

2 System des Emissionshandels

2.1 Umweltpolitik und umweltpolitische Instrumente

Die Entstehung von Umweltproblemen lässt sich in vier Ursachen kategorisieren:

- das starke Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum,
- das unvollkommene Wirtschaftssystem,
- die egoistische Motivation des Menschen und
- die externen Effekte.¹¹

Da zwischen diesen Ursachen eine enge Verknüpfung besteht, bietet die Bildung negativer externer Effekte den ökonomischen Kernerklärungsansatz für die Entstehung von Umweltproblemen.¹² Negative externe Effekte entstehen immer dann, wenn die Kosten für den Verbrauch natürlicher Ressourcen nicht oder nicht ausreichend in der Preisbildung eines Gutes berücksichtigt werden. So wird beispielsweise eine übermäßige Luftverschmutzung dadurch verursacht, dass das öffentliche Gut Luft in Anspruch genommen wird, ohne dass monetäre Kosten für den Verbrauch in die Kostenrechnung eines Gutes eingehen. Die Kosten für diesen freien Ressourcenverbrauch trägt stattdessen die Allgemeinheit – zunächst in Form von Nutzeneinbußen.¹³ Private und gesellschaftliche Kosten fallen folglich auseinander. Für das einzelne Wirtschaftssubjekt, den Produzenten, ist es rational, für sein gewinnmaximierendes Verhalten auf seine privaten Kosten abzustellen, was für die Gesamtwirtschaft schädliche Folgen hat.¹⁴ Der freie Marktmechanismus verursacht hier durch eine fehlerhafte

¹¹ Vgl. Frey (1972), S. 458 f., 469-473; ähnlich Wicke (1993), S. 28.

¹² Vgl. Wicke (1993), S. 43.

¹³ Vgl. Baumol/Oates (1979), S. 75-79; ebenso Binswanger/Bonus/Timmermann (1981), S. 96-98; man kann bei diesem Phänomen auch von einem Marktversagen oder einem Versagen des Preismechanismus der kapitalistischen Unternehmensordnung sprechen, vgl. dazu Endres (2007), S. 21-22; oder vgl. Donges/Freytag (2004), S. 173.

¹⁴ Vgl. Donges/Freytag (2004), S. 172.

Preisbildung eine ineffiziente Ressourcenallokation.¹⁵ Die Lösung dieses Problems liegt in der so genannten *Internalisierung externer Effekte*, bei der die der Allgemeinheit hierdurch entstandenen Kosten auf den Verursacher zurückverlagert werden.¹⁶ Zur Umsetzung dieses Ziels steht den einzelnen Staaten oder Staatenbündnissen als übergeordnete regulierende Institutionen auf nationaler oder internationaler bzw. globaler Ebene die Umweltpolitik zur Verfügung. Sinnvollerweise ist eine vorausschauende Verknüpfung von Wirtschafts- und Umweltpolitik einer teureren, nachträglichen Bekämpfung von Umweltproblemen vorzuziehen.¹⁷

Das Instrumentarium der Umweltpolitik umfasst alle Maßnahmen eines Staates sowie solche übergeordneter Bündnisse, mit welchen umweltpolitische Ziele verfolgt werden können.¹⁸ Die vielfältigen umweltpolitischen Instrumente¹⁹ können nach *Wicke* danach kategorisiert werden, ob sie zu Staatseinnahmen oder -ausgaben führen.²⁰ *Baumol* und *Oates* hingegen unterteilen sie einerseits in Instrumente, die direkten Einfluss auf das Verhalten der Verursacher von Umweltverschmutzung nehmen (Moral Suasion, Direct Controls, Market Processes), und andererseits solche, die durch direkte Staatsinvestitionen gekennzeichnet sind (Government Investment).²¹ Die umweltpolitische Praxis

¹⁵ Durch die Nichtberücksichtigung von (gesellschaftlichen) Kosten für die verbrauchte Luft und den daraus resultierenden niedrigeren Preis des produzierten Gutes tritt i. d. R. eine Nachfrageerhöhung und damit eine ineffiziente Überproduktion des Gutes ein, vgl. hierfür erklärend *Baumol/Blinder* (1985), S. 540-542.

