plafond total d'émissions autorisées sera obtenu au moindre coût possible.

Les méthodes les plus courantes d'allocation des permis sont l'attribution gratuite et la vente aux enchères. L'attribution gratuite peut être fondée sur les droits acquis (en fonction des émissions antérieures) ou sur une analyse comparative (tenant compte de la production antérieure et de coefficients d'émissions de référence). Pour des raisons politiques, la plupart des programmes d'échange existants ont débuté avec une attribution gratuite des permis et sont passés progressivement à la mise aux enchères. En théorie, l'attribution gratuite et la vente aux enchères sont des méthodes aussi efficaces l'une que l'autre.

Aux États-Unis, en Europe et au Chili, le bilan des échanges de permis d'émission est positif. Du point de vue des États-Unis, la principale raison du succès du programme de permis d'émission de SO₂ tient à ce qu'il a créé un marché du progrès technologique compétitif qui a fait coïncider recherche du profit et réduction innovante des émissions. Le programme a offert une incitation directe en faveur de tous les types de réductions d'émissions, y compris des stratégies de réduction qui n'avaient pas été anticipées et qui ont permis de réaliser des économies de coûts supplémentaires.

En Bulgarie, le système d'échange de l'UE n'est opérationnel que depuis peu de temps, et les réductions d'émission sont rendues contraignantes par le Plan national d'allocation des quotas (PNAQ), soumis à l'approbation de la Commission européenne. Les conditions sont certes différentes dans les États

européens participant au système européen d'échange de quotas d'émission (SEQE), mais les PNAQ et les règles d'attribution seront harmonisées d'ici 2013. De plus, l'attribution gratuite sera largement remplacée par la mise aux enchères à partir de 2013, avec toutefois des exceptions dans certains secteurs industriels.

Dans le système suisse d'échange de permis d'émission, les prix du CO₂ et les volumes échangés sont actuellement très faibles ; il est prévu que ce système soit relié au SEQE dans un proche avenir. La Corée a l'intention de mettre en place prochainement un programme national d'échange de permis. D'autres pays, en particulier le Chili, prévoient d'élargir à l'ensemble de leur territoire leurs programmes régionaux d'échange de droits d'émission. Le Chili souligne les similitudes qui existent entre l'utilisation des quotas négociables dans le secteur de la pêche et les échanges de permis de nature environnementale. Bien que la méthode d'attribution employée dans le secteur chilien de la pêche repose sur les droits acquis, le délégué se déclare en accord avec la conclusion du document d'information : le recours à un mécanisme d'enchères est essentiel, parce qu'il contribue à approfondir sensiblement le marché des permis et constitue une référence pour le prix des futures transactions.

- (2) *En réalité, diverses imperfections du marché peuvent induire des distorsions sur les marchés des permis. Les effets anticoncurrentiels peuvent être de trois ordres : i) les grandes entreprises exercent un pouvoir de marché sur le marché des permis, ii) les systèmes d'échange sont exploités abusivement pour influencer sur les marchés des produits finaux, et iii) des conditions différentes s'appliquent sur différents territoires à des entreprises par ailleurs similaires.*

Les effets anticoncurrentiels induits par les systèmes d'échange de permis d'émission émanent de trois sources. Premièrement, les grands émetteurs peuvent exercer leur pouvoir de marché (monopole/oligopole, monopsonne/oligopsonne) pour manipuler à leur avantage les prix des permis : les gros vendeurs nets peuvent garder des permis inutilisés en réserve pour maintenir le prix des permis à un niveau élevé, tandis que les gros acheteurs nets peuvent minimiser leur demande réelle afin de maintenir le prix des permis à un bas niveau. Deuxièmement, les entreprises peuvent abuser des systèmes de permis d'émission pour créer des distorsions sur les marchés de produits. En particulier, elles peuvent tenter d'utiliser l'échange de permis pour i) évincer leurs concurrentes du marché des produits en élevant les coûts de ces dernières par le biais du marché des permis, soit en achetant tous les permis, soit en faisant monter le prix des permis, ce qui élève les coûts de production de la concurrence ; ii) se concerter, au bénéfice de l'ensemble d'un cartel ; et iii) accroître la concentration du marché. Troisièmement, les marchés de permis peuvent induire des distorsions lorsque des entreprises par ailleurs similaires sont soumises à des conditions inégales sur différents territoires. Ces distorsions peuvent se produire a) entre les entreprises, les industries et les territoires relevant d'un même système d'échange de permis, b) entre les industries situées sur un même territoire mais relevant de différents instruments d'action, c) au niveau international, entre des pays n'ayant pas la même réglementation environnementale.

L'observation des systèmes d'échange existants ne permet pas de penser que les prix des permis d'émission sont faussés par les grands acteurs de ces marchés. C'est notamment la constatation faite par les États-Unis. Certains éléments laissent toutefois penser que les marchés des permis sont utilisés pour créer des distorsions sur les marchés des produits associés. Le président de l'organe de surveillance du marché californien de l'électricité mentionne des faits indiquant que certaines entreprises font usage de leur pouvoir de marché sur le marché des permis d'émission de NO_x pour justifier le niveau élevé des prix sur le marché de l'électricité dans le district de gestion de la qualité de l'air sur la côte sud de la Californie (*South Coast Air Quality Management District - SCAQMD*). Compte tenu des phénomènes observés en Californie, le président affirme que la détention et l'utilisation des permis doivent être étroitement surveillées afin d'éviter que les entreprises ne mettent des permis en réserve en vue de faire monter leur prix sur le marché.

D'autres distorsions et manipulations par de grandes entreprises peuvent résulter d'une mauvaise définition des règles spéciales d'échange et d'attribution. D'après le document d'information, de nombreux problèmes constatés dans le cadre d'une attribution gratuite des permis pourraient être évités si les permis étaient vendus aux enchères. Selon le Secrétariat, la mise aux enchères présente un avantage supplémentaire : elle pourrait en effet dégager des recettes fiscales de plus de 1 % du PIB dans les pays de l'Annexe 1.

Par ailleurs, des différences dans les règles d'attribution des permis peuvent induire des distorsions entre des entreprises ou industries par ailleurs similaires. En particulier, le traitement inégal des entreprises établies au sein d'un même système d'échange de permis, notamment le SEQUE, résulte d'inégalités dans l'attribution gratuite de permis d'émission.

(3) *Le plafonnement unilatéral des émissions peut provoquer des fuites de carbone.*

Une conséquence importante des politiques unilatérales de réduction des émissions, ou d'un abaissement unilatéral des plafonds d'émission, réside dans les fuites de carbone. On entend par fuite de carbone le fait que des réductions d'émission dans un pays ou une région sont annulées par une augmentation des émissions dans un autre pays ou une autre région. Les effets de fuite sont spécifiques aux différents secteurs et peuvent varier de près de zéro à plus de 100 %.

Le document d'information décrit trois types de fuites. Premièrement, sous l'effet de réglementations environnementales différentes d'un pays à l'autre, les coûts de production augmentent dans les pays où les objectifs d'émission sont plus stricts, et la production se délocalise vers les pays où les objectifs sont moins rigoureux, voire inexistantes. À long terme, les investissements (ou réinvestissements) se déplacent aussi des pays appliquant des politiques d'émission contraignantes vers les pays dont la réglementation en la matière est peu contraignante ou inexistante. Deuxièmement, des fuites se produisent au travers du marché de l'énergie. Le recul de la demande d'énergie dans les pays appliquant de strictes politiques d'émission a tendance à faire baisser les prix de l'énergie, ce qui accroît la demande d'énergie dans d'autres parties du monde. Enfin, il existe un risque de fuites intertemporelles. Ce type de fuite se produit lorsque l'annonce d'un durcissement de la politique climatique à l'échelle mondiale incite les propriétaires de sources de combustibles fossiles à accélérer l'exploitation des ressources, afin d'en vendre le plus possible avant l'entrée en vigueur des plafonds d'émission à l'échelle mondiale.

Les États-Unis signalent que des systèmes d'échange régionaux tels que le *Regional Greenhouse Gas Initiative* prennent en compte les possibilités de fuites d'émissions et appliquent des mesures visant à atténuer ce risque.

Toute une série de mesures d'ajustement aux frontières a été proposée pour prévenir les fuites de carbone à l'échelle mondiale. Parmi les exemples les plus connus, on peut citer l'attribution aux industries à forte intensité énergétique de permis d'émission gratuits et calculés en fonction de leur production, des taxes aux frontières sur le carbone (ou des droits de douane frappant les importations à forte intensité énergétique), des remises à l'exportation sur les produits à forte intensité énergétique, ou une combinaison de remises à l'exportation et de droits à l'importation. Les débats sur l'efficacité et la faisabilité de telles mesures ne sont pas encore clos.

Le Comité consultatif économique et industriel auprès de l'OCDE (BIAC) souligne que si le SEQUE a reçu le soutien de nombreuses parties prenantes industrielles, c'est grâce à sa souplesse et à l'assurance que les objectifs fixés en matière d'émissions seront atteints. Cependant, en l'absence d'un mécanisme mondial d'échange de permis, un système de plafonnement et d'échange peut poser de graves problèmes de concurrence. Le BIAC prévoit que les prix de l'électricité vont connaître une forte augmentation à partir de 2013, lorsque les permis seront vendus aux enchères dans le secteur de l'électricité et que l'attribution des

permis aux installations industrielles sera fondée sur une analyse comparative de l'efficacité carbone. Selon le BIAC, la hausse du prix de l'électricité imputable au SEQE est particulièrement préoccupante dans certaines filières à forte intensité énergétique telles que l'acier, le chlore et l'aluminium, et les gouvernements devraient prévoir des mesures de compensation appropriées afin de lutter contre les fuites de carbone. De plus, les pays qui seront les premiers à adopter le système s'exposent au risque de suppressions d'emplois et de délocalisation de facteurs de production essentiels, de technologies et de savoir-faire. Le BIAC se prononce donc en faveur du maintien de l'attribution gratuite des permis d'émission dans l'UE, et appelle avec insistance à une clarification quant à l'avenir du Mécanisme pour un développement propre au-delà de 2012, car il s'agit d'un important complément à la réduction locale des émissions, qui contribue à éviter la hausse des coûts pour l'industrie. Par ailleurs, le BIAC constate avec satisfaction que les autorités de la concurrence jouent un rôle plus actif dans le débat sur le marché du carbone. En revanche, il doute de l'efficacité des mesures d'ajustement aux frontières.

Le délégué d'Eurométaux soutient la position exprimée par le BIAC et rappelle que l'industrie européenne des métaux non ferreux n'est pas en mesure de répercuter sur ses clients les coûts du CO₂ imposés à l'échelle régionale, du fait que les prix sont fixés au niveau mondial à la Bourse des métaux de Londres. Eurométaux apprécie à leur juste valeur les mesures de compensation financière mises en place par la Commission européenne et les États membres, mais il estime qu'il conviendrait de prendre également en compte les investissements qui ne sont pas réalisés dans l'UE à cause de la réglementation environnementale. Par ailleurs, Eurométaux critique l'évaluation de l'incidence des fuites de carbone effectuée par la Commission européenne, qui aboutit à des résultats trompeusement faibles parce qu'ils ne tiennent pas compte de l'incapacité à répercuter le coût du CO₂ imposé à l'échelle régionale. De plus, il ne semble pas exister de définition communément acceptée des fuites de carbone, définition qui devrait aussi inclure, selon Eurométaux, le manque d'investissements prévus dans les pays qui appliquent un régime de plafonnement et d'échange.

Selon le Secrétariat, s'il existe une coalition assez large de pays participant à un système d'échange, les fuites de carbone sont pratiquement inexistantes. Cet argument ne s'étend toutefois pas aux fuites indirectes qui passent par les marchés de l'énergie. Par ailleurs, le délégué de l'OCDE attire l'attention sur la confusion fréquente entre fuites de carbone et compétitivité. Si les deux phénomènes sont liés, ils résultent néanmoins de problèmes différents et les mesures efficaces pour y remédier peuvent être différentes. Lorsqu'on parle de fuites, il s'agit du problème des émissions qui risquent de neutraliser la politique appliquée dans une certaine région, à cause d'une délocalisation de la production et par le biais des marchés mondiaux des combustibles fossiles. Dans le cas de la compétitivité internationale, le problème porte sur une baisse des niveaux de production, qui peut être imputable à un certain nombre de facteurs. Dans certains cas, des mesures de compensation financière peuvent être mises en œuvre à titre temporaire.

Le délégué de la Suède explique qu'il existe un chevauchement entre la taxe suédoise sur le CO₂ et la participation de la Suède au SEQE. Il plaide pour le remplacement du SEQE par une taxe sur le CO₂ à l'échelle de l'UE, car c'est un moyen efficace pour corriger les défaillances du marché. Néanmoins, les pays nordiques vont respecter les méthodes d'attribution recommandées par la Commission européenne et adopteront bientôt un système d'enchères pour attribuer les permis d'émission. L'autorité suédoise de la concurrence a proposé la mise aux enchères intégrale des permis.

(4) *La répercussion du prix des émissions sur le prix des produits est efficace.*

Dans plusieurs pays, et notamment en Allemagne, le débat se poursuit sur la question de savoir s'il est légitime de répercuter le prix des émissions sur le prix des produits finaux. L'un des arguments, en particulier, soutient que cette pratique ne devrait pas être autorisée si les permis d'émission sont attribués gratuitement. D'après le document d'information, la répercussion du prix des permis sur le prix des

produits finaux est non seulement efficace mais nécessaire, que les permis soient vendus aux enchères ou distribués gratuitement aux émetteurs. De manière générale, le pourcentage de répercussion dépend de la structure du marché et du degré de concurrence internationale.

- (5) *Des distorsions peuvent aussi résulter d'un chevauchement des réglementations, par exemple entre l'échange de permis d'émission et le subventionnement des énergies renouvelables au travers de tarifs incitatifs.*

De nombreux pays, notamment dans l'UE, ont mis en œuvre des programmes visant à encourager l'utilisation des énergies renouvelables. Les politiques les plus courantes sont les incitations tarifaires et les certificats d'énergie renouvelable. Or, ces politiques vont à l'encontre des systèmes d'échange de droits d'émission. Étant donné que le SEQE fixe un plafond global pour les émissions, une part croissante de l'électricité produite à partir de sources d'énergie renouvelable n'aboutit pas à une réduction des émissions. Les politiques de soutien aux énergies renouvelables telles que les incitations tarifaires et les certificats n'ont pas d'effet réducteur supplémentaire sur les émissions. Ces politiques ne peuvent être efficaces pour la réduction des émissions que dans les pays qui ne plafonnent pas les émissions.

De plus, les politiques de soutien telles que les incitations tarifaires peuvent être considérées comme des aides d'État. Le délégué de la Commission européenne fait remarquer que, de manière générale, les aides d'État dans l'UE ne sont autorisées que si elles sont compatibles avec le marché intérieur, c'est-à-dire qu'elles ne faussent pas la concurrence, tout en contribuant aux objectifs d'intérêt commun, ce qui est le cas lorsqu'il y a défaillance du marché. Dans le contexte du SEQE et de l'ambitieux objectif relatif aux énergies renouvelables à l'horizon 2020, l'UE a jugé nécessaire d'autoriser certaines dispositions transitoires. Outre différents types de subventions à l'utilisation d'énergies renouvelables, l'UE autorise aussi l'octroi d'une compensation financière aux entreprises qui ne délocalisent pas leur production. Le délégué de la Commission admet toutefois que les politiques susmentionnées produisent des distorsions.

L'Australie prévoit d'atteindre l'objectif de 20 % d'électricité d'origine renouvelable dans le total de l'énergie consommée – stipulé par la loi relative aux énergies renouvelables – en obligeant les gros acheteurs d'électricité à acquérir des certificats d'énergie renouvelable. Le délégué australien reconnaît que si l'objectif consistait uniquement à réduire les émissions de carbone, un système d'échange de permis serait généralement considéré comme le mécanisme le plus efficace. La loi relative aux énergies renouvelables est donc un mécanisme de transition, qui devrait permettre d'atteindre les objectifs gouvernementaux d'accroissement de l'offre d'énergies renouvelables d'ici 2030, date à laquelle on estime que le prix du carbone constituera un facteur suffisant d'incitation à la poursuite de la production d'énergies renouvelables.

Il existe aux États-Unis plusieurs systèmes de certificats d'énergie renouvelable, à participation volontaire. L'électricité produite à partir de sources renouvelables est vendue au prix de gros de l'électricité. De plus, des crédits d'énergie renouvelable peuvent être vendus sur un marché spécialisé pour recouvrer les coûts supplémentaires qu'entraîne la production d'énergies renouvelables. Plusieurs délégués reconnaissent qu'un système d'échange de permis d'émission, ou une taxe sur les émissions, constitue l'instrument le plus efficace dans le cas où la réduction des émissions est le seul but poursuivi. Mais il peut y avoir d'autres objectifs à prendre en compte.

En résumé, il existe un risque de distorsion du marché dans le contexte d'un système d'échange de permis d'émission. D'une part, ce phénomène peut être lié au chevauchement entre système d'échange et politiques de soutien aux énergies renouvelables. D'autre part, il peut être associé à des questions de compétitivité internationale et au fait que la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre est une action à l'échelle mondiale. Les problèmes de respect des lois antitrust sur les marchés des émissions peuvent être résolus par l'amélioration des règles et de la transparence du marché. Il n'existe pourtant guère de cas de

mise en application des lois antitrust sur ces marchés. Cela peut s'expliquer en partie par la lenteur du développement des marchés des permis, avec un volume d'attribution de permis généralement très élevé au début et des contraintes en matière d'émissions qui ne deviennent contraignantes qu'au bout d'un certain temps.

BACKGROUND NOTE

*By the Secretariat**

1. Introduction

Tradable emission permits create a system of private and transferable property rights for pollution.¹ Under a system of tradable emission permits, the emission target is achieved by setting a cap on the total amount of pollution and distributing a corresponding number of emission permits. Firms participating in a tradable permit scheme have to hold a permit for each unit of pollutant they emit. If a firm's emissions are higher than the number of permits it holds, it either has to carry out measures to reduce pollution or buy additional permits in the permit market. This decision is based on a comparison between the marginal abatement cost (the cost of reducing an additional unit of pollution) and the market price for pollution permits (the cost of emitting an additional unit of pollution). The price for pollution is then determined through supply and demand in the emission permit market.²

The aim of this paper is to evaluate tradable emission permit schemes with special reference to their effects on competitiveness at the firm, industry, and country level and their potential abuse due to market power on either the permit or the output markets, or both. In a nutshell, there are three main sources for anti-competitive effects arising from emission permit trading systems.

- First, large emitters may exercise market power (monopoly or oligopoly power) to manipulate the permit prices to their own advantage; large net sellers may hold back spare permits to keep the price for permits high, while large net buyers may conceal their true demand for permits to keep the price low.
- Second, firms may try to foreclose their competitors from the final output goods market by either buying all the permits or, at the least, by pushing up the permit prices and hence the production costs of their competitors.
- Third, distortions through permit markets may arise from uneven conditions for otherwise similar firms. This may happen through unequal allocation or trading rules across regions, sectors, or countries.

Further distortions and manipulations by large firms may arise due to ill-defined trading and allocation rules.

* This paper was prepared by Till Requate (requate@economics.uni-kiel.de) and Johanna Reichenbach (reichenbach@economics.uni-kiel.de) of Kiel University.

¹ The concept of tradable emission permits was first developed in 1968 by the Canadian economist John Dales.

² Tradable permits rely on price signals as an incentive to reduce emissions. In the case of emission taxes, a regulator establishes a price for pollution and lets firms decide upon the amount of pollution they wish to emit. By setting this price (or emission tax) at a suitable level, the regulatory authority can obtain the desired level of total pollution.

Emission trading schemes have become increasingly popular in recent years. One of the first comprehensive and successful schemes was the SO₂ emission trading scheme established in the United States (US) in 1990 under the Acid Rain Program of the Clean Air Act (Clean Air Act Amendments 1990). The Kyoto Protocol, adopted in 1997, allows countries that have committed to reduce their CO₂ emissions to trade emission units with one another and use them to meet part of their reduction target. In 2005, as a first step towards an international greenhouse gas permit trading system, the European Union launched the European Emission Trading Scheme (EU-ETS) for combating CO₂ emissions, covering roughly 50 percent of total CO₂ emissions in the EU. Under this scheme, firms from designated sectors can trade CO₂ emissions permits across the entire European Union. Other trading schemes include the New South Wales Greenhouse Gas Abatement Scheme in Australia, the Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI) in ten Northeast and Mid-Atlantic States of the USA, the Japanese Voluntary Emission Trading Scheme, and the New Zealand Emission Trading Scheme. Tradable emission permits are also popular for managing smaller-scale pollution problems, such as local or regional water and air pollution. Prominent examples include the particulate emission permit market established in Santiago de Chile in 1992, or the river salinity trading scheme operating in the Australian state of New South Wales since 1995.

Companies obliged to reduce pollution by participating in emission trading schemes face additional costs because pollution is thus turned from a free into a costly production factor. This alters the production decisions of companies and, to the extent that they are able to pass on the additional costs to final goods prices, also affects the consumption choices of consumers. In principle, this is a desirable outcome because permit prices should (ideally) reflect the social cost of pollution that would not be accounted for otherwise. However, improper implementation of tradable permit schemes may give rise to distortions that harm both the effectiveness and the cost efficiency of such a scheme.

Before discussing these issues in detail, Section 2 briefly reviews the main idea behind the concept of tradable emission permits and their implementation and gives an overview of existing emission trading schemes. Section 3 classifies and analyzes possible distortions in both the permit and the associated product markets. A special focus lies on issues of market power on the permit markets and the potential for abusing the permits trading system in order to strategically improve performance on the output markets and a number of cases are described where this may have happened. Section 4 discusses distortions arising from unequal conditions in different jurisdictions and violation of competitive neutrality. This problem applies both to firms trading on the same permit market but located in and regulated by different jurisdictions and to firms competing on global markets but operating in different permit markets or facing environmental policies of different kinds and varying degrees of stringency. Section 5 briefly addresses distortions caused by overlapping regulations. In Section 6 the main messages are summarized and a number of policy conclusions are drawn.

2. The main idea behind emission permit trading

For many decades and in many countries, environmental policy was implemented via command-and-control regulation. The main instruments of this type of regulation are different kinds of emission standards plus licenses allowing companies to emit a certain amount of pollution. Emission standards can be divided into emission caps set individually for each polluter, technology standards (requiring a firm to adopt a particular kind of technology), and generation performance standards (usually setting an upper emissions limit per unit of output or some particular input, but not on total emissions). Technological and generation performance standards have been (and still are) particularly popular with regulation authorities, lawyers, and engineers. This is mainly due the fact that such standards are simple to monitor and apparently fair, since they treat firms in an equal way. A severe disadvantage of such equal treatment, however, is that it ignores different technologies and therefore different costs for achieving certain pollution targets. While for some firms a certain standard may be easy to comply with, that same standard may involve prohibitive costs for another firm. If, by contrast, standards are sufficiently lax, opportunities for cheap emission

reductions (low cost abatement) by advanced firms remain unexploited. Therefore, for the economy as a whole, a certain emission target is achieved at much higher cost than under a more flexible pollution control scheme.

A further disadvantage of some command-and-control regulations is that certain jurisdictions issue licenses to pollute for incumbent firms (or even to new firms in a new industry) but limit the number of licenses in order to limit total pollution. If such licenses are non-tradable, they create a severe market-entry barrier for new firms that may have better pollution credentials.³

For these reasons, more flexible instruments have been created. In particular, several states in the USA have been front runners in designing flexible instruments like nettings, offsets, bubbles, and (later) tradable permit markets.⁴ The idea behind these instruments is that what matters is total pollution (in a certain area), not how much a single producer contributes to that pollution. Therefore, an increase in pollution by, say, firm A can be offset by a corresponding reduction of pollution by firm B. In the early stage of emissions trading, firms had to apply for such pollution shifts in the framework of so-called nettings and off-sets. Under real emission permit markets, the decisions on how much to abate and how much to emit are fully decentralized. This can be done by setting a total emission cap and issuing tradable emission permits to the firms. In most existing emission trading schemes, tradable emission rights are issued for free in accordance with historical emissions. This is known as “grandfathering” of pollution rights. One issue that will be discussed below is under what circumstances issuing emission permits to new entrants for free enhances or distorts efficiency.

Besides cap-and-trade systems, other types of emissions trading systems exist. Some are complementary to cap and trade such as the Clean Development Mechanism and Joint Implementation (see Box 2). These so called baseline-and-credit schemes do not explicitly cap aggregate emissions. Instead, they rely on a baseline assumption of business-as-usual emissions growth, with credits generated when a firm falls below the baseline.⁵ Baseline-and-credit mechanisms are usually linked to a cap-and-trade system. The rationale for such linkage is to exploit cost-effective abatement options outside the cap-and-trade system and convert the generated emission reduction credits into tradable permits to be used for compliance within the system. A rare example for an independent baseline-and-credit system is the New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme (see Box 2). Other types of separate emissions trading systems are markets for generation performance standards and markets for green and white certificates. In this paper we will mainly concentrate on cap-and-trade systems. The main reason is that compared to cap-and-trade, the scope of baseline-and-credit schemes is still small, and institutional frameworks are often not completely clear.

2.1 *Scope of emission trading schemes*

The first emission permit trading schemes were implemented in the United States to control local and regional air pollutants, notably SO₂ and NO_x. Currently, tradable permits are mostly used to regulate greenhouse gases such as carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), etc., or other air pollutants such as sulfur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), particulate matter, volatile organic compounds, etc. There are however other applications for tradable permits, notably water pollution control (e.g. salt discharge permits), natural resource management (e.g. fishery permits), and management of land

³ This is to motivate the idea of emissions trading. It is not the intention of this paper to draw general a comparison between different environmental policy instruments.

⁴ For a detailed description of these types of instrument, see Tietenberg (2000).

⁵ See Hasselknippe (2003) for a survey of baseline-and-credit schemes.

development (tradable development rights). In all cases markets for tradable permits have to be delineated with respect to the type of sources, firm size, space and time.

2.1.1 Point versus non-point source pollution

Polluting activities can often be differentiated by source, namely between point-source and nonpoint-source pollution. Point-source pollution refers to pollution originating from certain identifiable sources, such as discharge pipes from factories or sewage plants. By contrast, pollution that does not originate from identifiable sources is called nonpoint-source pollution. A typical example is pollution from agriculture. A defining characteristic of nonpoint-source pollution is that only the aggregate (i.e. total pollution) level can be measured, not individual emissions. A tradable permit scheme requires that individual emissions be measurable, so it can only be applied to point-source pollutants. Accordingly, the first decision to be made when implementing an emission trading scheme revolves around the precise definition of the pollutant(s) requiring the holding of emission permits and the overall amount of pollution allowed (cap).

2.1.2 Geographical demarcation

Second, the geographical coverage of the emission trading scheme has to be defined. This may be local, regional, national, or international. Optimal coverage depends on the environmental problem to be addressed. Local or regional pollution can be effectively managed through small-scale trading schemes, while global environmental problems such as climate change ultimately require global policies. There is often a trade-off between (a) the efficiency and competitiveness of the permit markets and (b) accounting for local vulnerability through possible hot spots. On the one hand, the larger and thus more competitive a permit market is, the more cost-efficient is the allocation of abatement effort, and the less vulnerable is the market to anti-competitive conduct. On the other hand, the larger the market, the more vulnerable the affected area is to possible local pollution hot spots.⁶ Tietenberg (1995) deeply discusses the spatial dimension of tradable permit systems. He reports several cases of zonal trading in the US, where firms are only allowed to either buy and sell emissions within one zone⁷, or sell permits only into one direction to so called downwind trading partners (Foster and Hahn, 1994, 1995). Tietenberg argues that prohibiting trade across zonal boundaries is an excessively severe response to spatial concerns by two reasons. First, firms' transaction costs are larger in small markets, and second, opportunities to trade and thus to save costs are reduced. In addition to these concerns, there is the competitive issue. Smaller markets also create more opportunities for anti-competitive behavior.

2.1.3 Source delineation

Third, emission trading schemes normally do not cover all sources of a particular pollutant, but rather specific polluting activities, e.g. greenhouse-gas emissions from energy generation and energy-intensive companies. Moreover, most emission trading schemes define the minimum size of a company with polluting activity obliged to participate in permit trading. The rationale behind this is that permit trading may involve disproportionately high transaction costs for small companies with limited trading activities. Companies not obliged to participate in permit trading nevertheless have to meet certain pollution caps and may be allowed to participate in the scheme voluntarily.

⁶ This problem arose when the United States designed the Clean Air Act Amendments in 1990. At that time a division of the U.S. into a Western and an Eastern sulfur dioxide permit market was contemplated in order to avoid concentration of pollution in a particular region. Eventually, economic cost efficiency and market competitiveness took precedence over environmental concerns (Ellerman et al, 2004, pp 23-24).

⁷ Tietenberg reports that in 1990 the Los Angeles basin was divided into 38 distinct zones.

2.1.4 *Temporal delineation*

Finally, it is necessary to define the time frame for an emission trading scheme and its division into different compliance periods. A tradable permit allows the owner to emit one unit of a particular pollutant within a certain time period, usually a year. In some systems, parallel overlapping compliance periods exist to avoid temporal hot spots. Temporal flexibility can be increased by banking and borrowing. Banking means that permits can be saved for future periods. Borrowing means that additional permits issued for future periods can already be used at an earlier period. Banking and borrowing of permits allows emitters to balance out economic fluctuations and the associated over- or under-supply of permits in the market. For inter-temporal flexibility, a similar trade-off holds as in the case of spatial flexibility. The higher the scope for banking and borrowing, the more competitive the market will be. But the danger of temporal hot spots is also larger. Note that in some existing permit trading schemes, banking is allowed, while borrowing is not.⁸

2.2 *Different kinds of tradable emission permits*

Tradable permits allow for the emission of a certain quantity of a pollutant, e.g. one ton of CO₂. If several (similar) pollutants are regulated by the same scheme, the permits are usually defined in terms of some homogeneous unit. For instance, permits covering various greenhouse gases are defined in tons of CO₂-equivalent. This prevents the permit market from being split up into too many small sub-segments for different pollutants. A pollution permit can be considered as a property right to pollute (or to harvest a resource, etc.). These property rights can be defined in two different ways with respect to their temporal validity, which can be limited or unlimited. In the case of limited validity, the regulating jurisdiction issues permits valid for a specific period, usually a year. This means that the owner of one emission permit can emit one unit of the pollutant within this period (unless banking and borrowing is possible, see below). The owner of a permit can also sell the permit to another firm that can use it within the same period. Most known tradable permit schemes for air or water pollution are of this kind. In the case of unlimited validity, the owner of a permit is entitled to emit one unit of a particular pollutant in each of a number of periods that are in principle unlimited. In other words, the emission permit grants the owner the right to emit a perpetual stream of emissions over time, but the quantity of pollution per period is limited. Selling the permit means selling the right to emit one unit of a pollutant in each period of time in the future. Permits of unlimited validity are often issued to regulate fisheries and land development.⁹ In the case of fisheries, these permits are referred to as individual tradable quotas (ITQs).¹⁰

Note that the value of such a permit with unlimited validity is much higher than that of the limited type. Accordingly, the decision to buy or sell a permit is also more difficult and requires higher financial liquidity than in the case of limited validity. Trading schemes for permits of limited validity are therefore likely to be more flexible, more competitive, and less vulnerable to market foreclosure than they are for permits of unlimited validity. To alleviate this problem, unlimited permits may be broken up and sold in smaller quantities, and any number of them may be leased or subleased.

A further drawback of permits with unlimited validity is that it is difficult to control the total amount of emissions. In principle, the regulator could gradually depreciate the permits by a certain percentage in

⁸ The reason for not allowing borrowing is that firms might play Ponzi games, shifting their liability to reduce emissions to the distant future and never meeting their obligations to reduce emissions.

⁹ In the case of land development, the right to use the permit can, by the very nature of irreversibility, usually be exercised only once. This right, however, may be postponed to an arbitrary date in the future.

¹⁰ A special feature of ITQs is that one ITQ does not entitle the owner to a fixed quantity of catch but rather to a certain percentage of the total allowable catch, the size of which can be adjusted from year to year, depending on current stock size.

order to tighten the cap, or else buy back a certain number of permits and take them off the market. However, one potential issue in this context is that failure to achieve the desired emission target may not be noticed in time. In the case of permits with limited validity, a tighter emission cap can be implemented by reducing the quantity of allocated permits from one validity period to the next. Even if the regulator chooses to implement a system with temporally limited permits, he can increase inter-temporal flexibility by allowing banking and borrowing (see previous section).

2.3 *Allocation of emission permits*

There are several methods for allocating emission permits. The most important distinction is between *free* and *costly* allocation. If permits are given away for free, the initial allocation can be determined according to different criteria. The most commonly used free-allocation methods are *grandfathering* and *benchmarking*. Under grandfathering, emission rights are allocated according to historical emissions in particular base years. Under benchmarking, past output levels multiplied by an emission coefficient determine the initial allocation. The benchmark emission coefficient can be calculated, for example, by taking an industry average or selecting the best available technology.

Under costly allocation, emission permits are usually allocated through auctions. Permit auctions take place on a particular date, e.g. at the beginning of a compliance year or at various times during a compliance year. There are several possible ways to design such auctions. One possibility is to auction off packages of permits sequentially. Another is to let all demanders submit a demand schedule specifying how many permits to buy at different prices. In the case of the SO₂ allowance auctions under the CAAA 1990, the auctioning scheme at the Chicago Board of Trade was even more complicated, thus coming in for severe criticism.¹¹ In many emission trading schemes, permit allocation is based on a combination of grandfathering, benchmarking, and auctioning.¹²

In several permit trading schemes, regulators withhold part of the total permit allocation in so-called permit reserves.¹³ One major reason for this strategy is to prevent market foreclosure. Regulators fear that new market entrants will have little or no chance of entering the market unless they can obtain additional permits from the regulator. Another motive for a national reserve is to allocate additional permits to firms that have invested in less pollution-intensive technologies prior to the base year relevant for the calculation of historical emissions (so called early action). Permit reserves may also apply for emissions arising from certain activities, such as combined heat and power generation or process-dependent emissions. However, the political argument in favor of a national reserve to prevent market foreclosure is not convincing, since new entrants can also buy emission permits from incumbent firms, and incumbent firms – at least under a scheme where the national reserve permits are auctioned – may bid for these permits themselves in order to prevent market entry.

In the case of free permit allocation, the question that arises is how to allocate permits to new entrants (new-built installations) or to firms that plan to extend the capacity of existing installations. The first possibility is to require new entrants to buy the additional permits entirely within the market (as in the U.S. SO₂ emission trading scheme). The second possibility is to hold a reserve of permits that are allocated to new entrants for free (as in the EU-ETS). Conversely, the question is how to deal with the emission

¹¹ See Cason (1993) for a detailed analysis of the CBT emission permits auction. Since trading of emission permits at the CBT has largely ceased, this type of auction is not discussed here in detail.

¹² For example, under the CAAA 1990, 97.5% of the sulfur dioxide emission permits were grandfathered, while 2.5% were auctioned off.

¹³ This was the case with the US sulfur trading program and also in several European countries under the EU-ETS.

permits of firms that close down or significantly reduce their capacity. In this case, firms may still receive and sell their permits for a certain period. Under the U.S. SO₂ emission trading scheme, for example, this period is 30 years. Alternatively, they may be obliged to give away their permits to the government, as is the case in most European countries. The argument in favor of the former scheme (continuing to issue permits for several future periods) is that firms that decide to go out of business should not base their decision on whether or not they will receive further emission permits. The political rationale for the latter possibility (stopping further allocation of permits to firms going out of business) is that the additional revenues from permit-selling that firms receive after shutting down their operations would function like an abandonment premium and might give firms an incentive to leave the market although they would not do so otherwise. From an economic efficiency point of view, emission permits should be treated just like any other asset, i.e. they should not lose their value once a firm closes down. Conversely, new entrants and firms extending their capacity should not be rewarded by free permit allocation, as this would be tantamount to an entry subsidy.

Another feature of several free allocation methods is so-called updating, meaning that the number of permits a firm receives for free is not determined according to a fixed base year but to rolling base years. Such schemes create ill-defined incentives for firms to maintain a higher level of emissions than they would have in the absence of such a mechanism, with a view to obtaining larger permit allocations in the future.

In principle, and assuming perfect market conditions, the permit allocation method does not interfere with the cost efficiency of an emission trading scheme. In other words, if properly designed, both free allocation and permit auctions work perfectly well. In practice, however, dynamic considerations play a role, and the various exceptions and special allocation rules common in most trading schemes distort permit prices and as a result impair economic incentives for firms to take optimal investment and abatement decisions. In addition, the existence of market power may influence the efficiency of different allocation methods, as described in Section 3.

2.4 *Monitoring and compliance*

One prerequisite for the successful implementation of emission permit trading is the establishment of a monitoring system to measure and control the actual emission reductions achieved by the parties involved. Direct and continuous measurement of pollution may be difficult and expensive. However, in the case of CO₂, emissions can be measured indirectly and relatively cheaply via the fuel input. In order to ensure compliance, (financial) penalties should be imposed on firms emitting in excess of their permit holdings or submitting rigged emission calculations. Fraud can happen. If monitoring and administration of the emission trading system are imperfect, firms may try to sell permits and at the same time use them to cover their own emissions. Within a multi-country trading system such as the EU-ETS, there is also a risk that some countries will monitor less strictly than others and thus provide a competitive advantage to their own firms. It should be noted, however, that the necessity of monitoring emissions is not specific to emissions trading but would also be necessary for any other pollution control instrument, notably emission taxes and command and control. The potential for fraud, too, is not specific to tradable permit systems but can also occur under emission taxes and emission standards (where firms may underreport their true emissions to evade taxes or standards).

2.5 *Trading procedures for emission permits*

Under most trading schemes, emission permits may be bought and sold not only by regulated entities, notably firms that need pollution permits for production, but also by any individual person, company, governing body, or NGO. To keep track of the emission permits and to simplify monitoring and compliance, market participants are usually required to open (electronic) accounts where permit holdings

and permit trading are registered. The most common ways of trading emission permits are via bilateral transactions, brokers and other financial intermediaries, or organized exchanges (e.g. European Climate Exchange, Chicago Climate Exchange). One important distinction is between spot and derivative markets. Transactions on the spot market involve immediate delivery of the corresponding number of permits, while forward, future, or option trades involve delivery on a certain date in the future.¹⁴ Forwards, futures, and options enable the relevant companies to hedge against price and volume risks on the permit market. They also enable speculators to make profits by taking over those risks. Alongside opportunities for hedging against market risks, the most important feature of derivative markets is the disclosure of price information, which is not so easily revealed in markets dominated by bilateral transactions. Accordingly, the participation of financial intermediaries, the establishment of permit exchanges, and the diversification of trading mechanisms and instruments enhance liquidity and transparency in the permit market.

2.6 *The economic efficiency of emission trading*

In general, economic efficiency refers to the ability of a policy instrument to achieve a certain aggregate emission target at minimal cost. This is the case when each polluting entity bears the same cost in abating the last unit of pollution. This can also be expressed as marginal abatement costs are equalized across all polluters. When the aggregate (or total) emission target is subject to a cost-benefit analysis, the economically efficient outcome is achieved when the total economic cost, which consists of abatement cost plus social damage from pollution, is minimized. While marginal abatement cost represents the cost of abating one additional unit of pollution, marginal damage reflects the damage (in monetary terms) of one additional unit of pollution emitted. The optimal emission level, and hence the optimal allocation of abatement effort, requires marginal abatement cost to equal the marginal social damage of pollution. Both an increase of emissions beyond the optimal point and above-optimal abatement lead to total costs that are higher than the optimum.

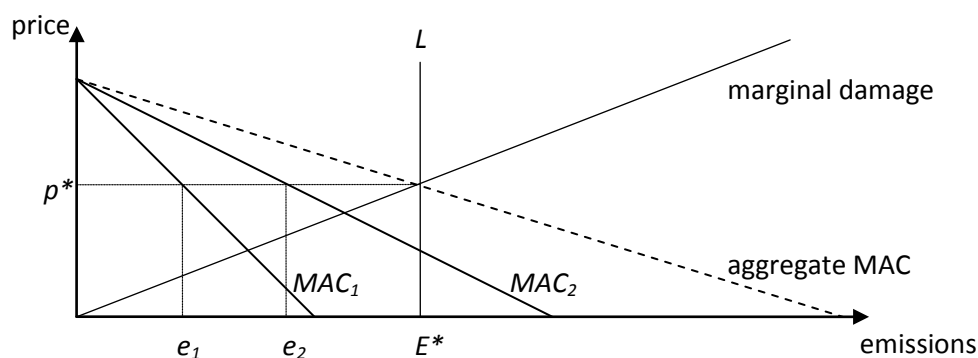
If it is properly implemented (especially if the regulator issues the optimal number of tradable permits), and if each polluter is relatively small in terms of the whole market, a system of tradable emission permits will lead to cost-efficient emission reduction. The condition that firms be small is an important one, because to achieve efficiency firms must take the market price for permits as given or at least must believe that they are unable to influence this price by holding back or selling a large number of permits. Figure 1 exemplifies the underlying mechanism for two polluting firms. The two firms exhibit different marginal abatement costs represented by the curves MAC_1 and MAC_2 . The marginal abatement cost curves are decreasing, reflecting the fact that it becomes more and more expensive to reduce further emissions (i.e. moving from right to left on the horizontal axis). The aggregate MAC curve is obtained by horizontally summing up the individual MAC curves. In this figure, marginal damage increases, represented by the positively sloped curve. Thus, marginal damage caused by an additional emission unit becomes higher, the larger the existing pollution level actually is.¹⁵ The optimal, cost-minimizing emission level E^* then lies at the intersection of the aggregate marginal abatement cost and the marginal damage curve. Level E^* corresponds to the total quantity of emission permits L the emission trading authority allocates to the two firms. Assuming perfect competition, the trading of permits among firms gives rise to a uniform permit price. Both firms compare the permit price with their marginal abatement cost and buy

¹⁴ Forward trades involve the transfer of a certain amount of permits at a fixed future date and price. Here the specific conditions are determined by the trading partners, who also bear the full credit risk. By contrast, futures are standardized exchange-traded instruments involving the future transfer of permits at the corresponding settlement price. Here the credit risk is assumed by the clearing house of the respective exchange. Permit options differ from futures contracts because the buyer of an option has the right, but not the obligation, to exercise the contract on or before a future date.

¹⁵ For greenhouse gases, the marginal social damage is basically assumed to be constant. According to the 4th assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), it is equal to 12 USD.

(sell) permits as long as the price is below (exceeds) their marginal abatement cost. In market equilibrium, at price p^* , firm 1 and firm 2 demand permits corresponding to the emission levels e_1 and e_2 , respectively. Therefore, cost-efficiency requires that marginal abatement costs be equal for all emitters. The emission reductions are only distributed optimally among the emitters if the important principle of equal marginal abatement costs is fulfilled. This principle does not only hold for different firms, but also for different industries, sectors, and even countries.

Figure 1: Economic efficiency of emission permit trading



Under perfect competition the initial allocation of permits among the firms does not influence cost-efficiency of the market outcome (Montgomery, 1972). However, this result changes in the presence of market power. In Section 3 possible distortions that may arise due to market power will be discussed. In such cases the efficiency principle of equal marginal abatement costs may be violated.

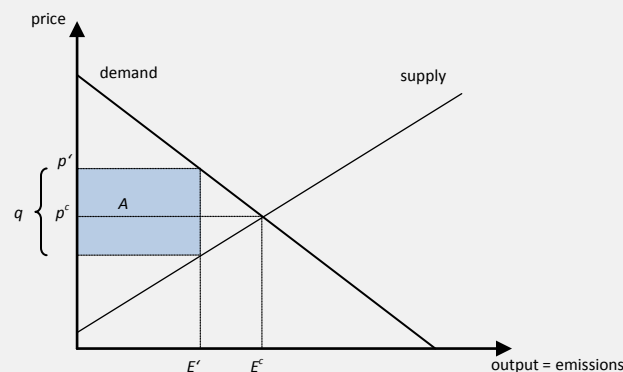
Box 1. Repercussions for the output market

So far the output market in which polluting firms are operating to sell their output commodity has been ignored. An important question is what happens to the output price if the emission cap is reduced. To answer this question, it is important to note that a firm has, in principle, at least two options for reducing emissions. First, it can try to reduce emissions per unit of output while holding output constant. This will normally increase the firms' unit costs, possibly making them prohibitively high, and thus spill over to consumer prices. The second option is to reduce output while holding emissions per unit of output constant. Lower output also translates into higher consumer prices, since the output commodity becomes scarcer. In general, the optimal strategy for each polluter is a combination of both, i.e. reducing output and reducing emissions per unit of output. Although technological progress helps to mitigate output contraction, the output price will rise more steeply, the more ambitious the emission target is.

Under a system of tradable permits, the question arises whether the price for emission permits will be passed on to the consumer price, and whether and to what extent it should be passed on. The answer is that the price for emission will be and should be passed on. Perhaps surprisingly, this answer is independent of the allocation scheme. Under both free and costly allocation of permits, the emission permit price must and will be passed on to the consumer price. To see this more clearly, let us think of a simple case where emissions are strictly proportional to the level of output, and where there is no further abatement technology. This is approximately true for CO₂ emissions resulting from combustion processes. Figure 2 illustrates this situation. Since emissions are strictly determined by output, total emissions and total output can be measured in the same units. In the figure, E^c denotes the unregulated emission level under business as usual policy, while E' denotes a lower emission target. To achieve the lower emission target and hence output level, the price must increase from p^c to p' . For this purpose, the regulator has to issue a total quantity of emission permits equal to E' . If these permits are auctioned off, the permit price must be equal to q . The total cost of buying permits is represented by the area A, which is equal to $q \cdot E'$. If the permits are

allocated to the firms for free, the firms also have to increase the market price from p^c to p' . The reason is twofold. From the perspective of a single firm, each firm has an opportunity cost of selling a permit, because selling a permit means less output and thus less profit. So a firm will only be willing to sell a permit at a particularly high price. This opportunity cost, however, must be reflected by the market price for the output good. The second reason is that, if the firms did not increase market price, or were not allowed to pass on the opportunity cost of selling permits to the consumer price, this would result in market disequilibrium. Given the total amount of permits E' , any price lower than the market clearing price p' would mean that demand would exceed supply, and some consumers would have to be rationed. In the case of free permits, firms enjoy so-called “windfall” profits, which are also represented by the area A. The existence of windfall profits has been heavily criticized by politicians who previously participated in designing the permit trading scheme with free allocation. Even the German competition authority (*Bundeskartellamt*) claimed that passing on the market prices of permits to the output price is illegal if emission permits are allocated for free (Section 3.6.1 provides a detailed description of this case). It was shown that this is not economically feasible without accepting a disequilibrium situation.

Figure 2: Cost pass-through of permit prices under free and costly allocation



It should further be mentioned that the degree of pass-through of permit prices to output prices depends heavily on the market structure, in particular on the degree of the firms' market power in the output market. In the case of CO₂ emission trading schemes, the impact of permit prices on electricity pricing is of particular interest. Electricity markets are often characterized by a more or less high degree of market concentration, where one or several firms are able to exercise market power. This particular market setting has been studied both from theoretical and empirical perspectives, and the results are highly controversial (see Gullì, 2008, for a good overview). Depending on the modeling framework and the assumptions concerning the demand function and price elasticity, the pass-through of permit prices to electricity prices may be below or above the level in competitive markets. In his own analysis, Gullì (2008) finds that in the short term, permit cost pass-through also depends significantly on the structural features of the electricity markets, i.e. the power-plant mix, the available capacity in the market (whether there is excess capacity or not), and the price of CO₂ permits (whether it is above or below the switching price level).¹⁶

2.7 Summing up the main requirements for an emissions trading system

In establishing an emission trading system, the following requirements must be considered:

- Emissions from different sources must be individually measurable and monitored. Compliance has to be enforced.
- The emission permit market must be delineated spatially and temporally.
- Emission permits can be given limited or unlimited validity.

¹⁶

The switching price refers to the permit price level above which power producers will switch from coal- to natural gas-fired power plants.

- Two main allocation schemes are commonly used: free allocation and costly allocation. In the latter case, allocation is usually done through different kinds of auctions.
- Free allocation can be implemented according to different criteria. The most frequently used allocation schemes are:
 - grandfathering on the basis of historical emissions;
 - benchmarking on the basis of historical output. Output is transformed into emissions by multiplying output by sector-specific emission coefficients.
- Theoretically the type of allocation does not affect prices, neither for emission permits nor for final output goods. Prices of output goods should reflect the scarcity and hence the opportunity costs of emission permits.
- Under free allocation, different schemes are used for new entrants and capacity extensions, on the one hand, and market exit and capacity reductions on the other:
 - 1st alternative: Firms entering the market or extending capacity have to buy all additional permits in the market. At the same time, market exit and capacity reduction have no influence on the amount of freely allocated permits;
 - 2nd alternative: Firms entering the market or extending capacity receive a (an additional) free quantity of permits. At the same time, free allocation of permits ceases (or is reduced) in the case of market exit or capacity reduction.
- In order not to create distortions, new entrants and firms extending production capacity should buy all the additional permits they need in the market. Firm closure and capacity reduction should not have any impact on allocation of permits. By contrast, free allocation of permits for new market entrants plus cessation of free allocation in the case of firm closure creates ill-defined incentives for entering or exiting the market.
- The most common ways of trading emission permits are via:
 - bilateral transactions,
 - brokers and other financial intermediaries,
 - organized exchanges (e.g. European Climate Exchange, Chicago Climate Exchange).
- In addition to emission permit spot markets, derivative markets for emission permits are usually created in a decentralized way.
- If there are a relatively large number of participants in permit trading, emission trading systems are efficient in the sense that a total emission cap will be achieved at the lowest-possible total economic cost. As a result, marginal abatement costs equalize across all emitters. The market price for emission permits reflects the cost of reducing the last unit of pollution for each polluter.

Box 2. Overview of existing permit trading schemes¹⁷

In the following, a brief overview is provided of how emission trading is implemented in practice. The focus lies on the most relevant emission permit markets for air pollutants (sulfur oxide, nitrous oxide, and greenhouse gases) and water pollutants (saline water discharges).

California Regional Clean Air Incentives Market (Reclaim)

The Reclaim program covers emissions of nitrous oxides (NO_x) and sulfur oxides (SO_x) from facilities emitting four or more tons of either pollutant per year in the Los Angeles area. Starting in 1994, it has the longest history of any implemented emissions trading scheme. The initial allocations of NO_x and SO_x permits in the first year were based on the historical activity level of the relevant facilities. Specifically, facilities could more or less freely choose the baseline year for the determination of their permit allocation. The annual allocations were then discounted at facility-specific rates until the desired emission targets were reached in 2003. The overly generous allocations during the first years of the scheme led to a considerable over-supply of emission permits and low permit prices. Until 1999, reported emissions were well below the total permit supply. Facilities in the Reclaim program are divided into two zones (coastal and inland). There are two permit cycles: permits are either valid from January to December of the same year (cycle 1) or from July to June of the following year (cycle 2). Facilities are randomly assigned to one of the cycles but they are allowed to trade and use permits from both cycles. Accordingly, there is limited scope for permit banking within two overlapping permit cycles. Trading of permits can either take place directly between facilities or through a broker qualified to handle Reclaim transactions.

United States Acid Rain Program

A tradable permit system for SO₂ emissions was introduced within the Acid Rain Program. Its aim is to reduce SO₂ emissions from fuel combustion by 10 million tons below 1980 levels. Permits are allocated for free, based on historical fuel consumption by the relevant utilities and a specific emissions rate. In addition, there are three reserves from which additional permits can be obtained. The permit reserves can be drawn upon by utilities installing a qualifying technology or implementing appropriate measures for customer-oriented conservation or renewable energy generation. Another permit reserve is set aside for annual permit auctions. Trading of permits is organized into two phases, the first phase running from 1995 to 1999, the second from 2000 until the present. In the second phase, the number of relevant sources has been increased and permit allocation tightened. Two important features distinguish the SO₂ emission trading scheme from the European CO₂ emission trading scheme. First, the SO₂ scheme allows banking of permits for future use. Second, new entrants do not receive free allocations but have to purchase the permits they need on the market or in annual auctions.

Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI)

The first mandatory cap-and-trade program for CO₂ emissions in the United States is the Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI), which began operation in January 2009. The RGGI covers approximately 95 percent of CO₂ emissions from the power-generation sector in ten Northeastern and Mid-Atlantic States (Maryland, Connecticut, Delaware, Maine, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Rhode Island, and Vermont). Unlike most other existing trading schemes, RGGI allocates emission permits primarily via auctions that take place every quarter. Permits can subsequently be traded in the secondary market. The proceeds from the permit auctions are used to fund state programs promoting energy efficiency and renewable energy projects. In order to increase flexibility for the emitters, RGGI allows for around 3 percent of the compliance obligation to be met through the use of offsets. Offsets are certain pre-approved greenhouse gas reduction or sequestration projects at a source outside the power sector.

Global Carbon Market (Kyoto Protocol)

The Kyoto Protocol defines legally binding greenhouse gas emission reduction targets for the industrialized signatory states and creates a global market for permit trading through three flexible mechanisms: Emissions Trading,

¹⁷

For a comprehensive survey of the many existing permit trading schemes, see OECD (2002 and 2004).

the Clean Development Mechanism (CDM), and Joint Implementation (JI). Emissions Trading allows the trade of emission permits between industrialized countries. The Clean Development Mechanism enables industrialized countries to implement emission-reduction projects in developing countries and use the emission reductions thus generated to meet their Kyoto target. Joint Implementation refers to emission reductions undertaken by an industrialized country in another industrialized country, which can also be counted toward meeting the Kyoto target. The main idea of the flexible mechanisms is to increase flexibility and cost-efficiency in complying with the reduction targets of industrialized countries. CDM and JI also aim at contributing toward sustainable development and promoting foreign investment and technology transfer in the host countries. The Kyoto Protocol came into force in 2005, and its first commitment period runs from 2008 to 2012.

European Emissions Trading Scheme

Starting in 2005, the CO₂ emissions of around 12,000 installations from energy generation and energy-intensive industries in the European Union (EU) are controlled by the European Emissions Trading Scheme (EU-ETS). Covering 40 percent of the EU's total CO₂ emissions, the EU-ETS is the single largest emissions trading scheme worldwide. The scheme is divided into different trading periods, the first running from 2005 to 2007 and the second from 2008 to 2012 (in line with the first commitment period of the Kyoto Protocol). In the third period from 2013 to 2020, the EU-ETS will be enlarged to include other greenhouse gases in addition to CO₂ and other industries (e.g. aviation). In the first and second period, the EU member states defined the total quantity of emission permits and their distribution among the relevant installations in National Allocation Plans (NAPs), which had to be assessed and approved by the European Commission. From 2013 on, the NAPs will be replaced by an EU-wide emission cap and harmonized allocation rules, thus drastically reducing the member states' individual scope concerning permit allocation. Most importantly, the harmonized allocation rules provide for an increase in permit auctioning to at least 50 percent of all permits by 2013 and up to 100 percent in the power sector. The allocation of permits remains free for a number of energy-intensive industries, particularly if they face the risk of carbon leakage, i.e. the displacement of CO₂ emissions to other countries with less stringent environmental standards. However, free permits will no longer be allocated through grandfathering based on historical emissions, but according to industrial benchmarks based on the most efficient technologies and practices. Banking of permits was not permitted from the first to the second trading period but is allowed thereafter. Finally, companies in the EU can also buy emission reduction credits generated from CDM and JI projects to help them comply with their emission target.

Japan's Voluntary Emission Trading Scheme

Along with the Kyoto Target Achievement Plan, Japan adopted a voluntary CO₂ emission trading scheme in 2005. Participation in the scheme is voluntary. Once companies agree to participate, their emission target becomes binding, involving the return of received subsidies in the case of non-compliance. Governmental subsidies are paid to cover up to one-third of the costs of installing emission abatement technologies. Also, participating companies receive an initial permit allocation based on their emissions in 2002 to 2004. Permits can be traded among companies and other market participants, such as financial intermediaries and brokers. Emission reduction credits generated under the CDM can also be used for compliance. The most energy-intensive industrial sectors, such as power, steel, chemicals, and cement, are not covered by the scheme. These sectors participate in the Keidanren Voluntary Action Plan established by the Japanese Business Federation in June 1997. Here the targets are based on emission intensity rather than the absolute emissions underlying the Voluntary Emission Trading Scheme.

New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme (GGAS)

The Greenhouse Gas Reduction Scheme (GGAS) aims at reducing greenhouse gas emissions associated with the production and use of electricity in the state of New South Wales, Australia. Since 2003 the scheme has established annual state-wide abatement targets and requires both electricity retailers and large electricity customers to comply with emission benchmarks (expressed in tons of CO₂-equivalent per capita) based on their share of the electricity market. The emission benchmark was reduced annually from 2003 to 2007 and has since remained stable, corresponding to a reduction in greenhouse gas emissions of five percent below the 1990 baseline. The GGAS is not a cap-and-trade scheme. Instead, the scheme differentiates between benchmark participants that have to comply with an emission target and providers of abatement certificates. Benchmark participants can thus only buy tradable abatement certificates from accredited abatement certificate providers. The eligible abatement activities include the generation of low-emission electricity or improved generator efficiency, demand-side abatement leading to a reduction of electricity

consumption, and carbon sequestration through forestry. Participants can also use so-called Renewable Energy Certificates for compliance under the GGAS. Renewable Energy Certificates certify the production of a certain quantity of renewable energy and are generated under a separate Mandatory Renewable Energy Certificate Trading Scheme. A final option for benchmark participants (large electricity customers) in meeting their emission target is to reduce on-site emissions not directly related to the use of electricity. However, these abatement certificates can only be used by the abating firm and are not tradable among firms.

Hunter River Salinity Trading Scheme (HRTS)

The Hunter River Salinity Trading Scheme (HRTS) is a permit scheme for discharges of saline water from coal mines and power stations in the Hunter region of New South Wales, Australia. It began as a pilot scheme in 1995 and was formally implemented in 2002. The objective is to manage saline water discharges in such a way as to minimize impacts on farm irrigation, other water uses, and the aquatic ecosystem. For this purpose, flows in the river are divided into blocks where each block represents a section of water that passes through a reference point in a 24-hour period. The water in each block is continually measured, and the total allowable discharge of salt water is calculated so that the salt concentration does not exceed its target. There are a total of 1,000 permits in the system, each entitling the holder to discharge 0.1 percent of each day's total allowable discharge. The salt discharge permits can be traded among facilities through an online trading platform. Initially, the permits were allocated to the relevant companies for free. Since the permits have different life-spans, 200 new permits are auctioned every two years in order to replace those that have expired. New entrants can thus buy permits at the auctions or from other market participants. The scheme has performed successfully so far with river salinity being almost consistently below the salinity target.

New Zealand Emissions Trading Scheme

The New Zealand Emissions Trading Scheme (NZ ETS) officially started in 2010 and covers greenhouse gas emissions from all major emitting sectors (agriculture, energy, forestry, industry, liquid fossil fuels, synthetic gases, and waste). The individual sectors are gradually incorporated into the scheme, with agriculture entering last in 2015. The NZ ETS obliges participants to surrender emission permits for each ton of CO₂-equivalent emitted (or for every two tons of CO₂-equivalent during the transition period up to 31 December 2012). Only participants from forestry, industry, and agriculture receive free permit allocations. Owners of post-1989 forest lands may voluntarily participate in the NZ ETS and receive free permits for (re)forestation activities implemented after 1989. Conversely, pre-1990 forest land owners are obliged to surrender emission permits for deforestation activities. Free permit allocations to industry and agriculture are based on the previous year's output. Thus, there is no effective cap on emissions in the NZ ETS. In addition, owners of fishing quotas can apply for free permit allocations. Although fisheries are not obliged to surrender permits, free allocation is intended as a compensation for any decrease in the value of their fishing quotas as a result of rising fuel costs under the NZ ETS. Emission permits are tradable among participants. During the transition period, permits may also be bought from the government at 25 NZ dollars, thus effectively capping the permit price. Participants may also purchase and surrender emission reduction credits or international emission permits generated under the flexible mechanisms of the Kyoto Protocol.

3. Anti-competitive effects arising from emission permit trading

In the core section of this paper the discussion revolves around whether emissions trading may be accompanied by anti-competitive effects, whether it may be abused to induce competitive distortions, and whether it may create competitive disadvantages for certain market participants. Distortions can indeed arise within or via emission permit markets. These distortions can be divided into four major classes:

- First, large firms may exercise market power on the permit market by holding down supply or suppressing demand in order to manipulate prices to their advantage.
- Second, firms may abuse the permit market system to put other firms competing on the output market at a competitive disadvantage. The strongest form of such abuse is market foreclosure.

- Third, unequal regulation across industries, sectors, regions, or countries may disadvantage firms that are subject to tighter permit caps, and thus higher permit prices, than others. It is fair to say that the latter problem is not specific to emissions trading, but also applies to other types of (environmental) regulation.
- Finally, there may be further distortions and abuses caused by (special) ill-defined rules on the permit market or other markets.

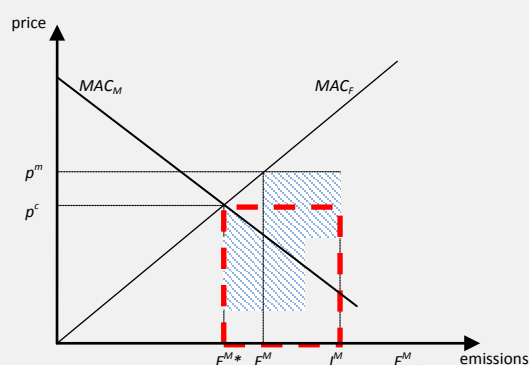
3.1 Market power on the permit market under free allocation

As in any other market, large firms can also exercise market power in permit markets. This means that some firms do not consider the market price for permits as given but try to manipulate the price via potentially large-scale purchases and sales. The motivation for firms to try to influence permit prices can be twofold: large(r) net buyers want to reduce the financial burden arising from the emission constraint, and large net sellers want to keep the price high so as to earn high revenues from selling (see Box 3). In both cases, the possibility of exerting market power depends on the ability of firms to influence prices on the permit market, either unilaterally or collectively. To do so, these firms (price-setters) must represent a large share of total permit demand over and against their competitors (price-takers).

Box 3. Seller and buyer power on the emission permit market

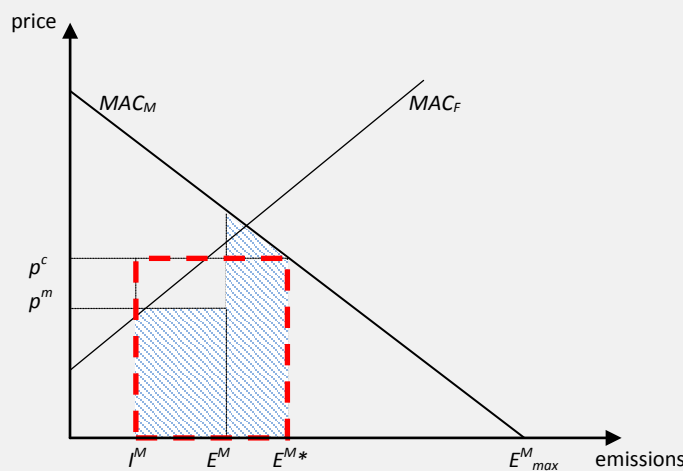
If a dominant firm is a net seller of permits, it will exercise monopoly power by selling less and abating less than is socially optimal. This situation is illustrated in Figure 3, where marginal abatement costs of one large firm (M) and a group of competitive fringe firms (interpreted as a single firm F) are represented by the curves MAC_M and MAC_F . The MAC curves are displayed opposite to each other, implying that M 's emissions are increasing from left to right on the horizontal axis and F 's emissions from right to left. Assume that M receives an initial free allocation of permits I^M . Under perfect competition, the permit market is in equilibrium when marginal abatement costs are equalized, leading to permit price p^c . Accordingly, in a competitive permit market, $(I^M - E^{M*})$ is the amount of excess permits that firm M would sell to the fringe firms F at price p^c and the dashed rectangle represents the revenues M would earn from its permit sales. Under market power, however, M has an incentive to hold back some permits so that the price rises to p^m . It sells fewer permits $(I^M - E^M)$ to the fringe firms F than under perfect competition and thus has to incur lower abatement costs since it keeps more permits for its own use $(E^M - E^{M*})$. The permit revenues at price p^m plus the avoided abatement costs are then represented by the two shaded areas. While the dominant firm has lower net costs than in the absence of market power, the industry as a whole incurs a higher cost than under (perfect) competition and the permit price is higher than optimal.

Figure 3: Market power when the large firm is a net seller of permits



Conversely, if a dominant firm is a net buyer of permits, it will exercise monopsony power by buying less and abating more than is socially optimal. This situation is illustrated in Figure 4, where the optimal point under perfect competition is again given by the intersection of the marginal abatement cost curves, leading to a market price for emission permits p^c . Assume again that M receives an initial free allocation of permits I^M , which is now below its optimal level of emissions E^{M*} . Under perfect competition, the firm M would therefore buy $(E^{M*} - I^M)$ additional permits at price p^c , leading to costs equal to the dashed rectangle. Under monopsony power, the firm M demands fewer permits than is socially optimal so that the price goes down to p^m . It will therefore emit less (E^M) and abate more ($E^{M*} - E^M$) than under perfect competition and the expenditure for additional permit purchases and emission abatement is then represented by the two shaded areas. Again, the dominant firms incur lower net costs than in the absence of market power, but the total costs for the industry as a whole is higher than is socially optimal.

Figure 4: Market power when the large firm is a net buyer of permits



Hahn (1984) was the first to advance a theory highlighting the possibility of market power in permit markets. He considers a stylized model with one large polluting firm and a competitive fringe of many small polluting firms that take the permit price as given. Hahn shows that market power vanishes if the dominant firm receives exactly the “efficient” amount of permits, i.e. the amount that minimizes its total cost. In this case, the dominant firm has no incentive at all to participate in permit trading and to exploit its dominant position. Hence, permits are traded only among the competitive fringe firms, resulting in a socially efficient market outcome. The potential gain from a reduced permit price is lower, the higher the marginal abatement cost is. So the extent to which firms use their market power ultimately depends on the characteristics of their marginal abatement cost curves. Moreover, permit demand from the price-taking competitors also influences the strategic behavior of large firms. If permit demand from price-takers is elastic, a reduced price will increase their demand for permits. As a result, the firms operating strategically have to both increase their abatement efforts and accept lower profits. Conversely, if permit demand from price-takers is inelastic, firms acting strategically have greater influence on the permit price, their abatement activity is lower, and their profits are higher. Requate (2006) and more recently (Malueg and Yates, 2009) show that the results of the Hahn model are much more general. They also hold true if there are several large firms forming an oligopoly vis-à-vis the competitive fringe firms.

What practical relevance does the problem of exercising market power actually have, and what are the potential policy consequences? First of all, optimal allocation of emission permits to large firms is almost impossible in practice, since this would require the regulatory authority to have complete information about the emitters’ marginal abatement costs. So should large buyers or sellers be excluded from trade? The answer is a definite “no”, since some trade is always better than no trade. One recommendation could

be, however, to not obviously over-allocate (under-allocate) permits to large firms, if it is clear that they will sell (buy) permits. Such case-by-case allocation is however hardly feasible, as it is likely to violate the principle of competitive neutrality.

The second question centers on the permit markets in which firms are likely to be sufficiently large to exercise market power. Here it is important to distinguish market shares in output markets from the percentage of trade volumes on the permit market. In some sectors, notably utilities, firms may have a large market share in the output market, while their share of permits in the permit market is relatively small. This is usually the case for large permit markets such as the U.S.-SO₂ market and the EU-ETS, where firms from different sectors trade emission permits. In most anti-trust legislation, the market-share threshold for which a conjecture about abuse of market power can be raised is at least 20 percent. In both the U.S.-SO₂ market and the EU-ETS, the trade volumes of even the largest buyers and sellers are well below this level. The problem of market power may arise, however, in small markets for specific pollutants. One example of currently existing small markets is the above-mentioned Hunter River Salinity Trading Scheme in Australia.

3.2 *Market power when permits are auctioned*

If permits are auctioned off by the regulator instead of being distributed for free, the situation is not very different. There are no large sellers, but there may be large buyers. Following the Hahn model, the distortion is larger, the greater the deviation of the initial allocation is from the final allocation. According to this argument, auctioning off permits can in principle exacerbate the distortion arising from monopsony power. Indeed, price manipulation may occur if the auction mechanism is not properly designed. For instance, in a sealed-bid, uniform-price auction, each bidding firm submits a demand schedule specifying the number of permits it is willing to buy at any given price. This mechanism creates incentives for large firms to strategically shade their bids in order to reduce the permit price. Alternatively, a large firm could stop participating in the auction at all and limit itself to buying permits on the resale market after the auction. In both cases, large firms may demand fewer permits than they would under perfect market conditions.

