

産業部門の国内排出権取引

効率性、環境効果、衡平性、実現可能性

東京大学先端科学技術研究センター

客員教授 山口光恒

排出権取引の本質

本質は総量・個別規制である

経済学の教科書では効率性となっている

効率性(1)

1、日本の目標達成計画全体の中での産業部門対策の位置づけ

- 60を超える対策のトンあたり(限界)削減費用と削減可能量の把握が必要
- エネルギー起源対策相互間、シンクと京都メカニズムを含めた比較(因みにシンクはトンあたり約3万円)

2、排出権取引は本当に効率的か

- 効率性の条件 完全競争

効率性(2) 部門別効率性

Table 1: Reduction potential of GHG under cost-effectiveness aspects for sectors in EU until 2010 (Including full implementation of the ACEA Agreement)¹⁴

Marginal cost €20/tCO ₂ eq	Emissions 1990 or 95 Mt CO ₂ equivalent	Baseline emissions for 2010 with existing measures	Cost-effective potential beyond baseline projection for 2010
Energy sector	1422	-6%	-13%
Industry	757	-9%	-12%
Transport	753	31%	-4%
Households	447	0%	-6%
Services	176	14%	-15%
Agriculture	417	-5%	-4%
Waste	166	-18%	-13%
Total	4138	1%	-9%

効率性 (3) 対策別効率性

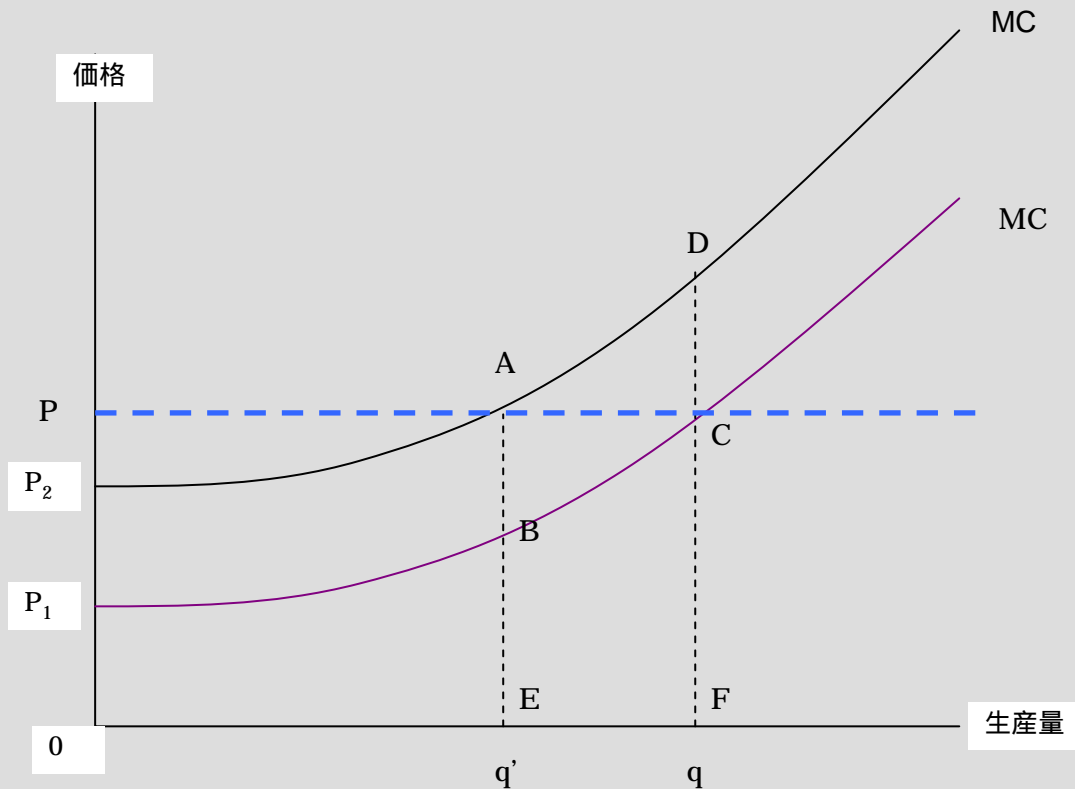
Potential for CO₂ abatement in MtCO₂ according to cost ranges

Specific abatement costs €/ton CO ₂	<0	0-20	20-50	50-100	100-200	>200
CHP		1	17	47		
Fuels switching in electricity generation		88	25			
Increasing efficiency of fuels conversion			100			
Renewable sources of energy and waste	25	101	18	20	2	34
Reduction of CH ₄ emissions from fossil fuels production	20	14				
CO ₂ capture and sequestration			50			
Other GHG (SF ₆ N ₂ O)		3				
Total	45	207	210	67	2	34

効率性(4)理論編

自主行動計画は効率적ではない Cap & Trade?

完全競争の時にはGrandfatheringでも効率적



効率性(5)理論編

- EU ETSは効率的とはいえない
 - 1) 完全競争の時のみ効率的、現実には寡占市場
 - 2) 寡占市場で効率的となるのは100%オークションか生産量に依存しない1回限りの初期配分の場合のみ
 - 3) 企業の行動原理がフルコスト価格付け(平均費用+利潤)の場合、排出権価格相当分が製品に転嫁されず、省エネと生産減を含めた最安価な対策がとられない

環境効果

- 総量規制として環境効果あり
- 産業部門の自主行動計画は罰則がないので環境効果が担保できないか
 - 実績はどうか
 - 海外でのプロジェクト実施やクレジット購入
 - 日本企業の行動原理 短期の利潤極大ではない
- 産業部門対策を更に強化すべきか
 - 部門別比較(例、業務)
 - 国際競争力(EUの政策のほぼ全てで配慮あり)
 - 産業部門が自主的に強化してもC&Tが必要か

初期配分は可能か(衡平性)

政府は納得感のある配分ができるか、そのCriteriaは？

- 初期配分は財産権の配分

直接規制よりも初期配分は困難

- EUで何故初期配分が可能だったのか

- 1) 実績排出量ベースの配分

- 2) 排出権は恒久的財産ではない(生産量に応じて都度配分)

- 3) フェーズ2も基本的には同じ

- 4) 究極的には京都議定書の下でのEUの削減目標が緩い

モデルに対する信頼性 フェーズ2でのNAPとPRIMES

政策をJustifyする必要性

企業の行動原理 短期の利潤極大(pretend)

- 実績配分は衡平性に反する 例 Early Action

初期配分は可能か(2)

政府は納得感のある配分ができるか

- 国全体の排出量に対する対象部門の排出量
- 対象部門の排出量に占める業種別割当
(ここまでは経済モデルによるJustificationが必要)
- 業種別割当の中での個別企業・施設の割当

参考 EU ETSフェーズ2でのモデルの活用

産業部門の排出上限 = 2005年排出実績 × GDP成長率 × 炭素原単位改善率+

上記のうち成長率と原単位改善率はPRIMESモデルによる(後者はモデル結果に0.5%上乘せ)

全ての国に例外なしに適用

産業部門への排出権取引導入の是非

- 排出権取引と比較すべきは自主行動計画
- 効率性は大差なし
- 環境効果也大差なし
- 衡平性の観点から実現可能性困難、また導入コスト高い

(結論)

- 1、自主行動計画の目標が納得できるものであり
- 2、その目標が達成される限り
排出権取引導入の必要なし

自主行動計画の改善の余地

- 効率性

他部門(運輸、業務等)、シンク、CO2以外
との比較

業種間の比較

- 衡平性

業種の目標に納得感はあるか

EU 排出権取引制度 (EUETS) の研究

岡敏弘・山口光恒

2007年3月30日

目次

1	はじめに	2
2	EUETS の概要	2
3	国別配分計画 (NAP: national allocation plan)	3
3.1	第1期 (NAP1)	3
3.1.1	イギリス	3
3.1.2	オランダ	5
3.1.3	ドイツ	6
3.1.4	チェコ	7
3.1.5	ポーランド	7
3.2	第2期 (NAP2)	8
3.2.1	イギリス	8
3.2.2	オランダ	8
3.2.3	ドイツ	8
3.3	予想排出量と排出枠の関係	9
3.4	NAP2 に対する欧州委員会の決定	10
3.5	配分から言えること	12
4	効率性の神話	13
4.1	問題の所在	13
4.2	排出の下流まで含めた限界費用均等化の意味	13
4.3	クールノー・モデルでの排出削減の効率性	14
4.4	配分方法による歪み	16
4.5	クールノー・モデルへの疑問	17
4.6	フルコスト価格の下での排出権費用の転嫁	19
4.7	日本のデータでの計算	21
4.8	まとめ	22
5	EUETS はなぜ可能だったか	23

1 はじめに

排出権取引制度は、環境の質をある水準に維持するとか、環境負荷の排出をあるところまでに抑えるといった環境上の目標を、効率的に、つまり最小の費用で達成するという点に、その意義がある。EU 排出権取引制度でも、その導入の目的は、最小費用での温室効果ガス (GHG) 排出削減だと謳われている。同じように効率的な削減を実現する政策手段として環境税が挙げられるが、環境税には、排出者にとっての税負担が非常に重いという難点があった。排出権取引制度は、排出権をはじめに無償で与えることによって、この過重な負担を回避できるという利点もあった。

ところが、この排出権をはじめに無償で配ること—これを「初期配分」という—に、この制度の最大の困難があった (岡 2006)。なぜなら、排出権の配分は財産を与えるのに等しく、逆に、十分な量を与えないことは、成長の機会を奪うことを意味するほどの重大な問題であるが、成長の機会を公平に奪うための原則がないからである。米国の酸性雨プログラムや、イギリスの気候変動プログラムでの排出権取引制度がすでに存在しているが、岡 (2006) は、米国酸性雨プログラムで初期配分ができたのは、対象が発電部門に限定されているために、

1. 2.5 ポンド/100 万 Btu という SO₂ 排出率の単一のベンチマークの設定による配分が公平だと見なされ得たからであり、
2. その排出率を満たすための技術が確立していたからであり、
3. 成長の機会があったときに決して逃さないというほどの競争の激しさが電力業界にないからである。

ということを明らかにした (岡 2006、162-165 頁)。また、イギリスの排出権取引制度で初期配分ができたのは、補助金によって自主的に参加した排出者を除けば、排出者は気候変動協定 (CCA: Climate Change Agreement) による目標排出量を排出権として配分されるが、目標値はほとんどの産業部門で原単位によるものであり、したがって生産量が増えれば配分量も増えるような初期配分だったからである (岡 2006、261-267 頁)。

本研究の課題は、発電限定でもなく、原単位規制でもない、CO₂ を対象にした EUETS の初期配分がなぜできたかを明らかにすることである。これを解明することは、排出権取引制度の本質を明らかにすることにつながる。

2 EUETS の概要

EU 排出権取引制度 (EUETS: EU Emissions Trading Scheme) は、京都議定書上の EU 加盟国の約束を、できるだけ小さい費用で経済的に効率よく達成することを目的として、2003 年の EU 指令 2003/87/EC (以下「EUETS 指令」と呼ぶ)¹に基づいて導入され、2005 年 1 月から実施されている。対象は、エネルギー生産、鉄生産、窯業製品生産、紙パルプ生産を行う施設である (EUETS 指令 ANNEX I)。エネルギー生産施設には、熱出力 20MW を超える燃焼施設と石油精製施設とコークス炉とが含まれる。対象ガスは当面は CO₂ だけである。対象施設の数約 1 万で、対象施設からの CO₂ 排出は、EU における GHG 排出全体の約 40% を占める。

制度発足の 2005 年から 2007 年までの 3 ヶ年が第 1 期、2008 年から 2012 年までの 5 ヶ年が第 2 期とされる。第 2 期は京都議定書の約束期間に当たり、その時期の排出抑制が本来の目的であって、第 1 期はそのための試行期間である。第 1 期と第 2 期に分けて、EU 加盟国は、国内の対象施設に排出権 (allowance と呼ばれる) を割り当てる。各国がどの施設にどれだけの排出権を割り当て、国全体の排出権総量がいくらになるかを示す文書を「国別配分計画 (NAP: national allocation plan)」と呼ぶ。第 1 期、第 2 期の国別配分計画をそれぞれ、NAP1、NAP2 と呼ぶ。国別配分計画は欧州委員会によって承認されなければならない。

¹Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003, establishing a scheme for greenhouse gas emissions allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC.