¹⁶ Vgl. *Feess* (1998), S. 48 ff.; In der volkswirtschaftlichen Theorie haben sich hierfür verschiedene theoretische Varianten herausgebildet: Verhandlungslösung nach *Coase*, Steuer nach *Pigou* und haftungsrechtliche Institutionen, vgl. *Endres* (2007), S. 24.

¹⁷ Vgl. *Binswanger/Bonus/Timmermann* (1981), S. 1, 29-36; ebenso *Meyer et al.* (1999), S. 1.

¹⁸ Vgl. *Wicke* (1993), S. 193.

¹⁹ Auf eine Darstellung verschiedener umweltpolitischer Instrumente wird in dieser Arbeit verzichtet. Es sei aber auf die einschlägige Literatur verwiesen: z. B. *Baumol/Oates* (1979), S. 217 ff.; *Endres* (2007), S. 101 ff.; *Wicke* (1993), S. 193 ff.

²⁰ Vgl. *Wicke* (1993), S. 193-194.

²¹ Vgl. *Baumol/Oates* (1979), S. 217 f.; auch aus rechtswissenschaftlicher Sicht werden die umweltpolitischen Instrumente mehrheitlich nach ihrer Wirkungsweise gegenüber dem Adressaten unterschieden und insbesondere in Instrumente der direkten und indirekten Verhaltenssteuerung sowie der Planung unterteilt, vgl. dazu genauer *Kloepfer* (2004), S. 225; auch *Bender/Sparwasser/Engel* (2000), S. 41-61; ebenso *Erbguth/Schlacke* (2008), S. 75.

ist traditionell von ordnungsrechtlichen Ge- und Verboten (Direct Controls) geprägt. In den letzten Jahrzehnten hat sich jedoch die aus den Wirtschaftswissenschaften – insbesondere der aus einzelnen volkswirtschaftlichen Teildisziplinen hervorgegangenen Umweltökonomie –²² kommende Forderung nach effizienten Marktanreizinstrumenten auch in der Praxis durchgesetzt.²³ Das derzeit prominenteste Marktanreizinstrument stellt der in dieser Arbeit zu untersuchende *Emissionshandel* dar.

2.2 Wirtschaftstheoretischer Hintergrund des Emissionshandels

2.2.1 Grundkonzept des Emissionshandels

Die Entwicklung des Emissionshandels²⁴ als umweltpolitisches Marktanreizinstrument geht ursprünglich auf die nordamerikanischen Ökonomen *Crocker* (1966)²⁵ und *Dales* (1968)²⁶ zurück. Die Kritik an bis dahin vorhandenen umweltpolitischen Instrumenten führte zu der Idee, so genannte *Emission* bzw. *Pollution Rights* – im Weiteren Emissionsrechte oder in Bezug auf den EU-Emissionshandel Emissionsberechtigungen –²⁷ zur Reduktion von Umweltverschmutzung einzusetzen. Während *Crocker* ein Grundkonzept zunächst zum Einsatz gegen die Luftverschmutzung einführte, bezog sich *Dales* auf die Regulierung der Wasserverschmutzung. Zielsetzung war es, die Gesamtkosten, die durch die Verwendung eines umweltpolitischen Instruments verursacht werden (Kosten für die Steuerzahler inklusive Verwaltungskosten der Regierung und Kosten für die Konsumenten), zu minimieren und damit ökonomisch

²² Vgl. *Frey et al.* (1991), S. 9.

²³ Vgl. *Baumol/Oates* (1979), S. 219; *Bonus* (1984), S. 141; *Wicke* (1993), S. 425, 436 f., 440; zum allgemeinen Trend auch *Stavins* (1998), S. 69-70; *Endres/Ohl* (2005), S. 32; *Kloepfer* (2008), S. 20.

²⁴ Die Begriffe „Emissionshandel“, „Emissionsrechteland“, „Lizenzhandel“ und „Zertifikathandel“ bezeichnen dasselbe umweltpolitische Instrument.

