

EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung

Am Heumarkt 10

A-1030 Wien

Tel.: +43-664-88 73 96 27

[www.ecoaustria.ac.at](http://www.ecoaustria.ac.at)



Wien, November 2019

Endbericht

---

## Klimaziele effizient erreichen

Studie zu den Auswirkungen von ökologischen Lenkungsabgaben  
und Emissionshandel auf die ökologische, ökonomische und  
soziale Nachhaltigkeit

---

Studie im Auftrag von  
*Bundesministerium für Finanzen*

---



## **Endbericht**

### **Klimaziele effizient erreichen**

#### **Studie zu den Auswirkungen von ökologischen Lenkungsabgaben und Emissionshandel auf die ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit**

*DI Johannes Berger, EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung*

*Mag. Ludwig Strohner, EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung*

*Prof. Dr. Tobias Thomas, EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung*

**November 2019**

**Studie im Auftrag von Bundesministerium für Finanzen**



# Inhalt

---

|   |    |
|---|----|
| 1. HINTERGRUND UND RAHMENBEDINGUNGEN.....                                     | 1  |
| 1.1. ZIELVEREINBARUNGEN AUF INTERNATIONALER UND NATIONALER EBENE.....         | 2  |
| 1.2. ENTWICKLUNG DER TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN UND PROGNOSEN.....               | 8  |
| 2. THEORETISCHE GRUNDLAGEN UND FORMEN VON KLIMAPOLITISCHEN INSTRUMENTEN ..... | 14 |
| 2.1. EINFÜHRUNG VON REGULIERUNGEN .....                                       | 15 |
| 2.2. EINFÜHRUNG EINER CO <sub>2</sub> STEUER.....                             | 17 |
| 2.3. HANDELBARE EMISSIONSZERTIFIKATE FÜR CO <sub>2</sub> .....                | 22 |
| 3. EINORDNUNG DISKUTierter KLIMAPOLITISCHER INSTRUMENTE .....                 | 24 |
| 3.1. ZIELERREICHUNG .....   | 24 |
| 3.2. EFFIZIENZ.....   | 26 |
| 3.3. ÖFFENTLICHE FINANZEN UND VERTEILUNG .....                                | 29 |
| 3.4. UMSETZBARKEIT .....  | 40 |
| 4. AUSWIRKUNGEN AUF DEN WIRTSCHAFTSSTANDORT.....                              | 44 |
| 5. DAS DEUTSCHE KLIMASCHUTZPROGRAMM AUS UMWELTÖKONOMISCHER SICHT .....        | 55 |
| 5.1. ZIELE UND UMSETZUNG.....   | 55 |
| 5.2. MAßNAHMEN DES KLIMASCHUTZPROGRAMMS .....                                 | 55 |
| 5.3. BEURTEILUNG DES PROGRAMMS AUS UMWELTÖKONOMISCHER SICHT .....             | 59 |
| 6. BEWERTUNG POTENZIELLER KLIMAINSTRUMENTE UND ERGEBNISÜBERSICHT .....        | 64 |
| 7. LITERATURVERZEICHNIS.....  | 71 |

# Abbildungen und Tabellen

---

|  |    |
|--|----|
| ABBILDUNG 1: TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN IN DER EU-28 UND ÖSTERREICH IN RELATION ZU 1990 .....                             | 9  |
| ABBILDUNG 2: AUSWIRKUNG EINER REGULIERUNG AUF KOSTEN DER EMISSIONSVERMEIDUNG .....                                     | 17 |
| ABBILDUNG 3: AUSWIRKUNGEN EINER CO <sub>2</sub> STEUER AUF KOSTEN DER EMISSIONSVERMEIDUNG.....                         | 19 |
| ABBILDUNG 4: AUFTEILUNG DER KOSTEN DER EMISSIONSVERMEIDUNG .....   | 20 |
| ABBILDUNG 5: EMISSIONSZERTIFIKATE UND CO <sub>2</sub> STEUER IM VERGLEICH .....  | 23 |
| ABBILDUNG 6: ANTEIL EXPORTE (WAREN PLUS DIENSTLEISTUNGEN EXKL. REISEVERKEHR) AN DER<br>BRUTTOWERTSCHÖPFUNG (2014)..... | 50 |
| ABBILDUNG 7: EMISSIONSRELEVANTER ENDVERBRAUCH (TJ JE MIO. WERTSCHÖPFUNG) IM JAHR 2016.....                             | 51 |
| ABBILDUNG 8: CO <sub>2</sub> BEPREISUNG VON VERKEHR UND WÄRME IN DEUTSCHLAND (IN EURO JE TONNE CO <sub>2</sub> ) ..... | 57 |
| ABBILDUNG 9: ZUSCHLAG DURCH CO <sub>2</sub> BEPREISUNG, IN EURO JE LITER.....  | 60 |
|  |    |
| TABELLE 1: TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN IN ÖSTERREICH GEM. THG-INVENTUR .....   | 10 |
| TABELLE 2: TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN IN ÖSTERREICH IN NICHT-EU-ETS SEKTOREN – INVENTUR UND<br>ZIELWERTE .....            | 11 |
| TABELLE 3: PROGNOSE ZU EU-ETS UND ESD EMISSIONEN BIS 2035 .....  | 12 |
| TABELLE 4: MAKROÖKONOMISCHE AUSWIRKUNGEN EINES CO <sub>2</sub> PREISES .....   | 47 |
| TABELLE 5: EINORDNUNG DES DEUTSCHEN KLIMASCHUTZ-PROGRAMMS BEZÜGLICH RELEVANTER KRITERIEN ...                           | 63 |
| TABELLE 6: EINORDNUNG VON UMWELTINSTRUMENTEN BEZÜGLICH RELEVANTER KRITERIEN .....                                      | 69 |

## 1. Hintergrund und Rahmenbedingungen

Klimaschutz und Maßnahmen zur Eindämmung des Klimawandels sind international eines der bestimmenden Themen politischer Debatten. Nicht zuletzt wurde die Diskussion in der jüngeren Vergangenheit durch Forderungen zu intensiverem Engagement von Teilen der Bevölkerung verstärkt. Gleichzeitig illustrieren die Gelbwesten-Proteste in Frankreich, die u.a. durch eine Erhöhung von Umweltsteuern ausgelöst wurden, sozial- und wirtschaftspolitische Herausforderungen, die mit Maßnahmen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen verbunden sind.

Treibhausgase, wie beispielsweise Kohlenstoffdioxid, absorbieren die infrarote Wärmestrahlung, die von der Erde ausgeht. Je mehr Treibhausgase in der Atmosphäre vorhanden sind, desto weniger Wärmestrahlung wird in den Weltraum abgegeben und desto mehr erwärmt sich das Klima auf der Erde. Seit Beginn der Industrialisierung hat durch die Verbrennung fossiler Energieträger die Konzentration von CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre beträchtlich zugenommen, insbesondere seit Mitte des 20. Jahrhunderts. So lag die CO<sub>2</sub> Konzentration im Jahr 1800 noch bei 280 ppm<sup>1</sup>, im Jahr 2018 jedoch schon bei 410 ppm.<sup>2</sup> Mit der vergangenen und prognostizierten Entwicklung werden beträchtliche Veränderungen des Klimas der Erde prognostiziert. Trotz aller Unsicherheit, die aufgrund der hohen Komplexität des Weltklimas mit Klimamodellen verbunden ist, ist mit einer deutlichen Klimaerwärmung und mit erheblichen Konsequenzen der Klimaerwärmung zu rechnen. Dazu gehören beispielsweise Wasserknappheit, die Zunahme von Extremwetterereignissen und Waldbränden, der Anstieg des Meeresspiegels durch Abschmelzen der Eisschilde etc. Die Klimaerwärmung ist jedoch nicht gleichmäßig über den Planeten verteilt, sondern führt zu unterschiedlichen Betroffenheiten. Der Anstieg des Meeresspiegels wird insbesondere für Städte, die sich in Küstenregionen befinden, zu erheblichen Problemen führen. Die besonders starke Betroffenheit von südlichen Ländern kann zu einer erheblichen Verstärkung der Migration führen, sowohl der Binnenmigration als auch der internationalen Migration, mit den damit verbundenen gesellschaftlichen Problemen. So geht beispielsweise die Weltbank von 140 Mio. MigrantInnen aufgrund der Klimaänderung aus, wovon der Großteil auf die Subsahara-Region entfallen dürfte.<sup>3</sup>

---

<sup>1</sup> ppm: parts per million, d.h. Moleküle in einer Million Moleküle Luft.

<sup>2</sup> Siehe Umweltbundesamt (2019a), S. 19ff.

<sup>3</sup> Ebda.

Für Österreich zeigt die Vergangenheit, dass die Temperatur seit 1880 um nahezu 2 Grad Celsius zugelegt hat<sup>4</sup>, verglichen mit einem globalen Temperaturanstieg von 0,85 Grad Celsius. In der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts ist nach dem APCC (2014) mit einem weiteren Anstieg von 1,4 Grad zu rechnen. Den Ergebnissen von APCC folgend wird der Klimawandel in Österreich vor allem zu einer Zunahme von Extremwetterereignissen und extremen Witterungsperioden führen. Graduelle Temperatur- und Niederschlagsänderungen werden zu ökonomischen Auswirkungen in der Land- und Forstwirtschaft, in der Energiewirtschaft oder im Tourismus führen. In Gebirgsregionen dürften Rutschungen und Muren zunehmen, außerdem auch die Waldbrandgefahr.

### 1.1. Zielvereinbarungen auf internationaler und nationaler Ebene

Österreich ist in der Vergangenheit verschiedene völkerrechtliche Verpflichtungen zum Schutz des weltweiten Klimas eingegangen. Diese Verpflichtungen sind sowohl auf internationaler Ebene im Rahmen der Vereinten Nationen als auch auf europäischer Ebene gegeben. Die wesentlichen Vereinbarungen werden nachfolgend kurz skizziert. Daneben finden sich aber auch auf nationaler Ebene Vorgaben, die einen Rahmen vorgeben. Diese Regelungen werden im Anschluss diskutiert.