NAP が満たさなければならない条件は、EUETS 指令の附属書 III に掲げられている。そのうち重要なのは、第 1 に、配分される排出権総量が京都議定書上の目標と整合的でなければならないこと、第 2 に、配分される排出権総量が予想される排出量と整合的でなければならないこと、第 3 に、配分される排出権総量が排出削減の技術的可能性と整合的でなければならないこと、第 4 に、この制度以外の排出削減政策と整合的でなければならないこと、第 5 に、特定の活動を不当に優遇するように部門や施設を差別的に扱ってはならないことである。これらの条件は、しばしば欧州委員会によって、提出された NAP に改善を迫る理由として引用されている。

3 国別配分計画 (NAP: national allocation plan)

この制度における排出権の初期配分は NAP によるから、NAP の中身を見ることが、この制度を評価する上で不可欠である。いくつかの国の NAP での配分の決め方を見てみよう²。

3.1 第 1 期 (NAP1)

3.1.1 イギリス

イギリスの NAP1 での配分は以下の通りに行われた (Defra 2005)。

京都議定書上の目標を達成するための責任分担協定³ (BSA: Burden Sharing Agreement) でのイギリスの排出目標量は、1990 年の 12.5%削減で、653Mt-CO₂ 等量と評価された。一方、2002 年時点での GHG 排出量は 648.4Mt-CO₂ 等量であり、既に BSA で定められた目標を達成している状況にあったのである。上記 GHG 排出量のうち CO₂ は 551.0Mt-CO₂ であった。2010 年の排出量は、GHG で 1990 年の 14.8%減、CO₂ で 8.2%減と予想された。このように、イギリスは BSA における国際的な GHG 排出量の目標を達成する見込みであったが、それとは別に CO₂ に関して 2010 年までに 1990 年比で 20%削減するという野心的な国内目標を掲げており、それに整合的な割り当てを目指している点が特徴的である。

排出権の総配分量は 245Mt-CO₂ で、これは特段の追加的対策を採らなかった場合の EUETS 対象部門の予想排出量 (BAU: Business As Usual) の 8%減 (3 年間で約 65Mt-CO₂ の排出削減に相当⁴) である。総配分量の 6.3%を新規参入施設枠 (NER: new entrant reserve) として取っておき、残りを既存施設に無償配分した。新規参入施設にも NER から無償配分される。対象部門の排出量はイギリスの 2002 年の CO₂ 排出量の 46%を占める。

各部門に対する割当量は次のようにして決定される。まず、発電を除くすべての部門に予想排出量どおり配分する。それを 245Mt(3 年分で 736.3Mt) から差し引いた残りが発電部門への配分量となる。つまり、EUETS 導入による排出削減は全て電力部門によってなされることとなっているのである。予想排出量の決定に際しては、Updated Energy Projections(UEP) と呼ばれる DTI が保有するモデル⁵の予測を用いる部門と CCA を締結している部門、CCA を締結していない部門の 3 つに方法論が分かれる。

まず、UEP の予測を用いる部門は、電力、石油精製、オフショアの 3 部門である。これらの部門では、大規模施設がその全てを占めるため EUETS の対象施設と UEP の部門が完全に一致することから、モデルの予想排出量がそのまま用いられている。UEP では 2005 年と 2010 年の排出量が与えられるので、これら

²イギリス、オランダ、ドイツ、チェコ、ポーランドの NAP を取り上げる。ただし、第 2 期については、イギリス、オランダ、ドイツだけを取り上げる。チェコ、ポーランドの NAP2 の情報を精査できていないためである。

³EU の京都議定書批准に係わる文書である Council Decision (2002/358/CE) of 25 April 2002 concerning the approval, on behalf of the European Community, of the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change and the joint fulfilment of commitments thereunder の ANNEX II にて規定される EU 各国の排出目標のことである。

⁴Defra(2005) p.10 参照。

⁵燃料の投入係数や発電構成、成長率などの仮定により、各部門の予想 CO₂ 排出量を 2005 年、2010 年、2020 年について提示するモデルである。全ての部門で UEP による予想排出量を採用出来ないのは、UEP がイギリスにおける全ての排出をカバーするのに対して、EUETS では指令の定義に満たない小規模施設などは除外されるためである。

を直線で結び 2006 年と 2007 年の予想排出量をそれぞれ計算し、それらを 2005 年の値に加えることで第 1 期の当該部門の予想排出量が計算される。つまり、石油精製及びオフショアについては、これらの予想排出量を単年度の値に直した量に等しい排出枠が割当てられるのである。一方、電力部門に関しては予想排出量とは無関係に、国全体の総配分量から電力以外の部門に対する総配分量を差し引くことで、割当量が決定される。その為、電力部門の予想排出量は UEP の予測と整合的ではあるものの、それをを用いる必要性は無いのである。

次に、CCA を締結している部門では、EUETS 指令の定義に満たない小規模施設も存在するので、2002 年の当該部門の排出実績を用いて予想排出量を計算することとなる。ここで、CCA の目標は原単位目標と絶対値目標の二通りに分別されるので、予想排出量の計算方法もこの二通りに分かれている。

前者については、基本的には次の式に基づいて計算される⁶。

第 1 期の平均予想排出量 = 2002 年度の CO₂ 排出実績 × 予測成長率 × CCA を考慮した原単位の変化

ここで、予測成長率は UEP における部門ごとの成長率を採用したものである。また、CCA を考慮した原単位の変化は、CCA で約束した 2006 年度の目標原単位を 2002 年時点で達成している原単位で除したものを指し、1 未満の値をとる。当該部門における EUETS 指令の対象施設からの 2002 年度の排出実績に上記の値をそれぞれ掛け合わせることで、CCA を遵守する前提で、且つ経済成長を考慮に入れた予想排出量を求めることが出来るのである。

一方、絶対値目標を負った業種で EUETS の対象となるのは主に United Kingdom Steel Association(UKSA) などである。この部門は、CCA でエネルギー使用量の絶対量での目標を負っている為、絶対量の目標が 2002 年時点での実績の何倍であるかによって調整することとなる。具体的には次の式の通りにして予想排出量が求められる。

第 1 期の平均予想排出量 = 2002 年度の CO₂ 排出実績 × エネルギー使用量の変化割合

排出実績に関しては原単位目標の部門と同様であるが、ここでは CCA の目標としてのエネルギー使用量それ自身が成長を加味した上での値である為、原単位目標の部門のように予測成長率を明示的に乗じる必要性が無いのである。

最後に、サービス部門など CCA を締結していない部門については、

第 1 期の平均予想排出量 = 2002 年度の CO₂ 排出実績 × 予測成長率

によって求められる。これは CCA で原単位目標を締結している部門での計算方式から、原単位改善分を評価しないで得られる値となる。

以上の方法論に従って各部門の割当量を決定した結果、2003 年の実際の排出量に比べて、電力が 21.5% 少ない配分となり、他の部門はおおむね 2003 年実績よりも多い配分を受けた (食品が例外)。全体としては 9.6% 減である (表 1)。

電力が配分を少なくされた理由は、

1. EU 域外との競争がないこと、
2. ガス利用が増え、古い石炭火力の退出があると思われること

とされている。

上記のようにして得られた各部門に対する割当量から新規参入者に回す分の割当量を NER に計上し、その分を差し引いた残りを既存施設に対して割り当てることとなるが、その個別施設への配分は排出実績に基づく。すなわち、1998 年以前から操業している施設については、1998 年～2003 年の排出量のうち最小の

⁶ 厳密には直接排出分と間接排出分を別々に計算して合計する必要があるが、ここでは説明の簡略化のために集約した。詳細は Defra(2005)Appendix B 参照。

表 1: イギリス NAP1 における配分

	配分量			実績排出量		配分量の 2003 年実績 からの変化
	NER 控除前	NER の割合	既存施設	1998-03 平均	2003	
	MtCO ₂			MtCO ₂	MtCO ₂	
発電	136.9	4.6%	130.6	155.01	174.37	-21.5%
石油精製	19.8	0.2%	19.4	17.74	18.03	9.8%
オフショア	19.1	8.1%	17.5	16.62	17.47	9.1%
鉄鋼	23.7	15.6%	20.0	18.33	19.85	19.4%
セメント	11.2	14.3%	9.6	8.84	9.71	15.7%
化学	10.4	8.8%	9.4	9.02	9.41	10.0%
紙パルプ	5.1	2.2%	4.9	3.66	4.53	11.6%
食品	3.9	3.7%	3.8	3.08	3.95	-1.3%
非鉄金属	3.1	2.1%	3.0	2.72	2.8	9.1%
石灰	2.7	1.4%	2.6	2.29	2.22	20.3%
ガラス	2.2	7.9%	2.0	1.72	1.92	13.9%
サービス	2.1	2.9%	2.0	1.78	2.03	1.6%
その他の石油・ガス	1.9	18.3%	1.6	1.42	1.92	1.5%
窯業	1.8	4.3%	1.8	1.73	1.79	3.4%
機械	1.3	2.7%	1.3	1.08	1.19	8.6%
その他	0.4	10.5%	0.4	0.34	0.38	4.7%
計	245.43	6.3%	229.85	245.37	271.55	-9.6%

Defra(2005), *EU Emissions Trading Scheme, Approved National Allocation Plan 2005-2007, May 2005*, p.20.

ものを除いた平均を、1999 年以降に操業を始めた施設については、すべての操業年の排出量のうち最小のものを除いた平均を、施設の固有排出量とし、固有排出量の部門排出量に占める割合に部門配分量を乗じたものが、施設への配分量となる。

つまり、

$$\text{個別施設への割当量} = \frac{\text{当該施設の固有排出量}}{\text{当該部門の固有排出量の総和}} \times (\text{当該部門への割当量} - \text{NER})$$

によって得られるのである。

NER の合計はイギリス全体では 46.8Mt である。NER は、部門の成長率から割り出したトップダウンの推定値と、各社の投資計画を積み上げたボトムアップの推定値とを組み合わせで決められた。すなわち、新規投資計画による排出量が得られない部門については、予想される部門の排出量の成長分の半分をトップダウン推定値とし、これが NER となる。ボトムアップ推定量がトップダウン推定量よりも小さい場合、その差額の 3 分の 1 をボトムアップ量に加えたものが NER となる。ボトムアップ量がトップダウン量よりも大きい場合、ボトムアップ量が NER となる。ボトムアップ量の最良推定値が 0 の場合、トップダウン量の 10% が NER となる。ボトムアップ量が得られないかまたは 0 で、トップダウン量が負の場合、NER は 0 となる。CCA の絶対量部門で、新規排出源が目標値に組み込まれている場合、それを NER とする。NER は、新規参入があるたびに減り、閉鎖があるたびに増える。新規参入施設には、BM(ベンチマーク)によって無償配分される。

3.1.2 オランダ

オランダの NAP1 は、排出権を以下のように配分した (Dutch National Allocation Plan, 2004)。

京都議定書上の責任分担目標は、1990 年排出量 212Mt-CO₂ 等量の 6% 減の 199Mt-CO₂ 等量である。これは、BAU よりも 40Mt 減らした量とされる。これに京都メカニズム利用の購入分 (20Mt) を加えた 219Mt-CO₂ 等量を、2008-12 年にオランダは排出できると想定されている。これを産業・農業・運輸などマクロ部門に割り振る。

産業への割当は自主協定 (covenant) 遵守を前提として計算される。企業に対し協定以上の介入をしないことをオランダ政府は約束しているが、他方 EU 指令は CO₂ に天井を課す。そこで、そこへ徐々に移行するしかない。

協定で約束した改善効率に成長率を入れて CO₂ 排出量を計算すると、排出量の予想値は 119Mt となる。そこから 4Mt 下げて、2005～2007 年の産業・エネルギーへの割当を 115Mt とした。このうち ETS 参加部門への割当は 98.3Mt である。この量は、協定を守ったとして予想される排出量よりも 3%少ない。第 2 期には、産業部門への割当は 112Mt に減らすと記されている。京都目標を達成するためである。

個別施設への割当は、実績排出 (2001 年と 2002 年の平均) に成長因子をかけ、効率因子 (BM より効率がよければ 1 より大、悪ければ 1 より小) をかけ、補正因子 0.97 をかけて求める。

3.1.3 ドイツ

ドイツの NAP1 の配分は以下のように決められた (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, 2004)。