There are several measures for mitigating the potential influence of large players in permit auctions. One possibility is to establish a total limit for the amount of permits that entities may purchase in a single auction. For example, the RGGI rules limit the number of permits that may be purchased in any single auction to 25 percent of the permits for sale in that auction. Economists, however, are skeptical about limitations of this kind, as they might also impede economically useful allocations. Moreover, if auctions are open to entities without compliance obligations, such as traders, brokers, or NGO's, this will enhance competition and limit opportunities for price manipulation. Another potential way of handling the problem of bid-shading while retaining the relative simplicity of the uniform-price auction in comparison with other possible auction mechanisms (e.g. discriminatory-price auctions) is to allow for rebates or paybacks of auction revenues to the firms. Montero (2008) proposes such a mechanism that incentivizes firms to bid truthfully, i.e. according to their true demand, regardless of their size. With this mechanism, auction revenues are returned to the firms in such a way that each firm's final payment is equal to the externality it imposes on the other firms. As a result, truthful bidding is a dominant strategy (i.e. it generates the highest utility for the bidder, irrespective of the behavior of the others), which makes the auction result cost-efficient.

It is fair to say that there is no clear picture as yet on the question of whether auctioning off permits actually increases the likelihood of price manipulation. Montero (2010) conjectures that a permit-auctioning system is less likely to induce the exercise of market power than free allocation. This view may be challenged for the following reason: Under free allocation it is not clear a priori who is a seller and who is a buyer. Even if firms are large, the volume of trade may be low (since the firms' initial allocation may

be close to their optimal demand). Thus some large firms may not do much trading, while other large buyers and sellers may neutralize each other with respect to market power effects. Under a system of auctioned permits, by contrast, it is clear from the outset that large firms will demand a large amount of permits. This may not only provide incentives for bid shading but also induce collusion among the large bidders (see next section). Nor is there as yet any clear and obvious empirical evidence of major price manipulations by large traders on permit markets. Moreover, there is no practical experience with Montero's (2008) recent proposal about rebates of permit auction revenues.

3.3 *Cartel agreements*

Besides the usual distortions through oligopolistic market power, which are not illegal per se, large sellers or large buyers could in principle also form a cartel against small firms and agree to hold down the supply of permits or jointly shade their bids in order to reduce the permit price. Besides being illegal, such behavior is less likely in a permit market than in a conventional goods market. For instance, there is no clear borderline in practice between large and fringe firms, so potential cartelists would be uncertain about how to ring fence their cartel. Moreover, large firms may be sellers and buyers, as reported by Rico (1995) in the case of the US sulfur market. It is interesting to note that the above-mentioned mechanism proposed by Montero (2008) is also suitable for preventing bidding cartels on permits auctions, since it is immune against cartel formation.

3.4 *Possible abuse of permit trading to manipulate output markets*

Permit markets have repercussions on the associated output markets. It has already been argued in Section 2 that permit prices are passed on to output prices, independently of the way permits are initially allocated to the firms (free of charge or at cost). It has also been argued that this is in principle a desirable outcome. In fact, it is even socially optimal for consumers to bear part of the burden of reducing emissions. However, at least in theory there are several ways of abusing permit trading systems to create distortions on the output market. In particular, firms may try to use permit trading:

- to impede competitors on the output market by raising their costs on the permit market,
- as a collusive device for the benefit of a whole cartel,
- to increase market concentration.

3.4.1 *Impeding competitors and market foreclosure*

The logic of impeding competitors is as follows: Assume that firm A has a relatively clean technology and would in principle be a seller (under free allocation) or a small buyer (under auctioning) of permits. One or several competitors on the same output market (B and C) have dirty technologies and thus a high demand for permits. Instead of selling spare permits or buying only a small amount, firm A may have an incentive to preempt the permit market in order to increase the abatement cost for its competitors B and C. For this purpose, firm A may decide not to use all the permits it holds but rather to hoard some of them. This strategy aims at decreasing the rivals' output market share and may even force rivals to exit or prevent new firms from entering the market.

Misiolek and Elder (1989) were the first to highlight this strategic opportunity, finding that hoarding of permits by a dominant firm prevents its competitors from pursuing their optimal production and abatement strategies. This results in an additional strategic effect because the dominant firm now has an incentive to sell even fewer (or buy even more) permits than in Hahn's (1984) simple model of pure

market power on the permit market. Misiolek and Elder note that, depending on the initial permit allocation, the strategic effect can either worsen or improve the inefficiencies identified by Hahn.

Fehr (1993) and Sartzetakis (1997) extend the argument by Misiolek and Elder and study the effects of raising rivals' cost strategies in an oligopolistic setting. They find that such strategies are profitable and that profitability increases with the stringency of the regulation and the abatement cost level. They show, however, that the effect of raising rivals' cost strategies on economic welfare is ambiguous and depends on the technological efficiency of the dominant firm relative to its rivals. More precisely, if the dominant firm expands its market share at the expense of a less efficient rival, overall efficiency and thus welfare may increase despite the decrease in industry output.

3.4.2 *Using permit trading to collude on the output market*

Making agreements between firms to raise prices and limit production is considered hard-core cartel conduct and forbidden by almost every country's anti-trust law (e.g. Section 1 of the Sherman Act, Article 101 (former Art 81) of the European Treaty). However, a group of firms could tacitly form a cartel by letting one firm hoard permits so that it limits the capacity of all other firms. This may lead to lower output, higher prices, and higher profits to the benefit of all participating firms. Such a strategy may not even be illegal *prima facie*, since it is usually legal for firms to sell or buy inputs amongst themselves. However, if the cartel authority discovers such an abuse, this might be treated in a similar way as a merger case.¹⁸ The California NO_x-case described in Section 3.6.1 displays some of the features of this type of conduct.

3.4.3 *Increasing market concentration through permit trading*

The third possible kind of anti-competitive behavior is increasing market concentration through permit trading. Instead of increasing rivals' cost by raising prices for permits, as described in Section 3.4.1, one or several dominant firms could buy up all the permits owned by weak competitors. This may even happen on a voluntary basis if small firms have an initial endowment of permits and find it more profitable to sell the permits and leave the market. Such a transfer of permits from small to large firms will obviously result in higher market concentration. Accordingly, the market structure could change from (more or less perfect) competition to oligopoly. If the number of firms in the market decreases, prices on the final goods market would be expected to rise. However, in analogy to the argument proposed by Sartzetakis (1997), this is not necessarily the case, since less efficient firms are prone to sell to more efficient ones. Increasing market concentration through permit trading is more likely under a permit system with unlimited validity than under a system where new permits are issued each year. Indeed, there is empirical evidence for such concentration processes. After the introduction of ITQs for fish in Iceland, the once competitive fishery fleet shrank to three large companies. The welfare effects, however, seemed to be quite positive.

In conclusion, it is impossible to prevent strategic behavior on the permit market altogether. However, an increasing number of market participants alleviate the potential inefficiencies arising from market power. In practice, crowding-out on the output market due to market power on the permit market is limited for a number of reasons. First, dominant firms only benefit from such a strategy if their competitors on the permit market are largely identical with their competitors on the output market. In most permit markets for air pollution control, it is reasonable to assume that among all firms participating in permit trading many of them operate in different output markets. Therefore, hoarding of permits would be associated with high costs and relatively small benefits for dominant firms, since such conduct would not

¹⁸

A transfer of a considerable value of assets enabling one firm to control the production of another is also considered a merger according to the European merger regulation and the national laws of several OECD countries.

only affect their direct competitors but also firms operating on other output markets. Moreover, the permit price is certainly not the only factor that determines the competitive position of a firm. Both strategic manipulation and market concentration through preemption are more likely to become a problem in small local permit markets than in large markets. Therefore it may be a more important aspect of water-pollution than of air-pollution control. Finally, the implementation of appropriate market monitoring mechanisms and information sharing between the regulation authorities involved may help detect attempts to manipulate permit prices.

3.5 *Anti-competitive effects on other than cap-and-trade trading schemes*

There is hardly any research, theoretical or empirical, on anti-competitive effects on trading systems different from cap-and-trade. It is to be expected that similar effects to those described above can arise on green and white certificate markets. With respect to baseline-and-credit schemes there is less risk of abusing the system to exercise market power. The reason is that the scope of such credits is still too small compared to cap-and-trade markets. Baseline-and-credit schemes may be abused, however, by firms trying to manipulate the baseline of projected emissions and therefore gain an (unjustified) competitive advantage over competitors.

3.6 *Empirical evidence for the abuse of market power*

There is only limited evidence that market power has caused concern in existing tradable emission permit schemes. This is partly due to limited data availability. In order to formally test market power, one would need to estimate marginal abatement cost curves and compare these to actual permit prices. A departure from the marginal cost-pricing rule would provide an indication of market power. To the best of our knowledge, such studies are not available so far.

In the prominent examples of the United States SO₂ emission trading scheme and the European CO₂ emission trading scheme, market power has never been reported as a serious issue. In both cases, permit markets are characterized by a large number of participants and high trading volumes, thus reducing the potential price impact of one or a few dominant players. Accordingly, the risk of permit market manipulations is larger, the fewer firms participate in the permit system. It is therefore more likely to become a problem in localized permit markets, such as markets for water pollution control. We will highlight this issue by referring to two cases, the biological oxygen demand (BOD) permit trading at the Fox River in Wisconsin, USA, and the Hunter River salinity permit trading in New South Wales, Australia. In the following subsections, we will first consider emission markets where permits are mainly allocated for free (EU-ETS, Reclaim, Fox River BOD permit trading) and then extend our analysis to auctioned permit markets (RGGI and HRSTS).

3.6.1 *Special observations on grandfathered permit markets*

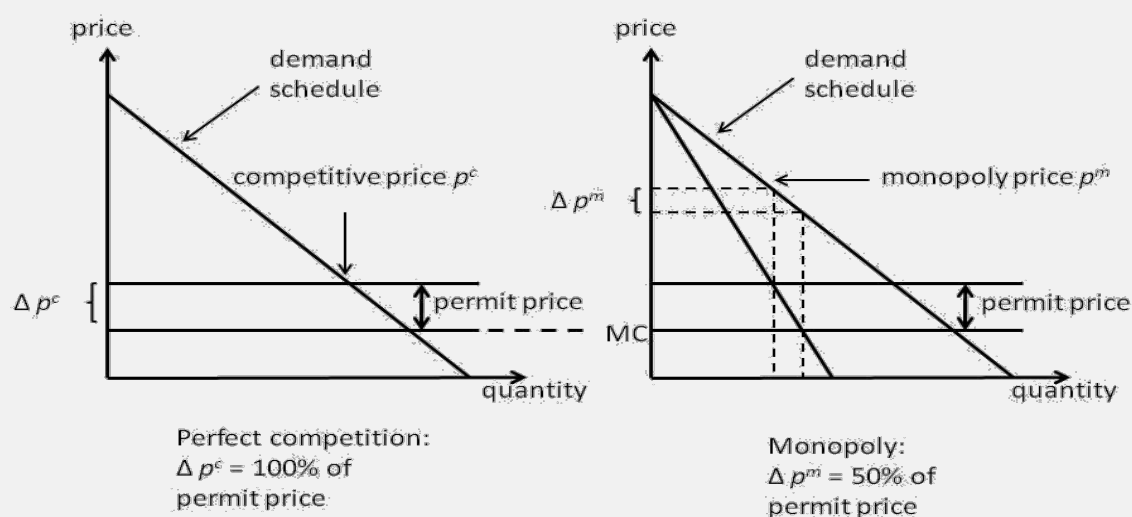
Though there has been no clear-cut evidence of permit market manipulation in the context of the European emission trading scheme, there are two issues worth noting. The first concerns the interrelation between the emission permit market and the imperfectly competitive electric power industry. This was at the core of a debate during the first trading period from 2005 to 2007, in which the ability of electric utilities to pass through the cost of CO₂ permits to wholesale prices was criticized. Since emission permits were allocated for free, some firms were able to reap additional, so-called windfall profits. As was set out in Section 2, this criticism ignores the fact that cost pass-through is a desired effect from an efficiency point of view, independently of whether firms pay for the permits or receive them for free. Accordingly, one interesting issue is posed by the decision on the part of the German competition authority (*Bundeskartellamt*) to impose a 25 percent limit on the pass-through of emission permits to electricity prices (see Box 5). It is very important to understand that the pass-through of permit costs is not an

indicator of market power on the permit market. Perhaps surprisingly, it can in fact be quite the opposite, as the degree of pass-through from permit to output prices is likely to be higher under competition than under market power. The intuition for this phenomenon is as follows. Under perfect competition, a firm's marginal cost of production is close to the market price. If additional costs are added to marginal production cost, the firm will either reduce its output (in case of strong competition from foreign competitors that are not subject to emissions trading), or firms will pass through the additional cost of emission permits to the consumers. A firm exercising market power, by contrast, sets its price at that point of the demand function where consumers' demand starts to get elastic. A further increase of the price will therefore cause too much demand reduction, and therefore a firm with market power does not find it profitable to pass through its additional cost fully to consumers. This effect is a typical effect (for an illustration see Box 4), though not a general rule. Under certain demand and technology conditions, imperfect competition on electricity markets may enable power companies to enforce a higher pass-through rate compared to competitive markets (see Gullì, 2010, for a theoretical analysis). In fact, a number of empirical studies have shown that the pass-through rates of EU permit prices to electricity prices vary significantly between countries and periods, ranging from zero to more than 100 percent (Gullì, 2008).

Box 4. Price pass-through under competition and monopoly

This box briefly illustrates why the pass-through of permit prices to final output prices under perfect competition is usually lower than under imperfect competition. For this purpose, constant marginal costs (a flat marginal cost curve MC) and linear demand (a straight line demand function) are assumed. The two situations (perfect competition and monopoly) are illustrated in Figure 5. Under perfect competition firms make no profit and (in a closed economy) have to fully pass-through the permit price to the consumers. The monopolist, by contrast, sets his price at the point where the marginal revenue curve intersects the marginal cost curve. If there is a price for emission permits, he will pass on less than 100% of the permit price to consumers because otherwise he would incur reduced profits. Note that under increasing marginal cost, pass-through will be less than 100%, also under perfect competition.

Figure 5: Permit price pass-through under competition and monopoly



The second issue relates to the development of European permit prices after May 2006, when revelation of the significant over-allocation of emission permits during the first trading period led to a sharp drop in the permit price. However, the price did not immediately fall to zero, as might have been expected, given that there was an evident over-supply of permits in the first trading period and banking of permits for the second trading period was not permitted. Instead, the permit price on the spot exchanges remained significantly positive during the year 2006, eventually converging to zero in the second half of 2007. This poses a number of questions. What factors determined the permit price during this period? Why did it not fall to zero immediately? And was it in the interests of some powerful players (e.g. energy companies) to keep the price positive (e.g. in order to justify higher electricity prices)?

In fact, the strongest empirical evidence with regard to market power on emission permit markets comes from the Reclaim market in California, where electric power facilities seem to have used the NO_x permit trading system to exercise market power in the California electricity market. Several studies conclude that some power utilities, which were able to exercise market power on the California electricity market, paid significantly higher NO_x prices than their competitors in order to cost-justify higher electricity prices (see Box 6). Since many of the features are very specific to the Californian context, this problem cannot be generalized to all permit trading schemes. Nevertheless, the experience in California certainly highlights the importance of transparent and liquid permit markets for the prevention of anti-competitive behavior.

Concerns over strategic manipulations are also common in localized permit markets with a small number of participants. One such example is the permit trading system established for discharges of biological oxygen demanding wastes (BOD) into the lower Fox River in Wisconsin, USA. The Fox River Program was established in 1981 and covers five pulp and paper mills and two municipal wastewater treatment plants, located on each of the three segments of the river. Although previous analysis had predicted significant potential gains from permit trading (of annually seven million US dollars), the actual trading activity has been negligible.¹⁹ Von der Fehr (1993) conjectures that this may be the case because firms within the same industry do not want to sell permits to buyers with whom they compete in the product market. However, such strategic considerations are probably not the most likely reason to explain this outcome. As stated in a report by the Environmental Protection Agency (EPA, 2001), there are other important reasons for the limited trading activity:

- The Program establishes severe restrictions on the ability of sources to trade permits. Trading is allowed only if the buyer is a new facility, is increasing production, or is unable to meet the required discharge limits despite optimal operation of its treatment facilities.
- There is uncertainty about the legal viability of the permits being traded, since the *Clean Water Act* does not explicitly allow trading.
- The relevant facilities developed a variety of compliance alternatives that were not contemplated when the regulations were drafted.

Box 5. Prohibition of permit price pass-through by the German competition authority

In the year 2005, following complaints by several companies from electricity-intensive industrial sectors concerning the cost pass-through of CO₂ permits to electricity prices, the German competition authority (*Bundeskartellamt*) opened an investigation of potentially abusive electricity price increases by two German energy utilities RWE and EON. Together, RWE and EON have a dominant position on the German electricity market both in

¹⁹

Only two trades occurred from the establishment of the scheme in 1981 until 2003 (Nishizawa, 2003).

terms of the production and the distribution of electricity. Accordingly, the German competition authority had to analyze whether the electricity price increase due to the pass-through of permit costs significantly deviated from what would have occurred in a competitive market.

In their initial assessment of the case, the *Bundeskartellamt* supported in principle the view that even if permits are allocated for free, they still represent an opportunity cost and should therefore be included in the firms' cost calculations. However, the competition authority presented two major arguments against (full) permit cost pass-through to electricity prices. First, they stressed that the competitive conditions in other sectors participating in emissions trading (mineral oil, steel, cement, paper) did not allow the pass-through of permit costs. Second, they claimed that the concept of opportunity cost only holds if the permits are effectively available for sale but not if they are used for production. For the period under question, the competition authority asserted that with respect to the German legal framework only a relatively small amount of the permits allocated to the utilities could have been used for other purposes than compliance, such as sale on permit exchanges. In fact, for the compliance period from 2005 to 2007, RWE was a net buyer of 13.6 million CO₂ permits. Therefore the *Bundeskartellamt* decided that only those permits for which realistic opportunities for alternative uses existed could be factored into the electricity price. Accordingly, the *Bundeskartellamt* judged on a preliminary basis that there could be no objection to a pass-through of up to 25 percent of the permit value.

In its response to this ruling, RWE formally committed itself to selling a significant amount of electricity capacity to its industrial customers via several independent auctions (i.e. not via the conventional energy exchange in Leipzig, EEX), in which the price of freely allocated emission permits would be set at zero.²⁰ The total amount of electricity to be auctioned off from 2008 to 2011 adds up to 46 million MWh, which roughly corresponds to the annual electricity sales of RWE to industrial customers in Germany. The *Bundeskartellamt* accepted the formal commitment proposed by RWE and subsequently closed the investigation. However, it turned out that the auction results were not much different from the electricity wholesale prices on the EEX - up to ca. 2.5 €/per MWh (= 4% difference) - and that the auction participants had effectively considered the permit prices when making their bids. Therefore the formal obligation made by RWE has proven ineffective in terms of the outcome desired by the *Bundeskartellamt*.

From an economic point of view, however, the investigation by the *Bundeskartellamt* could be challenged under two aspects. First, the cost pass-through of emission permits in a competitive market should not be zero. Moreover, the pass-through rates in an imperfectly competitive setting may even be lower than under perfect competition. The lower pass-through rates in the industrial sectors mentioned by the authority can rather be attributed to other factors, such as international competition from less closely regulated countries incurring lower carbon costs or none at all (see Section 0 for a full discussion of this issue). Second, the concept of opportunity costs applies to all freely allocated emission permits, independently of whether they are available for sale on the permit market or used for production. If firms are not allowed to factor the permit costs into their pricing decisions, this will lead to market disequilibrium, as the discussion in Section 2 has demonstrated.

Box 6. The California NO_x market

After several years of relatively low prices due to overly generous initial permit allocations, the prices for NO_x permits under the Reclaim program increased sharply during 2000 and 2001, while at the same time some facilities had difficulty in achieving their emission targets. According to Kolstad and Wolak (2008), several factors contributed to this development. First, the demand for electric power increased heavily in 2000 and 2001, greatly exceeding the available supply. As alternative power sources, such as hydro power, did not materialize due to adverse weather conditions, the increased demand had to be met by production from older, less efficient power plants. Second, given the relatively low NO_x permit prices during the first years of the program, the affected facilities had invested little in pollution control technologies. When during the year 2000 the permit market reached the "cross-over point" where

²⁰

The starting price in the auctions was set to the full cost of an (amortized) hard coal or lignite utility minus the cost of the freely allocated emission permits. (cf. *Bundeskartellamt*, 2007).

there were no longer excess permits available for purchase, the lack of (installed) abatement technology also contributed to permit price increase. Moreover, the dramatic increase in NO_x permit prices coincided with a substantial increase in the amount of market power exercised in the California electricity market (Joskow and Kahn, 2002; Borenstein, Bushnell, and Wolak, 2002; Wolak, 2003). Based on these observations, Kolstad and Wolak analyze the interactions between the NO_x permit market and the California electricity market. The authors present evidence that some electric power facilities paid significantly higher NO_x prices than other permit market participants and also held a larger share of unused permits during 2000 and 2001 compared to previous years. The inflated NO_x prices were then used to cost-justify higher bids in the day-ahead and real-time California electricity markets.

To appreciate this argument properly, some specific features of the electricity market in California need to be explained. First, the power generation facilities showed a considerable disparity in NO_x emission rates, implying that increases in the permit price could have changed the least cost dispatch of the generation units. So electricity suppliers operating facilities with different NO_x emission rates may have benefited from an increase in the price of NO_x permits, since this enabled them to obtain additional profits from generation units with lower NO_x emission rates. Second, the California electricity market covers a geographically larger area than the Reclaim market. Accordingly, electricity suppliers with generation facilities both in and outside the Reclaim market may have had an incentive to increase the price of NO_x permits in order to place higher bids for all the electricity they produce.

Finally, it should be noted that many of the above observations are quite unique to the Californian context in the specific period under study. For instance, the fact that there was no uniform market price for NO_x permits facilitated the use of permits to raise electricity prices. Due to the bilateral nature of permit transactions (as opposed to a market-clearing price mechanism), electricity suppliers interested in raising permit prices could do so without affecting the prices paid by other buyers. Therefore the permit price manipulation evidenced in the Reclaim market is not related to the “raising rivals’ costs” strategy discussed before. The point is that electricity suppliers tried to charge prices close to the monopoly price, which violates the prohibition of abusing a dominant position in line with Section 2 of the *Sherman Act*. By generating high permit prices they were able to prove high costs and thus camouflage monopoly prices as high-cost competitive prices. Since several firms participated in this kind of conduct, a tacit agreement on concerted action cannot be ruled out.

3.6.2 *Special observations on auctioned permit markets*

Permit markets where all permits are sold through auctions include the RGGI market and the Hunter River Salinity Trading Scheme. In the first six permit auctions under the RGGI in 2009, no evidence of anti-competitive conduct was detected for the auction process, barriers to participation in the auctions, or the auction results (Potomac Economics, 2010). Although permit prices both in the RGGI auctions and on the secondary market decreased considerably during the first year of operation, this is attributable to changes in expectations regarding the future use of permits rather than anti-competitive behavior. This result is reinforced by the strong participation of firms in the permit auctions (at least 46 bidders in each auction) and growing trading activity on the secondary market.

In the biannual auctions held under the Hunter River Salinity Trading Scheme since 2004, there has been no apparent collusion or anti-competitive behavior. In all auctions, the 200 permits were distributed between eight to 11 companies and average permit prices increased from 507 Australian dollars in 2004 to 947 Australian dollars in 2008 (DEC, 2004; NSW Government).

From the empirical evidence presented above two main conclusions can be drawn:

- First, if permit markets are sufficiently large, price manipulation and other abuses of market power are not likely to happen. However, this observation does not rule out the use of tradable emission permits on a local and regional level, where the number of firms is typically small. For example, the Hunter River Salinity Trading Scheme seems to work well despite a relatively small number of participants. The Fox River Trading Program has proven disappointing in terms of the

actual trading activity, but this is more likely because of shortcomings in the system's design and restrictive trading rules than due to strategic behavior of the participants.

- Second, transparency is important in permit markets, in particular the uniformity of permit prices across all market participants. If permits are traded periodically using a market-clearing price mechanism and ensuring anonymity for buyers and sellers, permit price manipulations like those observed under the Reclaim program are less likely to occur.

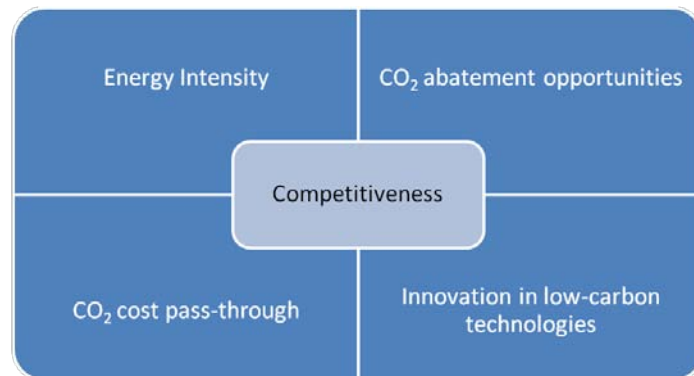
4. Permit trading and (international) competitiveness

The potential impact of emission permit trading on the competitiveness of firms, industries, or countries is a hotly debated issue. Particularly in the context of international climate policies, many countries are reluctant to impose unilateral emission limits because they fear a loss of competitiveness for their national industries on global output markets. In addition, the implementation of emissions trading may also raise competitiveness issues at the national level. Competitiveness is a very broad term that can encompass a variety of aspects such as trade flows, terms of trade, carbon leakage, domestic employment, and production. It is common to define competitiveness in terms of a firm's ability to maintain or expand its market position based on its cost structure (cf. Reinaud, 2005).

As a general rule, environmental policy instruments should be competition-neutral, meaning that they should have the same effect on all emitters in terms of equal marginal abatement costs. In principle, a system of tradable permits fulfills this requirement since the same price holds for all emitters. In Section 0 cases have been described where market power on the permit market may lead to distortions among firms. In the following, the focus lies on competitive distortions that may arise from uneven conditions:

- between firms, industries, and jurisdictions regulated under the same permit trading scheme,
- between industries in one jurisdiction regulated under different policy instruments,
- at the international level between countries with different environmental regulations.

As a result of the additional costs associated with emission permit trading, the firms affected have to decide between two alternatives. Either they pass through these additional costs to their output prices at the expense of a loss in market share, or they do not (fully) pass through the additional costs and accept a reduction in profits in order to maintain their market share. Ultimately, the costs of emission regulation may be so large that it becomes profitable for firms to shift their production to other regions or countries with weaker regulations. Figure 6 illustrates the main factors that determine the impact of an emissions trading scheme on competitiveness.

Figure 6: Impact of emission trading schemes on competitiveness

All these factors affect competitiveness via their impact on costs, profits, production, and market shares.

- The most important factor is energy intensity, which can be broken down into two effects. First, firms or industries with higher energy intensity have to purchase more emission permits, which directly increases their production costs. Second, energy-intensive firms or industries face an indirect cost increase because electricity prices are likely to increase as a result of emissions trading. The indirect effect through rising electricity prices also affects firms that do not participate in emissions trading. Accordingly, energy intensity has a negative effect on competitiveness.
- The second factor is the ability to pass through higher costs to output prices. If firms or industries operate in a context with relatively low demand elasticity and little competitive pressure, they are in a better position to pass through permit prices, so their competitiveness is less seriously affected. Conversely, firms or industries competing in global output markets generally face a loss in competitiveness because they cannot pass through permit prices without losing market shares to international competitors that do not incur additional carbon costs.
- The third factor is the ability of firms or industries to abate emissions or substitute emission-intensive inputs. Competitiveness is less seriously affected if a firm can easily and inexpensively implement abatement measures or switch to less emission-intensive inputs.
- Finally, there is a fourth factor that influences competitiveness in the long term. It is the incentive created by emissions trading to invest in innovative low-emission technologies. Innovations in low-carbon technologies that succeed in penetrating the market lead to a positive effect on competitiveness.

Accordingly, the overall effect of emissions trading on competitiveness depends on the relative strength of these different factors. In particular, while the effects of energy intensity, cost pass-through, and abatement opportunities will certainly affect competitiveness in the short term, a positive effect on competitiveness from low-emission innovations is less certain in the long run. This effect depends not only on the incentives provided by the emission trading scheme to develop innovative technologies but also on the direction taken by international climate policy in future.

4.1 *Competitiveness effects within a system of tradable permits*

Within a system of tradable emission permits, competitive distortions may result from sector- or country-specific permit allocation rules that lead to different marginal abatement costs across participating companies, sectors, or countries.²¹ In the first two trading phases of the EU-ETS, permit allocation was not coordinated between the member states, leading to differential treatment of otherwise similar companies and sectors across the EU.²² For instance, while most member states distributed all emission permits for free, some states auctioned off a certain share of the permits. Most member states distributed the free permit allocations according to historical emissions, while other member states applied industry-specific benchmarks. Moreover, the member states implemented different exemption criteria and special allocation rules, different permit reserves for new entrants, and different definitions of installation closure. These numerous exemptions and special allocation rules plus the lobbying efforts by the relevant industries to obtain the highest possible permit allocations led to an over-generous initial allocation, particularly in the first trading phase.²³ As a result, even with free allocation of permits, the so-called assignment factors (i.e. the ratio between the amount of emission permits allocated and historical emissions; see van der Laan and Nentjes, 2001, Böhringer and Lange, 2005) are quite different for firms from various European member states. Therefore, from the third trading phase onward the European Union decided to abolish the National Allocation Plans in favor of harmonized allocation rules. However, no satisfactory solution is feasible with any scheme allowing for free allocation of permits, since competitive neutrality would require the assignment factors to be equal. Böhringer and Lange (2005) show however that, given the Kyoto commitments for the different countries, there is a trade-off between competitive neutrality and cost efficiency. Competitive neutrality is either not feasible if emission targets in the non-trading sectors are required to be efficient, or it induces large inefficiencies in abatement efforts in the non-trading sectors. Therefore, the simplest and most effective way to alleviate both cost-inefficiencies and competitive distortions between firms, sectors, and countries in an emissions trading scheme is by auctioning off a large share (or all) of the permits.

On the other hand, the competitiveness of companies participating in emissions trading may be affected differently depending on whether the main competition they face is national or international. In industries producing mainly for the domestic market, companies are more likely to pass through the additional cost of emission restrictions to their product prices. Conversely, industries mainly selling their products on international markets have little opportunity to pass through the permit costs if their international competitors face weaker emission limits or none at all. In the latter case, free permit allocation may be seen as a suitable way of compensating firms for the additional costs they will necessarily incur. However, free permit allocation has its drawbacks in balancing out the competitive disadvantages of firms at an international level. In Section 4.2 alternative measures for dealing with the problem of international competitiveness are discussed.

As touched on briefly in the last paragraph, another source of distortions arises from the fact that emissions trading systems usually cover only a part of the emitters in a certain country while the other emitters are regulated by alternative policies. For instance, the EU-ETS is applicable to most industrial sectors, but not to the transport sector or households. While this is partly due to difficulties in measuring

²¹ In this context, the green paper on emissions trading by the European Commission noted that there is “a trade-off between providing greater equality of treatment and more simplicity on the one hand, and Member States maintaining greater autonomy on the other.” (COM 2000).

²² See Böhringer and Lange (2005), Woerdman (2001).

²³ One might argue that the European regulators were prepared to accept the loss of efficiency and competition neutrality in order to secure the support of the important industrial lobbying groups for an emissions trading scheme.

and controlling emissions in the latter sectors, dividing the economy into an ETS and a non-ETS sector may lead to an unequal distribution of the reduction burden between these two sectors.²⁴ Indeed, several studies of the EU-ETS conclude that the lion's share of emission reductions is borne by the sectors not participating in emissions trading, thus leading to substantially higher total costs than an emissions trading scheme that embraces all CO₂-emitting sectors (Böhringer et al., 2005; Peterson, 2006). The unequal treatment of ETS versus non-ETS sectors may also lead to competitive distortions if competing firms face different costs caused by environmental regulation. It has already been noted that there is always an efficiency trade-off between ETS and non-ETS sectors on the one hand and competitive neutrality across member states on the other.

Finally, in analyzing the effects on competitiveness it is important to consider both the direct and the indirect costs of emissions trading. As mentioned above, the direct costs comprise abatement efforts and permit purchases (or the opportunity costs of holding permits if they are allocated for free), whereas the indirect costs result from input price increases due to emission trading, such as increases in energy prices. In the case of energy-intensive firms, the indirect costs often represent a much more onerous burden than the direct costs of emissions trading. So even if several regions or countries are regulated by the same emissions trading scheme, as is the case in the European Union, competitiveness effects may arise from differences in the structure of the energy production sector. In European countries with a high share of nuclear or hydro power (France, Sweden etc.), the impact of emissions trading on electricity prices can be expected to be much less substantial than in countries with a high dependence on fossil fuel utilities, particularly emission-intensive coal (Germany, United Kingdom etc.).²⁵ This may give rise to location advantages for the first-mentioned countries and lead to a relocation of energy-intensive industries to these countries. Of course, the shift to less emission-intensive energy sources is a desirable effect of any emissions regulation and does not lead to a deterioration of environmental quality. However, the evaluation of relocation decisions becomes more complicated when it focuses on a shift of production to countries with less stringent environmental standards. The next section discusses these issues.

4.2 *Competitiveness effects at the international level*

Competitive distortions at the international level may arise between countries with different environmental regulations. Emitters in countries with higher environmental standards and hence higher marginal abatement and production costs may be disadvantaged compared to emitters in countries with less strict regulations or none at all. The potential effect is that certain industries will move their production to less tightly regulated countries, thus increasing emissions elsewhere. This is known as carbon leakage. In point of fact, this problem is not directly related to a specific policy instrument like tradable permits but rather to the overall stringency of environmental regulation.

To protect the relevant industries from competitive disadvantages, many emissions trading schemes define special rules for industries that face the risk of carbon leakage. According to Dröge (2009), these can be divided into two broad categories: *behind the border measures* and *border measures (border adjustment)*. Behind the border measures are:

- direct compensations,
- free allocation of permits.

²⁴ In principle there is a rather simple way round the measurement problem: measuring CO₂ emissions based on the emission intensity of fuel inputs.

²⁵ If electricity could be traded freely between countries, it would be expected to observe a unique electricity price across Europe. But due to relatively high transportation cost (transmission losses) and transmission bottlenecks between countries, electricity prices still vary widely from one country to another.

Boarder carbon adjustment (BCA) measures comprise:

- border adjustment tariffs or taxes on imports,
- issuing tradable permits according to carbon content of imports,
- border adjustment rebates for exports,
- full border adjustment.

One popular *behind the border measure* is to exclude the relevant industries from permit auctions and to distribute emission permits for free instead. As discussed above, this is an imperfect measure for mitigating regulated firms' competitive disadvantage since these firms still face the emission costs in their marginal production decisions. Moreover, as pointed out in Section 2, long-term free allocation has a subsidy effect and represents a major fiscal opportunity cost for governments (Stephenson and Upton, 2009).

There are alternative ways to account for the fact that goods from some countries are not subject to emission restrictions and therefore do not include the CO₂ content in their prices. One way to deal with this issue is to levy a border carbon adjustment tax or tariff on imported goods reflecting the costs of CO₂ emissions implicitly contained in the product. Alternatively, importers could be required to purchase tradable permits according to the carbon content of imported goods. Provisions for BCA instruments can be found in several climate policy bills proposed by the US Senate (e.g. the Lieberman/Warner and Bingaman/Specter bills).²⁶ BCAs may differ from region to region according to the respective carbon intensity of production. Since carbon intensities vary substantially across regions, this gives import taxes an advantage over other adjustment policies. Pricing imports according to their CO₂ content corrects the cost disadvantages of domestic producers at home, but it does not alleviate competitive distortions abroad. To offset this, a country can also grant a border rebate for exports to under- or unregulated countries. Finally, combining BCAs for both imports and exports leads to full border adjustment, where only the emissions from domestic consumption are regulated. The full border adjustment policy is equivalent to the destination principle in value-added tax systems.

Yet another option is to grant rebates to all domestic production, independently of whether it is consumed at home or abroad. This mechanism eliminates the cost disadvantages of emission regulation, but unlike full border adjustment policies it does not provide incentives to reduce the domestic consumption of emission-intensive products. Full production rebates for energy-intensive, trade-sensitive industries correspond essentially to an output-based permit allocation with updating and entails numerous efficiency problems of the kind highlighted at the beginning of this paper. Accordingly, a full domestic rebate would be an inferior option compared to border tax adjustments. Moreover, it should be noted that policies combating leakage do not necessarily reduce global emissions (Fischer and Fox, 2009). The reason is that all adjustment policies either increase the cost of foreign production or decrease the cost of domestic production. As a result, domestic production (and with it domestic emissions) increases compared to a situation without adjustment while at the same time reducing foreign production (and foreign emissions).

²⁶

The Lieberman/Warner bill (2008) requires the emission content of imports from unregulated countries to be covered through the purchase of international reserve permits. Under the Bingaman/Specter bill (2007) importers have to hold emission permits when the emissions in the unregulated producing country exceed a baseline level.

A further concern about compensating measures such as border carbon adjustments is that these may be abused as a substitute for trade policy and thus to bypass free trade agreements.²⁷ These instruments may therefore be in conflict with WTO rules. On the one hand, GATT provisions (in particular Articles I and III) are premised on outlawing discrimination in international trade. On the other hand, these rules have been interpreted as allowing border tax adjustments with respect to taxes on inputs which are “physically incorporated” into the final product. It is an open question, whether energy can be interpreted as a physical input.²⁸ Many voices however express doubts about legal compatibility and feasibility of BCA measures.²⁹

Besides the legal difficulties with BCA measures, their effectiveness and administrative feasibility is called into question (Cosbey, 2008). Effectiveness is challenged because firms may find a variety of ways to evade the controls imposed by BCA (Cosbey 2008, Houser et al. 2008).³⁰ BCA is difficult to administer, because it is far from obvious how to measure the carbon content in particular products (Cosbey, 2008).

It is further questionable whether BCA measures provide an incentive for developing countries to implement domestic emission reduction measures. According to Sabelstrom and Jegou (2008), only a relatively small share of overall production in emerging economies would in fact be touched by BCA implemented in the USA and/or the EU, since most of the demand for energy-intensive products comes from the emerging countries themselves. Therefore, it is unlikely that BCA measures will significantly change the production methods in developing countries.³¹ Finally, BCA may even induce a carbon war between developed and developing countries and eventually redirect trade (Mandelson, 2006).

Before turning to the empirical evidence for the effects of emissions trading on carbon leakage and competitiveness it is important to note that a firm’s (international) competitiveness depends on a multitude of factors such as labor costs, supply of skilled labor, proximity to product markets, market competition, ability to pass-on cost increases and trade costs.³² Costs from emissions trading are probably not the largest of these factors. Therefore, as long as the costs associated with emissions trading are not too high, relocation decisions are less likely to occur, especially if the industries affected are capital-intensive.

4.3 *Empirical evidence*

Most of the empirical studies analyzing the effects of emissions trading schemes on competitiveness focus on the European Emissions Trading Scheme, which is by far the largest greenhouse gas emission trading scheme in existence.³³ Notably, detailed studies have been carried out at a national level for

²⁷ See Evenett and Whalley (2009).

²⁸ For a detailed discussion see OECD (2006), Chapter 5 and Cosbey (2008).

²⁹ See Cosbey (2008), Sabelstrom and Jegou (2008), Fischer and Fox (2009), Stephenson and Upton (2009).

³⁰ Houser et al. (2008) argue that a scheme that imposed border adjustment on Chinese steel might cause increased flows from China to Japan, and increased flows from Japan to the US, without in the end protecting U.S. steel producers.

³¹ See Sabelstrom and Jegou (2008),

³² Sijm et al. (2008), Ponssard and Walker (2008).

³³ Compared to the US SO₂ cap-and-trade system, the EU-ETS is much larger in terms of the number of covered sources (about 11,500 in the EU versus 3,000 in the US), the emissions cap (about 2000 million tons CO₂ in the EU versus 9 million tons SO₂ in the US), and the value of distributed allowances (about 30,000 million Euro (at a price of 15 Euro/ton of CO₂) versus 4,000 million Euro (at a price of 550 US dollar/ton of SO₂ and an exchange rate of 1,25 US dollar/Euro.)) Source: Ellerman and Buchner (2007), own calculations.

Germany and the UK (Hourcade et al., 2007; Graichen et al., 2008). These studies assess the following issues:

- Which sectors are likely to face significant increases in direct or indirect costs due to the emissions trading scheme?
- Which sectors face high exposure to international trade and may thus be at risk of carbon leakage?

4.3.1 Sectors affected by direct and indirect cost increases through emission trading

The analysis of the cost effects of emissions trading is based on the concept of ‘value at stake’, which is defined as the sum of potential direct and indirect costs of a given industry in relation to its gross added value. The direct costs of an industry depend on the emission intensity of production, comprising energy and process emissions. The indirect costs of an industry depend on electricity consumption and the pass-through of CO₂ costs to electricity prices. Both analyses for Germany and the UK assume full cost pass-through. They further assume a permit price of 20 Euro per ton of CO₂. The studies find that for most industries covered by the EU-ETS the maximum value at stake is below two percent of gross added value. Table 1 summarizes the industrial activities with a maximum value at stake of more than two percent. Taken together, these activities represent roughly one percent of the Gross Domestic Product in the UK and two percent of the Gross Domestic Product in Germany.³⁴ The differences in these findings are partly accounted for by structural differences in energy production in the two countries. In the UK, the marginal power generation unit is provided by a natural gas-based power plant, while in Germany the marginal generation unit is a hard coal-based power plant. Since hard coal is more emission-intensive than natural gas, the indirect cost effect due to increasing electricity prices is higher in Germany than in the UK.

Table 1: Potentially exposed industries under unilateral CO₂ pricing in Germany and the United Kingdom³⁵

Maximum value at stake (% of gross added value)	Germany	United Kingdom
> 50 %	cement; lime	
> 40 % - 50 %		lime
> 30 % - 40 %		cement
> 20 % - 30 %	fertilizers & nitrogen	basic iron & steel
> 10 % - 20 %	basic iron & steel; aluminum; paper & paperboard; other basic inorganic chemicals; coke & refined petroleum products	refined petroleum products; fertilizers & nitrogen; aluminum

³⁴ Similar figures have been obtained by Bruyn et al. (2008) for the Netherlands, CISA (2008) for Australia, and both Morgenstern et al. (2007) and Aldy and Pizer (2009) for the USA.

³⁵ Source: Graichen et al. (2008), Hourcade et al. (2007).

> 2 % - 10 %	starch products; flat glass; pulp & paper; other basic organic chemicals; ceramic tiles ; bricks & construction products; hollow glass; sugar; veneer sheets; plastics; finishing of textiles; glass fibers; household paper; copper products; other glass; dyes & pigments	other basic inorganic chemicals; pulp & paper; malt; coke oven products; industrial gases; non-wovens; household paper; finishing of textiles; hollow glass; rubber tires & tubes; veneer sheets; flat glass; copper products; casting of iron
--------------	---	--

4.3.2 Sectors affected by emission trading due to international competition

High values at stake due to unilateral CO₂ pricing are not a matter of concern in industries facing a low degree of international competition. By contrast, increases in production costs as a result of unilateral climate policy in highly trade-exposed industries can distort competitive conditions in favor of international competitors from less-regulated countries. This holds both for exports of domestic production to foreign markets and for import penetration in the domestic market. In the studies on Germany and the UK, trade intensity is used as a proxy for the intensity of international competition in a certain industry. Trade intensity is calculated by relating the sum of traded goods to the total market supply:

$$\text{Non EU trade intensity} = \frac{\text{Non EU exports} + \text{Non EU imports}}{\text{Domestic production} + \text{EU imports} + \text{Non EU imports}} \quad ^{36}$$

Clearly, trade intensity is only a rough indicator, since intensity of competition depends on many other factors such as transport costs, exchange rate uncertainty, product differentiation, and market segmentation. The analysis of trade intensities shows, however, that some of the sectors most affected by cost increases through exposure to emissions trading are not presently subject to strong international competition. For instance, the trade intensities for the lime and cement sectors are five percent or less in both Germany and the UK. Table 2 summarizes the trade intensities for different industries in Germany and the UK.

³⁶

To measure trade intensity within the EU the formula changes to:

$$\text{EU trade intensity} = \frac{\text{EU exports} + \text{EU imports}}{\text{Domestic production} + \text{EU imports} + \text{Non EU imports}}$$

Table 2: Trade intensities for different industrial sectors in Germany and the United Kingdom³⁷

Trade intensity	Germany	United Kingdom
> 50 %	dyes & pigments	coke oven products; other textile weaving
> 40 % - 50 %		industrial gases
> 30 % - 40 %	other basic inorganic chemicals	
> 20 % - 30 %	other glass; copper products; aluminum	copper products; non-wovens; malt; aluminum; other basic inorganic chemicals; refined petroleum products
> 10 % - 20 %	paper & paperboard; veneer sheets; fertilizers & nitrogen; hollow glass; basic iron & steel; glass fibers; ceramic tiles; plastics	rubber tires & tubes; basic iron & steel; pulp & paper; veneer sheets; fertilizers & nitrogen; hollow glass
0 % - 10 %	household paper; sugar; coke & refined petroleum products; bricks, tiles & construction products; cement; lime	flat glass; starch products; lime; household paper; cement; finishing of textiles

Bringing both indicators together, the studies identify those industrial sectors with both values at stake and trade intensities of above 10 percent can be identified as being at risk of losing international competitiveness due to unilateral CO₂ pricing, both in Germany and the UK. These are:

- iron and steel,
- fertilizers and nitrogen,
- aluminum and aluminum products³⁸.

In addition, the German sectors for paper and paperboard and other basic chemicals are exposed to cost increases through CO₂ cap-and-trade regulation, mainly due to the higher indirect costs of electricity. Also, the British refined petroleum products sector is exposed to cost increases mainly due to the high intensity of trade with non-EU countries. Altogether, the studies suggest that only a relatively small number of sectors are at risk of losing international competitiveness.

In fact, a study by Smale et al. (2006) analyzing the impact of emissions trading on firm profits and market prices indicates that most EU-ETS sectors are expected to benefit in the first two trading periods, with prices and profits rising overall and only modest production drops in the steel and cement industries. The only exception is aluminum smelting, which is exposed both to large increases in marginal cost and to high levels of international competition, with consequential relocation of production outside the EU. The firms' potential for making substantial profits arises from the free allocation of emission permits (see Box 1). Since permit prices are added to the marginal production costs independently of whether permits are

³⁷ Source: Graichen et al. (2008), Hourcade et al. (2007).

³⁸ While cement currently has very low trade intensity, that could change after the introduction of emission pricing, particularly for coastal areas because transport of cement by sea is relatively low cost compared to land transport (See Carbon Trust (2010)).

auctioned off or allocated for free, there is a potential for ‘double compensation’ (Grubb and Neuhoﬀ, 2006).

A similar study by Demailly and Quirion (2007) focuses on the competitiveness effects in the highly exposed iron and steel industry. The authors suggest that this industry faces only small output reductions but a strong increase in profitability. Furthermore, even for a scenario where free allocation of permits is reduced from 100 to 50 percent, the negative impact on firm profits is found to be very small. In fact, for the USA Goulder (2002) finds that on average only 13% of permits had to be allocated for free to compensate firms for additional costs arising from greenhouse gas reductions.

4.3.3 *Leakage effects*

The issue of CO₂ emission leakage due to unilateral carbon pricing has been addressed in several simulation studies. In a detailed analysis of the European cement industry, Demailly and Quirion (2006) find that a significant leakage effect arises under free allocation based on historical emissions, compensating for about half of the emission reductions in the EU.

In a similar vein, Fischer and Fox (2009) use a model of global trade to simulate the effect of a unilateral CO₂ emission price of 50 US dollars per ton of CO₂, implemented jointly by the United States and Canada. In particular, they analyze the effects on competitiveness and leakage in several industrial sectors (electricity, refined petroleum products, chemicals, nonmetallic minerals, pulp and paper, iron and steel) under different border adjustment policies. They find that most adjustment policies are able to reduce the loss in production compared to a situation without adjustment. In their study full border tax adjustment and home rebates (output-based free allocation) are the most effective policies. However, they also reveal that none of the policies is effective in reducing average leakage, defined as the change in foreign emissions relative to domestic emission reductions. For both the United States and Canada, leakage rates are considerable under all policies, ranging between ten percent (electricity) and 90 percent (refined petroleum products) in the United States and between 18 percent (pulp and paper) and 105 percent (refined petroleum products) in Canada. An important caveat in connection with this analysis is that it ignores existing climate policies in other countries, including the European Emissions Trading Scheme. Accordingly, the estimated leakage rates may be overstated. Moreover, analyzing competitiveness and leakage for different sectors separately ignores the fact that all policies targeting a specific sector have important indirect effects on other closely connected sectors and ultimately on the (world) economy as a whole. Several economy-wide studies show that leakage varies significantly depending on the size of country coalitions adopting comparable climate policies (see Dröge, 2009). Dröge finds that the typical leakage estimate is in the order of 20 percent. The challenge for future research is to develop comprehensive models that jointly analyze the effects of different policies on competitiveness, leakage, and overall emissions from all sectors (whether participating in emissions trading or not) and for all countries (domestic and foreign).

One such attempt has been made by Böhringer et al. (2010), who analyze the effects of a unilateral 20 percent reduction of CO₂ emissions in the US and/or the EU, combined with several anti-leakage policies, on the global distribution of welfare, competitiveness, and carbon leakage.³⁹ The outcomes of the different policy scenarios are compared to a baseline case without any climate policies. The policy scenarios analyzed are:

- permit auctioning and no anti-leakage policies,

³⁹

Böhringer, Fischer, and Rosendahl (2010) also provide a brief overview of related studies, not referred to here for the sake of brevity.

- output-based free allocation to energy-intensive industries,
- rebates for energy-intensive exports,
- tariffs on energy-intensive imports,
- a combination of export rebates and import tariffs.

The main results can be summarized as follows.

- First, welfare losses do not only occur in countries pursuing climate policies, but also in countries who are trading partners. In particular, the welfare loss is substantially higher in the EU than in the US, mainly because the US has cheaper abatement options. Since EU countries are more trade-intensive, most other countries are worse off in the case of unilateral EU climate policy than under unilateral US climate policy. Among the trading partners, the welfare effects are particularly negative in oil and coal exporting countries (e.g. Russia, the OPEC countries, Mexico) and may even be positive in oil and coal importing countries (e.g. India, Japan). This is because climate policy induces changes in global energy prices through the reduced demand for CO₂-intensive fossil fuels, which leads to decreasing coal and crude oil prices and increasing natural gas prices.
- The second result the authors refer to is that anti-leakage policies do not substantially decrease the welfare costs borne by the US and/or the EU. Welfare costs in the US and the EU are smallest under border adjustment policies (import tariffs, possibly combined with export rebates). Conversely, border adjustment leads to the largest welfare costs among the other countries, particularly for coal and crude oil exporters, as well as exporters of energy-intensive goods. For the world as a whole, the differences in the welfare costs of the alternative policies are negligible.
- The third result put forward by the authors is that global emission leakage is higher (up to 38 percent) when only the EU undertakes climate policy, as compared to the case where only the US or both the EU and the US reduce emissions (up to 19 and 22 percent, respectively). The reason is twofold. First, the European economy has a larger share of imports and exports than the US. Second, since energy-intensive industries in the EU are less emission-intensive than in the US, industrial relocation away from Europe implies a higher leakage rate. Moreover, in line with the findings of Fischer and Fox (2009), Reinaud (2008), and Burniaux et al. (2008), the different anti-leakage policies can only moderately reduce the global leakage effect. The reason is that the largest share of the leakage arises due to changing global fossil-fuel prices and these can only be very imperfectly compensated for by the different policies.
- Finally, in terms of the competitiveness effects in energy-intensive sectors, Böhringer et al. find that the production of chemical products, non-ferrous metals (and in the EU also iron and steel) is most strongly affected by unilateral climate policy. Full border adjustment policies can reduce the negative impacts on energy-intensive production to some extent. In the other countries, the exports of energy-intensive goods mostly benefit from unilateral climate policy in the EU and/or the US, even when the most effective anti-leakage policies are in force (import tariffs and full border adjustment). The main exceptions are exports of (non-metallic) minerals, which decrease in most regions under border adjustment policies. In addition, there are considerable regional differences arising from different carbon intensities in production and the use of different technologies and energy inputs.

Böhringer et al. (2010) conclude that the controversial debate over policies for avoiding emission leakage overstates the case, since the main impacts on global welfare, emissions, and production are caused by the climate policy itself (i.e. 20 percent emission reduction). They claim that anti-leakage policies can mitigate the effects imposed by the primary climate policy objective to a very limited extent (i.e. in particular sectors or countries). In addition, they assert that developing countries neither benefit generally from unilateral climate policies undertaken by developed countries, nor are most of their energy-intensive sectors negatively affected by anti-leakage policies, compared to a situation without any climate policies. Several other general equilibrium studies confirm that BCA induces a global welfare decline with uncertain net benefits from reductions in leakage (Burniaux et al., 2008; EPA, 2008; Alexeeva-Talebi et al., 2008; Manders and Veenendaal, 2008).

4.4 *Main conclusions on permit trading and international competitiveness*

Altogether, the findings can be summarized as follows:

- Different conditions for firms from different jurisdictions within the same trading system may cause competitive distortions.
- Given the Kyoto targets, there is a trade-off between competitive neutrality and efficiency across sectors.
- Differential treatment across sectors generates unequal sectoral burdens and inefficient abatement efforts.
- Since tradable permit systems (and other environmental policy tools) create direct and indirect costs via pass-through to energy prices, countries with different energy generation structures are differently affected by permit trading.
- International competitive disadvantages may result from environmental policies of varying stringency. Countermeasures to mitigate such disadvantages include:
 - border carbon adjustment for inputs,
 - border carbon adjustment for outputs,
 - full border adjustment.
- According to several studies, sectors most heavily affected by permit trading include iron and steel, fertilizers and nitrogen, aluminum, paper and paperboard, chemical products, and non-ferrous metals.
- Leakage effects may be considerable. While there is debate about the total size of leakage, it could range from 10 percent to over 100 percent depending on the sector.
- Policies to reduce emission leakage have only limited impact since a large part of the leakage effect is caused by changes in global energy prices.

5. *Distortions due to overlapping regulations*

As a final issue in this paper, distortions arising from overlapping regulations will be discussed briefly. In many European countries, other policies for combating CO₂ emissions existed prior to the

introduction of CO₂ emissions trading. The most prominent of these are feed-in tariffs promoting the use of renewable energy. These were, and indeed still are, used in several EU countries (notably Germany, Austria, Spain, Italy, Ireland, and Greece). Some countries that had formerly been front runners in subsidizing green electricity, such as Denmark and the Netherlands, cut down on feed-in tariffs due to exploding costs. Most renewable energy technologies cannot compete on equal terms with conventional fossil-fuel and nuclear energies and would therefore not be able to penetrate the market without additional funding.⁴⁰

Feed-in tariffs and other policies promoting the production of electricity from emission-free sources, such as wind power and photovoltaic, are however not compatible with emissions trading. The reason is simple. Since an emission trading system puts a cap on total emissions, additional measures to reduce CO₂ at one facility are offset by an increase by the same quantity of emissions at another facility. This is because a permit not used by one firm (for instance because it uses more renewable energy) will be sold to another firm, which will then use it. Thus, due to the existence of emissions trading, there is a 100 percent leakage of any emission reductions through the use of green energy. Is emissions trading to blame for this waste? The International Energy Agency (and many other research institutes) has calculated that the (marginal) abatement costs of using technologies such as wind and photovoltaic power is much higher than the marginal abatement cost of traditional measures such as fuel switching and enhancement of power-plant efficiency.⁴¹ So it is in fact the feed-in policy that turns the idea of emissions trading on its head. Instead of using the low-cost abatement options, feed-in tariffs subsidize the high-cost abatement options. Therefore, if the policy objective is the reduction of CO₂ emissions, the only effect feed-in tariffs have will be to distort cost efficiency without creating any additional emission reductions. Policy-makers have put forward alternative arguments for subsidizing renewable energy, which are discussed briefly in Box 7. Similar arguments hold for the overlap between (a) emissions trading and tradable green certificates (for renewable energy generation) and (b) emissions trading and tradable white certificates (for energy efficiency improvements).

Box 7. Alternative arguments for subsidizing renewable energy

Given the ineffectiveness of feed-in tariffs in a permit-trading context, policy-makers have put forward two alternative arguments for adhering to feed-in tariffs. First, they claim that renewable energy is necessary to guarantee the security of energy supply. Second, subsidies for renewable energy are considered in terms of innovation policy; they are necessary to lower costs of renewable energies through learning-by-doing.

From an economic point of view, both arguments are weak. Since coal is abundant and reserves will last for at least several hundreds of years, energy shortage is not an issue for mankind. Moreover, market forces will provide incentives to develop substitutes in good time. Furthermore, it is at least questionable whether increasing the share of renewable energies is an appropriate measure for achieving a secure energy supply, given that the supply of renewable electricity is highly volatile and there is currently no technology available for extensive electricity storage.

The technological push-and-learn argument is also questioned by many economists. As Petrakis et al. (1997) show, firms have an incentive to learn by themselves. If learning is purely private, there will be no market failure. Both Bläsi and Requate (2010) and Reichenbach and Requate (2010) show that if there are learning spill-overs, feed-in tariffs may be a second-best instrument to induce learning and thus decrease the cost of existing technologies. However, this would only be climate-effective if the emission cap were continuously reduced. Finally, it is questionable whether feed-in tariffs subsidize the right kind of technology, since they only promote existing technologies and do not provide incentives to develop completely new and possibly more efficient technologies. On

⁴⁰ Exceptions include hydro power, biomass, and certain wind power facilities that are already competitive without additional support.

⁴¹ IEA (2007), Frondel et al. (2009).

the contrary, a permit policy with a continuously decreasing emission cap would automatically induce technological progress in the renewable sector, thus making further subsidies superfluous.

Further distortions through overlapping regulations arise if some countries set additional emission taxes parallel to emissions trading. But when the French government recently tried to introduce emission taxes on top of emission trading, the French Constitutional Court judged this to be a violation of constitutional rules.

It is important to emphasize that the distortions through overlapping regulations do not imply any failure on the part of emission trading per se. In some cases, like the overlap of tradable permits and high feed-in tariffs for technologies with low efficiency, emission trading obviously dominates the other policy instrument. In other cases, like the overlap of emission taxes and permit trading, one of the two instruments should be abolished, no matter which. An emission tax can be just as efficient as emission trading, indeed under certain circumstances it may even be the instrument of choice.⁴²

6. Summary and conclusion

This paper has given an overview of possible competitive distortions created by emission trading systems. Three main sources of distortion are identified, i.e.:

- distortions arising from the exercise of market power on the permit market,
- distortions due to the (ab)use of the permit trading system to improve the position on the output market,
- distortions related to unequal treatment of firms (within different permit markets or within the same permit market) located in different jurisdictions.

The most important issues concerning the exercise of market power on the permit market are the following: Under a system of free permit allocation, large permit sellers have an incentive to use more permits for compliance than is efficient in order to keep the market price for permits high and make profits from selling permits. This is the usual monopoly/oligopoly effect. By contrast, under both systems (free and auctioned permits), large buyers have an incentive to shade their demand to keep prices low. This type of conduct creates differences in the marginal abatement cost across firms and thus a deviation from the least-cost solution. The effect of this kind of conduct vanishes, however, if the number of participants is sufficiently large. For large existing permit markets, notably the US sulfur and the European carbon market, it has not been a severe problem so far. It might become a problem if auctioning were introduced and large buyers started shading their demand. Moreover, illegal agreements and the formation of large seller or buyer cartels can never be ruled out. Whether the impact of such concerted action is more severe under free allocation of permits or under auctioning is an open question and crucially depends on how permit auctions will be designed.

The second class of distortions revolves around the abuse of permit markets to influence the output market. Among these three different practices can be identified. First, a firm may try to raise its rivals' costs by driving up the permit price, thereby increasing its own market share. This is especially profitable

⁴²

For instance, compared to emissions trading, the co-existence of emission taxes and feed-in tariffs for renewable electricity would be less of a problem (Reichenbach and Requate, 2010). Since the tax rate is fixed, the emission reductions achieved through the production of renewable electricity would not be offset by increasing emissions in other sectors.

for a firm that has a lower emission coefficient than its competitors and hence a lower demand for permits. In the extreme case, (some) competitors will leave the market. This class of practices is also referred to as market foreclosure. Secondly, under free allocation, firms may jointly decommission a certain share of the permits in order to increase their rent. Thirdly, firms with market power may want to increase permit prices to disguise monopoly prices as high-cost competitive prices. All these practices are less likely to be profitable, and thus less likely to occur, if the number of participants is large and the industries participating in permit trading are heterogeneous.

It is important to note that setting up a system of tradable permits with a binding cap always feeds back to the output market. Depending on market structure and elasticity of demand, supply, and marginal abatement cost curves, permit prices will pass through to consumer prices. This is in itself socially desirable and cannot be considered an abuse per se, except in special cases. This feedback, however, typically also results in a lower number of firms and higher market concentration, thereby increasing the risk of market power.

Finally, distortions arise through unequal conditions for firms operating in different jurisdictions. This applies to markets where firms operating in the same permit market face different competitive conditions, as was (and still is) the case in the European Union under phases I and II. It applies even more to firms competing on global markets but facing differences in the stringency of environmental policies pursued by different countries. The latter problem is not specific to permit markets but would also arise if a different environmental policy were employed.

The bottom line is that if:

- permit markets are large and encompass firms from different sectors,
- the trading procedure is transparent, and
- there is a unique price,

then the risk arising from market power and its potential abuse is low. This does not, however, mean that smaller permit markets should not be established. Smaller permit markets can be very effective for local pollutants if compliance with strict thresholds is ecologically advisable. Since a single trader in a small market has potentially more impact to manipulate than in a large market, competition commissions and anti-trust authorities should keep an eye on smaller permit markets with respect to strategic abuse, but also observe auctions with large buyers to avoid concerted action. The problem of competitive neutrality within the same permit market but across different jurisdictions can best be solved through an auctioning system for permits. The problem of large stringency differences in environmental policy across countries cannot be solved in a perfectly satisfactory way by unilateral policies. It requires more and better international coordination.

Although anti-competitive effects can arise on and through permit markets, the resulting distortions should not be over-stated. Efficiency gains from trading compared to command and control are likely to dominate possible efficiency losses through anti-competitive effects on permit markets. A comparison of tradable permits systems with emission taxes is more difficult. An emission tax system is less likely to be abused for anti-competitive behavior, unless firms lobby for exemptions. A full comparison between these systems must consider many other criteria and is far beyond the scope of this paper.

LIST OF REFERENCES

- Aldy, J., and Pizer, W. (2009). The Competitiveness Impacts of Climate Change Mitigation Policies. Report Prepared for the Pew Centre on Global Climate Change. Resources for the Future, May 2009.
- Alexeeva-Talebi, V et al. (2008). Alleviating Adverse Implications of EU Climate Policy on Competitiveness: The Case of Border Tax Adjustment or the Clean Development Mechanism. ZEW Discussion Paper No. 08-095, Centre for European Economic Research.
- Bingaman-Specter Low Carbon Economy Act (2007).
http://energy.senate.gov/public/files/END07842_xml1.pdf.
- Bruyn, S. et al. (2008). Impacts on Competitiveness from EU ETS, CE Delft, June 2008.
- Bläsi, A. and Requate, T. (2010). Feed-in-Tariffs for Electricity from Renewable Resources. *Public Finance and the Environment*, forthcoming.
- Böhringer, C. et al. (2005). Assessing Emission Regulation in Europe: An Interactive Simulation Approach. *The Energy Journal*, 26, 4: 1-21.
- Böhringer, C. and Lange, A. (2005). Mission Impossible !? On the Harmonization of National Allocation Plans under the EU Emissions Trading Directive. *Journal of Regulatory Economics*, 27: 81-94.
- Böhringer, C. et al. (2010). The Global Effects of Subglobal Climate Policies. Discussion Paper. Resources for the Future, Washington, DC.
- Borenstein, S. et al. (2002). Measuring Market Inefficiencies in California's Restructured Wholesale Electricity Market. *American Economic Review*, 92, 5: 1376-1405.
- Bundeskartellamt (2007). Beschluss in dem Verwaltungsverfahren RWE AG (B8-88/05-2). Bonn, 26 September 2007.
- Burniaux, J. et al. (2008). The Economics of Climate Change Mitigation: Policies and Options for the Future. OECD Economics Department Working Papers, No. 658, OECD publishing, OECD.
- Carbon Trust (2010). Tackling Carbon Leakage: Sector-specific solutions for a world of unequal prices. Report. Carbon Trust. London.
- Cason, T. (1993). Seller Incentive Properties of EPA's Emission Trading Auction, *Journal of Environmental Economics and Management* 25, 177—195.
- CISA (2008). A National Production, Trade and Emissions Database. Report for the Australian Government Department on Climate Change. Centre for Integrated Sustainability Analysis, University of Sydney, 26 August 2008.

- Cosbey, A. (2008). Border Carbon Adjustment. Trade and Climate Change Seminar, June 2008, Copenhagen, Denmark.
- COM (2000). Green Paper on Greenhouse Gas Emissions Trading Within the European Union, presented by the European Commission, Brussels, 8 March 2000.
- DEC (2004). Hunter River Salinity Trading Scheme Credit Auction: 2004 Auction Report. Department of Environment and Conservation, New South Wales.
- Demailly, D. and Quirion, P. (2006). CO₂ Abatement, Competitiveness and Leakage in the European Cement Industry under the EU-ETS: Grandfathering versus Output-Based Allocation. *Climate Policy*, 6: 93-113.
- Demailly, D. and Quirion, P. (2007). European Emission Trading Scheme and Competitiveness: A Case Study on the Iron and Steel Industry. *Energy Economics*, 30: 2009-2027.
- Dröge, S. (2009). Tackling Leakage in a World of Unequal Carbon Prices. *Climate Strategies*.
- Ellerman, D. and Buchner, B. (2007). The European Union Emissions Trading Scheme: Origins, Allocation, and Early Results. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1: 66-87.
- Ellerman, D. et al. (2000), Markets for Clean Air: The U. S. Acid Rain Program. Cambridge, UK: Cambridge University Press. EPA (2008). EPA Analysis of the Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008: S.2191 in 110th Congress, US Environmental Protection Agency Office of Atmospheric Programs, 14 March, http://www.epa.gov/climatechange/downloads/s2191_EPA_Analysis.pdf.
- EPA (2001). The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment. EPA-2410-R-01-001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Evenett, S.J. and Whalley, J. (2009). The G20 and Green Protectionism: Will We Pay the Price at Copenhagen? CIGI Policy Brief No. 14, Centre for International Governance Innovation.
- Fehr, N. (1993). Tradable Emissions Rights and Strategic Interaction. *Environmental and Resource Economics*, 3: 129-151.
- Fischer, C. and Fox, A. (2009). Comparing Policies to Combat Emissions Leakage: Border Tax Adjustment versus Rebates. Discussion Paper. Resources for the Future, Washington, DC.
- Foster, V. and Hahn, R. (1994). ET in LA: Looking Back Into the Future. ENPR Project Report P-94-01, Harvard University, Kennedy School of Government.
- Foster, V. and Hahn, R. (1995). Designing More Efficient Markets: Lessons from Los Angeles Smog Control. *Journal of Law and Economics*, 38: 19-48.
- Fronzel, M. et al. (2009). Economic Impacts from the Promotion of Renewable Energy Technologies – The German Experience. *Energy Policy*, 38: 4048-4056.
- Graichen, V. et al. (2008). Impacts of the EU Emissions Trading Scheme on the Industrial Competitiveness in Germany. Research Report for the German Federal Environment Agency.