#### 1.1.1. Internationale Vereinbarungen

Der Klimawandel ist prinzipiell eine globale Herausforderung, die Vereinbarungen auf internationaler Ebene erfordert. Klimaschutzbemühungen auf internationaler Ebene bestehen schon seit Beginn der 1970er Jahre.<sup>5</sup> Die erste große Konferenz der Vereinten Nationen zu Umweltfragen, die sogenannte Weltumweltkonferenz, wurde im Jahr 1972 abgehalten. Die Weltklimakonferenz in Genf im Jahr 1979, vorrangig eine wissenschaftliche Konferenz, führte zur Gründung des Weltklimaprogramms. Die Verabschiedung des Montreal-Protokolls 1987 beschränkte die Verwendung von Chemikalien, die die Ozonschicht gefährden. Im Jahr 1988 kam es zur Gründung des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC). Das IPCC ist ein wissenschaftliches und zwischenstaatliches Gremium, welches einen Überblick über den Klimawandel und dessen ökologische und sozioökonomische Folgen auf wissenschaftlicher Basis liefern soll. Der erste Sachstandsbericht wurde im Jahr 1990 veröffentlicht. Erster Meilenstein war im Jahr 1992 die Unterzeichnung der Klimarahmenkonvention im Rahmen der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro. Diese hat das Ziel, die Konzentration der Treibhausgase in der

---

<sup>4</sup> Siehe APCC (2018).

<sup>5</sup> Für eine Übersicht siehe beispielsweise [http://www.europarl.europa.eu/infographic/climate-negotiations-timeline/index\\_de.html](http://www.europarl.europa.eu/infographic/climate-negotiations-timeline/index_de.html).



Atmosphäre auf einem Niveau zu stabilisieren, das eine gefährliche Störung des Klimasystems verhindern soll. Dieses Abkommen haben bisher 197 Vertragsparteien unterzeichnet.<sup>6</sup>

Im Jahr 1997 wurde dann das Kyoto-Protokoll verabschiedet, welches im Jahr 2005 in Kraft trat. Dieses beinhaltet rechtsverbindliche Verpflichtungen für Industrieländer und galt für die Jahre 2008 bis 2012. Dieses Protokoll sah eine Reduktion der Treibhausgas-Emissionen für die Europäische Union, damals noch die EU-15, bis zum Jahr 2012 im Ausmaß von 8 Prozent gegenüber dem Referenzwert des Jahres 1990 vor. Die Aufteilung auf die einzelnen Mitgliedstaaten erfolgte auf Basis der Wirtschaftskraft und bedeutet für Österreich eine Reduktion der Emissionen um 13 Prozent. Sowohl die Europäische Union als auch Österreich haben diese Reduktionsverpflichtung erfüllt. Für Österreich spielte hierfür der Zukauf von Emissionsgutschriften aus projektbezogenen Mechanismen eine wichtige Rolle. Dazu wurde das JI/CDM-Programm eingerichtet.<sup>7</sup>

Die Doha-Runde im Jahr 2012 sah als Ergebnis die Fortsetzung des Kyoto-Protokolls für den Zeitraum 2013 bis 2020 vor. Neben den bisherigen Treibhausgasen sollte nun auch Stickstofftrifluorid (NF<sub>3</sub>) berücksichtigt werden. Neuseeland, Japan und Russland nahmen jedoch an dieser zweiten Verpflichtungsrunde nicht mehr teil, sodass das Abkommen im Mai 2018 nur etwa 15 Prozent der weltweiten Emissionen abgedeckt hätte.<sup>8</sup> Bislang ist das Abkommen nicht in Kraft getreten, da die notwendigen Ratifizierungsurkunden nicht vorliegen. Dies mag auch darauf zurückzuführen sein, dass man sich im Jahr 2015 in Paris auf ein neues globales und umfassendes Abkommen geeinigt hat. Das Pariser Klimaabkommen trat im November 2016 in Kraft, nachdem 55 Vertragsstaaten mit einem Anteil an den globalen Treibhausgasemissionen von 55 Prozent das Abkommen ratifiziert hatten.<sup>9</sup> Derzeit haben bereits 187 der 197 Unterzeichner das Abkommen ratifiziert. Grundlage des Pariser Abkommens ist die Zielvorstellung, den Temperaturanstieg auf deutlich unter 2 Grad bzw. 1,5 Grad Celsius gegenüber dem vorindustriellen Zeitalter zu beschränken. Diese Zielvorstellung wurde auf der Klimakonferenz von Cancún im Jahr 2010 vereinbart. Aufgrund des starken Anstiegs der Treibhausgas-Emissionen der Schwellenländer sollte

---

<sup>6</sup> Siehe Umweltbundesamt (2019a), S. 26.

<sup>7</sup> Joint Implementation (JI) Projekte werden partnerschaftlich zwischen zwei Industriestaaten durchgeführt. Führt ein Industriestaat A ein Klimaschutzprojekt in einem Industriestaat B durch, dann können daraus resultierende Emissionsminderungen über Minderungszertifikate (ERU) in Industriestaat A geltend gemacht werden. Industriestaat B muss hingegen die ERU auf die eigenen Emissionsrechte anrechnen. Der Clean Development Mechanism (CDM) Projekte sind ähnlich wie JI-Projekte, mit dem Unterschied, dass diese Projekte in einem Entwicklungsland ohne Reduktionsverpflichtung durchgeführt werden. Diese Zertifikate können entweder durch Beteiligung an einem Projekt oder durch Zukauf erlangt werden. Alle CDM-Projekte müssen von einem Gremium geprüft und zugelassen werden. Den Regelungen entsprechend haben JI-Projekte keinen Einfluss auf die aggregierten Emissionsrechte, während CDM-Projekte die zulässigen Emissionen der Industriestaaten erhöhen können.

<sup>8</sup> Siehe Sachverständigenrat (2019), S. 29.

<sup>9</sup> Siehe Vereinte Nationen (2019).

eine globale Regelung gefunden werden, die nicht nur Industriestaaten umfasst. Die Netto-Emissionen sollen in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts des Weiteren auf Null reduziert werden. Im Gegensatz zum Kyoto-Abkommen umfasst das Pariser Abkommen auch Länder wie China, Indien oder Brasilien. Die USA haben jedoch erklärt, aus dem Abkommen auszutreten.

Gemäß dem Pariser Klimaabkommen sind die beteiligten Staaten verpflichtet, Pläne zu entwickeln, die die nationalen Beiträge zum Klimaschutz beinhalten. Diese Reduktionsvorhaben (Nationally Determined Contributions – NDC) sind im 5-Jahres-Rhythmus<sup>10</sup> zu erstellen und haben neben konkreten Maßnahmen auch einen Zeitplan in Bezug auf die Umsetzung zu beinhalten. Es wird auch geprüft, inwiefern die nationalen NDCs mit dem langfristigen 2 Grad Ziel vereinbar sind. Rechtliche Sanktionsmaßnahmen sind jedoch nicht vorgesehen.<sup>11</sup> Gemäß United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) haben bisher 184 Staaten ein NDC eingereicht. Für die Mitgliedstaaten der EU gilt ein gemeinsames Ziel mit einer Reduktion der Treibhausgas-Emissionen um 40 Prozent gegenüber dem Basisjahr 1990 bis zum Jahr 2030. Die Summe der vorgelegten Pläne aller beteiligten Staaten mit einem Ausstoßzielwert von 55 Gigatonnen im Jahr 2030 ist unzureichend, um das globale 2 Grad Ziel zu erreichen. Hierfür wäre eine Reduktion auf 40 Gigatonnen notwendig.<sup>12</sup>

### 1.1.2. EU-Vereinbarungen

Wesentliche internationale Vorgaben für die nationale Klimapolitik finden sich neben der Ebene der Vereinten Nationen insbesondere auf Ebene der EU. Die EU und die Mitgliedstaaten bekennen sich klar zu den Zielen des Klimaschutzabkommens von Paris. Hierzu wurden Etappenziele für das Jahr 2020 (Klima- und Energiepaket bis 2020) und das Jahr 2030 (Rahmen für EU Klima- und Energiepolitik bis 2030) beschlossen, um das Ziel der Langfriststrategie (2018) der Reduktion der Emissionen um 80 bis 100 Prozent bis zum Jahr 2050 zu erreichen.<sup>13</sup> Die Langfriststrategie soll bis Anfang 2020 verabschiedet und dem Rahmenabkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (UNFCCC) übermittelt werden.

Neben den Zielvereinbarungen ist auf Ebene der EU mit dem EU-Emissionshandelssystem (EU-Emissions Trading System EU-ETS) ein Instrument eingeführt worden, welches in energieintensiven Bereichen der Sektoren Industrie und Energieproduktion die Zielerreichung

---

<sup>10</sup> Die nächste Runde an NDCs ist im Jahr 2020 zu übermitteln.

<sup>11</sup> Siehe Sachverständigenrat (2019), S. 30.

<sup>12</sup> Siehe UNFCCC (2016), S. 4.

<sup>13</sup> Siehe Umweltbundesamt (2019a), S. 29.

garantieren soll. Das EU-ETS ist im Jahr 2005 mit einer dreijährigen Pilotphase eingeführt worden. Nach der zweiten Phase für die Jahre 2008 bis 2012, die sich mit der Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls decken, befindet sich der EU-ETS mittlerweile in der dritten Phase für die Periode 2013 bis 2020.<sup>14</sup>

Das Klima- und Energiepaket aus dem Jahr 2007 sah die Reduktion des Ausstoßes von Treibhausgasen bis zum Jahr 2020 um mindestens 20 Prozent gegenüber dem Jahr 1990 vor. Im Bereich des Emissionshandels ist ein EU-weites Reduktionsziel von 21 Prozent vorgesehen. Außerhalb des Emissionshandels wird auf Basis der Lastenteilungsentscheidung (Effort-Sharing Decision – ESD) das Reduktionsziel von 10 Prozent gegenüber 2005 für die einzelnen Mitgliedstaaten auf Basis des wirtschaftlichen Wohlstands (BIP pro Kopf) festgelegt, wobei von keinem Mitgliedstaat verlangt werden kann, dass die Reduktion mehr als 20 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 beträgt. Der Beitrag Österreichs beläuft sich auf eine Reduktion von 16 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 mit linearer Abnahme der Emissionsniveaus. Der Anteil erneuerbarer Energien und die Energieeffizienz sollten EU-weit um jeweils 20 Prozent erhöht bzw. verbessert werden. Österreich hat sich zu einem Anteil erneuerbarer Energien von 34 Prozent verpflichtet.