ヨーロッパの責任分担協定で、ドイツは、京都議定書の約束期間に、1990 年の GHG 排出量を 21%削減することを約束している。2003 年時点で、1990 年の排出量は 1218.2Mt-CO₂ 等量と評価されたので、2008～2012 年の排出量を 962Mt-CO₂ 等量に抑える必要がある。このうち CO₂ 以外の排出が 116Mt と見込まれたから、CO₂ は 846Mt に押さえないといけない。2000～2002 年の年平均排出量は 863Mt だったから、17Mt の削減が必要と判明した。

2008 年以降に上記の約束を達成することを目指して、2005～2007 年の排出権取引制度第 1 期の目標排出量は、GHG 総量で 982Mt、CO₂ で 859Mt と決められた。このうち、503Mt をエネルギー・産業部門に割り当てた。同部門の 2000～2002 年の年平均排出量が 505Mt であったことと、そのうち、排出権取引の対象となる部門の排出量が 501Mt であったことから、対象部門の第 1 期の排出権総配分量を、 $503/505 \times 501 = 499$ Mt とした。

個別の既存施設への配分は、実績排出量に遵守因子 (CF: compliance factor) を乗じた量を無償で配分するという考え方を基本としている。実績排出量とは、2000 年から 2002 年の 3 ヶ年の排出量の平均である。ただし、2000 年から 2002 年に操業を始めた施設の実績は操業の翌年から 2003 年までの排出量の平均とする。2003 年以降に操業を始めた施設は、告知された排出量を実績とし、それに事後調整を加える (遵守因子 1 の適用が 12 年間保証される)。2005 年から 2007 年の期間中に新規に操業を始める施設へは、利用可能最善技術 (BAT: best available technology) に基づくベンチマークを設備能力 × 想定操業率に乘じた量を無償で配分する。

2005 年から 2007 年の第 1 期の期間中、排出権は毎年発行され、施設が閉鎖された場合は、翌年の排出権は配分されない。ただし、その施設の後継施設に排出権を移転することができ、その場合は、翌年後継施設に配分される。閉鎖でなくても、生産活動の減少によって排出量が著しく減少した場合 (ベース期間の 60%未満に減った場合) には、発行される排出権の量が事後的に減らされる。施設の閉鎖や活動の減少によって没収された排出権は、新規参入施設枠 (NER: new entrance reserve) に繰り入れられる。

閉鎖時の新施設への排出権の移転は、同類の施設への移転に限られ、閉鎖から 3ヶ月以内にしなければならない。後継施設の設備能力が旧施設のそれを超える場合は、超過分について、新規参入施設への配分方法に従って無償で配分される。逆に後継施設の能力が旧施設のそれを下回る場合は、差の分が没収される。

既存施設の拡張は、新規参入と同様に扱われる。つまり、拡張分には、ベンチマークによって無償で排出権を配分される。例えば発電については、750kg-CO₂/kWh が通常のベンチマークである。ただし、これよりも小さい原単位を可能にする燃料を燃やす施設には、より小さい値のベンチマークが適用される。ベンチマークの最小値は 365kg-CO₂/kWh である (ガスの場合の原単位に相当)。

設備拡張を含む新規参入施設への無償配分のために、年 3Mt の新規参入施設枠 (NER) を設ける。これは、新規施設が移転によって旧施設から受け継ぐ排出権の量のある程度見込んだ上で設けられた枠である。

1996年から2002年の間に更新された既存施設で一定以上の排出削減率(原単位での効率改善を意味するもの)をもつものと、新規に操業した施設は、早期の削減行動をとったものと見なされ、1の遵守因子が適用される⁷。この因子の適用は更新時または操業開始時から12年間保証される。燃焼以外の化学反応によるCO₂の放出は、工程関連排出と見なされ、これにも1の遵守因子が適用される。熱電併給システム(CHP: combined heat and power generation)には、その導入を阻害しないように特別に配分される。

排出権の総配分量は499Mtである。2000~2002年の実績排出量は501Mtであり、加えて、NERを設け、CHPへの特別配分を行うのだから、実績そのままを個別施設に配分してそれを積み上げると、499Mtを超えてしまう。そこで、この、マクロの配分とミクロの配分とを整合的にするのが遵守因子である。

遵守因子は次のように算出される。NER3MtとCHPへの特別配分1.5Mtに加え、脱原発の埋め合わせ1.5Mtを、総配分量499Mtから差し引くと、493Mtとなる。次に、遵守因子1を適用することが決まっている工程関連排出61Mtと早期削減行動分の排出100Mtを差し引く。これで332Mtになる。これを配分する対象となる施設のベース期間排出量は、501Mtから工程関連排出と早期削減行動分排出を差し引いた340Mtである。そこで、332Mtと340Mtとの比0.9765が、それら対象施設に適用すべき遵守因子となる。

すなわち、既存の多くの施設には、2000年から2002年の平均排出量に0.9765を乗じた量に相当する排出権が無償で配分されるのである。

但し、以上のようにNAPで決定されていた遵守因子0.9765は、2004年4月21日に国内法化される段階で修正された。早期削減行動分として当初見込んでいた100Mtを上回る114Mtが実際には申請されることとなり⁸、それに伴い遵守因子も0.9755へと厳しくなったのである。この遵守因子の変更を受け、ドイツ国内では初期配分問題を巡っておよそ800件も訴訟が提起されたとのことである⁹。

3.1.4 チェコ

チェコの1990年のGHG排出量は190.1Mtと評価され、京都議定書上の目標は8%減の174.9Mtと評価された。他方、2001年の排出は143.7Mtであった。

ETS対象施設の排出量は国の総排出量の60~65%と見積もられた。配分される排出権の総量は2006年の予想排出量に基づいて計算された。部門毎の排出実績に成長係数をかけて2006年の排出量を予測し、それを集計した値が96.4Mtであった。これに気温を考慮した調整0.7MtとNER0.5Mtを加えた97.6Mtが、排出権の総量と決められた。96.4Mtの3%が早期削減行動へのボーナスとして、また、1.5%がCHPへのボーナスとしてとして差し引かれ、残りが、その他の既存施設に配分された。

3.1.5 ポーランド

京都議定書上の目標(GHG)は531.3Mtで、うちCO₂は448Mtである。NAP1の排出権の総配分量は、2006年の予想排出量に基づいて239Mt/年とされた。これは、ポーランドのGHG総排出量の70%と見なされている。このうちエネルギー部門が199Mtで、総配分量の83%を占める。2005年の排出量は206Mt。239.1Mtは2006年の予想排出量に等しい。

⁷国内法化される段階では、1994年から2002年間の更新を指すように早期削減の認定範囲が拡大された。

⁸これは当初のNAPでは1996年から2002年としていた早期削減の対象を1994年から2002年に拡大したことと、NAP策定後に実績に基づく配分とベンチマークに基づく配分の選択制を導入したことに起因している。

⁹排出権取引制度の対象施設数は1,849であるので、その大半が訴訟に関与しているものと考えられる。

3.2 第2期 (NAP2)

3.2.1 イギリス

NAP2では、1990年の排出量が改訂されたので、その12.5%減と定義される京都議定書上の目標も、672Mt-CO₂等量に変わった。NAP2の排出権総配分量は246Mtである。NAP1と同じ量に見えるが、NAP1での対象施設には237Mtしか配分していないから、NAP1と比べると厳しくなっている。対象施設の定義変更で新しく対象となった施設に9Mt配分している。

NAP2でBAUからの削減を求められるのは、第1期と同様に電力部門だけである。電力部門のみに厳しい削減を課す根拠としては、第1期と同様に他の部門よりも国際競争にさらされていないことと、消費者に対する価格転嫁が容易であることが挙げられている。電力価格への転嫁は排出権を無償配分したかどうかにかかわらず発生するものであると指摘されていることから、実際には発生していない費用であっても価格に転嫁することを容認する立場をとっていることが分かる¹⁰。

また、総配分量の7%をオークションに充てる。加えて、閉鎖によって出てきた分とNERの余りをオークションに充てることとなっている。第1期では、NERの残余分のみがオークションに回されることとなっていたが、それに比べ大幅に増加していることが分かる。

個別施設への配分の考え方は第1期と同じである。ただ、実績排出量の基準年は2000年～2003年となった。それらの年の排出量のうち最小値を除いた平均を基礎とする。電力部門にはベンチマークによる方法が適用される。具体的には、燃料ごとの排出係数に設備能力を乗じ、それに稼働率を乗じたものが割当量として決定されることとなっている。

NERは第2期の5年間で86.4Mtで総量の7%である。

3.2.2 オランダ

オランダの第2期の配分の考え方は第1期とほぼ同じだが、次の点で第1期と異なる。

- 補正因子 (CF) を 0.90 に下げた。
- 成長因子は全部門共通の 1.07 にした。
- 実績は 2001 年から 2005 年までの排出量のうち最も高いものを選べるようにした。
- 電力の補正因子を 0.75 に下げた。電力の CF 引き下げは、政府が電力の棚ぼた利潤を好ましくないと判断した結果である。この背景として、電力には自主協定を前提に割り当てたので、配分量は厳しくなかったにも拘らず電力料金が大幅に値上がりしたという事実がある。0.15 の引き下げ分は 6MtCO₂ に相当し、これの 1/3 が他部門への追加配分に回され、2/3 がオークションに回される。オークション分は、総排出権の 4% に当たる。オークション収入は、エネルギー税減税の財源となり、消費者 (家計のみ) に還元される。

3.2.3 ドイツ

第2期の配分で最も重要な特徴は、京都議定書上の目標排出量に対応していなければならないということである。2005年の評価では、1990年のGHGの排出量は1230.3Mt-CO₂等量となったから、責任分担協定の21%削減に従えば、2008年～2012年の排出量は972Mtでなければならない。NAP2では、そのうち851.5MtがCO₂に割り当てられ、そのうち517.5Mtがエネルギー・産業部門に割り当てられている。他方、エネルギー・産業部門の2000～2002年の排出量は532.5Mtであったから、この部門全体で、2008～2012年

¹⁰これは、後述の限界原理に基づいた考え方であるが、ドイツなどでは機会費用の転嫁には否定的な立場であり、EU域内でも立場に違いがある。

の排出量は、2000～2002年の排出量の97.18%に抑える必要がある。排出権取引の対象部門の2000～2002年の排出量は493.4Mtであったから、これをエネルギー・産業部門の削減率と同等に削減すると、排出量を480Mtに抑えなければならないことになる。

しかし、第2期の排出権の総配分量は、むしろミクロの積み上げから482Mtと決められた。すなわち、第2期では、2000～2005年の実績排出量をベースラインとして、それに遵守因子0.9875を乗じたものに相当する排出権を産業部門の既存施設に配分する。それに対してエネルギー部門には、より厳しい遵守因子0.85を適用する。そうして積み上げた排出量が482Mtになるというのである。

エネルギー部門にだけより厳しい遵守因子を適用するのは、第1期に電力会社が排出権費用を電力価格に転嫁して棚ばた利潤を得たという認識からである。電力は国際競争に曝されにくく、また、排出削減の余地があるということもその根拠とされている。遵守因子を厳しくしても、電力は第1期で十分価格転嫁しているので、これ以上電力価格が上がることはないと思われている。NAP1では、工程関連排出に1の優遇遵守因子を適用したが、NAP2では、一律因子が適用される。しかし、エネルギー部門との差別化で工程関連の優遇は保持されると認識されている。

第2期の既存施設への配分の考え方は、2000～2005年の実績に、産業部門については遵守因子0.9875を乗じた量、エネルギー部門については遵守因子0.85を乗じた量の排出権を配分するというものである。第1期と比べて特別な扱いを減らし簡素にしたのが特徴である。

早期削減行動に対して、第1期では1の遵守因子を適用するという形での優遇が行われたが、それは第2期にも引き継がれる。1の遵守因子の適用は12年間保証されていたのである。2003～2004年に操業を開始した施設には、申告に基づいた排出量が割り当てられ、遵守因子は1が適用されたが、これも第2期に引き継がれた。具体的には、第2期については、設備能力に標準稼働率をかけて、さらに、第1期で決められた施設固有の排出率をかけた値に等しい量の排出権を配分する。この扱いも12年間保証される。第1期中に操業を始めた施設への特別の扱いが、第2期には加わる。それらの施設は、第1期の新規参入施設として第1期にはベンチマークに基づく配分を受け、遵守因子は1だったが、それらの施設には第2期にも引き続いて1の遵守因子が適用される。これは14年間保証される。

第2期中の新規参入の扱いは第1期のそれと同じであり、ベンチマークによって排出権が無償で与えられる。加えて、1を下回る遵守因子の適用は14年間行わないことが保証された。施設閉鎖の場合の排出権移転の扱いも第1期と同様である。