- Grubb, M. and Neuhoff, K. (2006). Allocation and Competitiveness in the EU Emissions Trading Scheme: Policy Overview. *Climate Policy*, 6: 7-30.
- Goulder, L. (2002) Mitigating the Adverse Impacts of CO₂ Abatement Policies on Energy-Intensive Industries. Discussion Paper 02-22, Resources for the Future, Washington, DC.
- Gullì, F. (2008). Modeling the Short-Run Impact of Carbon Trading on the Electricity Sector. In: *Markets for Carbon and Power Pricing in Europe*. Edward Elgar Publishing.
- Gulli, F. (2010). How to Measure Carbon Price Pass Through; Working Paper, Department of Institutional Analysis and Public Management, University Bicconi, Milano.
- Hahn, R. (1984). Market Power and Transferable Property Rights. *Quarterly Journal of Economics*, 753-765.
- Hasselknippe, H. (2003). Systems for Carbon Trading: An Overview. *Climate Policy*, 3S2: 43-57.
- Hourcade, J.-C. et al. (2007). Differentiation and Dynamics of EU-ETS Industrial Competitiveness Impacts. Climate Strategies Report.
- Houser, T. et al. (2008). Leveling the Carbon Playing Field: International Competition and US Climate Policy Design. Peterson Institute for International Economics and World Resources Institute, Washington DC.
- IEA (2007). Energy Policies of IEA Countries: Germany. 2007 Review. OECD/IEA, Paris.
- Joskow, P. and Kahn, E. (2002). A Quantitative Analysis of Pricing Behavior in California's Wholesale Electricity Market during Summer 2000. NBER Working Paper 8157.
- Kolstad, J. and Wolak, F. (2008). Using Environmental Emissions Permit Prices to Raise Electricity Prices: Evidence from the California Electricity Market. Working Paper.
- Laan, R. v.d. and Nentjes, A. (2001). Competitive Distortions in EU Environmental Legislation: Inefficiency versus Inequity. *European Journal of Law and Economics*, 11: 131-152.
- Lieberman-Warner Climate Security Act (2008). <http://www.opencongress.org/bill/110-s3036/text>.
- Mandelson, P. (2006). How Trade Can be Part of the Climate Change Solution. Comment by Peter Mandelson, EU Trade Commissioner, Brussels, 18 December 2006.
- Manders, T., and Veenendaal, P. (2008). Border Tax Adjustments and the EU-ETS: A Quantitative Assessment. CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis, October 2008.
- Malueg, D. and Yates, A. (2009). Bilateral Oligopoly, Private Information, and Pollution Permit Markets. *Environmental and Resource Economics*, forthcoming.
- Montero, J.-P. (2008). A Simple Auction Mechanism for the Optimal Allocation of the Commons. *American Economics Review*, 98: 496-518.
- Montero, J.-P. (2010). Market Power in Pollution Permit Markets. *The Energy Journal*, forthcoming.

- Montgomery, W. (1972). Markets in Licences and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory*, 5: 395-418.
- Morgenstern, R. et al. (2007). Competitiveness Impacts of Carbon Dioxide Pricing Policies on Manufacturing. Resources for the Future, Issues Brief 7, November 2007.
- Nitsche, R. et al. (2010). The Electricity Wholesale Sector: Market Integration and Competition. White Paper No. WP-110-01. ESMT European School of Management and Technology.
- NSW Government. Department of Environment, Climate Change, and Water. Credit Auction Reports 2004-2010. <http://www.environment.nsw.gov.au/licensing/hrsts/auctions.htm>
- OECD (2002). Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challenges. OECD, Paris.
- OECD (2004). Tradable Permits: Policy Evaluation, Design, and Reform. OECD, Paris.
- OECD (2006). The Political Economy of Environmental Related Taxes. OECD, Paris.
- Peterson, S. (2006). Efficient Abatement in Separated Carbon Markets: A Theoretical and Quantitative Analysis of the EU Emissions Trading Scheme. Kiel Working Paper 1271.
- Petrakis, E., Rasmusen, E., and Roy, S. (1997). The learning curve in a competitive industry. *RAND Journal of Economics*, 248-268.
- Ponssard, J. and Walker, N. (2008). EU Emissions Trading and the Cement Sector: A Spatial Competition Analysis. *Climate Policy*, 8 (5): 467-493.
- Potomac Economics (2010). Annual Report on the Market for RGGI CO₂ Allowances: 2009.
- Reinaud, J. (2005). Industrial Competitiveness under the European Union Emissions Trading Scheme. IEA Information Paper, OECD/IEA, Paris.
- Reinaud, J. (2008). Issues Behind Competitiveness and Carbon Leakage: Focus on Heavy Industry. IEA Information Paper, OECD/IEA, Paris.
- Reichenbach, J. and Requate, T. (2010). Subsidies for Renewable Energies in the Presence of Learning Effects and Market Power. Working Paper. University of Kiel.
- Tietenberg, T. (1995). Tradable Permits for Pollution Control when Emission Location Matters: What Have We Learned? *Environmental and Resource Economics*, 5: 95-113
- Requate, T. (2006). Environmental Policy under Imperfect Competition, in: Folmer, H. and T. Tietenberg: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2006/2007*, 120-208, Edward Elgar.
- Rico, R. (1995). The U.S. Allowance Trading System for Sulfur Dioxide: An Update on Market Experience. *Environmental and Resource Economics* 5, 115-129.
- Sabelstrom, A. and Jegou, I. (2008). Climate Measures and Trade: Legal and Economic Aspects of Border Carbon Adjustment. Kommerskollegium, National Board of Trade, December 2008.

- Sartzetakis, E. (1997). Raising Rivals' Costs Strategies via Emission Permits Markets. *Review of Industrial Organization*, 12: 751-765.
- Sijm, J.P.M. et al. (2008). The Impact of the EU ETS on Electricity Prices, Final Report on DG Environment of the European Commission. ECN-E-08-007.
- Smale, R. et al. (2006). The Impact of CO₂ Emissions Trading on Firm Profits and Market Prices. *Climate Policy*, 6: 29-46.
- Stephenson, J. and Upton, S. (2009). Competitiveness, Leakage, and Border Adjustment: Climate Policy Distractions? Roundtable on Sustainable Development, OECD, SG/SD/RT(2009)3.
- Tietenberg, T. (2000). Environmental and Natural Resource Economics. 5th Edition, Addison Wesley Longman, Reading, Ma.
- Westskog, H. (1996). Market Power in a System of Tradable CO₂ Quotas. *The Energy Journal*, 17: 85-103.
- Woerdman, E. (2001). Developing a European Carbon Trading Market: Will Permit Allocation Distort Competition and Lead to State Aid? FEEM Working Paper No. 51.2001.

NOTE DE RÉFÉRENCE

*Par le Secrétariat**

1. Introduction

Les permis d'émission négociables constituent un système de droits de pollution privés et transférables¹. Dans un système de permis d'émission négociables, l'objectif d'émission est atteint lorsque l'on plafonne la quantité totale de pollution et que l'on distribue un nombre correspondant de permis d'émission. Les entreprises qui participent à un tel système doivent posséder un permis pour chaque groupe de polluant qu'elles émettent. Une entreprise dont les émissions dépassent le nombre de permis qu'elle possède doit prendre des mesures pour réduire sa pollution ou acheter des permis supplémentaires sur le marché des permis. Sa décision se fonde sur une comparaison entre le coût marginal de réduction des émissions (coût de la réduction d'une unité de pollution supplémentaire) et le prix des permis de pollution sur le marché (coût de l'émission d'une unité de pollution supplémentaire). Le prix de la pollution est alors défini par l'offre et la demande sur le marché des permis d'émission².

L'objet du présent document est d'examiner différents régimes de permis d'émission négociables en se référant tout particulièrement à leurs effets sur la compétitivité au niveau de l'entreprise, de la branche d'activité et du pays et aux éventuels abus auxquels il peuvent donner lieu en cas de pouvoir de marché sur le marché des permis ou le marché des produits, ou sur les deux à la fois. En un mot, trois sources principales d'effets anticoncurrentiels peuvent être liées aux systèmes d'échange de permis d'émission.

- Premièrement, les gros pollueurs peuvent user de leur pouvoir de marché (position monopolistique ou oligopolistique) pour agir sur le prix des permis à leur propre avantage ; les gros vendeurs nets peuvent conserver des permis en réserve pour maintenir le prix des permis à un niveau élevé, tandis que les gros acheteurs nets peuvent tenir secrète leur véritable demande de permis pour maintenir le prix à un bas niveau.
- Deuxièmement, les entreprises peuvent tenter d'écarter leurs concurrents du marché en achetant tous les permis ou, tout au moins, en faisant grimper le prix des permis et donc les coûts de production de leurs concurrents.
- Troisièmement, des conditions inégales sur le marché des permis peuvent engendrer des distorsions entre des entreprises par ailleurs similaires. Ces distorsions peuvent être dues à une

* Le présent document a été préparé par Till Requate (requate@economics.uni-kiel.de) et Johanna Reichenbach (reichenbach@economics.uni-kiel.de) de l'Université de Kiel.

¹ Le concept de permis d'émission négociable a été élaboré dans un premier temps en 1968 par l'économiste canadien John Dales.

² Les permis négociables utilisent les signaux transmis par les prix comme une incitation à réduire les émissions. Dans le cas des taxes sur les émissions, l'organisme de régulation établit un prix de la pollution et laisse aux entreprises le choix de la quantité de pollution qu'elles souhaitent émettre. En fixant ce prix (ou cette taxe sur les émissions) à un niveau approprié, l'organisme de régulation peut obtenir le niveau souhaité de pollution totale.

inégalité des règles d'attribution ou des règles commerciales selon les régions, les industries, ou les pays.

D'autres distorsions et manipulations de la part des grandes entreprises peuvent naître d'une mauvaise définition des règles commerciales et des règles d'attribution.

La popularité des systèmes d'échange de droits d'émission s'est accrue ces dernières années. L'un des premiers systèmes complets et productifs a été le système d'échange de droits d'émission de SO₂, mis en place aux États-Unis en 1990 en vertu de l'*Acid Rain Program* du *Clean Air Act* (*Clean Air Act Amendments* de 1990, ci-après « CAAA 1990 »). Le Protocole de Kyoto, adopté en 1997, permet aux pays qui se sont engagés à réduire leurs émissions de CO₂ de s'échanger des droits d'émission et de les utiliser pour atteindre en partie leur objectif de réduction. En 2005, pour lutter contre les émissions de CO₂, l'Union européenne a lancé le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE) qui couvre à peu près 50 % du total des émissions de CO₂ de l'UE, réalisant ainsi une première étape vers un système international d'échange de permis d'émission de gaz à effet de serre. Ce système permet aux entreprises des secteurs visés d'acheter ou de vendre des permis d'émission de CO₂ à travers toute l'UE. Parmi d'autres systèmes d'échange figurent le *New South Wales Greenhouse Gas Abatement Scheme* en Australie, le *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI) dans dix États du Nord-Est et de la côte atlantique des États-Unis, le système volontaire japonais d'échange de droits d'émission, et le système néo-zélandais d'échange de droits d'émission (*New Zealand Emission Trading Scheme*). Les permis d'émission négociables sont également très utilisés pour la gestion des problèmes de pollution à petite échelle, tels que la pollution de l'air et de l'eau au niveau local ou régional. Parmi les exemples marquants, on notera le marché des permis d'émission de particules instauré à Santiago du Chili en 1992, ou le système d'échange de permis pour la salinité des rivières, en place dans l'État australien de Nouvelle-Galles-du-Sud depuis 1995.

Les entreprises qui sont tenues de réduire leur pollution en participant à des systèmes d'échange de droits d'émission encourrent des frais supplémentaires, la pollution étant devenue un facteur de production coûteux. Cela a pour effet de modifier les décisions de production des entreprises et, dans la mesure où elles peuvent répercuter ces frais supplémentaires sur le prix des produits finals, d'influencer également le choix des consommateurs. Il s'agit là en principe d'un effet souhaitable en ce que le prix des permis devrait (idéalement) refléter le coût collectif de la pollution, dont il ne serait pas tenu compte autrement. Cela étant, une mise en œuvre inadéquate des systèmes de permis négociables peut entraîner des distorsions qui auront des effets néfastes à la fois sur l'efficacité et sur la rentabilité de ces systèmes.

Avant d'aborder ces questions dans le détail, la section 2 passe brièvement en revue l'idée essentielle à la base du concept des permis d'émission négociables et de leur mise en œuvre et offre un aperçu des systèmes d'échange de droits d'émission existants. La section 3 présente une classification et une analyse des distorsions qui peuvent se produire sur le marché des permis et sur le marché des produits connexes. Une attention particulière est accordée à la question de la pouvoir de marché sur le marché des permis et à celle du risque d'utilisation abusive du système d'échange de permis par une entreprise en vue d'améliorer ses résultats de façon stratégique sur le marché, ce que nous illustrerons par un certain nombre de cas concrets. La section 4 traite des distorsions tenant à l'inégalité des conditions selon les pays et de la violation du principe de neutralité concurrentielle. Ce problème concerne les entreprises négociant sur le même marché des permis tout en étant établies dans des pays distincts et relevant d'autorités différentes, mais aussi les entreprises en concurrence sur les marchés internationaux qui agissent sur des marchés de permis distincts ou qui ont confrontées à des politiques environnementales de différents types, plus ou moins contraignantes. La section 5 évoque brièvement les distorsions dues au chevauchement des réglementations. Enfin, la section 6 offre un résumé des principaux enseignements et tire un certain nombre de conclusions politiques.

2. Fondements de l'échange de permis d'émission

Pendant des décennies et dans bon nombre de pays, la politique environnementale a été mise en œuvre par le biais d'une réglementation fondée sur la contrainte. Les principaux instruments de ce type de réglementation consistent en différentes normes d'émission et en licences qui permettent aux entreprises d'émettre une certaine quantité de pollution. Les normes d'émission peuvent se diviser en plafonds d'émission fixés individuellement pour chaque pollueur, en normes technologiques (qui font obligation à une entreprise d'adopter un type particulier de technologie), et en normes de performance en matière de production (qui fixent généralement une limite supérieure d'émission par unité produite ou par quelques facteurs de production spécifiques, mais pas sur l'ensemble des émissions). Les normes technologiques et les normes de performance en matière de production ont été (et sont toujours) particulièrement appréciées des organismes de régulation, des avocats, et des ingénieurs. Cela est surtout dû au fait que ces normes sont simples à surveiller et manifestement équitables, puisqu'elles traitent les entreprises de manière identique. Une telle égalité de traitement présente toutefois le grave inconvénient de ne pas tenir compte de certaines technologies et donc de certains coûts pour atteindre certains objectifs de pollution. Une norme peut être facile à respecter pour certaines entreprises, mais impliquer des coûts prohibitifs pour d'autres. Si, à l'inverse, les normes sont assez imprécises, les possibilités de réduction peu coûteuse des émissions des entreprises les plus avancées resteront inexploitées. En conséquence, pour l'économie dans son ensemble, un objectif d'émission donné est atteint à un coût beaucoup plus élevé que dans le cadre d'un système plus souple de lutte contre la pollution.

Un autre inconvénient de certaines réglementations fondées sur la contrainte tient à ce que certaines autorités délivrent des permis de polluer aux entreprises en place (ou même aux nouvelles entreprises dans un nouveau secteur industriel) mais en limitent le nombre pour réduire la pollution totale. Si ces permis ne sont pas négociables, ils constituent un sérieux obstacle à l'entrée sur le marché de nouvelles entreprises qui peuvent pourtant avoir de meilleures références en matière de pollution³.

C'est la raison pour laquelle des instruments plus souples ont été créés. En particulier, plusieurs États des États-Unis ont fait office de pionniers en matière de conception d'instruments de flexibilité comme les compensations internes, les réductions compensatoires, les systèmes de globalisation et (plus tard) les marchés de permis négociables⁴. À la base de ces instruments se trouve l'idée que seule la pollution totale compte (dans une zone donnée), et non la mesure dans laquelle un producteur en particulier contribue à cette pollution. En conséquence, une augmentation de la pollution due, par exemple, à l'entreprise A peut être compensée par une réduction de pollution correspondante de la part de l'entreprise B. Aux débuts des systèmes d'échange des droits d'émission, ces déplacements de pollution devaient faire l'objet d'une demande d'autorisation de la part des entreprises qui souhaitaient procéder à des compensations. Dans la réalité des marchés de permis d'émission, les décisions concernant le montant des réductions et le montant des émissions sont entièrement décentralisées, ce qui est rendu possible grâce à la fixation d'un plafond d'émission global et à la délivrance de permis d'émission négociables aux entreprises. Dans la plupart des systèmes d'échange de droits d'émission existants, les droits négociables sont attribués gratuitement, en fonction des émissions antérieures. C'est ce que l'on appelle les « droits acquis » de pollution. Parmi les questions qui seront abordées ci-après figure celle de savoir dans quelles circonstances la délivrance gratuite de permis d'émission aux nouveaux entrants renforce ou affaiblit l'efficacité du système.

En plus des systèmes de plafonnement et d'échange, il existe d'autres types de systèmes d'échange de droits d'émission. Certains constituent un complément au système de plafonnement et d'échange, comme le Mécanisme pour un Développement Propre et la Mise en Œuvre Conjointe (voir encadré 2). Ces

³ Ce point sert à justifier le concept d'échange de droits d'émission, le présent document n'ayant pas pour but d'offrir une comparaison générale entre les différents instruments de politique environnementale.

⁴ Pour une description détaillée de ces types d'instruments, voir Tietenberg (2000).

dispositifs, utilisant des niveaux de référence et des crédits, ne fixent pas expressément de plafond aux émissions globales, mais reposent au contraire sur l'hypothèse d'une augmentation des émissions si les politiques restent inchangées, des crédits d'émission étant engendrés lorsqu'une entreprise réduit ses émissions en deçà du niveau de référence⁵. Ces mécanismes de niveau de référence et de crédits sont généralement associés à des systèmes de plafonnement et d'échange. Cette association permet d'exploiter des options de réduction peu coûteuses qui n'entrent pas dans le cadre du système de plafonnement et d'échange et de convertir les crédits de réduction des émissions en permis négociables, qui serviront à respecter les engagements pris dans le cadre du système. Un des rares exemples de système indépendant de niveau de référence et de crédits est le *New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme* (encadré 2). Parmi les autres types de systèmes d'échange de droits d'émission, on citera le marché des normes de performance en matière de production et le marché des certificats de production d'énergie renouvelable (certificats verts) et d'économies d'énergie (certificats blancs). Le présent document s'intéressera principalement aux systèmes de plafonnement et d'échange, au motif essentiellement que par rapport à ces systèmes, les systèmes de niveau de référence et de crédits ont encore un champ d'application limité et les cadres institutionnels ne sont pas toujours très clairs.

2.1 *Champ d'application des systèmes d'échange de droits d'émission*

Les premiers systèmes d'échange de permis d'émission ont été mis en œuvre aux Etats-Unis dans le but de lutter contre les polluants atmosphériques, en particulier le SO₂ et les NO_x, aux niveaux local et régional. Aujourd'hui, les permis négociables sont surtout utilisés pour réguler les émissions de gaz à effet de serre, comme le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄), l'oxyde d'azote (N₂O), etc., ou d'autres polluants atmosphériques tels que le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x), les particules, les composés organiques volatils, etc. Cela étant, les permis négociables ont d'autres applications, notamment pour la lutte contre la pollution aquatique (autorisations de rejet de sel), la gestion des ressources naturelles (permis de pêche) ou l'aménagement du territoire (droits d'aménagement négociables). Dans tous les cas, les marchés de permis négociables doivent être définis en termes de type de sources, de taille d'entreprise, et de limites spatiales et temporelles.

2.1.1 *Pollution de source ponctuelle ou diffuse*

On distingue souvent les activités polluantes en fonction de leur source, qui peut être ponctuelle ou diffuse. La pollution de source ponctuelle désigne la pollution provenant de certaines sources identifiables, comme les conduites d'évacuation des usines ou des stations d'épuration. À l'inverse, la pollution qui ne provient pas de sources identifiables est appelée pollution de source diffuse. L'exemple type est celui de la pollution agricole. L'une des caractéristiques de la pollution de source diffuse tient à ce que seul le niveau global de pollution (c'est-à-dire la pollution totale) peut être mesuré, et non les émissions individuelles. Un système de permis négociables exige de pouvoir mesurer les émissions individuelles, ce qui explique qu'il ne peut s'appliquer qu'aux polluants de source ponctuelle. Par conséquent, avant de mettre en œuvre un système d'échange de droits d'émission, il convient de définir précisément le ou les polluants qui nécessiteront la délivrance d'un permis d'émission ainsi que la quantité totale de pollution autorisée (plafond).

2.1.2 *Limite géographique*

Deuxièmement, il convient de définir la couverture géographique du système d'échange de droits d'émission. Elle peut être locale, régionale, nationale, ou internationale. La couverture optimale dépend du problème environnemental à traiter. La pollution locale ou régionale peut être efficacement gérée au moyen de systèmes d'échange à petite échelle, tandis que les problèmes environnementaux d'échelle

⁵ Voir Hasselknippe (2003) pour une étude des systèmes de niveau de référence et de crédits.

mondiale, comme le changement climatique, nécessitent à terme des politiques globales. Un compromis est souvent nécessaire entre a) l'efficacité et la compétitivité des marchés de permis et b) la prise en compte de la vulnérabilité locale du fait de la présence possible de points noirs. D'un côté, plus un marché des permis est important et concurrentiel, plus la répartition de l'effort de réduction est rentable et moins le marché est vulnérable aux comportements anticoncurrentiels. D'un autre côté, plus le marché est important, plus la zone affectée est vulnérable à de possibles points noirs de pollution locale⁶. Tietenberg (1995) examine en détail la dimension spatiale des systèmes de permis négociables. Il relate plusieurs cas d'échanges aux États-Unis, dans lesquels les entreprises ne peuvent acheter ou vendre des émissions qu'à l'intérieur d'une seule zone donnée⁷, ou ne vendre des permis qu'à des partenaires commerciaux « en aval » (Foster et Hahn, 1994, 1995). Tietenberg considère que l'interdiction des échanges au-delà des limites de la zone constitue une réponse trop sévère aux questions d'espace pour deux raisons. D'abord, les coûts de transaction des entreprises sont plus importants sur les petits marchés, et ensuite, les perspectives commerciales, et par là même les possibilités de réduire les coûts, sont limitées. À ces problèmes s'ajoute la question de la concurrence. Les marchés plus petits favorisent aussi le développement de comportements anticoncurrentiels.

2.1.3 Définition de la source

Troisièmement, les systèmes d'échange de droits d'émission ne couvrent normalement pas toutes les sources d'un polluant particulier, mais plutôt des activités polluantes spécifiques, comme les émissions de gaz à effet de serre provenant de la production d'énergie et d'entreprises grosses consommatrices d'énergie. En outre, la plupart des systèmes d'échange de droits d'émission définissent la taille minimale de toute entreprise ayant une activité polluante qui est tenue de participer à un échange de permis. La justification en est que l'échange de permis peut entraîner des coûts de transaction d'importance disproportionnée pour de petites entreprises aux activités commerciales limitées. Les entreprises qui ne sont pas tenues de participer à l'échange de permis doivent malgré tout respecter certains plafonds de pollution et peuvent être autorisées à participer au système sur une base volontaire.

2.1.4 Définition temporelle

Enfin, il est nécessaire de définir la durée du système d'échange de droits d'émission et de le diviser en périodes d'engagement distinctes. Le propriétaire d'un permis négociable peut émettre une unité d'un polluant déterminé pendant une certaine période, généralement d'une durée d'un an. Dans certains systèmes, des périodes d'engagement parallèles se chevauchant partiellement permettent d'éviter l'existence de points chauds temporels. La flexibilité temporelle peut être augmentée grâce aux mises en réserve et à l'emprunt. Par mises en réserve, on entend que les permis peuvent être mis de côté pour des périodes futures. L'emprunt signifie que les permis supplémentaires émis pour des périodes futures peuvent déjà être utilisés à une période antérieure. Mettre en réserve et emprunter des permis permet aux émetteurs de compenser les fluctuations économiques et l'offre excédentaire ou déficitaire de permis qui en résulte sur le marché. Pour la flexibilité intertemporelle, un arbitrage analogue à celui de la flexibilité spatiale s'applique. Plus les possibilités offertes par les mises en réserve et l'emprunt sont grandes, plus le marché sera concurrentiel,

⁶ Ce problème s'est posé lorsque les États-Unis ont adopté le CAAA 1990. À cette époque, les États-Unis envisageaient la création d'un marché de permis d'émission de dioxyde de soufre à l'ouest et à l'est du pays, de manière à éviter que la pollution soit concentrée sur une région en particulier. Finalement, des questions de rentabilité économique et de compétitivité du marché ont pris le pas sur les problèmes environnementaux (Ellerman *et al*, 2004, pp 23-24).

⁷ Tietenberg explique qu'en 1990, le bassin de Los Angeles était divisé en 38 zones distinctes.

mais plus grand aussi sera le risque de points chauds temporels. Soulignons que dans certains systèmes d'échange de permis existants, les mises en réserve sont autorisées, mais pas l'emprunt⁸.

2.2 *Différents types de permis d'émission négociables*

Les permis négociables prévoient l'émission d'une certaine quantité de polluant, par exemple une tonne de CO₂. Lorsque plusieurs polluants (identiques) sont réglementés par un même système, les permis sont généralement définis en unités homogènes. Par exemple, les permis couvrant différents gaz à effet de serre sont définis en tonnes d'équivalents CO₂. Cela évite de diviser le marché des permis en un trop grand nombre de sous-groupes de polluants. Un permis de polluer peut être considéré comme un « droit de propriété » de polluer (ou d'exploiter une ressource, etc.). Ce droit de propriété peut être défini de deux manières différentes selon sa validité dans le temps, qui peut être limitée ou non. En cas de validité limitée, l'autorité de régulation compétente délivre des permis valables pour une durée déterminée, le plus souvent d'un an. Cela signifie que le propriétaire d'un permis d'émission peut émettre une unité de polluant pendant cette période (à moins qu'il puisse procéder à des mises en réserve ou à l'emprunt, voir ci-après). Le propriétaire d'un permis peut également vendre son permis à une autre entreprise qui pourra l'utiliser pendant cette même période. Les systèmes de permis négociables les plus connus en matière de pollution de l'air ou de l'eau sont de ce type. En cas de validité illimitée, le propriétaire d'un permis est en droit d'émettre une unité d'un polluant déterminé pendant un certain nombre de périodes, lesquelles sont en principe illimitées. En d'autres termes, un permis d'émission donne à son propriétaire le droit d'émettre un flux permanent d'émissions dans le temps, mais la quantité de pollution par période est limitée. Vendre des permis revient à vendre le droit d'émettre une unité de polluant pendant chaque période future. Les permis à validité illimitée sont souvent émis pour réguler la pêche et l'aménagement du territoire⁹. Dans le cas de la pêche, ces permis sont connus sous le nom de quotas individuels transférables (QIT)¹⁰.

Il est à noter que la valeur d'un permis à validité illimitée est beaucoup plus grande que celle d'un permis à validité limitée. Dès lors, la décision d'acheter ou de vendre un permis est aussi plus difficile à prendre et nécessite plus de liquidités financières que pour un permis à validité limitée. Les systèmes d'échange de permis à validité limitée sont donc probablement plus flexibles, plus concurrentiels, et moins vulnérables au verrouillage du marché que ne le sont les systèmes de permis à validité illimitée. Pour atténuer ce problème, il est possible de diviser les permis à validité illimitée en quantités plus petites, et de les vendre, les louer ou les sous-louer.

Un autre inconvénient des permis à validité illimitée tient à ce qu'il est difficile de contrôler la quantité totale d'émissions. En principe, l'organisme de régulation pourrait progressivement dévaluer les permis d'un certain pourcentage de manière à rendre le plafond plus contraignant, ou alors racheter un certain nombre de permis et les retirer du marché. Cela étant, un problème peut se poser si les autorités ne réalisent pas en temps voulu que l'objectif d'émission souhaité n'a pas été atteint. Dans le cas des permis à validité limitée, un plafond d'émission plus contraignant peut être appliqué en limitant la quantité de permis alloués d'une période de validité à la suivante. Même si l'organisme de régulation opte pour un

⁸ La raison en est que les entreprises pourraient avoir recours à une « pyramide de Ponzi », en repoussant leur engagement de réduire les émissions dans un avenir lointain et en ne respectant jamais cet engagement.

⁹ Dans le cas de l'aménagement du territoire, le droit d'utiliser le permis ne peut généralement être exercé qu'une seule fois en raison de la nature même de l'irréversibilité, mais il peut être reporté jusqu'à une date arbitraire ultérieure.

¹⁰ Les QIT se caractérisent par le fait qu'un QIT ne donne pas droit à une quantité fixe de captures à son propriétaire mais plutôt à un certain pourcentage du total admissible de capture, dont l'importance peut être ajustée d'année en année, en fonction de la taille du stock.

système de permis limités dans le temps, il peut en accroître la flexibilité intertemporelle en autorisant les mises en réserve et l'emprunt (voir la section précédente).

2.3 Attribution des permis d'émission

Il existe plusieurs méthodes d'attribution des permis d'émission, qui se distinguent principalement par le caractère *gratuit* ou *payant* de l'attribution. Si les permis sont accordés gratuitement, l'attribution initiale peut être définie selon différents critères. Les méthodes d'attribution gratuite les plus communément utilisées sont celles des *droits acquis* et de *l'analyse comparative*. Selon la méthode des droits acquis, les droits d'émission sont alloués en fonction des émissions antérieures constatées au cours de certaines années de référence. Selon la méthode de l'analyse comparative, l'attribution initiale est déterminée en multipliant les niveaux de production antérieurs par un coefficient d'émissions. Le coefficient d'émissions de référence peut être calculé, par exemple, en prenant la moyenne de la branche d'activité ou en choisissant les meilleures technologies disponibles.

Pour ce qui est de l'attribution payante, les permis d'émission sont généralement alloués aux enchères. Les ventes aux enchères de permis ont lieu à une date déterminée, par exemple au début d'une année d'engagement ou plusieurs fois pendant une même année d'engagement. Ces ventes aux enchères peuvent être conçues de plusieurs manières. Une option consiste à vendre des séries de permis consécutivement, une autre consiste à laisser tous les demandeurs présenter une soumission spécifiant le nombre de permis qu'ils sont prêts à acheter à différents prix. S'agissant de la mise aux enchères des quotas de SO₂ dans le cadre du CAAA 1990, le système d'enchères du *Chicago Board of Trade* était encore plus compliqué, l'exposant ainsi à de sérieuses critiques¹¹. Dans bon nombre de systèmes d'échange de droits d'émission, l'attribution des permis repose à la fois sur les droits acquis, l'analyse comparative, et la vente aux enchères¹².

Dans certains systèmes d'échange de permis, les organismes de régulation retiennent une partie de l'attribution totale des permis dans ce que l'on appelle des réserves de permis¹³. Une des principales raisons de cette stratégie est d'éviter le verrouillage du marché. Les organismes de régulation craignent que les chances laissées aux nouvelles entreprises d'entrer sur le marché soient minces voire inexistantes sans permis supplémentaires. Une autre raison justifiant l'existence d'une réserve nationale est d'allouer des permis supplémentaires aux entreprises qui ont investi dans des technologies moins polluantes avant l'année de référence utilisée pour le calcul des émissions antérieures (« mesure précoce »). Les réserves de permis peuvent aussi s'appliquer aux émissions résultant de certaines activités, comme la production combinée de chaleur et d'électricité, ou aux émissions liées au processus. Toutefois, l'argument politique en faveur d'une réserve nationale visant à empêcher le verrouillage du marché n'est pas convaincant, puisque les nouveaux entrants peuvent aussi acheter des permis d'émission aux entreprises en place, et que les entreprises en place – tout au moins dans le cadre d'un système dans lequel les permis de la réserve nationale sont mis aux enchères – peuvent elles aussi soumissionner pour ces permis dans le but d'empêcher toute entrée sur le marché.

S'agissant de l'attribution gratuite des permis, la question se pose de savoir comment attribuer les permis aux nouveaux entrants (installations nouvellement construites) ou aux entreprises qui prévoient

¹¹ Voir Cason (1993) pour une étude approfondie de la vente aux enchères des permis d'émission devant le CBT. L'échange de permis d'émission au CBT ayant cessé dans une large mesure, nous n'aborderons pas ce type de vente aux enchères dans le détail.

¹² Par exemple, d'après le CAAA 1990, 97,5 % des permis d'émission de dioxyde de soufre étaient fondés sur des droits acquis, et 2,5 % étaient vendus aux enchères.

¹³ C'était le cas du programme américain d'échange du soufre et de plusieurs pays européens dans le cadre du SCEQE.

d'étendre les capacités de production d'installations existantes. La première possibilité consiste à exiger des nouveaux entrants qu'ils achètent la totalité des permis supplémentaires sur le marché (comme dans le système américain d'échange de droits d'émission de SO₂). La deuxième possibilité consiste à constituer une réserve de permis qui seront attribués gratuitement aux nouveaux entrants (comme dans le SCEQE). S'agissant des permis d'émission des entreprises qui suppriment ou réduisent de manière significative leurs capacités de production, les entreprises peuvent continuer d'acheter et de vendre leurs permis pendant une certaine période. Dans le système américain d'échange de droits d'émission de SO₂ par exemple, cette période est de 30 ans. Sinon, elles peuvent être tenues de rendre leurs permis aux autorités, comme c'est le cas dans la plupart des pays européens. L'argument en faveur du premier système (continuer d'émettre des permis pendant plusieurs périodes ultérieures) tient à ce que les entreprises qui décident de cesser leurs activités ne devraient pas fonder leur décision sur le fait de savoir si elles recevront ou non d'autres permis d'émission. La dernière possibilité (ne plus attribuer d'autres permis aux entreprises qui abandonnent le marché) se justifie politiquement par le fait que les recettes supplémentaires tirées de la vente des permis que les entreprises reçoivent après avoir fermé leurs portes équivaldraient à une prime d'abandon et qu'elles pourraient inciter les entreprises à quitter le marché. Du point de vue de l'efficacité économique, un permis d'émission devrait être considéré comme tout autre actif, c'est-à-dire qu'il ne devrait pas perdre de valeur une fois l'entreprise fermée. Inversement, les nouveaux entrants et les entreprises qui étendent leurs capacités de production ne devraient pas être récompensés par une attribution gratuite de permis, car cela reviendrait à subventionner l'entrée sur le marché.

Une autre caractéristique de certaines méthodes d'attribution gratuite est ce que l'on appelle la « mise à jour », c'est-à-dire que le nombre de permis qu'une entreprise reçoit gratuitement n'est pas défini en fonction d'une année de référence fixe mais en fonction d'années de référence « roulantes ». De tels systèmes incitent de manière confuse les entreprises à maintenir un niveau d'émissions plus élevé qu'elles ne le feraient sans ce mécanisme, dans l'espoir d'obtenir davantage de permis à l'avenir.

En principe, et à supposer que les conditions du marché soient idéales, la méthode d'attribution des permis ne fait pas obstacle à la rentabilité d'un système d'échange de droits d'émission. En d'autres termes, lorsqu'elles sont bien conçues, l'attribution gratuite et la vente aux enchères de permis fonctionnent parfaitement bien. En pratique, toutefois, des considérations dynamiques interviennent, et les différentes exceptions et règles d'attribution particulières observées dans la plupart des systèmes d'échange faussent le prix des permis et partant, nuisent aux mesures économiques incitant les entreprises à optimiser leurs décisions d'investissement et de réduction des émissions. Par ailleurs, l'existence d'un pouvoir de marché peut influencer sur l'efficacité des différentes méthodes d'attribution, comme cela est expliqué à la section 3.

2.4 *Contrôle et respect des engagements*

L'une des conditions de la réussite de l'échange des permis d'émission réside dans la création d'un système de surveillance pour mesurer et contrôler les réductions d'émissions effectives des parties concernées. Mesurer la pollution de façon directe et continue peut s'avérer difficile et onéreux. Toutefois, dans le cas du CO₂, les émissions peuvent être mesurées de manière indirecte et relativement peu coûteuse par la consommation de combustible. Afin de garantir le respect des engagements, des sanctions (financières) devraient être imposées aux entreprises dont les émissions dépassent le niveau permis ou qui présentent un calcul mensonger des émissions. La fraude est possible. Si le contrôle et l'administration du système d'échange de droits d'émission ne sont pas satisfaisants, les entreprises peuvent chercher à vendre leurs permis tout en continuant à les utiliser pour couvrir leurs propres émissions. Dans un système d'échange multinational tel que le SCEQE, le risque existe aussi de voir certains pays exercer un contrôle moins strict que les autres, offrant ainsi un avantage concurrentiel à leurs entreprises. Il y a toutefois lieu de noter que la nécessité de contrôler les émissions n'est pas spécifique à l'échange de droits d'émission et qu'elle s'appliquerait autant à tout autre instrument de lutte contre la pollution, en particulier aux taxes sur les émissions et aux mécanismes de contrainte. Le risque de fraude n'est pas non plus propre aux systèmes

de permis négociables mais peut également concerner les taxes sur les émissions et les normes d'émission (les entreprises peuvent sous-déclarer leurs véritables émissions afin d'échapper aux taxes ou aux normes).

2.5 *Modalités d'échange des permis d'émission*

Dans la plupart des systèmes d'échange, les permis d'émission peuvent être achetés et vendus non seulement par les entités réglementées, en particulier les entreprises ayant besoin de permis de polluer pour leur production, mais également par toute personne physique, entreprise, ONG ou tout organe directeur. Pour conserver la trace des permis d'émission et pour simplifier le contrôle et le respect des engagements, il est souvent demandé aux acteurs du marché d'ouvrir des comptes (électroniques) sur lesquels sont enregistrés le contenu des permis et leur échange. L'échange des permis d'émission passe le plus souvent par des opérations bilatérales, des courtiers et autres intermédiaires financiers, ou des places boursières organisées (par exemple la Bourse européenne du carbone, ou le *Chicago Climate Exchange*). Il importe de différencier les marchés au comptant et les marchés dérivés. Les opérations sur le marché au comptant supposent la remise immédiate du nombre de permis correspondant, alors que les opérations à terme, les contrats à terme ou les opérations sur options impliquent un transfert différé des permis¹⁴. Les opérations à terme, les contrats à terme ou les opérations sur options permettent aux entreprises de se prémunir contre les risques de fluctuation des prix et des volumes sur le marché des permis. Ils permettent en outre aux spéculateurs qui prennent ces risques de réaliser des bénéfices. À côté de cette faculté de se prémunir contre les risques du marché, les marchés dérivés se caractérisent en particulier par la communication d'informations sur les prix, qui n'est pas si évidente sur les marchés dominés par les opérations bilatérales. C'est ainsi que la participation d'intermédiaires financiers, la création de bourses de permis et la diversification des mécanismes et des instruments d'échange augmentent la liquidité et la transparence sur le marché des permis.

2.6 *Efficacité économique de l'échange des droits d'émission*

D'une manière générale, l'efficacité économique fait référence à la capacité d'un instrument d'action d'atteindre un objectif global donné d'émissions au moindre coût. C'est le cas lorsque toutes les entités polluantes supportent le même coût pour réduire la dernière unité de pollution. Elle peut également s'exprimer en coût marginal de réduction des émissions, réparti équitablement entre tous les pollueurs. Lorsque l'objectif d'émission global (ou total) est soumis à une analyse coûts/bénéfices, un résultat économiquement efficace consiste à réduire au minimum le coût économique total, qui comprend le coût de réduction plus le préjudice collectif causé par la pollution. Si le coût marginal de réduction des émissions représente le coût de réduction d'une unité de pollution supplémentaire, le préjudice marginal correspond au préjudice (en termes monétaires) d'une unité de pollution supplémentaire. Le niveau d'émission optimal, et donc la répartition optimale de l'effort de réduction, implique que le coût marginal de réduction des émissions soit égal à la valeur marginale du préjudice social dû à la pollution. Une augmentation des émissions qui dépasse à la fois le point optimal et la réduction optimale se traduit par un coût total plus élevé que le coût optimal.

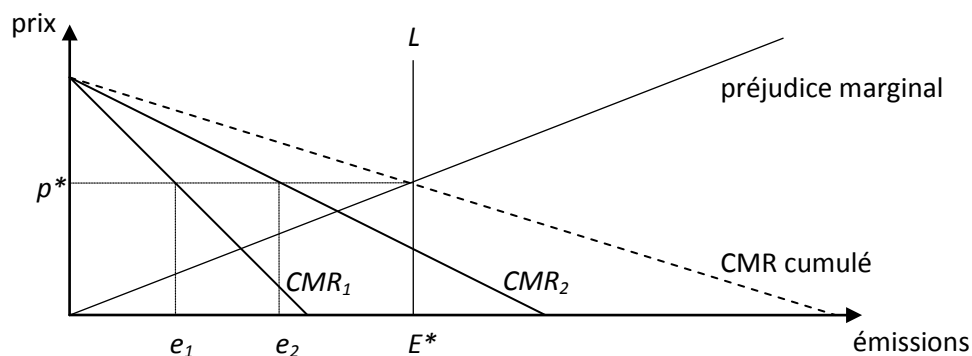
S'il est correctement appliqué (en particulier si l'organisme de régulation délivre le nombre optimal de permis négociables), et si chaque pollueur est assez petit par comparaison avec l'ensemble du marché, un

¹⁴

Les opérations à terme impliquent le transfert ultérieur d'une certaine quantité de permis, à une date et à un prix prédéterminés. Les conditions particulières sont ici définies par les partenaires commerciaux, qui supportent aussi pleinement le risque de crédit. À l'inverse, les contrats à terme sont des instruments normalisés cotés en bourse qui impliquent le transfert ultérieur des permis au prix de règlement correspondant. Le risque de crédit est ici assumé par la chambre de compensation de la place boursière concernée. Les options sur les permis diffèrent des contrats à terme en ce que l'acheteur d'une option a le droit, et non l'obligation, d'utiliser le contrat à une date ultérieure ou avant.

système de permis d'émission négociables donnera lieu à une réduction rentable des émissions. Il est important que l'entreprise soit petite, et cela parce que, pour être efficaces, les entreprises doivent accepter le prix courant des permis tel qu'il est fixé ou au moins penser qu'elles ne seront pas en mesure d'influencer ce prix en conservant ou en vendant un grand nombre de permis. Le graphique 1 illustre le mécanisme tel qu'il fonctionne pour deux entreprises polluantes. Les deux entreprises présentent un coût marginal de réduction des émissions différent, représenté par les courbes CMR_1 et CMR_2 . Les courbes du coût marginal de réduction des émissions sont décroissantes, ce qui est révélateur du fait qu'il coûte de plus en plus cher de continuer à réduire les émissions (c'est-à-dire de les déplacer de droite à gauche sur l'axe des abscisses). La courbe globale CMR s'obtient par la somme horizontale des courbes individuelles CMR . Dans ce graphique, le préjudice marginal augmente, comme l'indique la montée très nette de la courbe. Ainsi, plus le préjudice marginal causé par des droits d'émission supplémentaires s'élève, plus le niveau de pollution existant est important en pratique¹⁵. Le niveau d'émission optimal E^* consistant à réduire les coûts se trouve alors à l'intersection des courbes du coût marginal de réduction des émissions cumulé et du préjudice marginal. Le niveau E^* correspond à la quantité totale de permis d'émission L attribués aux deux entreprises par l'autorité compétente en matière d'échange de droits d'émission. Dans une situation de concurrence parfaite, l'échange de permis entre les entreprises crée une homogénéité du prix des permis. Les deux entreprises comparent le prix des permis à leur coût marginal de réduction des émissions et achètent (ou vendent) les permis tant que le prix est inférieur (ou supérieur) à leur coût marginal de réduction des émissions. Dans un marché à l'équilibre, pour un prix p^* , l'entreprise 1 et l'entreprise 2 demandent des permis correspondant aux niveaux d'émissions e_1 et e_2 , respectivement. La rentabilité exige donc que le coût marginal de réduction des émissions soit le même pour tous les émetteurs. Les réductions d'émissions ne sont réparties de la manière la plus équilibrée entre les émetteurs que lorsque le principe d'égalité des coûts marginaux de réduction est respecté, ce qui vaut non seulement pour différentes entreprises, mais aussi pour différentes industries, différents secteurs, et même différents pays.

Graphique 7: Efficacité économique de l'échange de permis d'émission



Dans une situation de concurrence parfaite, l'attribution initiale de permis entre les entreprises n'a pas d'incidence sur l'efficacité du marché (Montgomery, 1972). Cela étant, la situation est différente en présence d'un pouvoir de marché. La section 3 abordera les distorsions dont le pouvoir de marché peut être la cause. En pareil cas, le principe d'efficacité que constitue l'égalité du coût marginal de réduction des émissions peut ne pas être respecté.

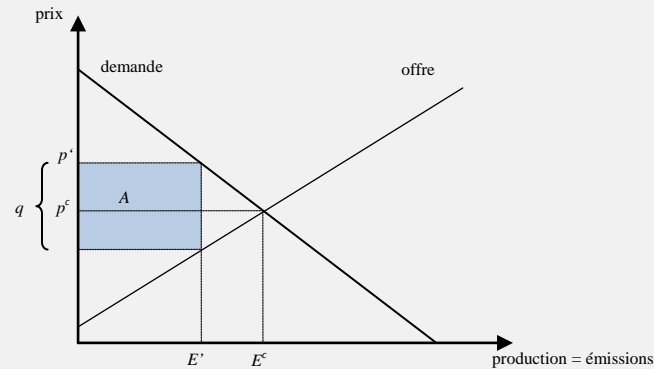
¹⁵

Pour les gaz à effet de serre, on part du principe que le coût marginal du préjudice social est constant. D'après le 4^{ème} rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), il est égal à 12 USD.

Encadré 1. Répercussions sur le marché des produits

Jusqu'à présent, le marché sur lequel les entreprises polluantes écoulent leur production a été laissé de côté. Il est important de déterminer ce que devient le prix à la production lorsque le plafond des émissions est réduit. Il faut bien voir en effet qu'une entreprise dispose en principe d'au moins deux options pour réduire ses émissions. D'abord, elle peut chercher à réduire ses émissions par unité produite tout en maintenant sa production à un niveau constant. Cela aura normalement pour effet d'accroître les coûts unitaires des entreprises, les rendant éventuellement prohibitifs, et ainsi de peser sur les prix à la consommation. La deuxième option consiste à réduire la production tout en maintenant les émissions par unité produite à un niveau constant. Une baisse de production se traduit en outre par des prix à la consommation plus élevés, les marchandises produites devenant plus rares. En règle générale, la meilleure stratégie pour chaque pollueur consiste à combiner les deux options, c'est-à-dire à réduire à la fois la production et les émissions par unité produite. Bien que les avancées technologiques permettent d'atténuer le recul de la production, plus le prix de production est élevé, plus l'objectif d'émission est ambitieux.

Dans un système de permis négociables, il s'agit de savoir si le prix des permis d'émission sera répercuté sur le prix à la consommation, s'il y a lieu de le répercuter et dans quelle mesure. En principe, le prix des émissions sera et devra être répercuté. Même si cela paraît surprenant, cette réponse est indépendante du système d'attribution des permis. Que celle-ci soit gratuite ou payante, le prix des permis d'émission devra être et sera répercuté sur le prix à la consommation. Pour y voir plus clair, imaginons un cas simple où les émissions sont strictement proportionnelles au niveau de production, et où il n'existe pas d'autres techniques de réduction des émissions. C'est en partie le cas des émissions de CO₂ résultant des processus de combustion. Le graphique 2 illustre cette situation. Puisque les émissions sont strictement déterminées par la production, les émissions totales et la production totale peuvent être mesurées par les mêmes unités. Dans le graphique, E^c désigne le niveau d'émissions non réglementé dans l'hypothèse de politiques inchangées, et E' désigne un objectif d'émission inférieur. Pour atteindre l'objectif d'émission et donc le niveau de production inférieur, le prix doit augmenter de p^c à p' . À cet effet, l'organisme de régulation doit émettre une quantité totale de permis d'émission égale à E' . Si ces permis sont vendus aux enchères, le prix des permis doit être égal à q . Le prix d'achat total des permis est représenté par la zone A , qui est égale à $q \cdot E'$. Si les permis sont attribués gratuitement aux entreprises, celles-ci doivent en outre augmenter le prix courant de p^c à p' . La raison est double. Du point de vue de l'entreprise, la vente d'un permis entraîne pour elle un manque à gagner, puisque vendre un permis signifie réduire la production et donc les bénéfices. Une entreprise ne sera par conséquent disposée à vendre un permis qu'à un prix particulièrement élevé. Ce manque à gagner doit toutefois trouver son expression dans le prix courant des marchandises produites. La deuxième raison tient à ce que, si les entreprises n'augmentaient pas le prix courant, ou si elles ne pouvaient pas répercuter leur manque à gagner dû à la vente de permis sur les prix à la consommation, un déséquilibre du marché s'ensuivrait. Compte tenu de la quantité totale de permis E' , tout prix inférieur au prix d'équilibre du marché p' se traduirait par une demande supérieure à l'offre, et par le rationnement de certains consommateurs. Dans le cas des permis gratuits, les entreprises enregistrent des bénéfices imprévus (effet d'aubaine), qui sont également symbolisés par la zone A . L'existence de cet effet d'aubaine a fait l'objet de sérieuses critiques de la part des responsables politiques qui avaient contribué précédemment à la conception du système d'échange de permis avec attribution gratuite. Même l'autorité allemande de la concurrence (*Bundeskartellamt*) a considéré que la répercussion du prix courant des permis sur le prix de production était illégale lorsque les permis d'émission étaient attribués gratuitement (voir la section 3.6.1 pour une description détaillée de ce cas). Il a été démontré qu'une telle répercussion n'était pas économiquement réalisable sans accepter un déséquilibre.

Graphique 2 : Répercussion du coût du prix des permis en cas d'attribution gratuite et payante

Il convient également de mentionner que le degré de répercussion du prix des permis sur le prix de production dépend fortement de la structure du marché, en particulier du pouvoir des entreprises sur le marché des produits. Concernant les systèmes d'échange de droits d'émission de CO₂, l'incidence du prix des permis sur le prix de l'électricité est particulièrement intéressante. Les marchés de l'électricité se caractérisent souvent par un degré plus ou moins élevé de concentration, une ou plusieurs entreprises étant à même d'exercer un pouvoir de marché. Ce cadre particulier du marché a été étudié d'un point de vue théorique et pratique, et les résultats sont très controversés (voir Gullì, 2008, qui en offre un bon aperçu). En fonction du cadre de modélisation et des hypothèses sur la fonction de la demande et l'élasticité-prix, la répercussion du prix des permis sur les prix de l'électricité peut être inférieure ou supérieure au niveau de prix constaté sur les marchés concurrentiels. Dans son étude, Gullì (2008) estime qu'à court terme, la répercussion du prix des permis dépend aussi pour beaucoup des caractéristiques structurelles des marchés de l'électricité, comme la répartition des centrales électriques, les capacités de production disponibles (qu'elles soient excédentaires ou non), et le prix des permis d'émission de CO₂ (qu'il soit supérieur ou inférieur aux coûts de transfert)¹⁶.

2.7 *Résumé des principales exigences auxquelles doit satisfaire un système d'échange de droits d'émission*

Pour mettre en place un système d'échange de droits d'émission, il y a lieu de prendre en considération les exigences suivantes :

- Les émissions provenant de différentes sources doivent être mesurables et contrôlées séparément. Le respect des engagements doit être contrôlé.
- Le marché des permis d'émission doit être délimité dans l'espace et dans le temps.
- Les permis d'émission peuvent avoir une validité limitée ou illimitée.
- Les deux dispositifs d'attribution les plus communément utilisés sont l'attribution gratuite et l'attribution payante. Lorsqu'elle est payante, l'attribution se fait généralement par la voie de différents types d'adjudications.

¹⁶

Les coûts de transfert désignent le niveau de prix des permis au-dessus duquel les producteurs d'électricité convertiront les centrales électriques au charbon en centrales au gaz naturel.

- L'attribution gratuite peut être mise en œuvre selon plusieurs critères. Les dispositifs d'attribution les plus fréquemment utilisés sont :
 - les droits acquis sur la base des émissions antérieures ;
 - l'analyse comparative sur la base de la production antérieure. La production est convertie en émissions en multipliant la production par un coefficient d'émissions spécifique à un secteur.
- En théorie, les modalités d'attribution n'ont pas d'effet sur le prix des permis d'émission ni sur celui des produits finis. Le prix des produits finis devrait refléter la rareté et partant les coûts d'opportunité des permis d'émission.
- S'agissant de l'attribution gratuite, différents systèmes sont applicables aux nouveaux entrants et à l'extension des capacités de production, d'une part, et à la sortie du marché et à la réduction des capacités, d'autre part :
 - 1^{ère} option : les entreprises qui entrent sur le marché ou qui étendent leurs capacités de production doivent acheter tous leurs permis supplémentaires sur le marché. Parallèlement, la sortie du marché et la réduction des capacités n'influent pas sur la quantité de permis attribués gratuitement ;
 - 2^{ème} option : les entreprises qui entrent sur le marché ou qui étendent leurs capacités de production reçoivent une quantité (supplémentaire) de permis gratuits. Parallèlement, l'attribution gratuite de permis cesse (ou est réduite) en cas de sortie du marché ou de réduction des capacités.
- Afin d'éviter les distorsions, il faut que les nouveaux entrants et les entreprises qui étendent leurs capacités de production achètent tous les permis supplémentaires dont ils ont besoin sur le marché. La fermeture d'une entreprise et la réduction des capacités ne devraient pas avoir d'impact sur l'attribution des permis. À l'inverse, l'attribution gratuite de permis aux nouvelles entreprises entrant sur le marché, et l'interruption de l'attribution gratuite en cas de fermeture de l'entreprise n'incitent guère à entrer ou à sortir du marché.
- L'échange des permis d'émission a lieu le plus souvent via :
 - des opérations bilatérales,
 - des courtiers et d'autres intermédiaires financiers,
 - des places boursières organisées (par exemple la Bourse européenne du carbone ou le *Chicago Climate Exchange*).
- Comme les marchés au comptant de permis d'émission, les marchés dérivés pour les permis d'émission sont le plus souvent créés de manière décentralisée.
- Plus les participants à l'échange de permis sont nombreux, plus les systèmes d'échange de droits d'émission sont efficaces dans le sens où un plafond d'émissions total sera atteint moyennant le coût économique total le plus bas. Ainsi, les coûts marginaux de réduction des émissions sont équitablement répartis entre tous les émetteurs. Le prix courant des permis d'émission reflète le coût de réduction de la dernière unité de pollution pour chaque pollueur.

Encadré 2. Vue d'ensemble des systèmes d'échange de permis existants¹⁷

Cet encadré offre un bref aperçu de la façon dont l'échange des droits d'émission est mis en œuvre en pratique. L'accent est mis sur les marchés de permis d'émission les plus significatifs en matière de polluants atmosphériques (oxyde de soufre, oxyde d'azote, et gaz à effet de serre) et de polluants de l'eau (rejet d'eau salée).

California Regional Clean Air Incentives Market (Reclaim)

Le programme *Reclaim* porte sur les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) et d'oxydes de soufre (SO_x) provenant d'installations qui émettent chaque année au moins quatre tonnes de l'un ou l'autre de ces polluants dans la région de Los Angeles. Mis en place en 1994, ce programme est le système d'échange de droits d'émission le plus ancien. L'attribution initiale des permis d'émissions de NO_x et de SO_x la première année a été basée sur le niveau d'activité antérieur des installations concernées. Plus précisément, les installations pouvaient choisir plus ou moins librement l'année de référence servant à déterminer l'attribution des permis. Une remise a ensuite été appliquée sur les attributions annuelles à des taux différents selon les installations jusqu'à ce que l'objectif d'émission souhaité soit atteint en 2003. Les attributions particulièrement généreuses accordées les premières années ont abouti à une surabondance des permis d'émission et à une baisse de leur prix. Jusqu'en 1999, les émissions enregistrées ont été bien inférieures à l'offre totale de permis. Les installations participant au programme *Reclaim* sont divisées en deux zones (côtière et intérieure). On compte deux cycles de permis : les permis valables du mois de janvier au mois de décembre d'une même année (cycle 1) ou du mois de juillet au mois de juin de l'année suivante (cycle 2). Les installations sont rattachées à l'un des cycles de manière aléatoire mais peuvent négocier et utiliser les permis des deux cycles. Par conséquent, les mises en réserve de permis ont une portée limitée lorsque deux cycles de permis se recoupent. L'échange de permis peut avoir lieu soit directement entre les installations soit par l'intermédiaire d'un courtier qualifié pour traiter les opérations *Reclaim*.

United States Acid Rain Program

Un système de permis négociables pour les émissions de SO₂ a été instauré dans le cadre du programme *Acid Rain*. L'objectif de ce programme est de réduire les émissions de SO₂ issues de la combustion de combustibles de 10 millions de tonnes par rapport aux niveaux enregistrés en 1980. Les permis sont attribués gratuitement, sur la base de l'utilisation antérieure de combustibles des entreprises de service public concernées et sur la base d'un taux d'émissions spécifique. Par ailleurs, des permis supplémentaires peuvent être obtenus auprès de trois réserves. Les réserves de permis peuvent servir aux entreprises de service public qui appliquent une technologie particulière ou qui mettent en œuvre des mesures d'économie (de combustibles) axées sur la clientèle ou de production d'énergie renouvelable. Une autre réserve de permis sert aux ventes aux enchères annuelles. L'échange de permis comprend deux phases, la première s'étant déroulée de 1995 à 1999, et la deuxième de 2000 à aujourd'hui. Au cours de la deuxième phase, le nombre de sources utilisées a augmenté et l'attribution des permis a été durcie. Le système d'échange de droits d'émission de SO₂ se distingue du système européen d'échange de droits d'émission de CO₂ à deux titres : premièrement, dans le cas du SO₂, le système autorise les mises en réserve de permis pour une utilisation future et deuxièmement, les nouveaux entrants ne reçoivent pas d'attributions gratuites et doivent acheter les permis dont ils ont besoin sur le marché ou dans le cadre des ventes aux enchères annuelles.

Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI)

Le programme *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI), qui a débuté en janvier 2009, est le premier programme obligatoire de plafonnement et d'échange en matière de réduction des émissions de CO₂ mis en place aux États-Unis. Le RGGI couvre environ 95 % des émissions de CO₂ provenant du secteur de la production d'électricité dans dix États du Nord-Est et de la côte atlantique (Maryland, Connecticut, Delaware, Maine, Massachusetts, New Hampshire, New Jersey, New York, Rhode Island, et Vermont). Contrairement à la plupart des autres dispositifs d'échange existants, le RGGI attribue des permis d'émission essentiellement par voie d'enchères qui ont lieu tous les

¹⁷

Pour une étude complète des nombreux systèmes existants, voir OCDE (2002 et 2004).

trimestres. Les permis peuvent ensuite être échangés sur le marché secondaire. Le produit de la vente aux enchères des permis sert à financer des programmes nationaux en faveur de l'efficacité énergétique et des projets consacrés à l'énergie renouvelable. Pour accroître la flexibilité des émetteurs, le RGGI prévoit que l'obligation de respect des engagements doit être remplie à hauteur de près de 3 % au moyen de compensations. Les compensations consistent en certains projets préalablement approuvés de réduction ou de séquestration des émissions de gaz à effet de serre, dont la source est extérieure au secteur de l'électricité.

Marché mondial du carbone (protocole de Kyoto)

Le protocole de Kyoto définit des objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre juridiquement contraignants pour les pays industrialisés signataires et instaure un marché international d'échange de permis à travers trois mécanismes de flexibilité, à savoir l'échange des droits d'émission, le mécanisme pour un développement propre (MDP) et la mise en œuvre conjointe (MOC). L'échange des droits d'émission permet l'échange des permis d'émission entre les pays industrialisés. Le mécanisme pour un développement propre permet aux pays industrialisés de mettre en œuvre des projets de réduction des émissions dans les pays en développement et d'utiliser les réductions ainsi générées pour atteindre leur objectif de Kyoto. La mise en œuvre conjointe désigne les réductions d'émission entreprises par un pays industrialisé dans un autre pays industrialisé, dont il peut aussi être tenu compte dans la réalisation de l'objectif de Kyoto. L'objectif de ces mécanismes de flexibilité est d'améliorer la flexibilité et la rentabilité en respectant les objectifs de réduction des émissions des pays industrialisés. Le MDP et la MOC ont également pour objectif de concourir au développement durable et de promouvoir l'investissement étranger et le transfert de technologie dans les pays hôtes. Le Protocole de Kyoto est en vigueur depuis 2005, et sa première période d'engagement court de 2008 à 2012.

Le système communautaire d'échange de quotas d'émission

Mis en place en 2005, le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE) contrôle les émissions de CO₂ de près de 12 000 installations de production d'énergie et d'industries à forte intensité énergétique au sein de l'UE. Couvrant 40 % des émissions totales de CO₂ de l'UE, le SCEQE est le système d'échange de droits d'émission le plus important au monde. Il comprend différentes périodes d'échange, la première courant de 2005 à 2007 et la seconde de 2008 à 2012 (ce qui concorde avec la première période d'engagement du Protocole de Kyoto). Au cours de la troisième période, allant de 2013 à 2020, le SCEQE sera étendu à d'autres gaz à effet de serre en plus du CO₂ ainsi qu'à d'autres secteurs d'activités (comme l'aviation). Lors des première et seconde périodes, les États membres de l'UE ont déterminé la quantité totale de permis d'émission et leur répartition entre les installations concernées dans le cadre de plans nationaux d'allocation de quotas (PNAQ) qui devaient être évalués et approuvés par la Commission européenne. À partir de 2013, les PNAQ seront remplacés par un plafond d'émissions à l'échelle européenne et par des règles d'attribution harmonisées, ce qui réduira radicalement la marge de manœuvre individuelle des États membres en matière d'attribution des permis. Les règles d'attribution harmonisées prévoient notamment l'augmentation des adjudications de permis d'au moins 50 % sur l'ensemble des permis d'ici à 2013 et jusqu'à 100 % dans le secteur de l'électricité. L'attribution des permis reste gratuite pour un certain nombre de secteurs à forte intensité énergétique, notamment s'ils sont confrontés au risque de « fuite de carbone », c'est-à-dire de transfert des émissions de CO₂ vers d'autres pays disposant de normes environnementales moins strictes. En revanche, les permis gratuits ne seront plus attribués par le biais des droits acquis basés sur les émissions antérieures, mais en fonction de critères industriels basés sur les technologies et pratiques les plus efficaces. Les mises en réserve de permis n'étaient pas autorisées pendant les première et seconde périodes d'échange mais le seront par la suite. Enfin, les entreprises de l'UE peuvent aussi acheter des crédits de réduction des émissions émanant du MDP et de la MOC pour pouvoir respecter leurs objectifs d'émission.

Le système volontaire japonais d'échange de droits d'émission

En plus du plan de réalisation des objectifs du protocole de Kyoto, le Japon a adopté un système volontaire d'échange de droits d'émission de CO₂ en 2005. La participation à ce système est facultative, mais une fois que les entreprises ont accepté d'y participer, leur objectif d'émission devient contraignant, ce qui implique de restituer les subventions perçues en cas de non respect des engagements. Les subventions publiques couvrent un tiers des frais d'installation des technologies de réduction des émissions. De la même façon, les entreprises participantes reçoivent une première attribution de permis sur la base de leurs émissions entre 2002 et 2004. Les permis peuvent être négociés entre les entreprises et avec d'autres acteurs du marché, comme les intermédiaires financiers et les courtiers.

Les entreprises peuvent aussi utiliser les crédits de réduction des émissions générés dans le cadre du MDP pour respecter leurs engagements. Les secteurs industriels à forte intensité énergétique, comme l'électricité, l'acier, les produits chimiques, et le ciment, ne sont pas soumis à ce système. Ces secteurs participent au plan d'action volontaire du Keidanren, mis en place par la fédération des entreprises japonaises en juin 1997. Les objectifs reposent ici davantage sur l'intensité des émissions que sur les émissions absolues à la base du système volontaire d'échange de droits d'émission. Le gouvernement japonais envisage actuellement d'adopter un système national obligatoire d'échange de droits d'émission de manière à atteindre son objectif intermédiaire de réduction des émissions de gaz à effet de serre de 25 % par rapport aux niveaux de 1990 d'ici 2020.

New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme (GGAS)

Le *Greenhouse Gas Reduction Scheme* (GGAS) vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre liées à la production et à l'utilisation d'électricité dans l'État de Nouvelle-Galles-du-Sud, en Australie. Depuis 2003, le système a institué des objectifs de réduction annuels à l'échelle de l'État et fait obligation aux distributeurs et aux gros consommateurs d'électricité de se conformer aux seuils d'émissions (exprimés en tonnes d'équivalents CO₂ par habitant) basés sur leur participation sur le marché de l'électricité. Le seuil d'émissions, qui a été réduit chaque année entre 2003 et 2007, est resté stable depuis, correspondant à une réduction des émissions de gaz à effet de serre de 5 % par rapport au niveau de référence de 1990. Le GGAS n'est pas un système de plafonnement et d'échange. Au contraire, il établit une distinction entre les participants de base qui doivent respecter un objectif d'émission et les fournisseurs de certificats de réduction des émissions. Les participants de base ne peuvent donc acheter des certificats de réduction négociables qu'auprès de fournisseurs de certificats agréés. Les activités répondant aux conditions de réduction requises sont la production d'électricité à faible niveau d'émission ou l'amélioration de l'efficacité des générateurs, la réduction des émissions par une action sur la demande conduisant à une réduction de la consommation d'électricité, et la séquestration du carbone au moyen de la sylviculture. Les participants peuvent également recourir aux Certificats d'énergie renouvelable pour respecter leurs engagements au titre du GGAS. Les Certificats d'énergie renouvelable attestent la production d'une certaine quantité d'énergie renouvelable et sont produits dans le cadre d'un système obligatoire distinct d'échange de certificats d'énergie renouvelable (*Mandatory Renewable Energy Certificate Trading Scheme*). La dernière option dont disposent les participants de base (gros consommateurs d'électricité) pour atteindre leurs objectifs d'émission consiste à réduire les émissions sur site qui ne sont pas directement liées à la consommation d'électricité. Cela étant, ces certificats de réduction ne peuvent être utilisés que par l'entreprise qui réduit ses émissions et ne sont pas négociables entre entreprises.

Hunter River Salinity Trading Scheme (HRTS)

Le *Hunter River Salinity Trading Scheme* (HRTS) est un système de permis pour les rejets d'eau salée provenant des mines de charbon et des centrales électriques dans la vallée de Hunter en Nouvelle-Galles-du-Sud, en Australie. Le système pilote a débuté en 1995 avant d'être officiellement mis en œuvre en 2002. Son objectif est de gérer les rejets d'eau salée de façon à limiter les impacts sur l'irrigation des terres, sur d'autres utilisations de l'eau, et sur l'écosystème aquatique. À cette fin, les écoulements dans la rivière sont divisés en blocs, chaque bloc représentant un volume donné d'eau passant à travers un point de référence sur une période de 24 heures. L'eau de chaque bloc est continuellement mesurée, et le rejet total admissible d'eau salée est calculé de manière à ce que la concentration en sel n'excède pas l'objectif. Le système compte 1 000 permis au total, chacun permettant à son titulaire de rejeter 0,1 % du rejet total admissible quotidien. Les permis de rejet de sel peuvent être échangés entre les installations sur une plateforme d'échange en ligne. À l'origine, les permis étaient attribués gratuitement aux entreprises concernées. Comme les permis ont des durées de vie différentes, 200 nouveaux permis doivent être vendus aux enchères tous les deux ans pour remplacer ceux qui ont expiré. Les nouveaux entrants peuvent ainsi acheter des permis lors des ventes aux enchères ou auprès des autres acteurs du marché. Le système a bien fonctionné jusqu'à présent, la salinité de la rivière étant presque toujours inférieure à l'objectif fixé.

New Zealand Emissions Trading Scheme

Le *New Zealand Emissions Trading Scheme* (NZ ETS), officiellement lancé en 2010, vise les émissions de gaz à effet de serre de l'ensemble des grands secteurs émetteurs (agriculture, énergie, sylviculture, industrie, combustibles fossiles liquides, gaz de synthèse et déchets). Chaque secteur est progressivement intégré au système, l'agriculture y entrant la dernière en 2015. Le NZ ETS fait obligation aux participants de rendre un permis d'émission pour chaque tonne d'équivalent CO₂ émise (volume porté à deux tonnes d'équivalent CO₂ pendant la période de transition jusqu'au

31 décembre 2012). Seuls les participants des secteurs de la sylviculture, de l'industrie et de l'agriculture bénéficient d'une attribution gratuite de permis. Les propriétaires de forêts datant d'après 1989 peuvent participer au NZ ETS de leur propre initiative et recevoir des permis gratuits pour des activités de (re)boisement mises en œuvre après 1989. Inversement, les propriétaires de forêts datant d'avant 1990 sont tenus de rendre leurs permis d'émission pour mener des activités de déforestation. Les attributions gratuites des permis à l'industrie et à l'agriculture sont basées sur la production de l'année précédente. Le NZ ETS ne prévoit donc pas réellement de plafond d'émissions. Par ailleurs, les propriétaires de droits de pêche peuvent demander à bénéficier d'une attribution gratuite de permis. Même si les pêcheries ne sont pas tenues de rendre leurs permis, l'attribution gratuite vise à compenser toute réduction de valeur de leurs quotas de pêche par suite d'une augmentation des frais de carburant dans le cadre du NZ ETS. Les permis d'émission sont négociables entre les participants. Pendant la période de transition, les permis peuvent également être achetés au gouvernement au prix de 25 NZD, ce qui plafonne en pratique le prix des permis. Les acteurs du marché peuvent aussi acheter et céder les crédits de réduction des émissions ou les permis d'émission internationaux issus des mécanismes de flexibilité du Protocole de Kyoto.