²⁵ Vgl. *Crocker* in *Wolozin* (1966), S. 61-86.

²⁶ Vgl. *Dales* (1968).

²⁷ Im englischen Sprachgebrauch auch „emission allowance“ oder „license“; im Deutschen: „Verschmutzungs-“ oder „Nutzungsrecht“, „Umweltzertifikat“ oder „-lizenz“, zumeist und in Zusammenhang mit dem Kyoto-Emissionshandel aber „Emissionsrecht“, sowie insbesondere in Zusammenhang mit dem EU-Emissionshandel „Emissionsberechtigung“.

effizient zu wirken. Der Hauptbestandteil dieses Konzepts ist die Implementierung des Marktmechanismus in die Regulierung von Umweltproblemen. Zunächst bestimmt der Staat für einen definierten Zeitraum eine bestimmte Höhe von für die Umwelt tolerierbaren Emissionen bzw. Verschmutzungen (*Cap*) und emittiert – verschenkt oder versteigert – eine entsprechende Anzahl von Emissionsrechten. Ein Emissionsrecht gewährt dem Inhaber das Recht, eine festgelegte Emission zu tätigen, welche den Verfall bzw. die Abgabepflicht des Rechts an den Staat bewirkt. Die Gesamtheit aller ausgegebenen Emissionsrechte lässt eben genau jene vom Staat für tolerierbar erklärte Gesamtverschmutzung zu und führt damit zu einer Deckelung. Jeder Rechteinhaber ist dazu befugt, seine Emissionsrechte frei zu veräußern, so dass ein freier Markt mit einem durch Angebot und Nachfrage determinierten Preis entsteht (*Trade*). Der Preis für ein Emissionsrecht wird immer dann positiv sein, wenn die Menge an vom Staat ausgegebenen Rechten weniger Gesamtemissionen erlaubt, als ohne regulatorischen Eingriff des Staates verursacht würden. Die erwünschte Wirkungsweise des Emissionshandels liegt darin begründet, dass gewinnmaximierende Marktteilnehmer (i. d. R. Unternehmen) versuchen werden, ihre Kosten für die Schadstoffemissionen zu minimieren, weil das Gut „Umwelt“ – z. B. Luft oder Wasser – nunmehr einen Produktionsfaktor darstellt. Diese Minimierung folgt einem einfachen Rechenexempel: Ein Unternehmen wird so lange Emissionsrechte kaufen bzw. nicht verkaufen, wie der kumulierte Preis für eine bestimmte Menge von Emissionsrechten unter den Kosten für eine eben diese Menge an Emissionen einsparende schadstoffreduzierende Modernisierung der Unternehmensanlagen (Emissionsvermeidungskosten²⁸) liegt. Ist der Preis höher, so wird das Unternehmen in eine Modernisierung der Anlagen investieren.²⁹ Das Entscheidungskriterium eines Marktteilnehmers (s. *Abbildung 1*) ist also bei einer Versteigerung der Emissionsrechte durch den Vergleich der anfallenden

²⁸ Die Vermeidungskosten können auch durch eine Verringerung der Produktion gegeben sein.

²⁹ Vgl. ursprünglich *Crocker in Wolozin* (1966), S. 67-85 und *Dales* (1968), S. 77-100.

Kosten der beiden Entscheidungsalternativen Kauf von Emissionsrechten (ER) zum Marktpreis (MP) (①) und Emissionsvermeidung (②) gegeben. Bei einer freien Vergabe³⁰ der Rechte entstehen dem Marktteilnehmer keine Kosten für den (erstmaligen) Erwerb.