既存施設に配分しない枠として17Mtが確保される。このうち12Mtは新規参入施設枠(NER)である。残りは、排出権追加配分要求が法的に通った場合への備え、補償の必要が生じる場合への備え、売却用などである。新規参入のための枠が不足した場合は、政府が市場で調達してでも排出権を確保し、新規参入を阻害しないようにするという。

第1期と同様、施設閉鎖の場合は、移転しない限り、排出権は没収され、NERに繰り入れられる。当然、第1期中に閉鎖した施設には第2期の排出権は配分されない。「偽装操業」を防ぐために、排出量が2000～2004年の排出量の20%未満になった施設は閉鎖したと見なされる。

3.3 予想排出量と排出枠の関係

EUETS指令では、各国に対しBAUを上回る排出枠の割り当てを行うことを禁じている。イギリスなどのように詳細に各部門の排出量を予測し、その上でBAUからの削減を目指す国々がある一方で、ドイツなどのように排出権取引の対象施設から予想されるCO₂の排出量を提示しない国々もある。

第1期においては、比較的寛大な割り当てがなされ、BAUからの削減量は微少に留まっている。第1期の排出権の取引価格は、2006年4月末まではトン当たり30ユーロ近かったが、2005年度の排出実績が公表されてからは10ユーロ近辺まで一気に暴落し、2007年2月28日現在では1ユーロ近辺を推移している。EU全体でBAUと等量程度の排出権を割り当ててしまったことで排出削減の必要性が低くなってしまったで

ある。その結果、排出権に対する需要が僅かしか生じなかったため、排出権価格が極めて低水準となっている¹¹。

このような寛大な割り当てが許されたのは、第1期があくまで実験期間であったことが主な原因であるが、京都議定書の約束期間と重複する第2期の割り当てはBAUと比較して大幅な削減を要求するようなものである。Ecofys社は第2期で各国が提案している総配分量と公式にアナウンスされているBAU及び独自に推計したBAUとの関係を分析している(Ecofys 2006)。独自にBAUを推計するに際しては、2005年の各施設からの排出実績とPRIMESにおける成長率の予測が用いられている。PRIMESは、欧州委員会の研究プログラムのサポートで作られたエネルギーモデルであり、政策立案過程でも頻繁に用いられているものである¹²。

Ecofys社の評価によれば、基本的に公式にアナウンスされたBAUを示すバーよりも、予定されている総配分量の方が小さい(これはEUETS指令がBAUを上回る排出枠の付与を禁じていることから当然のことである)が、公的にアナウンスされているBAUがPRIMESを用いた場合のBAUよりも大きい排出量となっている国が多い。勿論、各国がアナウンスしているBAUは自国の事情を詳細に勘案したものであり、PRIMESによる推計よりも正確性を有する場合もあるだろう。しかしながら、予想される排出量に基づいて自国の割当量を決定する場合には、公的なBAUが現実よりも大きくなる圧力が働くことが指摘されている¹³。もし、PRIMESによる推計の方が適切であるならば、総配分量がこれを超える国々では、BAU以上の排出枠を自国企業に付与することを意図していることになる。欧州委員会はPRIMESに絶大な信頼を置いており、それを用いて提出されたNAPに対して修正を求めている。したがって、通知されたNAP2の審査をするに際して、殆どの国々に排出枠を削減させるよう要求することになるのである。

3.4 NAP2に対する欧州委員会の決定

各国から提出されたNAP2は、欧州委員会の審査を経て決定される。2007年2月5日までに、ベルギー、ドイツ、ギリシャ、アイルランド、ラトビア、リトアニア、ルクセンブルク、マルタ、オランダ、スロバキア、スロベニア、スウェーデン、イギリスのNAP2について欧州委員会による「決定」が出されている。

13ヶ国のNAP2のうち、イギリスとスロベニアを除く11ヶ国のそれについて、欧州委員会は排出権の配分量の削減を求めた(表2)。削減要求量は13ヶ国合わせて73.29Mtであり、6.7%の削減である。委員会が削減を求める理由のうち、実質的に最も効いているのは、国別配分計画に関する基準の2番目と3番目のものに抵触するというものである。つまり、技術的な改善の可能性を考慮した上で予想される排出量を上回る配分になっているという理由である。最も大きい量の削減を求められたドイツの場合について、その根拠を詳しく見てみよう。PRIMESに基づくBAUよりも過大な排出枠を申請した国であるドイツのNAP2に対する欧州委員会の決定を見ることで、他のEU各国に対する決定を推し量ることができるだろう。

ドイツのNAP2に対する欧州委員会の決定の要点は、第1に、総配分量を453Mtに減らすべきだということであり、第2に、新規参入施設等への1の遵守因子の十数年間適用という優遇が競争を歪めるので止めるべきだというものである(Commission of the European Communities 2006b)。

¹¹ 排出権市場の値動きの要因は多様であり、必ずしも割り当てが寛大であったことのみによって現在の価格が形成されていると断言することは出来ない点には注意すべきである。割り当ての厳格さ以外の要因としては、自らの排出量の不確実性や燃料価格の変化などが挙げられる。各主体は、自らがどの程度CO₂を排出するのか完全には予測出来ないために、制度の開始直後から安全を見込んで排出削減投資を行い、その結果、排出枠を下回る排出実績となったということも考えられる。また、石油やガス価格の高騰に伴い、石炭発電への燃料転換を想定して排出権への需要があったものが、それらの価格低下によって、逆に排出権が需要されなくなったということもある。また、市場支配力の行使により実際の需要以上に排出権が需要されていた可能性も挙げられる。

¹² 具体的には、各国提出のNAP2の精査過程で割当量の削減を要求する根拠として用いられたり(後述)、1997年の京都会議前の交渉局面においても想定されていた政策措置の影響評価に用いられるなどしている。また、エネルギーアウトルックの作成にも用いられるなど幅広い支持を集めている。

¹³ グラブラ(Grubb et al. 2005, p.130)は、「BAUの値自体がつけ上げられる重大な危険が存在する」と述べている。彼らはその理由として、そもそもエネルギー及び産業部門について、一部の国を除けば排出増加を示すトレンドは無いにも拘らず、割り当てをする段階になって突如として排出量が急増するとの予測が説明も無しに提示されていることを挙げている。また、企業の側としても予測を楽観的に行うことで割当てられる排出権が大きくなるメリットがあること、政府としても過小な配分をしてしまった場合の政治的帰結の方をより恐れてBAUを大きめに見積もる可能性があることも指摘されている。

表 2: 第 2 期国別配分計画についての欧州委員会の決定

(単位: Mt-CO₂)

	第 1 期配分	2005 年排出	第 2 期配分		
			各国の提案	委員会承認	削減要求量
ベルギー	62.08	55.58	63.33	58.5	4.83
ドイツ	499	474	482	453.1	28.9
ギリシャ	74.4	71.3	75.5	69.1	6.4
アイルランド	22.3	22.4	22.6	21.15	1.45
ラトビア	4.6	2.9	7.7	3.3	4.4
リトアニア	12.3	6.6	16.6	8.8	7.8
ルクセンブルク	3.4	2.6	3.95	2.7	1.25
マルタ	2.9	1.98	2.96	2.1	0.86
オランダ	95.3	80.35	90.4	85.8	4.6
スロバキア	30.5	25.2	41.3	30.9	10.4
スロベニア	8.8	8.7	8.3	8.3	0
スウェーデン	22.9	19.3	25.2	22.8	2.4
イギリス	245.3	242.4	246.2	246.2	0
計	1083.78	1013.31	1086.04	1012.75	73.29

この決定は、EU 指令に規定された、NAP が従わなければならない 10 の基準を根拠にしている。そのうち、総配分量の削減に関係するのは、「京都議定書上の削減目標と整合的でなければならない」という第 1 基準と、「その達成に向けた現実の及び予想される進歩と整合的でなければならない」という第 2 基準と、「削減の技術的可能性と整合的でなければならない」という第 3 基準である。ドイツの NAP2 は、このうち、第 2、第 3 の基準に抵触すると主張された。つまり、技術的に達成可能な削減を前提とした排出量より多くの排出権を配分しているというのである。

技術的に達成可能な排出量は次の根拠に基づいて示された。まず、ドイツの 2010 年の GDP は、2005 年の GDP の 1.096543 倍になるであろう (年成長率 1.86% に相当)¹⁴ が、2010 年の炭素集約度 (CO₂ 排出量の対 GDP 比) は、2006 年のその 0.850226 倍になるであろう¹⁵。これを掛け合わせると、2010 年のドイツの CO₂ 排出量は、2005 年の 0.932309 倍になるだろう。2005 年のドイツの排出権取引対象部門からの確認された CO₂ 排出量は 474.056841Mt であったが、確認されていない排出量を考慮すると、474.166637Mt と推定される¹⁶。これに上の 0.932309 をかけて、第 2 期に新たに加わる部門の排出分 11Mt を足すと、453.070175Mt になるのである。

欧州委員会はまた、第 1 期の新規参入施設と、2003 年～2004 年操業開始施設に 1 の遵守因子を適用することを止めて、他と共通の遵守因子を適用せよと言っている。また、1994 年～2002 年に操業を始めた施設で、特に削減が証明されていないなくても、単にその時期に操業を始めたというだけで 1 の優遇遵守因子を適

¹⁴ 「ヨーロッパのエネルギー・交通予測」から 2010 年と 2005 年との GDP の比として 2295.8/2094.4 を得、これを 5 分の 1 乗して得た 1.018532 から、年平均成長率を 1.8532% とする。最新の経済予測 (Economic Forecasts Autumn 2006) から、2006 年、2007 年、2008 年の GDP 成長率をそれぞれ 2.4%、1.2%、2.0% とし、2009 年と 2010 年については、上の 1.8532% を採用することで、2010 年までの GDP 成長率を計算した。

¹⁵ PRIMES の「低炭素制約・CCS なし」シナリオにおける改善率よりも年平均で 0.5% の改善分の上乗せがなされるべきだとされた (Commission of the European Communities 2006c, p.5)。ドイツに関しては、2010 年時点の排出原単位が 337.3(t-CO₂/百万ユーロ・2000 年物価) と予測されているので、5 年間で 2.5% 分だけさらに原単位が改善されるとの想定から、

$$337.3 \times (1 - 0.025) = 328.9$$

という排出原単位を達成すると予測された。2005 年の排出原単位が 386.8(t-CO₂/百万ユーロ・2000 年物価) なので、この値で上記 328.9 を除した 0.850226 が排出原単位の改善分を表す。

¹⁶ 2005 年の排出実績を用いることには批判があるかもしれない。2005 年から EUETS が始まっているので、自身の排出量についての不確実性から行った削減投資を一部反映している可能性があるからだ。しかしながら、欧州委員会としては、他の指標を見る限り 2005 年の排出量が増加して変化しているわけではなく、EU25 ヶ国の 2004 年と 2005 年のエネルギー消費量が差がわずかしかなかったことから、2005 年の EUETS 対象施設からの排出実績を基準とした (Commission of the European Communities 2006c, p.4)。検証が完了している排出実績は 474.056841Mt であり、未完了の 9 つの施設に関しては、第 1 期の排出枠が実績であったとの仮定を置き、その合計 0.109796Mt を加えた 474.166637Mt がドイツの 2005 年度排出実績とされた。

用することは認められないと言っている。

欧州委員会の主張によれば、早期削減行動を優遇することと、期間中の新規参入施設をその期間中だけ既存施設と違ったやり方で扱うことは認められるが、早期に操業しただけで削減したかどうか分からないものを優遇することと、第1期の新規参入施設を、第2期にも優遇することは認められないということである。

3.5 配分から言えること

表3に示すように、第1期の最初の年である2005年の排出権取引部門からの総排出量は2005.5Mtであり、これは排出権総配分量よりも182.5Mt少なかった。排出権の余剰が最も大きかったのはポーランドである。

表3: EUにおけるGHG排出量・京都目標・ETS部門配分量と排出量

(単位: Mt-CO₂)