Der Rahmen für die Klima- und Energiepolitik aus dem Jahr 2014 sieht die weitere Reduktion der Treibhausgas-Emissionen vor, sodass diese im Jahr 2030 im Vergleich zum Jahr 1990 um 40 Prozent niedriger liegen sollen. Dazu sollen die Emissionen außerhalb des Emissionshandels um 30 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 gesenkt werden. Gemäß ESD beträgt der Wert für Österreich 36 Prozent, wobei wiederum jährlich eine lineare Reduktion vorzunehmen ist. Für Emissionen im Bereich des Emissionshandels ist ein Rückgang um 43 Prozent bis 2030 vereinbart worden. Der Anteil erneuerbarer Energien sowie die Energieeffizienz sollten ursprünglich um jeweils 27 Prozent erhöht werden. 2018 hat man sich dann auf eine weitere Steigerung auf 32 bzw. 32,5 Prozent geeinigt.<sup>15</sup>

Neben der Festlegung der Reduktionsziele bestehen gewisse Flexibilisierungsmöglichkeiten im Bereich des ESD. So können neben den jährlich zugewiesenen nationalen Emissionen (AEA) auch auf die AEA des Folgejahres im Ausmaß von 5 Prozent zugegriffen werden und überschüssige AEA auf Folgejahre übertragen werden. Darüber hinaus ist es möglich, AEA von anderen Mitgliedstaaten zu kaufen. Zudem besteht die Möglichkeit, Kyoto-Einheiten aus JI- und CDM -Projekten bis zu 3

---

<sup>14</sup> Siehe Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, [https://www.bmnt.gv.at/umwelt/klimaschutz/eu-emissionshandel/EU\\_Emissionshandel.html](https://www.bmnt.gv.at/umwelt/klimaschutz/eu-emissionshandel/EU_Emissionshandel.html).

<sup>15</sup> Siehe European Commission (2018), S. 27.

Prozent der Emissionen des Jahres 2005 anzurechnen. Österreich kann zusätzlich auch noch Gutschriften im Ausmaß von 1 Prozent der Emissionen aus 2005 aus Projekten mit Least Developed Countries und Small Island Developing States nutzen. Emissionsrechte aus JI- und CDM-Projekten können in Folgejahre vorgetragen werden. Für die Periode 2020 bis zum Jahr 2030 gibt es weiters die Möglichkeit, Gutschriften aus dem Kohlenstoffsenken aus dem Landnutzungs- und Forstwirtschaftssektor (für Österreich bis 2,5 Mio. Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalente) und der Löschung von Zertifikaten des Emissionshandelssystems zu generieren.

Nicht nur im Bereich des Nicht-Emissionshandelssystems kommt es zu laufenden Anpassungen, auch das Emissionshandelssystem ist von Periode zu Periode Änderungen unterworfen. Waren zu Beginn der Einführung im Jahr 2005 nur größere Emittenten in den Bereichen Energie und Industrie umfasst, so erfolgte für die derzeitige 3. Handelsperiode (2013 bis 2020) eine Ausweitung auf Anlagen zur Metallverarbeitung, Nichteisenmetallherstellung, Gipsherstellung und Prozessanlagen der chemischen Industrie. Seit dem Jahr 2012 ist prinzipiell auch der Luftverkehr Teil des Emissionshandels. Da die Internationale Zivilluftfahrtorganisation (ICAO) die Einführung einer eigenen marktbasierter Maßnahme voraussichtlich ab dem Jahr 2021 beschlossen hat, unterliegen derzeit nur Flüge innerhalb des EWR dem Emissionshandel. Die EU-Emissionshandelsrichtlinie des Jahres 2009 führte das Prinzip der Versteigerung der Zertifikate, anstatt kostenloser Zuteilung, ein. Für den Bereich der Stromerzeugung ist somit derzeit keine kostenlose Zuteilung mehr vorgesehen. In Österreich sind im Jahr 2017 rund 200 stationäre Anlagen im Emissionshandel erfasst gewesen, wovon für 174 Anlagen eine kostenfreie Zuteilung von Zertifikaten im Ausmaß von 19,9 Mio. Stück vorgesehen war. Im Jahr 2018 ging sie auf 19,3 Mio. Zertifikate zurück, was einem Anteil der kostenfreien Zuteilung von rund 68 Prozent entspricht.<sup>16</sup>

Mit der Finanz- und Wirtschaftskrise und durch den Zukauf von Projektgutschriften aus Drittstaaten hat sich im EU-ETS in der Vergangenheit ein sehr niedriger Preis von unter 10 Euro je Tonne CO<sub>2</sub> bei den Zertifikaten gebildet. Die EU hat im Jahr 2014 beschlossen, 900 Mio. Zertifikate in den ersten Jahren der 3. Handelsperiode zurückzuhalten und gegen Ende der Periode auf den Markt zu bringen (sogenanntes Backloading). Zusätzlich wurde eine Marktstabilisierungsreserve eingeführt. Wenn die Anzahl der Zertifikate einen Schwellenwert übersteigt, fließt ein Teil<sup>17</sup> der zur Versteigerung vorgesehenen Zertifikate der Reserve zu. Sind hingegen zu wenige Zertifikate auf dem Markt, dann werden Reserven freigegeben.

---

<sup>16</sup> Siehe Umweltbundesamt (2019a), S. 37.

<sup>17</sup> In der dritten Handelsperiode entspricht dieser 12 Prozent der im Vorjahr in Umlauf befindlichen Zertifikate.

Die günstigere wirtschaftliche Entwicklung und diese Änderungen haben in letzter Zeit zu einem merklichen Anstieg des Preises geführt. Für die vierte Handelsperiode (von 2021 bis 2030) sind weitere Maßnahmen vorgesehen:

- So wird die jährliche lineare Reduktion der Gesamtmenge an Zertifikaten von 1,74 auf 2,2 Prozent erhöht und die Überführung von Zertifikaten in die Reserve wird von 12 Prozent der Zertifikate des Vorjahres auf 24 Prozent erhöht.
- Sollte die Reserve das Ausmaß der versteigerten Zertifikate des Vorjahres übersteigen, so wird ab dem Jahr 2023 die Reserve auf dieses Niveau zurückgeführt.
- Die freiwillige Löschung von Zertifikaten durch Mitgliedstaaten bei Stilllegung von Stromerzeugungskapazitäten ist ebenfalls möglich.
- Das Ausmaß an kostenlos zugeteilten Zertifikaten soll weiter abnehmen und für die gesamte Periode etwa 43 Prozent betragen.

### 1.1.3. Nationale Regelungen

Klimaschutz ist bereits seit Beginn der 1990er Jahre mit Gründung des Österreichischen Klimabeirats (ACCC) und des Interministeriellen Komitees zur Koordination von Maßnahmen zum Schutz des Weltklimas von Bedeutung. Ein wesentlicher Aspekt der nationalen Normen und Strategien besteht in der Umsetzung der internationalen Regelungen, insbesondere der nationalen Zielvorgaben aus EU-Vorgaben. Das Klimaschutzgesetz (KSG), welches 2011 beschlossen wurde, hat die Erarbeitung und koordinierte Umsetzung wirksamer Maßnahmen zur Verringerung der Treibhausgas-Emissionen zum Ziel. In Koordination zwischen Bund und Ländern werden im KSG Höchstmengen für die einzelnen Sektoren (Abfallwirtschaft, Landwirtschaft, Verkehr etc.), die nicht dem Emissionshandel unterliegen, festgelegt und Verfahren bestimmt, damit Maßnahmen zur Einhaltung der Höchstmengen erarbeitet werden und ein Klimaschutz-Verantwortlichkeitsmechanismus etabliert wird. Wesentlich ist auch die Erreichung der Zielvorgaben im Bereich der erneuerbaren Energien und der Energieeffizienz. Maßnahmen zur Emissionsreduktion können dabei hoheitlich als auch privatwirtschaftlich sein.

Die Klima- und Energiestrategie #mission2030, die von der Bundesregierung im Jahr 2018 beschlossen wurde, gibt die Richtung für Handlungsfelder und Investitionen bis zum Jahr 2030 und darüber hinaus bis 2050 vor. Es wurden 12 Leuchtturmprojekte definiert, um sich in Richtung

Klimaneutralität zu bewegen.<sup>18</sup> Diese Strategie bildet auch die Basis für den nationalen Energie- und Klimaplan, der nach einer ersten Beurteilung und Überarbeitung nochmalig durch die Europäischen Kommission auf die Zielerreichung hin evaluiert wird.

Die nationalen Regelungen beschäftigen sich vorwiegend mit den Bereichen, die nicht dem Emissionshandel unterliegen. Bei Letzteren kann die Zielerreichung über die schrittweise Reduktion der Anzahl der Zertifikate erreicht werden. Maßnahmen sind insbesondere im Bereich der Unterstützung zur Erreichung eines möglichst friktionsfreien Übergangs zu setzen. In Sektoren, die nicht dem Emissionshandel unterliegen, ist ein erheblicher Verwaltungsaufwand notwendig. Von der Koordinierung und Ausarbeitung von Maßnahmen zur Zielerreichung bis hin zur Kontrolle des Erfolgs sind eine Vielzahl von Stakeholdern involviert. Dennoch kann die Erreichung der Ziele nicht gewährleistet werden.

## 1.2. Entwicklung der Treibhausgas-Emissionen und Prognosen

Die Treibhausgas-Emissionen sind in Österreich trotz merklicher Schwankungen im Verlauf seit dem Jahr 1990 leicht angestiegen. Belief sich der Ausstoß in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten im Jahr 1990 auf rund 78,7 Mio. Tonnen, so betrug er im Jahr 2017 82,3 Mio. Tonnen. Dies entspricht einem Anstieg von 4,6 Prozent. Im Jahr 2014 lag das Niveau noch um 2,5 Prozent unter dem Wert von 1990. Mit dem Anziehen der Konjunktur haben auch die Emissionen wieder zugenommen. In der EU zeigt sich hingegen ein deutlicher Rückgang der Emissionen gegenüber dem Jahr 1990. Wurden im Jahr 1990 in der gesamten EU noch 5,65 Mrd. Tonnen CO<sub>2</sub>-Emissionen in Äquivalenten abgegeben, so belief sich der Wert im Jahr 2017 auf 4,32 Mrd. Tonnen. Die Entwicklung der Treibhausgas-Emissionen (ohne LULUCF und Memo-Positionen)<sup>19</sup> im Zeitverlauf für die EU und Österreich ist in Abbildung 1 dargestellt.