3. Effets anticoncurrentiels de l'échange de permis d'émission

La section principale du présent document vise à déterminer si l'échange de droits d'émission peut s'accompagner d'effets anticoncurrentiels, s'il peut être détourné pour encourager des distorsions de concurrence, et s'il peut engendrer des désavantages concurrentiels pour certains acteurs du marché. Des distorsions peuvent en effet se produire au sein ou par le biais des marchés de permis d'émission. Elles peuvent être réparties en quatre grandes catégories :

- Premièrement, les grandes entreprises peuvent user de leur pouvoir de marché sur le marché des permis en bridant l'offre ou en supprimant la demande de manière à agir sur les prix à leur avantage.
- Deuxièmement, les entreprises peuvent recourir abusivement au marché des permis dans le but de défavoriser leurs concurrentes sur les marchés de produits. Le verrouillage du marché constitue la forme extrême de ce type d'abus.
- Troisièmement, la fixation de réglementations inégales selon les entreprises, les secteurs, les régions, ou les pays peuvent désavantager les entreprises soumises à des plafonds de permis plus rigoureux, et donc à des permis plus coûteux, que les autres. Il faut reconnaître que ce dernier problème ne concerne pas que l'échange de droits d'émission et qu'il s'applique aussi à d'autres types de réglementation (environnementale).
- Enfin, d'autres distorsions et abus peuvent être causés par des règles (spéciales) aux contours mal définis sur le marché des permis ou d'autres marchés.

3.1 Pouvoir de marché dans le contexte de l'attribution gratuite des permis

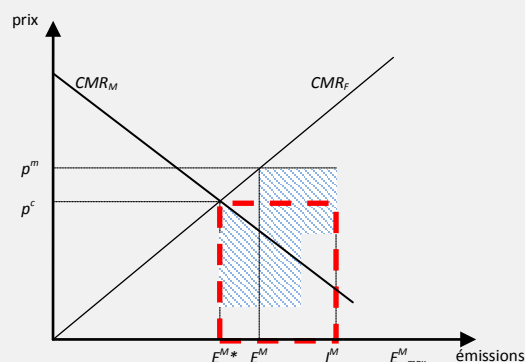
Comme sur n'importe quel autre marché, les grandes entreprises peuvent aussi faire usage de leur pouvoir de marché sur le marché des permis. Cela signifie que certaines entreprises n'envisagent pas le prix courant des permis tel qu'il est fixé mais cherchent à agir sur ce prix en pratiquant des achats et des ventes massifs. La raison pour laquelle les entreprises tentent d'influencer le prix des permis peut être double : les (plus) gros acheteurs nets voudront alléger la charge financière résultant de la limitation des émissions, tandis que les gros vendeurs nets voudront maintenir ce prix à un niveau élevé de manière à tirer davantage de revenus de la vente de permis (voir encadré 3). Dans les deux cas, la possibilité d'exercer leur pouvoir de marché dépend de la capacité des entreprises à manipuler les prix sur le marché des permis, que ce soit unilatéralement ou collectivement. Pour ce faire, ces entreprises (qui déterminent les prix) doivent

représenter une part importante de la demande totale de permis par rapport à leurs concurrents (qui doivent accepter les prix).

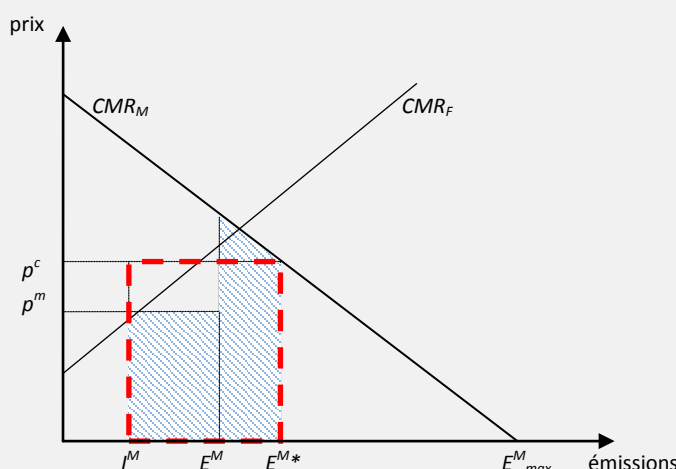
Encadré 3. Pouvoir de marché du vendeur et de l'acheteur sur le marché des permis d'émission

Si une entreprise dominante est un vendeur net de permis, elle exercera un pouvoir de monopole en vendant moins et en réduisant ses émissions dans de moindres proportions que le niveau socialement optimal. Cette situation est illustrée par le graphique 3, où les coûts marginaux de réduction des émissions d'une grande entreprise (M) et d'un groupe d'entreprises concurrentes secondaires (envisagées comme une seule entreprise F) sont représentés par les courbes CMR_M et CMR_F . Les courbes CMR sont opposées, ce qui laisse supposer que les émissions M augmentent de gauche à droite sur l'axe des abscisses et que les émissions F augmentent de droite à gauche. Supposons que M reçoive une première attribution gratuite de permis I^M . Dans une situation de concurrence parfaite, le marché des permis est en équilibre lorsque les coûts marginaux de réduction des émissions sont répartis équitablement, donnant un prix de permis p^c . Par conséquent, sur un marché des permis concurrentiel, $(I^M - E^{M*})$ est la quantité d'excédents de permis que l'entreprise M vendrait aux entreprises secondaires F au prix p^c et le rectangle en pointillé représente les revenus que M tirerait de la vente de ses permis. Cela étant, du fait de son pouvoir de marché, M est incitée à conserver quelques permis, pour que le prix s'élève au niveau de p^m . Elle vend moins de permis $(I^M - E^M)$ aux entreprises secondaires F que dans une situation de concurrence parfaite et bénéficie donc de coûts de réduction inférieurs puisqu'elle conserve davantage de permis pour son usage personnel ($E^M - E^{M*}$). Les recettes tirées des permis au prix p^m et des moindres coûts de réduction sont ainsi symbolisés par les deux zones hachurées. L'entreprise dominante enregistre des coûts nets plus bas qu'en l'absence de pouvoir de marché, mais l'industrie dans son ensemble fait face à un coût plus élevé qu'en cas de concurrence (parfaite) et le prix des permis est supérieur au niveau optimal.

Graphique 3 : Pouvoir de marché d'une grande entreprise en situation de vendeur net de permis



Réciproquement, si une entreprise dominante est acheteur net de permis, elle usera de son pouvoir de monopsonie en achetant moins et en réduisant plus ses émissions que le niveau socialement optimal. Cette situation est illustrée par le graphique 4, où le point optimal dans une situation de concurrence parfaite est, cette fois encore, déterminé par l'intersection des courbes de coût marginal de réduction des émissions, donnant un prix courant des permis d'émission p^c . Supposons encore une fois que M reçoive une première attribution gratuite de permis I^M , qui est maintenant inférieure au niveau optimal de ses émissions E^{M*} . Dans une situation de concurrence parfaite, l'entreprise M achèterait donc $(E^{M*} - I^M)$ permis supplémentaires au prix de p^c , aboutissant à des coûts représentés par le rectangle en pointillé. Du fait de son pouvoir de monopsonie, l'entreprise M demande moins de permis que le niveau socialement optimal de manière à faire baisser le prix au niveau de p^m . Ses émissions (E^M) seront moindres et elle accordera davantage de remises ($E^{M*} - E^M$) que dans une situation de concurrence parfaite. Les dépenses liées à l'achat de permis supplémentaires et de réduction des émissions sont alors symbolisées par les deux zones hachurées. Cette fois encore, les entreprises dominantes s'exposent à des coûts nets moins élevés qu'en l'absence de pouvoir de marché, mais le coût total pour le secteur dans son ensemble est plus élevé que le niveau socialement optimal.

Graphique 4 : Pouvoir de marché d'une grande entreprise en situation d'acheteur net de permis

Hahn (1984) est le premier à avoir avancé l'hypothèse d'un pouvoir de marché s'exerçant sur le marché des permis. Il utilise un modèle simplifié comprenant une grande entreprise polluante et une série de petites entreprises polluantes secondaires concurrentes qui acceptent le prix des permis tel qu'il est fixé, et montre que le pouvoir de marché disparaît si l'entreprise dominante reçoit exactement la quantité « efficiente » de permis, c'est-à-dire la quantité qui réduit au minimum son coût total. Dans ce cas, l'entreprise dominante n'est pas du tout incitée à participer à l'échange de permis et à tirer parti de sa position dominante. Les permis ne sont donc échangés qu'entre les entreprises secondaires concurrentes, ce qui entraîne des effets de marché socialement efficaces. Plus le gain potentiel tiré du prix réduit d'un permis est faible, plus le coût marginal de réduction des émissions est élevé. Ainsi, la mesure dans laquelle les entreprises utilisent leur pouvoir de marché dépend en définitive des caractéristiques de leurs courbes de coût marginal de réduction des émissions. Par ailleurs, la demande de permis des concurrents qui subissent les prix du marché influence aussi les comportements stratégiques des grandes entreprises. Si la demande de permis des agents économiques qui n'ont pas d'influence sur les prix est élastique, une baisse du prix augmentera leur demande de permis. Ainsi, les entreprises qui mènent des activités stratégiques doivent à la fois augmenter leurs efforts de réduction et accepter de réduire leurs bénéfices. Inversement, si la demande de permis de ces mêmes agents économiques n'est pas élastique, les entreprises ayant des activités stratégiques auront plus d'influence sur le prix des permis, leur activité de réduction sera moindre, et leurs bénéfices seront plus élevés. Requate (2006), et plus récemment Malueg et Yates (2009), ont démontré que les résultats du modèle de Hahn avaient une portée beaucoup plus générale, qui se vérifie également lorsque plusieurs grandes entreprises forment un oligopole vis-à-vis des entreprises concurrentes secondaires.

Quel intérêt pratique offre la question de l'exercice du pouvoir de marché, et quelles en sont les éventuelles conséquences politiques ? Pour commencer, une meilleure attribution des permis d'émission aux grandes entreprises est quasiment impossible en pratique, dans la mesure où cela impliquerait que l'organisme de régulation dispose d'informations complètes sur leurs coûts marginaux de réduction des émissions. Les gros acheteurs ou vendeurs devraient-ils donc être exclus des échanges ? La réponse est incontestablement « non », puisque quelques échanges valent toujours mieux que pas d'échanges du tout. Il pourrait cependant être recommandé de ne pas nécessairement attribuer trop (ou trop peu) de permis aux grandes entreprises, s'il est évident qu'elles en vendront (ou en achèteront). Une telle attribution au cas par cas est toutefois difficilement envisageable, car elle est de nature à contrevenir au principe de neutralité concurrentielle.

La deuxième question concerne les marchés de permis sur lesquels les entreprises sont susceptibles d'être suffisamment grandes pour exercer leur pouvoir de marché. Il est ici important de faire la distinction entre les parts de marché sur le marché des produits et le pourcentage des échanges sur le marché des permis. Dans certains secteurs, notamment les services d'utilité publique, les entreprises peuvent disposer d'une importante part de marché sur le marché des produits, tout en ayant des parts relativement faibles sur le marché des permis. Le cas se présente souvent pour les grands marchés de permis comme le marché américain du SO₂ et le SCEQE, sur lesquels des entreprises de différents secteurs échangent leurs permis d'émission. En vertu de la plupart des règles de concurrence, le seuil de parts de marché à partir duquel un abus de pouvoir de marché peut être présumé est d'au moins 20 %. Sur le marché américain du SO₂ et le SCEQE, les volumes d'échange des acheteurs et des vendeurs, même les plus importants, sont bien inférieurs à ce niveau. Cela étant, le problème du pouvoir de marché peut se poser sur les marchés restreints de certains polluants. Le *Hunter River Salinity Trading Scheme* (Australie) mentionné plus haut en est un exemple.

3.2 *Pouvoir de marché en cas d'adjudication des permis*

Dans le cas où les permis sont vendus aux enchères par l'organisme de régulation et non plus distribués gratuitement, la situation n'est pas très différente. On ne trouve plus de gros vendeurs, mais il peut y avoir de gros acheteurs. Comme avec le modèle de Hahn, plus la distorsion est forte, plus l'écart entre l'attribution initiale et l'attribution finale est grand. Selon cet argument, l'adjudication des permis peut en principe aggraver la distorsion résultant du pouvoir de monopsonne. En effet, il peut y avoir manipulation de prix si le mécanisme de vente aux enchères n'est pas bien conçu. Par exemple, dans une adjudication à prix uniforme sous pli cacheté, chaque entreprise soumissionnaire présente une courbe de la demande précisant le nombre de permis qu'elle est disposée à acheter à un prix donné. Ce mécanisme incite les grandes entreprises à nuancer leurs offres de façon stratégique de manière à réduire le prix des permis. À l'inverse, une grande entreprise pourra ne plus vouloir participer aux enchères et se contenter d'acheter des permis sur le marché secondaire après la vente aux enchères. Dans les deux cas, les grandes entreprises peuvent demander moins de permis qu'elles ne le feraient dans des conditions de marché idéales.

Plusieurs mesures permettent d'atténuer l'influence que peuvent avoir les grands acteurs sur l'adjudication des permis. Une possibilité consiste à fixer une limite totale pour la quantité de permis que les entités peuvent acheter au cours d'une seule vente aux enchères. Par exemple, les règles du RGGI limitent le nombre de permis qui peuvent être achetés en une seule vente à 25 % des permis en vente. Les économistes sont toutefois sceptiques quant à de telles limites, du fait qu'elles risquent aussi de faire obstacle à des attributions économiquement utiles. Qui plus est, si les enchères sont ouvertes aux entités qui n'ont pas d'obligations de conformité, comme les opérateurs, les courtiers, ou les ONG, la concurrence en sera accrue et les possibilités de manipuler les prix, limitées. Un autre manière possible de traiter le problème tout en conservant la relative simplicité de l'adjudication à prix uniforme par rapport à d'autres mécanismes de vente aux enchères (comme l'adjudication à prix multiples) est d'autoriser les remises ou de rétrocéder les recettes tirées des enchères aux entreprises. Montero (2008) préconise un tel mécanisme qui encourage les entreprises à faire des offres honnêtes, c'est-à-dire conformes à la véritable demande, quelle que soit leur taille. Avec ce mécanisme, les recettes tirées des enchères sont rétrocédées aux entreprises de manière à ce que le paiement définitif effectué par chaque entreprise soit égal à l'externalité qu'elle impose aux autres entreprises. Cette stratégie devient alors dominante (c'est-à-dire qu'elle génère l'utilité la plus élevée pour le soumissionnaire, indépendamment du comportement des autres), ce qui rend le résultat de la vente aux enchères intéressant.

Il faut reconnaître qu'il est encore difficile de dire si l'adjudication des permis augmente en pratique la probabilité d'une manipulation de prix. Montero (2010) estime qu'un système d'adjudication des permis est moins susceptible d'encourager l'exercice du pouvoir de marché que l'attribution gratuite. La validité de cette opinion peut être contestée pour la raison suivante : dans le cadre de l'attribution gratuite, on ne

distingue pas clairement a priori les vendeurs des acheteurs. Même si les entreprises sont grandes, le volume des échanges peut être faible (dans la mesure où l'attribution initiale des entreprises peut être proche de leur demande optimale). Ainsi, certaines grandes entreprises peuvent ne pas réaliser beaucoup de transactions, alors que d'autres grands acheteurs et vendeurs peuvent se neutraliser les uns les autres, sur le plan de leur pouvoir de marché. Dans un système de permis vendus aux enchères, à l'inverse, il est évident dès le début que les grandes entreprises demanderont un grand nombre de permis, ce qui peut non seulement encourager une manipulation des offres mais aussi susciter la connivence entre les soumissionnaires les plus importants (voir la section suivante). De la même façon, aucune manipulation grave de prix de la part de grands opérateurs sur le marché des permis n'a encore été observée et la récente proposition de Montero (2008) d'accorder une remise sur les recettes tirées de l'adjudication des permis n'a encore fait l'objet d'aucune expérience pratique.

3.3 *Ententes*

En plus des habituelles distorsions engendrées par le pouvoir de marché oligopolistique, qui ne sont pas illégales en soi, les gros vendeurs ou acheteurs ont aussi le pouvoir de former un cartel contre les petites entreprises et de convenir de freiner l'offre de permis ou de minimiser conjointement leurs offres de manière à faire baisser le prix des permis. Outre qu'il est illégal, un tel comportement est moins vraisemblable sur un marché des permis que sur un marché des produits conventionnel. Par exemple, en pratique la ligne de démarcation entre les grandes entreprises et les entreprises secondaires n'est pas claire, de sorte que d'éventuels participants à une entente ne seraient pas sûrs de la façon de limiter leur entente. Par ailleurs, les grandes entreprises peuvent être vendeuses et acheteuses, comme l'a indiqué Rico (1995) dans le cas du marché américain du soufre. Il est intéressant de noter que le mécanisme proposé par Montero (2008) mentionné ci-dessus est aussi susceptible d'empêcher les participants à une entente de soumettre une offre dans une vente aux enchères de permis, puisqu'il est protégé contre la formation d'ententes.

3.4 *Utilisation abusive possible de l'échange de permis en vue d'agir sur le marché des produits*

Les marchés de permis ont des répercussions sur les marchés de produits qui leur sont associés. Il a déjà été avancé dans la section 2 que les prix des permis sont répercutés sur les prix à la production, quelle que soit la façon dont les permis sont initialement attribués aux entreprises (gratuitement ou non). Il a aussi été suggéré qu'il s'agissait en principe d'un résultat souhaitable. En fait, il est même collectivement optimal pour les consommateurs de supporter une partie de la charge que représente la réduction des émissions. En revanche, il existe au moins en théorie plusieurs façons d'abuser des systèmes d'échange de permis pour créer des distorsions sur les marchés de produits. En particulier, les entreprises peuvent vouloir utiliser l'échange de permis :

- pour faire obstacle aux concurrents sur le marché des produits en accroissant leurs coûts sur le marché des permis,
- pour se concerter, comme dans toute entente,
- pour accroître la concentration du marché.

3.4.1 *Exclusion de la concurrence et verrouillage du marché*

La logique de l'exclusion de la concurrence est la suivante : supposons que l'entreprise A dispose d'une technologie relativement propre et qu'elle soit en principe vendeur (en cas d'attribution gratuite) ou petit acheteur (en cas d'adjudication) de permis. Un ou plusieurs concurrents sur le même marché des produits (B et C) ont des technologies polluantes et donc, une demande élevée de permis. Au lieu de

vendre des permis en réserve ou de n'en acheter qu'un nombre limité, l'entreprise A peut être incitée à accaparer le marché des permis de manière à augmenter le coût de réduction pour ses concurrents B et C. À cette fin, l'entreprise A peut décider de ne pas utiliser tous les permis qu'elle détient et préférer en stocker certains. Cette stratégie vise à réduire la part des concurrents sur le marché des produits et peut même les obliger à sortir du marché ou empêcher de nouvelles entreprises d'y entrer.

Misiolek et Elder (1989) ont été les premiers à mettre en évidence cette opportunité stratégique, en retenant que la mise en réserve de permis par une entreprise dominante empêche ses concurrents de continuer à mener des stratégies optimales de production et de réduction. Cela crée un effet stratégique supplémentaire du fait que l'entreprise dominante a dès lors intérêt à vendre encore moins (ou acheter encore plus) de permis que dans le modèle simple de Hahn (1984) de véritable pouvoir de marché sur le marché des permis. Misiolek et Elder soulignent que, selon l'attribution initiale des permis, l'effet stratégique peut soit aggraver soit réduire les inefficacités identifiées par Hahn.

Fehr (1993) et Sartzetakis (1997) développent l'argument de Misiolek et Elder et étudient les effets des stratégies visant à augmenter les coûts des entreprises rivales dans un cadre oligopolistique. Ils observent que ces stratégies sont rentables et que la rentabilité augmente avec le caractère contraignant de la réglementation et le coût de la réduction. Ils montrent toutefois que l'effet des stratégies visant à augmenter les coûts des entreprises rivales en termes de bien-être économique est incertain et qu'il dépend de l'efficacité technologique de l'entreprise dominante par rapport à ses concurrents. Plus précisément, si l'entreprise dominante développe sa part de marché au détriment d'une entreprise rivale moins efficace, l'efficacité globale et donc le bien-être peuvent s'accroître en dépit d'une diminution de la production industrielle.

3.4.2 *Recours à l'échange de permis à des fins d'entente sur le marché des produits*

La conclusion d'accords entre les entreprises dans le but d'augmenter les prix et limiter la production est considérée comme une entente injustifiable, interdite par les législations de presque tous les pays (à l'exemple de l'article 1^{er} du *Sherman Act*, ou de l'article 101 – ex-article 81 – du traité européen). Cela étant, un groupe d'entreprises pourrait créer une entente en laissant une entreprise stocker des permis de manière à limiter la capacité de l'ensemble des autres entreprises. Cela peut entraîner une baisse de la production, une augmentation des prix et des bénéfices au profit de l'ensemble des entreprises participantes. Une telle stratégie peut même ne pas être illégale de prime abord, dans la mesure où la loi permet généralement aux entreprises de se vendre ou de s'acheter mutuellement des biens de production. Mais, si l'autorité de contrôle des ententes découvre cet abus, il pourrait bien être traité de la même manière qu'une fusion¹⁸. Le système californien applicable aux émissions de NO_x décrit à la section 3.6.1 présente certaines des caractéristiques de ce type de comportement.

3.4.3 *Augmentation de la concentration du marché par le biais de l'échange de permis*

Le troisième type de comportement anticoncurrentiel possible consiste à augmenter la concentration du marché par le biais de l'échange de permis. Au lieu d'accroître les coûts des entreprises rivales en augmentant le prix des permis, comme cela est expliqué dans la section 3.4.1, une ou plusieurs entreprises dominantes pourraient acheter tous les permis des concurrents faibles. Cela peut même être volontaire si de petites entreprises ont une dotation initiale de permis et trouvent plus avantageux de vendre leurs permis et de sortir du marché. Un tel transfert de permis des petites entreprises vers les grandes entreprises entraînera évidemment une plus grande concentration du marché. En conséquence, la structure du marché pourrait

¹⁸

Le transfert d'une grande quantité d'actifs permettant à une entreprise de contrôler la production d'une autre est également considéré comme une fusion aux termes du règlement CE sur les concentrations et de la législation nationale de plusieurs pays de l'OCDE.

passer d'une situation de concurrence (plus ou moins parfaite) à une situation d'oligopole. Si le nombre des entreprises présentes sur le marché diminue, les prix sur le marché des produits finals devraient augmenter. Mais, par analogie avec l'argumentation proposée par Sartzetakis (1997), ce n'est pas forcément le cas puisque les entreprises moins efficaces ont tendance à vendre aux entreprises plus efficaces. L'augmentation de la concentration du marché par le biais de l'échange de permis est plus plausible dans le cadre d'un système de permis à validité illimitée que dans un système dans lequel de nouveaux permis sont émis tous les ans. L'expérience a en effet confirmé ces processus de concentration. Après la mise en place des QIT pour la pêche en Islande, la flotte de pêche autrefois compétitive a été réduite à trois grandes compagnies. Cela étant, les effets de bien-être semblaient très positifs.

En conclusion, il est impossible d'empêcher entièrement les comportements stratégiques sur le marché des permis. Mais l'accroissement du nombre d'acteurs sur le marché limite l'inefficacité éventuelle résultant d'un pouvoir de marché. En pratique, le phénomène d'éviction sur le marché des produits en raison d'un pouvoir de marché au niveau des permis est limité pour un certain nombre de raisons. D'abord, les entreprises dominantes ne profitent de cette stratégie que si leurs concurrents sur le marché des permis sont dans une large mesure les mêmes que sur le marché des produits. Sur la plupart des marchés de permis destinés à lutter contre la pollution atmosphérique, il est raisonnable de supposer que sur l'ensemble des entreprises négociant des permis, certaines exercent leurs activités sur plusieurs marchés de produits. La mise en réserve de permis serait dès lors associée à des coûts élevés et à des bénéfices relativement limités pour les entreprises dominantes, sachant que ce comportement affecterait non seulement leurs concurrents directs mais aussi les entreprises agissant sur d'autres marchés de produits. Par ailleurs, le prix des permis n'est certainement pas le seul facteur qui détermine la position concurrentielle d'une entreprise. La manipulation stratégique et la concentration du marché par le biais de la préemption risquent plus de poser un problème sur les petits marchés de permis locaux que sur les grands marchés. Cela constitue donc peut-être un aspect plus important en ce qui concerne la lutte contre la pollution de l'eau que contre la pollution atmosphérique. Enfin, la mise en œuvre de mécanismes appropriés de contrôle du marché et de partage d'informations entre les organes de régulation concernés peut contribuer à déceler les tentatives de manipulation des prix des permis.

3.5 *Effets anticoncurrentiels sur les systèmes d'échange autres que les systèmes de plafonnement et d'échange*

Il n'existe presque aucune étude, théorique ou empirique, concernant les effets anticoncurrentiels sur les systèmes d'échange autres que les systèmes de plafonnement et d'échange. On peut s'attendre à ce que des effets analogues à ceux décrits ci-dessus se produisent sur les marchés des certificats de production d'énergie renouvelable et d'économies d'énergie. S'agissant des systèmes reposant sur un niveau de référence et des crédits, le risque d'abuser du système pour exercer un pouvoir de marché est moindre. Cela tient à ce que l'objet de ces crédits est encore trop limité par rapport aux systèmes de plafonnement et d'échange. Cela étant, les systèmes utilisant un niveau de référence et des crédits peuvent être détournés par des entreprises qui cherchent à agir sur le niveau de référence des émissions prévues et acquérir ainsi un avantage concurrentiel (injustifié) sur leurs concurrents.

3.6 *Données empiriques sur l'abus de pouvoir de marché*

Le pouvoir de marché ne semble avoir suscité que peu de préoccupations dans les systèmes de permis d'émission négociables existants. Cela est en partie dû au manque d'informations disponibles. Pour vérifier le pouvoir de marché de manière méthodique, il faudrait évaluer les courbes du coût marginal de réduction des émissions et les comparer aux prix réels des permis. Partir de la règle de fixation du prix en fonction du coût marginal donnerait une indication du pouvoir de marché. Pour autant que nous le sachions, de telles études ne sont pas encore disponibles.

Dans les exemples marquants du système américain d'échange de droits d'émission de SO₂ et du système européen d'échange de droits d'émission de CO₂, le pouvoir de marché n'est jamais apparu comme un sujet préoccupant. Dans les deux cas, les marchés de permis sont caractérisés par un grand nombre de participants et des volumes d'échange élevés, réduisant ainsi la possible incidence sur les prix d'un ou de quelques acteurs dominants. Par conséquent, plus le risque de manipulations sur le marché des permis est grand, moins les entreprises participent au système de permis. Le problème devrait davantage concerner les marchés de permis localisés, tels que les marchés de lutte contre la pollution de l'eau. Pour mettre ce point en évidence, nous mentionnerons le cas de l'échange de permis pour la demande biologique en oxygène (DBO) sur la rivière Fox dans l'État du Wisconsin aux États-Unis, et celui de l'échange de permis pour la salinité de la rivière Hunter en Nouvelle-Galles-du-Sud en Australie (*Hunter River Salinity Trading Scheme*). Dans les sous-sections suivantes, nous examinerons dans un premier temps les marchés d'émissions sur lesquels les permis sont principalement attribués gratuitement (le SCEQE, le programme *Reclaim*, l'échange de permis pour la DBO de la rivière Fox), puis nous étendrons notre étude aux marchés des permis vendus aux enchères (le RGGI et le *Hunter River Salinity Trading Scheme*).

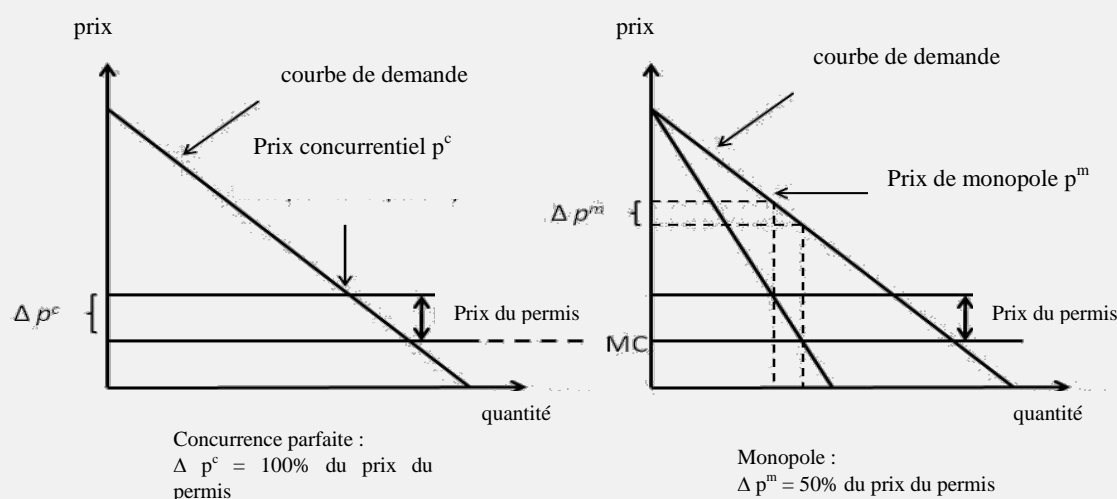
3.6.1 Remarques particulières concernant les marchés de permis fondés sur des droits acquis

Bien que rien n'indique clairement qu'il y ait manipulation du marché des permis dans le contexte du système communautaire d'échange de quotas d'émission, deux questions méritent d'être mentionnées. La première concerne le rapport entre le marché des permis d'émission et le secteur de l'électricité où la concurrence est imparfaite. Cette question s'est trouvée au centre d'un débat lors de la première période d'échange de 2005 à 2007, pendant laquelle la capacité des compagnies d'électricité à répercuter le prix des permis de CO₂ sur les prix de gros a été critiquée. Comme les permis d'émission étaient attribués gratuitement, certaines entreprises pouvaient récolter des bénéfices « imprévus » supplémentaires. Comme il a été indiqué en section 2, cette critique ne tient pas compte du fait que la répercussion du prix est un effet souhaité du point de vue de l'efficacité, que les entreprises payent les permis ou les reçoivent gratuitement. Dès lors, la décision de l'autorité allemande de la concurrence (*Bundeskartellamt*) d'imposer une limite de 25 % à la répercussion des permis d'émission sur le prix de l'électricité pose une question intéressante (voir encadré 5). Il est très important de comprendre que la répercussion du coût des permis n'est pas un indicateur de pouvoir de marché sur le marché des permis. Cela peut paraître surprenant mais la situation peut même être tout à fait inverse, du fait que le degré de répercussion des permis sur les prix à la production est susceptible d'être plus élevé dans une situation de concurrence que dans un contexte de pouvoir de marché. La raison de ce phénomène tient à ce que, dans une situation de concurrence parfaite, le coût marginal de production d'une entreprise est proche du prix courant. Si des coûts supplémentaires s'ajoutent au coût marginal de production, soit l'entreprise réduira sa production (en cas de forte concurrence de la part de concurrents étrangers qui ne sont pas assujettis à l'échange de droits d'émission), soit elle répercutera les coûts supplémentaires des permis d'émission sur les consommateurs. À l'inverse, une entreprise qui exerce un pouvoir de marché fixe son prix au point de la fonction de la demande où la demande des consommateurs commence à devenir élastique. Une nouvelle augmentation du prix entraînera par conséquent une trop grande diminution de la demande, et une entreprise ayant un pouvoir de marché ne trouvera donc pas avantageux de répercuter entièrement ses coûts supplémentaires sur les consommateurs. Cet effet est caractéristique (voir encadré 4 pour une illustration), sans être toutefois général. Dans certaines conditions de demande et de technologie, une concurrence imparfaite sur les marchés de l'électricité peut permettre aux compagnies d'électricité d'appliquer un taux de répercussion plus élevé que sur des marchés concurrentiels (voir Gullì, 2010, pour une étude théorique). En fait, un certain nombre d'études empiriques ont montré que les taux de répercussion des prix des permis européens sur les prix de l'électricité varient de manière significative selon les pays et les époques, allant de zéro à plus de 100 % (Gullì, 2008).

Encadré 4. Répercussion des prix dans une situation de concurrence et dans une situation de monopole

Cet encadré illustre brièvement la raison pour laquelle la répercussion des prix des permis sur les prix des produits finals dans un contexte de concurrence parfaite est généralement plus limitée que dans un contexte de concurrence imparfaite. On suppose que les coûts marginaux sont constants (courbe plate MC représentant le coût marginal MC) et que la demande est linéaire (ligne droite représentant la fonction de demande). Les deux situations (concurrence parfaite et monopole) sont illustrées dans le graphique 5. Dans un contexte de concurrence parfaite, les entreprises ne font pas de bénéfices et (dans une économie fermée) doivent intégralement répercuter le prix des permis sur les consommateurs. Le monopoliste, à l'inverse, fixe ses prix à l'intersection de la courbe de recette marginale et de la courbe de coût marginal. Le prix fixé pour les permis d'émission sera répercuté à moins de 100 % sur les consommateurs, sans quoi les bénéfices du monopoliste seraient réduits. Notons que si le coût marginal augmente, la répercussion sera également inférieure à 100 % en cas de concurrence parfaite.

Graphique 5 : Répercussion des prix des permis dans une situation de concurrence et dans une situation de monopole



Le deuxième point concerne l'établissement des prix européens des permis après mai 2006, date à laquelle la révélation d'une attribution excessive de permis d'émission pendant la première période d'échange a entraîné une brusque baisse du prix des permis. Cela étant, le prix n'a pas tout de suite chuté à zéro, comme on aurait pu s'y attendre, étant donné qu'il y avait manifestement surabondance de permis pendant la première période d'échange et que les mises en réserve de permis n'étaient pas autorisées pendant la deuxième période d'échange. Au contraire, le prix des permis sur le marché au comptant est resté nettement positif au cours de l'année 2006, pour finalement s'orienter vers zéro au cours du deuxième semestre 2007. Cela pose un certain nombre de questions. Par quels facteurs les prix des permis ont-ils été définis pendant cette période ? Pourquoi ne sont-ils pas tout de suite tombés à zéro ? Et était-il de l'intérêt de certains acteurs puissants (par exemple les entreprises du secteur de l'énergie) de maintenir le prix à un niveau positif (par exemple pour justifier l'augmentation des prix de l'électricité) ?

En fait, les données concrètes les plus solides concernant le pouvoir de marché sur les marchés de permis d'émission proviennent du programme *Reclaim* mis en œuvre en Californie, dans lequel les compagnies

d'électricité semblent avoir utilisé le système d'échange de permis d'émissions de NO_x pour exercer leur pouvoir de marché sur le marché local de l'électricité. Plusieurs études notent que certaines compagnies d'électricité, qui étaient en mesure d'exercer un pouvoir de marché sur le marché californien, ont payé pour leurs émissions de NO_x des prix nettement plus élevés que leurs concurrents et ce, afin de justifier un prix plus élevé de l'électricité (voir encadré 6). De nombreuses caractéristiques étant propres au contexte californien, il n'est pas possible de généraliser ce problème à l'ensemble des dispositifs d'échange de permis. Néanmoins, l'expérience californienne met assurément en lumière l'importance de la transparence et de la liquidité des marchés de permis dans la prévention des comportements anticoncurrentiels.

De la même manière, les manipulations stratégiques suscitent souvent des inquiétudes sur les marchés de permis localisés qui comptent un nombre limité de participants. Le système d'échange de permis mis en place pour les rejets de déchets à forte demande biologique en oxygène (DBO) dans le cours inférieur de la rivière Fox dans le Wisconsin, aux États-Unis, en offre un exemple. Le programme de la rivière Fox, instauré en 1981, concerne cinq usines de pâte à papier et de papier et deux stations municipales de traitement des eaux, situés sur chacun des trois segments de la rivière. Même si une étude antérieure avait annoncé que l'échange de permis génèrerait d'importants avantages potentiels (de l'ordre de 7 millions USD annuels), l'activité d'échange a été négligeable en pratique¹⁹. Von der Fehr (1993) estime que l'explication pourrait en être que les entreprises d'un même secteur ne sont pas disposées à vendre leurs permis à des acheteurs qui sont leurs concurrents sur le marché des produits. Cela étant, ces considérations stratégiques ne sont sans doute pas la raison la plus à même d'expliquer cet effet. Comme un rapport de l'agence pour la protection de l'environnement l'indique (EPA, 2001) cette faible activité d'échange a d'autres explications :

- Le programme limite de manière stricte la capacité des sources à négocier des permis. L'échange n'est autorisé que si l'acheteur est une nouvelle installation, si sa production est croissante, ou s'il n'est pas en mesure de respecter les limites de rejet prescrites en dépit d'une exploitation optimale de ses installations de traitement.
- Des interrogations subsistent quant à la viabilité juridique des permis échangés, sachant que le *Clean Water Act* n'autorise pas expressément les échanges.
- Les exploitants des installations concernées ont élaboré diverses solutions de remplacement pour respecter leurs engagements, solutions que les projets de réglementation n'avaient pas envisagées.

Encadré 5. Interdiction de la répercussion des prix des permis par l'autorité allemande de la concurrence

En 2005, suite à plusieurs plaintes formulées par des entreprises de secteurs industriels gros consommateurs d'électricité relatives à la répercussion du prix des permis d'émission de CO₂ sur les prix de l'électricité, l'autorité allemande de la concurrence (*Bundeskartellamt*) a ouvert une enquête sur la majoration potentiellement abusive des prix de l'électricité de la part de deux entreprises allemandes du secteur de l'énergie, RWE et EON. RWE et EON occupent toutes deux une position dominante sur le marché allemand de l'électricité, à la fois en termes de production et de distribution de l'électricité. C'est ainsi que l'autorité allemande de la concurrence a dû examiner si l'augmentation du prix de l'électricité due à la répercussion du coût des permis différait de manière significative de ce qui se serait produit sur un marché concurrentiel.

Dans sa première appréciation de l'affaire, le *Bundeskartellamt* a considéré que même si les permis étaient attribués gratuitement, ils constituaient un manque à gagner et devaient de ce fait être inclus dans le calcul des coûts des entreprises. Cela étant, l'autorité de la concurrence a formulé deux arguments principaux s'opposant à une répercussion (intégrale) du prix des permis sur les prix de l'électricité. En premier lieu, elle a souligné que les conditions de concurrence dans d'autres secteurs participant à l'échange des droits d'émission (huiles minérales, acier,

¹⁹ En 2003, seules deux transactions avaient eu lieu depuis la création du système, en 1981 (Nishizawa, 2003).

ciment, papier) ne permettaient pas la répercussion des coûts de permis. En second lieu, elle a estimé que le concept de manque à gagner n'était valable que si les permis étaient effectivement disponibles à la vente et pas s'ils étaient destinés à la production. Pour la période en cause, l'autorité de la concurrence a fait valoir que le cadre juridique allemand ne permettait l'utilisation que d'un nombre assez limité de permis attribués aux entreprises de service public à des fins autres que le respect des engagements, comme la vente sur des marchés d'échange de permis. En fait, pendant la période d'engagement de 2005 à 2007, RWE a été un acheteur net de 13.6 millions de permis d'émissions de CO₂. En conséquence, le *Bundeskartellamt* a décidé que seuls les permis pour lesquels il existait en pratique des alternatives d'utilisation pourraient être inclus dans le prix de l'électricité. Ainsi, le *Bundeskartellamt* a jugé à titre préliminaire que rien ne pouvait s'opposer à une répercussion dans la limite de 25 % de la valeur du permis.

En réponse à cette décision, RWE s'est formellement engagée à vendre une quantité importante de capacité électrique à ses clients industriels par le biais de plusieurs ventes aux enchères indépendantes (et non par le biais de l'habituelle bourse de l'énergie de Leipzig EEX), dans lesquelles le prix des permis d'émission attribués gratuitement serait fixé à zéro²⁰. La quantité totale d'électricité devant être vendue aux enchères de 2008 à 2011 s'élève à 46 millions MWh, ce qui correspond à peu près aux ventes d'électricité annuelles de RWE à ses clients industriels allemands. Le *Bundeskartellamt* a accepté l'engagement formel proposé par RWE et a ultérieurement clos l'enquête. Cependant, il est apparu que les résultats des enchères n'étaient pas très différents des prix de gros de l'électricité sur l'EEX – jusqu'à 2.5 €/par MWh (soit une différence de 4 %) – et que les participants aux enchères avaient en fait pris en compte le prix des permis au moment de soumettre leurs offres. En conséquence, l'engagement formel souscrit par RWE s'est avéré inefficace du point de vue du résultat souhaité par le *Bundeskartellamt*.

D'un point de vue économique, toutefois, l'enquête du *Bundeskartellamt* pourrait être contestée sur deux points. Premièrement, la répercussion du prix des permis d'émission sur un marché concurrentiel ne devrait pas être égale à zéro. Les taux de répercussion dans un cadre de concurrence imparfaite peuvent même être inférieurs à ceux prévalant dans une situation de concurrence parfaite. Les taux de répercussion inférieurs dans les secteurs industriels mentionnés par l'autorité allemande peuvent plutôt être attribués à d'autres facteurs, comme la concurrence internationale de la part de pays soumis à une réglementation moins stricte, où le coût du carbone est moindre, voire inexistant (voir la section 0 pour une analyse approfondie de cette question). Deuxièmement, le concept de manque à gagner s'applique à tous les permis d'émission attribués gratuitement, qu'ils soient disponibles à la vente sur le marché des permis ou destinés à la production. Si les entreprises ne peuvent pas intégrer le coût des permis dans leur tarification, cela se traduira par un déséquilibre du marché, comme le montre l'analyse présentée à la section 2.

Encadré 6. Le marché californien des émissions de NO_x

Après être resté relativement bas pendant plusieurs années en raison d'une attribution initiale des permis particulièrement généreuse, le prix des permis d'émission de NO_x dans le cadre du programme *Reclaim* a brusquement augmenté en 2000 et 2001, quand dans le même temps certaines installations avaient du mal à atteindre leurs objectifs d'émission. D'après Kolstad et Wolak (2008), plusieurs facteurs ont contribué à cette évolution. D'abord, la demande d'électricité a fortement augmenté en 2000 et 2001, dépassant largement l'offre disponible. Dans la mesure où les sources d'énergie alternatives, comme l'énergie hydroélectrique, ont fait défaut en raison de conditions météorologiques défavorables, le surcroît de demande a dû être satisfaite par des centrales électriques plus anciennes et moins efficaces. Ensuite, étant donné le prix relativement bas des permis d'émission de NO_x pendant les premières années du programme, les installations touchées avaient peu investi dans les technologies antipollution. Lorsque, en 2000, le marché des permis a atteint le « point de rencontre » où les permis disponibles à l'achat n'étaient plus en surnombre, l'absence de techniques (en place) de réduction des émissions a également concouru à l'augmentation du prix des permis. De plus, la brutale augmentation du prix des permis d'émission de NO_x a coïncidé avec un fort accroissement du pouvoir de marché exercé sur le marché californien de l'électricité (Joskow et Kahn, 2002 ; Borenstein, Bushnell, et Wolak, 2002 ; Wolak, 2003). Sur la base de ces observations, Kolstad et Wolak étudient les interactions entre le marché des permis d'émission de NO_x et le marché californien de l'électricité. Les

²⁰

La mise à prix des enchères a été fixée au coût total d'une usine (amortie) de houille ou de lignite, diminué du prix des permis d'émission attribués gratuitement (voir *Bundeskartellamt*, 2007).

auteurs fournissent des données selon lesquelles certaines installations électriques ont payé leurs droits d'émission de NO_x beaucoup plus cher que d'autres acteurs du marché des permis et qu'elles ont en outre conservé une plus grande part de permis inutilisés en 2000 et 2001 que les années précédentes. Les prix excessifs d'émission de NO_x ont alors servi à justifier le coût plus élevé des offres sur les marchés californiens de l'électricité à un jour et en temps réel.

Pour apprécier cette argumentation comme il se doit, il convient d'éclaircir quelques traits particuliers du marché de l'électricité en Californie. Avant tout, les installations de production d'électricité ont montré une grande disparité dans les taux d'émissions de NO_x, laissant supposer que les augmentations du prix des permis auraient pu modifier la production à moindre coût des centrales. Ainsi, les fournisseurs d'électricité faisant fonctionner des installations ayant des taux d'émission de NO_x différents ont pu bénéficier d'une augmentation du prix des permis d'émissions de NO_x, sachant que cela leur a permis d'obtenir des bénéfices supplémentaires par rapport aux centrales utilisant des taux d'émission de NO_x inférieurs. Ensuite, le marché californien de l'électricité recouvre une plus grande zone géographique que le marché *Reclaim*. Par conséquent, les fournisseurs d'électricité ayant des centrales électriques à la fois sur le marché *Reclaim* et en dehors ont pu avoir intérêt à augmenter le prix des permis d'émission de NO_x de manière à placer des offres plus élevées pour l'électricité qu'ils produisent.

Enfin, il convient de noter que bon nombre des observations qui précèdent sont propres au contexte de la Californie au cours de la période spécifique examinée. Par exemple, l'absence de prix courant uniforme pour les permis d'émissions de NO_x a encouragé une utilisation des permis en vue d'augmenter les prix de l'électricité. Compte tenu de la nature bilatérale des transactions sur les permis (par opposition au mécanisme de prix d'équilibre du marché), les fournisseurs d'électricité cherchant à augmenter les prix des permis pouvaient le faire sans influencer sur les prix payés par les autres acheteurs. Dès lors, la manipulation du prix des permis mise en évidence sur le marché *Reclaim* est sans rapport avec la stratégie tendant à faire augmenter les coûts des entreprises rivales, examinée précédemment. Les fournisseurs d'électricité ont en fait voulu pratiquer des prix proches du prix de monopole, ce qui est contraire à l'interdiction d'abus de position dominante prescrite à l'article 2 du *Sherman Act*. En établissant des prix de permis élevés, ils ont pu invoquer des coûts élevés pour faire passer les prix de monopole pour des prix de pleine concurrence poussés par les coûts. Plusieurs entreprises ayant adopté ce genre de conduite, un accord tacite d'action concertée ne peut être exclu.

3.6.2 Remarques particulières concernant les marchés de permis vendus aux enchères

Parmi les marchés de permis vendus aux enchères figurent le marché RGGI et le *Hunter River Salinity Trading Scheme*. Les six premières adjudications de permis organisées en 2009 dans le cadre du RGGI n'ont permis de déceler aucun comportement anticoncurrentiel au cours du processus de vente aux enchères, ni aucun obstacle entravant la participation aux enchères ou leur résultat (Potomac Economics, 2010). Bien que le prix des permis sur le marché RGGI et sur le marché secondaire ait considérablement baissé pendant la première année, cela est davantage dû aux évolutions des anticipations quant à la future utilisation des permis qu'à des comportements anticoncurrentiels. Cet effet est renforcé par la forte participation des entreprises à l'adjudication des permis (au moins 46 soumissionnaires à chaque adjudication) et au développement de l'activité d'échange sur le marché secondaire.

Les ventes aux enchères semestrielles organisées depuis 2004 dans le cadre du *Hunter River Salinity Trading Scheme* n'ont révélé aucune entente ni aucun comportement anticoncurrentiel. Sur l'ensemble des ventes aux enchères, 200 permis ont été répartis entre 8 à 11 entreprises et le prix moyen des permis est passé de 507 AUD en 2004 à 947 AUD en 2008 (DEC, 2004, Gouvernement de l'État de Nouvelle-Galles-du-Sud).

Les données empiriques présentées ci-dessus conduisent à deux conclusions principales :

- Premièrement, si les marchés de permis sont suffisamment importants, la manipulation de prix et autres abus de pouvoir de marché ont peu de chances de se produire. Cette constatation n'exclut toutefois pas le recours à des permis d'émission négociables à un niveau local ou régional, où le nombre d'entreprises est généralement limité. Par exemple, il semble que le *Hunter River Salinity*

Trading Scheme fonctionne bien malgré le nombre relativement limité de participants. Le programme d'échange de la rivière Fox s'est avéré décevant en termes d'activité d'échange effective, mais la raison tient probablement plus aux défauts de conception du système et à des règles commerciales restrictives qu'aux comportements stratégiques des participants.

- Deuxièmement, il est important d'assurer la transparence sur le marché des permis, en particulier l'uniformité de leur prix pour l'ensemble des acteurs du marché. Si les permis sont négociés périodiquement avec un mécanisme de prix d'équilibre du marché et si l'anonymat des acheteurs et des vendeurs est garanti, les manipulations sur les prix des permis comme celles observées dans le cadre du programme *Reclaim* ont moins de chance de se produire.

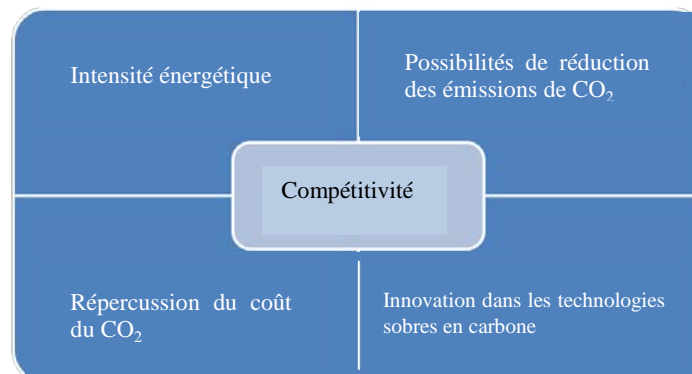
4. L'échange de permis et la compétitivité (internationale)

La question de l'éventuelle incidence de l'échange des permis d'émission sur la compétitivité des entreprises, des industries, ou des pays fait l'objet de vifs débats. Notamment dans le cadre des politiques climatiques internationales, de nombreux pays répugnent à imposer des limites d'émissions unilatérales de crainte de voir leurs industries nationales perdre en compétitivité sur les marchés mondiaux de produits. Par ailleurs, la mise en œuvre de l'échange de droits d'émission peut aussi poser des questions de compétitivité à l'échelon national. La compétitivité est un terme très large qui peut englober de multiples aspects tels que les courants d'échanges, les termes de l'échange, les fuites de carbone, l'emploi national et la production. La compétitivité est généralement définie en termes de capacité d'une entreprise à maintenir ou à développer sa position sur le marché grâce à sa structure de coûts (voir Reinaud, 2005).

De manière générale, les instruments de politique environnementale devraient être neutres du point de vue de la concurrence, c'est-à-dire qu'ils devraient avoir le même effet sur l'ensemble des émetteurs pour ce qui est des coûts marginaux de réduction des émissions. En principe, un système de permis négociables remplit cette condition puisque les mêmes prix valent pour tous les émetteurs. La section 0 décrit des cas dans lesquels le pouvoir de marché sur le plan des permis peut conduire à des distorsions entre les entreprises. Dans les paragraphes suivants, priorité est donnée aux distorsions de concurrence qui peuvent résulter de conditions inégales :

- entre les entreprises, les industries, et les territoires relevant d'un même système d'échange de permis,
- entre les industries d'un territoire relevant de différents instruments d'action,
- au niveau international entre des pays n'ayant pas les mêmes réglementations environnementales.

Face aux frais supplémentaires qu'implique l'échange de permis d'émission, les entreprises concernées ont le choix entre deux options. Soit elles répercutent ces frais supplémentaires sur leurs prix de production au prix d'une perte de part de marché, soit elles ne répercutent pas (complètement) les frais supplémentaires et acceptent une réduction de leurs bénéfices afin de maintenir leur part de marché. À terme, le coût de la réglementation sur les émissions peut être si élevé que les entreprises peuvent avoir intérêt à déplacer leur production vers d'autres régions ou pays soumis à des réglementations moins strictes. Le graphique 6 illustre les principaux facteurs qui déterminent l'incidence d'un système d'échange de droits d'émission sur la compétitivité.

Graphique 6 : Incidence des systèmes d'échange de droits d'émission sur la compétitivité

Toutes ces facteurs ont une incidence sur la compétitivité de par leur effet sur les coûts, les bénéfices, la production, et les parts de marché.

- Le facteur le plus important est l'intensité énergétique, qui peut avoir deux effets. En premier lieu, les entreprises ou les industries à forte intensité énergétique doivent acheter davantage de permis d'émission, ce qui accroît directement leurs coûts de production. En second lieu, les entreprises ou les industries à forte intensité énergétique sont confrontées à une augmentation de leurs coûts indirects du fait que les prix de l'électricité sont susceptibles d'augmenter du fait de l'échange de droits d'émission. L'effet indirect de l'augmentation des prix de l'électricité touche aussi les entreprises qui ne participent pas à l'échange des droits d'émission. En ce sens, l'intensité énergétique a un impact négatif sur la compétitivité.
- Le deuxième facteur est celui de la capacité à répercuter les coûts plus élevés sur les prix de production. Si les entreprises ou les industries exercent leurs activités dans un contexte d'élasticité relativement faible de la demande et de faible pression concurrentielle, elles se trouvent dans une meilleure position pour répercuter les prix des permis, de sorte que leur compétitivité est moins gravement touchée. Inversement, les entreprises ou les industries qui sont en concurrence sur les marchés mondiaux des produits sont généralement confrontées à une perte de compétitivité due au fait qu'elles ne peuvent pas répercuter les prix des permis sans perdre de parts de marché au profit de concurrents internationaux qui ne sont pas exposés à des coûts supplémentaires.
- Le troisième facteur est la capacité des entreprises ou des industries à réduire leurs émissions ou à remplacer leurs biens intermédiaires à forte intensité d'émissions. La compétitivité est moins sérieusement touchée lorsqu'une entreprise peut aisément et à peu de frais mettre en œuvre des mesures de réduction des émissions ou opter pour des biens intermédiaires à moindre intensité d'émissions.
- Enfin, un quatrième facteur influence la compétitivité sur le long terme. Il s'agit de l'incitation, créée par l'échange des droits d'émission, à investir dans les technologies novatrices à faible niveau d'émission. L'innovation dans les technologies sobres en carbone qui parviennent à pénétrer le marché a des effets positifs sur la compétitivité.

En conséquence, l'effet global de l'échange des droits d'émission sur la compétitivité dépend de l'importance respective de ces différents facteurs. Notamment, s'il est vrai que les effets de l'intensité énergétique, de la répercussion des prix et des possibilités de réduction des émissions auront assurément une incidence sur la compétitivité à court terme, l'effet positif de l'innovation dans des technologies peu

polluantes sur la compétitivité est moins certain à long terme. Cet effet dépend non seulement des incitations du système d'échange des droits d'émission à mettre au point des technologies novatrices mais également de la direction que prendront les politiques climatiques internationales dans l'avenir.

4.1 *Effets d'un système de permis négociables sur la compétitivité*

Dans un système de permis d'émission négociables, les distorsions de concurrence peuvent tenir à des règles d'attribution des permis propres à chaque secteur ou à chaque pays, qui se traduisent par des différences de coûts marginaux de réduction des émissions selon les entreprises, secteurs, ou pays participants²¹. Au cours des deux premières phases du SCEQE, l'attribution des permis n'était pas coordonnée entre les États membres, ce qui a entraîné des différences de traitement, au sein de l'UE, d'entreprises et de secteurs par ailleurs identiques²². Par exemple, alors que la plupart des États membres ont distribué tous leurs permis d'émission gratuitement, certains en ont vendu une partie aux enchères. Et si la plupart des États membres ont fondé l'attribution gratuite des permis sur les émissions antérieures, d'autres ont appliqué des critères propres à chaque secteur. Les États membres ont par ailleurs appliqué différents critères d'exemption et des règles d'attribution spécifiques, mis en œuvre différentes réserves de permis pour les nouveaux entrants, et adopté différentes définitions de la fermeture d'une installation. Ces nombreuses exemptions et règles d'attribution spécifiques, s'ajoutant aux efforts de lobbying des entreprises concernées pour obtenir le plus d'attributions de permis possibles, ont abouti à une attribution initiale excessivement généreuse, en particulier au cours de la première phase d'échange²³. Ainsi, même avec une attribution gratuite de permis, les coefficients de transfert (rapport entre le nombre de permis d'émission attribués et les émissions antérieures ; voir van der Laan et Nentjes, 2001, Böhringer et Lange, 2005) sont très différents d'un État membre à un autre. Par conséquent, à partir de la troisième phase d'échange, l'Union européenne a décidé de supprimer les plans nationaux d'allocation de quotas au profit de règles d'attribution harmonisées. Toutefois, aucune solution satisfaisante n'est envisageable avec un système d'attribution gratuite de permis, dans la mesure où la neutralité concurrentielle imposerait une égalité des coefficients de transfert. Böhringer et Lange (2005) démontrent cependant que, compte tenu des engagements de Kyoto souscrits par les différents pays, un compromis est nécessaire entre la neutralité concurrentielle et la rentabilité. Soit la neutralité concurrentielle n'est pas matériellement possible lorsque les objectifs d'émission dans les secteurs non couverts par le système d'échange doivent être efficaces, soit elle engendre de grandes inefficacités des efforts de réduction dans les secteurs non couverts par le système d'échange. En conséquence, la façon la plus simple et la plus efficace de limiter à la fois l'inefficacité liée aux coûts et les distorsions de concurrence entre entreprises, secteurs, et pays dans un système d'échange de droits d'émission consiste à vendre aux enchères une grande partie (ou l'intégralité) des permis.

D'un autre côté, la compétitivité des entreprises participant à un échange de droits d'émission peut se trouver différemment affectée selon que celles-ci font principalement face à une concurrence nationale ou internationale. Dans les branches d'activité dont la production est principalement destinée au marché national, les entreprises ont plus de chances de répercuter le coût supplémentaire des restrictions en matière d'émissions sur le prix des produits. Réciproquement, les branches d'activités qui vendent surtout leurs produits sur des marchés internationaux ont peu de possibilités de répercuter le coût des permis si leurs concurrents internationaux sont soumis à des limites d'émission moins strictes voire inexistantes. Dans ce

²¹ Dans ce contexte, le Livre vert sur l'établissement dans l'Union européenne d'un système d'échange de droits d'émission des gaz à effet de serre, présenté par la Commission européenne, a souligné qu'il fallait « trouver un compromis entre l'offre d'une meilleure égalité de traitement et d'une plus grande simplicité, d'une part, et le maintien d'une certaine autonomie par les États membres, d'autre part. » (COM 2000).

²² Voir Böhringer et Lange (2005), Woerdman (2001).

²³ On pourrait faire valoir que les organismes de régulation européens étaient prêts à accepter la perte d'efficacité et de neutralité concurrentielle dans le but d'obtenir le soutien de grands groupes de pression industriels en faveur d'un système d'échange de droits d'émission.

dernier cas, l'attribution gratuite de permis peut apparaître comme un bon moyen de dédommager les entreprises pour les frais supplémentaires auxquels elles s'exposent forcément. Cela étant, l'attribution gratuite des permis a des inconvénients pour ce qui est de compenser les désavantages concurrentiels auxquels les entreprises doivent faire face à l'échelle internationale. La section 4.2 examine différentes mesures susceptibles de remédier au problème de compétitivité internationale.

Comme cela a été brièvement évoqué dans le paragraphe précédent, une autre source de distorsions provient du fait que les systèmes d'échange de droits d'émission ne couvrent souvent qu'une partie des émetteurs dans un pays donné et que les autres sont réglementés par des mesures différentes. Par exemple, le SCEQE s'applique à la plupart des secteurs d'activité, à l'exclusion des transports ou des ménages. Cela s'explique en partie par la difficulté de mesurer et de contrôler les émissions dans ces derniers secteurs, mais diviser l'économie en un secteur soumis à un système d'échange de droits d'émission et un secteur qui ne l'est pas peut conduire à une répartition inégale de la charge en matière de réduction des émissions²⁴. En effet, plusieurs études du SCEQE font apparaître que ce sont surtout les secteurs qui ne participent pas à l'échange de droits d'émission qui contribuent aux réductions d'émissions, aboutissant ainsi à un coût total plus élevé que dans un système d'échange de droits d'émission qui regroupe tous les secteurs émetteurs de CO₂ (Böhringer *et al.*, 2005 ; Peterson, 2006). Le traitement inégal des secteurs soumis à un système d'échange de droits d'émission et des secteurs qui ne le sont pas peut aussi entraîner des distorsions de concurrence si les entreprises en concurrence s'exposent à des coûts différents du fait de la réglementation environnementale. Il a déjà été indiqué qu'un compromis en termes d'efficacité est toujours nécessaire entre ces deux secteurs d'une part, et en termes de neutralité concurrentielle entre les États membres, d'autre part.

Enfin, pour analyser les effets de la compétitivité, il est important de tenir compte des coûts directs et indirects de l'échange de droits d'émission. Comme nous l'avons vu, les coûts directs comprennent les efforts de réduction et les dépenses liées à l'achat de permis (ou les coûts d'opportunité liés à la possession de permis s'ils sont attribués gratuitement), et les coûts indirects découlent du renchérissement des facteurs de production du fait de l'échange de droits d'émission, par exemple l'augmentation des prix de l'énergie. Pour les entreprises à forte intensité énergétique, les coûts indirects constituent souvent une charge beaucoup plus lourde que les coûts directs de l'échange de droits d'émission. Ainsi, même si plusieurs régions ou pays sont réglementés par le même système d'échange de droits d'émission, comme cela est le cas pour l'Union européenne, la compétitivité peut être influencée par des différences de structure dans le secteur de la production d'énergie. Dans les pays européens où l'énergie nucléaire ou hydroélectrique représente une grande part de la production (France, Suède, etc.), l'incidence de l'échange des droits d'émission sur les prix de l'électricité devrait être beaucoup moins importante que dans les pays fortement tributaires d'équipements utilisant des combustibles fossiles, en particulier le charbon, source importante d'émissions de CO₂ (Allemagne, Royaume-Uni, etc.)²⁵. Cela peut avoir des avantages en termes de localisation pour les premiers pays cités et conduire à une relocalisation des industries à forte intensité énergétique vers ces pays. Bien entendu, le passage à des sources d'énergie moins émettrices de gaz à effet de serre est un effet souhaitable de toute réglementation des émissions et ne dégrade pas la qualité de l'environnement. Cela étant, l'examen des décisions de relocalisation se complique lorsqu'elles se traduisent par un transfert de production vers des pays dotés de normes environnementales moins strictes. Ces questions sont abordées dans la section suivante.

²⁴ En principe, un moyen assez simple de contourner le problème consiste à mesurer les émissions de CO₂ sur la base de l'intensité d'émission des combustibles nécessaires.

²⁵ Si l'électricité pouvait être échangée gratuitement entre les pays, le prix de l'électricité pourrait en principe être unique dans toute l'Europe. Mais compte tenu des frais de transport relativement élevés (pertes de transport) et des goulets d'étranglement affectant le transport d'électricité entre les pays, les prix de l'électricité varient encore beaucoup d'un pays à l'autre.

4.2 Effets sur la compétitivité à l'échelle internationale

À l'échelle internationale, les distorsions de concurrence peuvent surgir entre pays qui n'ont pas les mêmes réglementations environnementales. Les émetteurs de pays dotés de normes environnementales plus strictes et donc soumis à des coûts marginaux de réduction des émissions et des coûts de production plus élevés peuvent se trouver désavantagés par rapport aux émetteurs issus de pays dans lesquels les réglementations sont moins strictes, voire inexistantes. La conséquence possible est que certaines entreprises déplacent leur production vers des pays où s'appliquent des réglementations moins rigoureuses, ce qui entraînera une augmentation des émissions dans ces pays. C'est ce que l'on appelle les fuites de carbone. En fait, le problème n'est pas directement lié à un instrument d'action particulier, comme les permis négociables, mais plutôt au durcissement général de la réglementation environnementale.

Pour protéger les entreprises concernées de ces désavantages concurrentiels, de nombreux systèmes d'échange de droits d'émission définissent des règles spécifiques pour les entreprises confrontées au risque de fuites de carbone. D'après Dröge (2009), ces règles peuvent être réparties en deux grandes catégories : *les mesures à l'intérieur des frontières* et *les mesures aux frontières (ajustement à la frontière)*. Les mesures à l'intérieur des frontières sont les suivantes :

- les compensations directes,
- l'attribution gratuite de permis.

Les mesures d'ajustement à la frontière pour le carbone comprennent :

- les droits ou taxes au titre de l'ajustement à la frontière sur les importations,
- l'émission de permis négociables en fonction de la teneur en carbone des importations,
- les remises au titre de l'ajustement à la frontière sur les exportations,
- l'ajustement intégral à la frontière.

Une *mesure à l'intérieur des frontières* fréquemment utilisée consiste à exclure les branches d'activité concernées de l'adjudication des permis et de leur distribuer des permis d'émission gratuits à la place. Comme cela a déjà été indiqué, cette mesure ne suffit pas à atténuer les désavantages concurrentiels des entreprises réglementées dans la mesure où elles sont toujours confrontées aux coûts d'émissions dans leurs décisions de production marginale. Par ailleurs, comme il a été indiqué en section 2, l'attribution gratuite à long terme a un effet de subvention et constitue une perte de recettes importante pour les États (Stephenson et Upton, 2009).

Il existe d'autres moyens de tenir compte du fait que les produits provenant de certains pays ne sont pas soumis à des restrictions en matière d'émissions et ne tiennent donc pas compte de la teneur en CO₂ dans leurs prix. Une manière de faire face à ce problème consiste à prélever sur les produits importés une taxe ou un droit d'ajustement à la frontière correspondant au coût des émissions de CO₂ contenu de manière implicite dans les produits. On pourrait aussi obliger les importateurs à acheter des permis négociables selon la teneur en carbone des produits importés. Plusieurs projets de loi relatifs à la politique climatique et prévoyant des instruments d'ajustement à la frontière pour le carbone ont été proposés par le Sénat américain (par exemple les projets de loi Lieberman/Warner et Bingaman/Specter)²⁶. Les ajustements à la

²⁶

Le projet de loi Lieberman/Warner (2008) exige que les émissions des produits d'importation provenant de pays non réglementés soient couvertes par l'achat de permis internationaux de réserve. Aux termes du

frontière pour le carbone peuvent être différents d'une région à l'autre en fonction de l'intensité en carbone de leur production respective. La forte variation de l'intensité en carbone selon les régions rend les taxes à l'importation plus avantageuses que d'autres mesures d'ajustement. Fixer le prix des importations en fonction de leur teneur en CO₂ atténue les désavantages en termes de coût pour les producteurs nationaux dans leur pays, mais ne limite pas les distorsions de concurrence à l'étranger. En compensation, un pays peut également accorder une remise à la frontière pour les exportations à destination de pays sans réglementation ou à la réglementation insuffisante. Enfin, combiner des ajustements à la frontière pour le carbone aussi bien pour les importations que pour les exportations aboutit à un ajustement intégral à la frontière, où seules les émissions provenant de la consommation intérieure sont réglementées. La mesure d'ajustement intégral à la frontière équivaut au principe de destination dans les systèmes de TVA.

Une autre option consiste à accorder des remises à l'ensemble de la production nationale, indépendamment du fait de savoir si elle est consommée sur le marché national ou international. Ce mécanisme supprime les désavantages découlant des coûts liés aux réglementations sur les émissions, mais contrairement aux mesures d'ajustement intégral à la frontière, il n'incite pas à réduire la consommation intérieure de produits polluants. Les primes à la production en faveur des branches d'activités à forte intensité énergétique qui sont sensibles sur le plan commercial correspondent pour l'essentiel à une attribution des permis selon la production avec actualisation, et engendrent de nombreux problèmes d'efficacité tels que ceux mis en évidence au début du présent document. Dès lors, une remise nationale pleine et entière est une moins bonne option que des ajustements fiscaux à la frontière. Qui plus est, il convient d'indiquer que les politiques de lutte contre les fuites ne réduisent pas forcément les émissions globales (Fischer et Fox, 2009). Cela tient à ce que les mesures d'ajustement ont toutes pour effet soit d'augmenter le coût de la production étrangère, soit de réduire le coût de la production nationale. Au final, la production nationale (et avec elle, les émissions nationales) augmente en comparaison d'une situation sans ajustement, tout en réduisant en même temps la production étrangère (et les émissions étrangères).