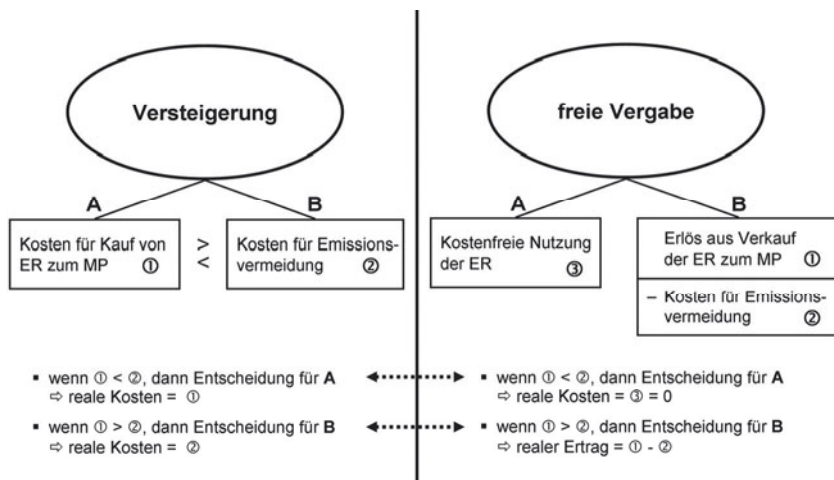


Abbildung 1: Entscheidungsstruktur bei Versteigerung und freier Vergabe

Trotzdem würde sich die Entscheidungsstruktur nicht verändern, da der Marktteilnehmer seine Entscheidung immer noch vom Vergleich der beiden Größen, erstens des Marktpreises der Rechte – hier in Form eines möglichen Erlöses (①) – und zweitens der Kosten der Emissionsvermeidung (②), abhängig macht. Bei einem Bedarf an Emissionsrechten über das individuell kostenfrei zugeweilte Kontingent hinaus entsteht wiederum die Entscheidungssituation der Versteigerung bzw. hier des Kaufs am Markt. Die Entscheidungsfindung ist also unabhängig vom Vergabemechanismus des Staates, denn der Marktteilnehmer ist bei der freien Vergabe Opportunitätskosten ausgesetzt, welche bei Nutzung

³⁰ Synonym für den Begriff „freie Vergabe“ wird insbesondere im juristischen Sprachgebrauch „Zuteilung“ verwendet.

der Rechte durch Emission von Schadstoffen dem entgangenen möglichen Erlös durch einen Verkauf am Markt entsprechen.³¹

2.2.2 *Effiziente Wirkungsweise des Emissionshandels*

Bricht man die beschriebene Wirkungsweise des Emissionshandels auf eine Emissionseinheit herunter, so wird das Unternehmen so lange Aktivitäten zur Emissionsvermeidung durchführen, wie die Emissionsvermeidungskosten für eine zusätzliche Emissionseinheit (Grenzvermeidungskosten) unter dem Preis für ein Emissionsrecht (Recht zur Emission einer Emissionseinheit) liegen bzw. bis die Grenzvermeidungskosten gleich dem Emissionsrechtprice sind.³² Diese logische Schlussfolgerung wird klassischerweise anhand einer 2-Firmen-Modellvolkswirtschaft erklärt. Aufgrund des volkswirtschaftlichen Themenbezugs soll hierauf allerdings nicht weiter eingegangen und stattdessen auf die einschlägigen Quellen verwiesen werden.³³

Die beiden Kernmerkmale des Emissionshandels, welche dieses umweltpolitische Instrument gegenüber anderen, wie einer staatlichen Emissionsauflage (direct controls) oder Emissionsabgaben bzw. -steuern, vorzugswürdig machen, bestehen in der *ökonomischen* und *ökologischen Effizienz*. Die ökonomische Effizienz, d. h. die Minimierung der volkswirtschaftlichen Gesamtkosten,³⁴ wird dadurch erreicht, dass die Emissionen letztlich von demjenigen Marktteilnehmer vermieden werden, der die niedrigsten Grenzvermeidungskosten aufweist. Damit ist der Emissionshandel einer statischen Auflage, welche eine festzusetzende Reduktion für jeden Teilnehmer vorschreibt, überlegen.³⁵ Die ökologische Effizienz des Emissionshandels ergibt sich über das festgesetzte Cap, welches

³¹ Vgl. hierzu z. B. *Cansier* (1996), S. 198; *Feess* (1998), S. 122; *Weimann* (2009), S. 88.