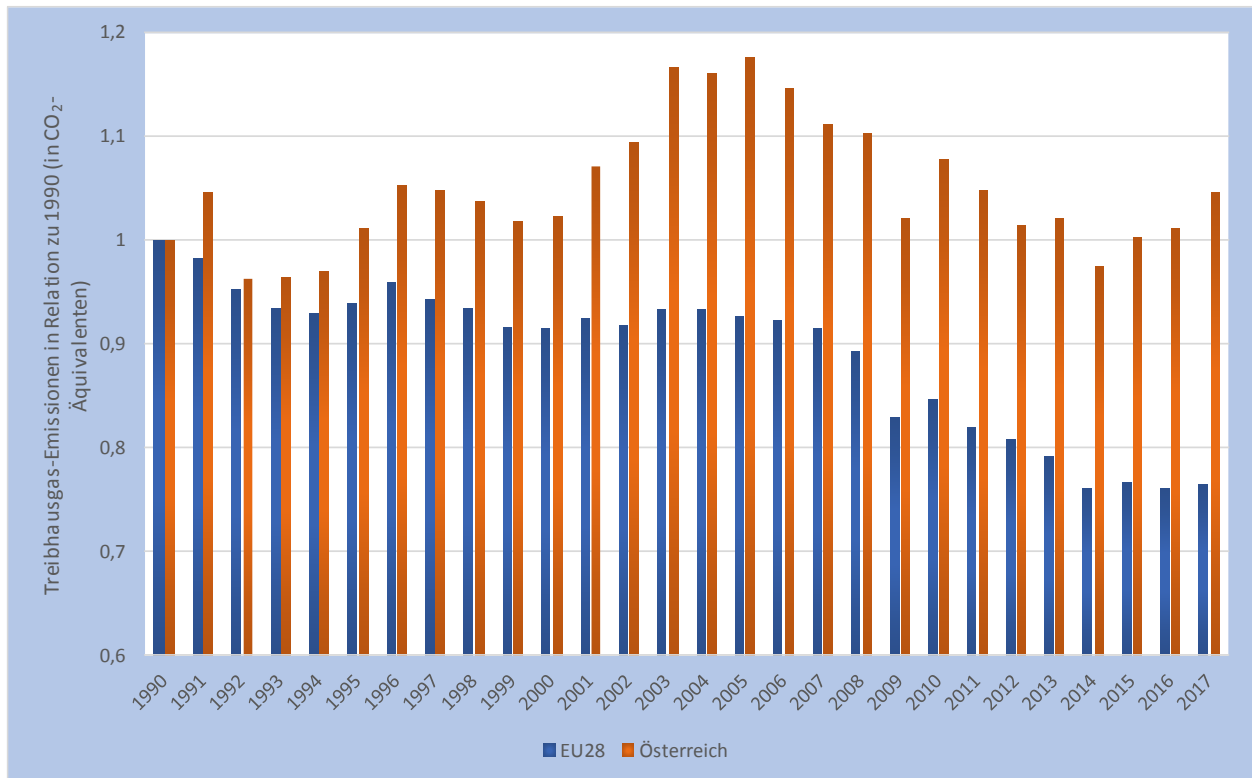
Im Zeitverlauf ist in der EU ein deutlich abnehmender Emissions-Trend festzustellen, der sich insbesondere in den Jahren nach der Finanz- und Wirtschaftskrise verstärkt hat. Seit dem Jahr 2014 ist hingegen ein relativ stabiles Ausstoßvolumen festzustellen. In Österreich ist die Entwicklung deutlich schwankender als in der EU. Ein deutlicher Zuwachs zeigt sich in der zweiten Hälfte der

<sup>18</sup> Siehe Umweltbundesamt (2019a), S. 42.

<sup>19</sup> LULUCF (Land use, land use change, and forestry) umfasst Treibhausgas-Emissionen, die im Zusammenhang mit der Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft im Zusammenhang stehen. Derzeit liefert dieser Sektor einen negativen Beitrag zur CO<sub>2</sub>-Bilanz, d.h. es wird mehr CO<sub>2</sub> gebunden als emittiert. Laut Verordnung über Landnutzung und Forstwirtschaft 2021 bis 2030 muss jeder Mitgliedstaat sicherstellen, dass dieser Sektor zumindest ausgeglichen bilanziert. Laut dieser Verordnung wird auch der Anwendungsbereich von LULUCF ausgeweitet. Derzeit sind nur Wälder abgedeckt, durch die Verordnung werden alle Landnutzungen und Emissionen aus zu energetischen Zwecken genutzter Biomasse berücksichtigt, siehe [https://ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf\\_sv?2nd-language=de](https://ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf_sv?2nd-language=de).

1990er Jahre und in den ersten 2000er Jahren, ein markanter Rückgang hingegen in der ersten Hälfte der 1990er Jahre und nach der Finanz- und Wirtschaftskrise.

Abbildung 1: Treibhausgas-Emissionen in der EU-28 und Österreich in Relation zu 1990



Quelle: Eurostat (ohne LULUCF und Memo-Positionen), eigene Berechnungen.

Ein Grund dafür kann sein, dass das Potenzial zur Reduktion in der EU anfänglich höher war und zu geringeren Kosten gehoben werden konnte. Dieser Aspekt kann aus dem Anteil der Treibhausgas-Emissionen Österreichs an jenen der EU im Vergleich mit dem Anteil des BIP oder auch des privaten Konsums abgeleitet werden. So belief sich im Jahr 2017 der Anteil Österreichs an den EU-weiten Emissionen auf 1,9 Prozent. Die Anteile des BIP und des privaten Konsums betragen hingegen 2,4 bzw. 2,2 Prozent. Vergleicht man Österreich beispielsweise mit Deutschland, dann ist in Deutschland das Emissionsniveau seit 1990 mit einer Reduktion von 27,5 Prozent noch kräftiger als in der EU insgesamt zurückgegangen, der Anteil an der EU entspricht mit rund 21 Prozent jenem am BIP und liegt höher als beim privaten Konsum.

Ein weiterer Aspekt sei hervorgehoben: Die Reduktionsziele nach den EU-rechtlichen Vorgaben basieren größtenteils auf dem Vergleich zum Jahr 2005. Abbildung 1 verdeutlicht, dass in Österreich im Gegensatz zur EU insgesamt, das Jahr 2005 jenes Jahr mit dem höchsten Emissionsausstoß in der betrachteten Periode war und um 17,7 Prozent höher als im Jahr 1990. In der EU insgesamt liegt das Niveau im Jahr 2005 hingegen um 7,5 Prozent niedriger, verglichen mit 1990. Durch die



Festlegung des Bezugsjahres auf 2005 lassen sich die Reduktionsziele somit vergleichsweise einfach erreichen.

*Tabelle 1: Treibhausgas-Emissionen in Österreich gem. THG-Inventur*

| Mio. Tonnen CO <sub>2</sub> -Äquivalent       | 1990        | 1995        | 2000        | 2005        | 2010        | 2011        | 2012        | 2013        | 2014        | 2015        | 2016        | 2017        | Anteile 2017 | 1990-2017     |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|---------------|
| Energie und Industrie                         | 36,6        | 35,9        | 36,2        | 42,1        | 39,3        | 39,1        | 36,9        | 36,4        | 34,2        | 35,5        | 35          | 37          | 45,0%        | 1,0%          |
| <b>Energie und Industrie (ohne ETS*)</b>      |             |             |             | <b>6,3</b>  | <b>6,6</b>  | <b>6,5</b>  | <b>6,6</b>  | <b>6,5</b>  | <b>6,1</b>  | <b>6</b>    | <b>6</b>    | <b>6,4</b>  | <b>7,8%</b>  |               |
| Verkehr (inkl. nationalen Flugverkehr)        | 13,8        | 15,7        | 18,5        | 24,6        | 22,2        | 21,4        | 21,3        | 22,4        | 21,8        | 22,1        | 23          | 23,7        | 28,8%        | 71,8%         |
| <b>Verkehr (exkl. nationalen Flugv.)</b>      |             |             |             | <b>24,6</b> | <b>22,1</b> | <b>21,3</b> | <b>21,3</b> | <b>22,3</b> | <b>21,7</b> | <b>22,1</b> | <b>23</b>   | <b>23,6</b> | <b>28,7%</b> |               |
| <b>Gebäude</b>                                | <b>12,9</b> | <b>13,5</b> | <b>12,4</b> | <b>12,5</b> | <b>10,1</b> | <b>8,8</b>  | <b>8,5</b>  | <b>8,6</b>  | <b>7,5</b>  | <b>8,1</b>  | <b>8,2</b>  | <b>8,3</b>  | <b>10,1%</b> | <b>-35,0%</b> |
| Landwirtschaft                                | 9,5         | 8,9         | 8,6         | 8,2         | 8,1         | 8,2         | 8           | 8           | 8,2         | 8,2         | 8,4         | 8,2         | 10,0%        | -13,3%        |
| <b>Abfallwirtschaft</b>                       | <b>4,3</b>  | <b>4</b>    | <b>3,3</b>  | <b>3,4</b>  | <b>3,3</b>  | <b>3,2</b>  | <b>3,2</b>  | <b>3,1</b>  | <b>3</b>    | <b>3</b>    | <b>3</b>    | <b>2,9</b>  | <b>3,5%</b>  | <b>-33,3%</b> |
| Fluorierte Gase (inkl. NF <sub>3</sub> )      | 1,7         | 1,5         | 1,4         | 1,8         | 1,9         | 1,8         | 1,9         | 1,9         | 2           | 2           | 2,1         | 2,2         | 2,7%         | 31,6%         |
| <b>Fluorierte Gase (exkl. NF<sub>3</sub>)</b> |             |             |             | <b>1,8</b>  | <b>1,9</b>  | <b>1,8</b>  | <b>1,9</b>  | <b>1,9</b>  | <b>2</b>    | <b>2</b>    | <b>2,1</b>  | <b>2,2</b>  | <b>2,7%</b>  |               |
| <b>Treibhausgase nach KSG</b>                 |             |             |             | <b>56,7</b> | <b>52</b>   | <b>49,8</b> | <b>49,5</b> | <b>50,4</b> | <b>48,5</b> | <b>49,3</b> | <b>50,5</b> | <b>51,7</b> | <b>62,8%</b> |               |
| Gesamte Treibhausgase                         | 78,7        | 79,6        | 80,4        | 92,6        | 84,8        | 82,5        | 79,8        | 80,4        | 76,7        | 78,9        | 79,6        | 82,3        | 100,0%       | 4,6%          |

ETS..Emissionshandel (Emissions Trading System), Werte in Fett stellen die Sektoreinteilung nach dem KSG dar.

Quelle: Umweltbundesamt (2019a).