	国全体の総GHG				ETS部門のCO ₂			
	2004年 排出量 ¹⁾	対前年 増加分 ¹⁾	京都 目標 ²⁾	目標 超過分	施設 数 ¹⁾	第1期 配分量 ²⁾	2005年 排出量 ¹⁾	余剰 排出権
オーストリア	91.3	-1.2	68.3	23.0	199	33.0	33.4	-0.4
ベルギー	147.9	0.3	135.8	12.1	310	62.9	55.4	7.5
デンマーク	68.1	-6.0	55.0	13.1	384	33.5	26.5	7.0
フィンランド	81.4	-4.2	70.4	11.0	595	45.5	33.1	12.4
フランス	562.6	1.5	568.0	-5.4	1087	156.5	131.3	25.2
ドイツ	1015.3	-9.1	986.1	29.2	1850	499.0	474.0	25.0
ギリシャ	137.6	0.3	139.6	-2.0	140	74.4	71.3	3.1
アイルランド	68.5	0.1	61.0	7.5	109	22.3	22.4	-0.1
イタリア	582.5	5.1	477.2	105.3	950	232.5	223.6	8.9
ルクセンブルク	12.7	1.3	9.2	3.5	15	3.4	2.6	0.8
オランダ	217.8	2.5	200.3	17.5	210	95.3	80.4	14.9
ポルトガル	84.5	0.9	75.4	9.1	244	38.2	36.4	1.8
スペイン	427.9	19.7	329.0	98.9	825	174.4	182.9	-8.5
スウェーデン	69.9	-1.1	75.2	-5.3	705	22.9	19.3	3.6
イギリス	659.3	1.3	657.4	1.9	775	245.3	242.5	2.8
EU15計	4227.3	11.4	3907.9	319.4	8398	1739.1	1635.1	104.0
キプロス	8.9	-0.3	-	-	13	5.7	5.1	0.6
チェコ	147.1	-0.5	176.8	-29.7	395	97.6	82.5	15.1
エストニア	21.3	0.1	40.0	-18.7	44	19.0	12.6	6.4
ハンガリー	83.1	-0.2	114.3	-31.2	234	31.3	26.0	5.3
ラトビア	10.7	0.0	23.3	-12.6	94	4.6	2.9	1.7
リトアニア	20.3	3.1	46.9	-26.6	99	12.3	6.6	5.7
マルタ	3.2	0.1	-	-	2	2.9	-	-
ポーランド	386.4	3.7	531.3	-144.9	1088	239.1	200.8	38.3
スロバキア	51.0	-0.1	66.0	-15.0	175	30.5	25.2	5.3
スロベニア	20.1	0.4	18.8	1.3	98	8.8	8.7	0.1
EU10計	752.1	6.3	1017.4	-277.4	2242	451.8	370.4	78.5
EU25計	4979.4	17.7	4925.3	42.0	10640	2190.9	2005.5	182.5

1) Commission of the European Communities (2006a)

2) Commission of the European Communities (2005)

る(38.3Mt)が、西欧諸国でも余裕のある配分をしていた国が多いことがわかる。もっとも、2006年、2007年は、特に東欧では、経済の拡大によって余剰は減少していく可能性がある。

他方、表2から、第2期については、欧州委員会は2005年の排出量とほぼ等しい程度の排出権総量の配分しか認めないことがわかる。高い経済成長と排出量の増加が見込まれている国についての決定がまだでいていないので、第2期の配分がどういう性格のものになるかはまだ判断できない。

これまでにわかった事実のうち重要なのは次のことである。

1. 国の総配分量は、第1に、京都議定書の下での国の目標排出量と整合的になるように、第2に、経済成長と排出削減可能性とを見込んだ予想排出量を超えないように決めるというのが EUETS 指令から来る原則である。第1期の配分方法を見ると、イギリスとオランダでは、政府と産業界との協定が重視され、それを守ったとして予想される排出量が、国全体および産業諸部門の排出権総量を決める根拠になっている。ドイツの NAP1 では、京都議定書の目標から排出権総量を算出した。第2期の配分では、ドイツも過去の実績排出量に成長と削減を考慮した予想排出量で総量を決めようとしたが、欧州委員会によるもっと厳しいトップダウンの予想排出量で総量を決められた。オランダも同様であり、この傾向がこれから決定する他の国にも当てはまるならば、総配分量はトップダウンの予想排出量によって決まると言えるだろう。
2. 個別施設への配分はどの国も実績排出量に基づく。第1期では、イギリスは個別施設の実績とその施設の部門内シェアで、オランダは実績に成長因子と効率因子と補正因子をかけて、ドイツは実績に遵守因子をかけて配分量を決めた。第2期では、産業部門への配分方法は第1期と変わらないが、電力への配分を少なくする傾向が顕著である。イギリスでは電力にはベンチマークによって配分し、オランダでは電力に特別な補正因子 0.75 を適用し、ドイツでも電力の遵守因子を 0.85 とした。
3. 期間毎に実績は更新される。オランダとドイツの第2期の配分では、2005年までの排出実績が根拠に入っている。
4. 期間中も、設備更新を伴うような生産の成長があったら、その分新規参入施設枠から無償で配分される。

4 効率性の神話

4.1 問題の所在

排出権取引制度の利点は、(1) 排出総量の確実な抑制と、(2) 抑制目標の最小費用での達成の2点に尽きるが、これはすべて基になった経済理論から導き出されている。現実がその理論から離れれば、これらの利点は失われるかもしれない。現実は大抵理論から乖離する傾向があるが、利点を導く理論の本質的なところで乖離していれば、理論に基づいてその制度の利点を言うことはできなくなるだろう。EUETSの現実の理論からの乖離が本質的なところで起こっているのかどうかを見なければならぬ。

4.2 排出の下流まで含めた限界費用均等化の意味

その前に、理論を確認しておく。まず、第1の排出総量の確実な抑制は、政府が発行する排出権の総量を厳密に管理することによって達成される。これは自明である。第2の、最小費用での抑制目標の達成は、排出権価格を媒介にして限界排出削減費用が均等化することにかかっている。これもよく知られたことである。

しかし、限界排出削減費用の内実については注意が必要である。CO₂の場合、その排出、つまり化石燃料の燃焼の所での技術的対応(つまり省エネとか燃料転換といった)での限界費用はわかりやすいが、それ以外の費用は見えにくい。セメント製造や製鉄のように技術的対応に自然の限界があったり、技術的対応をやり尽くしたりした場合には、そのような燃焼を通じて作られる物の消費を抑制するという対策が残ることになる。

火力発電による電力で言えば、単に節電すること、セメントや鉄で言えば、単にそれらの消費を減らすことが、そのような対策である。これらの対策の費用は、電力、セメント、鉄といった製品の供給による純便益の放棄によって測られる。その限界費用は失われる限界純便益に他ならない。

これらの対策も含めた限界費用が均等化するためには、これらの製品が完全競争下で供給されていなければならない。完全競争であれば、図1に示すように、製造におけるCO₂排出原単位に排出権価格を乗じ

たもの t は、排出権を使用する産業の限界費用にそのまま上乘せされ、したがって、その産業の製品の限界費用曲線が MC から MC' へと t だけ上にシフトする。完全競争では、限界費用曲線は供給曲線に他ならないから、供給曲線が t だけ上にシフトすることになる。その結果、需要曲線 D と供給曲線との交点で与えられる均衡における供給量 (= 需要量) は、図の q_0 から q_1 に減少するが、需要曲線の高さは限界便益を示し、供給曲線の高さは限界費用を示すから、新たな均衡量 q_1 において、限界費用と限界便益との差が、 t に等しくなっている。ここでの限界費用と限界便益との差は、製品供給の削減によって失われる限界純便益であるから、製品供給の削減という対策による限界費用がまさに t に等しくなっているのである。

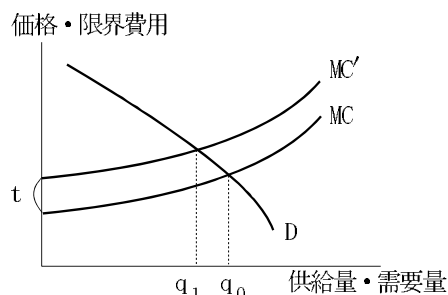


図 1: 完全競争下での排出権費用の転嫁

この時、限界費用は排出権価格と排出原単位だけで決まり、価格の変化も供給量の変化も限界費用の変化だけに依存するから、変化を引き起こすものは排出権価格だけである。排出者が、どれだけの初期配分を受け取ろうと、排出原単位と排出権価格とが変わらない限り、限界費用は変わらない。したがって、排出者が受け取る初期配分の量は、生産物の価格にも数量にも影響しないのである。

CO₂ を排出しながら作られる製品の消費の節約という対策まで含めた場合の、限界費用均等化とは、以上のような事態を指す。

4.3 クールノー・モデルでの排出削減の効率性

現実には完全競争ではあり得ないが、完全競争の好ましい性質がどこまで現実に保持されるかは、問うべき問いである。ディキシットとスティグリッツ (Dixit and Stiglitz 1977) の多数財の独占的競争モデルをクルグマン (Krugman 1979, 1980) が貿易の説明に用いて以来、チェンバリン (Chamberlin 1933) に起源をもつこの独占的競争モデルが、非完全競争下の経済成果を説明する簡単な理論として多用されるようになってきた。

そのモデルの利点は、図 1 のように限界費用曲線が右上がりでない現実にも適用できるということである。限界費用曲線が水平または右下がりでも、したがって、固定費があれば平均費用曲線が右下がりの状況でも、均衡が存在することを示した点に、元々チェンバリンのモデルの意義があったのである (ジョーン・ロビンソンの不完全競争理論も同様だが)。

そして、独占的競争モデルの拡張としてのクールノー・モデルもまた、寡占下の経済成果を説明する簡単な理論として使われるようになった (Helpman and Krugman 1989)。実際、クールノーが 1839 年に述べたように、その寡占モデルは、一方の極端として独占の場合を含み、他方の極端として完全競争の場合を含むのである。企業数が多ければ、クールノー・モデルの均衡は完全競争に近づくので、このモデルを使えば、現実がどれくらい完全競争の好ましい状態から外れているかを把握することができる。しかも、このモデルは、限界費用曲線が右上がりでない状況を許容するという意味で、非現実的な仮定を外す自由を与えるのである。

クールノー・モデルは、限界費用の変化がどれだけ価格に転嫁されるかを予想するのに用いられた (Kate

and Niels 2005)。この手法は、そのまま、排出権価格が製品価格にどれだけ転嫁されるかを推定するのに使えるから、盛んに適用されるようになった (Smale et al. 2006 など)。

全部で n 個の企業が同じ製品を供給している市場でのクールノー均衡は次のように描ける。ある企業 i は、他の $n-1$ 個の企業が供給している数量を所与として、自分に残された需要曲線に基づいて利潤を最大化する。企業 i の供給量を q_i 、固定費を f_i 、可変費はすべて比例費であるとして、それを $c_i q_i$ (すなわち限界費用は一定で c_i) とする。すべての企業からの供給量の合計を $Q = \sum_{i=1}^n q_i$ とし、市場価格は Q の線形関数 $p = a - bQ$ で与えられるとすると、均衡価格 p は、簡単に

$$p = \frac{a + \sum_{i=1}^n c_i}{n+1}$$

となる (Kate and Niels 2005, p.328)¹⁷。すなわち、価格は、最も高い支払意思額をもつ人の支払意思額 a と企業数 n と各企業の限界費用 c_i だけで決まり、需要曲線の傾き b にも、固定費 f_i にも依存しない。ただし、固定費を含めた平均費用 $f_i/q_i + c_i$ が価格を上回る企業は利潤が負になるから退出する。そのことは企業数 n を左右する。固定費および平均費用は、企業数を通じてのみ、価格に影響するのである。

この枠組みで企業 i の限界費用 c_i が 1 単位変化すると、価格は $1/(n+1)$ だけ変化することになる。すべての企業の限界費用が一樣に 1 単位変化すると、価格は $n/(n+1)$ だけ変化する。すなわち、価格転嫁率は $n/(n+1)$ である。企業数 n が十分大きければ、価格転嫁率は 1 に近づくことになる。反対に、独占企業の場合 ($n=1$) には、価格転嫁率は 50% である。独占の場合が最も転嫁率が低い。

企業がすべて同質的で、同じ固定費と可変費をもつ場合には、添え字の i を省いて、

$$p = \frac{a + nc}{n+1}$$

と書いてよいだろう。これは、 a に 1、 c に n の重みを与えた加重平均として価格が決まることを示している。

したがって、 n が十分大きければ、価格は限界費用に近く、限界費用の上昇のほとんどが価格に転嫁され、その需要抑制効果によって失われる限界純便益は限界費用の上昇分にほぼ等しいということになる。実際、わずか 4 社程度の寡占市場であったとしても、企業がクールノー・モデルに従った行動を採っていれば