Un autre sujet de préoccupation, s'agissant des mesures de compensation telles que l'ajustement à la frontière pour le carbone, tient à ce qu'elles peuvent être utilisées à mauvais escient comme substitut aux politiques commerciales et servir ainsi à contourner les accords de libre-échange²⁷. Ces instruments peuvent de ce fait s'avérer contraires aux règles de l'OMC. D'un côté, les dispositions du GATT (en particulier les articles I et III) sont fondées sur l'interdiction de toute discrimination dans les échanges internationaux. D'un autre côté, ces règles ont été interprétées comme permettant des ajustements fiscaux à la frontière sous forme de taxes sur les matières premières qui sont « physiquement incorporées » dans le produit final. La question de savoir si l'énergie peut être considérée comme un facteur de production physique reste ouverte²⁸. Beaucoup ont cependant exprimé des doutes sur la compatibilité des mesures d'ajustement à la frontière pour le carbone avec la législation et sur leur applicabilité²⁹.

En plus des difficultés d'ordre juridique soulevées par les mesures d'ajustement à la frontière pour le carbone, leur efficacité et leur faisabilité administrative sont contestées (Cosbey, 2008). Leur efficacité est mise en doute du fait que les entreprises peuvent de diverses manières se soustraire aux contrôles imposés par un ajustement à la frontière pour le carbone (Cosbey 2008, Houser *et al.* 2008)³⁰. L'ajustement à la

projet de loi Bingaman/Specter (2007), les importateurs doivent détenir des permis d'émission lorsque les émissions produites dans le pays de production non réglementé dépassent un certain niveau de référence.

²⁷ Voir Evenett et Whalley (2009).

²⁸ Pour un examen approfondi, voir OCDE (2006), Chapitre 5 et Cosbey (2008).

²⁹ Voir Cosbey (2008), Sabelstrom et Jegou (2008), Fischer et Fox (2009), Stephenson et Upton (2009).

³⁰ Houser *et al.* (2008) défendent la thèse selon laquelle un système imposant un ajustement à la frontière à l'acier chinois peut développer les courants d'échange de la Chine vers le Japon, et du Japon vers les États-Unis, sans finalement protéger les producteurs d'acier américains.

frontière pour le carbone est difficile à gérer, sachant qu'il n'est pas du tout évident de mesurer la teneur en carbone de certains produits (Cosbey, 2008).

Par ailleurs, il est difficile de dire si les mesures d'ajustement à la frontière pour le carbone incitent ou non les pays en développement à mettre en œuvre des mesures nationales de réduction des émissions. D'après Sabelstrom et Jegou (2008), seule une part relativement limitée de la production globale des économies émergentes serait en fait concernée par les ajustements à la frontière pour le carbone mis en œuvre aux États-Unis et/ou dans l'UE, dans la mesure où la majeure partie de la demande de produits à forte intensité énergétique émane des pays émergents eux-mêmes. Il est dès lors peu probable que les mesures d'ajustement à la frontière pour le carbone modifient les méthodes de production des pays en développement de manière significative³¹. Enfin, l'ajustement à la frontière peut même susciter une guerre du carbone entre les pays développés et les pays en développement et à la longue réorienter les échanges commerciaux (Mandelson, 2006).

Avant d'examiner des données empiriques concernant les effets de l'échange des droits d'émission sur la fuite de carbone et la compétitivité, il est important de souligner que la compétitivité d'une entreprise (internationale) dépend d'une multitude de facteurs tels que les coûts de main-d'œuvre, l'offre de main-d'œuvre qualifiée, la proximité des marchés de produits, la concurrence des marchés, la capacité à répercuter la hausse des prix et les coûts commerciaux³². Les coûts découlant de l'échange des droits d'émission ne représentent probablement pas le plus important de ces facteurs. De ce fait, tant que ces coûts ne sont pas trop élevés, les décisions de relocalisation devraient être moins nombreuses, surtout si les branches d'activités touchées sont à forte intensité de capital.

4.3 Données empiriques

La plupart des études empiriques consacrées aux effets des systèmes d'échange de droits d'émission sur la compétitivité portent essentiellement sur le système communautaire d'échange de quotas d'émission, qui est de loin le système d'échange de droits d'émissions de gaz à effet de serre le plus important en vigueur³³. En particulier, des études approfondies ont été réalisées à l'échelle nationale en Allemagne et au Royaume-Uni (Hourcade *et al.*, 2007 ; Graichen *et al.*, 2008). Ces études portent sur les questions suivantes :

- Quels sont les secteurs susceptibles d'être exposés à de fortes augmentations des coûts directs ou indirects en raison du système d'échange de droits d'émission ?
- Quels sont les secteurs les plus ouverts aux échanges internationaux et qui peuvent de ce fait être exposés des fuites de carbone ?

³¹ Voir Sabelstrom et Jegou (2008),

³² Sijm *et al.* (2008), Ponssard et Walker (2008).

³³ En comparaison du système américain de plafonnement et d'échange de droits d'émission de SO₂, le SCEQE est beaucoup plus important en termes de sources couvertes (à peu près 11 500 dans l'UE contre 3 000 aux États-Unis), de plafond d'émission (à peu près 2000 millions de tonnes de CO₂ dans l'UE contre 9 millions de tonnes de SO₂ aux États-Unis), et de valeur des quotas distribués (environ 30 000 millions EUR – au prix de 15 EUR/tonne de CO₂ – contre 4 000 millions EUR – au prix de 550 USD/tonne de SO₂ et au taux de change de 1.25 USD/EUR). Source : Ellerman et Buchner (2007), selon leurs propres calculs.

4.3.1 Secteurs affectés par l'augmentation des coûts directs et indirects résultant de l'échange de droits d'émission

L'étude des effets de l'échange des droits d'émission sur les coûts repose sur l'idée de « valeur en jeu », qui se définit comme le montant des éventuels coûts directs et indirects pour une branche d'activité donnée par rapport à sa valeur ajoutée brute. Les coûts directs supportés par une branche d'activités dépendent de l'intensité des émissions découlant de sa production, qu'elles soient liées à la consommation d'énergie ou aux procédés. Les coûts indirects dépendent de la consommation d'électricité et de la répercussion du coût du CO₂ sur le prix de l'électricité. Les deux études consacrées à l'Allemagne et au Royaume-Uni tiennent pour acquise la répercussion intégrale des coûts. Elles posent par ailleurs comme principe que le prix d'un permis est de 20 EUR par tonne de CO₂. Ces études montrent que la valeur en jeu maximale pour la plupart des branches d'activités visées par le SCEQE est inférieure à 2 % de leur valeur ajoutée brute. Le tableau 1 fait la synthèse des activités industrielles dont la valeur en jeu maximale est supérieure à 2 %. Ensemble, ces activités représentent à peu près 1 % du produit intérieur brut du Royaume-Uni et 2 % de celui de l'Allemagne³⁴. Ces disparités s'expliquent en partie par les différences structurelles qui existent dans la production d'énergie des deux pays, l'unité de production marginale étant une centrale électrique utilisant du gaz naturel au Royaume-Uni et une centrale électrique au charbon en Allemagne. Comme le charbon est plus polluant que le gaz naturel, l'impact des coûts indirects dus à l'augmentation du prix de l'électricité est plus grand en Allemagne qu'au Royaume-Uni.

Tableau 3: Branches d'activité potentiellement exposées en cas de fixation unilatérale du prix du CO₂ en Allemagne et au Royaume-Uni³⁵

Valeur en jeu maximale (% de la valeur ajoutée brute)	Allemagne	Royaume-Uni
> 50 %	ciment ; chaux	
> 40 % - 50 %		chaux
> 30 % - 40 %		ciment
> 20 % - 30 %	engrais et produits azotés	produits sidérurgiques de base
> 10 % - 20 %	produits sidérurgiques de base ; aluminium ; papier et carton ; autres produits chimiques inorganiques de base ; coke et produits pétroliers raffinés	produits pétroliers raffinés ; engrais et produits azotés ; aluminium

³⁴ Des chiffres analogues ont été obtenus par Bruyn *et al.* (2008) pour les Pays-Bas, par le CISA (2008) pour l'Australie, et par Morgenstern *et al.* (2007) et Aldy et Pizer (2009) pour les États-Unis.

³⁵ Source : Graichen *et al.* (2008), Hourcade *et al.* (2007).

> 2 % - 10 %	produits amylacés ; verre plat ; pâtes et papiers ; autres produits chimiques organiques de base ; carreaux de céramique ; briques et matériaux de construction ; verre creux ; sucre ; feuilles de placage ; matières plastiques ; finissage des textiles ; fibres de verre ; papier à usage domestique ; produits du cuivre ; autres verres ; teintures et pigments	autres produits chimiques inorganiques de base ; pâtes et papiers ; malt ; produits de cokerie ; gaz industriels ; produits non tissés ; papier à usage domestique ; finissage des textiles ; verre creux ; pneus et tubes en caoutchouc ; feuilles de placage ; verre plat ; produits du cuivre ; fonderie de fonte
------------------------	---	--

4.3.2 Secteurs affectés par l'échange des droits d'émission du fait de la concurrence internationale

Les hautes valeurs en jeu dues à la fixation unilatérale du prix du CO₂ ne sont pas préoccupantes pour les industries peu exposées à la concurrence internationale. À l'inverse, la hausse des coûts de production provoquée par des mesures climatiques unilatérales dans des industries hautement tributaires des échanges internationaux peut fausser les conditions de concurrence au profit des entreprises de pays où la réglementation est moins stricte. Cela tient à la fois aux exportations vers les marchés étrangers et à la pénétration des importations sur le marché intérieur. Dans les études sur l'Allemagne et le Royaume-Uni, l'intensité des échanges est utilisée comme variable représentative de l'intensité de la concurrence internationale dans un secteur donné. L'intensité des échanges est calculée en rapportant la somme des marchandises faisant l'objet d'échanges internationaux à l'offre totale sur le marché :

$$\text{Intensité des échanges hors UE} = \frac{\text{exportations hors UE} + \text{importations hors UE}}{\text{Production nationale} + \text{importations UE} + \text{importations hors UE}}^{36}$$

De toute évidence, l'intensité des échanges n'est qu'un indicateur approximatif, dans la mesure où l'intensité de la concurrence dépend de nombreux autres facteurs tels que les frais de transport, l'incertitude du taux de change, la différenciation des produits et la segmentation du marché. L'étude de l'intensité des échanges montre cependant que certains des secteurs les plus touchés par les hausses de prix du fait de leur exposition à l'échange des droits d'émission ne sont pour l'instant pas soumis à une forte concurrence internationale. Par exemple, l'intensité des échanges dans les secteurs de la chaux et du ciment est de 5 % ou moins aussi bien en Allemagne qu'au Royaume-Uni. Le tableau 2 fait la synthèse de l'intensité des échanges de différentes branches d'activité en Allemagne et au Royaume-Uni.

³⁶

Pour mesurer l'intensité des échanges à l'intérieur de l'UE, la formule devient :

$$\text{Intensité des échanges dans l'UE} = \frac{\text{exportations UE} + \text{importations UE}}{\text{Production nationale} + \text{importations UE} + \text{importations hors UE}}$$

Tableau 4: Intensité des échanges de différentes branches industrielles en Allemagne et au Royaume-Uni³⁷

Intensité des échanges	des Allemagne	Royaume-Uni
> 50 %	teintures et pigments	produits de cokerie ; tissage d'autres textiles
> 40 % - 50 %		gaz industriels
> 30 % - 40 %	autres produits chimiques inorganiques de base	
> 20 % - 30 %	autres verres ; produits du cuivre ; aluminium	produits du cuivre ; produits non tissés ; malt ; aluminium ; autres produits chimiques inorganiques de base ; produits pétroliers raffinés
> 10 % - 20 %	papier et carton ; feuilles de placage ; engrais et produits azotés ; verre creux ; produits sidérurgiques de base ; fibres de verre ; carreaux de céramique ; matières plastiques	pneus et tubes en caoutchouc ; produits sidérurgiques de base ; pâtes et papiers ; feuilles de placage ; engrais et produits azotés ; verre creux
0 % - 10 %	papier à usage domestique ; sucre ; coke et produits pétroliers raffinés ; briques, carreaux et matériaux de construction ; ciment ; chaux	verre plat ; produits amylacés ; chaux ; papier à usage domestique ; ciment ; finissage des textiles

En associant les deux indicateurs, les études identifient ceux des secteurs industriels qui ont des valeurs en jeu et une intensité des échanges de plus de 10 % et qui risquent de perdre de leur compétitivité internationale en raison de la fixation unilatérale du prix du CO₂ en Allemagne et au Royaume-Uni. Ces secteurs sont les suivants :

- la sidérurgie,
- la production d'engrais et de produits azotés,
- l'aluminium et les produits en aluminium³⁸.

Par ailleurs, les secteurs allemands des papiers et cartons et des autres produits chimiques de base sont exposés à des hausses de prix du fait de la réglementation en matière de plafonnement et d'échange des émissions de CO₂, en raison surtout de l'augmentation des coûts indirects de l'électricité. De la même façon, le secteur britannique des produits pétroliers raffinés est soumis à des hausses de prix principalement dues à la forte intensité des échanges avec les pays non membres de l'UE. Dans l'ensemble, ces études laissent penser que seul un nombre assez limité de secteurs risquent de voir leur compétitivité internationale se dégrader.

En fait, d'après une étude réalisée par Smale *et al.* (2006), qui analyse l'impact de l'échange des droits d'émission sur les bénéfices des entreprises et sur les prix du marché, la plupart des secteurs participant au

³⁷ Source : Graichen *et al.* (2008), Hourcade *et al.* (2007).

³⁸ S'il est vrai que l'intensité des échanges de ciment est aujourd'hui très faible, la situation pourrait changer après la mise en place d'un prix pour les émissions, notamment dans les zones côtières du fait que le transport maritime de ciment coûte relativement peu cher par comparaison avec le transport terrestre (Voir Carbon Trust, 2010).

SCEQE devraient en tirer des avantages au cours des deux premières périodes d'échange, avec une augmentation globale des prix et des bénéfices et de faibles baisses de la production dans les secteurs de l'acier et du ciment. La seule exception est la production d'aluminium, qui est soumise à la fois aux fortes augmentations du coût marginal et au niveau élevé de la concurrence internationale, entraînant une relocalisation de la production en dehors de l'UE. La capacité des entreprises à réaliser d'importants bénéfices tient à l'attribution gratuite des permis d'émission (voir encadré 1). Comme le prix des permis s'ajoute aux coûts marginaux de production, que les permis soient vendus aux enchères ou attribués gratuitement, une « double compensation » est possible (Grubb et Neuhoff, 2006).

Une étude similaire menée par Demailly et Quirion (2007) s'intéresse aux effets sur la compétitivité dans la sidérurgie, industrie très exposée. Les auteurs laissent entendre que cette industrie se trouve confrontée à des réductions limitées de la production mais à une forte augmentation de la rentabilité. De plus, même dans un scénario où l'attribution gratuite de permis est réduite de 100 à 50 %, l'incidence négative sur les bénéfices des entreprises est jugée très limitée. En fait, s'agissant des États-Unis, Goulder (2002) estime que dans l'ensemble seuls 13 % des permis devaient être attribués gratuitement pour dédommager les entreprises des frais supplémentaires liés à la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

4.3.3 *Incidences des fuites de carbone*

La question des fuites d'émissions de CO₂ causées par la fixation unilatérale des prix du carbone a été examinée dans le cadre de plusieurs études de simulation. Dans leur analyse détaillée de l'industrie européenne du ciment, Demailly et Quirion (2006) observent que l'une des principales conséquences des fuites de carbone sont liées à l'attribution gratuite des permis en fonction des émissions antérieures, qui compense la moitié environ des réductions d'émissions dans l'UE.

Dans le même ordre d'idées, Fischer et Fox (2009) utilisent un modèle du commerce mondial pour simuler l'effet d'un prix des émissions de CO₂ fixé unilatéralement à 50 USD par tonne, appliqué conjointement par les États-Unis et le Canada. Ils étudient en particulier les effets sur la compétitivité et sur les fuites dans plusieurs secteurs industriels (électricité, produits pétroliers raffinés, produits chimiques, minéraux non métalliques, pâte et papier, sidérurgie) faisant l'objet de différentes mesures d'ajustement à la frontière. Ils constatent que la plupart des mesures d'ajustement peuvent permettre de limiter la perte de production par rapport à une situation sans ajustement. D'après leur étude, l'ajustement fiscal intégral à la frontière et les remises nationales (attribution gratuite selon la production) sont les mesures les plus efficaces. Cela étant, ils constatent aussi qu'aucune des mesures n'est efficace pour réduire les fuites moyennes, définies comme la variation des émissions étrangères par rapport à la réduction des émissions nationales. Pour les États-Unis et le Canada, les taux de fuite sont élevés, quelles que soient les mesures appliquées, allant de 10 % (électricité) à 90 % (produits pétroliers raffinés) aux États-Unis et de 18 % (pâte et papier) à 105 % (produits pétroliers raffinés) au Canada. Une réserve importante doit toutefois être émise au sujet de cette étude, au motif qu'elle ne tient pas compte des politiques climatiques en vigueur dans d'autres pays, notamment le système communautaire d'échange de quotas d'émission. L'estimation des taux de fuite s'en trouve donc peut-être exagérée. Par ailleurs, l'étude séparée de la compétitivité et de la fuite pour différents secteurs fait abstraction du fait que l'ensemble des mesures qui visent un secteur spécifique ont des effets indirects importants sur d'autres secteurs qui y sont étroitement liés et en définitive sur l'économie (mondiale) tout entière. Plusieurs études économiques indiquent que la fuite varie de manière significative selon l'importance des groupes de pays qui ont adopté des politiques climatiques comparables (voir Drøge, 2009). Drøge considère que l'estimation habituelle des fuites est de l'ordre de 20 %. De futures études devront chercher à concevoir des modèles détaillés capables d'examiner ensemble les effets des différentes mesures en termes de compétitivité, de fuites et d'émissions globales dans tous les secteurs (participant ou non à l'échange de droits d'émission) et pour tous les pays (marché national et international).

C'est ce que Böhringer *et al.* (2010) ont tenté de faire, en étudiant les effets d'une réduction unilatérale de 20 % des émissions de CO₂ aux États-Unis et/ou dans l'UE, combinée à plusieurs politiques de lutte contre les fuites, portant sur la répartition mondiale du bien-être, de la compétitivité et des fuites de carbone³⁹. Les résultats des différents scénarios sont comparés à une situation de référence se caractérisant par une absence totale de politique climatique. Les scénarios analysés sont les suivants :

- adjudication des permis et absence de politiques de lutte contre les fuites,
- attribution gratuite selon la production à des industries à forte intensité énergétique,
- remises à l'exportation sur les produits à forte intensité énergétique,
- droits à l'importation sur les produits à forte intensité énergétique,
- combinaison de remises à l'exportation et de droits à l'importation.

Les principaux résultats peuvent être résumés comme suit :

- Premièrement, les pertes de bien-être ne touchent pas seulement les pays qui ont mené des politiques climatiques, mais également leurs partenaires commerciaux. En particulier, la perte de bien-être est largement plus importante dans l'UE qu'aux États-Unis, principalement parce que les États-Unis bénéficient d'options de réduction moins onéreuses. Comme les pays de l'UE ont une plus forte intensité d'échanges, la plupart des autres pays se trouvent moins bien lotis face à une politique climatique unilatérale européenne que face à une politique climatique unilatérale américaine. Parmi les partenaires commerciaux, les incidences sur le bien-être sont particulièrement négatives pour les exportateurs de pétrole et de charbon (comme la Russie, les pays de l'OPEP et le Mexique) et peuvent par contre s'avérer positives dans les pays importateurs de pétrole et de charbon (comme l'Inde et le Japon). Cela est dû au fait que les politiques climatiques induisent des changements dans les prix mondiaux de l'énergie par le biais d'une réduction de la demande en carburants fossiles à forte intensité de CO₂, ce qui entraîne une baisse des prix du charbon et du pétrole brut et une hausse des prix du gaz naturel.
- Deuxièmement, les politiques de lutte contre les fuites ne réduisent pas fortement les coûts de bien-être supportés par les États-Unis et/ou l'UE, où ils sont moins importants en présence de mesures d'ajustement à la frontière (droits d'importation, éventuellement combinés à des remises à l'exportation). Inversement, l'ajustement à la frontière est à l'origine des coûts de bien-être les plus importants parmi les autres pays, en particulier ceux qui exportent du charbon et du pétrole brut, ainsi que des produits à forte intensité énergétique. Sur l'ensemble du monde, les disparités dans les coûts des différentes politiques en termes de bien-être sont négligeables.
- Troisièmement, les fuites d'émissions globales sont plus importantes (jusqu'à 38 %) lorsque seule l'UE mène une politique climatique que lorsque seuls les États-Unis, ou l'UE et les États-Unis, réduisent leurs émissions (jusqu'à 19 et 22 %, respectivement). La raison est double. D'abord, l'économie européenne compte une part plus importante d'importations et d'exportations que les États-Unis. Ensuite, comme les industries à forte intensité énergétique de l'UE sont moins polluantes que celles des États-Unis, la relocalisation industrielle hors de l'Europe implique un taux de fuite plus élevé. Par ailleurs, selon Fischer et Fox (2009), Reinaud (2008) et Burniaux *et al.* (2008), les différentes politiques de lutte contre les fuites ne peuvent que modérément réduire

³⁹

Böhringer, Fischer et Rosendahl (2010) présentent également un bref aperçu de certaines études connexes, qui ne sont pas mentionnées ici dans un souci de concision.

l'incidence globale des fuites. Cela tient à ce que la plus grande partie des fuites provient des variations des prix mondiaux des combustibles fossiles, lesquelles ne peuvent être compensées que de manière très imparfaite par les différentes politiques.

- Enfin, du point de vue des effets sur la compétitivité dans les secteurs à forte intensité énergétique, Böhringer *et al.* constatent que la production de produits chimiques, de métaux non ferreux (et dans l'UE également la production sidérurgique) est plus fortement influencée par les politiques climatiques unilatérales. Les mesures d'ajustement intégral à la frontière peuvent dans une certaine mesure atténuer cette incidence négative sur la production à forte intensité énergétique. Dans les autres pays, les exportations de produits à forte intensité énergétique profitent surtout des politiques climatiques unilatérales dans l'UE et/ou aux États-Unis, même lorsque des politiques de lutte contre les fuites plus efficaces sont en vigueur (droits d'importation et ajustement intégral à la frontière). Les principales exceptions concernent les exportations de minéraux (non métalliques), qui baissent dans la plupart des régions soumises à des mesures d'ajustement à la frontière. Il existe en outre de fortes disparités régionales qui tiennent aux différentes intensités de carbone dans la production et à l'utilisation de différentes technologies et énergies.

Böhringer *et al.* (2010) estiment que l'importance accordée au débat controversé sur les politiques visant à éviter les fuites d'émissions est exagérée, dans la mesure où les principales incidences sur le bien-être, les émissions, et la production au niveau mondial sont causées par les politiques climatiques elles-mêmes (soit 20 % de réduction des émissions). Ils font valoir que les politiques de lutte contre les fuites ne peuvent limiter les effets imposés par l'objectif premier des politiques climatiques que dans une très faible mesure (c'est-à-dire dans certains secteurs ou pays en particulier). Par ailleurs, ils considèrent que, de manière générale, les pays en développement ne tirent pas profit des politiques climatiques unilatérales engagées par les pays développés, et que leurs secteurs à forte intensité énergétique ne souffrent pas des politiques de lutte contre les fuites, par comparaison avec une situation se caractérisant par l'absence de toute politique climatique. Plusieurs autres études utilisant des modèles d'équilibre général confirment que l'ajustement à la frontière pour le carbone engendre un recul global du bien-être, avec des avantages nets incertains grâce à la réduction des fuites (Burniaux *et al.*, 2008 ; EPA, 2008 ; Alexeeva-Talebi *et al.*, 2008 ; Manders et Veenendaal, 2008).

4.4 Principales conclusions sur l'échange de permis et la compétitivité internationale

Dans l'ensemble, les conclusions peuvent être résumées comme suit :

- Les conditions différentes auxquelles sont soumises les entreprises situées sur des territoires différents à l'intérieur d'un même système d'échange peuvent entraîner des distorsions de concurrence.
- Compte tenu des objectifs de Kyoto, un compromis est nécessaire entre la neutralité en termes de concurrence et l'efficacité dans les différents secteurs.
- Le traitement différencié selon les secteurs crée une inégalité des charges sectorielles et nuit à l'efficacité des efforts de réduction.
- Sachant que les systèmes de permis négociables (et d'autres outils de politique environnementale) engendrent des coûts directs et indirects en se répercutant sur les prix de l'énergie, les pays dotés de différentes structures de production d'énergie sont différemment touchés par l'échange de permis.

- Des politiques environnementales plus ou moins strictes selon les pays peuvent entraîner des désavantages concurrentiels au niveau international. Certaines contre-mesures permettent d'atténuer ces effets, notamment :
 - un ajustement à la frontière pour le carbone appliqué aux matières premières,
 - un ajustement à la frontière pour le carbone appliqué à la production,
 - un ajustement intégral à la frontière.
- D'après plusieurs études, les secteurs les plus lourdement touchés par l'échange de permis sont la sidérurgie, les engrais et les produits azotés, l'aluminium, les papiers et cartons, les produits chimiques et les métaux non ferreux.
- Les fuites peuvent être considérables. L'ampleur des fuites fait l'objet de discussions, mais elle pourrait atteindre de 10 % à plus de 100 % en fonction du secteur.
- Les mesures tendant à atténuer les fuites d'émissions n'ont qu'un impact limité dans la mesure où une grande partie des fuites est causée par les variations des prix mondiaux de l'énergie.

5. Distorsions dues au chevauchement des réglementations

Cette dernière section abordera brièvement les distorsions résultant du chevauchement des réglementations. Dans bon nombre de pays européens, des mesures de lutte contre les émissions de CO₂ étaient déjà en vigueur lors de la mise en place du système d'échange des droits d'émission de CO₂. Il s'agissait principalement de prix d'achat incitatifs encourageant le recours à des énergies renouvelables. Ces mesures étaient, et sont toujours, utilisées dans certains pays de l'UE (en particulier l'Allemagne, l'Autriche, l'Espagne, la Grèce, l'Irlande, et l'Italie). Quelques pays, jadis favorables à l'octroi de subventions en faveur de l'électricité verte, comme le Danemark et les Pays-Bas, ont réduit les prix d'achat de l'électricité verte en raison de l'explosion des coûts. La plupart des technologies utilisant des sources d'énergie renouvelables ne peuvent pas rivaliser avec les combustibles fossiles classiques et l'énergie nucléaire et ne seraient dès lors pas à même de pénétrer le marché sans financement complémentaire⁴⁰.

Les prix d'achat et autres mesures visant à promouvoir la production d'électricité à partir de sources non polluantes, comme l'énergie éolienne ou photovoltaïque, sont cependant incompatibles avec l'échange de droits d'émission. La raison en est simple. Dans la mesure où un système d'échange de droits d'émission plafonne les émissions totales, les mesures additionnelles adoptées pour réduire les émissions de CO₂ d'une installation sont contrebalancées par une augmentation équivalente des émissions d'autres installations. Cela est dû au fait qu'un permis qui n'est pas utilisé par une entreprise (par exemple parce qu'elle a davantage recours à une énergie renouvelable) sera vendu à une autre entreprise, qui l'utilisera alors. En conséquence, de par l'existence même de l'échange des droits d'émission, le taux de fuite des réductions d'émissions résultant du recours à l'énergie verte est de 100 %. Faut-il rendre l'échange de droits d'émission responsable de cet effet pervers ? L'Agence internationale de l'énergie (comme de nombreux autres instituts de recherche) a calculé que le coût (marginal) de réduction des émissions lié à l'utilisation de technologies telles que l'énergie éolienne ou photovoltaïque était bien supérieur au coût marginal des mesures traditionnelles de réduction des émissions telles que le changement de combustible et l'amélioration de l'efficacité des centrales électriques⁴¹. C'est donc bien la politique d'incitation tarifaire qui

⁴⁰ À l'exception de l'énergie hydroélectrique, de la biomasse, et de certaines installations éoliennes qui sont déjà compétitives sans autre soutien.

⁴¹ AIE (2007), Frondel *et al.* (2009).

remet en cause le concept d'échange de droits d'émission. Plutôt que l'utilisation d'options de réduction bon marché, les prix d'achat incitatifs favorisent les options ayant un coût de revient élevé. Dès lors, si la politique a pour objectif de limiter les émissions de CO₂, le seul effet des tarifs incitatifs sera d'altérer la rentabilité sans créer de nouvelles réductions des émissions. Les décideurs ont présenté d'autres arguments en faveur de l'octroi de subventions à l'utilisation de sources d'énergie renouvelables, comme on le verra brièvement dans l'encadré 7. Des arguments analogues peuvent être avancés en ce qui concerne le chevauchement entre a) l'échange de droits d'émission et les certificats verts négociables (pour la production d'énergie renouvelable) et b) l'échange de droits d'émission et les certificats blancs négociables (pour l'amélioration de l'efficacité énergétique).

Encadré 7. Autres arguments en faveur de l'octroi de subventions en faveur des énergies renouvelables

Compte tenu de l'inefficacité des tarifications incitatives dans le cadre de l'échange de permis, les décideurs ont présenté deux autres arguments en faveur des tarifications incitatives. En premier lieu, ils font valoir que l'énergie renouvelable est indispensable pour garantir la sécurité des approvisionnements en énergie. En second lieu, les subventions en faveur des énergies renouvelables sont considérées comme relevant de la politique d'innovation ; elles sont nécessaires pour réduire les coûts des énergies renouvelables par le biais de l'apprentissage par la pratique.

D'un point de vue économique, les deux arguments sont peu convaincants. Sachant que le charbon est abondant et que les réserves se comptent au moins en centaines d'années, la pénurie d'énergie ne constitue pas un problème pour l'humanité. De plus, les mécanismes du marché inciteront à concevoir des solutions de remplacement en temps utile. Il n'est en outre pas du tout certain que l'augmentation de la part des énergies renouvelables permette de sécuriser les approvisionnements en énergie, étant donné que l'offre d'électricité renouvelable est très instable et qu'il n'existe à ce jour aucune technologie permettant de stocker l'électricité à grande échelle.

Bon nombre d'économistes contestent aussi la validité de l'argument technologique de l'apprentissage par la pratique. Comme Petrakis *et al.* (1997) l'indiquent, les entreprises ont intérêt à apprendre par elles-mêmes. Si l'apprentissage est strictement privé, il n'y aura pas de défaillance du marché. Bläsi et Requate (2010), autant que Reichenbach et Requate (2010), font observer que si l'apprentissage porte ses fruits, les tarifications incitatives pourront constituer un optimum de second rang pour encourager l'apprentissage et ainsi réduire le coût des technologies actuelles. Cela étant, cela n'aurait des effets positifs sur le climat que si le plafond d'émissions était régulièrement réduit. Enfin, il n'est pas certain que les tarifications incitatives favorisent le bon type de technologie, puisqu'elles n'encouragent que les technologies existantes sans inciter à développer des technologies complètement nouvelles et éventuellement plus efficaces. Au contraire, un système de permis conjugué à une réduction régulière du plafond d'émissions encouragera automatiquement le progrès technologique dans le secteur des énergies renouvelables, rendant ainsi superflue toute subvention supplémentaire.

D'autres distorsions dues au chevauchement des réglementations peuvent apparaître si certains pays fixent des taxes additionnelles sur les émissions parallèlement à l'échange de droits d'émission. Cela étant, le récent projet du gouvernement français de créer des taxes sur les émissions en plus de l'échange de droits d'émission a été jugé contraire aux règles constitutionnelles par le Conseil constitutionnel.

Il est important d'insister sur le fait que les distorsions dues au chevauchement des réglementations n'impliquent pas de défaillance de la part du système d'échange des droits d'émission en soi. Dans certains cas, comme celui du chevauchement des permis négociables et de tarifications incitatives élevées pour les technologies à faible efficacité, l'échange des droits d'émission joue évidemment un rôle prépondérant par rapport à l'autre instrument d'action. Dans d'autres cas, comme celui du chevauchement des taxes sur les émissions et de l'échange de permis, l'un des deux instruments devrait être supprimé. Une taxe sur les

émissions peut s'avérer tout aussi efficace que l'échange des droits d'émission, et peut même être dans certains cas l'instrument de choix⁴².

6. Résumé et conclusion

Le présent document a offert un aperçu des possibles distorsions de concurrence créés par les systèmes d'échange de droits d'émission. Trois catégories de distorsions principales ont été identifiées, à savoir :

- les distorsions tenant à l'exercice d'un pouvoir de marché sur le marché des permis,
- les distorsions dues à l'utilisation (éventuellement abusive) du système d'échange de permis pour mieux se positionner sur le marché des produits,
- les distorsions liées au traitement inégal des entreprises (sur plusieurs marchés de permis ou sur un même marché) établies sur différents territoires.

Les problèmes les plus importants liés à l'exercice d'un pouvoir de marché sur le marché des permis sont les suivants : dans un système d'attribution gratuite des permis, les gros vendeurs de permis ont intérêt à utiliser plus de permis qu'il n'est nécessaire, afin de maintenir le prix courant des permis à un niveau élevé et de tirer des bénéfices de la vente des permis. Il s'agit là de l'effet habituel de monopole/oligopole. À l'inverse, dans les deux systèmes (permis gratuits et permis vendus aux enchères), les gros acheteurs ont intérêt à limiter leur demande de manière à maintenir les prix à un niveau bas. Ce type de comportement engendre des différences de coût marginal de réduction des émissions entre les entreprises et par là même un infléchissement par rapport à la solution la moins coûteuse. Cela étant, l'effet de ce type de comportement s'estompe si le nombre de participants est suffisamment important. Jusqu'à présent, cela n'a pas posé de problèmes sérieux dans les grands marchés de permis existants, notamment le marché américain du soufre et le marché du carbone européen. Cela pourrait devenir problématique si l'adjudication était instituée et si les gros acheteurs commençaient à moduler leur demande. Par ailleurs, les accords illégaux et la création de vastes ententes de vendeurs ou d'acheteurs ne peuvent jamais être exclus. La question de savoir si l'impact de ces actions concertées est plus grave en cas d'attribution gratuite des permis ou de vente aux enchères reste ouverte et dépend fondamentalement de la façon dont l'adjudication des permis sera conçue.

La deuxième catégorie de distorsions concerne l'utilisation abusive des marchés de permis pour influencer les marchés de produits. Trois types de pratiques peuvent notamment être identifiés. Premièrement, une entreprise peut chercher à accroître les coûts de ses rivaux en provoquant une hausse des prix des permis, augmentant ainsi sa propre part de marché. Cela s'avère particulièrement avantageux pour une entreprise qui a un coefficient d'émissions inférieur à celui de ses concurrents et dont la demande de permis est par conséquent moins importante. Dans le pire des cas, les concurrents (ou certains d'entre eux) quitteront le marché. Ce type de pratique est également connu sous le nom de verrouillage du marché. Deuxièmement, en cas d'attribution gratuite, les entreprises peuvent de concert déclasser une part des permis de manière à accroître leur rente. Troisièmement, les entreprises dotées d'un pouvoir de marché peuvent essayer de faire augmenter le prix des permis pour donner à des prix de monopole l'apparence de prix de concurrence gonflés par des coûts élevés. Toutes ces pratiques ont peu de chances d'être

⁴²

Par exemple, par rapport à l'échange des droits d'émission, la coexistence de taxes sur les émissions et de tarifs d'achat incitatifs pour l'électricité renouvelable serait moins problématique (Reichenbach et Requate, 2010). Comme les taxes sont fixes, les réductions d'émissions réalisées grâce à la production d'électricité à partir de sources d'énergie renouvelables ne sauraient être compensées par une augmentation des émissions dans d'autres secteurs.

profitables, et devraient donc être moins fréquentes, si le nombre de participants est important et si les industries participant à l'échange de permis sont hétérogènes.

Il est intéressant de noter que la mise en place d'un système de permis négociables avec un plafond obligatoire a toujours des répercussions sur les marchés de produits. En fonction de la structure du marché et de l'élasticité de la demande, de l'offre et des courbes de coût marginal de réduction des émissions, le prix des permis sera répercuté sur les prix à la consommation, ce qui est socialement souhaitable et ne peut être considéré comme un abus en soi, sauf cas particuliers. Cette répercussion, cependant, a également souvent pour effet de réduire le nombre d'entreprises et d'accroître la concentration du marché, augmentant ainsi le risque d'abus de pouvoir de marché.

Enfin, des distorsions naissent des conditions inégales dans lesquelles se trouvent les entreprises opérant sur des territoires différents. Par exemple, des entreprises qui opèrent sur un même marché des permis peuvent devoir faire face à des conditions de concurrence différentes, comme cela était (et reste encore) le cas dans l'Union européenne dans le cadre des phases I et II, en particulier lorsqu'il s'agit d'entreprises concurrentes sur les marchés internationaux, mais exposées à des politiques environnementales plus ou moins rigoureuses selon les pays. Ce dernier problème n'est pas spécifique aux marchés de permis et se poserait aussi si une politique environnementale différente était utilisée.

En conclusion, :

- si les marchés de permis sont étendus et englobent des entreprises de différents secteurs,
- si les modalités de l'échange sont transparentes, et
- si un prix unique est appliqué,

le risque tenant au pouvoir de marché et à son abus éventuel est faible. Cela ne signifie pas pour autant que des marchés de permis plus limités ne devrait pas être créés. Des marchés de permis de petite taille peuvent s'avérer très efficaces pour la lutte contre la pollution locale si tant est que le respect de seuils stricts soit recommandé du point de vue écologique. Sachant qu'un opérateur unique sur un petit marché dispose potentiellement d'un plus large pouvoir de manipulation que sur un grand marché, les commissions de la concurrence et les autorités antitrust devraient veiller à ce que le droit de la concurrence ne soit pas utilisé abusivement à des fins stratégiques sur les marchés de permis plus petits, mais aussi surveiller les enchères auxquelles participent de gros acheteurs afin d'éviter toute action concertée. Le problème de la neutralité concurrentielle à l'intérieur d'un même marché des permis couvrant différents territoires sera mieux résolu grâce à un système d'adjudication des permis. Le problème tenant aux grandes différences de sévérité des politiques environnementales selon les pays ne peut pas se résoudre de manière parfaitement satisfaisante avec des politiques unilatérales. Il requiert une plus grande et une meilleure coordination internationale.

Même si des effets anticoncurrentiels peuvent apparaître sur un marché des permis et à travers lui, il convient de ne pas donner trop d'importance aux distorsions qui en découlent. Les gains d'efficacité tirés de l'échange de permis, par comparaison avec un système contraignant, l'emportent probablement sur les pertes d'efficacité résultant des effets anticoncurrentiels entraînés par les marchés de permis. La comparaison des systèmes de permis négociables avec les taxes sur les émissions est plus délicate. Un comportement anticoncurrentiel est moins susceptible de détourner un système de taxes sur les émissions, sauf si les entreprises font pression pour obtenir des exemptions. Une étude comparative complète de ces systèmes impose de tenir compte de nombreux autres critères, ce qui dépasse de loin le cadre de la présente étude.

BIBLIOGRAPHIE

- AIE (2007). Politiques énergétiques des pays de l'AIE: Allemagne. 2007 OCDE/AIE, Paris.
- Aldy, J., et Pizer, W. (2009). « The Competitiveness Impacts of Climate Change Mitigation Policies ». Rapport préparé pour le Centre Pew sur les changements climatiques globaux. *Resources for the Future*, mai 2009.
- Alexeeva-Talebi, V *et al.* (2008). « Alleviating Adverse Implications of EU Climate Policy on Competitiveness: The Case of Border Tax Adjustment or the Clean Development Mechanism ». Document de travail du ZEW n° 08-095, Centre for European Economic Research.
- Bingaman-Specter Low Carbon Economy Act (2007).
http://energy.senate.gov/public/files/END07842_xml1.pdf.
- Bruyn, S. *et al.* (2008). « Impacts on Competitiveness from EU ETS », CE Delft, juin 2008.
- Bläsi, A. et Requate, T. (2010). « Feed-in-Tariffs for Electricity from Renewable Resources ». *Public Finance and the Environment*, à paraître.
- Böhringer, C. *et al.* (2005). « Assessing Emission Regulation in Europe: An Interactive Simulation Approach ». *The Energy Journal*, 26, 4: 1-21.
- Böhringer, C. et Lange, A. (2005). « Mission Impossible !? On the Harmonization of National Allocation Plans under the EU Emissions Trading Directive ». *Journal of Regulatory Economics*, 27: 81-94.
- Böhringer, C. *et al.* (2010). « The Global Effects of Subglobal Climate Policies ». Document de travail. Resources for the Future, Washington, DC.
- Borenstein, S. *et al.* (2002). « Measuring Market Inefficiencies in California's Restructured Wholesale Electricity Market ». *American Economic Review*, 92, 5: 1376-1405.
- Bundeskartellamt (2007). Beschluss in dem Verwaltungsverfahren RWE AG (B8-88/05-2). Bonn, 26 septembre 2007.
- Burniaux, J. *et al.* (2008). « The Economics of Climate Change Mitigation: Policies and Options for the Future ». Documents de travail du Département des affaires économiques de l'OCDE, n° 658, Éditions de l'OCDE, OCDE.
- Carbon Trust (2010). « Tackling Carbon Leakage: Sector-specific solutions for a world of unequal prices ». Rapport. Carbon Trust. Londres.
- Cason, T. (1993). « Seller Incentive Properties of EPA's Emission Trading Auction », *Journal of Environmental Economics and Management* 25, 177—195.

- CISA (2008). « A National Production, Trade and Emissions Database ». Rapport pour le ministère du changement climatique du Gouvernement australien. Centre for Integrated Sustainability Analysis, Université de Sydney, 26 août 2008.
- Cosbey, A. (2008). « Border Carbon Adjustment ». Trade and Climate Change Seminar, juin 2008, Copenhague, Danemark.
- COM (2000)87 final. Livre vert sur l'établissement dans l'Union européenne d'un système d'échange de droits d'émission des gaz à effet de serre, présenté par la Commission européenne, Bruxelles, 8 mars 2000.
- DEC (2004). Hunter River Salinity Trading Scheme Credit Auction: 2004 Auction Report. Ministère de l'environnement et de la conservation, Nouvelle-Galles-du-Sud.
- Demaiily, D. et Quirion, P. (2006). « CO₂ Abatement, Competitiveness and Leakage in the European Cement Industry under the EU-ETS: Grandfathering versus Output-Based Allocation ». *Climate Policy*, 6: 93-113.
- Demaiily, D. et Quirion, P. (2007). « European Emission Trading Scheme and Competitiveness: A Case Study on the Iron and Steel Industry ». *Energy Economics*, 30: 2009-2027.
- Dröge, S. (2009). « Tackling Leakage in a World of Unequal Carbon Prices ». Climate Strategies.
- Ellerman, D. et Buchner, B. (2007). « The European Union Emissions Trading Scheme: Origins, Allocation, and Early Results ». *Review of Environmental Economics and Policy*, 1: 66-87.
- Ellerman, D. *et al.* (2000). « Markets for Clean Air: The U. S. Acid Rain Program ». Cambridge, UK: Cambridge University Press. EPA (2008). EPA Analysis of the Lieberman-Warner Climate Security Act of 2008: S.2191 in 110th Congress, US Environmental Protection Agency Office of Atmospheric Programs, 14 mars, http://www.epa.gov/climatechange/downloads/s2191_EPA_Analysis.pdf.
- EPA (2001). The United States Experience with Economic Incentives for Protecting the Environment. EPA-2410-R-01-001.
- Evenett, S.J. et Whalley, J. (2009). « The G20 and Green Protectionism: Will We Pay the Price at Copenhagen? » Note d'information du CIGI n° 14, Centre for International Governance Innovation.
- Fehr, N. (1993). « Tradable Emissions Rights and Strategic Interaction ». *Environmental and Resource Economics*, 3: 129-151.
- Fischer, C. et Fox, A. (2009). « Comparing Policies to Combat Emissions Leakage: Border Tax Adjustment versus Rebates ». Document de travail. Resources for the Future, Washington, DC.
- Foster, V. et Hahn, R. (1994). ET in LA: Looking Back Into the Future. ENPR Project Report P-94-01, Harvard University, Kennedy School of Government.
- Foster, V. et Hahn, R. (1995). « Designing More Efficient Markets: Lessons from Los Angeles Smog Control ». *Journal of Law and Economics*, 38: 19-48.
- Fronedel, M. *et al.* (2009). « Economic Impacts from the Promotion of Renewable Energy Technologies – The German Experience ». *Energy Policy*, 38: 4048-4056.

- Graichen, V. *et al.* (2008). « Impacts of the EU Emissions Trading Scheme on the Industrial Competitiveness in Germany ». Research Report for the German Federal Environment Agency.
- Grubb, M. et Neuhoff, K. (2006). « Allocation and Competitiveness in the EU Emissions Trading Scheme: Policy Overview ». *Climate Policy*, 6: 7-30.
- Goulder, L. (2002). « Mitigating the Adverse Impacts of CO₂ Abatement Policies on Energy-Intensive Industries ». Document de travail 02-22, Resources for the Future, Washington, DC.
- Gulli, F. (2008). « Modeling the Short-Run Impact of Carbon Trading on the Electricity Sector ». Dans: *Markets for Carbon and Power Pricing in Europe*. Edward Elgar Publishing.
- Gulli, F. (2010). « How to Measure Carbon Price Pass Through ». Document de travail, Département d'analyse institutionnelle et de gestion publique, Université Bicconi, Milan.
- Hahn, R. (1984). « Market Power and Transferable Property Rights ». *Quarterly Journal of Economics*, 753-765.
- Hasselknippe, H. (2003). « Systems for Carbon Trading: An Overview ». *Climate Policy*, 3S2: 43-57.
- Hourcade, J.-C. *et al.* (2007). « Differentiation and Dynamics of EU-ETS Industrial Competitiveness Impacts ». Climate Strategies Report.
- Houser, T. *et al.* (2008). « Leveling the Carbon Playing Field: International Competition and US Climate Policy Design ». Peterson Institute for International Economics and World Resources Institute, Washington DC.
- Joskow, P. et Kahn, E. (2002). « A Quantitative Analysis of Pricing Behavior in California's Wholesale Electricity Market during Summer 2000 ». Document de travail 8157 du NBER.
- Kolstad, J. et Wolak, F. (2008). « Using Environmental Emissions Permit Prices to Raise Electricity Prices: Evidence from the California Electricity Market ». Document de travail.
- Laan, R. v.d. et Nentjes, A. (2001). « Competitive Distortions in EU Environmental Legislation: Inefficiency versus Inequity ». *European Journal of Law and Economics*, 11: 131-152.
- Lieberman-Warner Climate Security Act (2008). <http://www.opencongress.org/bill/110-s3036/text>.
- Mandelson, P. (2006). How Trade Can be Part of the Climate Change Solution. Commentaire de Peter Mandelson, Commissaire européen au commerce, Bruxelles, 18 décembre 2006.
- Manders, T., et Veenendaal, P. (2008). « Border Tax Adjustments and the EU-ETS: A Quantitative Assessment ». CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis, octobre 2008.
- Malueg, D. et Yates, A. (2009). « Bilateral Oligopoly, Private Information, and Pollution Permit Markets ». *Environmental and Resource Economics*, à paraître.
- Montero, J.-P. (2008). « A Simple Auction Mechanism for the Optimal Allocation of the Commons ». *American Economics Review*, 98: 496-518.
- Montero, J.-P. (2010). « Market Power in Pollution Permit Markets ». *The Energy Journal*, à paraître.

- Montgomery, W. (1972). « Markets in Licences and Efficient Pollution Control Programs ». *Journal of Economic Theory*, 5: 395-418.
- Morgenstern, R. *et al.* (2007). « Competitiveness Impacts of Carbon Dioxide Pricing Policies on Manufacturing ». Resources for the Future, Issues Brief 7, novembre 2007.
- Nitsche, R. *et al.* (2010). « The Electricity Wholesale Sector: Market Integration and Competition ». Livre blanc n° WP-110-01. ESMT European School of Management and Technology.
- Gouvernement de l'État de Nouvelle-Galles-du-Sud. Ministère de l'environnement, du changement climatique, et de l'eau. Rapports d'adjudication de crédit 2004-2010.
<http://www.environment.nsw.gov.au/licensing/hrsts/auctions.htm>
- OCDE (2002) « Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challenges ». OCDE, Paris.
- OCDE (2004) « Tradable Permits: Policy Evaluation, Design, and Reform ». OCDE, Paris.
- OCDE (2006) « L'économie politique des taxes liées à l'environnement ». OCDE, Paris.
- Peterson, S. (2006). « Efficient Abatement in Separated Carbon Markets: A Theoretical and Quantitative Analysis of the EU Emissions Trading Scheme ». Document de travail 1271 de Kiel.
- Petrakis, E., Rasmusen, E. et Roy, S. (1997). « The learning curve in a competitive industry ». *RAND Journal of Economics*, 248-268.
- Ponssard, J. et Walker, N. (2008). « EU Emissions Trading and the Cement Sector: A Spatial Competition Analysis ». *Climate Policy*, 8 (5): 467-493.
- Potomac Economics (2010). « Annual Report on the Market for RGGI CO₂ Allowances: 2009 ».
- Reinaud, J. (2005). « Industrial Competitiveness under the European Union Emissions Trading Scheme ». Document d'information de l'AIE, OCDE/AIE, Paris.
- Reinaud, J. (2008). « Issues Behind Competitiveness and Carbon Leakage: Focus on Heavy Industry ». Document d'information de l'AIE, OCDE/AIE, Paris.
- Reichenbach, J. et Requate, T. (2010). « Subsidies for Renewable Energies in the Presence of Learning Effects and Market Power ». Document de travail. Université de Kiel.
- Tietenberg, T. (1995). « Tradable Permits for Pollution Control when Emission Location Matters: What Have We Learned? » *Environmental and Resource Economics*, 5: 95-113
- Requate, T. (2006). « Environmental Policy under Imperfect Competition », dans: Folmer, H. et T. Tietenberg: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics* 2006/2007, 120-208, Edward Elgar.
- Rico, R. (1995). « The U.S. Allowance Trading System for Sulfur Dioxide: An Update on Market Experience ». *Environmental and Resource Economics* 5, 115-129.
- Sabelstrom, A. et Jegou, I. (2008). « Climate Measures and Trade: Legal and Economic Aspects of Border Carbon Adjustment ». Kommerskollegium, National Board of Trade, décembre 2008.

- Sartzetakis, E. (1997). « Raising Rivals' Costs Strategies via Emission Permits Markets ». *Review of Industrial Organization*, 12: 751-765.
- Sijm, J.P.M. *et al.* (2008). « The Impact of the EU ETS on Electricity Prices », Rapport définitif à la DG Environnement de la Commission européenne. ECN-E-08-007.
- Smale, R. *et al.* (2006). « The Impact of CO₂ Emissions Trading on Firm Profits and Market Prices ». *Climate Policy*, 6: 29-46.
- Stephenson, J. et Upton, S. (2009). « Competitiveness, Leakage, and Border Adjustment: Climate Policy Distractions? » Table ronde sur le développement durable, OCDE, SG/SD/RT(2009)3.
- Tietenberg, T. (2000). « Environmental and Natural Resource Economics ». 5^{ème} Interprétation, Courrier.
- Westskog, H. (1996). « Market Power in a System of Tradable CO₂ Quotas ». *The Energy Journal*, 17: 85-103.
- Woerdman, E. (2001). « Developing a European Carbon Trading Market: Will Permit Allocation Distort Competition and Lead to State Aid? » Document de travail n° 51.2001 de la FEEM.

AUSTRALIA

1. Key messages

- Scheme integrity, transparency, broad coverage and offsets, linking, banking and borrowing, and auctioning permits not only help achieve the scheme's objective at least cost, but can also promote competition in permit markets.
- Where free permits are issued in permit markets, fixed benchmarks for allocation improve competitive outcomes as it allows for equal treatment of incumbents and new entrants.
- Sound governance arrangements are important to the competitiveness of the permit market as they help market participants to have confidence in the integrity of the scheme.

2. Executive summary

Competition in permit markets and amongst competitors covered by permit trading schemes is important to reduce the risk that:

- excessive prices can be passed on to consumers as a result of the scheme; and
- market participants can influence the permit market for their own gain.

Many basic design features of trading schemes that are designed to achieve least cost abatement also promote competition:

- Scheme integrity, transparency, broad coverage and offsets, linking, banking and borrowing, auctioning permits.
- Where free permits are issued, fixed benchmarks for allocation and equal treatment of incumbents and new entrants.

But some scheme design elements may inhibit competition

- Restrictions on permit ownership/auction participation, thresholds.
- Important to consider these implications, and ensure that the benefits of these restrictions outweigh the potential costs of reduced competition.

General competition and corporations laws may also help to promote competition in permit trading and in product markets covered by permit trading schemes.

- Anti-competitive conduct provisions, misleading and deceptive conduct.

If necessary, further specific measures could be considered to manage competition concerns in permit trading but should be critically assessed to ensure they provide overall benefit to the economy.

- Safety valves, maximum auction quotas
- Price monitoring/regulation by competition regulator

3. Introduction

Permit trading schemes are a type of market mechanism that can be used to achieve an environmental policy goal. An advantage of these schemes is that they allow an environmental policy outcome to be achieved at least economic cost. Emissions trading schemes that limit greenhouse gas emissions are commonly discussed examples, although similar schemes have also been used for other purposes such as increasing the output of renewable energy, promoting energy efficiency, fisheries management and meeting air or water pollution goals. Essentially, permit trading schemes involve the creation of permits that represent units of an environmental outcome (for example, an additional megawatt hour of renewable energy or one tonne of greenhouse gas emissions). These schemes obligate certain parties to acquire these permits, creating a demand for the permits (and the particular environmental outcome). The permits represent a property right which is tradeable. This helps facilitate the flow of permits to those that value them the most. In this way, the trading scheme ensures that the environmental objective is achieved at least cost.

To encourage the achievement of the environmental objective at least cost, it is important that the market for permits functions efficiently. This means that the market works to encourage the take-up of the lowest cost opportunities to produce the environmental good and that the permits are allocated to those that place the highest value on them. An advantage of environmental permit trading schemes (and market based mechanisms more broadly) is that they do not require policymakers to direct how the environmental goal is achieved, leaving it to private firms or individuals (who generally have better information) to achieve the goal.

The ability of the scheme to efficiently achieve the environmental objective depends on the competitiveness of the permit market, because a more competitive market better facilitates the efficient allocation of permits. In addition, transparent and competitive product markets play an important role in reducing the risks that businesses can pass through inflated costs to consumers, or can manipulate either the supply or demand for permits in order to gain an advantage over their competitors.

Therefore, in addition to the attainment of other policy objectives, policymakers should consider how to design the rules of the scheme with a view to promoting competition. A market is more likely to be effectively competitive where:

- there are sufficient buyers and sellers in the market with no one firm or group of firms in a position to manipulate the market;
- the products are homogenous and can be freely traded;
- participants have information about prices and quantities in the markets;
- there are no undue restrictions on market participation and entry and exit;
- there is free import and export; and
- there is a strong competition policy framework, underpinned by laws which address issues such as anti-competitive conduct.

It is important for the efficient operation of the trading scheme that the scheme is designed in a way that facilitates competitive outcomes. In particular, market power risks are reduced by broad coverage (both sectors and gases in the context of emissions trading), and by greater linking with other international markets. Other design features, such as competitive permit allocation processes and price caps, can also limit any potential for market power exploitation.

One of the necessary pre-conditions for a competitive permit market is sound governance arrangements. Sound governance, through a strong institutional environment, will help generate confidence in the integrity of the scheme.

4. Governance

Governance arrangements are important to the competitiveness of the permit market. Market participants need to have confidence in the integrity of the scheme — otherwise they will be reluctant to trade permits. Two important factors are the role of the scheme regulator and the strength, certainty and transparency of property rights underpinning the permit. Scheme regulators have a role in ensuring that liable entities meet their obligations under the scheme, including reporting their activities and surrendering permits. A credible scheme regulator will give participants confidence that these obligations will be enforced and that penalties will be imposed on those who do not meet their obligations. A tradeable permit embodies a set of rights, which the permit holder assumes. These rights include a right to trade the permit or to surrender it in order to meet the holder's obligation. Thus, market participants require transparent and secure property rights, so that they can have confidence that they will receive the benefits of holding permits.

Other regulatory institutions play an important role in upholding the integrity of the scheme and promoting competition in the permit market. The Australian competition regulator, the Australian Competition and Consumer Commission, plays an important role in ensuring that all markets work efficiently and for the benefit of consumers. It does so through its enforcement of Australia's *Trade Practices Act 1974* (TPA). The TPA plays an important role in promoting competitive markets by safeguarding against anti-competitive conduct by business. The TPA covers all business to business dealings and spans the full breadth of the market, including emissions permits markets. In particular, Part IV of the TPA promotes competition by prohibiting certain types of anti-competitive conduct such as the misuse of market power and engagement in cartel activity.

To the extent that any tradeable permits are classified as financial products (for the purposes of the Corporations Act 2001), the Australian Securities and Investments Commission is also likely to play a role in regulating the carbon market.

5. Scheme design

5.1 *Key features that promote competition*

A number of permit trading scheme features that promote least cost abatement can have flow on effects on the competitiveness of the permit market. These features include whether and how a domestic scheme should be linked internationally and whether the scheme allows permits to be banked and/or borrowed. These design decisions affect competition by helping reduce the ability of entities to manipulate the market.

Depending on the type of trading scheme, it may be possible to link a domestic trading scheme internationally. Linking is an option where domestic schemes are designed to contribute to an international objective, such as reducing greenhouse gas emissions. An emissions trading scheme can link with the trading schemes of other countries and/or through other mechanisms, such as the United Nations

Framework Convention on Climate Change or the Clean Development Mechanism. In these cases, international linking can increase the efficiency of the scheme (allowing international trade in permits and emissions offsets), reducing the cost of achieving the policy objective. Further, international linking is likely to enhance competition in the domestic market. The ability for any one firm (or a group of firms) to misuse their power in the domestic market is lessened because liable entities have the option of purchasing permits from overseas. International linking also leads to a deeper and more liquid permit market, increasing the number of participants, further promoting competition. Broadening coverage of the scheme, and allowing offsets from uncovered sectors will result in similar enhancements to competition by increasing the depth of permit supply in the market. Provided that domestic or international offsets can meet the international accreditation standards, their inclusion in domestic schemes should not jeopardise the environmental integrity of the scheme but will assist in meeting the underlying environmental objective at least cost.

Trading schemes can also be designed with features that provide intertemporal flexibility to assist liable entities to better manage their demand for permits over time. Allowing some limited borrowing means that entities can use some permits from future years to meet their liability in the current year, while banking allows entities to hold onto some of their permits for use in later years. These features provide flexibility for liable entities to smooth their demand for permits and thus improve the efficiency of the scheme, softening price spikes and collapses as conditions change. Borrowing and banking are also likely to improve the competitiveness of the permit market, because the number of permits available for use in a given year is not limited to those issued in that year. This helps to smooth out fluctuations in the permit price and reduces the incentives and ability for entities to manipulate the market.

5.2 *Permit allocation and competition*

As part of implementing a trading scheme, policymakers will consider how to initially issue permits in the economy. The mechanism may affect the competitiveness of the permit market and the overall efficiency of the scheme. Schemes designed to reduce the level of a particular pollutant generally involve permits that represent the total allowable output of that pollutant. Under these schemes, the government creates and issues a limited number of permits, which places a limit on the level of output. Private individuals may also effectively be able to create permits, by undertaking activities that offset a unit of the limited product from outside the coverage of the scheme (for example, from overseas or uncovered domestic industries). There are generally two methods available to issue permits — selling them through an auction or by allocating them to entities for free.

Theoretically, the decision over whether permits are auctioned or allocated for free will not affect the efficiency of the trading scheme assuming there are limited transaction costs and firms can pass on costs to end use consumers. A firm's ability to pass on inflated permit costs by charging higher prices for its products will be driven by the level of competition it faces. In a competitive market, firms would compete so that the equilibrium price reflects marginal cost. The introduction of a new input cost in the form of emissions permits would add to a firm's marginal cost. The existence of competition should ensure that firms could not remain competitive if they passed on inflated costs (see Box 1 for further discussion of this issue).

Box 1. Competition and price pass through

In a market with limited competition in supply, suppliers will have an incentive to set prices above competitive levels to maximise profits. It is therefore possible that that resulting price increases in an uncompetitive market are higher than the competitive outcome — reducing overall welfare. Policy responses that encourage competition in general (such as by deterring collusion or removing barriers to entry for other suppliers) appear to be the preferred means of addressing pricing concerns that arise in any sector from the introduction of a trading scheme. For example, the

Australian Trade Practices Act contains provisions to discourage anti-competitive behaviour, which apply to the petroleum industry and more broadly (sections 45 and 46). In addition, existing laws under the Trade Practices Act regarding misleading and deceptive conduct (section 52) would prevent firms from inappropriately attributing excessive price rises to emissions trading requirements. Other options (such as regulating the level of pass-through of permit costs or implementing a broad price monitoring system) would involve significant practical difficulties, particularly given that fluctuations in permit prices would make it extremely difficult to determine the appropriate level of costs to be passed through to consumers

5.3 *Auctions — advantages and design*

While not a necessary condition for the efficient operation of the market, auctions have other advantages over alternative methods of issuing permits. Auctioning permits eliminates the complexity of designing and administering a free allocation mechanism. Some free allocation methods require policymakers or regulators to have detailed information about operations of different sectors and can lead to perverse incentives unless designed effectively (see Box 2 for a discussion of effective methods for allocating free permits). Permit auctions also promote allocative efficiency by ensuring that permits are initially allocated to those entities that are most willing to pay. Instead of allocating free permits, and then leaving the secondary market to facilitate an efficient allocation, an auction produces an efficient allocation at the point of issuance. Auctions also have potential distributional benefits — the gains that accrue to private interests under a free allocation become government revenue under an auction, which could be used for other purposes, including reducing other government taxes.

Box 2. Free permit allocations - the advantage of fixed baselines

In some circumstances, policymakers may decide to issue free permits. For example, a country that implements a cap and trade emissions trading scheme in the absence of a global permit trading scheme may be concerned about putting its emissions-intensive trade-exposed industries at a competitive disadvantage. These industries may not have the ability to recover the increase in energy and emissions costs in the domestic or global market because they are subject to either export and/or import competition. The increase in such costs could distort their current production and future investment decisions, possibly giving rise to carbon leakage, where industries move offshore with no net reduction in global emissions. In this light, policymakers may wish to provide some transitional support for emissions-intensive trade-exposed industries, in the form of free permits, to reduce the risk of carbon leakage before carbon constraints are imposed on competitors based in other countries.

One of the important considerations in providing free permits is how to ensure that firms maintain incentives to abate. The allocation of free permits to emissions-intensive trade-exposed industries based on a fixed benchmark mechanism, which is contingent on the level of production, is one way to help ensure this. A fixed historical weighted industry average emissions benchmark based on production across emissions-intensive trade-exposed entities could be used as a suitable benchmark, as it has numerous advantages. For example, the use of a fixed industry average, rather than an entity's emissions intensity (which other grandfathering mechanisms may use), ensures that entities who have already taken actions to reduce emissions are not penalised. The benchmark approach generally provides a higher number of permits to more efficient entities, thereby encouraging all entities to reduce emissions. In addition, allocating free permits based on historical industry average benchmarking does not place new entrants at a competitive disadvantage because new entrants also receive a level of assistance based on the industry benchmark. Thus, fixed benchmarking and baseline approaches better promote the efficient operation of a permit trading scheme compared with other grandfathering approaches.

The decisions that policymakers take regarding the design of the scheme can have implications for the competitiveness of the auction process. While auctions are generally considered to be an effective mechanism for issuing permits, there may be concerns that the efficiency of the auction system could be distorted by the application of market power by entities purchasing permits. Market manipulation could result in a small number of participants with market power being able to enter bids below the market price

and purchasing a large quantity of permits, which they subsequently restrict the supply of into the secondary market, driving up prices for liable entities. Competition regulation has a role in addressing this where it is the result of collusion between different participants. The greater the volume of permits recognised under the scheme (for example, due to a broad coverage of sectors and gases, or the recognition of international offsets), the less likely it is that any individual firm covered by the scheme would be in a position to affect the outcome of auctions. Whilst having some downside, restricting the number of permits that a single entity can purchase at any particular auction is another way to address this issue.

Policymakers may also consider how allowing different types of entities to participate in the auction may affect the competitiveness of the auction process. Participation in the auction can either be limited to only those entities that are liable to hold permits under the scheme or it can be open to any trader who is able to pass probity, competence and financial requirements. Limiting auction participation to liable entities may reduce the ability of non-liable entities to speculate on the price of permits and distort the auction market by bidding up permit prices. On the other hand, restrictions on who can participate in auctions impose a barrier to entry to the primary permit market. Allowing non-liable entities (such as financial intermediaries) to participate in an auction increases the number of participants in the market, which will likely reduce the ability of a single participant to distort the market. Non-liable parties may help to smooth prices in permit markets, since they are likely to purchase permits based on future price expectations, rather than based on the immediate demand and supply of permits in any given year, which is likely to be more volatile.

The decision over how frequently to conduct permit auctions may also impact on the competitiveness of the auction. For example, holding more frequent auctions means there are more opportunities throughout the year to purchase permits, providing business with more flexibility to manage their demand for permits. On the other hand, fewer permits will be offered at any particular auction (this may be positive if the market is constrained in its ability to absorb permits at a particular point in time) and fewer entities may participate, reducing the depth and competitiveness of each auction and possibly making the auctions more prone to manipulation.

6. The importance of a deep and liquid secondary market

While the design of the initial allocation method is important for competition, the development of deep and liquid secondary markets, both for spot and derivative products, will also help promote competition and reduce the potential for market manipulation. As with auctions for issuing permits, a concern is that a market participant could manipulate the permit market, causing permit shortages or price spikes that disrupt the operations of liable entities. A liquid secondary market provides an alternative source of permits (to purchasing them directly from the government) and promotes efficient price discovery, assisting liable parties to better manage future carbon costs and plan accordingly. The extent to which market manipulation is possible is also likely to be limited where alternative supplies of permits are available (such as international imports).

As a trading scheme matures, the development of a market in permit derivatives is likely to reduce the risk of market manipulation. Contracts such as permit futures and forwards, options and swaps are likely to be entered into and traded by market participants to manage price and volume risk. For example, a forward permit contract could involve a liable entity agreeing to purchase a given number of permits in the future, at a price agreed today. This allows the entity to manage permit price uncertainty, by locking in a future price. Further, activity in the forward market will lead to the development of a forward price curve that indicates the market's expectation about the cost of abatement opportunities in the future. This will assist liable entities to plan for the future and decide whether it is likely to be more cost effective to undertake abatement or to purchase permits. These factors make it less likely that the permit market can be subject to uncompetitive behaviour and means liable entities are less vulnerable to fluctuations in the

permit price. It will be more difficult for entities to cause a shortage of permits and drive up prices when liable entities have a good idea of future permit prices from looking at the forward price curve and can enter into forward contracts to purchase permits at a certain price to meet their expected future liabilities.

Standardised contracts for tradeable permits are likely to be tradeable on security exchanges and trading platforms, while more unusual contracts may be traded through over-the-counter transactions. In Australia, a range of environmental permit based products are expected to be traded on exchange, which support and complement tradeable permit markets. For example, derivatives supporting Renewable Energy Certificates (RECs), which underpin Australia's Renewable Energy Target (see Box 3 on Australia's Renewable Energy Target) have already been listed.

Box 3. Australia's renewable energy target

Australia has a Renewable Energy Target to ensure that the equivalent of 20 per cent of Australia's electricity supply comes from renewable sources by 2020. From 1 January 2011 the Renewable Energy Target will be separated into two parts — the Small-scale Renewable Energy Scheme, covering small generation units and solar water heaters, and the Large-scale Renewable Energy Target, covering large-scale projects such as wind farms, commercial solar and geothermal. The Large-scale Renewable Energy Target is an example of a market based permit trading scheme that promotes competition between renewable energy providers to supply renewable energy.

The Large-scale Renewable Energy Target guarantees a market for the additional generation of renewable energy through the creation of tradeable Renewable Energy Certificates, which are equivalent to the generation of one megawatt hour of renewable energy. Demand for Renewable Energy Certificates is created by legally requiring parties who buy wholesale electricity (retailers and large users) to buy them according to annual targets, or pay a shortfall charge. Annual targets for Renewable Energy Certificates are divided proportionately between liable parties.

The extra income that can be earned from the sale of Renewable Energy Certificates creates an incentive to produce renewable energy. The wholesale electricity price plus the income from the creation and sale of Renewable Energy Certificates should in theory be equal to the marginal cost of producing the last unit of renewable electricity to meet the annual targets of renewable based generation.