Nach sektoraler Betrachtung stellt der Sektor Energie und Industrie mit einem Anteil von 44,9 Prozent den größten Emissionsbereich dar (siehe Tabelle 1). Verkehr (28,8 Prozent), Gebäude (10,1 Prozent) und Landwirtschaft (10 Prozent) sind aber ebenso von erheblicher Bedeutung. Im Vergleich über die Zeit haben sich die Anteile durch die unterschiedliche Entwicklung in den Sektoren aber erheblich verschoben. Im Sektor Energie und Industrie liegt der Ausstoß von Treibhausgas-Emissionen auf demselben Niveau (+1 Prozent) wie im Jahr 1990. Demgegenüber sind die Emissionen in den Sektoren Verkehr (+72 Prozent) und Fluorierte Gase (+31 Prozent) markant gestiegen. In den Sektoren Gebäude (-35 Prozent), Landwirtschaft (-13 Prozent) und Abfallwirtschaft (-33 Prozent) sind hingegen deutliche Emissionsrückgänge im Zeitverlauf verzeichnet worden. Die Niveauveränderungen fanden jedoch weniger in den letzten Jahren statt, sondern vorrangig bereits in den 1990er Jahren (Landwirtschaft) bzw. 1990er Jahren bis Mitte der 2000er Jahre (Verkehr) und zwischen 2007 und 2012 (Gebäude). Im Sektor Energie und Industrie gab es zwar einen Anstieg im Konnex mit dem Wirtschaftsaufschwung in der Mitte der 2000er Jahre, im Gefolge der Finanz- und Wirtschaftskrise jedoch wieder eine deutliche Reduktion der Emissionen. Gegenüber dem Jahr 2005 zeigt sich im Jahr 2017 ein Rückgang der Emissionen im Sektor Verkehr und eine stabile Entwicklung im Sektor Landwirtschaft. Im Sektor Gebäude ist der Rückgang auch im Vergleich zu 2005 beachtlich.

Tabelle 1 verdeutlicht auch, dass mit 80 Prozent der überwiegende Teil der Emissionen des Sektors Energie und Industrie dem Emissionshandel unterliegt. Nur etwas über 6 Mio. Tonnen CO<sub>2</sub>-Äquivalente sind derzeit nicht vom EU-ETS erfasst. Insgesamt beläuft sich der Anteil der Emissionen, die dem Emissionshandel unterliegen, im Jahr 2017 auf 37,1 Prozent. Die Emissionsreduktion wird dort über die Reduktion der Zertifikate in den Handelsperioden erreicht.



Dementsprechend verbleiben knapp 63 Prozent, für die nationale Maßnahmen gesetzt werden müssen, um die vorgegebenen Ziele zu erfüllen. Für die verbleibenden Teile (in Tabelle 1 fett hervorgehoben) sind die Reduktionsvorgaben nach der ESD bzw. der nationalen Umsetzung im KSG zu berücksichtigen. Von diesen beläuft sich der Anteil des Verkehrs auf über 45 Prozent und stellt damit den größten Emissionsbereich dar. Gebäude (16,1 Prozent), Landwirtschaft (15,9 Prozent) und die nicht im Emissionshandel erfassten Teile des Sektors Energie und Industrie (12,4 Prozent) sind dagegen von deutlich geringerer Bedeutung. In Summe entsprechen diese drei Sektoren in etwa dem Verkehrsbereich.

Das KSG enthält für die einzelnen Sektoren, die nicht dem Emissionshandel unterliegen, Emissionshöchstmengen. Die Werte laut Inventur für die Jahre 2016 und 2017 sowie deren Zielwerte nach KSG und der Zielwert für 2020 sind in Tabelle 2 dargestellt. Die Inventur des Jahres 2017 zeigt, dass der Emissionsausstoß im Jahr 2017 mit 51,7 Mio. Tonnen sowohl den Zielwert nach dem KSG mit 51 Mio. Tonnen als auch den ESD mit 49,5 Mio. Tonnen überschreitet. Gegenüber dem ESD belaufen sich die überschüssigen Emissionen auf 2,1 Mio. Tonnen, gegenüber dem KSG auf 0,25 Mio. Tonnen. Demgegenüber zeigte die Inventur für das Jahr 2016, dass beide Höchstwerte (KSG und ESD) eingehalten wurden, wie bereits in den Jahren zuvor<sup>20</sup>. Eine deutliche Überschreitung im Vergleich zum KSG zeigt sich in den Sektoren Verkehr mit 1,6 Mio. Tonnen und der Landwirtschaft mit 0,3 Mio. Tonnen. In den Sektoren Energie und Industrie sowie Gebäude ist hingegen eine merkliche Unterschreitung der Maximalwerte feststellbar. Zu beachten ist, dass es jedoch auch in diesen beiden Sektoren gegenüber 2016 zu einem Zuwachs gekommen ist.

*Tabelle 2: Treibhausgas-Emissionen in Österreich in Nicht-EU-ETS Sektoren – Inventur und Zielwerte*

| Mio. Tonnen CO <sub>2</sub> -Äquivalent    | Inventur 2016 | Inventur 2017 | Zielwert 2016 | Zielwert 2017 | Zielwert 2020 |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Energie und Industrie (ohne ETS)           | 5,96          | 6,40          | 6,8           | 6,7           | 6,5           |
| Verkehr (ohne CO <sub>2</sub> Luftverkehr) | 22,97         | 23,64         | 22,1          | 22,0          | 21,7          |
| Gebäude                                    | 8,20          | 8,35          | 9,1           | 8,8           | 7,9           |
| Landwirtschaft                             | 8,36          | 8,24          | 7,9           | 7,9           | 7,9           |
| Abfallwirtschaft                           | 2,98          | 2,86          | 2,9           | 2,9           | 2,7           |
| Fluorierte Gase (ohne NF <sub>3</sub> )    | 2,08          | 2,17          | 2,2           | 2,1           | 2,1           |
| <b>Gesamt ohne ETS gemäß KSG</b>           | <b>50,54</b>  | <b>51,65</b>  | <b>51,0</b>   | <b>50,4</b>   | <b>48,8</b>   |
| Zielwert gem. ESD                          |               |               | 51,0          | 49,5          | 47,8          |

Quelle: Umweltbundesamt (2019a), Klimaschutzgesetz, ESD nach 2017/1471/EU und 2013/634/EU.

Die Zielerreichung der Emissionsreduktion stellt für die Politik somit eine erhebliche Herausforderung dar, insbesondere für die Jahre nach 2020. Das Umweltbundesamt erstellt in Zusammenarbeit mit universitären und außer-universitären Instituten alle zwei Jahre eine

<sup>20</sup> Siehe Umweltbundesamt (2019a), S. 59.

Prognose für die Entwicklung der Treibhausgas-Emissionen. Die letzte Prognose (Umweltbundesamt 2019b) liefert Ergebnisse für die Jahre bis 2035. Im Szenario ‚with existing measures‘ (WEM), bei welchem die bis zum 1. Jänner 2018 verbindlich umgesetzten Maßnahmen berücksichtigt werden, zeigt sich eine erhebliche Lücke zu den auf internationaler Ebene vereinbarten Emissionsreduktionen. Gemäß der Prognose sollen Emissionen von Sektoren, die dem EU-ETS unterliegen, im betrachteten Zeitraum von 30,6 Mio. Tonnen im Jahr 2017 auf 28,7 Mio. Tonnen im Jahr 2020, 26,1 Mio. Tonnen im Jahr 2030 und 25,7 Mio. Tonnen im Jahr 2035 sinken. Die Emissionen, die dem ESD unterliegen, sollen, ausgehend von 51,7 Mio. Tonnen im Jahr 2017, bis 2020 auf 50,9 Mio. Tonnen, bis 2030 auf 47,9 Mio. Tonnen und 2035 auf 46,5 Mio. Tonnen zurückgehen.

*Tabelle 3: Prognose zu EU-ETS und ESD Emissionen bis 2035*

| Mio. Tonnen CO <sub>2</sub> -Äquivalent | 2017 | 2020 | 2025 | 2030 | 2035 | 2030 - 2017 | 2020 - 2005 | 2030 - 2005 |
|---|------|------|------|------|------|-------------|-------------|-------------|
| EU-ETS Emissionen                       | 30,6 | 28,7 | 26,8 | 26,1 | 25,7 | -14,7%      | -19,8%      | -27,2%      |
| ESD Emissionen                          | 51,7 | 50,9 | 49,8 | 47,9 | 46,5 | -7,4%       | -10,2%      | -15,6%      |
| Gesamt                                  | 82,2 | 79,6 | 76,6 | 73,9 | 72,2 | -10,1%      | -14,0%      | -20,2%      |

Quelle: Umweltbundesamt (2019b), eigene Berechnungen.

Entsprechend dem Hauptszenario der Prognose ist davon auszugehen, dass der Wert für das Jahr 2020 sowohl über der Vorgabe aus dem KSG (48,8 Mio. Tonnen) als auch über jener des ESD (47,8 Mio. Tonnen) liegen wird.<sup>21</sup> Gegenüber dem Jahr 2005 würde dies einem Rückgang des Emissionsausstoßes in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten von rund 10 Prozent entsprechen und somit von den vereinbarten 16 Prozent abweichen. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass Gutschriften aus vergangenen Jahren bestehen. Laut Umweltbundesamt sind aber weitere Maßnahmen notwendig, um das Ziel für die gesamte Periode zu erreichen. In Bezug auf das Jahr 2030 zeigt sich, dass der Rückgang der ESD-Emissionen gegenüber 2005 lediglich knapp 16 Prozent beträgt. Demensprechend ist nach dieser Prognose von einer erheblichen Zielverfehlung auszugehen und weitere Maßnahmen, über die berücksichtigten hinaus, notwendig. Die Prognose der Sektoren, die dem Emissionshandel unterliegen, ist von geringerer Bedeutung, da insgesamt über die Anzahl der ausgegebenen Zertifikate eine Zielerfüllung gewährleistet werden kann.

Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Studie theoretische und empirische Ergebnisse zu den wesentlichen ökonomischen Wirkungsweisen verschiedener Umweltinstrumente zur Vermeidung von Treibhausgas-Emissionen dargestellt. Hierzu werden in

<sup>21</sup> Die Ergebnisse der Sensitivitätsszenarien zeigen jedoch, dass eine nicht unerhebliche Unsicherheit bezüglich der zukünftigen Entwicklung besteht.

Kapitel 2 theoretisch-ökonomische Grundlagen zu den praktisch relevanten Instrumenten diskutiert. In Kapitel 3 werden die einzelnen Instrumente anhand der Kriterien Zielerreichung, Effizienz, Verteilung und Umsetzbarkeit beurteilt. Damit verbunden haben umweltpolitische Eingriffe Auswirkungen auf den Wirtschaftsstandort und somit auf das Wirtschaftswachstum. Diesen Einflüssen wird in Kapitel 4 nachgegangen. In Kapitel 5 wird das deutsche Klimaschutzprogramm diskutiert, das im Herbst 2019 von der deutschen Bundesregierung präsentiert wurde. Kapitel 6 fasst die grundlegenden Ergebnisse zusammen und bewertet die betrachteten Umweltinstrumente auf Basis der gewonnenen Erkenntnisse.