¹⁷ 企業 i の利潤は

$$\pi_i = \left(a - b \sum_{i=1}^n q_i \right) q_i - (c_i q_i + f_i)$$

と表せる。従って、利潤最大化の一階の条件 $\frac{d\pi_i}{dq_i} = 0$ から、

$$q_i = \frac{a - b \sum_{j \neq i} q_j - c_i}{2b}$$

が得られる。これは、各企業が自社以外の全ての企業の供給量を確認し、それに対して最適反応することで利潤を最大化することを表している。

ここで、上式を両辺 $i = 1, 2, \dots, n$ について足し合わせて整理すると、

$$\begin{aligned} 2b \sum_{i=1}^n q_i &= na - b(n-1) \sum_{i=1}^n q_i - \sum_{i=1}^n c_i \\ \sum_{i=1}^n q_i &= \frac{na - \sum_{i=1}^n c_i}{b(n+1)} \end{aligned}$$

を得る。したがって、均衡価格 p は

$$\begin{aligned} p &= a - b \sum_{i=1}^n q_i \\ &= \frac{a + \sum_{i=1}^n c_i}{n+1} \end{aligned}$$

となる。

ば、限界費用上昇分の 80%が価格に転嫁され、失われる限界純便益も限界費用上昇分の 4/5 に等しいことになる。企業数が 9 社になれば、失われる限界純便益は限界費用上昇分の 9/10 に等しい。

排出権取引制度の導入では、生産への CO₂ 投入係数に排出権価格を乗じた分だけ、限界費用が上昇する。この価格への転嫁は、上の枠組みで簡単に扱うことができることがわかるだろう。重要なことは、完全競争の場合と同じく、価格と生産量は限界費用に依存して決まり、固定費には依存しないということである。排出権の初期配分は固定費の大きさを変えるが、それが限界費用に影響しない限り、価格にも生産量にも影響を与えず、すなわち、資源配分に影響を与えない。排出権を初期配分で無償で受け取って、それ以上排出量を削減する必要もなく、排出権を購入する必要がないとしても、排出権が正の価格で売買されているというだけで、限界費用が上がり、価格も上がるということに注意する必要がある。限界費用だけが効くということが、クールノー・モデルが完全競争モデルと共通にもつ特徴なのである。

限界費用だけが効くというのは、経済主体が機会費用を考慮して行動しているからと捉えることもできる。ある経済的資源の機会費用とは、その資源を他の用途に充用した場合に得られる最大の利益である。排出権という財が創設され、それに価格がついたとき、それを売れば収益を得られるという事態が発生する。売れば収益を得られる排出権という資源を、CO₂ 排出を伴う生産活動のために取っておく時、売れば得られたであろう収益は、生産活動の機会費用となる。その機会費用の分だけ限界費用が上昇する。それが価格に反映されるというのが、完全競争およびクールノー均衡の特徴なのである。

以上のことが示しているのは、現実が完全競争でなくても、クールノー・モデルを仮定すれば、排出権価格を通じた限界費用均等化作用はかなり働いていると見なせるということである。そうであればこそ、現実の理論からの乖離がもたらす歪みを、クールノー・モデルを用いて分析するという発想が出てくるのである。

4.4 配分方法による歪み

ドメイリーとクイリオン (Demailly and Quirion 2006) は、クールノー・モデルを用いて、初期配分の方法の違いがもたらす歪みを分析している。彼らは、排出権取引が導入された場合の、排出権購入費用および売却収入を費用関数に組み込んでいる。すなわち、費用は

$$qc(u) + \tau(e - g - qv)$$

と定義される。ここで q は生産量で、固定費は無視されており、 $qc(u)$ が可変費である。 $c(u)$ が生産量に依らず一定の限界費用であるが、排出原単位削減分 u の関数とされており、排出削減努力をすれば限界費用が上がる ($c'(u) > 0$) と仮定されている。 τ は排出権価格であり、 e が排出量、 g は生産量によらずに配分された排出権の初期配分量である。初期配分ゼロでオークションによって配分される場合は $g = 0$ である。

この他に生産量依存の排出権配分があって、それが qv で表されている。つまり、生産量に比例する配分である。現実の排出量 e も生産量に比例するとすれば、 $e = q(u_0 - u)$ と書くことができるだろう。 u_0 は削減前の排出原単位である。

生産物の価格を、全企業の生産量の合計 Q の関数として $p(Q)$ と書くと、利潤 π は

$$\pi = p(Q)q - qc(u) - \tau(qu_0 - qu - g - qv)$$

と書ける。これを最大化するとして、その条件

$$\frac{\partial \pi}{\partial u} = 0, \quad \frac{\partial \pi}{\partial q} = 0$$

から、

$$c'(u) = \tau \tag{1}$$

$$p'(Q)q + p(Q) - c(u) - \tau(u_0 - u - v) = 0 \tag{2}$$

が得られる。第1式は、排出の所での削減対策の限界費用が排出権価格に等しくなるという周知の条件を表している。

ここでも生産物価格が需要量の線形関数だとして

$$p(Q) = a - bQ$$

とすると、第2式は

$$p(Q) = bq + c(u) + \tau(u_0 - u - v)$$

となる。ここで、生産者が同質的だとしてその数を n とすれば、 $Q = nq$ と書けるから、

$$np(Q) = bQ + n[c(u) + \tau(u_0 - u - v)]$$

$bQ = a - p(Q)$ を使えば、

$$p(Q) = \frac{a + n[c(u) + \tau(u_0 - u - v)]}{n + 1}$$

となる。

排出権の配分が、生産量に依存しない部分だけからなっていれば(これを、ドメイリーとクイリオンは「グランドファザリング」と呼んでいる)、 $v = 0$ である。このとき、(1)式に従って限界排出削減費用が排出権価格に等しくなる水準まで行われた削減 u で決まる生産の限界費用と、排出権調達の限界費用との合計 $c(u) + \tau(u_0 - u)$ を総限界費用として、その限界費用と a との $n : 1$ の加重平均で価格が決まる。これは排出権制度下のクールノー均衡に他ならない。

ところが、生産量に依存する配分の部分があると、限界費用は τv だけ低下する。これは、価格低下と生産量の増加を引き起こし、それは、排出権価格を通じた排出削減効果の阻害を意味する。排出権価格を通じた、製品需要の場面での節約も含めての限界費用の均等化から、離れていくのである。特に、既存の排出原単位に等しい配分を受けた場合には、 $v = u_0$ であり、削減が行われる ($u > 0$) としたら、排出権調達の限界費用は負になる。これは、排出権取引導入前よりも限界費用を低下させる可能性もある。そうすると、生産の増加を通じて、この部門からの排出量は却って増えるかもしれない。

生産に依存しない配分 g は(2)式に現れないから、生産量にも製品価格にも影響しないのに対して、生産に依存する配分 qv は、それが大きければ大きいほど、限界費用を引き下げることを通じて、生産量と排出量を引き上げる。このように、ドメイリーとクイリオンのモデルは、生産量に依存した配分が、排出権取引制度の効率的削減効果を阻害することを描き出したのである。

ところで、現実の EUETS では、明らかに生産量に依存した配分が行われている。まず、個別施設への配分は、実績排出量に基づいている。オランダのようにベンチマークを使って配分する場合でも、ベンチマークを適用する生産量は実績である。過去の生産量と現在の生産量とは同じではないが、現在の生産量が将来の配分に影響を与えるとすれば、効果は同じである。また、期間中も、企業の成長による排出増加分が、新規排出源枠からの配分によって許されるとすれば、やはり、生産量に応じた新たな配分が期中に行われていることになる。これらはすべて、限界排出削減費用の均等化を妨げる効果をもつということがわかる。

4.5 クールノー・モデルへの疑問

以上は、排出者がクールノー・モデルに従って行動していると仮定した場合の話である。現実の企業がクールノー・モデルに従って行動しているという実証はないし、そうだとはいえない。第1に、企業が、競合他社の供給量を所与として、それに合わせて自社の利潤を最大化すべく供給量を決めているというのは、ありそうもない行動である。第2に、すべての企業がそのような行動をするとして、1企業の生産量の

変化に応じて、他社がすべて供給量を改訂し、そのような改訂に合わせて、またすべての企業が供給量を改訂して行き着いた先の均衡がクールノー均衡であるが、市場がそのような均衡化作用を働かせているとは考えにくい。第3に、企業が、限界費用も需要の弾力性も気にしていないことは、オックスフォード調査 (Hall and Hitch 1939) 以来よく知られている。

寡占企業の行動について、広く適用できる決定版となるようなモデルはないが、限界費用よりは平均費用を企業は気にし、売上または平均費用に対して、あるいは投下資本に対して一定の率の利潤が確保できるような価格づけを行っているという実証は、オックスフォード調査以来存在する。そのような価格づけは「フルコスト価格づけ」と呼ばれてきた。

フルコスト価格づけの下では、排出権価格と生産物価格との関係は、クールノー・モデルでのそれとは非常に異なったものになる。

フルコスト価格づけにもいろいろの型が存在する。利潤率が資本に対する利潤率なのか、売上に対する利潤率なのかといった違い、あるいは、利潤率をかけるベースになるものが、総平均費用なのか直接費だけなのかといった違いが、それらの型を分ける。ここでは、分析を単純にするために、利潤率は売上利潤率、あるいは、同じことだが平均費用利潤率であると、それを適用するベースは総平均費用としよう。

平均費用は生産量が変われば変わる。可変費が比例費だけからなり (つまり限界費用一定)、固定費が存在すれば、通常平均費用は右下がりの双曲線の一部となる。この場合、需要の変化によって生産量が変わると、平均費用が変わるが、そのたびに価格を改定することはないとすれば、ある種の標準的な操業率での生産量のときに一定の利潤率を確保するように価格が決められていると考えなければならない。そのような標準生産量を q_0 とし、固定費を f 、生産量 q に応じた可変費を cq とし、企業が確保したいと想定する、平均費用に対する利潤率を r とすると、価格 p は

$$p = (1 + r) \left(\frac{f}{q_0} + c \right)$$

になる。

価格が変わるのは、平均費用が変わるときである。排出権取引の導入は平均費用を変える可能性があるから、それによって価格は変わりうる。

CO₂ の排出原単位が u で、排出権価格が τ であれば、排出権取引の導入は、クールノー・モデルの場合と同様に、限界費用を $c + \tau u$ に引き上げる。しかし、平均費用はそれに応じて上がるとは限らない。排出権の初期配分が固定費を変えるからである。例えば、標準生産量 q_0 に原単位を乗じた排出量に相当する排出権を無償配分されるならば、それは、 $\tau u q_0$ に等しい資産を無償で受け取ったことになる。その分固定費が減少する。このとき生産量 q における総費用は

$$f - \tau u q_0 + (c + \tau u)q$$

となる。したがって、平均費用は

$$\frac{f}{q} + c + \tau u - \tau u \frac{q_0}{q}$$

となる。 $q = q_0$ の時の平均費用は、元と同じ $f/q_0 + c$ である。したがって、価格は変わらない。

生産量が q_0 から離れると、平均費用は変わる。その様子は図2に示すとおりである。この図で mc 、 ac はそれぞれ排出権導入前の限界費用、平均費用、 mc' 、 ac' はそれぞれ、排出権導入後の限界費用、平均費用である。限界費用は排出権導入によって τu だけ上にシフトする。ところが、 $\tau u q_0$ だけの財産を無償で受け取るので、 q_0 では平均費用は変わらない。しかし、 q_0 よりも大きい生産量では、排出権を余分に購入しなければならない分平均費用が上がり、 q_0 よりも小さい生産量では、余った排出権を売ることができるから、平均費用が下がるのである。

標準生産量 q_0 における排出量に等しい排出権を受け取らない場合を考えるために、配分される排出権の量が $\alpha u q_0$ だとしてみよう。 $\alpha = 1$ なら上の場合と同じく標準生産量での排出量に等しい排出権を受け取る