The Large-scale Renewable Energy Target, through tradeable certificates, provides a flexible trading environment which improves efficiency and promotes competition in the renewable energy sector. Renewable Energy Certificates may be traded independently in financial markets that are separate from physical electricity markets, improving the market's ability to find an efficient price. They may also be banked for trading or for surrender at a later time before the scheme ends. This helps to smooth volatility in Renewable Energy Certificate prices and provides greater stability to the market so that participants can make informed long-term investment decisions. The formation of improved secondary markets for Renewable Energy Certificates improves market liquidity and thus further facilitates price discovery and reduces the potential for large players to manipulate market prices.

7. Conclusion

Tradeable permit schemes are an efficient method of achieving environmental outcomes, that use the power of markets to deliver environmental outcomes at least cost. A key determinant of the efficiency of the permit market is whether the market is competitive. Competitive permit markets, where particular participants cannot distort the market to the detriment of others, promote the efficient achievement of the scheme objective. When setting the rules of the scheme under which the participants will operate, policymakers should consider how these decisions may affect the competitiveness of the permit market, particularly through the method of issuing permits and how this would impact on the development of a deep and liquid secondary market. Governance arrangements are also important. Other factors, such as linking the domestic scheme with foreign permit trading schemes and other international mechanisms, and the level of intertemporal flexibility designed into the scheme, can also affect the competitiveness of the

market. A permit scheme is most likely to achieve its objective efficiently when the rules of the scheme are set with a view to achieving a large number of market participants, encouraging widespread availability of information and minimising barriers to entry into the permit market.

CHILE

1. Chile's legal and institutional environmental framework

Chile's Environmental Policy stands on the concept of sustainable development, a strategy aimed at reconciling environmental protection with economic growth in a context of social equity and public sector's transparency. Its principles ensure coherence and pervade the legal, institutional and instrumental aspects of the government's environmental management.

Chile's Constitution contains three provisions concerning the environment. No. 8 and 24 of Article 19 declare that: a) citizens have the right to live in a pollution-free environment, the State being accountable for protecting this right and preserving nature; b) property rights are restrained by their social function, that is, the country's interests, national security, health, public use and conservation of environmental heritage; and c) as a guarantee of the above-mentioned rights, Article 20 of the Constitution enshrines the remedy of protection, which may be called upon by any party undergoing deprivation, disturbance or threats in his right to live in a pollution-free environment (Article 19, No 8) by an illegal act attributable to a precise authority or person. These Constitutional rules imply that, unlike aspects such as economic policy, environment issues are a State responsibility and that legal constraints on some rights or liberties can be imposed in this regard.

The General Environmental Framework (Act N° 19.300), enacted in 1994, has been substantially amended in 2010 by Act N° 20.417¹. The Act originally created enforcement mechanisms, the environmental protection fund, and government institutions in charge of environmental issues. It also defined key concepts for generating and ascribing duties and liabilities with reference to biodiversity, climate change, pollution, conservation of environmental heritage, nature preservation, and environmental impact or damage.

A number of management instruments –the main topics of the General Act No. 19.300 and related legal bodies- are also provided: Environmental Impact Assessment System; Environmental Quality Standards, Nature Preservation and the Conservation of the Environmental Heritage; Emission Standards; Management, Prevention and Decontamination Plans; Citizen Participation; Liability for Damage to the Environment; Education and Research; Environmental Protection Fund; and Strategic Environmental Assessment².

From 2010 onwards the new institutional arrangement considers the creation of the Environmental Ministry, in charge of environmental policies and regulations; the Environmental Evaluation Service, for the administration of the Environmental Impact Assessment System; and the Superintendence of the Environment as an enforcement and compliance agency. The Superintendence's powers of supervision and

¹ This amendment included the creation of the Environmental Ministry, the Environmental Evaluation Service, the Superintendence of the Environment and the Ministerial Sustainability Council. Besides, a bill establishing Environmental Tribunals is currently under discussion in Congress.

² The 2010 amendment introduced the Strategic Environmental Assessment instrument, which will come in force together with its related regulation.

sanction will be effective once the bill introducing the Environmental Tribunals, which is now in Congress, is enacted.

2. Locally transferable permits

Tradable emission permits (EPs) are an environmental management instrument in Chile's environmental regulations. EPs are one of the main economic instruments for preventive and decontamination plans and in emission standards associated to particular areas. The authority may launch a prevention or decontamination plan in specific areas when an environmental variable reaches between 80% and 100%, or exceeds, the values set by an environmental standard.

Issued by the Ministry of Health, Decrees No. 4 (1992) and No. 812 (1995) create and regulate a compensation system for particulate matter emissions by stationary sources. A compensation system for new activities is included in the Metropolitan Region Decontamination Plan³ whereby projects with an annual emission value higher than defined in the plan, should compensate 150% of that value.

Stationary sources permits were initially assigned caring for "grandfathering" clauses⁴, upon the emissions declared until December 1997 by sources operative by March 1992. An emission benchmark for these facilities was in force already, given that a reduction program had been previously set up. Later modifications of the original facilities must also compensate their emissions.

The compensation and technical requirements for those sources is authorized by the Ministry of Health, and only compensations between sources ensuring that their emissions' composition is similar are allowed.

The Environmental Permit shapes the procedures and technical requirements for the compensation of other sources' emissions, i.e., particulate matter during the building of a facility. Permits are granted by the Regional or National Commission for the Environment after their evaluation by the Environmental Impact Assessment System.

These permits are traded by firms on a bilateral basis, along with legal documents and technical information required to guarantee that the compensation and/or the emission reduction have been carried out.

The system operates within a specific geographical area benefiting from a decontamination plan and command & control instruments, such as emission standards. It is therefore unlikely that premises that should compensate their emission will become smaller in order to by-pass the regulations.

A similar system is in place for the control of nitrogen oxides emissions, consisting of a reduction program for current large emitters and compensation for new facilities. The compensation of emissions in the Metropolitan decontamination plan is mandatory for any activity or new facilities that emit over certain values of carbon monoxide, sulphur oxides and organic volatile compounds⁵.

³ D.S. N°16 of 1998 issued by the Ministry of the Presidency was updated on 2004 and on April 2010.

⁴ When rules are changed, these clauses allow actions taken before a certain date to remain subject to the old rules. In other words, it is a statutory or contractual willingness to allow some activities or former rights to stay valid despite new rules precluding it. For instance, downtown regulations can no longer allow gas stations there, but the one operating in the area before the law came into effect can stay in its "grandfathered" business.

⁵ Both authorized emission values and pollutants included were modified in April 2010.

A case depicting the compensation system is worth mentioning. In 1997, *Central Termoeléctrica Renca*, a thermoelectric power generator, had to substitute its fuel and sought an opinion from the environmental impact assessment system. The decision approving the change ordered the plant to compensate its nitrous oxides emissions. At that time, the government, in turn, was promoting the use of catalytic converters by taxicabs so as to reduce their emissions of atmospheric pollutants. Thus to satisfy the emission compensations, the approval involved the destruction of 129 taxicabs, paid by the power generator to their former owners, thus enabling them to buy a new car with catalytic converter⁶.

A further development is the Ministry of Public Works' intention to hand the administration of public parks and green areas to private firms under a concessions scheme. The administrator will be qualified for selling decontamination bonds of particulate matter to activities needing to compensate their emissions. The ensuing resources will directly go to the maintenance of green areas⁷.

With the aim of enhancing the compensation systems, a bill acknowledging the issuance of decontamination bonds was dispatched to Congress in 2003⁸.

One of the government's environmental priorities is a legal framework for an emission-trading scheme fitting assorted pollutants and geographical areas. The new Environmental Ministry has announced the review and amendment of this bill, with the aim of making effectively available an emission trading system in Chile.

3. Climate change and greenhouse gases mitigation

Chile is a developing country willing to contribute to the lessening of the global warming problem, although it contributes a mere 0.2% of global emissions. This country will freely take national the appropriate mitigation actions to achieve a 20% deviation below the "Business-as-Usual" (BAU) emissions growth trajectory by 2020, as projected from 2007, a target that calls for foreign support. Chile will mainly address energy efficiency, renewable energy, and Land Use Change and Forestry measures⁹.

As a non-Annex I country, Chile has no emission commitments but has participated in the international CO₂ markets either on a voluntary basis or under the Kyoto Protocol's Clean Development Mechanism (CDM). Our country has been very active in the development of CDM projects. According to UNFCCC's CDM statistics, the expected average annual CERs from 38 registered projects in Chile amounts to 1.25%.

The Santiago Climate Exchange (SCX) proposal was introduced in November 2009. This is a private initiative seeking to start and develop a Greenhouse Gases reduction industry, with state-of-the-art processes and carbon bonds eventually tradable in the American or European markets. This initiative is still in an initial stage, so no conclusions about its effects on market are available.

⁶ Environmental Qualification Resolution of the "Central Termoeléctrica Renca y Nueva Renca", Project. Res. Ex. N° 007/96, 30.10.1996. Available at https://www.e-seia.cl/expediente/expedientesEvaluacion.php?modo=ficha&id_expediente=43

⁷ Newspaper "La Tercera" 09.05.2010, page 10.

⁸ Bulletin 3290-12, July 2003.

⁹ Chile's letter to UNFCCC on the Copenhagen Accord's Appendix II -Nationally appropriate mitigation actions of developing country parties.

4. Competition authorities and the development of a market for emission permits

Competition authorities have not yet been directly involved in the development of an emission permits system.

Economic instruments for environmental management and regulation have been in use ever since their inception in mid 90's. Competition authorities, though, are aware that market solutions are increasingly being used nowadays by Environmental Authorities as a complement to the usual command & control instruments.

Environmental regulations should consider the competition policy approach, most of all in the design of an emission permits trading system. A recent experience is worth mentioning related to the management of fishing permits or quota allocation in the fishing industry.

Extractive fishery is highly regulated in Chile, by the "General Act on Fisheries and Aquaculture"¹⁰. Overall, this Act regulates this activity largely through command & control instruments such as annual quotas by species in a given area, or Total Allowable Catch; biological close season; minimum size or weight extraction per species in a given area, and size and features of the arts and fishing gear, among other¹¹.

Following the evolution of global fisheries management, in 1992 Chile started to regulate this activity by means of economic instruments¹², introducing an individual transferable quotas (ITQ) system, which tradable character has been limited in practice.

From 2002 onwards a Maximum Catch Limit per Boat Owner system (LMCA¹³) was introduced under Act 19.713 for industrial fishing only. This new system allocated individual fishing quotas based on a historical catch and investment allocation criterion.

Act No. 19.713 (LMCA) will expire in December 2012. In the face of this forthcoming event, the arrangement for access to fishery resources has triggered a debate in the industry on the revision of the LMCA's current regulatory scheme.

Additionally, the debate has moved to the competition arena, triggered by a request for a Competition Tribunal decision by a market player in a non-adversarial procedure. This firm initially requested, among others, a modification of the initial allocation system of fishing rights based on historical catch criteria, claiming market foreclosure effects.

The FNE framed the discussion as an issue of productive efficiency rather than a problem of allocative efficiency. The grounds for this approach were that in this particular case, in the downstream market, the product was considered a commodity (fish flour) and thus no serious potential risks towards final consumers were identified. On the other hand, the FNE identified that the potential competition problems in the market for fishing quotas should be addressed with an efficient transferability system for the ITQ, rather than amending the initial allocation provisions.

¹⁰ Act 18.892 of 1989 and subsequent amendments.

¹¹ Ibid. 1, Title III, paragraph 1, Articles 3, 4 and 5.

¹² Individual transferable quotas belong to a class of instruments known as "tradable permits... established by the Government for pollution or resource use. ...[the government] distributes auction permits and controls compliance of the system" CEPAL (2001), Serie Medioambiente y Desarrollo N° 31, p. 16.

¹³ Act No. 19.713, *Límite Máximo de Captura por Armador*.

In its report to the TDLC the FNE recommended that "in the context of a new fishing regulation, a proper secondary market for extractive fishing rights should be promoted, leading to an efficient allocation of extraction rights"¹⁴, provided that "two essential assumptions come together to make this happen: that property rights are well defined and that transaction costs are not too high".¹⁵

This non-adversarial case is still pending before the Competition Tribunal. The decision that will be issued -although not legally binding for the regulators- may provide a competition perspective in 2012 when the current quota allocation system will be revised.

¹⁴ FNE report of 06/09/2010, paragraph 113, page 39.

¹⁵ FNE report of 07/30/2010, paragraph 3, page 1.

DENMARK, FINLAND, ICELAND, NORWAY, SWEDEN

The text below is an extract from the joint report “Competition Policy and Green Growth” elaborated by the competition authorities of Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden. The report was published in October 2010.

Tradable emission permit schemes are an alternative to environmental taxes and can be just as cost-effective equating marginal emission costs across emission sources. These schemes may for instance limit the quantity of allowable emissions by issuing a fixed quantity of emissions permits, which polluters may then trade among themselves. The permit price plays a role analogous to an environmental tax.

The EU Emission Trading Scheme (ETS), which Norway and Iceland are also a part of, is regarded as one of the cornerstones of EU climate policy. The market for tradable emission permits includes the primary allocation (grandfathering or auctioning) and the subsequent trading of Greenhouse Gas (GHG) Emissions Permits within the ETS. Getting this market to work competitively is crucial to getting emission prices right. This will provide the correct price signals in order to reduce emissions and boost incentives to innovate.

During Phase I, most allowances in each country were given freely (known as ‘grand-fathering’). Arguably, grandfathered tradable pollution permits are among the least distortive forms of ‘subsidies’ since the opportunity costs of polluting are exactly the same as if the permits had been auctioned.¹ This (surprising) conclusion is based on the fact that the marginal price of emissions faced by every polluter remains the market price of a permit. It would, for instance, be more distortive to competition to apply different abatement requirements or environmental taxes across jurisdictions since these impact the cost of production at the margin, and therefore affect output and pricing decisions.² However, auctioned emission permits are better than grandfathered permits, since all sources, old and new, compete on an equal footing for emission rights.

From the start of Phase III (January 2013) GHG emissions permits will to a gradually increasing degree be auctioned by Member States. ETS sectors must start by purchasing 20 per cent of their emissions permits at auctions in 2013. That rate will rise gradually to 70 per cent in 2020, with a view to reaching 100 per cent in 2027. Power producers, on the other hand, are obliged to acquire all of their emission allowances at auctions in order to prevent windfall profits. To facilitate the energy transition for countries with high dependence on fossil fuels or insufficient connection to the European electricity network, a derogation is available.³

¹ Many tradable permit schemes ‘grandfather’ – distribute permits to firms according to some formula based on past pollution levels – whilst good practice would involve auctioning.

² OECD (2006), Environmental regulation and competition, [DAF/COMP(2006)30] p. 36.

³ See http://www.consilium.europa.eu/uedocs/cms_data/docs/pressdata/en/misc/107136.pdf

1. ETS and the importance of effective competition

In an ETS, the total number of permits issued (either auctioned or grandfathered), together with marginal abatement costs, determines in principle the price of carbon emissions. Thus, for a given total quota, the actual carbon emissions price is determined by the market.

Potential issues to be discussed in this context concern both the primary allocation (auction) as well as following trading of permits.

Regarding the primary allocation, emission permits should in general be auctioned and incumbents should not be given preferential treatment over newcomers.

A well functioning, competitive market for GHG emission permits is crucial to determining the appropriate price for emissions. Low prices – due for example to collusive practices – compared to the equilibrium price at a competitive level, would among other things lead to lower incentives for innovation. Thus, it is important that the auction market as well as the markets for trading permits function efficiently.

In the auction market, correct prices are vital in generating auction revenue for the Government that reflects the real economic value of the emission permits. However, not achieving this objective is more a distribution issue than an efficiency issue, as prices will adjust to market value, and hence real economic value, through trading in the secondary market, e.g. the ETS market, provided of course, that this market is competitive.

Achieving the objective of attaining market prices at the auction will depend on how the auction is designed. Different designs can deter or facilitate collusion. In the latter case, this might undermine the policy objective of competitive prices and correct price signals, in addition to transferring the economic rent of emission quotas from the authorities to industry.

Experience with auctioning and trading of emission permits has been gained both in the US and in the EU. When allocating multiple units of a homogenous good, like emission permits, different auction formats have been used in practice. One example is sealed bid auctions, where the bidders submit demand schedules. These are added to form the aggregate demand curve. The point at which the aggregate demand curve crosses the (vertical) supply curve defines the clearing price. The price paid for each item can either be the bid price or the clearing price. The former case is typically referred to as discriminatory or pay-your-bid pricing, whereas the latter is referred to as uniform pricing. Both auction formats have been used to sell e.g. treasury bills in different countries. Another auction format is the simultaneous ascending auction, used *inter alia*, by the Federal Communications Commission (FCC) in the US. Yet another format is the clock auction, used in the UK to sell emission permits.

Paul Milgrom discusses these formats from a theoretical point of view in his book *Putting auction theory to work*.⁴ He points out that the bidders (buyers) have a very general incentive to reduce demand to keep prices low. The most unfavourable results, i.e. prices far below the corresponding competitive prices, apply when the supply of goods for sale is fixed (p. 294). When the authorities sell emission permits in an auction, the supply of goods for sale (permits) is typically fixed.

Much effort should be put into designing emission permit auctions; the design in itself should contribute to competitive price-setting and prevent collusive practices.

⁴ Milgrom, P. (2004), *Putting auction theory to work*, Cambridge: Cambridge University Press.

The competition authorities have an important task to detect and deter collusive practices before, during and after the auction process.

2. Experience

The Nordic countries have no experience in auctioning emission rights. The Norwegian Agricultural Authority (NAA), however, has for several years auctioned import quotas using an internet auction.⁵ Import quotas are in principle the same product as emission rights, i.e. a fixed supply of exclusive rights, and the NAA auction experience might be of some relevance.

NAA employs the ascending multi-round type of discriminatory pricing format. The import quota auction for each good takes place once a year, with some exceptions, and the import license is valid for the subsequent year. Unused import licenses are tradable in the secondary market. An upper limit on how much of the available quota each bidder can acquire can be imposed if necessary. The main purpose of this option in the regulations would be to reduce the possibility of acquiring a dominant position and prevent short shipping by importers. For the time being, the limit is 100 per cent as these problems are currently not importunate. However, bidders using nominee companies might be a more serious problem.

The auctions were implemented on the Internet from 2001. The Norwegian Agricultural Authority is the current auctioneer of import quotas. Bidders can log into the auction 24 hours before the auction opens, and place their opening bid, i.e. an initial sealed bid specifying how much of the quota they want, and a corresponding bid in Norwegian kroner (NOK) per kilo at least 30 minutes before the auction opens. Bids are not published before the auction opens. For many quotas, the minimum opening bid is 0.01 NOK/kg. The auction proceeds in a continuous ascending format, where the initial bid can be increased and the volume or quota requested reduced. After each new bid, the resulting allocation is made public, but the competing bidders' identity is withheld. Competing bidders are represented by an alias. In principle, the bids are aggregated to form a demand curve as they are subsequently registered by the system. The clearing price, where the demand curve intersects the supply curve, defines the tentative split between the winning and losing bids. The screen giving information on the current allocation is updated every minute. If a bidder finds him/herself without a quota, his/her bid can be improved. The screen also informs the bidder with respect to total quota, how much of the total quota is currently allocated, and the total time remaining in the auction. It is important to note, however, that with a new bid, the remaining time is extended by a interval decided by the auctioneer.

The auction ends when none of the bidders are willing to improve their bids. In that case, bids above the clearing price are filled, those at the clearing price pro-rated, and those below are rejected. The final allocation, together with the respective bidder's identity and volume allocated, is made public. It is also important to note that bidders pay their bid based on a discriminatory price format. The distinction between uniform and discriminatory pricing is much less important in an ascending auction than in sealed bid auctions. The reason is that a bidder has little incentive to raise the bid much more than one bid increment above the clearing price. Hence, discriminatory pricing shares the main advantages of uniform pricing.

3. Recommendation (from Nordic report)

- The price of tradable emission permits plays a role analogous to an environmental tax
 - The EU Emission Trading Scheme (ETS) is regarded as one of the cornerstones of EU climate policy

⁵ See <http://www.lovdato.no/for/sf/ld/xd-20081010-1132.html#13> for the regulations on import quotas (in Norwegian).

- The Nordic competition authorities have actively advocated that
 - Emission permits should in general be auctioned
 - The scheme must cover as many emission sources as possible
 - Incumbents should have no preferential treatment over newcomers
- Auction design is important to promote efficient pricing and avoid collusion
- The competition authorities have an important task to detect and deter collusive practices before, during and after the auction process

JAPAN

1. Introduction

With the enactment of the Kyoto Protocol in February 2005, Japan is obliged to reduce greenhouse gases (GHGs) by 6% from the base year 1990 during the period from 2008 to 2012. For this end, the government has been taking initiatives to implement various measures against the emission of greenhouse gases.

At present, a domestic emission trading scheme, which is equivalent to the nationwide-level, has not yet been introduced. However, in March 2010, the government submitted to the Diet the bill for the Basic Act on Global Warming countermeasures,¹ which introduces a domestic emission trading scheme by the cap and trade method.

Against the backdrop of this situation, in March 2010, the Japan Fair Trade Commission (JFTC) examined the issues from the viewpoint of competition policy with regard to a scheme that is expected to be implemented at the time domestic emission trading is introduced, as well as its ancillary private commercial transactions. In its interim report, the JFTC identified the potential impact on competition among enterprises by the expected introduction of emissions control and conducts by enterprises concerning emission regulations that would possibly pose a problem under the Antimonopoly Act. By analyzing the issues from the viewpoint of competition policy with a focus on basic issues concerning the design of the emission trading scheme, the impacts on competition and points to be acknowledged are summarized as follows.

2. Discussion points on competition policies regarding emission control

2.1 *The impacts of emission allowance allocation methods on competition*

The methods of emission allowance allocation, which serve as the premise of the emission trading scheme, are divided into two types: free allocation and auction. Each allocation method is outlined in the chart below.

¹ This draft law was submitted to the House of Councilors in June 2010 and its deliberation was started, but discarded with its deliberation suspended.

At the Ministry of Environment, how the emission trading system should operate, etc., has been discussed since April 2010 by the Domestic Emission Trading Subcommittee, Central Environment Council. Also, at the Ministry of Economy, Trade and Industry, the Working Group for the Policy Method was established under the Industrial Structure Council in June 2010. The Working Group reviews how measures should be taken against global warming issues, including a domestic emission trading system.

Free Allocation	Grandfathering	Emission allowances are determined for business entities, etc., based on past emission results.
	Benchmarking	Emission allowances are determined for businesses (usually firms), etc., based on benchmarks, such as standard “GHG emission volumes per unit of production,” which are set for each industry sector.
Auction		Each business entity purchases necessary emission allowances by auction from the government.

2.1.1 *Free allocation*

Free allocation methods of emission allowance include grandfathering and benchmarking. The following is the summary of impacts on competition that are common to these methods and the impact on competition brought by each method.

Impacts on competition common to both methods

- New entrants

In free allocation through grandfathering or benchmarking, how to treat new entrants is an issue as they do not have past emission data, which would be required in order to decide the allocation of allowances to enterprises in the scheme.

If new entrants without such data were required to purchase emission allowances whereas existing entities (incumbents) were allocated allowances, new entry into the business might be deterred because new entrants would have disadvantages in competing with incumbents. In the case of introducing free allocation, therefore, a certain consideration will be necessary from the viewpoint of equalizing competitive conditions between new entrants and incumbents. For example, a mechanism that allocates a certain volume of emission allowances to new entrants can be set in the scheme.

On the other hand, in the case of establishing a system in which new entrants are given a certain level of free allocation, an appropriate system should be put in place to secure fair competitive environments so that business activities against the aim of the scheme cannot be carried out. For example, enterprises without actual results should not receive excessive allocations by applying to the scheme, or enterprises should not profit on the sale of emission allowances if they do not actually operate despite being given free allocations.

- Emission allowance allocation to trade associations by the government

One of the possible emission allowance allocation methods would be for the government to allocate emission allowances to specific trade associations and then for those organizations to allocate a certain volume of emission allowances to each member enterprise. Such an allocation scheme to trade associations, however, could incur a few concerns, namely, (1) trade associations would determine the emission volumes and consequently production volumes of individual members, (2) the business activities of certain members could be restricted by an unfair allocation of the emission allowances by the trade associations, and (3) the business activities of members could be restricted by possible restriction on how to achieve members' emission obligations. Therefore, it is considered that emission allowance allocation through trade associations could be likely to distort competition among member enterprises.

- Closure of a place of business

In the case of closure of a place of business that has been allocated emission allowances, two options are possible, namely, (1) the emission allowances once allocated can be kept by the enterprise and transferred to another place of business in its possession and (2) excess emission allowances that have been created due to the closure of an existing place of business must be returned to the government. In the case of enterprises closing places of business with lower production efficiency and shifting their production to places of business with higher efficiency, option (1) gives incentives to enterprises to proactively close and consolidate the places of business, whereas option (2) could give adverse incentives to enterprises to continue operation at places of business with lower efficiency in order to avoid handing over the emission allowances given.

Influence of each allocation method on the competition

- Grandfathering

There is a concern that grandfathering may distort competition when allocation is more favorable to businesses with lower energy efficiency (i.e. lower productive efficiency) rather than those with higher efficiency if the differences in energy efficiencies caused by past energy saving efforts, etc., are not reflected in the allocation.

In response to this issue, a special arrangement called “early action” could be set in order to allocate a certain volume of additional allowances with no charge to businesses that have made energy saving efforts, etc. In actually implementing such a special arrangement, however, decision making regarding which time period of the energy saving efforts can be covered and how these efforts can be examined, etc., could be a matter of arbitrariness and unfairness. Therefore, careful consideration to avoid such arbitrariness and unfairness is needed when such special arrangements are introduced. In designing how to determine the baseline year (baseline period) to calculate actual emissions, it is important to carefully consider not giving incentives to enterprises to continue inefficient production in order to secure their emission allowances.

In the industry sectors where technology for emission reduction has almost reached its limits and additional emission reduction costs are relatively high, enterprises would need to purchase emission allowances in order to increase their production, and competition would be based on the assumption that there are some constraints in production quantity in cases where enterprises would not earn profits due to the financial burden of purchasing emission allowances to increase production. In such cases, the production plan of each enterprise can easily be estimated if the allocated emission volumes, etc., are made public for the purpose of transparency in the allocation process under the circumstance of inactive trading of emission allowances, and this could consequently induce anticompetitive conducts that could be problems under the Antimonopoly Act, such as the allocation of quantity or production volume, etc., among enterprises.

- Benchmarking

As the mechanism of this method grants rewards to enterprises that retain emission efficiencies higher than the average, there is an incentive for enterprises to promote further emission reduction above the average level. Therefore, this method is expected to create competition promoting effects regarding production efficiency in cases where higher emission efficiency would lead to increasing production efficiency.

However, an issue arises when allocating emission allowances in the benchmarking method, that is, whether a uniform benchmark should be set for each industry sector or different benchmarks should be set to reflect the actual conditions of each enterprise if production technology, etc., are different in the same industry sector. It is considered that setting a benchmark for each production technology would result in giving less incentive to shifting to a production technology with higher production efficiency². Moreover, in general, emission allowances by benchmarking are calculated by multiplying activity volume by the benchmark. In the case of using production volume as the activity volume here, the same concern arises as in grandfathering, i.e., it could induce negative reactions in that enterprises would intentionally keep inefficient production.³

Benchmarks are usually set based on the average emission intensity for an industry sector, etc. If enterprises in different industry sectors are competing, however, there might occur an issue of securing equal footing among these enterprises since room for reducing emissions is different in each sector⁴.

Furthermore, past activity volume for a certain period is generally used as the activity volume of a business when determining emission allowances by benchmarking. In the case that expected production volume is used instead of the past activity and the allocated emission volumes, etc., are made public for the purpose of transparency in the allocation process, the production plans of each business are expected to be easily estimated and this could consequently induce anticompetitive conducts that could be problematic under the Antimonopoly Act, such as the allocation of quantity or production, etc., between enterprises.

2.1.2 Auction

Efficient allocation is expected in auction since the scheme allocates emission allowances using market mechanisms, which can secure transparency in the process of obtaining emission allowances as well as fairness of opportunities between new entrants and incumbents to obtain emission allowances.

However, because enterprises will have to bear the costs to purchase emission allowances, this scheme could induce a chilling effect on business activities of enterprises that cannot earn profits due to the additional burden of purchasing emission allowances.

In terms of the scale of auction, if the scheme is designed to restrict participants by such aspects as segmenting the market by industry sector, negative impacts on competition could emerge, namely, buyout of emission allowances and manipulation of transaction prices of emission allowances in order to eliminate specific enterprises such as new entrants, etc.

² For example, if different benchmarks are set for individual technologies with different emission efficiency in the power generation sector, such as coal power generation, natural gas power generation, etc., coal power generation which performs less efficiently will be allocated more allowances. Here, incentive to shift from a low efficient technology to a high efficient one would not work.

³ The same concern arises also in the case of calculating the activity volume by multiplying facility capacity by an operation rate. In this calculation method, however, it is still expected to give incentive to improving the facility capacity because such a negative factor can be eliminated by applying a standardized operation rate.

⁴ In such a case, equal footing is considered to be taken into account in the process of reviewing the BAT (Best Available Technology) in each sector by applying the method of utilizing BAT as a benchmark (to be calculated by accumulating emissions in the case of introducing BAT).

In addition, if information important for competition, such as the volume and the price of emission allowances that participating enterprises want to purchase, is disclosed as a result of an auction, such information will be an important sign that could reveal business plans, etc., to competing enterprises, and thus it could induce negative impacts on competition.

Based on the above issues, the Study Group on Government Regulations and Competition Policy⁵ evaluated methods of emission allowance allocation from the standpoint of competition policy and determined that allocation by auction is desirable from the viewpoint of minimally impacting competition among enterprises.

2.2 *Cost containment measures*

2.2.1 *Use and restriction of external credits*⁶

The use of external credits is generally considered desirable as enterprises will be able to have diverse options to fulfill emission reduction obligations and their use will make the impact of the obligations on the business activities of participating entities and consequently on competition relatively small.

On the other hand, use of external credits diminishes incentives to make self efforts to reduce emissions by enterprises, and thus restrictions for their use are set in some cases. However, if the use of external credits is excessively restricted under a circumstance in which emission allowance trading is not yet sufficiently activated, it might induce negative impacts on competition because enterprises might have no other choice but to restrict production due to a shortage of emission allowances or external benefits, for example.

Moreover, external credits are established without strict monitoring and verification in many cases. Therefore, it is appropriate to permit only the use of external credits that have been established through a certain level of strict monitoring and verification from the viewpoint of securing fair competition conditions.

2.2.2 *Banking*⁷ *and borrowing*⁸

As banking and borrowing provide enterprises with more options for fulfilling obligations other than through the sale and purchase of emission allowances or external credits, they can reduce the impacts of imposing emission reduction obligations on the business activities of participating entities and consequently on competition. Furthermore, they are expected to enable enterprises to flexibly make efforts to invest in emission reduction facilities for future emission reduction. With regard to banking and borrowing measures, moreover, there would be less concern that coordinated acts regarding prices and

⁵ As of March 2009, this study group consists of 10 members comprising academics and experts that meet with the purpose of reviewing public regulations as well as policies for securing and promoting competition in related fields, considering the changing social and economic environment in Japan.

⁶ Apart from trading of emission allowances with other entities, this credit is recognized as a flexible measure for observance in the emission trading scheme.

⁷ Banking is a mechanism that allows participants to use the surplus of the emission reductions they achieved compared with the emission allowance given in one operational period to achieve the emission reduction obligation in the following period.

⁸ Borrowing is a mechanism that allows participants to achieve the emission reduction obligation in one period by using a part of the emission allowances in the following period even if actual achievement is not possible.

production volume are induced as it is difficult to speculate about the production plans of competing enterprises based on the relationship between emission volume and production volume in a certain period.

However, permitting banking and borrowing with no restriction would diminish incentives to trade emission allowances and external credits with other business entities in the market, and these kinds of trading might not be activated.

2.3 *Trading of emission allowances and external credits*

2.3.1 *Price restriction of emission allowances and external credits*

There will be a concern that the market mechanism itself might not function well for the trading of emission allowances in the case that maximum price restriction, etc., is set for emission allowances and external credits.

In the case that the maximum price of emission allowances and external credits is set lower than the emission reduction costs of enterprises, such a price restriction will diminish incentives to reduce emissions and develop technology because enterprises can achieve the emission reduction obligation by purchasing emission allowances and external credits. This will have negative impacts on competition in the technology market or R&D market related to emission reduction.

2.3.2 *Trading through an exchange*

Trading allowances and credits through an exchange contributes to securing businesses with diverse trading options and is also expected to produce an outcome to provide smoother trading opportunities through lowered transaction costs and price detection function.

On the other hand, in order for trading through an exchange to function effectively, it is necessary to ensure such conditions as free participation in trading, low participation cost, fair and timely disclosure of information about market trading price, and no manipulation of the market price.

However, information disclosure in trading emission allowances and external credits could induce anticompetitive conducts among enterprises, for example, in the case where a fact that a specific enterprise has offered to sell or purchase emission allowances and the information such as price and trading volume offered at that time are disclosed to the competitors which belong to the same market. Therefore, data disclosed by the exchange should be selected and treated with careful consideration.

2.4 *Other concerns*

2.4.1 *Regulations on small and medium-sized enterprises*

In relation to emission reduction costs to comply with the emission regulation and administration costs to verify emission volume, when there are fixed costs which participating business enterprises are required to bear regardless of their emission volume, the cost to comply with the regulation would be excessive for small and medium-sized enterprises if they are subject to the regulation even if their emission volume is small. In the case that these entities face financial difficulties in continuing their business due to such cost burdens, it might induce a decrease in the number of competitors in the market and consequently a negative impact on the competition.

3. Conducts of enterprises adhering to emission regulations which possibly become concerns under the Antimonopoly Act

3.1 *Joint conduct by enterprises, etc.*

3.1.1 *Joint conduct in the implementation of emission reduction*

Currently, in quite a few cases, trade associations develop a voluntary action plan to commit to emission reduction, and there are some cases of trade associations participating in the experimental introduction of an integrated domestic market for emissions trading⁹.

In the case that the government allocates a certain volume of emission allowances to individual businesses or establishments or assigns them a certain volume of emission reductions, a problem of a cartel on supply volume under the Antimonopoly Act could arise if enterprises in concert with others or trade associations determine the supply volume of products or services of each business based on these obligations. Furthermore, restriction¹⁰ by business enterprises in concert with others or by trade associations on methods to achieve obligations of emission allowances, despite no such regulation by the government, would pose a problem under the Antimonopoly Act.

3.1.2 *Joint conduct to respond to increase in cost burdens associated with emission reduction*

When enterprises are required to incur an obligation regarding emissions, these enterprises need to constantly bear additional costs in order to purchase emission allowances or external credits from other enterprises if necessary, as well as to reduce emissions by their own efforts. Furthermore, it is possible each enterprise needs to cover these burdens at the same time.

Enterprises could respond to such cost burdens by directly raising the prices of their products and services, but if only one enterprise does so, this may decrease its sales. Therefore, enterprises might have incentives to jointly raise the prices of products and services by a certain amount. Such conduct, however, will be a problem under the Antimonopoly Act.

3.1.3 *Joint research and development regarding emission reduction*

As a commitment to emission reduction, enterprises may jointly perform research and development (R&D) for innovative production technologies, etc., which lead to emission reduction. Joint R&D is considered to have a pro-competitive impact in many cases as it promotes innovation by making R&D activities more active and efficient through cost reduction, risk diversification, shorter development period, etc.

On the other hand, as joint R&D is an activity pursued by multiple enterprises, depending on the agreement on the joint research and development, the business activities of the participants could be unreasonably restricted and thus fair competition in the technology market and product market could be disturbed.

In principle, restriction of the licensing of technology as an output of the joint R&D to the third party per se would not be a problem. However, in the case that in an industry sector, for example, joint R&D has

⁹ Although in principle participation as an organization is not acceptable, the government allows it as a special case.

¹⁰ Examples are restrictions on credit volume and type that can be used for achieving the obligation, or restrictions on arrangement, facilities, etc., for achieving emission reduction.

developed an innovative technology that can achieve a substantial amount of emission reduction and other enterprises would not be able to continue their business activities without using this technology to reduce emissions, rejection of licensing the technology could be a problem of unfair trade practices (concerted refusal to trade, etc.), private monopolization, etc., under the Antimonopoly Act if offers are made with reasonable conditions regarding costs, etc.

3.2 *Unilateral conducts by enterprises*

3.2.1 *Conduct pertaining to the benchmark setting for the benchmarking method*

A benchmark needs to be set, when the benchmarking method is adopted as the means of emission allowance allocation. This benchmark is supposed to be established based on the most efficient technology in the process of manufacturing a specific product. In setting a benchmark jointly, if one of the enterprises was successful to persuade other enterprises to calculate the benchmark based on the most efficient technology it owns by offering its license at an extremely advantageous condition and then refuses to license it to other enterprises at a time when others become unable to replace it by different technologies, others may not be able to decrease the emission volume within their allotted emissions allowance. Such conduct that makes it difficult for others to use the technology and thus to continue their business activities might fall upon private monopolization or unfair trade practices (refusal to trade) and constitute a problem under the Antimonopoly Act.

3.2.2 *Conduct regarding implementation of the external credit scheme*

Large scale enterprises, etc., which desire to use the external credit scheme, possibly implement an external credit project by gathering group affiliated partners, suppliers, and enterprises which desire to have contracts with them in order to efficiently secure a certain volume of credits. In this case, there could be an issue of unfair trade practices (trading on restrictive terms) in relation to the Antimonopoly Act if a large scale enterprise has a business with its existing partners on condition that the external credit project is to be implemented only between them, which results in a reduction in business opportunities for its competitors which could not easily find alternative partners as a consequence.

Furthermore, in the implementation of the external credit project, there are cases in which additional cost burdens or decreases in profits could result because a smaller volume of credits are obtained due to lower emission reduction than expected or more costs are incurred in the project implementation than expected. In such cases, an issue of unfair trade practices (abuse of superior bargaining position) could arise in relation to the Antimonopoly Act if enterprises in a superior bargaining position¹¹, unjustly in light of normal business practices, induce their trading partners to bear these additional costs or to accept decreases in profits.

3.2.3 *Conduct regarding loan projects, etc.*

As financial institutions are participating in the trading of emission allowances and external credits in the experimental implementation of an integrated domestic market for emission trading, it is also anticipated that they will also participate in the future emission trading as the sellers of emission allowances and external credits.

¹¹ Business enterprises that purchase external credits are in many cases large scale enterprises as a consequence of participating in voluntary action plans. As enterprises engaged in emission reduction in the external credit project are, on the other hand, mainly presumably small and medium-sized enterprises which do not participate in such plans, it is highly likely that the former is in a superior bargaining position over the latter.

In such a case, an issue of unfair trade practices (tie-in sales, etc.) could arise in relation to the Antimonopoly Act if a financial institution requests its borrowers to purchase emission allowances or external credits from either itself or its subsidiaries in providing credits and virtually forces them to accept the request.

In particular, it could be an issue of unfair trade practices (abuse of superior bargaining position) in relation to the Antimonopoly Act if financial institutions, etc., in a superior bargaining position with a continuous business relationship such as loans, etc., as a backdrop, unjustly induce loan recipients to purchase emission allowances or external credits whose prices have declined.

KOREA

1. Introduction

From the mid 1960s to 1990s, Korea grew its economy based on the 5-year-plans for economic development. Past economic policies of Korea including these five-year-plans were aimed for quantitative economic growth based on labor and capital as core factors of production.

Fast forward to August 15, 2008, President Myung-Bak Lee proclaimed “*low-carbon green growth*” as the nation’s new vision for the long-term growth in his congratulatory address for the 60 year anniversary of the founding of the Republic of Korea. The strategy of low-carbon green growth marked a new milestone that would shift the course of the Korean economy from the pursuit of quantitative growth to qualitative one. The green growth policy is a long-term strategy which looks ahead into 2050, which is materialized by its action plans “*5-Year-Plan for Green Growth*”.

The government enacted the “*Framework Act on Low-Carbon Green Growth*” in January 2010 to ensure efficient and systematic implementation of the green growth strategy. The *Act* provides the grounds for establishment of the low-carbon green growth strategy and 5-year-plan for green growth, and introduction of the Emissions Trading Scheme (ETS) based on the market-based mechanism to reduce greenhouse gas. Currently, the government is working toward introduction of the ETS with, among others, the effort to establish the “*Act on Emissions Trading (provisional name)*” which is based on the Framework Act.

Under the current Kyoto Protocol, Korea belongs to the Non-Annex I countries which do not have legally binding targets to reduce greenhouse gas during the first commitment period from 2008 to 2012. However, the nation, the world’s ninth-largest emitter, seems to be subject to reduction mandate under the Post-Kyoto framework¹ starting from 2012 when the first commitment period comes to an end.

This report introduces how the environment for green growth has been created in Korea and how green growth policies have been implemented, and then explains from the competitive perspective anticompetitive conduct expected to arise as the carbon market undergoes earnest development with introduction of the ETS.

2. Backgrounds of green growth strategy in Korea

Korea has become the 13th-largest economy of the world thanks to its growth strategies adequately reflecting the nation’s development stage and changing situation home and abroad. Green technology and industries aimed to cut greenhouse gas emission, however, still remain in the infant stage despite the high emission level from the energy-intensive industrial and social structure of the nation. Korea ranks in the top 10 energy consumers in the world with its energy-intensive industries including steel, chemicals and shipbuilding and also has the economic structure which makes it difficult to be prompt in the response to stricter emission reduction regulations.

¹ As the Kyoto Protocol expires in 2012, the international community is under negotiation to expand the existing framework into the post-Kyoto era.

2.1 *Climate change*

Korea has shown rapid increase in greenhouse gas emission with its heavy dependence on fossil fuel and manufacturing industries in the economy. This makes the nation especially vulnerable to the risk of climate change. Between 1912 and 2008, the temperature of the Korean peninsula increased by 1.74°C, doubling the global average, and for the last 40 years, the sea level rose by 22cm, three times the global average. Furthermore, Korea, which is the 9th-largest carbon emitter in the world and 6th among OECD countries, had shown the fastest growth in carbon emission in OECD from 1990 to 2007.

2.2 *Energy crisis and the post-fossil fuel era*

Korea imports 97% of its energy as the 6th oil importer and 2nd LNG importer in the world. The low level of energy self-sufficiency further aggravates the impact of fluctuation in the international energy prices and supply. For instance, during 2008 when the world's crude oil price reached around \$150 per barrel, more than \$140 billion out of about \$400 billion, one third of the total export value, was spent on energy import. This raises a pressing question of diversifying sources of energy supply.

2.3 *Environmental degradation from industrialization and urbanization*

The rapid industrialization and urbanization poses a pressing threat of environmental sustainability. Now, Korea is faced with the call for new growth strategy which takes balance between growth and environment with the least possible environmental burden.

2.4 *Need for new growth engine*

Korea has been striving to develop environmentally friendly industries and technologies, thereby changing its course from quantitative to qualitative growth. Investment and innovation in such industries and technologies can stimulate the economy with minimal adverse impact on environment. Moreover, the green growth strategy can preserve the environment and lay the foundation for the long-term prosperity.

3. *Current state in green growth strategy*

Since the declaration of the new national vision of the low-carbon green growth strategy in August 2008, the Korean government set up the Presidential Committee on Green Growth (PCGG)² and the Committee with participation from each ministry came up with specific task plans for green growth.

3.1 *Green new deal: green economy stimulus policy*

Faced with the global recession, the Korean economy also suffered economic recession recording less than 4% growth in the 4th quarter of 2008, compared to the previous 10 years' growth rate of 7-8%. The sluggish growth consequently affected the labor market, increasing the number of the unemployed to 0.75 million.

In response to the economic slump, in January 2009, the government announced its economic stimulus plan called "*Green New Deal*" which encompasses fiscal, financial and tax policies to create jobs and revitalize the economy.

² The Presidential Committee on Green Growth, which is composed of less than 50 members from the government and private sector including the two Chairpersons (Prime Minister and Head of the private sector) deliberates and adjusts green growth policies and collects opinions from numerous sectors.

To address economic difficulties and create green jobs, the government decided to invest KRW 50 trillion (about \$44 billion) from 2009 to 2012 in 36 projects in 9 sectors including green cars and clean energy, green transportation network, etc.

The Green New Deal is basically aimed to create jobs and revitalize the economy, enabling the nation successfully getting through the economic slump in the short run and driving the green growth in the mid and long term.

3.2 National green growth strategy and 5-year-plan for green growth

The government, based on the leading effort of the PCGG, established the “5-Year-Plan for Green Growth” which has materialized the strategy of low carbon green growth with long-term vision and objectives. The 5-year-plan embodies the nation’s ambition to become the 7th green powerhouse by 2020 and 5th by 2050 in terms of the overall green competitiveness such as green technology and industry, adaptation to climate change, energy self-sufficiency and energy welfare.

The National Green Growth Strategy is composed of 3 strategies, 10 policy directions and 50 core projects. The 5-Year Plan for Green Growth suggests basic approach toward low carbon green growth by setting detailed action plans including yearly goals, investment plans and agency in charge of the implementation of the plan.

Under the plan, the government will inject KRW 107 trillion (about \$95 billion), around 2% of the nation’s GDP, into the green economy every year from 2009 to 2013 to induce production amounting to KRW 182-206 trillion (about \$161-183 billion) and create 1.56-1.81 million jobs.

Box 1. 3 strategies and 10 policy directions of the national green growth strategy

1. Adaptation to climate change & Energy self-sufficiency

① Efficient reduction in greenhouse gas emission

- The mid-term target to cut greenhouse gas emission will be set for each sector and implemented step by step.

② Beyond oil into stronger energy self-sufficiency

- The “Energy Target Management System” will be implemented in earnest from 2011 after being conducted as a pilot project to enhance energy efficiency and control energy demand.

③ Stronger capability to adapt to climate change

- This includes establishment of the climate-friendly ocean management and natural disaster prevention system, implementation of the “Four Major River Restoration Project” aimed to secure water resources, restoration of forest ecosystem, and climate-friendly health care.

2. Creation of New Growth Engine

④ Green technology development as a new growth engine

- Investment in green R&D and green IT will be expanded to lead the world’s green market with high-quality LEDs (Light-Emitting Diodes), solar cells, hybrid cars, etc., ultimately increasing Korean-made green products’ market share to 8%.

⑤ Greening of existing industries and nurturing new green industries

- This is aimed to heighten eco-friendliness in major industries, spread green business operation system,

nurture green SMEs (Small and Mid-sized Enterprises), expand “zero-emission” industrial complex.

⑥ Advancement of Industrial Structure

- Industrial convergence (broadcasting-communications, IT convergence) will be boosted, high-tech industry developed (robots, new materials and Nanotechnology) and high-value-added service industries nurtured (medical, education, etc.) to shift into less-energy-dependent industrial structure.

⑦ Foundation of the green economy

- The carbon credit trading system will be introduced from 2012 in stages after carrying out pilot project and, green finance will be promoted with, e.g., development of “green stock index”.

3. Enhancement of Living Standard and National Reputation

⑧ Green land and transportation

- Development of “recourse-cycling local community”, green building and green home will be boosted, and the use of environmentally friendly transportation such as trains will be promoted to increase share of the public transportation to 55% of the total transportation.

⑨ Green revolution in daily lives

- The number of products with carbon label will be increased to 500 and homes using carbon points will be expanded.

⑩ Exemplary nation in green growth

- Green ODA will be increased to 20 % of the total and close cooperation with the world’s green growth will be offered to promote the national image of “green hub Korea”.

3.3 *Mid-term target for greenhouse gas reduction*

November 2009, Korea decided to cut greenhouse gas emission by 30% under the BAU (business-as-usual) projection by 2020 to actively participate in the world’s effort to address climate change and proactively respond to carbon trade barrier. The 30% reduction under the BAU projection is the highest level of what EU³ recommends to developing countries and represents a 4% cut from the 2005 emission (8.13 million tons). The target is regarded as quite ambitious given Korea’s emission had been more than doubled from 1990 to 2005.

The government set the target voluntarily regardless of other countries’ and revealed it in November 2009 at a time when the prospect of the Copenhagen Climate Conference was still uncertain. This decision was hailed as an exemplary effort to call for more active response from the international community.

3.4 *Enactment of framework act on low-carbon green growth*

3.4.1 *Background for enactment*

The Framework Act on Low-Carbon Green Growth (hereinafter “Framework Act”) was enacted to provide legal instruments for efficient and systematic operation of low-carbon green growth strategy, and came into effect in April, 2010. The Framework Act has integrated once fragmented environmental policies of each Ministry on climate change, global warming, new & renewable energy and sustainable development, etc.

³ EU calls on advanced countries in OECD to cut emission by 25~45% compared to the 1990 level, and developing counties 15~30% under the BAU scenario.

Establishment of the Framework Act serves as an important turning point given that it mandates the government, companies and people to play their roles for green growth by creating the green economy, developing green technology and industry, reducing greenhouse gas emission and energy consumption and practicing environmentally friendly life style.

3.4.2 *Main content*

Here is the main content of the Framework Act. First, it creates legal grounds for the efforts to cut greenhouse gas emission and energy consumption. Based on this, the government will introduce “greenhouse gas and energy target management system” into heavy greenhouse-gas-emitting and energy-consuming companies, “greenhouse gas/energy inventory system”, Cap and Trade Scheme, etc to achieve its mid-term reduction target and join the global effort to address the problem of climate change.

Second, the Framework Act is aimed to minimize economic burden which could be caused by environmental regulations with efforts to cut greenhouse gas emissions and save energy by covering numerous green growth policies such as supporting R&D for green technology, nurturing green industries, greening energy-intensive industries, promoting the development of green finance and creating funds for it, introducing authorization system for the green finance, promoting green business operation for SMEs, mandating the purchase of green products and expanding green land, cities, buildings and transportation. It also is aimed to lay the foundation for sustainable economy by creating new growth engine and enhancing potential growth rate.

Third, it suggests basic approach for introduction of the disclosure system for green business performance, environmentally friendly taxation and ETS. It also provides fundamental direction of green growth by setting forth on expansion of green constructions, transportation system focused on public transportation, water management in response to climate change, promotion of eco-friendly agriculture, forestry and fishery, product green labeling and green education. Lastly, it sets the grounds for shifting companies’ production activities and people’s life style into more efficient, low-carbon and less-resource-consuming ones.

Fourth, the Act helps prepare for the world’s rapidly expanding green market and strengthening environment regulations with standardization of green technology and industry, advancement of regulations and effective response to the global regulations.

Fifth, it provides legal grounds for green growth plans and organizations in charge of the work for efficient and systematic pursuit of the objective. The Act provides that green growth policies shall be established by each sector and government agency with the PCGG serving as the focal point that integrates the efforts to systematically implement the strategy of low-carbon and green growth as the foremost national plan.

4. Major institutions for greenhouse gas reduction

4.1 *Emissions Trading Scheme (ETS)*

4.1.1 *Effort to introduce ETS*

Korea has yet to introduce the ETS. However, the legal grounds for the ETS introduction are provided in the Framework Act enacted in January, 2010. According to Article 46 of the Framework Act, the provision regarding introduction of Cap and Trade Scheme, the government may use market-based approach to prepare for the world’s expanding emissions trading market by setting the maximum permissible level of emission and implementing the emissions trading system.

Before adopting the ETS, detailed operational plans such as initial emissions quota and the right environment for the implementation should be established. Currently, the PCGG is in the course of enacting Emissions Trading Act which includes the plans on allocation of emissions quota, registration and management of emission, establishment of the trading market, the timing of introduction of the system, etc.

The following is the description on the pilot project of emissions trading which is being conducted in Korea.

4.1.2 *Pilot project of emissions trading*

The pilot project of emissions trading started in January, 2010 to create social consensus on the emissions trading system as a major plan for the mid-term goal of emission reduction, prevent the potential trial and error and build prior experience before implementing the system in earnest.

The pilot project, of which implementation is supervised by the Ministry of Environment and local metropolitan governments, is conducted targeting public organizations and their buildings⁴ for the next three years from 2010 to 2012 (following the fiscal year of January 1~ December 31). The greenhouse gas⁵ traded in the project is limited to carbon.

During the first quarter of 2010 after the project was launched, 494 public organizations under the participating local metropolitan governments exchanged the total 7,655 tons of CO₂ amounting to KRW 207 million (about \$0.18 million) in 1,543 cases.

Box 2. Pilot project of emission trading

- Greenhouse gas subject to trade: Carbon Dioxide (CO₂)
- Participants: Voluntary participation in principle, but the head of a local metropolitan government can designate participants among administrative agencies, public organizations, commercial buildings, organizations and companies
- Reduction target: Compared to the benchmark (the average emission from 2007~08), 1% reduction for workplace, large-sized buildings and 2% reduction for public organizations during the period of the pilot project
 - The head of a local metropolitan government sets emission quota under discussion with a participating organization.
- Allocation of carbon credit: The head of a local metropolitan government allocates carbon credit* by quarter and year to the project participants free of charge based on the benchmark amount (the average emission from 2007~08) and their reduction targets in the following manner.
 - Amount of carbon credit allocated = [Amount of emission in the base year × (1 - Amount of targeted reduction (%) / 100)]
- Verification of reduction: Independent verification organizations* designated by the Ministry of Environment and Environmental Management Corporation will verify the reduction amount to ensure fairness and objectivity in the process
 - 12 organizations including Korea Quality Assurance, BIS Korea and DNV Korea were selected to be in charge of verification.

⁴ For the pilot project, 14 local governments, 29 companies and 3 large distributors voluntarily signed a Memorandum of Understanding on carbon credit trading with the Ministry of Environment.

⁵ Greenhouse gases include carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), hydro fluorocarbons (HFCs), per fluorocarbons (PFCs) and sulfur hexafluoride (SF₆) that causes the greenhouse effect, but this project is implemented limited only to CO₂.

- Trade of Carbon credit: The issued carbon credits are traded in the carbon market for 10 days after the process of verification is finished.
- Rollover and advance use of carbon credit: Unused carbon credits can be rolled over to the following quarter, but the next quarter's carbon credits cannot be used in advance.

4.2 Carbon Point System⁶

The *Carbon Point System* incentivizes homes and operators of commercial buildings to cut greenhouse gas emission by providing them with points based on the amount of the saved electricity, gas and water. The amount of energy saved is calculated in comparison with the average of energy used during the previous two years using coefficient of greenhouse gas emission⁷ and then is exchanged with incentives such as carbon points, gift vouchers and transportation cards.

Since the pilot project was launched in November, 2008, the Carbon Point System was adopted by all the local governments as of May, 2010. This incentive program is now leading green life style by inducing efforts to cut greenhouse gas emission from as many as 1 million participants including apartment houses, commercial buildings and organizations.

Box 3. (Example) Carbon point system of Seoul city

- Current State
 - Buildings and transportation accounts for 90% of the total greenhouse gas emission in Seoul.
 - The city government is encouraging sustained energy conservation by providing incentives for the reduced greenhouse gas emission based on the saved amount of electricity, water and city gas.
- Performance
 - 259,707 participants in total
(Homes: 241,710, Organizations: 17,997, Sep. 2009~ Jul.2010)
 - Green house gas reduction: 75,565 tones (as of Mar. 2010)
 - Incentives for reduction: Green products such as LED lamps, multi-outlet strips were provided for 6,992 homes which cut energy consumption by 10% on average for 6 months
 - * Amount of reduced greenhouse gas = Amount of energy saved × Coefficient of greenhouse gas
 - * Coefficient of greenhouse gas: Electricity 1 kWh = 424g CO₂, water 1m³ = 332g CO₂, Gas 1m³ = 2,240g CO₂
- Standard for offering incentive
 - Homes: 10% reduction on average for 6 months compared to the average of the amount used during the previous two years
 - Organizations: the top 70 among schools, apartment houses and other buildings with the most significant reduction compared to the average of the amount used during the previous two years.

⁶ Carbon Point System is introduced and implemented according to the Comprehensive Plan for National Response to Climate Change (Sep. 2008) and Article 81 of the Clean Air Conservation Act (Notification of the Ministry of Environment).

⁷ e.g., electricity 1 kWh = 424g CO₂, water 1m³ = 332g CO₂.

4.3 *Carbon Emission Indication System*

In order for the culture of “low-carbon green production and consumption” to be established as early as possible, the government embarked on a pilot project of marking the amount of carbon emission in products targeting 10 product items including washing machine and water purifier in July, 2008. This program, which was officially launched under the name of *Carbon Emission Indication System* in January, 2009, is aimed to induce the market’s voluntary effort to cut greenhouse gas emission by making public the amount of greenhouse gas generated across the whole process of production and service and thereby spreading the culture of energy conservation.

The system is currently being implemented focused on mark authorization. As of September, 2009, 51 products were authorized to indicate their amount of CO₂ emission, and the number will be increased to 500 by 2013.

5. *Antitrust issues emerging with ETS*

Korea is categorized into the Non-Annex I country during the first commitment period of the Kyoto Protocol (2008 ~ 2012) and has yet to introduce the ETS. However, the nation established legal grounds for introduction of the ETS under the Framework Act enacted in January, 2010, based on which the PCGG is in the course of drawing up the draft of the “*Act on Emissions Trading (provisional name)*” and basic plan for the ETS. The following is antitrust issues that are expected to emerge with the adoption of the ETS and creation of the carbon market.

5.1 *Major types of antitrust issues*

5.1.1 *Abuse of market dominance exploiting carbon trading*

There is high possibility that companies with market dominance will pass the increased cost from implementation of the ETS onto customers by reflecting the cost rise in the product prices. It can be problematic if those companies engage in unfair practice by, for example, reflecting carbon credit allocated to them free of charge in their product prices.

5.1.2 *Cartel based on self-regulation and voluntary arrangement*

In some cases, industries are allowed to set out self-regulating guidelines under environmental regulations regarding the climate change agreement such as the ETS. For example, regarding the requirement for environmentally friendly design of energy devices, the relevant industry can draw up self-regulations. Moreover, business associations may be allowed to set the industries’ CO₂ emission target.

These sorts of self-regulations and arrangements could be exploited adversely, creating the market environment conducive to cartel schemes. In particular, allowing a business association to set its emission target at its discretion is highly likely to result in a collusive agreement on output.

5.2 *Role of competition agency*

5.2.1 *Strengthened enforcement against market dominance abuse*

In Korea, there are legal grounds in place to regulate dominant companies’ abusive practices taking advantage of emission trading system by excluding rivals or passing the increase in costs onto consumers.

Article 3-2 (1) of the Monopoly Regulation and Fair Trade Act (MRFTA) defines the followings as practices of market dominance abuse; ① acts of unduly determining, maintaining or changing prices of products or goods; ② acts of controlling sale of products or offering of services; ③ acts of blocking rivals' entry to the market; ④ acts of unfairly hampering other companies' business activities and ⑤ acts of excluding rivals or highly likely to harm consumer benefits.

5.2.2 *More Active competition advocacy*

Competition advocacy efforts need to be strengthened so that pro-competitive regulations can be introduced in the course of establishment of environment regulations. Prior Statutory Consultation or Competition Impact Assessment should be actively implemented when environment-related laws such as the “*Act on Emissions Trading (provisional name)*” are established.

As the emission trading system seems to change competitive structure depending on how the system is designed, the scope of participation, the method of allocation and trade, and other operational plans require close review. Considering this, the KFTC will actively participate in the relevant legislative process including the establishment of “*Act on Emissions Trading (provisional name)*”.

5.3 *Prior statutory consultation*

Article 63 of the MRFTA requires government agencies to consult with the KFTC before enacting potentially anticompetitive laws, making such amendments, or issuing approval or taking measures that have anticompetitive effect. The KFTC will make active use of the statutory consultation to prevent anticompetitive aspects from being included in environment regulations such as the ETS.

5.4 *Competition Impact Assessment*

Competition Impact Assessment was first started in January, 2009 in order for the KFTC to review potential anti-competitiveness in newly established or reinforced regulations.

For operation of this institution, each ministry produces and sends “Regulatory Impact Analysis Report” for its newly created or reinforced regulations to the KFTC and Regulatory Reform Committee (RRC)⁸. Based on the provided report, the KFTC assesses impact of those regulations on competition and delivers the result to the concerned Ministry and RRC. Then the Ministry voluntarily accepts the result and changes the content of their regulations or the RRC uses it as reference materials when examining the concerned regulation.

Actually, in the process of legislation of the Framework Act, the KFTC suggested an opinion that the provision that has the expression “joint implementation of greenhouse gas reduction target by companies” raises concern over possible cartel conduct and RRC adopted the KFTC's opinion and deleted the expression.

⁸ The Presidential Committee, which is composed of 25 members (6 from the government and 17 from the private sector) including the two Commissioners (Prime Minister and Head of the private sector), deliberates and adjusts government regulatory policies and examines and overhauls regulations.

SWITZERLAND

Swiss environmental policy is addressing a wide spectrum of environmental issues in Switzerland, ranging from pollution of air, water and soil, to protecting stratospheric ozone, reducing biodiversity degradation or to mitigating climate change. In order to improve environmental quality in Switzerland, a number of different instruments are applied and combined, including market-based approaches, information instruments, command-and-control instruments and subsidies. Environmental policy and the related choice of instruments are guided by the "polluter pays" principles, as enshrined in the Federal Law on the Protection of the Environment. Key progress was achieved by application of command-and-control instruments in the field of pollution control. In more recent years, market-based mechanisms fostering the internalization of external costs and introducing a price signal have become more important. The focus of environmental policies has thereby shifted from local pollution prevention to an improvement of the natural resource efficiency in the sense of green growth.

The following submission focus primary on Switzerland's experiences with regard to environmentally related taxes and levies applied in the context of climate and transport policy.

Table 1: Overview of environmentally related taxes and levies in the context of climate and transport policy

Heavy Vehicle Transport	Other Transport	Heating/ Processes Industry/Private	Heating/ Processes Industry	VOC-Emissions Industry	Policy Targets
Heavy Vehicle Fee					financing infrastructures and shifting transport mode
Climate Cent					off-setting GHG-emissions
Petroleum tax					non-environmental, fiscal targets
		CO ₂ levy	CO ₂ levy exemption and ETS ¹ upon application		emission reductions
				VOC ² tax	emission reductions

1. CO₂ levy for heating and process fuels

In order to achieve Switzerland's emission reduction objective under the Kyoto Protocol of 8% between 2008 and 2012 (compared to 1990 levels), the federal CO₂ law limits CO₂ emissions from fossil

¹ ETS: Emissions Trading Scheme

² VOC: volatile organic compounds

fuel use for heating and transport to 10% below 1990 levels. This target is further divided into reduction targets of 15% on heating and process fuels and 8% on transport fuels.

These emission reduction targets are pursued with a mix of instruments:

- Voluntary actions by the industry and society
- Subsidiary CO₂ levy for heating and process fuels as well as transport fuels, if the effect of voluntary measures is insufficient to reach the corresponding targets
- Emissions trading scheme
- Mitigation relevant measures in other policy areas, e.g. energy, transport, agriculture

1.1 Objective of the CO₂ levy for heating and process fuels

By increasing the price of heating and process fuels, the objective of the CO₂ levy is to reduce related CO₂ emissions by fostering more efficient use of fossil fuels, promoting investments in energy-efficient technologies as well as the use of low-carbon energy sources.

1.2 Levy rate

As CO₂ emissions from heating and process fuels continued to increase, the Parliament adopted in March 2007 the schedule for introducing the CO₂ levy as well as the rates. Depending on the development of the related CO₂ emissions in comparison with yearly pre-defined interim targets, the CO₂ levy is to be increased gradually. That means the gradual rates are based on estimates of the expected impact on emissions and adjusted according to effective emissions. The levy was introduced as of January 2008 at an initial rate of CHF 12 per tonne of CO₂ (approx. €9.6). Because CO₂ emissions from heating and process fuels in 2008 were above the pre-defined threshold, the levy was increased to CHF 36 (approx. €28.8) as per January 2010.

The future increase of the levy rate after 2012 - as proposed by the Government and to be approved by the Parliament - follows the same logic and is based on Switzerland's overall reduction target of at least 20% by 2020 compared to 1990 emission levels. The sub-target for heating and process fuels amounts to a reduction of 25% by 2020. Accordingly, an adjustment of the rate depends on the achievement of interim average reduction targets for heating and process fuels between 2012 and 2014 (reduction of at least 18%) as well as between 2015 and 2018 (reduction of 21%). The maximum rate is set at CHF 120 per tonne of CO₂ (€96). If emissions are well below the pre-defined interim thresholds, the levy can also be decreased to a minimum rate of CHF 36.

1.3 Use of revenues

The proceeds from the CO₂ levy (approx. CHF 660 million at a tax rate of CHF 36) were initially fully and equally refunded to the Swiss population (by a lump sum per capita rebate on health care insurance fees) and to the business community in proportion of wages paid.

In 2009 the Parliament decided to earmark from 2010 on a third of the revenues, or maximum CHF 200 million (€ 160 million) per year to CO₂ relevant mitigation measures in the building sector (e.g. refurbishment of buildings, upgrade of heating systems, and use of renewable energies).

1.4 *Competition concerns and political acceptability*

With regard to effects on income distribution, it is assumed that the refunding mechanism may slightly absorb the potential direct regressive impact without reducing the environmental effectiveness of the levy. Particularly households with many children, often less wealthy, benefit from the per-capita refunding mechanism.

Energy-intensive companies and big emitters can apply for exemption from the CO₂ levy. The exception is specifically motivated by competition concerns as those companies could otherwise face a sudden loss of international competitiveness. Still, companies that intend to be exempted have to commit to individual emission reduction targets and can participate in the Swiss emissions trading scheme (ETS, see below). As companies can choose between joining the ETS and paying the CO₂ levy, they have in principle greater flexibility and limited compliance cost uncertainty.

The combination of voluntary approach, levy and emissions trading scheme as well as the gradual adjustment of the levy have substantially increased the political acceptability of the CO₂ levy.

1.5 *Environmental outcome of the CO₂ levy*

In 2009 CO₂ emissions from heating and process fuels have been reduced by 12.1% compared to 1990 levels and have slightly decreased between 2008 and 2009. However, it is too early to assess (ex-post) the impact of the CO₂ levy on emissions, as emissions depend on different factors, such as heating days due to cold winters, oil price and others. In principle, the gradual increase of the levy potentially increases the effect of dynamic efficiency as the incentive to reduce emissions is not only maintained but strengthened over time. According to modeling, the CO₂ levy is assumed to contribute to 2.2% of the total emission reduction effort by 2020. The environmental outcome of the CO₂ levy is closely linked to other instruments in the building sector, such as performance standards and subsidies for refurbishment of building, upgrade of heating systems, and use of renewable energies. These subsidies are generated by an earmarking of the CO₂ levy (see above).

2. *Swiss Emissions Trading Scheme*

The Swiss ETS is operational since January 2008 and covers around 400 companies, with a total emission allocation of approximately 3 million tonnes of CO₂ from energy related activities.

2.1 *Objective of the Swiss Emissions Trading Scheme (ETS)*

The ETS offers an alternative to the CO₂ levy for energy-intensive industries, thereby increasing flexibility to companies and fostering cost-efficient mitigation reductions. Thus, participation in the ETS is voluntary.

2.2 *Allocation of emission rights*

The allocation of emission rights is free and based on a bottom-up approach. The individual emission reduction target takes into account the technical potential, economic viability as well as past emission reduction efforts of the company concerned. The emissions rights are fully tradable and bankable.

2.3 *Competition concerns*

Recent experience with regard to emissions trading has shown that the liquidity and trading volume on the market is relatively small. With the exception of the Climate Cent Foundation (see below), there is a very modest demand for emission permits. Consequently, the Climate Cent Foundation has paid CHF 70 to CHF

100 (€56 to €80) per tonne of CO₂. In view of the CO₂ levy rate at CHF 36, it is questionable if this price can be considered as market-price and hence, if the emission trading market is competitive.

Competition concerns are addressed by applying the bottom-up approach in allocating emission rights as well as an ex-post adjustment (until 2010) based on economic growths of the companies.³

However, both instruments are linked to other disadvantages and challenges with regard to competition, effectiveness as well as efficiency;

- The ex-post adjustment involves consequentially a dynamic cap, which risks reducing environmental effectiveness of the ETS as well as economic efficiency, as other sectors have to compensate for any potential increase of emissions from the ETS in view of compliance with Kyoto Protocol commitments. Furthermore, recent experiences in Switzerland have shown that ex-post adjustments may initially increase political acceptability and address some competition concerns, but at the cost of increased uncertainty with regard to the allocation of emission permits. That is to say, during the economic downturn, the ex-post adjustment for 2009 resulted in a considerable scaling-down of allocated emission permits. Due to this kind of increased insecurity, make-or-buy decisions can become much more difficult. Furthermore, it is assumed that liquidity challenges within the Swiss ETS are amplified by the ex-post adjustment mechanism as well as related insecurities.
- One of main challenge with regard to the bottom-up approach is that individually defined bottom-up reduction targets can intensify distortions of competition within the ETS, with regard to other sectors (which have less flexibility) as well as at the international level.