## 2. Theoretische Grundlagen und Formen von klimapolitischen Instrumenten

Ein Markt ist eine Tauschinstitution, in deren Rahmen ökonomische Aktivitäten durchgeführt werden. Das wesentliche Instrument, um Angebot und Nachfrage nach Gütern und Dienstleistungen in Übereinstimmung zu bringen, ist der Marktpreis. Preise sorgen dafür, dass Tauschvorgänge mit jenen vorgenommen werden, bei denen der größte Nutzen daraus entsteht. Optimale private Entscheidungen führen in diesem Rahmen auch zu optimalen sozialen Ergebnissen. Um dieses Ergebnis zu erzielen, sind jedoch Voraussetzungen notwendig, die im Bereich der Umwelt bzw. des Klimawandels regelmäßig verletzt sind. So reflektieren Preise häufig die gesellschaftlichen oder soziale Kosten nicht oder nicht umfänglich. Durch die, aufgrund von Marktaktivitäten entstehenden Umweltkosten, wird ein Keil zwischen den privaten Nutzen und die gesamtgesellschaftlichen Auswirkungen getrieben, und eine ineffiziente Ressourcenallokation entsteht.

In Bezug auf das Marktversagen können hinsichtlich des Klimawandels und des CO<sub>2</sub> Ausstoßes mehrere Gründe angeführt werden. Der grundlegende Punkt für das Auftreten von Marktversagen liegt im Auftreten von externen Effekten von Marktaktivitäten. Die Produktion von Gütern, das Betreiben von PKWs oder auch das Heizen des Wohnraums verursachen Treibhausgas-Emissionen, die die Lebensqualität in Zukunft massiv beeinträchtigen werden. Die Marktteilnehmer berücksichtigen jedoch diese externen Effekte der Reduktion der Lebensqualität nicht, sodass die gesamtgesellschaftlichen Kosten bei den Entscheidungen nicht ausreichend berücksichtigt sind.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt für das Marktversagen ist neben der Externalität das Fehlen eines Marktes für den Schadstoffausstoß und den damit verbundenen Kosten für die Allgemeinheit. Diese Problematik wird auch als *unvollständiger Markt* bezeichnet. Märkte sind dann vollständig, wenn die Marktteilnehmer wohldefinierte Eigentumsrechte kostenlos definieren können und ein Markt für den Handel dieser Rechte existiert. Ohne bestehende Eigentumsrechte im Bereich der Treibhausgase kann kein entsprechender Markt und auch keine entsprechenden ökonomischen Anreize entstehen, Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Diese Form des Marktversagens kann über die Definition von Eigentumsrechten behoben werden. Falls es keine Transaktionskosten gibt, führt die Zuteilung von Eigentumsrechten zu einem effizienten Ergebnis, d.h. die sozialen Kosten des Klimawandels werden in den wirtschaftlichen Aktivitäten berücksichtigt, unabhängig davon,

wem die Eigentumsrechte ursprünglich zugeteilt werden. Dies wird als das sogenannte Coase Theorem bezeichnet (Coase 1960).<sup>22</sup>

Im Prinzip bestehen nun mehrere Möglichkeiten, wie das Ziel von Treibhausgas-Reduktionen erreicht werden kann. Neben der Ausübung sozialen Drucks zur Erreichung sozial erwünschten Verhaltens über Ermahnungen und Überzeugungen können aus ökonomischer Perspektive folgende Maßnahmen zur Reduktion von Emissionen eingesetzt werden<sup>23</sup>

- Regulierung über die Einführung von Standards über quantitative oder qualitative Beschränkungen von Treibhausgas-Emissionen
- Steuern auf Verschmutzungsaktivität (oder Inputgüter bzw. Endprodukte) oder Subventionen für Vermeidungsaktivitäten
- Emissionshandelssysteme

bzw. eine Kombination der verschiedenen Maßnahmen. Im Nachfolgenden werden die theoretischen ökonomischen Implikationen der verschiedenen Umweltinstrumente diskutiert. Für den Vergleich der Maßnahmen wird in diesem Teil der Studie auf die Effizienzauswirkungen abgestellt, das heißt es sollen insgesamt die Vermeidungskosten von Treibhausgas-Emissionen gegeben ein Vermeidungsziel minimiert werden. Es gilt also, das vorgegebene Ziel mit den geringsten Kosten zu erreichen. Daneben sind aber natürlich auch noch andere Aspekte wichtig, die in der Folge angesprochen werden, wie etwa die Auswirkungen auf die öffentlichen Finanzen oder Verteilungseffekte innerhalb der Gesellschaft.

## 2.1. Einführung von Regulierungen

Standards bzw. Regulierungen werden häufig als Maßnahme zur Kontrolle von externen Effekten herangezogen. Auch im Umweltbereich finden sich zahlreiche Regulierungen, um Umweltziele zu erreichen. Der Regulator (Gesetzgeber etc.) kann dabei gewisse Standards festlegen, wie beispielsweise Regulierungen in Bezug auf die Beimengung von Biokraftstoffen, die Zulassung von Kraftfahrzeugen nur in jenen Fällen, in welchen Emissionsstandards erfüllt werden oder die Verpflichtung zum Einbau eines Katalysators. Der Regulator kann aber auch die maximale Menge an Emissionen bestimmen, die ein Marktteilnehmer emittieren darf. In beiden Fällen fallen bei den

---

<sup>22</sup> Die Zuteilung von Eigentumsrechten an die VerschmutzerIn oder an Betroffene des Klimawandels hat jedoch unterschiedliche Implikationen für die Verteilung. Wird beispielsweise das Eigentumsrecht an die VerschmutzerIn zugeteilt, dann müssen die Betroffenen der Umweltauswirkungen die VerschmutzerIn für die Unterlassung der Emissionen entschädigen, während es sich bei der Zuteilung an die Betroffenen umgekehrt verhält.

<sup>23</sup> Siehe Hanley et al. (1997), S. 107.

Unternehmen bzw. den KonsumentInnen Kosten an, entweder für zusätzliche Forschungs- und Produktionskosten für die Erreichung der Standards oder für die Reduktion der Emissionen, z.B. durch die Verringerung der Produktion und damit verbunden entgangenen Erträgen.

Die ökonomischen Auswirkungen einer Regulierung auf die Kosten der Emissionsvermeidung wird in Abbildung 2 skizziert. Zur Veranschaulichung wird von einer dynamischen Betrachtung (wie etwa Marktein- und -austritte) Abstand genommen, und von Preis- und entsprechende Nachfrageeffekten abstrahiert. Betrachtet werden zwei Marktteilnehmer, Unternehmen A und Unternehmen B. Die X-Achse beschreibt das Emissionsniveau an Treibhausgasen der beiden Unternehmen, die Y-Achse die marginalen Kosten der Emissionsvermeidung. Die marginalen Kosten beschreiben, welche Kosten die Reduktion einer zusätzlichen Emissionseinheit bei den Unternehmen verursacht. Da die marginalen Kostenkurven fallend sind, steigen die marginalen Kosten mit der Höhe der Reduktion der Emissionen an. Dies bedeutet, je weiter links man sich auf der Kurve befindet und daher je weniger Emissionen ausgestoßen werden, desto teurer ist es für den Marktteilnehmer, die Emissionen um eine zusätzliche Einheit zu reduzieren. Die Idee dahinter ist, dass bei einem hohen Emissionsniveau noch mehrere potenzielle Technologien zur Reduktion der Emissionen zur Verfügung stehen, die noch dazu relativ günstig sind. Umso kräftiger jedoch die Emissionen zurückgefahren werden müssen, desto weniger kostengünstige Technologien sind verfügbar und desto höhere (marginale) Kosten fallen an.

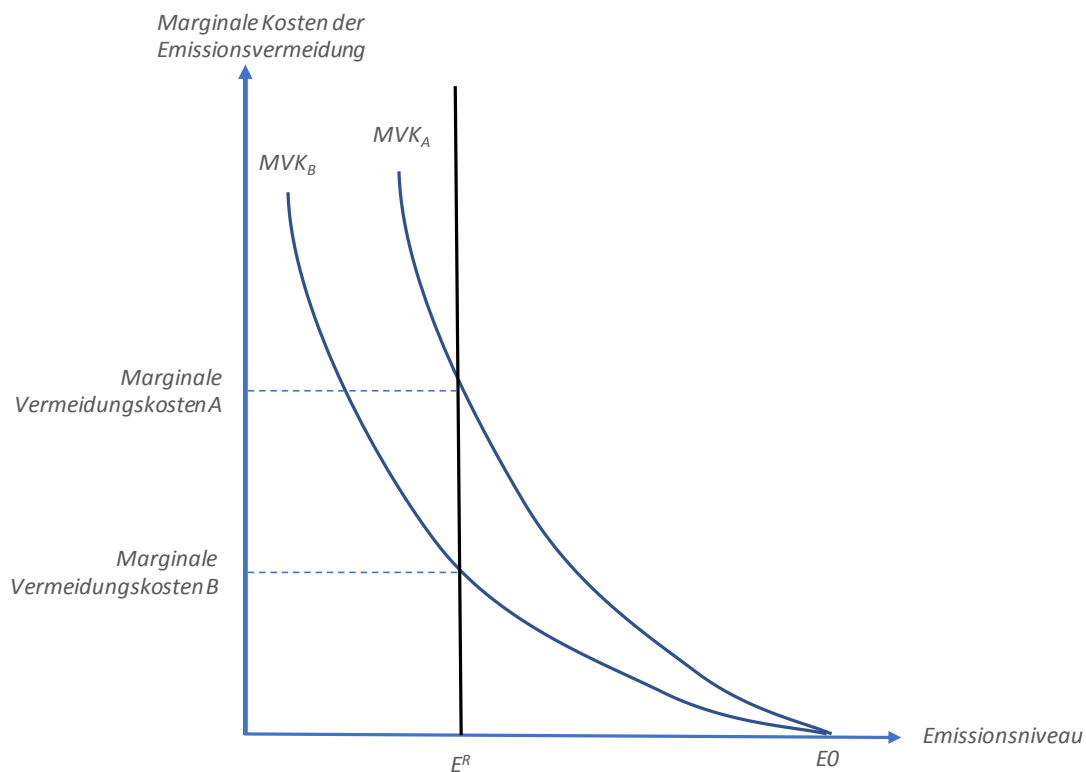
Im Ausgangszustand, also vor Einführung einer Regulierung, wird vereinfachend unterstellt, dass bei beiden Unternehmen ein Emissionsniveau von  $E^0$ <sup>24</sup> anfällt. Die Regulierung sieht nun vor, dass die Unternehmen nun maximal  $E^R$  emittieren dürfen.<sup>25</sup> Die beiden Kostenkurven,  $MVK_A$  von Unternehmen A und  $MVK_B$  von Unternehmen B, zeigen, wieviel die Reduktion einer zusätzlichen Einheit an Emissionen kostet. Gemäß der Darstellung ist für Unternehmen B die Reduktion bei jedem Emissionsniveau günstiger als für Unternehmen A, da die marginale Kostenkurve von B durchgängig unter jener von A liegt.