³² Vgl. *Endres* (2007), S. 126.

³³ Vgl. z. B. *Endres* (2007), S. 126 ff.; *Feess* (1998), S. 74 ff.; *Siebert* (1998), S. 131 f.; *Sinn* (2008), S. 90-95.

³⁴ Vgl. *Tietenberg* (1985), S. 17.

³⁵ Vgl. *Endres* (2007), S. 129.

dem umweltpolitischen Planer die treffsichere Umsetzung der gewünschten Emissionsreduzierung ermöglicht. Dies ist bei einer – zwar ökonomisch effizient wirkenden –³⁶ Abgabe bzw. Steuer pro emittierter Einheit praktisch nicht möglich.³⁷

Festzuhalten bleibt also, dass der Emissionshandel – insbesondere unter den Voraussetzungen der Vermeidung eines Schadstoffes, dessen räumliche Verteilung keine Rolle spielt,³⁸ sowie der eines unter vollständiger Konkurrenz stattfindenden Rechtehandels – das vorzugswürdige umweltpolitische Instrument zur Internalisierung externer Effekte darstellt.³⁹

2.2.3 Vergabeverfahren der Emissionsrechte

Wie bereits erwähnt, wird bei der Vergabe der Emissionsrechte grundsätzlich zwischen einer freien und einer entgeltlichen Vergabe – in Form einer Versteigerung – unterschieden. Natürlich sind auch Mischformen dieser beiden Extreme denkbar. Dass beide Verfahren in ihrer Grundform theoretisch geeignet sind, die kosteneffiziente Wirkungsweise des Emissionshandels zu erreichen, weil sie die Entscheidungsstruktur der Marktteilnehmer nicht verzerren, wurde bereits festgestellt.⁴⁰ Diesen Überlegungen liegt das so genannte *Coase-Theorem* zu Grunde, wonach bei Abwesenheit von Transaktionskosten Verhandlungen unabhängig von der Ausgangsverteilung von Eigentumsrechten ein kosteneffizientes Ergebnis erzeugen.⁴¹

Bei der kostenfreien Vergabe stellt sich offensichtlich die Frage nach der Bemessung der Zuteilung. Das in der Literatur am längsten diskutierte und auch

³⁶ Vgl. Weimann (2009), S. 87.

³⁷ Vgl. Baumol/Oates (1975), S. 143-144; Binswanger/Bonus/Timmermann (1981), S. 141-142; Weimann (1995), S. 241-242; Feess (1998), S. 78.

³⁸ Klassisches Beispiel für einen solchen Schadstoff ist das in den Treibhauseffekt involvierte CO₂. Vgl. Weimann (1995), S. 244-245; Feess (1998), S. 64.

³⁹ Vgl. Weimann (1995), S. 242-245.

⁴⁰ S. Abschnitt 2.2.1 und 2.2.2.

⁴¹ Vgl. Coase (1960). Vgl. hierzu z. B. auch Feess (1998), S. 132-136; Endres/Ohl (2005), S. 27.

in der Praxis bisher am meisten Anwendung erfahrende Verfahren bildet dabei das so genannte *Grandfathering*.⁴² Obwohl die Abgrenzung dieses Begriffs nicht immer eindeutig ist, wird das *Grandfathering* zumeist dadurch charakterisiert, dass die Vergabe der Emissionsrechte proportional an eine historische Bemessungsgrundlage (Schadstoff-⁴³, Output- oder Inputniveaus⁴⁴) der Unternehmen gekoppelt ist, deren historische Datengrundlage auf einem Basiszeitraum beruht, welcher bereits vor seiner öffentlichen Bekanntgabe in der Vergangenheit liegt. Nur so kann eine – die (ökologische) Effizienz des Emissionshandels verzerrende – Beeinflussung der jeweiligen Zuteilungsmenge durch strategisches Verhalten der Unternehmen in Form von Anpassung der Emissionen bzw. der Produktion verhindert werden.⁴⁵ Bei dieser also unter reinen Effizienzgesichtspunkten vorzuziehenden Vorgehensweise spricht man auch von einer statischen Allokationsbasis.⁴⁶ Dynamische Allokationsverfahren in Form eines so genannten *Updating*, d. h. einer sich immer wieder aktualisierenden historischen Bemessungsgrundlage, sowie einer *Current Allocation*, d. h. einer laufenden Allokation auf Grundlage einer aktuellen Bemessungsgrundlage, werden aber aufgrund ihrer sich an neue Marktsituationen anpassenden Wirkungsweise nicht minder diskutiert.⁴⁷