As a result and in view of the further development of the Swiss ETS (see below), the government has proposed to amend the bottom-up approach and to abandon the ex-post adjustment what is to be approved by the Parliament.

As Switzerland's most important trading partner is the EU, the most effective instrument to address competition concerns is supposed to be a linking of the two trading schemes. In principle, the effect of linking is comparable to trade liberalization and would ensure a level playing field. Companies participating in the Swiss ETS would have access to a bigger and more liquid market, thereby increasing cost-efficiency and flexibility with regard to compliance and decreasing transaction costs. Consequently, the Swiss government has proposed to continue and improve the Swiss ETS for energy-intensive companies inter alia in view to increase linking opportunities with the EU ETS. Accordingly, further measures related to carbon-leakage concerns would be realigned with the EU provisions (such as free allocation based on an efficiency benchmark etc.).

2.4 *Environmental outcome*

In principle, the environmental outcome of an emissions trading scheme can be ascertained in advance. Due to the previously mentioned ex-post adjustment, the environmental outcome of Swiss ETS can't be assessed at this point of time. The cap will be reduced by 1.74% annually as of 2013. Compared to the total emission reduction effort, the ETS is supposed to contribute to about 1.5%.

³ The production growth related ex-post adjustment of allocated emission rights takes into account CO₂-intensity change of the company (CO₂-intensity compares the effective CO₂ emissions to hypothetical CO₂ emissions without any reduction measures). If the production output of a company increases, more emission rights are allocated. If the output decreases, emission rights are detracted. The objective of the ex-post adjustment is to ensure, that economic growth is not constrained due to environmental policy, i.e. the ETS.

3. Climate cent on transport fuels and petroleum tax

Similar to the CO₂ levy for heating and process fuels, a subsidiary levy on transport fuels was supposed to be introduced, if the effect of voluntary measures is insufficient to reach the sectoral target. Subsequently, the Swiss industry had to fund the so called Swiss Climate Cent Foundation on a voluntary basis, which charges a levy on all imports of petrol and diesel at a rate of 1.5 cent per liter since 2005. The Foundation committed to reduce 12 million tonnes of CO₂ between 2008 and 2012, of which at least 2 million tonnes within Switzerland. This geographical division between emission reduction projects takes into account the difference in reduction costs in Switzerland and abroad. In this sense, although voluntary, the Climate Cent initiative can be considered as a cost-efficient market-based instrument.

In addition to the climate cent on transport fuels, there is an excise tax on crude oil, other mineral oils, natural gas, their processed products, and engine fuels as well as a petroleum surtax on engine fuels.

3.1 *Objective of the climate cent*

In contrast to the CO₂ levy on heating and process fuels, the objective is not to steer directly emissions from the transport sector but to compensate part of the emissions through emission reduction measures in Switzerland and abroad. The investments are funded through the levy of 1.5 cents per liter, which create revenues of about CHF 100 million annually. In Switzerland, offsets are generated either in the transport, the building or the industrial sector (e.g. purchase of emission rights from the Swiss ETS). Abroad, investments are made within the Clean Development Mechanism of the Kyoto Protocol.

The petroleum tax fulfils primarily a fiscal objective.

3.2 *Levy rate*

As the Climate Cent Foundation is a private sector initiative, the government can neither influence the tax rate nor specific allocations of resources. In principle, the rate depends on mitigation costs of projects in Switzerland and abroad.

With regard to the petroleum tax, the rate varies heavily depending on the product and the use of the product (engine fuel, heating fuel, technical purposes). For instance, the tax per liter is:

- 74.47 cents for unleaded petrol
- 75.87 cents for diesel oil
- 0.3 cents for extra light heating oil

3.3 *Use of revenues*

As mentioned above, revenues from the climate cent are invested in mitigation project in Switzerland and abroad.

The revenues of the Petroleum tax are important and represented in 2009 8.51 % of federal revenue (i.e. CHF 5.18 billion). CHF 3.6 billion were earmarked for tasks related to road traffic. The rest of the net revenue is allocated to general expenditures of the federal budget.

3.4 *Competition concerns and political acceptability*

As the Climate Cent corresponds to a market-wide arrangement, covering more than 95% of Swiss imports of transport fuels, the question occurred if such an arrangement is permissible under the national competition law. According to the expert report of the Competition Commission requested by the government, the Climate Cent Foundation is to be classified as an arrangement restraining competition that cannot be justified by economic ground of efficiency, thus resulting in an illicit agreement. In the following, the government decided on a temporary exception from national competition law, based on the superior, legitimate public interest of environmental protection in virtue of art. 8 Cartels Act.

In order to address the underlying competition concerns with regard to the Climate Cent solution, the government decided within the framework of the post Kyoto climate legislation to adjust the requirements for the transport sector: instead of signing an agreement with a market-wide group of importers, the government obliges individual manufacturers and importers of fossil motor fuels to compensate at least 25% of the related emissions from their fossil fuel imports through reduction measures in Switzerland or abroad. Depending on the development of emissions, the government can adjust the volume of required compensations up to 35%. This legal obligation would supersede the voluntary private sector initiative. Subject to the provision of the competition law, importers are free to arrange a joint procurement of the individually required emission rights and certificates. This legislation is currently in parliamentary consultations.

3.5 *Environmental outcome*

Domestic emissions from the transport sector have increased by 12.8% (2009) compared to 1990 levels. However, based on the compensation mechanism, the Climate Cent Foundation contributes to achieving the CO₂ reduction target under the CO₂ law through emission reduction measures in Switzerland and abroad. In order to decrease domestic emissions from the transport sector, other instruments, such as the performance-related heavy vehicle fee (see below) and performance standards of new passenger cars are also applied and planned to be applied respectively. According to modeling results, due to these accompanying instruments, domestic emissions are assumed to decrease by about 2.9% by 2020 compared to 1990 levels.

Although the petroleum tax fulfils primarily the objective of financing the transport infrastructure, it also has an effect on fuel consumption and CO₂ emissions. A recent study on the price elasticity of the demand of motor fuel in Switzerland reports a value of -0.27 for the price elasticity in the long term. The study also shows that tax increases have an additional “psychological” short term effect - the increase of the petroleum tax in 1993 (about 25 cents per liter) reduced the demand of motor fuels by 3%, in addition to the ordinary price effect in the long term.⁴

4. **Performance-related heavy vehicle fee (HVF)**

Switzerland has developed an integrated strategy for transport policy, seeking better coordination between transport modes and taking into account environmental concerns as well as spatial development and infrastructure planning. While a variety of measures are designed to reduce specific energy consumption, many are part of the general transport policy approach that targets shift towards more sustainable modes of transport, i.e. shifting traffic from roads to more environmentally friendly modes, and improvement of intermodal transport chains and interconnectivity. One of the environmentally related key instruments in the transport sector is the performance-related heavy vehicle fee.

⁴ Baranzini B. et al. (2009), Elasticité-prix de la demande d'essence en Suisse, study commissioned by the Swiss Federal Office of Energy and the Swiss Federal Office for the Environment.

4.1 Objective

The objective of the HVF is to foster a shift from road to rail from transalpine freight transport. The HVF is applied to passenger and freight transport vehicles of more than 3.5 tonnes gross weight.

4.2 Fee rate

The fee is calculated according to three criteria: the kilometers travelled on Swiss roads, the vehicle specific maximum authorized gross weight and the pollutants according to EURO classes. The fee has been implemented in three stages: the first stage in 2001 introduced a fee of 1.6 Swiss cents per kilometer and tonne, accompanied by an increase in the general Swiss weight limit from 28 to 34 tonnes per truck. With the second stage in 2005, the rate was increased to 2.5 Swiss cents, together with an increase in the weight limit up to 40 tonnes. The final stage followed in 2008 increasing the fee to 3.07 Swiss cents.

4.3 Use of revenues

In 2007 the revenues of the HFV amounted to CHF 1.37 billion (€1.1 billion). Two thirds of the revenues are used to finance major railway infrastructure projects, such as the two base tunnels (Lötschberg and Gotthard) and one third is transferred to the cantons.

4.4 Competition concerns

The fee is applied in a non-discriminatory manner and must be paid for all the vehicles and trailers which are licensed in Switzerland and abroad and drive on Switzerland's public roads network. Similarly, with regard to exemptions from the tax⁵, domestic and foreign trucks are treated equally.

4.5 Environmental outcome

The impact of the HVF combined with higher weight limits was most clearly reflected by changes in traffic levels (truck-kilometers). Following a significant increase of 5-6% per year before the introduction of the fee, the number of kilometers travelled by heavy goods traffic decreased between 2001 and 2005 by 6.4%. The fact that road transportation of goods increased in the same period by 6.4% proofs the effectiveness of the system: fewer trucks have transported more goods. Projections have shown that the number of kilometers travelled by heavy goods traffic would have been about 23% higher in 2005 without this regulation. Reduced road freight transport emission due to the new regime measured against increased rail transport results in a positive overall environmental balance, in particular with regard to air pollution and CO2 emissions have decreased by 6% compared to the reference scenario (28 tonnes limit, without HFV).

5. Incentive tax on volatile organic compounds (VOC)⁶

VOCs are used as solvents in many industries and can be found in various products, such as paint, varnishes and some detergents. Released into the atmosphere, they interact with nitrous oxides to form high concentrations of ozone at low altitude (summer smog).

⁵ Exemptions are granted e.g. to military vehicles with military number plates, vehicles of the police, fire brigade, oil and chemical emergency unit, civil protection and ambulances, vehicles used for the concessionary transport of persons or agricultural vehicles (green number plates).

⁶ OECD (2009), COM/ENV/EPOC/CTPA/CFA(2008)35/FINAL, Effects of the VOC incentive tax on innovation in Switzerland.

The incentive tax on VOCs has been introduced in January 2000. Regarding coverage and implementation, the tax is applied to some products classed as VOCs (containing more than 3% VOCs) and levied on entry into production and on importation into Switzerland.

5.1 *Objective*

The objective of the tax is to reduce emissions from VOC, which contribute to the formation of low-level ozone, by pricing the release of VOC into the atmosphere.

5.2 *Tax rate*

In 2000 the tax has been introduced at a rate of CHF 2 (€1.6) per kg and has been increased to CHF 3 (€2.4) per kg at the beginning of 2003.

5.3 *Use of revenue*

The revenues peaked in 2005 at over CHF 140 million (€112) and decreased to about CHF 127 million (€101.6) in 2006 and 2007. This would represent only about 0.3% of federal revenue and 0.1% of all public authority revenue. However, the tax is redistributed to the population.

5.4 *Competition concerns*

Companies who have taken measures on a stationary installation and reduced emission significantly below the limit values stipulated in the relevant ordinance can be exempt from the tax. At the same time, in order to address competition concerns with regard to export of Swiss products with a VOC content of more than 3%, exported products are exempted from the tax. However, if production costs increase because of the tax on VOCs, which are released during the production process (but not necessarily contained in the product), related products from Switzerland may be disadvantaged compared to like products abroad.

5.5 *Environmental outcome*

According to companies interviewed, the tax has managed to cut VOC emissions and use by 20 to 50% in five to eight years and generated greater awareness of the environmental and other problems of VOCs.

6. *Conclusions*

Switzerland has a long-standing and ambitious legislative and institutional policy regarding the environment. The regulatory framework in environmental policy has been continuously refined inter alia in view to implement the "polluter pays" principle, minimize industries compliance costs and avoid major social incidences. In addition to environmental effectiveness, the economic efficiency and avoidance of market distortions have received increasing attention and importance. Thus, market-based instruments, including environmentally related levies, have been continuously introduced and - with growing awareness of global challenges, like climate change - applied on a broader scale in recent years. Market-based instruments promise to incentivize the decoupling of economic activities from their environmental impacts and to improve the overall efficiency of natural resource use. Although in most cases it is too early to measure the outcomes of the market-based policies, Switzerland has gained so far valuable experiences for further developments of green growth policies.

UNITED STATES

1. Introduction

The Secretariat's guide for country submissions requested information on the scope of emissions trading schemes and general characteristics of tradable permits, the allocation of permits, the market for permits, and the effect of permits on the output market. Accordingly, this submission describes existing emissions permit trading schemes in the United States. It then discusses carbon offset programs and renewable energy certificates.

The United States has not established a program of tradable permits for greenhouse gas emissions at the national level. However, this summary describes the first ever national-level trading program, which addressed sulfur dioxide (SO₂) emissions, and a number of regional or State programs that cover greenhouse gas emissions and other air and water pollutants. The U.S. federal antitrust agencies (Department of Justice and Federal Trade Commission) have had limited involvement with emissions trading issues. This submission briefly describes that involvement, including some consumer protection issues.

2. The Acid Rain Program

The Acid Rain Program, which is administered by the U.S. Environmental Protection Agency (EPA) as part of the 1990 Amendments to the Clean Air Act (CAA), addresses SO₂ emissions in the 48 contiguous states using a cap-and-trade program, and focuses on emissions from the electric power sector. The first phase of the program started in 1995 and allocated allowances (*i.e.*, permits) to utility companies that operated the larger, higher emitting plants, based on historical data and a defined formula.¹ The second phase of the program started in 2000 and tightened the overall emission caps at the larger plants and set new restrictions at many smaller plants (generally covering all units larger than 25 MW). Along with the allocated permits, the EPA auctions a small portion (2.8%) of allowances annually. There are two auctions conducted each year: a spot auction for permits that can be used that year, and an advance auction, to allow planning (*e.g.*, new plant construction, expansion of existing facilities), for permits that can be used starting 7 years after the auction date (although they can be traded before then). All of the allowances are tradable and can be bought or sold by anyone, including individuals and companies that are not regulated. The allowances can be banked for use in future years. There is also an opt-in program that allows sources of SO₂ that are not required to participate in the program to opt-in and receive allowances. During the first 11 years of the program, annual SO₂ emissions from U.S. sources decreased by more than 40 percent.² By using a flexible, market-based mechanism, significant emission reductions were achieved

¹ For the first five years of the program, the allowances were allocated at an emissions rate of 2.5 pounds of SO₂/mmBtu (million British thermal units) of heat input, multiplied by the unit's baseline mmBtu (as prescribed by Title IV of CAA). After 2000 the formula allowed 1.2 pounds of SO₂/mmBtu of heat input, multiplied by the unit's baseline. Beginning in 2010, the CAA places a cap at 8.95 million on the number of allowances issued to units each year.

² See Napolitano et al. (2007), "The U.S. Acid Rain Program: Key Insights from the Design, Operation, and Assessment of a Cap-and-Trade Program" *The Electricity Journal* 20(7): 47-58, available at http://www.epa.gov/airmarkt/resource/docs/US%20Acid%20Rain%20Program_Elec%20Journal%20Aug%202007.pdf.

at a fraction of the anticipated cost. Ex-post analysis of the program estimates annual benefits of the program in 2010 at \$122 billion and costs for that year at \$3 billion, a 40-to-1 benefit/cost ratio.³

In 2003, EPA began to administer the NO_x Budget Trading Program under the NO_x State Implementation Plan, also known as the “NO_x SIP Call.” The NO_x Budget Trading Program (NBP) was a market-based cap and trade program created to reduce emissions of nitrogen oxide (NO_x) from power plants and other large combustion sources in the eastern United States.

3. Regional, state, and local permit schemes

In 1994, the South Coast Air Quality Management District (AQMD) in southern California set up the Regional Clean Air Incentives program (RECLAIM), which regulates SO₂ and NO_x emissions in that region.⁴ The program began with a focus on facilities that emitted four or more tons of SO₂ or NO_x per year. In RECLAIM, each firm receives trading credits equal to its annual emissions limit. The limits are based on past production and existing rules and control measures. Each year the number of credits is reduced. The credits are annual and can be bought and sold within the year they are issued. Firms can sell any credits that they have beyond their actual emissions.

The State of Illinois adopted the Emissions Reduction Market System (ERMS) for volatile organic compounds in the Chicago area.⁵ The program went into effect in 2000 and focuses on major stationary sources that produce volatile organic compounds in the Chicago area; major sources are defined as sources that have baseline volatile organic compound emissions of 10 tons per “Ozone Season” (May 1 through September 30). The program issues trading units based on historical emissions, reduced by approximately 12%. The program is seasonal, such that firms must hold enough trading units to cover their emissions solely during this period. Permits can be bought and sold or banked for the following season. The trading units can be bought and sold from October 1 until December 31 during what is called a reconciliation period. The ERMS also has an account of trading units that can be bought if a firm cannot buy trading units on the open market.

The Regional Greenhouse Gas Initiative (RGGI) is a regional CO₂ cap and trade program in the northeastern U.S.⁶ and covers fossil fuel-fired power plants that generate 25MW or more each year. The program commenced in 2009 and applied a regional cap on emissions which will continue to be reduced by 2.5 percent each year from 2015 to 2018. The program has three year compliance periods, meaning that at the end of each period the regulated plant must have an allowance for each ton of CO₂ that was emitted over the preceding three years. The majority of the allowances are distributed through auctions, which are held quarterly by each participating State. The allowances are tradable and can be banked. Given its regional nature, the RGGI recognizes the potential for emissions “leakage,” which occurs when polluters move outside of the regulated area while still providing the service that produces the pollution to the regulated area, thereby enabling the polluters to avoid regulation. The RGGI’s member states thus are encouraged to monitor for possible leakage. The program also allows greater flexibility through offsets, enabling a limited number of greenhouse gas emission reduction projects outside the electricity sector to count towards compliance towards the program.

³ Lauraine G. Chestnut and David M. Mills, “A Fresh Look at the Benefits and Cost of the US Acid Rain Program,” *Journal of Environmental Management*, Vol. 77, Issue 3 (November 2005), 252-266. Year dollars are 2000.

⁴ Available at <http://www.aqmd.gov/reclaim/reclaim.html>.

⁵ Available at <http://www.epa.state.il.us/air/erms/>.

⁶ Available at <http://www.rggi.org/>

Although some of these programs have been in place for a number of years, there has been no evidence of permit market manipulation. At least one empirical study on the effects of banking in the Acid Rain Program found that the amount of banking during the first eight years of the program was efficient.⁷

The EPA's experience with the Acid Rain Program provides a good model for implementing a cap-and-trade program and has greatly influenced the development of other cap and trade programs both in the U.S. and abroad. The Program provides clear and strong incentives along with simple rules. It also uses information technology to collect large amounts of data that is made available to stakeholders, including the public. This allows for multiple levels of assessment to measure progress of the program. A 2007 EPA study⁸ of the Acid Rain Program listed "key lessons" about effective design and operation of cap-and-trade programs in the U.S., including:

- Clear, comprehensive legislation makes it easier to implement the program and minimizes legal challenges that can introduce uncertainty, delays, and additional costs;
- A solid, but adaptable, program foundation is a substantial benefit, allowing room for new information, practices, and technologies;
- Flexibility in compliance approaches streamlines the decision-making process, fosters innovation, opens new compliance alternatives, and creates competition among emission reduction options, thereby reducing compliance costs—and lower costs make it possible to seek greater environmental protections where necessary;
- Accountability is a prerequisite for flexibility -- regulated sources must be held accountable for accurately measuring and reporting all emissions, and complying with program requirements;
- Clear, simple rules are easier and less costly to implement; complexity may be required in some cases, but should be minimized whenever possible;
- Clear and strong incentives can encourage better monitoring and improve compliance with allowance holding requirements;
- Regulators can create a cooperative relationship with industry by focusing on results and assisting regulated sources in complying with program requirements;
- Cap-and-trade programs can provide cost-effective, broad, regional reductions of air pollution and should complement efforts to attain and maintain local air quality;
- Transparency of data and program operation provide an additional level of scrutiny to verify enforcement and encourage compliance, and inform stakeholders, including the public, about the program and its results; and
- Assessment is an important tool to measure progress toward the goal of the program.

⁷ Ellerman, A.D., and J.-P. Montero (2007), *The Efficiency and Robustness of Allowance Banking in the U.S. Acid Rain Program*. The Energy Journal 28: 47-71.

⁸ See note 2 above.

4. Carbon offsets and renewable energy certificates

As noted above, the United States has not established a mandatory federal program for greenhouse gas emission permits, and consequently does not have a market in which Federal emission permits are being traded. It does, however, have a voluntary market for renewable energy certificates (RECs) and instruments that aim to reduce greenhouse gas emissions. REC markets are largely driven by State initiatives requiring a certain level of renewable energy, but also have a voluntary component and fulfill the broader national market demand for renewable energy.⁹

4.1 Carbon offsets

Carbon offsets are credits or certificates representing the right to claim responsibility for greenhouse gas emission reductions, resulting typically from individual projects. To be credible, credits should only be issued for reductions that would not have occurred in the absence of the program (i.e., they should be additional). For example, a carbon offset provider might develop a project to install a landfill methane collection system or plant trees in an effort to reduce greenhouse gasses and, in turn, will sell the emission reduction credits to interested parties once they have been verified and certified by the regulator or an accredited third party. By acquiring these greenhouse gas reduction credits, purchasers, including individuals, businesses, and governments, seek to reduce their “carbon footprint” or to become “carbon neutral.” Offsets help these organizations and individuals fulfil environmental goals and provide a basis for their advertising claims (*e.g.*, “our coffee is carbon neutral”).

4.2 Renewable energy certificates

In the United States, retail electricity customers can support renewable energy by purchasing either renewable electricity or renewable energy certificates. Under the first approach, consumers purchase renewable energy through traditional electricity contracts with their local utility or power provider, in areas in which such energy is sold. Such energy is often more expensive than conventional energy; consequently, consumers usually pay a premium for it. Generators can recover some of this premium by splitting their output into two products: the electricity itself, and certificates representing the renewable attributes of that electricity. Under this second approach, generators sell their electricity at market prices applicable to conventionally produced power, and then charge for the electricity’s renewable attribute separately by selling certificates to brokers and retailers for resale to individuals and organizational purchasers across the country who use them to characterize the conventional electricity they buy as renewable and lessen their carbon footprint. The REC market, therefore, helps renewable energy generators by expanding the number of potential renewable energy purchasers, possibly avoiding transmission costs associated with traditional contracts, and helping to ameliorate supply and demand problems associated with the intermittent operation of some renewable energy facilities (*e.g.*, solar power facilities).

Because there is no Federal mandate for renewable electricity in the United States, the interstate market for RECs is largely voluntary.¹⁰ RECs do, however, play a role in mandatory markets as well. For example, many states require electricity providers to purchase a minimum percentage of their electricity from renewable sources. Since purchasing renewable energy directly is not always practical, most states allow providers to meet their quotas through the purchase of RECs.

⁹ The following summary is based on the Federal Register Notice of the FTC’s January 8, 2008 workshop on the marketing of carbon offsets and renewable energy certificates (*available at <http://www.ftc.gov/os/2007/11/P954501carbfrm.pdf>*).

¹⁰ RECs can play a role as carbon offsets for compliance, and emerging State and regional programs are actively considering offsets as a key component to achieving emission reduction targets.

Where carbon offsets and RECs are not generated to meet regulatory targets, they are bought and sold in voluntary markets, which are growing rapidly.¹¹ In these voluntary markets, no federal agency currently has a comprehensive oversight role. In the absence of national regulation, voluntary third-party certification programs have arisen, and more are under development, to help reduce inappropriate practices and provide guidance to marketers through the development of industry standards.

An August 2008 United State Government Accountability Office Report on Carbon offsets found that:

“Increased federal oversight of the U.S. voluntary market [for carbon offsets] could enhance the market’s transparency and improve consumer protection, but may also reduce flexibility, increase administrative costs, and stifle innovation... Including offsets in regulatory programs to limit greenhouse gas emissions could also lower the cost of compliance....However... concerns about the credibility of offsets could compromise the environmental integrity of a compliance system.”¹²

5. U.S. agency activity in this field

The US Department of Justice Antitrust Division has been a long time proponent of market-based solutions in regulatory contexts, including in emissions trading. In particular, the Division has encouraged the auctioning of permits in situations as far back as the 1986 EPA phase-down of the use of asbestos,¹³ and was involved in planning for the Acid Rain Program in the 1990s.

The Federal Trade Commission is currently reviewing its environmental marketing guidelines, also known as the Green Guides.¹⁴ Last updated in 1998, the Green Guides outline general principles for all environmental marketing claims and provide specifics about certain green claims, such as degradability, compostability, recyclability, etc.

As part of its Green Guides review process, the FTC held a January 8, 2008 workshop on the marketing of carbon offsets and renewable energy certificates (RECs)¹⁵ as detailed in a Federal Register Notice mentioned above.¹⁶ The FTC solicited and received 57 public comments in connection with the workshop, that are available on its web site.¹⁷

The FTC also combats unfair and deceptive practices in these carbon offset and REC markets as part of its general consumer protection mission. Under the FTC Act, all marketers making express or implied claims about the attributes of their product or service must have a reasonable basis for their claims at the time they make them. In the environmental advertising realm, such reasonable basis often requires competent and reliable scientific evidence.

¹¹ See United State Government Accountability Office, “*Carbon Offsets: The U.S. Voluntary Market is Growing but Quality Assurance Poses Challenges for Market Participants*” (Report to Congressional Requesters, August 2008), available at <http://www.gao.gov/new.items/d081048.pdf>.

¹² *Id.*

¹³ Comments of the United States Department of Justice on Asbestos; Proposed Mining and Import Restrictions and Proposed Manufacturing Importation and Processing Prohibitions, EPA Docket OPTS-52036 (June 30, 1986).

¹⁴ See <http://www.ftc.gov/green>,

¹⁵ See <http://www.ftc.gov/bcp/workshops/carbonoffsets/index.shtml>.

¹⁶ *Supra* note 11 above.

¹⁷ Available at <http://www.ftc.gov/os/comments/carbonworkshop/index.shtm>.

On October 6, 2010, the FTC released proposed revisions to the Green Guides for public comment.¹⁸ The proposed revised Guides address RECs and carbon offset claims, neither of which were addressed in the older Guides. With respect to RECs, the FTC proposes that marketers should qualify “made with renewable energy” claims by specifying the sources of the energy. In addition, marketers should qualify their renewable energy claims if not all the product or package’s significant manufacturing processes were powered with renewable energy or conventional energy offset by RECs. Further, the FTC suggests that marketers that generate renewable energy (*e.g.*, by using solar panels), but sell RECs for all the renewable energy they generate, should not represent that they use renewable energy. With respect to carbon offset claims, the FTC proposes that marketers should support emission reduction claims with competent and reliable scientific evidence, and should not sell the claimed reductions more than once. Furthermore, marketers should disclose if the offset purchase funds emission reductions that will not occur for two years or longer. Finally, the proposed new Guides suggest that marketers should not advertise carbon offsets if the activity underlying them is already required by law.

The Dodd-Frank Wall Street Reform and Consumer Protection Act,¹⁹ signed into law on July 21, 2010, establishes an interagency working group to conduct a study on the oversight of existing and prospective carbon markets. The Chairman of the FTC is a member of this working group.

The US Environmental Protection Agency’s Green Power Partnership is a voluntary program that supports the organizational procurement of green power by offering expert advice, technical support, tools and resources. The program encourages organizations to buy green power as a way to reduce the environmental impacts associated with purchased electricity use. The Partnership currently has hundreds of Partner organizations voluntarily purchasing billions of kilowatt-hours of green power annually. Partners include a wide variety of leading organizations such as Fortune 500 companies, small and medium sized businesses, local, state, and federal governments, and colleges and universities.

¹⁸ See <http://www.ftc.gov/opa/2010/10/greenguide.shtm>.

¹⁹ H.R. 4173, 12 USC. §5301 *available at* <http://www.gpo.gov/fdsys/pkg/PLAW-111publ203/content-detail.html>.

EUROPEAN UNION

1. The EU environmental framework

In order to respect the objective of limiting global warming to 2°C as compared to preindustrial levels, annual global emissions should be reduced by around 17 GtCO₂ equivalent by 2020 as compared to the baseline scenario. With this effort, annual global emissions would be 44 GtCO₂eq in 2020.

In order to help reach this international objective, the EU has committed to reduce its annual greenhouse gas emissions from 5.5 GtCO₂eq in 1990 to 4.5 GtCO₂eq in 2020. To this end, the EU has defined its 20/20/20 objectives by 2020: 20% reductions in greenhouse gas emissions as compared to 1990 levels, 20% of renewables in energy consumption by 2020 and 20% reduction of primary energy consumption by 2020. The 20% emission reduction target is shared between the ETS (-21%) and non-ETS sectors. In case of international commitment, the 20% emission reduction objective in 2020 will be shifted to 30%.

Several instruments are in place in the EU in order to achieve the 20/20/20 objectives:

- The EU ETS (Emission Trading Scheme), which covers certain sectors (the ETS sectors) representing 2 billion tCO₂eq in 2009, i.e. around 50% of the annual EU CO₂eq emissions;
- The revised Renewable Energy Directive;
- Other instruments (Directive creating a legal framework for Carbon Capture and Storage, legislation on CO₂ and cars, Fuel Quality Directive, Buildings Directive, energy efficiency legislation).

2. The EU ETS

The EU ETS has been introduced in order to address the fundamental problem that market prices of products have not adequately reflected the cost of their production and consumption in terms of the impact on climate change. To the extent that companies and consumers do not bear the full cost of the environmental harm arising from their activities, the market fails to allocate resources in an efficient manner. While this negative externality of production is not taken into account by producers, these costs are nevertheless borne by society as a whole.

In order to address this market failure, the Union has decided, in the first instance unilaterally, to pursue a higher level of environmental protection by introducing a cap-and-trade system of emission certificates in the Union. The EU ETS makes the cost of greenhouse gas emissions explicit and the price signals complete as regards the costs of greenhouse gas emissions. While these more adequate price signals create additional explicit costs for certain undertakings and consumers in the Union, this increase in the prices of products that result in greenhouse gas emissions improves total welfare compared with the market failure situation. Given the starting point of over-emissions, EU society gains more by reducing emissions than what it loses from this reduction.

2.1 *Key features*

The EU ETS was launched on 1.1.2005¹. It not only concerns CO₂ but, as of 2013, also other greenhouse gas emissions. It is based on the following key principles:

- It is a cap-and-trade system. This means that the total volume of emissions is capped per year at EU level and the cap is decreasing over time. Within the cap, the emission allowances can be traded. The scarcity of emission allowances creates their value for companies, therefore the (limited) quantity sets the price.
- The participation is mandatory for the installations in the sectors and activities covered by the legislation;
- An international link is foreseen under the Kyoto framework with equivalences between EU and certain non-EU emission reduction projects².

The EU ETS focuses on direct emissions from production processes. It operates at installation level, and concerns installations that are covered by the annex of the ETS Directive. Installations covered by the Directive but which emit less than 25,000 tCO₂eq a year can be excluded from the scheme if equivalent measures are imposed. Around 11,000 installations are covered under the ETS from the following sectors³:

- Power and heat generation;
- Energy-intensive industrial sectors (e.g. combustion plants, oil refineries, coke ovens, iron and steel plants, manufacturers of cement, glass, lime, bricks, ceramics, pulp and paper, certain producers of chemicals);
- From 2012: in addition, greenhouse gas emissions from aviation⁴; from 2013: in addition, installations undertaking the capture, transport and geological storage of greenhouse gases, greenhouse gas emissions from the petrochemicals, ammonia and aluminium, nitrous oxide emissions from chemical production⁵, and other emissions from aluminium production⁶;

The EU ETS is implemented in three periods:

- Phase 1 (2005-2007) and Phase 2(2008-2012)

Phase 1 was a pilot, preparatory period to generate and verify the annual emissions data in order to set the caps on national allocation of allowances in Phase 2. Phase 2 corresponded to the first commitment period under the Kyoto Protocol (Kyoto emissions targets). In order to ensure the political acceptability of ETS, emission allowances were mainly granted for free to emitters (only

¹ Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Union (OJ L 275, 25.10.2003, p.32).

² In practice, for example, a Spanish company can either comply with its emission targets by acting on its own emissions or by purchasing the equivalent Clean Development Mechanism (CDM, for projects in developing countries) and Joint Implementation (JI, for projects in other industrialized nations) credits through the funding of an energy-efficiency project in Kenya, for instance;

³ From 2008, the EU ETS geographically covers the 27 EU Member States, Iceland, Liechtenstein and Norway.

⁴ Flights from, to or within the EU, irrespective of the airline nationality.

⁵ Production of nitric, adipic an glyoxylic acid.

⁶ Perfluorocarbon emissions.

10% at most can be auctioned). This was done under the premise that it would substantially reduce the costs for installations, while keeping the economic incentives to reduce emissions. This allocation was done by the Member States through so-called national allocation plans and had to be approved by the European Commission.

- Phase 3 (2013-2020)

The system of national allocation of allowances in phase 1 and 2 is replaced by a single cap on allowances for the whole EU⁷. The cap will be linearly reduced every year until 2020⁸, providing investors with a predictable evolution. Auctioning will become the basic principle for allocating allowances: 100% of allowances must be auctioned in the power sector (with the exception of some Member States, which may temporarily derogate from this rule). For other sectors, a transitional system shall be put in place for which free allocation in 2013 shall be 80% of a relevant benchmark and to be reduced to 30% in 2020. Overall, at least 50% of allowances will be auctioned in 2013, with the aim to reach full auctioning by 2027.

Exceptions from the normal approach for industry (80-30%) are foreseen for sectors deemed to be exposed to a significant risk of carbon leakage. These sectors shall in principle receive 100% of a relevant benchmark throughout the whole third trading period from 2013 to 2020. However, the total number of allowances that can be allocated for free is limited and a correction factor will be applied if necessary. The Commission determined⁹ a list of sectors¹⁰ which are deemed to be exposed to a significant risk of carbon for their direct emissions costs (i.e. ETS installations' costs of buying allowances).

The allocation of the transitional free allocation of allowances shall be made in accordance with Union-wide and fully-harmonised rules based on so-called ex-ante benchmarks. The ex-ante character implies that allocations must be fixed prior to the start of the third trading period. The rules for transitional free allocation shall take account of the most efficient techniques, substitutes, alternative production processes, while the starting point for the development of ex-ante benchmarks shall be the average of the 10% most efficient installations of a sector or subsector in the Union in the years 2007-2008¹¹.

3. State aid in the context of the EU ETS

When adopting Directive 2009/29/EC (hereinafter ETS Directive), the Council and the European Parliament deemed it necessary to lessen the burden on certain undertakings to allow stricter Union legislation imposed by the Directive as from 1 January 2013. Therefore, some special and temporary measures are foreseen for certain undertakings. For example, for increases in electricity prices resulting from the inclusion of the costs of greenhouse gas emissions (commonly referred to as "indirect

⁷ Directive 2009/29/EC improved and extended the EU ETS with effect from 1 January 2013 (Directive 2009/29/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 amending Directive 2003/87/EC so as to improve and extend the greenhouse gas emission allowance trading scheme of the Community, OJ L 140, 5.6.2009, p.63).

⁸ By 1.74% every year.

⁹ Commission decision of 24 December 2009 determining, pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council, a list of sectors and subsectors which are deemed to be exposed to a significant risk of carbon leakage, OJ L 1, 5.1.2010, p. 10.

¹⁰ 164 sectors have been identified by the Commission.

¹¹ Article 10a (2) of the amended ETS Directive.

emissions"), Member States may adopt financial support measures in favour of sectors determined to be exposed to a significant risk of carbon leakage due to indirect emissions, subject to state aid rules.

State aid can only be granted when it contributes to an objective of common interest. This is the case when the aid addresses a market failure, so that the aid increases welfare of the society. The primary objective of State aid control in the context of the implementation of the EU ETS is to ensure that State aid measures will result in a higher overall level of environmental protection (i.e. less greenhouse gas emissions) than would occur without the aid and to ensure that the positive effects of the aid outweigh its negative effects in terms of distortions of competition in the internal market.

As far as possible negative effects of the aid measures are concerned, one is the relief of the beneficiaries from the full indirect cost of their emissions. Therefore, the aid is likely to limit the incentives for reduction in electricity consumption and related environmental innovation in the sector where it is granted. State aid may also result in long term negative effects, as it might reduce the incentive for early investment in energy efficiency and in developing low cost options for emissions reductions that can be replicated in other countries.

Another negative effect of the aid might relate to the fact that the costs of reducing emissions will have to be mainly borne by other sectors of the economy, who won't receive financial support. Indeed, granting financial compensation to some sectors deemed to be exposed to a significant risk of "carbon leakage" would not only limit their incentives to reduce their electricity consumption, but would also increase the burden of all other ETS sectors, which would have to make even stricter emission reduction efforts, in view of the overall EU cap on emissions. This would imply disproportionately extra costs in terms of output and employment for these sectors.

3.1 *What is Carbon leakage?*

"Carbon leakage" describes a situation where there is an increase in global emissions, as companies move their production outside the regulated area (EU in this case) if they cannot pass-on this cost increase (due to indirect emissions) to their final consumer.

CO₂ is a global pollutant. This means that, unlike other pollutants which only affect those close to their emission, the real costs resulting from its emission are felt in the EU regardless of whether the emission takes place in the EU or outside the EU. These real costs are felt regardless of whether they are not monetised and remain external, or are monetised and internalised.

Carbon leakage arises if the relocation of industry leads to an increase in global CO₂ emissions. Because carbon leakage undermines the effectiveness of ETS in making EU residents internalise their CO₂ emissions, its avoidance enhances the environmental objective of EU ETS.

Legally binding measures introduced in non-EU countries e.g. legally binding international agreement setting a CO₂ cap in third countries, will not lead to increase in global CO₂ emissions when companies relocate to countries which are parties of such agreement if the cap imposed by these States is sufficiently low to constitute a real constraint in all circumstances. Therefore, carbon leakage will only exist when relocation takes place to countries not subject to such an international agreement or equivalent self-imposed emission limits.

3.2 *Conclusions*

The Commission's state aid control in the context of the EU ETS aims to limit the potentially negative impacts of the aid on the efficiency of the EU ETS in terms of reducing global greenhouse gas emissions and on distortions of competition within the internal market.

A balance needs to be struck between avoiding "carbon leakage", providing long-term incentives for domestic sectors to develop the low-greenhouse gas production patterns, defining long-term reduction targets and minimising the scope for distortions to intra-EU competition.

In order to ensure transparency and legal predictability, the Commission intends to adopt State aid Guidelines which will explain the compatibility criteria that will apply to the State aid measures necessary to the implementation of the ETS Directive as of 2013.

BULGARIA

Bulgarian national emission trading scheme is developed under the rules of the Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council establishing a scheme for greenhouse emission allowance trading within the Community. As of 1 January 2005 the installations in EU Member States, falling within the scope of the Directive, are required to limit their CO₂ emissions to certain set levels for the periods 2005-2007 and 2008-2012.

The main elements of the European Scheme are the following:

- Allocation of quotas through the National allocation plans;
- Issuing of permissions for the greenhouse emissions of each particular installation;
- Registry of the quota transactions;
- Control of the implementation and penalties.

Under the Directive, as of 1 January 2007, the Bulgarian installations, falling within the scope of Annex 1 of the Directive, are allowed to emit carbon dioxide only if they have obtained permits. The installations with permits are required to monitor their CO₂ emissions and to report them each year. For Bulgaria the first stage of the implementation of the European emission trading scheme began after the approval by the European Commission of the national allocation plan.

The national obligation for Bulgaria for reduction of the greenhouse emissions under the European scheme is based on the country's obligation under Kyoto Protocol. The protocol sets a target of 8% reduction for Bulgaria for the period 2008-2012 with the year 1988 being taken as basic. With decisions of the European Commission of 2007 and 2008 taken under the European scheme Bulgaria was allocated 42,433,833 quotas annually, or a total of 212,169,165 quotas for the period 2008-2012, which represents 34.8 % of the AAUs allocated to the country by the Kyoto Protocol. The annual national quotas for the period 2008-2012 is set at 42,433,833 t CO₂, with these quotas being 56% of all greenhouse emission quotas.

As the period 2008-2012 is the first period for allocation of emission quotas, all quotas were subject to free allocation. There are plans however that in 2012 and the beginning of 2013 the quotas which form the reserve for new entrants to be sold at the emission trading market either using brokers or at auction(s). The rules for the auctions are still to be drafted.

The allocation of the quotas between the sectors and between the installations in the Bulgarian national allocation plan was made on the basis of the verified emissions of the installations for 2007 and 2008. It was not possible to use the historic method due to the fact that Bulgaria and the installations did not have verifiable data for the emissions for the years prior to 2007. The sectors which are included in the national allocation plan are energy, production and processing of ferrous metals, mineral industry (cement, glass, ceramics), pulp from timber and paper and board.

The plan includes a quota for new entrants. The allocation of quotas for the new entrants is based on the prognostic amount of main production. Concerning the emission factor, the benchmark for calculation takes into account either the emission factor of the installation or the smallest emission factor, verified in the annual report of an existing installation of the same type, whatever is less. Specific benchmarks are used for the condensation and for gas co-generation electricity power plants.

Under the National plan, "new entrant" is considered to be any installation, which has obtained a greenhouse gas emissions permit after 1 January 2009 or an acting installation which has obtained an update of its greenhouse gas emissions permit because of a change in the nature or functioning or an extension of the installation. In this case, the extension should lead to at least 10% increase of the installation capacity. Where changes in the nature or the functioning occur those should result in at least 10% increase of the emissions. Installations with updated permits which do not fulfill the requirement for at least 10% increase of the capacity or the emissions are not considered to be new entrants.

Installations with terminated activity are considered closed installations. Termination of the activity is defined as ending of the exploitation or reduction of the installation capacity below the minimum thresholds under the Environmental Protection Act for a period of not less than two years due to technical or competitive reasons, court decision (infringement of the legislation, bankruptcy, etc.), decision to close the installation because of damages caused to the environment, decision of the owner or end of the validity of the emission permit. When such cases occur, the permit is terminated and the installation is excluded from the list of the installations which are part of the scheme. Furthermore, it does not receive quotas for the following years. These non-issued quotas are transferred to the reserve for new entrants. If a closed installation is to start its work again, the rules for the new entrants are applied.

Specific rules apply for cases where emission quotas are transferred between installations of the same sector and they are owned by one person. In such cases the operators of the installations are allowed to transfer freely quotas between the installations. When one installation, which is part of the scheme, is divided into separate smaller installations that have the minimum required capacity to participate in the scheme and have obtained the emission permits, then the quotas are divided as agreed by the operators of the newly established installations. These smaller installations are not considered new entrants.

BIAC

BIAC welcomes the opportunity to provide its views to the Competition Committee WP2 Roundtable on Emission Permit Trading and Competition. Despite its highly specific technical content, it is a subject worthy of the competition agencies' interest as it raises serious issues of competition, which is reflected in the fact that all industries do not have a unified approach to the existing systems.

The purpose of emission trading is to provide a cost-effective greenhouse gas (GHG) abatement instrument. By setting a cap on economy-wide emissions that decreases over time, governments are seeking to reach certain emission reduction objectives at a set point in time. A carbon market where emission permits are traded then allows covered entities to implement the cheapest abatement possibilities before more expensive low-carbon investments are undertaken. In this way, governments aim to reach climate goals without the deadweight losses experienced with over (or under-) taxation/subsidies, rigid emission controls or voluntary agreements which could lead to expensive adjustment processes if targets are not met in time. Offering low cost reduction flexibility coupled with the added assurance of firmly reaching specified emission targets has made emissions trading policy the mechanism of choice for many policy makers, and this instrument has received support from many stakeholders across industrial sectors. Of course for this mechanism to be effective, the assumption is that it should be designed and implemented globally.

However, in practice this instrument is not without side effects on competition, and it has a cost which is inevitably borne by the end-users, especially in the form of higher electricity prices. The cost variations resulting for electricity producers¹ from the trade emission market's mechanism are passed through to industrial users, who operate in already highly differentiated pricing systems, some with long-term bilateral power contracts and some based on marginal costs. Only a widespread carbon market, in which all major industrial sectors are subject to comparable stringent rules, would completely erase competition concerns in relation to the direct cost impacts. Unfortunately, the development of a distinctly harmonized market approach is currently not a realistic scenario as sovereign nations have unique issues and concerns that need to be addressed prior to standardization. Moreover, the established historic concept of 'common but differentiated responsibility' would make it impossible to submit industry sectors in developing nations to the same emission abatement target as industry sectors in OECD countries. A more realistic option, the linking of regional/national or sub-national trading schemes, is further discussed below.

Climate change is a global phenomenon that cannot be addressed by capping emissions solely in one region. The aim must remain to establish a global climate regime which covers all major emission sources. Some economic sectors are highly interconnected, where prices for commodities are determined in a global market. Passing on the costs of a locally-implemented abatement policy into a global market is not possible for sectors exposed to international competition. Therefore, all major emitting countries should be encouraged to introduce similar national trade schemes to allow for a level-playing field where industry is able to compete on a global scale even if, locally, additional costs have to be assumed in the early development of a global programme. Unless all main competitors face similar costs, free allocation of allowances represents a necessary transitory mechanism that balances the regulatory regime at a time when

¹ Electricity producers are the most important carbon-emitting sector, receiving approximately half the emission permits.

first-movers take action and protects jobs in those jurisdictions. Industry therefore welcomes a more active role by competition authorities in the carbon market debate, particularly to deal constructively with these sectors where global pricing systems apply.

The linking of regional markets could reduce the overall costs of abatement and would create a more liquid and robust market, thereby enhancing price signals for low-carbon investments. Indeed, we see more and more countries introducing or contemplating the introduction of domestic emissions trading schemes. OECD countries are not the only ones considering cap and trade policy; discussion on emission markets is underway in China, Russia, India, Brazil, Ukraine and elsewhere.

Linkage is the direct² or indirect³ connection among tradable allowance systems that permit emissions reduction efforts to be redistributed across systems to take advantage of the lowest cost abatement opportunities. Larger and more liquid markets are inherently more efficient, reducing transaction costs and providing capital to a larger pool of opportunities for low cost abatement. Large markets are more robust, reducing concerns about the market power of actors, and reducing total price volatility. Crucially, links between emissions trading systems (ETS) results in a more united, globally-recognized price for greenhouse gases. To develop the more complex form of two-way, direct linkage between systems, technical barriers will not normally be the limiting element. To minimize regulatory arbitrage, policy makers must minimize price interference, accept differentiated reduction efforts, require consistent, reliable monitoring, reporting and verification systems and ensure that tradeable units are of comparable emission denomination.

Experience with emission trading and the Clean Development Mechanism (CDM)⁴ has shown that carbon markets lead to the transfer of clean technologies from developed to developing countries as well as from developing to developing countries. Just as importantly, they also lead to the more widespread diffusion of technologies that are currently available in-country but are under-utilized. Credits from the Kyoto flexible mechanisms are playing an important role in the development of cost-efficient reduction strategies for companies in Annex I countries and currently represent the only mechanism that transfers private finance and technology to developing countries. The use of offset credits in major emission trading systems should therefore be encouraged and further developed.

The clearest benefit for developing countries to engage with carbon markets is the generation of new, additional finance for investment in low carbon activities. The development of offset projects leads to money being spent in-country on clean technology, raw materials, and on salaries for local staff, thus creating jobs and alleviating poverty. The creation and linking of ETS around the world could significantly increase foreign direct investment into developing countries.

A number of issues have however been identified in relation to the functioning of the CDM, including its cost and its potential effects on competition as it can be viewed as a form of subsidy. The future of the CDM beyond 2012, the end of the Kyoto commitment period, needs to be clarified as soon as possible so that all players can determine their strategies. In particular, new offset mechanisms, e.g. programmatic

² Direct linkage requires that at least one ETS recognizes the other's allowances for compliance. This may be one-way (unilateral) or two-way (bilateral).

³ Indirect linkage occurs when the supply and demand for allowances in one ETS is able to influence supply and demand in another ETS through direct links with a common system, e.g. UN offsets.

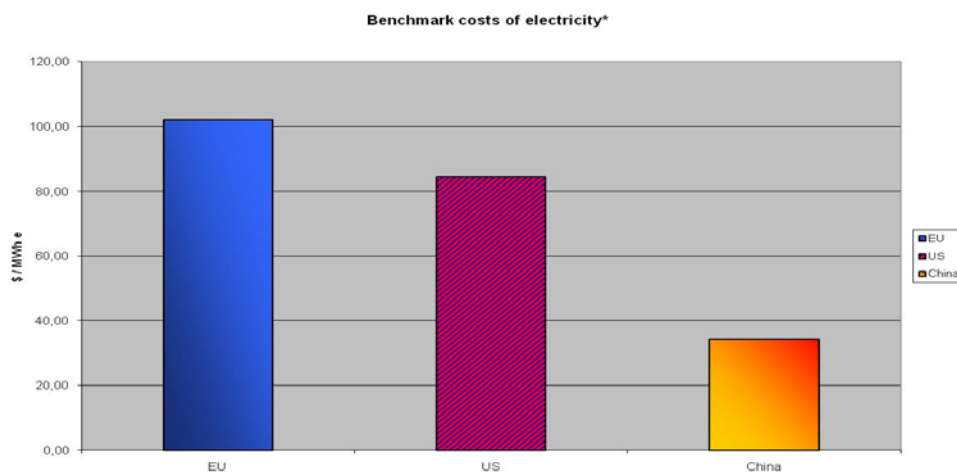
⁴ The "flexibility" mechanism introduced by the Kyoto Protocol to the [United Nations Framework Convention on Climate Change](#) (UNFCCC), allowing the "Annex I countries" (i.e. the industrialized countries) to meet part of their caps using "[Certified Emission Reductions](#)" from CDM emission reduction projects in developing countries.

CDM or sectoral crediting, are welcome with a view to scaling up mitigation efforts and should be developed in parallel without, however, impinging on the use of offsets from, and function of the CDM.

Sectors that do face larger production costs in one country and cannot pass them on to customers risk disinvesting and moving production factors abroad. This is particularly the case for sectors that have a global pricing system. This will not only result in job losses but also deprives the affected country of key input factors, technology and know-how which might reduce industrial agglomerations as well as high-tech centres. Moreover, the phenomenon of carbon leakage as emissions move abroad is reducing the effectiveness of the policy to the detriment of the wider goal of combating climate change.

Free allowances based on achievable product-based benchmarks could prevent carbon leakage and still incentivize long-term investments in low carbon technologies. Given the lack of comparable, comprehensive carbon-reduction policies in other major economies, industries within a “cap and trade” scheme should receive a maximum amount of free allowances.

Competitive concerns also arise through indirect costs related to electricity price increases. Power generators, in a liberalized market, pass on marginal production costs to their customers. Each emission permit they have to purchase will be reflected in the wholesale and retail electricity price. Through appropriate hedging, the power sector manages price volatility, however if carbon prices increase, indirect costs of production also increase. This is in particular a concern for electricity-intensive industries such as steel, chlorine and aluminium. Moreover, additional costs could be imposed by mandatory policies for the phase-in of renewable or energy efficiency programmes. Governments must allow for appropriate compensation measures to take away the carbon leakage risk originating from higher electricity costs. On average, electricity in Europe is 21% more expensive than in the USA and 197% more expensive than in China:



* Based on the 2007 IEA data, the chart above displays the benchmarks of the levelised costs of electricity (LCOE) with a discount rate of 10%. The electricity cost presented here is calculated on a weighted average mix of nuclear, coal and gas.

Source: *BusinessEurope*

Given governments' efforts to mitigate emissions via domestic climate policy, and the varying levels of environmental regulation around the world, it is desirable to design climate policy in a way that alleviates both competitiveness and carbon leakage concerns. However, proposals to do so have created political and economic tensions between the developed and developing world.

In late June 2009, the U.S. House of Representatives passed the Clean Energy and Security Act, which calls for a U.S. cap-and-trade scheme to be implemented by 2012. To ensure the competitiveness of trade-exposed and energy-intensive sectors, the legislation called for emission allowance rebates to cover the costs of compliance as well as “carbon equalization” provisions which would involve raising tariffs on imports from countries without climate policies in place.

Similarly, competitiveness provisions are supported by some major developed economies that have strict climate legislation already in place. In particular, some European member countries that participate in the EU ETS, in particular France and Italy, have increasingly started to call for competitiveness provisions. While competitiveness proposals by the governments of the U.S., France and Italy are designed to ensure the continued competitiveness of energy-intensive and import-competing sectors, also the governments of developing or emerging countries, notably India and China, vehemently oppose what they view as a form of “green protectionism”.

Despite these divergent economic interests it remains to be determined if either side of the debate has any legal weight in the context of the World Trade Organization (WTO). While there is no precedent as of yet—that is, no complaints have been submitted for WTO dispute settlement—international trade experts believe that it is possible to implement competitiveness provisions in climate policy without violating the General Agreement of Tariffs and Trade (GATT), and the WTO does not seem to rule out their eventual existence.

Given today’s dependency on open markets and a rules-based international trading system, companies oppose unilateral trade measures to enforce non-trade objectives. Proposals to impose “border adjustment measures” for carbon-intensive imports cannot solve the carbon leakage problem for sectors with value chains and tradable end-products. Recent studies have shown that, while indirect impacts via increased electricity prices, have been high cap and trade regimes have thus far imposed limited real costs to major direct emitters within the scheme, thereby reducing the perceived threat of carbon leakage and limiting the necessity for border carbon measures. Even if made compatible with WTO rules such border carbon measures may fail to address competitiveness concerns for most industrial sectors.

Market manipulation or insider trading can distort the price signal for carbon mitigation strategies and thereby reduce the cost-effectiveness of emission trading. It is important to have appropriate rules in place to prevent market abuse in both carbon derivatives and spot trading whether through exchanges, trading facilities or bilaterally (OTC).

The carbon market is different from other (commodity or financial) markets as (i) it is a regulated market, i.e. entities covered have a legal obligation to participate and allowances are produced and allocated by governments; (ii) it is a young market; (iii) it has many smaller participants; and (iv) its transactions are mostly traded on exchange or cleared. However, carbon trading is essentially similar to trading in markets for other commodities. Therefore, carbon market oversight measures should be coordinated with other commodity markets, in particular energy markets.

A comprehensive market abuse framework would have to encompass both auctions of emission allowances and trade in spot and derivative carbon contracts via exchanges, multilateral trading facilities (MTF) and over-the counter (OTC). This is important because derivatives transactions – i.e. futures - account for the vast majority of volumes but serve essentially a function of forward ‘physical’ delivery (in other words, there is a continuum between the spot and the derivatives markets, the only difference being the delivery date). If an abuse of market dominance is being detected, anti-trust laws and competition authorities should be responsible.

Oversight/enforcement should be left to the relevant market operator, with support from financial and energy regulators, combined with effective communication and coordination between all relevant bodies.

Position reporting on derivatives transactions can provide a useful tool for regulators in identifying concentrations of risk in a particular instrument or market. It should be limited to large positions. However, position limits can hinder the ability of producers/manufacturers to hedge effectively or expose these firms to a detrimental regulatory and commercial risk. In the same vein, a framework that provides robust disclosure of all OTC transactions to the regulator and preserves access to OTC markets for regulated entities can achieve the same degree of transparency to the regulator and market as forcing all transactions onto exchanges, and it does so at much lower cost to the economy and individual ratepayers.

Finally, to allow a market to develop, it is important not to restrict participation only to compliance entities. Prohibiting financial institutions or other sectors from participating would make the market less liquid, less efficient, more volatile and more expensive. Limiting market participation unnecessarily increases overall compliance costs and limits the market's ability to produce a forward price signal. However, it is important to submit parties in the trading system to a 'due diligence' check to prevent fraudsters from abusing the system.

BIAC respectfully asks the competition agencies to take in consideration the above points when they have the opportunity to participate in the framing of the next developments in the world greenhouse gas abatement strategy.

SUMMARY OF DISCUSSION

1. Introduction

The Chairman, Alberto Heimler, opened the roundtable by stating that the introduction of emission permits is only one among several possible ways to reduce pollution. Other possibilities include, for instance, imposing a clean technology standard such as mandatory catalytic exhaustion systems, or taxing pollution to induce demand substitutability. By imposing a global cap on acceptable pollution and establishing a tradable emission permit system, the polluters are free to decide on how to adjust to the emission cap.

To set the stage for the discussion, the Chairman pointed out a few important issues related to emission permit systems. The main idea behind emission permits is to create a system of property rights for pollution. This is achieved by setting a cap on total emissions and distributing a corresponding amount of emission permits to polluters for free or through an auction. The price for emission permits is determined by supply and demand on the permit market, and companies buy and sell permits based on a comparison between the marginal cost of pollution abatement and the market price of permits. In the case of global pollutants the introduction of a stringent emission cap in one country may give rise to shifting production to countries without such measures. Yet there is little experience with antitrust enforcement related to emission trading systems.

The Chairman introduced the three external experts that participated in the roundtable discussion, Till Requate from Kiel University, Robert Jekeel from Eurometaux, the producer organization of metallurgical products in Europe, and Frank Wolak from Stanford University.

Till Requate gave a presentation on possible anticompetitive effects and competition distorting effects of emission permit systems. He identified two classes of effects: anti-competitive effects arising from emission permit trading within a market or within one jurisdiction and distortions of international competitiveness across countries or regions. Anti-competitive effects within a market or jurisdiction may be broken down into exercising market power on the permit market by large sellers and buyers, agreeing on concerted action (cartel behaviour) to manipulate permit prices, and abusing the trading system to affect the associated output markets and prices for the final output goods.

He pointed out that market power implies that large potential sellers may sell too few permits and thus abate too little in order to keep the permit price high or large potential buyers may buy too few permits and abate too much in order to keep the permit price low. Both cases lead to a gap between the marginal abatement costs of the big and the small companies, and thus the desired emission cap is not achieved at least possible cost for the economy as a whole.

Mr. Requate stressed that the formation of buyer or seller cartels in order to manipulate permit prices may become a problem in the future, particularly in the case of permit auctions.

Concerning the abuse of permit trading systems to affect output markets, he differentiated between two cases; firms trying to increase their rivals' costs by buying or holding back permits without having use for them and firms trying to justify price increases on the output market by increasing prices on the permit market.

However, the likelihood of market power abuse is lower if the number of market participants is large and there is up to now very little empirical evidence that market power has been a major problem in the large markets like the US sulphur dioxide market or the European Carbon market.

Mr. Requate briefly touched on the controversial debate on whether or not the pass-through of permit prices to the final commodity prices (e.g. electricity) is appropriate. While some competition authorities have declared such pass-through to be illegal if permits are issued for free, the majority of economists argue that permit prices should be passed through to the final output prices independently of permits being distributed for free or sold at an auction. The reason is that in both cases the permit trading system should provide incentives to final consumers to reduce consumption of polluting goods.

Distortions of international competitiveness through permit trading can arise within an emission permit system due to different national rules and conditions (e.g. different initial endowments of permits, different allocation rules, different rules for market entry and exit, or different Kyoto targets) and between countries with or without emission permit systems or any environmental regulation at all. Mr. Requate noted that the latter case typically causes emission leakage, meaning that emission reductions in one country or region are offset by emission increases in some other country or region. The two main channels of emission leakage are the shifting of pollution-intensive production from regulated to less regulated countries and the changes of relative prices on the world energy market, implying that lower energy demand in regulated countries, leading to lower energy prices, may be compensated by increased demand in less regulated countries.

Mr. Requate finally pointed out that measures such as free permit allocations and border adjustment measures are only partial remedies for leakage since they do not account for leakage occurring through the energy market.

The Chairman then opened the discussion by stating the three major issues to be addressed, namely (1) how emission permit markets do operate and whether or not they are efficient, (2) how emission permit markets interrelate with the development of renewable energies, and (3) what are the implications for international competition of introducing emission permits.

2. How do emission permit markets operate and are they efficient?

The Chairman first addressed the contribution of the United States which has a long experience with emission permits in the context of SO₂ abatement. He noted that the SO₂ program started in 1995 and was highly successful; achieving a 40% reduction in emissions and generating unexpected benefits that largely exceeded the associated costs. He then gave the floor to the U.S. delegation to discuss the reasons for the success of the program.

The delegate from the United States stated that the main reason for the successful implementation of the SO₂ emission permit program was that it created a market for competitive technological progress that aligned the profit motive with innovative emission abatement. Through the establishment of a market price for emissions and the ability of emitters to choose any emission abatement strategy as long as they held the required number of permits for their emissions, the program directly incentivized all types of emission reductions including those beyond the single source's legally required minimum abatement. Moreover, some emission reduction strategies were unanticipated by both regulators and model cost projections, and these strategies delivered additional cost savings.

The Chairman observed that an important aspect of the U.S. permit system is its flexible approach to emission reductions which made technological progress easier to be achieved. He then stated that the European Union had introduced an emission trading system as one of the main instruments to achieve its

ambitious target of a 20% reduction in greenhouse gases compared to 1990. However the EU had introduced other instruments including directives on vehicles and buildings and measures that directly aim at energy saving at the consumption level. He therefore asked the European Commission to explain whether the information required for implementing the emission trading scheme was difficult to gather and accurate, and how the EU ensured that producers that had already invested in CO₂ abatement were not disadvantaged by the scheme. He also asked the European Commission to clarify why there are no positive measures to increase investments in pollution abatement, for example through forestation.

The delegate from the European Union opened his statement by explaining that the measurement issue was very crucial for the functioning of the ETS. Therefore the EU introduced a pilot trading phase in 2005 to gather information on emissions which are being verified in the currently running second trading phase. There are stringent conditions and regulations for the emission verification at each installation level. Due to the National Allocation Plans there may currently exist some differences between the verification processes in the member states, although corresponding community legislation ensures that there are no major distortions between countries within the internal market. Moreover, the revised ETS as from 2013 will apply a stricter cap, new harmonized allocation rules and emission verification will be processed at the EU level.

Concerning the second question on the positive and negative actions from the EU, the delegate clarified that the EU supports several positive measures in the renewable energy field, for example support for R&D and innovation, demonstration programs and pilot projects, support for biofuels and subsidies for developing renewable energies in each member state.

The Chairman asked the European Union to provide details on how different technologies of firms were accounted for in the permit allocation process.

The European Union delegate clarified that only emissions are verified and firms are free to choose their own technologies, that permit allocation is free and that also some benchmarks exist. In order to assure that there is no discrimination between technologies, the EU is currently developing benchmarks according to the 10% best technologies for the next trading phase as from 2013.

The Chairman then turned to Chile to discuss the case of a thermoelectric power generator who in order to reduce his NO_x emissions paid around 100 taxi cab owners to buy new cars equipped with a catalytic converter. He asked Chile to describe the counterfactual in this case and how it ensured that the new taxis would not have been purchased anyway, so that it would have been a windfall present to the taxi cab owners.

The delegate from Chile stated that at the current stage emission trading systems are implemented in some regions by the regional authorities, but that there is not a fully developed market and permits are traded on a bilateral basis. However, the present government is willing to further develop a secondary market for emission permits. Regarding the case mentioned by the Chairman this was an initial experience which at the time involved the evaluation of different compensation alternatives whereupon the most cost effective measure was chosen. The compensatory payments of the new power generator improved cost effectiveness and accelerated the otherwise slow process of introducing catalytic converters among taxi cab owners. The counterfactual was that in the absence of a compensation mechanism the power generation project would not have been approved. Moreover, in case of a less cost effective compensation mechanism the introduction of catalytic converters would have taken not months but years and the compensatory payments also generated an important imitation effect among the taxi cab owners.

The Chairman subsequently turned to Bulgaria where the EU permit system has been implemented. He asked the Bulgarian delegation to explain how binding the emission targets were, how unequal

treatment between different types of plants was avoided and why emission permits for new entrants were not auctioned off.

The delegate from Bulgaria pointed out that the EU permit system is recently operational in Bulgaria and that the emission reductions are binding through the National Allocation Plan (NAP) which is subject to approval by the European Commission. The NAP regulates the maximum allowed emission of greenhouse gases in Bulgaria and allocates quotas among the facilities. Unequal treatment of different facilities is avoided through setting individual quotas for each facility which are below the actual emission level. Thus operators can either purchase additional emission permits or pay the corresponding fines or invest in greener technologies and sell the spare portion of emission permits in order to recover part of the investment. Regarding the question on permit auctioning the delegate stated that there is currently an open discussion in Bulgaria concerning permit auctions for new entrants in general and that auctioning of permits may start in 2012.

The Chairman mentioned that in 2010 Korea had introduced a pilot permit trading project that witnessed the participation of a large number of public organizations and high trading volumes. He asked the Korean delegation to illustrate the permit trading mechanism, the price formation process, and the types of public organizations participating in the pilot project.

The delegate from Korea reinforced the Korean plan to adopt a permit trading system in the near future and explained that the pilot project aims at creating public consensus and building know-how before officially introducing an ETS. The voluntary pilot project comprises 30 business places of manufacturing companies, 169 business places of three major distributors and 550 public organizations, including administrative agencies and research institutions of local governments and companies owned by local governments.

The process of calculating and verifying the emission amount and allocating carbon credits was first performed for public organizations, and the same process will be conducted in the second half of this year for other participants. The exchange of carbon credits among public organizations took place from June 11th to 20th in the form of virtual trade through a real-time trading system. The initial trading price was set by the local government which runs its own ETS within its geographical boundaries based on the market price of the EU permits. The traded volume was about 7500 tons of CO₂ and represented a total value of about 207 million won. The quarterly evaluation of the first phase shows that 500 public organizations emitted 59 tons less than what they were assigned in their emission quota. Therefore, the initial trading price is believed to have been appropriate. In the pilot project the emission target is not binding as it is based on a voluntary Memorandum of Understanding (MOU) between the participants and the Ministry of Environment. Under the MOU the participants set their own emission target and it is possible that they terminate the MOU at their will. But the target is expected to become binding once the relevant rules of the ETS are established.

The Chairman then turned to Switzerland to discuss the very low demand for emission permits in the Swiss permit trading scheme. He asked the Swiss delegation to explain the reasons for this result, whether it was related to a general over-supply of permits or an economic downturn. He also requested the delegation to provide details on the planned connection of the Swiss ETS to the EU ETS.

The delegate from Switzerland replied that there are several explanations for the low amount of permits exchanged in the Swiss system, the first of which is the low level of liquidity on the Swiss market. Although there are around 350 companies participating in the scheme, the allocated amount of permits is relatively low, adding up to 3.5 million tons of CO₂. A second explanation is that since the system has been introduced in 2008, companies have been waiting until they have a clearer idea of the functioning of the scheme. The third explanation is that the system provides for an adjustment of allocations in relation to

growth which incentivizes companies to await the adjustment decision before selling permits. A fourth explanation is that companies bank permits for future use. The fifth explanation arises from the fact that the Swiss system is not yet connected to the EU system. A connection between the two schemes is currently being developed and is expected to lead to a larger exchange between the schemes and their economic agents in the future.

The Chairman concluded the first part of the discussion on the effectiveness and efficiency of emission permit markets and opened the floor for comments.

Till Requate commented on the discussion about how to account for different technologies when permits are allocated through grandfathering or benchmarking, saying that from a theoretical point of view both allocation methods are efficient as long as the allocation rule is decided once and for all. If however the authority implements a new allocation rule and bases this rule on rolling base years both methods cause distortions and only permit auctioning retains efficiency. Till Requate further remarked that low observed prices in different permit markets may be remedied by introducing a flexible mechanism that reduces or increases the number of permits in the market when needed. This could be implemented through an increasing permit supply curve or minimum prices at which the authorities buy back emission permits when the market price is too low.

The Chairman asked Till Requate whether the implementation of an emission cap that is progressively reduced over time would be considered as a new allocation rule and therefore be inefficient.

Till Requate replied that when the progressive rule is set once and for all it is not classified as a new allocation, but distortions arise if the allocation is based on emissions or output in the last trading phase.

The Chairman then asked Till Requate to explain why auctions, despite being preferred by economists, are not common in emission permit markets.

Till Requate pointed out that it was mainly due to political reasons. By giving away permits for free the resistance of the industry against permit trading is mitigated since it may generate windfall profits for the participating companies. An economic reason for free permit allocation is that it reduces the danger of moving emission-intensive production to non-regulated regions and the associated emission leakage.

The Chairman observed that the effect of different allocation rules on output prices was the same for final consumers but it certainly made a difference for the producer.

The Secretariat pointed out that recent OECD work has been studying the potential for fiscal revenue in a 100% auction world. Assuming that the 2020 targets are implemented as projected under the Copenhagen accord for greenhouse gas reductions, the emission trading schemes with full auctioning have potential fiscal revenues of more than 1% of GDP of the Annex-1 countries. In relation to the discussion on carbon leakage the Secretariat commented that the leakage effect arising from asymmetric climate policies between regions depends strongly on who is acting. Recent OECD work shows that if there is a fairly large coalition of countries that have implemented an ETS. The carbon leakage effect approaches zero. For example, if the EU acts alone in implementing a greenhouse gas ETS the leakage rate is about 12% whereas the leakage rate would drop to 2% if all developed countries were to act.