---

<sup>24</sup> Es können natürlich differenzierte Ausgangsniveaus bei beiden Unternehmen angenommen werden, die Analyse und die Ergebnisse sind qualitativ ident.

<sup>25</sup> Blendet man Preis- und Nachfrageeffekte aus und unterstellt, dass die Unternehmen die Kosten minimieren, werden sie auch  $E^R$  emittieren.

Abbildung 2: Auswirkung einer Regulierung auf Kosten der Emissionsvermeidung



Quelle: EcoAustria.

Wird, wie bei der unterstellten Art der Regulierung, für die Unternehmen ein maximales Emissionsniveau von  $E^R$  bestimmt, dann ist es für Unternehmen B wesentlich günstiger, das erforderliche Niveau zu erreichen als für Unternehmen A, d.h. Unternehmen A hat weit höhere Kosten zu tragen. Der Effekt der Regulierung ist somit, dass die Reduktion des Emissionsniveaus in beiden Fällen aufgrund desselben Ausgangsniveaus  $E^0$  gleich hoch ausfällt, die Kosten jedoch sehr unterschiedlich ausfallen. Dies hat zur Folge, dass das Reduktionsziel zwar erreicht wird, allerdings nicht zu den niedrigsten möglichen Vermeidungskosten (siehe unten).

## 2.2. Einführung einer CO<sub>2</sub> Steuer

Im Gegensatz zu einer Regulierung legt eine CO<sub>2</sub> Steuer kein zulässiges Emissionsniveau für die beiden betrachteten Unternehmen fest, sondern bestimmt lediglich die Höhe der Steuer für eine Emissionseinheit. Das Emissionsniveau wird weiterhin dezentral auf Ebene der Unternehmen oder Konsumenten festgelegt, die jedoch die CO<sub>2</sub> Steuer in ihre Entscheidung einfließen lassen. Die CO<sub>2</sub> Steuer kann derart festgelegt werden, dass die externen Effekte in den individuellen Entscheidungen der Marktteilnehmer in vollem Umfang berücksichtigt werden und somit die sozialen Kosten zur Entscheidungsgrundlage werden. In diesem Fall spricht man von einer Pigou-Steuer (Pigou 1932). Da in dem hier betrachteten Fall jedoch das Steueraufkommen beim

Emissionsniveau  $E^R$  nicht notwendigerweise den sozialen Kosten der Verschmutzung entspricht, ist nicht davon auszugehen, dass eine Pigou Steuer in Reinform vorliegt. Das gewünschte Reduktionsziel orientiert sich stattdessen an den international festgelegten Emissionsreduktionsvereinbarungen.<sup>26</sup>

Sind die Vermeidungskosten im betrachteten Fall der beiden Unternehmen A und B dieselben, das heißt  $MVK_A$  ist gleich  $MVK_B$  und kennt der Regulator die Höhe der  $CO_2$  Steuer, die mit der gewünschten Emissionsreduktion verbunden ist, dann können die Regulierung und die  $CO_2$  Steuer zum selben Ergebnis führen. In beiden Fällen würde dann zum kosteneffizienten Niveau produziert. Unterscheiden sich die Vermeidungskosten hingegen, was in der Praxis der Fall ist, dann differieren die Ergebnisse. Weist Unternehmen A höhere Vermeidungskosten auf, wie in Abbildung 3 dargestellt, dann führt die Kostenminimierung dazu, dass die Emissionen nicht auf  $E^R$  sondern lediglich auf  $E^A$  zurückgeführt werden. Bei diesem Niveau entsprechen die Vermeidungskosten für eine zusätzliche Emissionseinheit der Höhe der  $CO_2$  Steuer. Unternehmen B, das niedrigere Vermeidungskosten aufweist, reduziert hingegen die Emissionen auf  $E^B$ , also um einen größeren Betrag. Auch bei Unternehmen B entsprechen die marginalen Vermeidungskosten dem Niveau der  $CO_2$  Steuer. Da jedoch für Unternehmen B die Kosten der Emissionsvermeidung bis zu diesem Punkt  $E^B$  günstiger als für Unternehmen A sind, werden die Emissionen dort stärker zurückgefahren. Das aggregierte Emissionsniveau entspricht der Summe aus  $E^A$  und  $E^B$  und der Schnitt aus beiden gleicht in diesem Fall  $E^R$ , dem Niveau bei Regulierung. Der Unterschied liegt darin, dass im Fall der  $CO_2$  Steuer die gesamten Vermeidungskosten niedriger ausfallen, da das Unternehmen mit den niedrigeren Vermeidungskosten mehr Emissionen vermeidet. Bei der Regulierung reduzieren beide Unternehmen zwar gleich viel, die Vermeidungskosten fallen insgesamt aber höher aus. Somit wird das Reduktionsziel zwar erreicht, aber zu höheren Kosten.

Baumol und Oates (1988) zeigen, dass eine  $CO_2$  Steuer die notwendigen Bedingungen für die Minimierung der gesellschaftlichen Kosten erfüllt. Dies ist bei der oben diskutierten Regulierung nicht der Fall. Wesentlich dabei ist, dass alle Marktteilnehmer der Steuer unterliegen. Ist dies nicht der Fall, dann wird dies zu Ausweichreaktionen führen.<sup>27</sup> Diese Problematik tritt beispielsweise beim Carbon-Leakage auf: ein  $CO_2$  Preis verteuert die hergestellten Güter. Wird in diesem Fall verstärkt auf importierte Güter zurückgegriffen, die keiner entsprechenden  $CO_2$  Steuer unterliegen, dann ist dies mit einer Verlagerung der Produktion ins Ausland verbunden. Gleichzeitig fallen dann

---

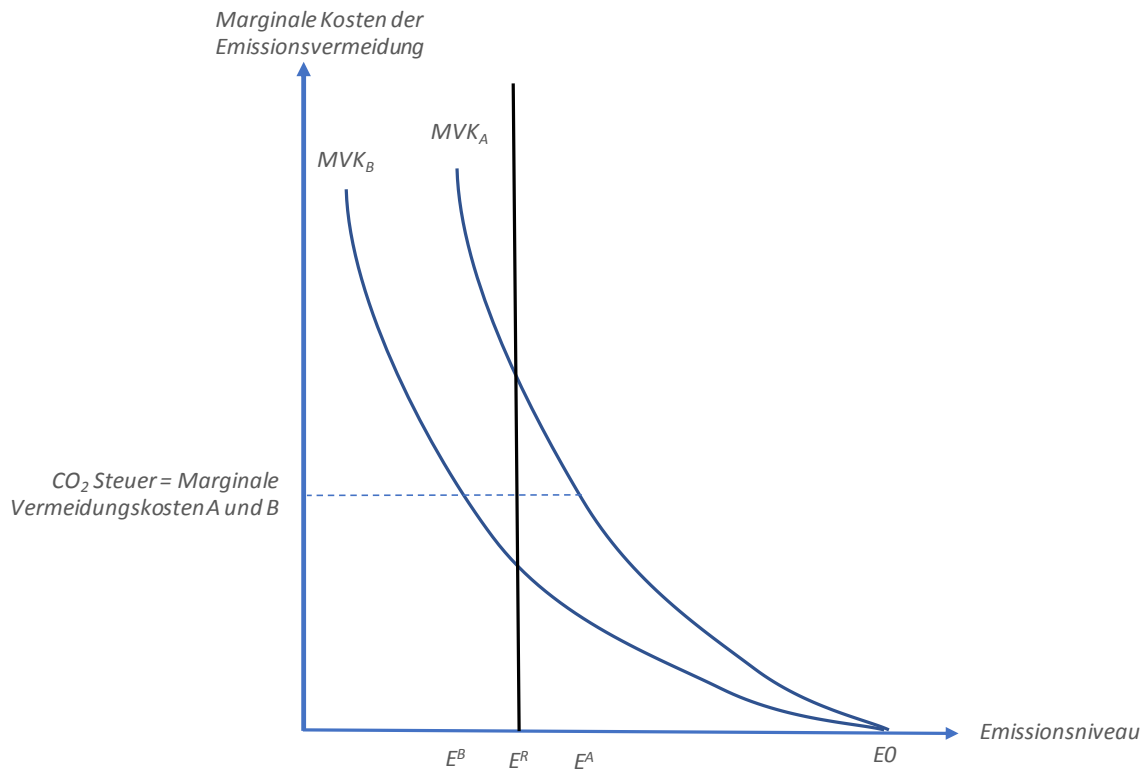
<sup>26</sup> In der Praxis ist auch davon auszugehen, dass eine Pigou Steuer kaum zu erreichen ist, da die notwendigen Informationen über die sozialen Kosten der Verschmutzung nicht hinreichend genau für die Festlegung des Steuersatzes öffentlich bekannt sind.

<sup>27</sup> Siehe Hanley et al. (1997), S. 112f.



aber auch die Treibhausgas-Emissionen im Ausland an, während sie im Inland zurückgehen. Ist die Produktion im Ausland mit einem höheren Ressourceneinsatz bzw. Emissionsniveau an Treibhausgasen verbunden, dann führt Carbon-Leakage zu einem verstärkten Ausstoß an Emissionen.<sup>28</sup>

Abbildung 3: Auswirkungen einer CO<sub>2</sub> Steuer auf Kosten der Emissionsvermeidung



Quelle: EcoAustria.