⁴² Vgl. *Sterner/Muller* (2008), S. 34.

⁴³ Zuweilen wird in der Literatur der Begriff *Grandfathering i. e. S.* verstanden, d. h. nur auf eine Vergabe auf Basis von historischen Emissionen bezogen. Im Weiteren ist aber das definierte *Grandfathering i. w. S.* gemeint.

⁴⁴ Als Output- oder Inputbemessungsgrundlage wäre z. B. für Energieerzeuger eine Allokation auf Basis von produzierten MWh oder verwendeten Mengen an Wärmeeinbringung (aus fossilen Brennstoffen) denkbar; vgl. *Harrison/Radov* (2002), S. 60. Bei einer output- oder auch inputbasierten Vergabe wird wegen eines nötigen Umrechnungsfaktors (Referenzwerts) oft auch von *Benchmarking* gesprochen; vgl. *Harrison/Radov* (2002), S. 32; *Böhringer/Lange/Moslener* (2005), S. 313.

⁴⁵ Vgl. z. B. *Lyon* (1986), S. 146; *Böhringer/Lange/Moslener* (2005), S. 313-314.

⁴⁶ Vgl. *Böhringer/Lange/Moslener* (2005), S. 313-314.

⁴⁷ Vgl. hierfür z. B. *Burtraw et al.* (2002); *Böhringer/Lange* (2005a); *Fischer/Fox* (2007); *Sterner/Muller* (2008).

Ohne auf diese Diskussion weiter einzugehen, wird die Findung eines freien Vergabeverfahrens in der Praxis auch durch Lobbyismus erschwert.⁴⁸ Eine Versteigerung bietet insofern weit weniger verzerrendes Gestaltungspotential. Ein weiterer oft genannter, vermeintlicher Vorteil einer Versteigerung ist die Erzielung einer so genannten *Double Dividend*. Neben dem Erreichen von ökologischen Zielen werden nämlich Staatseinnahmen generiert. Unter der Voraussetzung, dass diese Staatseinnahmen dazu verwendet werden, (andere) verzerrende Steuern zu senken und damit die volkswirtschaftliche Effizienz zu steigern, ließe sich ein doppelter positiver Effekt erreichen. Ob sich dieser Effekt jedoch einstellt, hängt von der Umsetzung, aber auch von den Effekten ab, die ein Emissionshandel auf andere verzerrende Steuern ausübt.⁴⁹ Obwohl die Versteigerung in der volkswirtschaftlichen Literatur mehrheitlich als vorzuziehendes Vergabeverfahren angesehen wird, steht ihrer Durchsetzung in der Praxis das Problem von politischen Interessenkonflikten und Lobbyismus im Weg.⁵⁰ Dass sich mit einem Emissionshandel konfrontierte Industrien für eine kostenfreie Vergabe stark machen, ist leicht nachzuvollziehen, insbesondere deshalb, weil sie nicht nur den Kosten für Emissionsrechte bei einer Versteigerung aus dem Weg gehen, sondern darüber hinaus einen Vermögenstransfer in Form von Emissionsrechten erhalten. Aus diesem Grund wird beim Grandfathering zum Teil auch von einem verzerrungsfreien, weil im Idealfall alle (existierenden) Wettbewerber gleich behandelnden, so genannten *Lump-Sum Subsidy* – einer Pauschalsubvention – gesprochen.⁵¹ Aus politökonomischer Sicht wird die freie Zuteilung auch als Kompensation für die durch den Emissionshandel entstehenden, auferlegten, so genannten *Sunk Costs* – Kosten, die dadurch

⁴⁸ Vgl. Sinn (2008), S. 104-106.