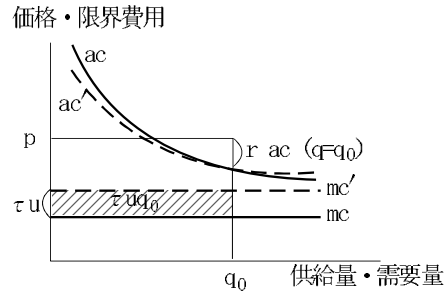


図 2: フルコスト価格づけの下での排出権費用の転嫁

ことになるが、 $\alpha < 1$ ならば、それよりも少ない配分となる。このとき、総費用は

$$f - \tau \alpha u q_0 + (c + \tau u)q$$

であり、平均費用は

$$\frac{f}{q} + c + \tau u - \tau u \frac{\alpha q_0}{q}$$

である。 $\alpha < 1$ ならば、 $q = q_0$ での平均費用も、元のそれよりは上昇するから、価格が上がるであろう。

つまり、フルコスト価格づけでは、限界費用ではなく、平均費用が問題になるから、排出権の初期配分が価格に影響するのである。それはまた、初期配分が十分な量あれば、生産物の価格は上がる必要がないことを意味している。

4.6 フルコスト価格の下での排出権費用の転嫁

スモールらは、クールノー・モデルで、排出権費用がどの程度価格に転嫁されるかを、現実のデータを一部使って推定している (Smale et al. 2006, OXERA 2004)。彼らの結果は表 4 のようになっている (OXERA 2004)。

電力では、排出権価格が 5 ユーロ、10 ユーロ、25 ユーロの時、既存排出量のそれぞれ 98.8%、71.7%、70%を配分されると仮定されている。他の産業は 100%配分されると仮定されている。電力以外の産業については、それまでの排出量を維持できるに十分な排出権が無償で配分されているにもかかわらず、排出権価格を反映して限界費用が上昇し、その半分以上が生産物価格に転嫁され、需要は減少するが、価格が上昇したのに平均費用はそれほど上がっていないので、利潤が増加した。これがクールノー・モデルの結果である。

フルコスト価格づけという行動仮説を適用すると、結果はかなり違ったものになる。彼らの電力のデータにフルコスト価格づけ行動仮説を当てはめてみよう。彼らのデータから借用した情報は次のとおりである。需要曲線は線形であるとし、価格 £23.1/MWh の元で 251TWh/y の需要がある。そこでの需要の価格弾力性は 0.25 である。この需要を 9 社による供給が満たしている。発電の限界費用は £16.5/MWh であり、発電の CO₂ 排出原単位は 0.6t/MWh である。

需要曲線を表す式を $p = a - bQ$ とし (p は価格、 Q は需要量)、需要の価格弾力性を η とする。この時、弾力性の定義から

$$\eta = -\frac{dQ}{dp} \frac{p}{Q}$$

が成立するが、ここでは $\frac{dQ}{dp} = -\frac{1}{b}$ であるので

$$b = \frac{p}{\eta Q}$$

表 4: OXERA(2004) 結果

	排出権価格 ユーロ	限界費用増加率 %	価格上昇率 %	転嫁率 %	需要増加率 %	利益増加率 %
電 力	5	12	8	90	-3	47
	10	23	15	90	-6	63
	25	49	31	90	-12	162
セ メ ン ト	5	27	7	83	-2	12
	10	55	14	83	-4	25
	25	136	35	83	-10	35
新 聞 紙	5	1	0	83	0	3
	10	1	1	83	-1	6
	25	3	2	83	-2	9
冷 延 鋼	5	3	2	67	-3	8
	10	7	3	67	-5	17
	25	17	8	67	-13	4
ア ル ミ	5	3	1	66	-3	-16
	10	5	3	66	-6	-31
	25	13	10	102	-24	-20

となる。これを $p = a - bQ$ に代入し、整理すれば

$$a = p \left(1 + \frac{1}{\eta} \right)$$

を得る。

ここから、 $a = 115.5$ [€/MWh], $b = 3.68 \times 10^{-7}$ [€/MWh] と推定できる。限界費用 c 、企業数 n の下でのクールノー均衡価格は

$$p = \frac{a + nc}{1 + n}$$

であったから、上のデータから $p = 26.4$ [€/MWh] と計算できる。このとき、需要曲線から $Q = 242$ [TWh/y] であり、1社当たりの生産量は 26.9 TWh/y となる。企業数が9社になると整合的な1社の固定費の範囲は $\text{£}220 \sim 266 \times 10^6$ である。中間の $\text{£}243 \times 10^6$ としよう。

クールノー均衡での価格等の変化とフルコスト価格づけの下での価格の変化をまとめて表5に示す。ここで、シナリオ0は排出権取引導入前、シナリオ1、シナリオ2、シナリオ3は、それぞれ、排出権取引が導入され、その価格がそれぞれ5ユーロ、10ユーロ、25ユーロである状態である。シナリオ1、シナリオ2、シナリオ3では、それぞれ、シナリオ0での排出量の98.8%、71.7%、70%に相当する排出権が無償で配分される。また、シナリオ3においてのみ排出原単位を27%削減するような排出削減が行われると想定されている。

ここで、フルコスト価格づけのケースにおいて企業が確保したいと考える利潤率は、シナリオ0におけるクールノー均衡の利潤率である3.4%を採用した。また、排出権価格が高騰するシナリオでは、クールノー均衡では排出権の機会費用を電力価格に転嫁することによって利潤率が上昇するが、フルコスト価格付けの下では当初の3.4%を維持するように価格を決定するという行動を採ることを想定している¹⁸。排出権が無償配分されることで固定費を押し下げるので、フルコスト価格づけのケースにおける価格上昇率はクールノー均衡でのそれよりも、かなり低くなるのが分かる。

¹⁸ 欧州では、排出権の無償配分がなされたにもかかわらず、EUETS 開始後に電力価格が高騰したことで棚ぼた利益を電力会社が獲得したとの批判がなされている。ドイツカルテル庁は RWE 社を名指して批判しているし、機会費用の転嫁を法律で禁止する国もある。一方、仮に日本で同様の制度を導入した場合には、日本の電力会社は特定規模需要を除けば総括原価方式での価格決定を法的に義務付けられているため、フルコスト価格づけに近い行動を採ると考えられる。その為、機会費用の転嫁によって利潤率が大幅に変わるということは想定せず、むしろ平均費用が増加している状況において一定の利潤率を確保し続けるための価格設定をするという行動を想定するのが実態に近いだろう。

表 5: クールノー均衡とフルコスト価格づけとの違い

		シナリオ 0	シナリオ 1	シナリオ 2	シナリオ 3
CO ₂ 価格	ユーロ/t-CO ₂	0	5	10	25
	£/t-CO ₂	0	3.3	6.7	16.7
排出権配分量/元の排出量 (α)		1.000	0.988	0.717	0.700
排出原単位 (u)	t-CO ₂ /MWh	0.6	0.6	0.6	0.438
CO ₂ 限界費用 (τu)	£/MWh	0	2	4	7.3
限界費用 ($c + \tau u$)	£/MWh	16.5	18.5	20.5	23.8
企業数 (n)		9	9	9	9
クールノー均衡					
電力価格 (p)	£/MWh	26.4	28.2	30.0	33.0
電力価格上昇分 (Δp)	£/MWh	0.0	1.8	3.6	6.6
総供給量 (Q)	MWh/年	2.42×10^8	2.37×10^8	2.32×10^8	2.24×10^8
1社当たり供給量 (q)	MWh/年	2.69×10^7	2.63×10^7	2.58×10^7	2.49×10^7
排出権資産 ($\tau u \alpha q_0$)	£	0	5.31×10^7	7.71×10^7	1.37×10^8
固定費 ($f - \tau u \alpha q_0$)	£	2.43×10^8	1.90×10^8	1.66×10^8	1.06×10^8
平均費用 ($[f - \tau u \alpha q_0]/q + c + \tau u$)	£/MWh	25.5	25.7	26.9	28.0
利潤 ($\pi = pq - f + \tau u \alpha q_0 + [c + \tau u]q$)	£	2.31×10^7	6.56×10^7	7.92×10^7	1.23×10^8
価格上昇率 ($\Delta p/p$)		0.0%	6.8%	13.6%	24.9%
供給量増加率 ($\Delta Q/Q$)		0.0%	-2.0%	-4.0%	-7.4%
利潤増加率 ($\Delta \pi/\pi$)		0.0%	183.9%	242.6%	431.1%
利潤率		3.4%	9.7%	11.4%	17.6%
フルコスト価格づけ					
電力価格 (p)	£/MWh	26.4	26.4	27.6	28.7
価格上昇率 ($\Delta p/p$)		0.0%	0.1%	4.4%	8.6%

電力以外の産業についても同様に計算できるが、初期配分によって保証される排出量が現状よりも減らされたものでなければ、理論上、電力費用の上昇分を除いて価格上昇率は 0 である。

4.7 日本のデータでの計算

日本で仮に排出権取引が導入された場合に、電力価格がどれくらい上昇するかを、クールノー・モデルの場合とフルコスト価格づけの場合とで比較してみよう。

先に示したように、標準生産量 q_0 における平均費用 $f/q_0 + c$ に $1 + r$ をかけるフルコスト価格づけでは、排出権取引の導入による平均費用の増分 $\tau u(1 - \alpha)$ と、元の平均費用との比が価格上昇率に等しくなる。すなわち、価格上昇率は

$$\frac{\tau u(1 - \alpha)}{f/q_0 + c}$$

に等しい。

例えば、東京電力の 2005 年度の売上（経常収益）は 49,787 億円であり、販売した電力量は 2887 億 kWh である。また、経常費用は 45,815 億円である¹⁹。これらから、電力の平均価格は 17.25 円/kWh、平均費用は 15.87 円/kWh、利潤率は 8.67% である。東京電力の CO₂ 排出原単位 0.372kg-CO₂/kWh から、排出権価格が 2 円/kg-CO₂ のとき、CO₂ 限界費用が 0.744 円/kWh となり、したがって、全量オークションで配分される場合（すなわち、 $\alpha = 0$ ）の場合の価格上昇率が 4.69% になる。 α が 1 に近づけば、これは小さくなるのであって、例えば、 $\alpha = 0.85$ の場合なら、価格上昇率は 0.70% になる。

東京電力の費用の内、27,431 億円²⁰を固定費とし、残りを変動費と見なすと、限界費用は 6.36 円/kWh

¹⁹東京電力株式会社「平成 18 年度 3 月期 個別財務諸表の概要」参照。

²⁰減価償却費、人件費、修繕費、購入電力料、支払利息、租税公課の合計。

となる。日本全体の電力需要 918,264,852MWh/年²¹が平均 15830 円/MWh²²で売られており、そこでの価格弾力性が、スモールらの仮定したのと同じく 0.25 であり、固定費 27431 億円と限界費用 6360 円/MWh をもつ企業がクールノー・モデルに従って行動すると仮定して、均衡を求めると、表 6 のシナリオ 0 のように 4 社寡占の状態になる。つまり、クールノー・モデルの下で赤字にならない最大企業数が 4 である。ここでスモールらのシナリオと同じように排出権取引が導入されると、表 6 に示したように価格が上がる。ここでも表 5 と同様、フルコスト価格づけのケースにおいて企業が確保したいと考える利潤率は、シナリオ 0 における 8.1% を全てのシナリオで維持するものと想定している。フルコスト価格づけと比べてクールノー均衡における価格上昇率が大きいことが確認できる。

表 6: クールノー均衡とフルコスト価格づけとの違い—日本の電力の場合—

		シナリオ 0	シナリオ 1	シナリオ 2	シナリオ 3
CO ₂ 価格	ユーロ/t-CO ₂	0	5	10	25
	円/t-CO ₂	0	750	1500	3750
排出権配分量/元の排出量 (α)		1.000	0.988	0.717	0.700
排出原単位 (u)	t-CO ₂ /MWh	0.372	0.372	0.372	0.272
CO ₂ 限界費用 (τu)	円/MWh	0	279	558	1018
限界費用 ($c + \tau u$)	円/MWh	6360	6639	6918	7378
企業数 (n)		4	4	4	4
クールノー均衡					
電力価格 (p)	円/MWh	20918	21141	21364	21733
電力価格上昇分 (Δp)	円/MWh	0	223	446	815
総供給量 (Q)	MWh/年	8.44×10^8	8.41×10^8	8.38×10^8	8.33×10^8
1 社当たり供給量 (q)	MWh/年	2.11×10^8	2.10×10^8	2.10×10^8	2.08×10^8
排出権資産 ($\tau u \alpha q_0$)	円	0	5.82×10^{10}	8.45×10^{10}	1.50×10^{11}
固定費 ($f - \tau u \alpha q_0$)	円	2.74×10^{12}	2.68×10^{12}	2.66×10^{12}	2.59×10^{12}
平均費用 ($[f - \tau u \alpha q_0]/q + c + \tau u$)	円/MWh	19353	19405	19608	19833
利潤 ($\pi = pq - f + \tau u \alpha q_0 + [c + \tau u]q$)	円	3.30×10^{11}	3.65×10^{11}	3.68×10^{11}	3.95×10^{11}
価格上昇率 ($\Delta p/p$)		0%	1.07%	2.13%	3.89%
供給量増加率 ($\Delta Q/Q$)		0%	-0.38%	-0.77%	-1.40%
利潤増加率 ($\Delta \pi/\pi$)		0%	10.5%	11.4%	19.7%
利潤率		8.1%	8.9%	9.0%	9.6%
フルコスト価格づけ					
電力価格 (p)	円/MWh	20918	20922	21089	21248
価格上昇率 ($\Delta p/p$)		0%	0.02%	0.82%	1.58%