Upon request by the Chairman the representative of the Secretariat clarified that she was referring to the leakage effect through relocation of production but not to the indirect leakage through the energy markets, since it was very difficult to quantify the impact on the world fossil fuel market.

Till Requate added that there was a further risk of intertemporal leakage. He argued that if all states agreed on creating one big global permit market in the future, fossil fuel source owners could try to sell as many resources as possible immediately resulting in increasing CO2 emissions in the near future.

3. How do emission trading schemes interrelate with the development of renewable energies?

The Chairman then moved the discussion to the issue of renewable energy development and the provisions on state aid. In the EU which is the only jurisdiction with legal provisions in place, state aid is legal if it addresses a market failure. The Chairman then asked the EU to describe the market failures that make it possible to grant state aid in the context of the ETS and the renewable energy target.

The delegate of the European Union pointed out that as a general principle state aid in the EU was only allowed if it was compatible with internal markets, i.e. did not distort competition, while contributing to objectives of common interests. This would be the case when there is a market failure, and granting state aid would increase social welfare. In the context of the ETS and the ambitious renewable energy target for 2020 the EU considered it necessary to allow for some transitory measures, for example a member state compensation for the increase of electricity prices resulting from the price on CO2. When granting state aid it therefore has to be ensured that there is a higher level of environmental protection than what would have occurred without the aid and that the resulting positive effects of the aid outweigh the negative effects in terms of distorting competition in the internal market. In the context of carbon leakage the EU delegate argued that in order to prevent companies to move their production to regions without environmental regulation state aid would have an indirect environmental benefit as long as there is no increase in global emissions. The delegate also acknowledged that there are some negative effects of compensating companies for not relocating outside the EU. For example fully compensating for the indirect costs of emissions makes companies indifferent about reducing electricity consumption. In addition, relieving only some sectors from the reduction efforts can imply a disproportional extra cost for other sectors of the economy. Therefore, the EU is planning to adopt some guidance for the industry and member states on the principles for allowing state aid for indirect emissions compensation before the third phase of the ETS enters into force. The delegate closed his statement by saying that as from 2013 there will be full auctioning in the energy sector with the aim of extending it to all other sectors by 2017 and that state aid in this context is a transitory measure in order to achieve this ambitious goal.

The Chairman turned to the submission of Australia to achieve the 20% target for renewable electricity in total energy supply by obliging large electricity buyers to purchase renewable energy certificates. He invited the delegation to explain how Australia made sure that renewable energy certificates actually corresponded to the amount of green energy produced and how the possibility of fraud was ruled out in this type of market. In addition, he challenged the Australian system by asking whether it would not be more efficient to introduce a more stringent cap on pollution and have renewable energies developed as a result of higher CO2 prices instead of implementing two separate systems.

The delegate from Australia stated that the answer to the first question was regulation. The renewable energy target in Australia is overseen by the office of the renewable energy regulator which is underpinned by the Renewable Energy Act (REA). That office oversees the implementation of the government's renewable energy target and one of its central roles is to monitor compliance. This involves overseeing the assessment of the registration of those certificates and all the registered persons and liable parties. Certificates are only issued by the office for actual renewable-based generation which has to be supported by measuring data of sufficient quality. There are strict guidelines for power generators to become accredited under the REA one of them being that the power station must be able to measure the amount of electricity being generated over time and the renewable energy regulator conducts regular random physical audits of registered persons to establish whether or not certificates have been created in accordance with the Act. Regarding the Chairman's second question the delegate stated that if the sole objective was to

reduce carbon pollution, an ETS would generally be considered as the more efficient mechanism. He explained that however the Australian government had a long-standing objective of supporting the generation of renewable energy dating back to the mandatory renewable energy target introduced in 2001. Under that target the Australian government introduced a policy to ensure that 20% of Australia's electricity supply will come from renewable sources by 2020. Given this policy objective the best way to deliver this target most efficiently has to be found. The Australian view is that the market based mechanism with permit trading helps to increase the supply of renewable energy at a lower cost. However, the REA is considered as a transitional mechanism that would deliver the government's objectives of increasing supply of renewable energy until 2030 at which time it is expected that the carbon price will provide a continued incentive for renewable energy generation.

The Chairman switched to the United States where a voluntary system for renewable energy certificates is in place. He requested the delegation to outline how it was ensured that certificates subsidized renewable energy production and not capacity. He also asked whether there might be a risk that companies could reap the benefit of the subsidy to the detriment of social welfare because the investments would have been made even without the existence of renewable energy certificates and whether a tax on emissions would not be more efficient.

The delegate from the United States clarified that there was currently no federal renewable energy requirement but there were renewable energy regimes at the state level. The delegate explained that the renewable energy credit is a separate component added to the wholesale electricity price, which can be sold on the commodity market in order to try to recover the additional costs incurred by producing renewable energy. Because the credits are denominated in megawatt hours of electricity generation, the incentive is clearly on the production basis and not capacity. For each credit purchased, the customer is able to claim the equivalent MWh of energy reduction as an offset to their conventional energy use. To ensure that no investments are subsidized that would otherwise have been made, there are different mechanisms in the different jurisdictions; some for example have standards that award credits only to installations that were built after a certain date. Renewable energy credits represent the premium between the market price and the marginal production cost of renewable energy and it is expected that as costs come closer together the renewable energy credits price will fall so that over-building of renewables is not incentivized. In relation to the question on the higher efficiency of emission taxes the delegate of the U.S. identified that U.S. jurisdictions with renewable energy standards represent varying policy goals, and as described by the statement of Australia taxing efficiency might depend on whether the policy objective is centered on emission reduction or whether there are other objectives such as the development of an industrial base and/or the creation of employment in the renewable sector. The delegate closed her statement by referring to the U.S. Federal Trade Commission's Green Guides, which are designed to aid businesses in making truthful and substantiated environmental marketing claims. The Commission proposed revisions to the Guides that would address renewable energy and carbon offsets.

4. What are the implications of permit trading systems for international competition

The Chairman opened the discussion on the third key issue of the roundtable by inviting BIAC to explain their criticism of border measures that are targeted at remedying carbon leakage.

The delegate of BIAC opened his statement saying that ETS received support from many industry stakeholders thanks to its flexibility and the assurance of reaching specified emission targets but there are important competition issues unless a global trading scheme is established. The cost of the ETS especially in the form of high electricity prices is borne by the end-users and both the direct and indirect costs are expected to increase in the EU from 2013 when permits will be sold through auctions in the power sector and the allocation for industry will be based on carbon efficiency benchmarks. Since prices for many commodities are set at an international level, unless all main competitors face similar costs, there is a risk

of job losses and relocation of key input factors, technology, and know-how in the first moving countries. The BIAC delegate therefore advocated for a continued free allocation of emission permits in the EU since it represents a necessary transitory mechanism that balances the current regulatory regime in the EU. He also urged for clarity on the future of the Clean Development Mechanism post 2012 which is an important supplement to domestic abatement and helps to keep costs down for the industry.

The increase in electricity prices due to the ETS is a particular concern in certain sectors such as steel, chlorine or aluminum and governments should allow for appropriate compensation measures to reduce carbon leakage. The BIAC delegate welcomed a more active role by competition authorities in the carbon market debate in order to deal constructively with industry sectors that face global pricing systems and to advocate the introduction of ETS in other jurisdictions in the world, for example in the U.S. In reference to the option of connecting ETS to border adjustments the delegate noted that BIAC was very critical of such measures because in today's dependency on open markets and rule-based international trading systems, companies opposed unilateral trade measures that tried to enforce non-trade objectives. Border adjustment measures for carbon intensive imports cannot solve the carbon leakage problem for sectors that have tradable end products. Even if they were made compatible with WTO rules, border measures may fail to address competitive concerns for most industrial sectors. Moreover there is a risk of retaliation, protectionism, and even trade war. The delegate finalized by pointing out that it would be most desirable to have an international binding agreement on climate change.

The Chairman gave the floor to Robert Jekeel from Eurometaux to discuss the effects of the ETS on competition in the metallurgical industry in Europe.

Robert Jekeel started his presentation by setting out the main characteristics of the non-ferrous metals industry in the EU which is the inability to pass through regionally imposed costs on CO₂ to their customers because prices are set globally at the London Metal Exchange (LME). The second important characteristic is that the industry is very electro-intensive and the impact of the indirect costs of CO₂ is very high (for example the ratio of indirect to direct costs is 6:1 in aluminum and 50:1 in zinc production). Therefore, even if the industry will enter the ETS only in 2013, the indirect impact is already present. Moreover, he stressed that the non-ferrous metals industry in the EU has already been successfully taking measures to reduce emissions and is considered to be the most efficient in the world.

Another issue related to the energy market liberalization and the impact of CO₂ permits is that the majority of long-term contracts between the industry and energy generators will expire by 2013 which will exacerbate the indirect impact of CO₂ costs thereafter. Therefore the industry fears that there will be no new investments in aluminum smelting in the EU. The international distortion of competition arising from CO₂ pass-through can be observed by comparing the power prices in 2010 in the EU (62.4 US\$/MWh) with the world average power price (36.3 US\$/MWh) expected by aluminum smelters. The resulting effect of the carbon cost burden for example for the aluminum industry is that smelters may be pushed out of the market even if they are very energy-efficient. An international agreement on greenhouse gases can only solve the competition problem if it accounts for the impact of both direct and indirect emissions such that the full cost impact of CO₂ is felt equally in all world regions. The same holds for sectoral agreements. Unless the whole world adopts the same market model for the production and sale of electricity highly electro-intensive, producers will never be subject to a level playing field due to carbon leakage resulting from the different exposures to CO₂ pass-through in the power consumed.

The speaker welcomed efforts by the European Commission and the member states to grant financial compensation measures but claimed that also investments that did not take place in the EU due to environmental regulation should also be accounted for. Nevertheless he stated that the impact assessments on carbon leakage by the European Commission provided erroneously low results because they fail to take into account the inability to pass through regionally-imposed CO₂ costs, and therefore they should not be

used as a basis for decision making. Also, the impact assessment should be based on real power prices, based on the cost of the marginal power plant, and not on the CO₂ factor of the average EU electricity mix. It is also important that the implementation rules on financial compensation are agreed by the Commission and the member states in a timely manner in order to avoid further leakage.

The Chairman turned to Sweden's contribution which discussed the overlap between emission taxes and ETS.

A delegate from Sweden explained that Sweden has implemented a tax on CO₂ since 1995 and there is an overlap in some sectors that also participate in the ETS. In order to avoid double payment the government is now proposing to abolish the CO₂ tax in the overlapping sectors. Moreover, Sweden promotes an EU-wide CO₂ tax since it is a very efficient way to correct market failures; the problem lies in finding the optimal level of the tax and therefore the ETS may be a better instrument in this context. The allocation method of permits should not matter since theoretically cost efficiency should be achieved regardless of the allocation principle chosen. In this regard, free allocation serves as a means to motivate the implementation of an ETS, but in practice there are some problems associated with grandfathering and benchmarking such as the new entrant problem or strategic behavior by increasing emissions to receive more permits in the next trading period. Also, the occurrence of windfall profits is a politically sensitive issue. Therefore most evidence points to auctioning as the beneficial way of allocating permits. But permit auctions will need to be well designed in order not to give rise to other problems.

The Chairman asked whether the Nordic countries will soon use an auctioning system to allocate emission permits, or whether this is just the view of the competition authority.

The delegate from Sweden answered that Sweden will follow the allocation method recommended by the EU but that full auctioning has been proposed by its competition authority.

The Chairman introduced Frank Wolak from Stanford University and chair of the supervisory body of the Californian electricity market and invited him to give a talk about market power and the relationship between emission permits and the electricity market in the South Coast Air Quality Management District (SCAQMD) in California which is a cap and trade market for nitrate oxide emissions.

Frank Wolak started his presentation by explaining the relationship between the upstream permit market and the downstream electricity market in California and how a lack of competition in the permit market can spill over into the electricity market. The SCAQMD, in which nitrate oxides (NO_x) are the local pollutants, is an area that is part of a larger market – the California electricity market – which sets the electricity price for the entire state of California. The NO_x emissions market (RECLAIM) operates over a smaller geographic area which has important implications for the incentives of firms to use their ability to move prices in the emission permit market to impact prices in the electricity market. The NO_x emission permits were allocated for free to the market participants. Initially, like in other cap and trade markets in the U.S., a very large amount of permits was allocated so that prices were fairly modest until the emission constraint became binding in the year 2000. In 2000-2001 the prices of permits traded in the secondary markets rose and became very volatile which is partly due to the fact that the market was based on bilateral trading and there was not a standardized market. Another stylized feature of the market at that time was that transaction volumes were very small but there were large amounts of transaction. This feature can be attributed to the incentive for certain market participants to have high permit prices in order to raise electricity prices in the wholesale electricity market. There were two sources of benefit to having high NO_x emission permit prices. First, companies located outside the SCAQMD could profit from higher market prices for electricity, and second, units located inside the SCAQMD region that have relatively low NO_x emissions could benefit from a higher market price set by the more emission-intensive unit. The permit transaction prices from that period provide evidence for this distorting behavior because they show

that companies that own units both in and outside the SCAQMD region paid systematically higher prices for permits than the other companies. In addition evidence was found that some companies inside the SCAQMD region held many unused permits during 2000. Another aspect of the RECLAIM permit market hinting at distorting behavior of some companies is that there was evidence that generation unit companies did not perceive permit prices as legitimate prices or legitimate operation costs for their units. First, the dirtier generation units were operated more intensively compared to what they would have dispatched had they taken the permit prices as legitimate. Second, empirical analysis of the offer behavior of electricity suppliers showed that they did not treat permit costs in the same way as they treated variable fuel costs, i.e. not in accordance with profit maximizing behavior had they viewed permit costs as legitimate costs.

Some important issues for the design of emission permit market arise from these observations. When there are many market participants and there is tough competition, the aforementioned issues are less likely to be relevant. In addition, transparency is needed in relation to the price setting mechanism which is problematic in bilateral markets. Also, permit holdings and the use of permits should be closely monitored to prevent companies from withholding permits in order to drive up permit prices in the market. Therefore there is a need for market monitoring to ensure that high permit prices are effectively driven by scarcity of permits and not by dominant players that want to achieve a higher pass through to electricity prices.

The Chairman turned to Chile's contribution which discussed the use of tradable permits in the context of the fishery industry in Chile. The Chairman invited the Chilean delegation to explain how the issue of new entry in the fishery market was accounted for in the allocation of fishing quotas and how this would be managed in the context of a Chilean ETS.

A delegate from Chile pointed out that there are similarities between the use of tradable quotas in the fishing industry and environmental permit trading. In the case of the Chilean fishery industry the grandfathering principle was used for the allocation of quotas, taking into account investment and catch of the incumbents. However in reference to the debate on permit auctioning the delegate agreed to the conclusion of the background paper in that the use of an auction mechanism is essential because it can help to develop a much deeper permit market and constitute a price reference for future transactions. The important part of implementing an ETS lies in the creation of a secondary market, and it has to be ensured that appropriate conditions are met. In the case of the fishery industry the conditions for the creation of a secondary market are that the permits have to be clearly assigned, they should ideally be perpetual and divisible, anti competitive behavior like foreclosing the market should be limited, and efficient enforcement of the regulatory bodies has to be ensured. At present, a case is pending at the competition tribunal (TDLC) of a Norwegian company that was interested in fishing operations in Chile. There is until now no official decision or opinion regarding environmental permit trading in Chile.

The Chairman invited Japan to present the implications of the JFTC's report in relation to the possibility of banking and borrowing of emission permits. The Chairman asked Japan to explain how it could be made sure that borrowing will not lead to compliance problems in the future. The Chairman further requested Japan to describe the determinants of emission prices today versus emission prices tomorrow and how the discount rate in the case of banking could be determined.

A delegate from Japan noted that the Japanese bill for basic action on global warming countermeasures, which introduces a cap and trade scheme, is presently still under deliberation. The delegate explained that since the exact content of the scheme was not yet decided it was difficult to present suggestions on the pricing mechanism concerning banking and borrowing due to the lack of experience. Japan's contribution paper is based on a report the JFTC made public in March 2010 when a nationwide ETS had not yet been introduced. This report identifies the potential impact on competition by the expected introduction of the ETS and issues with regard to the design of this scheme. It also examines the conduct by enterprises that would possibly pose a problem under the Antimonopoly Act. In terms of banking and

borrowing the report indicates that if such measures were introduced they would provide enlarged options for enterprises to fulfill their obligations so that they can reduce the impact of the imposition of regulatory obligations on their business activities and consequently on competition. It is also expected that these cost containment measures enable enterprises to choose the best timing to invest in emission reductions facilities for the future fulfillment of their obligations. Moreover there will be less concern that coordinated action regarding prices and production volumes are induced as it is difficult to speculate about the production plans of competing enterprises based on the relationship between emission and production volumes in a certain period. However, when banking and borrowing are permitted without restriction, this might diminish incentives for enterprises to trade emission allowances or external credits with other entities in the market so that the trading in the market may be dampened.

The Chairman opened the floor for final discussion.

The Secretariat referred to the discussion about the issue of international competitiveness in order to clarify a frequent confusion between carbon leakage and competitiveness. The Secretariat pointed out that the two terms are related but they stem from different issues and there may be different policy measures that are effective for addressing each of them. When talking about leakage the concern is about emissions that may be offsetting a policy in a particular region through relocation of production and through the world fossil fuel markets. When talking about international competition the concern relates to the production levels that may decrease and this could be due to a number of factors. In some cases financial compensation measures should be used as a transitional measure. For example, free allocation of allowances is a form of compensation, and if it is transitional and includes some sunset clause, it allows the economy to transition into a low carbon world in the future which is the ultimate goal of a greenhouse gas ETS. The Secretariat pointed out that there would always be winners and losers, particularly in the energy intensive industries, one example being the aluminum industry mentioned in the presentation of Robert Jekeel. However it is important that these issues will be analyzed in the context of the whole economy.

In response to the Secretariat's comments Robert Jekeel noted that there did not seem to exist a common definition of carbon leakage which also could be defined as including the lack of investment foregone in the countries that have implemented a cap and trade regime. Therefore Robert Jekeel reinforced that the principle of cap and trade in the context of CO₂ emissions only works if an emission cap is implemented everywhere. In reference to the transition to a low carbon economy Robert Jekeel mentioned that the environment may be the loser if highly efficient installations in countries with an emission cap had to be closed while at the same time there were less efficient installations being built in countries without an emission cap.

The Chairman concluded that the discussion had indicated that there is the potential for market distortions in the context of an ETS which may be related to the interplay between the ETS and policies to support renewable energies, on the one hand, and issues of international competitiveness and the fact that greenhouse gas emission control is a global phenomenon, on the other. It emerged from the discussion that the problems related to antitrust issues on emission markets may be solved by better rules and increased market transparency. However, antitrust enforcement has been very limited so far which can in part be attributed to the slow development of permit markets where permit allocations are usually very large at the beginning and the emission constraint only becomes binding after some time. This is one reason why prices and trading volumes observed in many countries have been quite low.

COMPTE RENDU DE LA DISCUSSION

1. Introduction

Le président, Alberto Heimler, ouvre la table ronde en rappelant que la mise en place de permis d'émission n'est que l'un des moyens disponibles pour réduire la pollution. Parmi les autres outils possibles, il cite l'instauration d'une norme de technologie propre rendant obligatoire l'installation de pots d'échappement catalytiques ou taxant la pollution en vue d'induire la substituabilité de la demande. En imposant un plafond global au niveau de pollution acceptable et en établissant un système de permis d'émission négociables, on laisse aux pollueurs la liberté de choisir comment ils vont s'adapter à ce plafond d'émissions.

Pour établir les termes du débat, le président attire l'attention sur plusieurs questions importantes en rapport avec les systèmes de permis d'émission. Le principal concept qui sous-tend les permis d'émission est la création d'un mécanisme de droits de propriété relatif à la pollution. Ce mécanisme repose sur le plafonnement de la quantité totale d'émissions et la distribution d'un montant correspondant de permis d'émission aux pollueurs, à titre gratuit ou par un système d'enchères. Le prix des permis d'émission est déterminé par la loi de l'offre et de la demande sur le marché des permis, et les entreprises achètent et vendent des permis sur la base d'une comparaison entre le coût marginal de la réduction de la pollution et le prix des permis sur le marché. Dans le cas des polluants d'importance mondiale, l'introduction d'un plafond d'émissions strict dans un pays peut donner lieu à un déplacement de la production vers des pays qui n'appliquent pas un tel plafond. Il n'existe pourtant guère de cas d'application des lois antitrust en rapport avec les systèmes d'échange de droits d'émission.

Le président présente les experts externes qui participent à la table ronde : Till Requate de l'Université de Kiel, Robert Jekeel de la société Eurometaux, l'association européenne des industries de la métallurgie, et Frank Wolak de l'Université de Stanford.

Till Requate présente un exposé sur les éventuels effets anticoncurrentiels ou de distorsion de la concurrence que peuvent induire les systèmes de permis d'émission. Il définit deux catégories d'effets : les effets anticoncurrentiels résultant de l'échange de permis d'émission sur un même marché ou territoire, et les distorsions de la compétitivité internationale entre plusieurs pays ou régions. Les effets anticoncurrentiels sur un marché ou un territoire sont de trois ordres : les gros vendeurs et acheteurs peuvent user de leur pouvoir de marché sur le marché des permis, des ententes peuvent se former pour mener des actions concertées en vue de manipuler les prix des permis, et le système d'échange peut être exploité abusivement pour influencer sur les marchés et les prix des produits finaux associés.

Il fait remarquer que, grâce à leur pouvoir de marché, les gros vendeurs potentiels peuvent vendre trop peu de permis, et donc réduire insuffisamment la pollution, afin de maintenir les prix des permis à un niveau élevé, et les gros acheteurs potentiels peuvent acheter trop peu de permis, produisant une réduction excessive des émissions, afin de maintenir les prix des permis à un niveau bas. Dans les deux cas, il se crée un écart entre le coût marginal de la réduction de la pollution pour les grandes et les petites entreprises, ce qui implique que la quantité maximale d'émissions souhaitée n'est pas atteinte au moindre coût possible pour l'économie dans son ensemble.

M. Requate souligne que la formation de cartels d'acheteurs ou de vendeurs visant à manipuler les prix des permis pourrait devenir un problème à l'avenir, en particulier dans le cas d'une mise aux enchères des permis d'émission.

En ce qui concerne l'abus des systèmes de permis d'émission visant à influencer sur les marchés de produits, il établit une distinction entre deux cas : celui des entreprises qui tentent d'accroître les coûts de leurs concurrentes en achetant ou en conservant des permis alors qu'elles n'en ont pas besoin, et celui des entreprises qui tentent de justifier des hausses de prix sur le marché des produits par l'augmentation des prix des permis d'émission.

Cependant, la probabilité d'un abus de pouvoir de marché est d'autant plus faible que le nombre de participants au marché est élevé : il existe à ce jour très peu de signes concrets indiquant que le pouvoir de marché poserait un problème important sur de grands marchés tels que le marché américain du dioxyde de soufre ou le marché européen du carbone.

M. Requate évoque brièvement la controverse portant sur le fait de savoir s'il est ou non approprié que le prix des permis se répercute sur le prix des produits finaux (comme l'électricité). Certaines autorités de la concurrence estiment qu'une telle répercussion est illégale si les permis sont attribués gratuitement, tandis que la majorité des économistes affirment que le prix des permis devrait se répercuter sur le prix du produit final, que les permis soient distribués gratuitement ou non. La raison qu'ils avancent est que, dans les deux cas, le système d'échange de droits d'émission doit inciter le consommateur final à réduire sa consommation de biens polluants.

La compétitivité internationale peut subir des distorsions résultant de l'échange de permis au sein d'un système d'échange lorsque les règles et conditions applicables diffèrent d'un pays à l'autre (par exemple, différences portant sur la dotation initiale en permis, les règles d'attribution, les règles d'entrée et de sortie du marché, ou les objectifs de Kyoto) et selon que les pays concernés appliquent ou non des systèmes d'échange de permis, voire n'ont aucune réglementation environnementale. M. Requate fait observer que ce dernier cas provoque généralement des fuites d'émissions, c'est-à-dire que des réductions d'émissions dans un pays ou une région sont compensées par une augmentation des émissions dans un autre pays ou une autre région. Les deux principales formes que revêtent les fuites d'émissions de CO₂ sont le transfert de sites de production très polluants de pays réglementés vers des pays moins réglementés, et l'évolution des prix relatifs sur le marché mondial de l'énergie, impliquant qu'une moindre demande d'énergie dans les pays réglementés, entraînant une baisse des prix de l'énergie, peut être compensée par un accroissement de la demande dans les pays moins réglementés.

Enfin, M. Requate souligne que des mesures telles qu'une attribution gratuite de permis ou l'ajustement aux frontières ne sont que des remèdes partiels au problème des fuites, parce qu'elles ne tiennent pas compte des fuites qui passent par le biais du marché de l'énergie.

Le président ouvre ensuite le débat en exposant les trois principales questions à traiter, à savoir : 1) comment les marchés des permis d'émission fonctionnent-ils et sont-ils efficaces ? 2) quel rapport existe-t-il entre les marchés des permis d'émission et le développement des énergies renouvelables ? et 3) quelles sont les conséquences de la mise en place de permis d'émission pour la concurrence internationale ?

2. Comment les marchés des permis d'émission fonctionnent-ils et sont-ils efficaces ?

Le président examine tout d'abord la contribution des États-Unis, qui ont une longue expérience des permis d'émission dans le contexte de la réduction du SO₂. Il fait remarquer que le programme relatif au SO₂ a commencé en 1995 et a été très efficace, puisqu'il a abouti à une réduction de 40 % des émissions et

entraîné des avantages inattendus qui ont plus que compensé les coûts associés. Il donne ensuite la parole à la délégation des États-Unis pour qu'elle présente les raisons expliquant la réussite de ce programme.

D'après le délégué des États-Unis, la principale raison du succès du programme de permis d'émission de SO₂ tient à ce qu'il a créé un marché du progrès technologique compétitif qui a fait coïncider recherche du profit et réduction innovante des émissions. En établissant un prix de marché pour les émissions et en offrant aux émetteurs la possibilité de choisir librement leur stratégie de réduction pourvu qu'ils détiennent le nombre voulu de permis compte tenu de leurs émissions, le programme a offert une incitation directe en faveur de tous les types de réductions d'émissions, y compris au-delà du degré minimal légalement obligatoire émanant d'une source unique. De plus, certaines stratégies de réduction mises en œuvre, qui n'avaient pas été prévues par les autorités de réglementation ni par les modèles de projection de coûts, ont permis de réaliser des économies de coûts supplémentaires.

Le président fait remarquer qu'un aspect important du système de permis américain est son approche flexible de la réduction des émissions, qui a facilité le progrès technologique. Il aborde ensuite le cas de l'Union européenne, qui a fait du système d'échange de quotas d'émission l'un de ses principaux instruments pour atteindre son ambitieux objectif, consistant à réduire de 20 % ses émissions de gaz à effet de serre par rapport à 1990. L'UE a toutefois mis en place d'autres instruments, tels que des directives concernant les véhicules et les bâtiments, et des mesures visant directement à réaliser des économies d'énergie au niveau des consommateurs. Il demande à la Commission européenne s'il a été difficile de collecter les informations requises pour mettre en œuvre le système d'échange de quotas d'émission, si ces informations étaient exactes, et comment l'UE s'est assurée que les producteurs qui avaient déjà investi dans la réduction des émissions de CO₂ ne seraient pas désavantagés par le système. Il demande également à la Commission européenne de préciser pourquoi elle n'a pas prévu de mesures positives pour accroître les investissements dans la réduction de la pollution, par exemple par le biais du reboisement.

Le délégué de l'Union européenne commence par expliquer que les questions de mesure sont tout à fait cruciales pour le fonctionnement du SEQE. Ainsi, la première phase d'échange, lancée en 2005 par l'UE, était destinée à recueillir des informations sur les émissions, données qui sont en cours de vérification pendant la deuxième phase actuelle. Au niveau de chaque installation, la vérification des émissions fait l'objet de conditions et de règles rigoureuses. Compte tenu des Plans nationaux d'allocation, il peut exister à l'heure actuelle certaines différences dans les processus de vérification d'un État membre à l'autre, mais la législation communautaire applicable permet d'éviter tout écart majeur entre les pays participant au marché intérieur. De plus, le SEQE révisé se traduira, à partir de 2013, par un plafond plus strict, de nouvelles règles d'attribution harmonisées et une vérification des émissions traitée à l'échelle européenne.

En ce qui concerne la deuxième question, sur les actions positives et négatives de l'UE, le délégué explique que l'UE soutient diverses mesures positives dans le domaine des énergies renouvelables, par exemple la R-D et l'innovation, des programmes de démonstration et des projets pilotes, les biocarburants et les subventions en faveur du développement des énergies renouvelables dans chacun des États membres.

Le président demande à l'Union européenne de préciser comment le processus d'attribution des permis prend en compte les différences de technologies entre les entreprises.

Le délégué de l'Union européenne indique que seules les émissions sont vérifiées et que les entreprises sont libres de choisir les technologies qu'elles veulent appliquer, que les permis sont attribués gratuitement et qu'il existe aussi certains critères de référence. Afin de garantir toute absence de discrimination entre les technologies, l'UE met actuellement au point, en vue de la troisième phase, qui commence en 2013, une série de valeurs de référence d'après les résultats produits par le décile supérieur des meilleures technologies.

Le président se tourne alors vers le Chili, évoquant le cas d'un producteur d'électricité d'origine thermique qui, afin de réduire ses émissions de NO_x, a payé une centaine de propriétaires de taxis pour qu'ils achètent de nouveaux véhicules, équipés de pots catalytiques. Le président demande au Chili de décrire le scénario contrefactuel dans ce cas et d'expliquer comment les autorités se sont assurées que les nouveaux taxis n'auraient pas été achetés de toute façon, de sorte que cela aurait été un cadeau inespéré pour les propriétaires de taxis.

Le délégué du Chili déclare que, dans la phase actuelle, les systèmes d'échange de permis d'émission sont mis en œuvre dans certaines régions par les autorités régionales, mais que le marché n'est pas encore pleinement développé et que les permis s'échangent sur une base bilatérale. Cependant, le gouvernement actuel est disposé à favoriser le développement d'un marché secondaire des permis d'émission. Dans le cas mentionné par le président, il s'agissait d'une première expérience qui, à l'époque, comportait une évaluation des différentes solutions de compensation, permettant de choisir la mesure la plus efficace en fonction des coûts. Les paiements compensatoires du nouveau producteur d'électricité ont amélioré le rapport coût-efficacité et accéléré le processus, généralement lent, d'adoption des pots catalytiques par les propriétaires de taxis. Le scénario contrefactuel était que, en l'absence de mécanisme de compensation, le projet de production électrique n'aurait pas été approuvé. De plus, en présence d'un mécanisme de compensation moins avantageux, l'adoption des pots catalytiques aurait pris non pas des mois mais des années, et les paiements compensatoires ont en outre engendré un important effet d'imitation parmi les propriétaires de taxis.

Le président se tourne ensuite vers la Bulgarie, qui a mis en œuvre le système communautaire d'échange de quotas d'émission. Il demande à la délégation bulgare de préciser le degré de contrainte que représentent les objectifs d'émission, comment on a évité un traitement inégal de différents types d'installations, et pourquoi les permis d'émission pour les nouveaux entrants n'ont pas été attribués par voie d'enchères.

Le délégué de la Bulgarie fait remarquer que le système de permis de l'UE n'est opérationnel dans son pays que depuis peu de temps, et que les réductions d'émissions sont contraignantes dans la mesure où elles sont inscrites dans le Plan national d'allocation des quotas (PNAQ), lequel est soumis à l'approbation de la Commission européenne. Le PNAQ définit le niveau maximal d'émission de gaz à effet de serre autorisé en Bulgarie et répartit les quotas entre les installations. L'inégalité de traitement est évitée par la fixation, pour chaque installation, d'un quota qui est inférieur au niveau actuel d'émission. Ainsi, les opérateurs peuvent soit acheter des permis d'émission supplémentaires, soit payer les amendes correspondantes, soit investir dans des technologies plus respectueuses de l'environnement, ce qui leur permet de vendre les permis qu'ils n'ont pas utilisés et de rentabiliser ainsi leur investissement. En ce qui concerne la vente aux enchères des permis, le délégué explique qu'un débat se déroule actuellement en Bulgarie sur le thème général de la mise aux enchères des permis pour les nouveaux entrants, et que celle-ci pourrait commencer en 2012.

Le président mentionne le fait qu'en 2010 la Corée a lancé un projet pilote d'échange de droits d'émission, qui a enregistré la participation d'un grand nombre d'organisations publiques et de gros volumes d'échange. Il demande à la délégation coréenne de décrire ce mécanisme d'échange, le processus de formation des prix, et les types d'organisations publiques qui ont participé au projet pilote.

Le délégué de la Corée explique que le projet pilote a conforté le pays dans son intention d'adopter un système d'échange de droits d'émission dans un avenir proche ; ce projet vise à susciter un consensus public et à accumuler du savoir-faire avant de lancer officiellement un système d'échange de droits d'émission. Les entités qui participent au projet pilote, sur une base volontaire, sont 30 sites d'entreprises de production manufacturière, 169 établissements appartenant à trois grands distributeurs et 550

organismes publics, y compris des agences administratives, des établissements de recherche et des entreprises relevant de collectivités locales.

Le calcul et la vérification de la quantité d'émissions et l'allocation des crédits carbone ont été réalisés dans un premier temps pour les organisations publiques, et le même processus sera répété pour d'autres participants au cours du second semestre de cette année. L'échange de crédits carbone entre les organismes publics s'est déroulé du 11 au 20 juin, sous la forme de transactions virtuelles sur une plateforme d'échange en temps réel. Le prix de départ a été fixé par les autorités locales, qui gèrent leur propre système d'échange de permis sur leur territoire, sur la base du prix de marché des permis européens. Le volume échangé a atteint quelque 7 500 tonnes de CO₂, pour une valeur totale d'environ 207 millions de won. L'évaluation trimestrielle de la première phase montre que 500 organisations publiques ont émis 59 tonnes de moins que leur quota d'émission. On estime par conséquent que le prix initial des permis était approprié. Dans le projet pilote, l'objectif d'émission n'est pas contraignant, dans la mesure où il s'inscrit dans un Protocole d'accord volontaire entre les participants et le ministère de l'Environnement. Aux termes du Protocole, les participants fixent leur propre objectif d'émission, et ils peuvent sortir du Protocole à leur gré. Mais il est prévu que l'objectif devienne contraignant lorsque les règles du système d'échange de permis auront été établies.

Le président demande ensuite à la Suisse de commenter le très faible niveau de la demande de permis d'émission que l'on constate dans le mécanisme suisse d'échange de permis. Il demande à la délégation suisse d'expliquer les raisons de ce phénomène, en précisant s'il est lié à une offre excédentaire de permis ou à un ralentissement économique. Il prie également la délégation de fournir des précisions sur le projet de rattachement du mécanisme suisse au système européen d'échange de quotas d'émission.

Le délégué de la Suisse répond que plusieurs facteurs expliquent ce faible volume de permis échangés dans le système suisse, le premier étant le faible niveau de liquidité sur le marché suisse. Bien qu'environ 350 entreprises participent au système, le volume de permis alloués est relativement faible, totalisant 3,5 millions de tonnes de CO₂. Un deuxième facteur est que, le système ayant été instauré en 2008, les entreprises attendent d'avoir une idée plus claire du fonctionnement du mécanisme. Le troisième facteur est que le système prévoit un ajustement du nombre de permis attribués en fonction de la croissance, ce qui incite les entreprises à attendre la décision relative à l'ajustement pour vendre des permis. Un quatrième facteur est que les entreprises conservent des permis en réserve pour les utiliser ultérieurement. La cinquième explication tient au fait que le système suisse n'est pas relié au système européen. Une liaison entre les deux systèmes est en cours d'élaboration et devrait conduire à une augmentation des échanges entre les deux systèmes et leurs agents économiques.

Le président conclut la première partie des débats sur l'efficacité et l'efficacité des marchés des permis d'émission et donne la parole aux participants.

Till Requate formule un commentaire à propos de la discussion portant sur la question de savoir comment prendre en compte des technologies différentes selon que les permis sont attribués sur la base des droits acquis ou en fonction d'une analyse comparative : d'un point de vue théorique, les deux méthodes d'attribution sont efficaces pour autant que la règle d'attribution soit décidée une fois pour toutes. Mais si l'autorité responsable applique une nouvelle règle d'attribution, fondée sur une période de référence glissante, alors les deux méthodes entraînent des distorsions, et seule la méthode de la vente aux enchères reste efficace. Till Requate fait en outre remarquer que le bas niveau des prix observés sur différents marchés de permis peut être corrigé en introduisant un mécanisme souple qui réduit ou accroît si nécessaire le nombre de permis disponibles sur le marché. Pour ce faire, on peut mettre en place une augmentation progressive de l'offre de permis ou un prix minimum au-delà duquel les autorités rachètent les permis d'émission lorsque le prix du marché est trop faible.

Le président demande à Till Requate si l'application d'un plafond d'émissions qui serait progressivement abaissé au fil du temps serait considérée comme une nouvelle règle d'attribution, et par conséquent inefficace.

Till Requate répond que si une telle règle de progressivité est fixée de façon définitive elle n'est pas considérée comme une nouvelle méthode d'attribution, mais des distorsions apparaissent si l'attribution est fondée sur les émissions ou la production constatées pendant la dernière phase d'échange.

Le président demande alors à Till Requate d'expliquer pourquoi la méthode des enchères, qui a pourtant la préférence des économistes, n'est pas plus fréquemment utilisée sur les marchés des permis d'émission.

Till Requate fait observer que les raisons sont principalement d'ordre politique. L'attribution gratuite de permis atténue la résistance des industriels à l'égard de l'échange de permis, car elle est susceptible d'engendrer des bénéfices imprévus pour les entreprises participantes. Une raison économique justifiant l'attribution gratuite des permis est que celle-ci réduit le risque de voir la production fortement émettrice de gaz à effet de serre se déplacer vers des régions non réglementées, avec le risque associé de fuite des émissions.

Le président fait observer que l'effet de différentes règles d'attribution sur les prix à la production est identique pour le consommateur final, alors qu'il n'est pas sans conséquence pour le producteur.

Le Secrétariat souligne que des travaux récents de l'OCDE ont porté sur le potentiel de recettes fiscales qui résulterait d'une situation où la totalité des permis seraient vendus aux enchères. Ainsi, dans l'hypothèse où les objectifs de 2020 seraient atteints comme le prévoit l'accord de Copenhague sur la réduction des gaz à effet de serre, les systèmes d'échange de droits d'émission reposant entièrement sur la vente aux enchères pourraient dégager des recettes fiscales de plus de 1 % du PIB dans les pays de l'Annexe 1. En ce qui concerne le débat sur les fuites d'émissions, le Secrétariat fait remarquer que l'effet de fuite résultant de politiques climatiques asymétriques dépend fortement du nombre de participants. En effet, les travaux récents de l'OCDE montrent que s'il existe une coalition assez large de pays participant à un système d'échange, les fuites de carbone sont pratiquement inexistantes. Par exemple, si l'UE est la seule à mettre en œuvre un système d'échange de permis d'émission de gaz à effet de serre, le taux de fuite est d'environ 12 %, chiffre qui tombe à 2 % si tous les pays développés adoptent un système d'échange.

Suite à une question du président, la représentante du Secrétariat précise qu'elle parle de l'effet de fuite qui est dû à la délocalisation de la production, mais non des fuites indirectes qui sont imputables aux marchés de l'énergie, car il est très difficile de quantifier cet effet sur le marché mondial des combustibles fossiles.

Till Requate ajoute qu'il existe également un risque de fuites intertemporelles. Ainsi, si tous les États se mettaient d'accord pour créer à l'avenir un seul grand marché mondial des permis d'émission, les propriétaires des sources de combustibles fossiles pourraient tenter de vendre immédiatement le plus de ressources possible, ce qui aurait pour effet d'accroître les émissions de CO₂ dans un avenir proche.

3. Quel rapport existe-t-il entre les marchés des permis d'émission et le développement des énergies renouvelables ?

Le président aborde ensuite le thème du développement des énergies renouvelables et des dispositions en matière d'aides d'État. Dans l'UE - le seul territoire où il existe des dispositions légales à ce sujet - les aides d'État sont légales si elles permettent de remédier à une défaillance du marché. Le président demande alors à l'UE de décrire les défaillances du marché qui justifient l'octroi d'aides d'État dans le contexte du SEQE et de l'objectif relatif aux énergies renouvelables.

Le délégué de l'Union européenne souligne que, de manière générale, les aides d'État dans l'UE ne sont autorisées que si elles sont compatibles avec les marchés intérieurs, c'est-à-dire qu'elles ne faussent pas la concurrence, tout en contribuant aux objectifs d'intérêt commun. C'est le cas lorsqu'il y a défaillance du marché et que l'octroi d'aides d'État permet d'accroître le bien-être social. Dans le contexte du SEQE et de l'ambitieux objectif relatif aux énergies renouvelables à l'horizon 2020, l'UE a jugé nécessaire d'autoriser certaines dispositions transitoires, telles que des mesures financières accordées par les États pour compenser l'augmentation du prix de l'électricité résultant du prix du CO₂. Lorsque des aides d'État sont octroyées, il faut donc s'assurer que le niveau de protection environnementale est plus élevé que ce qu'il aurait été en l'absence d'aides, et que les effets positifs des aides sont supérieurs aux effets négatifs en termes de distorsion de la concurrence sur le marché intérieur. Dans le contexte des fuites de carbone, le délégué de l'UE affirme que, pour empêcher les entreprises de délocaliser leur production vers les régions dépourvues de réglementation environnementale, les aides d'État présenteraient un avantage environnemental indirect pour autant que les émissions globales n'augmentent pas. Le délégué reconnaît par ailleurs que l'octroi de compensations aux entreprises pour qu'elles ne délocalisent pas leur production hors de l'UE induit certains effets négatifs. Par exemple, la compensation totale du coût indirect des émissions rend les entreprises indifférentes à la question de la réduction de la consommation d'électricité. De plus, le fait que seuls certains secteurs soient soulagés de leurs efforts de réduction peut impliquer un coût supplémentaire disproportionné pour les autres secteurs de l'économie. Pour toutes ces raisons, l'UE prévoit d'adopter, avant l'entrée en vigueur de la troisième phase du SEQE, des orientations à l'intention de l'industrie et des États membres sur les principes régissant l'autorisation des aides d'État destinées à compenser le coût indirect des émissions. Le délégué conclut son intervention en indiquant que, à compter de 2013, la méthode de la mise aux enchères s'appliquera pleinement au secteur de l'énergie, le but étant de l'élargir à tous les autres secteurs d'ici 2017 ; dans ce contexte, les aides d'État constituent une mesure transitoire qui permettra d'atteindre cet ambitieux objectif.

Le président aborde ensuite la contribution de l'Australie, qui explique que, pour atteindre l'objectif de 20 % d'électricité d'origine renouvelable dans le total de l'énergie consommée, les pouvoirs publics obligent les gros acheteurs d'électricité à acquérir des certificats d'énergie renouvelable. Il invite la délégation à expliquer comment l'Australie a procédé pour s'assurer que les certificats en question correspondaient bien à la quantité d'énergie verte produite et pour éliminer toute possibilité de fraude sur ce marché. De plus, émettant des doutes sur le système australien, il se pose la question de savoir s'il ne serait pas plus efficace d'abaisser le plafond admis pour la pollution et de voir les énergies renouvelables se développer sous l'effet d'une hausse du prix du CO₂, plutôt que d'appliquer deux systèmes distincts.

Le délégué de l'Australie déclare que la réponse à la première question réside dans la réglementation. L'objectif de l'Australie en matière d'énergies renouvelables relève de l'Office de réglementation des énergies renouvelables, qui s'appuie sur la loi relative aux énergies renouvelables (*Renewable Energy Act - REA*). L'Office supervise la mise en œuvre des mesures gouvernementales destinées à atteindre l'objectif fixé en matière d'énergies renouvelables, et l'un de ses rôles principaux est de veiller à l'application de la loi. Cela suppose un contrôle de l'évaluation de l'enregistrement des certificats et de toutes les personnes et parties responsables enregistrées. Les certificats émis par l'Office ne reconnaissent que la production effective d'origine renouvelable, telle qu'attestée par des données quantitatives de qualité suffisante. Pour être homologués au regard de la loi REA, les producteurs d'électricité doivent observer des directives très strictes, l'une d'elles étant que la centrale doit pouvoir mesurer la quantité d'électricité produite au cours du temps ; l'autorité de réglementation des énergies renouvelables mène régulièrement des audits physiques des personnes enregistrées pour déterminer si les certificats créés respectent bien les termes de la loi. À la deuxième question du président, le délégué répond que si l'objectif consistait uniquement à réduire les émissions de carbone, un système d'échange de permis serait généralement considéré comme le mécanisme le plus efficace. Cependant, le gouvernement australien s'est fixé depuis longtemps l'objectif de soutenir la production d'énergies renouvelables, en adoptant dès 2001 un objectif contraignant en la matière. À la poursuite de cet objectif, le gouvernement applique une politique visant à ce que d'ici 2020,

20 % de l'électricité produite en Australie provienne de sources renouvelables. Il s'agit donc de trouver le meilleur moyen d'atteindre cet objectif de la manière la plus efficace possible. L'Australie estime qu'un mécanisme fondé sur les forces du marché et sur l'échange de permis contribue à accroître l'offre d'énergie renouvelable à moindre coût. La loi REA est cependant un mécanisme de transition, qui devrait permettre d'atteindre les objectifs gouvernementaux d'accroissement de l'offre d'énergies renouvelables d'ici 2030, date à laquelle on estime que le prix du carbone constituera un facteur suffisant d'incitation à la poursuite de la production d'énergies renouvelables.

Le président se tourne ensuite vers les États-Unis, qui ont mis en place un système de certificats d'énergies renouvelables à participation volontaire. Il demande à la délégation américaine de décrire comment les autorités s'assurent que les certificats subventionnent bien la production d'énergies renouvelables et non les capacités. Il demande aussi si les entreprises ne risquent pas d'engranger les bénéfices de la subvention au détriment du bien-être social, dans le cas où les investissements auraient été réalisés même en l'absence de certificats, et si une taxe sur les émissions ne serait pas plus efficace.

Le délégué des États-Unis précise qu'il n'existe actuellement aucune obligation au niveau fédéral en matière d'énergies renouvelables, mais que les États ont mis en place des régimes relatifs aux énergies renouvelables. Il explique que le crédit relatif aux énergies renouvelables est une composante distincte qui s'ajoute au prix de gros de l'électricité, et qui peut être vendue sur le marché des produits de base afin de recouvrer les coûts supplémentaires qu'entraîne la production d'énergies renouvelables. Étant donné que les crédits sont libellés en mégawatts/heure d'électricité produite, l'incitation est clairement dirigée vers la base de production et non vers la capacité. Chaque crédit acheté représente, pour le client, une quantité équivalente de MWh de réduction d'émissions venant compenser son utilisation d'énergie ordinaire. Pour s'assurer que les crédits ne subventionnent pas des investissements qui auraient été réalisés de toute façon, les autorités responsables ont mis en place, sur leur territoire, différents mécanismes ; par exemple, certains systèmes n'attribuent des crédits qu'aux installations construites après une certaine date. Les crédits d'énergies renouvelables représentent l'écart entre le prix du marché et le coût marginal de la production d'énergies renouvelables ; au fur et à mesure que ces deux coûts vont converger, le prix des crédits d'énergies renouvelables va diminuer, de sorte que les détenteurs de crédits ne seront pas incités à en garder des quantités excessives en réserve. En ce qui concerne la question de savoir si une taxe sur les émissions serait plus efficace, le délégué des États-Unis indique que les États américains qui appliquent des normes en matière d'énergies renouvelables poursuivent des objectifs variés et, comme le mentionne la contribution de l'Australie, l'efficacité de la taxation peut varier selon que l'objectif des pouvoirs publics est centré sur la réduction des émissions ou vise aussi d'autres buts tels que le développement d'une base industrielle ou la création d'emplois dans le secteur des énergies renouvelables. La déléguée des États-Unis conclut son intervention en mentionnant les Guides verts de la Commission fédérale du commerce, qui sont destinés à aider les entreprises à mener une communication véridique et dûment étayée en ce qui concerne le caractère « vert » de leurs produits. La Commission a proposé des révisions de ces guides qui prennent en compte les compensations carbone et au titre des énergies renouvelables.

4. Quelles sont les conséquences de la mise en place de permis d'émission pour la concurrence internationale ?

Le président ouvre le débat sur le troisième grand thème de cette table ronde en invitant le BIAC à expliquer ses critiques à l'encontre des mesures aux frontières qui visent à remédier aux fuites de carbone.

Le délégué du BIAC débute son intervention en déclarant que si le SEQE a reçu le soutien de nombreux industriels, c'est grâce à sa souplesse et à l'assurance que les objectifs fixés en matière d'émissions seraient atteints, mais que d'importants problèmes de concurrence vont se poser si un mécanisme mondial d'échange de permis ne voit pas le jour. Le coût du SEQE, en particulier sous la forme de prix élevés de l'électricité, est supporté par l'utilisateur final, et les coûts, tant directs qu'indirects, vont

vraisemblablement augmenter dans l'UE à partir de 2013, lorsque les permis seront vendus aux enchères dans le secteur de l'électricité et que l'attribution des permis aux installations industrielles sera fondée sur une analyse comparative de l'efficacité carbone. Étant donné que les prix de nombreux produits de base sont établis au niveau international, le fait que les principaux concurrents ne doivent pas tous supporter les mêmes coûts peut entraîner, dans les pays qui seront les premiers à adopter le système, un risque de suppressions d'emplois et de délocalisation de facteurs de production essentiels, de technologies et de savoir-faire. Le délégué du BIAC se prononce donc en faveur du maintien de l'attribution gratuite des permis d'émission dans l'UE, car cette méthode constitue un mécanisme transitoire nécessaire qui équilibre le régime réglementaire actuel dans l'UE. Il appelle en outre à plus de clarté quant à l'avenir du Mécanisme pour un développement propre au-delà de 2012, car il s'agit d'un important complément à la réduction locale des émissions, qui contribue à éviter la hausse des coûts pour l'industrie.

La hausse du prix de l'électricité imputable au SEQUE est particulièrement préoccupante dans certaines filières telles que l'acier, le chlore et l'aluminium, et les gouvernements devraient prévoir des mesures de compensation appropriées afin de lutter contre les fuites de carbone. Le délégué du BIAC constate avec satisfaction que les autorités de la concurrence jouent un rôle plus actif sur le débat sur le marché du carbone en vue de mener des négociations constructives avec les secteurs industriels qui opèrent dans des systèmes de tarification à l'échelle mondiale et de plaider en faveur de l'adoption de systèmes d'échange de permis dans d'autres régions du monde, par exemple aux États-Unis. En ce qui concerne la possibilité de relier le SEQUE à des ajustements aux frontières, le délégué signale que le BIAC est très méfiant à l'égard de telles mesures parce que, étant donné que le monde d'aujourd'hui dépend de l'ouverture des marchés et de systèmes d'échanges internationaux fondés sur des règles, les entreprises sont opposées aux mesures commerciales unilatérales qui poursuivent des objectifs non commerciaux. Les mesures d'ajustement aux frontières frappant les importations à forte intensité de carbone ne peuvent pas résoudre le problème des fuites de carbone pour les secteurs qui fabriquent des produits finaux échangeables. À supposer qu'elles soient rendues compatibles avec les règles de l'OMC, les mesures aux frontières ne résoudraient pas nécessairement les problèmes de concurrence pour la plupart des secteurs industriels. Elles comportent en outre des risques de représailles, de protectionnisme, voire de guerre commerciale. Le délégué conclut en soulignant que la conclusion à l'échelle internationale d'un accord contraignant sur le changement climatique serait extrêmement souhaitable.

Le président donne la parole à Robert Jekeel, d'Eurométaux, au sujet des effets du SEQUE sur la concurrence dans l'industrie métallurgique en Europe.

Robert Jekeel débute son intervention en présentant les principales caractéristiques de l'industrie des métaux non ferreux, dont la première est son incapacité à répercuter sur ses clients les coûts du CO₂ imposés à l'échelle régionale, du fait que les prix sont fixés au niveau mondial à la Bourse des métaux de Londres. La deuxième caractéristique importante est que ce secteur est un gros consommateur d'électricité et que l'impact des coûts indirects du CO₂ est très élevé (par exemple, le ratio coûts indirects / coûts directs est de 6:1 pour la production d'aluminium et de 50:1 pour le zinc). Ainsi, bien que l'entrée de ce secteur dans le SEQUE ne soit prévue que pour 2013, l'incidence indirecte existe déjà. De plus, il souligne que l'industrie des métaux non ferreux dans l'UE applique déjà avec succès des mesures de réduction des émissions et est considérée comme la plus efficiente au monde.

Une autre question liée à la libéralisation du marché de l'énergie et à l'incidence des permis carbone est que la majorité des contrats à long terme conclus entre l'industrie et les producteurs d'énergie vont arriver à échéance en 2013, ce qui va exacerber l'incidence indirecte du coût du CO₂ au-delà de cette date. Le secteur craint donc que la fonderie d'aluminium ne bénéficie d'aucun nouvel investissement dans l'UE. La distorsion internationale de la concurrence résultant du transfert du coût du CO₂ est apparente lorsqu'on compare le prix de l'électricité dans l'UE en 2010 (62.4 USD/MWh) avec le prix moyen de l'électricité dans le monde (36.3 USD/MWh) pris comme base par les fonderies d'aluminium. L'effet qui résulte du

coût du carbone pour l'industrie de l'aluminium, par exemple, est que les fonderies peuvent se voir évincées du marché même si elles sont très efficaces sur le plan énergétique. Un accord international sur les gaz à effet de serre ne peut résoudre le problème de la concurrence que s'il tient compte de l'incidence des émissions directes mais aussi indirectes, de sorte que la totalité de l'incidence du coût du CO₂ se fasse sentir de la même façon dans toutes les régions du monde. Il en va de même pour les accords sectoriels. Si l'ensemble du monde n'adopte pas le même modèle de marché pour la production et la vente d'électricité, les fabricants de produits à forte intensité d'électricité ne bénéficieront jamais de conditions de concurrence équitables, en raison des fuites de carbone résultant d'une exposition différente à la répercussion du coût du CO₂ sur le prix de l'énergie consommée.

L'intervenant apprécie à leur juste valeur les mesures de compensation financière mises en place par la Commission européenne et les États membres, mais il estime qu'il conviendrait de prendre également en compte les investissements qui n'ont pas été réalisés dans l'UE à cause de la réglementation environnementale. Il affirme que l'évaluation de l'incidence des fuites de carbone effectuée par la Commission européenne aboutit à des résultats trompeusement faibles, parce qu'ils ne tiennent pas compte de l'incapacité à répercuter le coût du CO₂ imposé à l'échelle régionale ; ils ne devraient donc pas servir de base à la prise de décisions. De plus, l'évaluation de l'incidence devrait se fonder sur les prix réels de l'électricité, fondés sur le coût marginal à la centrale électrique, et non sur le facteur CO₂ du bouquet électrique moyen dans l'UE. Il est en outre important que la Commission et les États membres se mettent d'accord sans tarder sur les règles de mise en œuvre de la compensation financière afin d'éviter de nouvelles fuites de carbone.

Le président se tourne ensuite vers la Suède, dont la contribution examine le chevauchement entre taxation des émissions et SEQE.

Un délégué de la Suède explique que la Suède applique une taxe sur le CO₂ depuis 1995 et qu'il existe un chevauchement dans certains secteurs qui participent aussi au SEQE. Afin d'éviter un double paiement, le gouvernement a proposé d'abolir la taxe sur le CO₂ dans les secteurs concernés. De plus, la Suède milite en faveur d'une taxe sur le CO₂ à l'échelle de l'UE, car c'est un moyen très efficace pour corriger les défaillances du marché ; le problème consiste à définir le niveau optimal de la taxe, et le SEQE constitue donc peut-être un meilleur instrument de ce point de vue. La méthode d'attribution des permis ne devrait pas faire de différence puisque, théoriquement, l'efficacité en fonction des coûts devrait être obtenue quel que soit le principe d'attribution choisi. À cet égard, l'attribution gratuite est une motivation pour mettre en œuvre un système d'échange de permis, mais en pratique la méthode des droits acquis et l'analyse comparative posent toutes deux des problèmes, tels que celui des nouveaux entrants ou le comportement stratégique qui consiste à accroître les émissions pour recevoir plus de permis au cours de la phase d'échange suivante. Par ailleurs, la question des bénéfices imprévus est politiquement sensible. Il faut donc en conclure que la mise aux enchères semble être la méthode la plus avantageuse pour attribuer les permis. Mais la vente des permis aux enchères devra être bien conçue, afin de ne pas donner naissance à d'autres problèmes.

Le président demande si les pays nordiques vont bientôt utiliser un système d'enchères pour attribuer les permis d'émission, ou s'il s'agit seulement de l'avis de l'autorité de la concurrence.

Le délégué de la Suède répond que son pays va suivre la méthode d'attribution recommandée par l'UE, mais que l'autorité suédoise de la concurrence a proposé la mise aux enchères intégrale des permis.

Le président présente Frank Wolak, de l'Université de Stanford, président de l'organe de surveillance du marché californien de l'électricité. Il l'invite à présenter son exposé sur le pouvoir de marché et la relation entre les permis d'émission et le marché de l'électricité dans le district de gestion de la qualité de

l'air sur la côte sud de la Californie (*South Coast Air Quality Management District - SCAQMD*), qui est un marché de plafonnement et d'échange des droits d'émission des oxydes d'azote (NO_x).

Frank Wolak commence par expliquer la relation qui existe, en Californie, entre le marché des permis en amont et le marché de l'électricité en aval, et comment une concurrence insuffisante sur le marché des permis peut se répercuter sur le marché de l'électricité. Le SCAQMD, dans lequel les polluants locaux sont les oxydes d'azote (NO_x), fait partie d'un marché plus large – le marché californien de l'électricité –, qui fixe le prix de l'électricité pour l'ensemble de la Californie. Le marché des émissions de NO_x (dénommé RECLAIM) couvre une zone géographique plus restreinte et il joue un rôle important à l'égard des facteurs qui peuvent inciter les entreprises à faire usage de leur capacité à agir sur les prix des permis d'émission dans le but d'influer sur les prix en vigueur sur le marché de l'électricité. Les permis d'émission de NO_x sont attribués gratuitement aux participants à ce marché. Initialement, comme sur d'autres marchés de plafonnement et d'échange aux États-Unis, une très grande quantité de permis a été attribuée, de sorte que les prix sont restés relativement modestes jusqu'à ce que les plafonds d'émission deviennent contraignants, en 2000. En 2000-2001, les prix des permis échangés sur les marchés secondaires ont augmenté et sont devenus très instables, en partie parce que le marché était fondé sur les échanges bilatéraux et qu'il n'existait pas de marché normalisé. Une autre caractéristique du marché à cette époque là était le faible volume des échanges et le grand nombre de transactions. Cela peut être attribué au fait qu'il était intéressant, pour certains participants au marché, que les prix des permis soient élevés afin que les prix de l'électricité montent sur le marché de gros de l'électricité. Un prix élevé pour les permis d'émission de NO_x était avantageux pour deux raisons. Premièrement, les entreprises situées hors du SCAQMD pouvaient bénéficier de prix de marché plus élevés pour l'électricité et, deuxièmement, les unités de production relevant du SCAQMD et émettant relativement peu de NO_x pouvaient profiter du prix de marché plus élevé fixé par l'unité émettant davantage. Les prix auxquels s'échangeaient les permis à cette époque là mettent en évidence ce comportement anticoncurrentiel ; ils montrent en effet que les entreprises possédant des sites à la fois à l'intérieur et à l'extérieur du SCAQMD payaient systématiquement les permis plus cher que les autres entreprises. De plus, on a constaté que certaines entreprises situées sur le territoire du SCAQMD avaient détenu pendant l'année 2000 de nombreux permis inutilisés. Un autre aspect du marché des permis RECLAIM laissant soupçonner un comportement anticoncurrentiel de la part de certaines entreprises est la constatation que les entreprises possédant des unités de production ne percevaient pas les prix des permis comme des prix légitimes ou comme des coûts d'exploitation légitimes pour leurs unités. Premièrement, les unités de production plus polluantes étaient exploitées plus intensivement que si les prix des permis avaient été perçus comme légitimes. Deuxièmement, l'analyse empirique du comportement d'offre des fournisseurs d'électricité a montré qu'ils ne traitaient pas les coûts des permis de la même façon qu'ils traitaient les coûts variables afférents aux combustibles, c'est-à-dire qu'ils ne cherchaient pas à maximiser leurs bénéfices comme s'ils avaient considéré les coûts des permis comme des coûts légitimes.

Il se dégage de ces observations d'importantes questions concernant la conception du marché des permis d'émission. Lorsque les participants au marché sont nombreux et que la concurrence est rude, les questions susmentionnées sont susceptibles de se poser avec moins d'acuité. De plus, la transparence est nécessaire au mécanisme de fixation des prix, ce qui est problématique pour les marchés bilatéraux. En outre, la détention et l'utilisation des permis doivent être étroitement surveillées afin d'éviter que les entreprises ne mettent des permis en réserve en vue de faire monter leur prix sur le marché. Par conséquent, un suivi du marché s'impose, pour vérifier que, si le niveau du prix des permis est élevé, c'est bien en raison de leur rareté et n'est pas le fait des acteurs dominants qui cherchent à accroître la répercussion sur les prix de l'électricité.

Le président aborde la contribution du Chili, qui examine l'utilisation des permis échangeables dans le contexte du secteur de la pêche. Le président invite la délégation chilienne à expliquer comment la

question des nouveaux entrants sur le marché a été prise en compte dans l'attribution des quotas de pêche et comment elle sera gérée dans le contexte d'un mécanisme d'échange de permis d'émission au Chili.

Un délégué du Chili fait remarquer qu'il existe des similitudes entre l'utilisation des quotas négociables dans le secteur de la pêche et les échanges de permis de nature environnementale. Dans le cas du secteur de la pêche au Chili, les quotas ont été attribués suivant le principe des droits acquis, tenant compte des investissements et des prises réalisés par les candidats. Cependant, faisant référence au débat sur la mise aux enchères des permis, le délégué se déclare en accord avec la conclusion du document d'information : le recours à un mécanisme d'enchères est essentiel, parce qu'il peut contribuer à approfondir sensiblement le marché des permis et constituer une référence pour le prix des futures transactions. Dans la mise en œuvre d'un système d'échange de permis d'émission, l'important est de créer un marché secondaire et de s'assurer que les conditions appropriées pour ce faire sont réunies. Dans le cas de la pêche, ces conditions résident dans le fait que les permis doivent être clairement attribués, idéalement perpétuels et divisibles, que les comportements anticoncurrentiels comme l'éviction du marché soient limités, et que les organes de réglementation veillent au respect des règles de façon efficace. À l'heure actuelle, une affaire est en cours devant le tribunal de la concurrence (TDLC), concernant une société norvégienne qui était intéressée par des activités halieutiques au Chili. Aucune décision officielle n'a encore été prise, ni aucun avis exprimé quant à un système de permis environnementaux au Chili.

Le président invite le Japon à présenter les conséquences du rapport de la JFTC sur la possibilité de mettre en réserve et d'emprunter des permis d'émission. Le président demande au Japon d'expliquer comment on pourrait s'assurer que les emprunts ne vont pas conduire à des problèmes futurs de respect des règles du système. Le président demande également au Japon de décrire les déterminants du prix des émissions aujourd'hui par opposition à leur prix demain, et comment on peut calculer le taux d'actualisation dans le cas de la mise en réserve de permis.

Un délégué du Japon indique que la loi japonaise relative aux principes de base en matière de lutte contre le réchauffement climatique, qui prévoit d'instaurer un système de plafonnement et d'échange, en est encore au stade des délibérations. Le délégué explique que, du fait que la teneur exacte du système n'est pas encore établie, il est difficile de formuler des suggestions sur un mécanisme de tarification relatif à la mise en réserve et aux emprunts, compte tenu du manque d'expérience en la matière. La contribution du Japon repose sur un rapport publié par la JFTC en mars 2010, date à laquelle il n'existait pas encore de système d'échange de permis à l'échelle nationale. Ce rapport décrit l'incidence que pourrait avoir l'instauration d'un mécanisme d'échange sur la concurrence et aborde des questions relatives à la conception de ce système. Il examine en outre les comportements des entreprises qui pourraient éventuellement poser un problème au regard de la loi antitrust. Au sujet de la mise en réserve et de l'emprunt de permis, le rapport indique que, si de telles mesures étaient adoptées, elles élargiraient les options qui s'offrent aux entreprises pour s'acquitter de leurs obligations, c'est-à-dire qu'elles pourraient atténuer l'incidence des obligations réglementaires sur leurs activités commerciales et, partant, sur la concurrence. On s'attend également à ce que ces mesures d'atténuation des coûts permettent aux entreprises de choisir le meilleur moment pour investir dans des installations de réduction des émissions en vue d'honorer leurs obligations à l'avenir. De plus, le risque d'actions concertées sur les prix et les volumes de production sera moins élevé, car il est difficile de spéculer sur les plans de production des entreprises concurrentes en se fondant sur la relation entre les émissions et les volumes de production sur une période donnée. Cependant, si l'emprunt et la mise en réserve de permis étaient autorisés sans restriction, cela pourrait dissuader les entreprises d'échanger leurs droits d'émission ou des crédits externes avec d'autres entités du marché, ce qui pourrait restreindre les échanges sur le marché.

Le président donne la parole aux participants pour le débat de clôture.

Le Secrétariat revient sur la discussion concernant la compétitivité internationale pour corriger la confusion fréquente entre fuites de carbone et compétitivité. Le Secrétariat souligne que les deux phénomènes sont liés mais qu'ils résultent de problèmes différents et que les mesures efficaces pour y remédier peuvent être différentes. Lorsqu'on parle de fuites, il s'agit du problème des émissions qui risquent de neutraliser la politique en la matière dans une certaine région, à cause d'une délocalisation de la production et par le biais des marchés mondiaux des combustibles fossiles. Lorsqu'on parle de concurrence internationale, le problème porte sur une baisse potentielle des niveaux de production, ce qui peut être imputable à un certain nombre de facteurs. Dans certains cas, des mesures de compensation financière doivent être mises en œuvre à titre temporaire. Par exemple, l'attribution gratuite des droits d'émission est une forme de compensation ; si cette méthode est transitoire et prévoit une forme ou une autre d'extinction automatique, cela permet à l'économie de s'orienter vers un avenir à faibles émissions de carbone, ce qui est le but ultime d'un système d'échange de permis d'émission de gaz à effet de serre. Le Secrétariat fait remarquer qu'il y aura toujours des gagnants et des perdants, en particulier dans les industries à forte intensité énergétique, la filière de l'aluminium en étant un exemple, comme l'a mentionné Robert Jekeel dans sa présentation. Il est cependant important que ces questions soient analysées dans le contexte économique global.

En réponse aux remarques du Secrétariat, Robert Jekeel fait observer qu'il ne semble pas exister de définition communément acceptée des fuites de carbone, définition qui pourrait aussi inclure le manque d'investissements prévus dans les pays qui appliquent un régime de plafonnement et d'échange. Robert Jekeel insiste donc sur le fait que le principe de plafonnement et d'échange en matière d'émissions de CO₂ ne fonctionne que si les émissions sont plafonnées partout. En ce qui concerne la transition vers une économie faiblement carbonée, Robert Jekeel estime que c'est l'environnement qui serait le grand perdant si l'on devait fermer des installations hautement efficaces dans les pays appliquant un plafond d'émission pendant que l'on construit des installations moins efficaces dans des pays qui n'imposent pas de plafond.

En conclusion, le président déclare que les débats ont montré qu'il existait bien un risque de distorsion du marché dans le contexte d'un système d'échange de droits d'émission, qui peut être lié à l'interaction entre le système d'échange et les politiques d'appui aux énergies renouvelables, d'une part, et à des questions de compétitivité internationale et à la dimension mondiale de la maîtrise des émissions de gaz à effet de serre, d'autre part. Le débat a permis d'établir qu'il serait possible de résoudre les problèmes liés au respect des lois antitrust sur les marchés des émissions si l'on améliorerait les règles et renforçait la transparence du marché. L'action antitrust a toutefois été très limitée jusqu'à maintenant, ce qui s'explique en partie par la lenteur du développement des marchés des permis, avec un volume d'attribution de permis généralement très élevé au début et des contraintes en matière d'émissions qui ne deviennent contraignantes qu'au bout d'un certain temps. C'est l'une des raisons pour lesquelles les prix et les volumes d'échanges observés dans de nombreux pays demeurent aussi faibles.