⁴⁹ Vgl. Cramton/Kerr (2002), S. 339; Weimann (2009), S. 88-89; für eine grundsätzliche Auseinandersetzung zu Double Dividends vgl. Goulder (1995).

⁵⁰ Vgl. z. B. Ekins/Barker (2001), S. 368; Böhringer/Lange/Moslener (2005), S. 321; Åhman et al. (2007), S. 1719; Sterner/Muller (2008), S. 46; Sinn (2008), S. 104-105.

⁵¹ Vgl. Woerdman/Arcuri/Clò (2008), S. 579, da der Subvention i. d. R. eine verzerrende Wirkung zugesprochen wird, muss hier von einer Subvention i. w. S. gesprochen werden.

entstehen, dass bereits existierende Anlagen durch den Emissionshandel nicht mehr so profitabel betrieben werden können und dadurch im Wert sinken – verstanden.⁵² Ob die Kompensation in Form von kostenlos vergebenen Emissionsrechten genau die Höhe der entstanden Sunk Costs widerspiegelt, also eine Nullsummenbeziehung besteht, ist in Abhängigkeit vom freien Vergabeverfahren praktisch unwahrscheinlich. Über eine Kompensation hinaus können sich für die Unternehmen sogar positive Einkommenseffekte – so genannte *Windfall-Profits* – durch das „Einpreisen“ der sich aus der freien Zuteilung ergebenden Opportunitätskosten in den Preis der produzierten Produkte ergeben. Dies ist in der Theorie eine durchaus plausible Vorstellung, da die kostenfrei erhaltenen Emissionsrechte für das Unternehmen einen Wert – nämlich in Höhe des am Markt realisierbaren Preises – haben.⁵³ Die Möglichkeit des „Einpreisens“ hängt jedoch von vielen Faktoren, wie z. B. der Wettbewerbsintensität bzw. dem Preisdruck des Marktes, ab.⁵⁴ Modelltheoretische, aber auch empirische Studien, die sich insbesondere auf den Sektor der Energieerzeugung beziehen, zeigen, dass an einem Emissionshandel mit Grandfathering partizipierende Energieerzeuger – wegen eines fehlenden globalen Wettbewerbs und relativ geringer Konkurrenz auf lokaler Ebene –⁵⁵ nicht unerhebliche Windfall-Profits generieren und die Gewinne gegenüber der Situation vor Einführung dieses umweltpolitischen Instruments steigen.⁵⁶

⁵² Vgl. *Böhringer/Lange/Moslener* (2005), S. 313; *Åhman et al.* (2007), S. 1726; *Harrison/Radov* (2002), S. 77.

⁵³ Vgl. *Burtraw et al.* (2002), S. 55; *Reinaud* (2003), S. 8; *Sijm/Neuhoff/Chen* (2006), S. 50; *Woerdman/Arcuri/Clô* (2008), S. 576-579.

⁵⁴ Andere wichtige Faktoren sind die Preiselastizität der Nachfrage oder ausschöpfbare Produktionskapazitäten, vgl. *Reinaud* (2003), S. 25, 55.

⁵⁵ Vgl. *Seifert/Uhrig-Homburg/Wagner* (2006), S. 21.

⁵⁶ Vgl. *Jensen/Rasmussen* (2000), S. 132; *Burtraw et al.* (2002), S. 55; *Sijm/Neuhoff/Chen* (2006), S. 67; *Åhman et al.* (2007), S. 1720; *Veith/Werner/Zimmermann* (2008), S. 15.

Die Behandlung des Emissionshandels in der Handels-
und Steuerbilanz

Eine Analyse der IDW- und BMF-Methoden sowie die
Entwicklung eines Alternativvorschlags zur Bilanzierung
von unentgeltlich erworbenen

Emissionsberechtigungen

Bemmann, A.

2013, XXXII, 498 S. 8 Abb., Softcover

ISBN: 978-3-658-00292-3