4.8 まとめ

クールノー均衡を仮定できるのであれば、排出権費用は、完全競争に近い水準まで、諸価格に転嫁され、それを通じて、あらゆる削減方法を含めた限界削減費用の均等化へ近づく。それに対して、フルコスト価格づけの下では、初期配分が多ければ、排出権費用はほとんど転嫁されないのので、諸価格は、環境の稀少性を十分に反映したものにはならない。

現実の価格づけが完全にフルコストだとは言えないが、企業が平均費用と限界費用のどちらを重視しているかと言えば、平均費用だと思われる。日本の電力会社は、法的に平均費用に基づいた価格づけを義務づけられている。自由な価格が可能な産業も、限界費用に基づいた価格づけは一般的ではない。

仮に排出者の行動がクールノー・モデルに従ったものであるとしても、初期配分量が、排出量や生産量に

²¹ 『平成 17 年度電力調査統計 (資源エネルギー庁) <http://www.enecho.meti.go.jp/info/statistics/index5.htm>』から、用途別電灯電力需要実績 (一般電気事業者、卸電気事業者、特定電気事業者及び特定規模電気事業者合計)。

²² 『電気事業便覧』掲載の平均電力料金。

依存して決められるものであれば、それは、クールノー均衡での排出量から、現実の排出量を乖離させるので、効率的な削減からは遠く。

5 EUETS はなぜ可能だったか

国別配分計画での排出権の配分方法を見る限り、配分は、基本的に実績排出量に基づいている。オランダのように、これに効率因子と成長因子を入れて、自主協定上の原単位規制の要素と成長の要素を加味している国もある。新規参入者は、ベンチマークの方法で配分されることが多いから、原単位規制を受けていると言ってよい。電力を除いては、過去の実績排出量に、1に非常に近い因子をかけた値、あるいは原単位に生産量などをかけて得られる値を無償で受け取れる。これが初期配分を可能にした第1の要因である。

しかし、EUETSは、イギリスのCCAの下での排出権取引における原単位部門の排出権と違って、生産量が増えたときに、許可される排出量が自動的に膨張していくというものではない。形の上では、いわゆるキャップ・アンド・トレードの制度だからである。

ところが、設備の改変を伴う生産の成長については、多くの国で、新規参入施設枠から無償で配分を受けられることになっている。生産量の大幅な上昇は設備改変なくしては難しいから、新規参入施設への無償配分は、企業が成長の機会を逃す危険を回避させるのに大いに役立つであろう。

しかも、そうして受け取った排出権は将来の長い期間にわたって有効な排出権ではない。排出権は期間が終われば消滅する。そして次の期の排出権は改めて配分される。その際、オランダやドイツでそうであったように、前の期の排出実績が考慮に入るのである。期間中も、施設が操業を終えれば、排出権は没収される。そればかりでなく、操業度が低下すると、排出権を減らされることもある。

つまり、排出権は安定した財産権とは言えない。活動量が増えれば増やされ、活動量が減れば減らされる、可塑的な活動許可証にすぎない。このことが初期配分を可能にした第2の要因である。

このように、個別施設については、成長による排出増を許容するような配分の仕方をしているにしても、国全体あるいはEU全体としては排出量を抑えるという制度になっている。第1期では、総配分量に十分な余裕があったので、全体としての排出抑制が、個別施設の活動への実質的な制約になることはなかったが、第2期については、まだ決まっていないものの、欧州委員会の決定によっては実質的な制約になる可能性もある。1国の中で、そのような抑制と、個別源の排出増が可能であることとの衝突のしわ寄せを受けるのが、電力部門である。電力部門は国際的な競争にさらされていないという理由で、必要と思われる量よりもかなり少なめの配分しか受けないのである。

電力部門で実際に排出を減らす方策については、計画の中では断片的で定性的な記述しか行われておらず、実際に削減が起こるとは考えにくい。そうすると、電力部門は実際に排出権を調達してこなければならぬが、有力な調達先として東欧圏が考えられる。京都議定書の目標達成に余裕のある東欧圏の大排出国で、京都議定書の約束を守るという、国別配分計画の基準第1が重視され、第2、第3の基準に重きが置かれなければ、東欧での余剰が西欧の電力産業に回る可能性があるだろう。しかし、第2基準、第3基準が重視されれば、東欧の排出権総量も絞られる。その際、有力な排出権調達先は京都メカニズムから出てくるものであろう。

発行される排出権の総量が大きければ、個別施設への制約は結局緩くなり、総量が小さければ、個別施設への制約は結局きつくなる。だから、過剰な配分が、初期配分の困難を緩和する手段の1つであることは自明である。第1期は過剰な配分だったが、第2期についてはまだ過剰かどうかは判断できない。

そのこととは別に、排出権取引制度における最大の問題である初期配分の問題を解決する上で重要だったのが、「可塑的な排出権」であったと言えるだろう。未来永劫安定して続く財産を与えるわけではないから、初期配分が可能だったのである。しかし、そのことの代償は、制度の目的を掘り崩すものである。排出権取引制度の目的は、排出削減目標を効率的に達成するというところにあった。「効率的に」とは「最小費用で」という意味であり、そのことは限界排出削減費用の均等化によって保証された。例えば、省エネ投

資をして削減する場合の限界費用と、活動量を減らし供給を減らして削減する場合の限界費用とが均等化するまで両者の削減努力が調整されるとき、排出削減費用が最小になる。ところが、可塑的な排出権では、活動量の調整は、制度上は削減につながらないので、その行為は選択肢から除外される。このことの理論上の扱いは前の節で見たとおりである。

そもそも、エネルギー・産業部門の供給者が、完全競争下で供給しているのでもなく、クールノー・モデルが教えるような原理で供給しているのでもなければ、いかに排出権市場なるものが創設されたとしても、排出者の活動量の調整を通じた削減努力の限界費用が、排出者の直接的技術的対応による削減努力の限界費用と均等化することは期待できない。そうであれば元々大域的な費用最小化は望むべくもないということがわかっていたからこそ、EUETS の設計者たちも、可塑的な排出権がもたらす、非効率化作用を重視しなかったのかもしれない²³。しかし、排出権取引制度の目的が、費用最小化にあるとすれば、この問題は重大である。今や、効率性に関して排出権の取引がもつ意味について言うことは、取引の当事者、つまり、排出権の売り手と買い手との間でパレート改善が起こるとのことだけである。その結果、経済全体としての効率性が増すかどうかについては、リップシーとランカスターの古典的論文 (Lipsey and Lancaster 1956-7) が明らかにしたように、現にある場所で限界費用と異なる価格がつけられている時、改善の最適のための条件は、他のあらゆる場所の価格が限界費用から外れることであるということ以外に、何もはっきりしたことは言えないのである。

実績の変化に合わせて繰り返し配分をやり直すことを不可欠とする排出権制度は、取引はもちろんやってもよいが、制度にとって取引自体はそれほど重要でないから、「排出権取引制度」という名称よりも「排出権割当制度」という方がふさわしい。そして、「キャップ・アンド・トレード」という名称よりも「キャップ・アンド・キャップ・アンド・キャップ」という名称の方がふさわしい。それは、実績に合わせて規制値や目標値をきめ細かに改訂していく直接規制制度や自主的取組と本質的に変わらない。

税負担の問題を解決しようとして、環境税が、その目的であった効率性を掘り崩したように、排出権取引制度も、初期配分の問題を解決しようとして、その目的であった効率性を掘り崩している。EUETS はそのような例の 1 つを見せてくれているようである。

参考文献

- [1] Chamberlin, E.H. (1933), *The theory of monopolistic competition*, Harvard University Press.
- [2] Commission of the European Communities (2005), *Communication from the Commission "Further guidance on allocation for the 2008 to 2012 trading period of the EU Emission Trading Scheme"*, COM(2005)658 final.
- [3] Commission of the European Communities (2006a), *Commission Staff Working Document accompanying the Report from the Commission Progress towards Achieving the Kyoto Objectives*, COM(2006)658 final.
- [4] Commission of the European Communities (2006b), *Commission Decision of 29 November 2006 concerning the national allocation plan for the allocation of greenhouse gas emission allowances notified by Germany in accordance with Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council*.

²³少しは重視していたから、第 2 期国別配分計画のガイダンス (Commission of the European Communities 2005, p.8) で、第 1 期の実績を第 2 期の個別施設への配分に反映させてはならないと言っているのであろう。しかし、そう言いながら、オランダとドイツが 2005 年の排出量を配分の基礎に加えたことを、欧州委員会は咎めていない (Commission of the European Communities 2006b, 2007)。その一方で、ドイツが、第 1 期の新規参入施設に対して遵守因子 1 を 14 年間保証することを非難している (同 pp.11-13) が、優遇遵守因子を与え続けることはむしろ効率性を阻害しないし、それらの施設が元々ベンチマークを適用されていたのだとすれば、実績排出を適用されていた既存施設よりも甘い遵守因子を受け取ることは一概に優遇とは言えない。その意味で欧州委員会の主張は一貫した原則に基づいていない。

- [5] Commission of the European Communities (2006c), *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on the assessment of national allocation plans for the allocation of greenhouse gas emission allowances in the second period of the EU Emissions Trading Scheme: accompanying Commission Decisions of 29 November 2006 on the national allocation plans of Germany, Greece, Ireland, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Slovakia, Sweden and the United Kingdom in accordance with Directive 2003/87/EC*, COM(2006)725 final.
- [6] Commission of the European Communities (2007), *Commission Decision of 16 January 2007 concerning the national allocation plan for the allocation of greenhouse gas emission allowances notified by The Netherlands in accordance with Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council*.
- [7] Defra (2005), *EU Emissions Trading Scheme, Approved National Allocation Plan 2005-2007, May 2005*.
- [8] 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**, 91-111.
- [9] Dixit, A. and Stiglitz, J. E. (1977), 'Monopolistic competition and optimum product diversity', *AER*, **67**, pp. 297-308.
- [10] Dutch National Allocation Plan (2004), *Allocation Plan for CO₂ Emission Allowances 2005-2007*.
- [11] Ecofys (2006), *Initial assessment of national allocation plans for phase II of the EU emissions trading scheme, November 2006*.
- [12] Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (2004), *National Allocation Plan for the Federal Republic of Germany 2005-2007*.
- [13] Grubb, M., Azar, C. and Persson, U.M. (2005), 'Allowance allocation in the European emissions trading system: a commentary', *Climate Policy*, **5**, 127-136.
- [14] Hall and Hitch (1939) 'Price theory and business behaviour,' *Oxford Economic Papers*, 2.
- [15] Helpman, E. and Krugman, P.R. (1989), *Trade Policy and Market Structure*(大山道広訳 『現代の貿易政策』 東洋経済新報社).
- [16] Kate, A.T. and Niels, G. (2005), 'To what extent are cost savings passed on to consumers? An oligopoly approach', *European Journal of Law and Economics*, **20**, 323-337.
- [17] Krugman, P. (1979), 'Increasing returns, monopolistic competition, and international trade', *Journal of International Economics*, **9**, 469-479.
- [18] Krugman, P. (1980), 'Scale economies, product differentiation, and the pattern of trade', *American Economic Review*, **70**, 950-959.
- [19] Lipsey, R.G. and Lancaster, Kelvin (1956-1957), 'The general theory of second best ', *the Review of Economic Studies*, **24**, 11-32.
- [20] 岡敏弘 (2006) 『環境経済学』 岩波書店。

- [21] OXERA (2004), *CO₂ emissions trading: How will it affect UK industry?*, Report prepared for the Carbon Trust.
- [22] Smale, R., Hartley, M., Hepburn, C., Ward, J. and Grubb, M. (2006), 'The impact of CO₂ emissions trading on firm profits and market prices', *Climate Policy*, **6**, 29-46.