Zudem besteht ein weiteres wesentliches Problem einer CO<sub>2</sub> Steuer. Um den Steuersatz festzulegen der notwendig ist, um durchschnittlich  $E^R$  zu erreichen, müsste der Gesetzgeber die Emissionsvermeidungsfunktionen aller Marktteilnehmer kennen.<sup>29</sup> Dieses Kenntnis besitzt er aber nicht. Sterner und Coria (2012) haben gezeigt, dass je heterogener die Vermeidungskostenkurven der Unternehmen sind, desto effizienter Steuern im Vergleich zu regulatorischen Maßnahmen sind. Nach deren Untersuchung wären die gesamten Vermeidungskosten bei einer Steuer um 10 Prozent geringer, wenn die Vermeidungskosten für Unternehmen B halb so hoch sind wie für Unternehmen

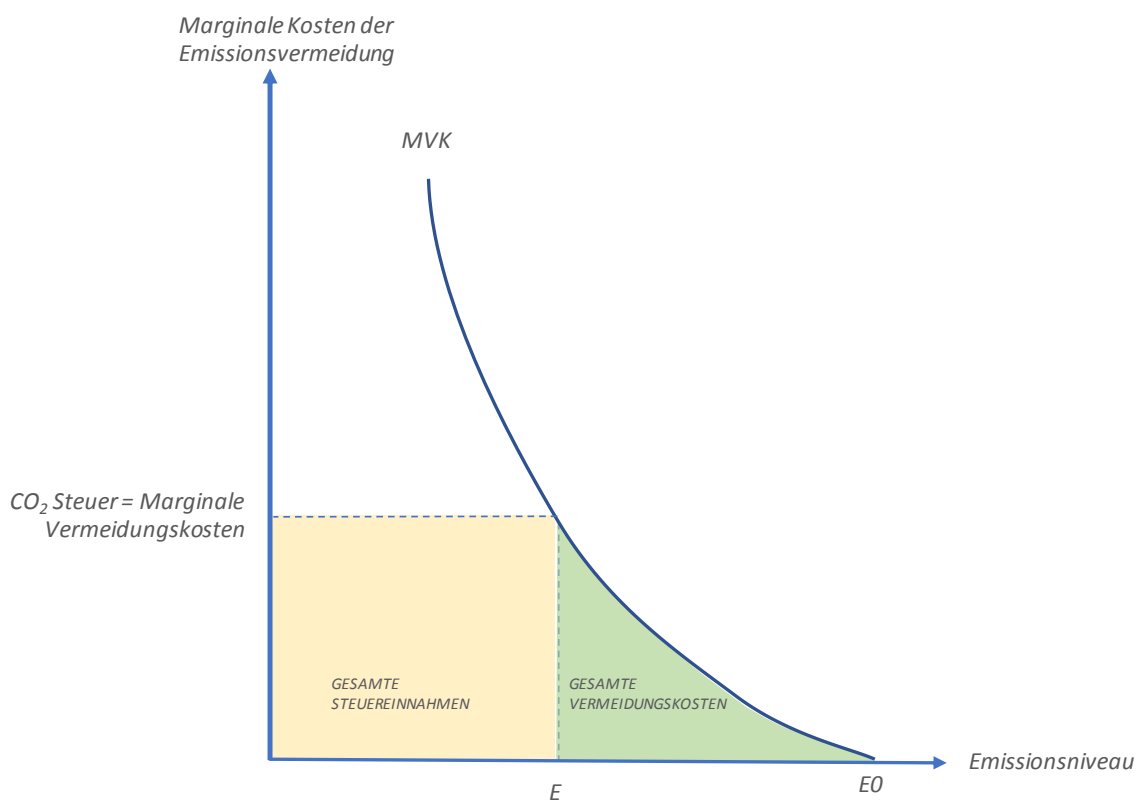
<sup>28</sup> Siehe beispielsweise Sachverständigenrat (2019).

<sup>29</sup> Eine weitere Problematik besteht darin, dass es in der Praxis mehrere Verschmutzungsquellen, wie CO<sub>2</sub>, Methan, Lachgas etc. gibt. In diesem Fall gilt nach Michaelis (1992), dass die relativen Steuersätze dem relativen Verhältnis zum Beitrag zur Klimaerwärmung (den CO<sub>2</sub> Äquivalenten) entsprechen sollen. Das Verhältnis der CO<sub>2</sub> Äquivalente der verschiedenen Treibhausgase wäre dementsprechend ein potenzieller Ansatz.

A. Betragen die Kosten von Unternehmen B lediglich ein Zehntel von A, dann fallen die Gesamtkosten um ganze 90 Prozent geringer aus.

Die Steuer verursacht bei Unternehmen Lasten in zweierlei Hinsicht. Einerseits sind Investitionen zu tätigen bzw. treten Kosten durch eine Umstellung von Produktionsprozessen ein. Diese sind durch die marginale Vermeidungskostenkurve gegeben. Zusätzlich haben Unternehmen auch die CO<sub>2</sub> Steuer zu tragen. Die jeweiligen Kosten sind in Abbildung 4 dargestellt. Die gesamten Kosten der Vermeidung ergeben sich aus der Summe der marginalen Vermeidungskosten und dem Niveau der Emissionsreduktion (grüne Fläche). Die zu zahlenden Steuern demgegenüber ergeben sich aus dem Produkt des verbleibenden Emissionsniveaus und dem CO<sub>2</sub> Steuersatz. Dies entspricht der gelben Fläche der Abbildung.

Abbildung 4: Aufteilung der Kosten der Emissionsvermeidung



Quelle: EcoAustria.

Ein wesentlicher Vorteil der CO<sub>2</sub> Steuer gegenüber der Regulierung besteht in den Anreizen zur Entwicklung und zum Einsatz neuer Technologien (Barde, 1994). Während bei Regulierungen umweltfreundliche Innovationen nur bis zu dem Punkt betrachtet werden, bis zu welchem die Regulierungserfordernisse eingehalten werden, spielen bei Steuern Innovationen eine deutlich größere Bedeutung. Den Kosten für die Entwicklung und Installation neuer Technologien stehen bei

Steuern nicht nur geringere Vermeidungskosten gegenüber (im Falle der Regulierung), sondern auch geringere Steuerzahlungen. Somit verstärken die Steuern die Anreize, in Emissionsvermeidungstechnologien zu investieren.

In dieser partialanalytischen Betrachtung sind Steuern und Subventionen für die Emissionsvermeidung äquivalent. Bei einer Subvention in Höhe der CO<sub>2</sub> Steuer in Abbildung 3 erhalten die beiden Unternehmen eine Zahlung, anstatt Steuern abzuführen. Unternehmen A würde in diesem Fall das Emissionsniveau auf E<sup>A</sup> zurückführen, da bis zu diesem Niveau die Kosten der Emissionsvermeidung niedriger sind als die Subvention. Selbiges gilt für Unternehmen B, welches das Emissionsniveau auf E<sup>B</sup> reduziert. Durchschnittlich wird wiederum E<sup>R</sup> emittiert. Geht man jedoch einen Schritt weiter, dann haben Steuern und Subventionen sehr unterschiedliche Implikationen. Auf Ebene der Unternehmen kann die CO<sub>2</sub> Steuer dazu führen, dass wirtschaftliche Aktivitäten durch die Internalisierung der Umweltkosten nicht mehr sinnvoll sind. Als Folge davon können Unternehmen in Konkurs gehen bzw. den Markt oder den Wirtschaftsstandort verlassen. Bei einer Subvention für die Vermeidung von Verschmutzungsaktivitäten können nicht nur diese Unternehmen im Markt verbleiben, sondern auch Unternehmen hinzukommen, die ohne die Subvention nicht am Markt aktiv wären. Auf der Ebene der öffentlichen Hand stehen demgegenüber bei einer CO<sub>2</sub> Steuer zusätzliche Einnahmen, die beispielsweise zu Abgabensenkungen an anderer Stelle herangezogen werden können, während bei Subventionen hierfür Finanzierungserfordernisse über höhere Abgaben an anderer Stelle anstehen. Diese üben aber wiederum Verzerrungen aus und führen zu Wohlfahrtseinbußen. Für eine CO<sub>2</sub> Steuer spricht, dass wenn Umweltkosten durch eine wirtschaftliche Aktivität entstehen, diese auch dann noch sinnvoll sein sollte, wenn diese Kosten internalisiert werden.<sup>30</sup>

Abbildung 4 verdeutlicht auch, dass Carbon-Leakage nicht nur bei der CO<sub>2</sub> Steuer, sondern auch bei der Regulierung eine Rolle spielt, da auch die reinen Vermeidungskosten die Produktion verteuern. Insofern die Regulierung effizient im Sinne der entstehenden Kosten bei den Unternehmen erfolgt, ist die Problematik des Carbon-Leakage jedoch geringer, da keine zusätzliche steuerliche Belastung anfällt (gelbe Fläche).

---

<sup>30</sup> Siehe Sterner und Robinson (2018).

### 2.3. Handelbare Emissionszertifikate für CO<sub>2</sub>

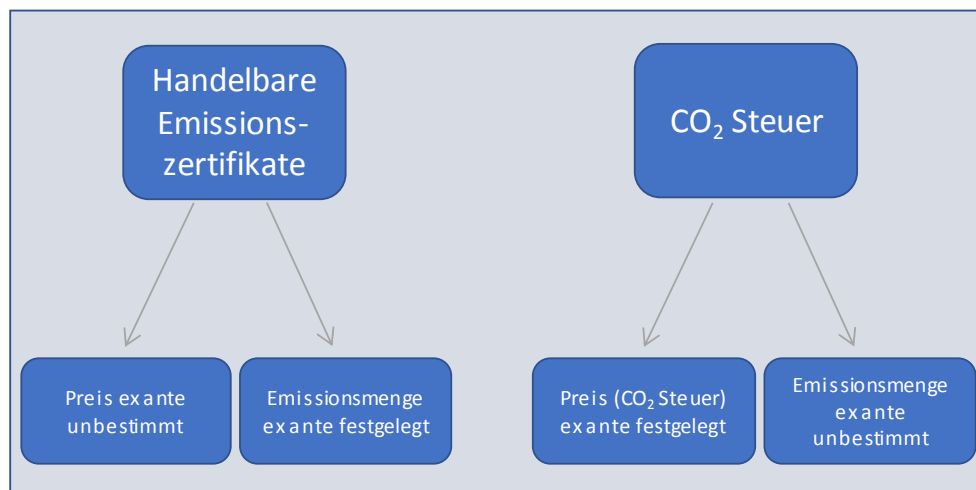
Handelbare Emissionszertifikate stellen einen weiteren potenziellen Eingriff dar, um das Ziel der Reduktion der Emissionen zu erreichen. Dabei werden über die Zertifikate Rechte zum Emissionsausstoß gehandelt, wobei das aggregierte Emissionsniveau über die Menge der ausgegebenen Zertifikate fixiert wird. Der Handel auf einem Zertifikatmarkt führt über die Zusammenführung von Angebot und Nachfrage zu einem Marktpreis für Emissionen. Zieht man nur die partialanalytische Betrachtung heran, dann kann das gewünschte durchschnittliche Emissionsniveau  $E^R$  erreicht werden, indem Zertifikate im Ausmaß dieses Niveaus auf den Markt gebracht werden. Der Marktpreis für die Zertifikate entspricht der CO<sub>2</sub> Steuer in Abbildung 3, die zum selben Emissionsniveau  $E^R$  führt. Um dies zu illustrieren, sei zuerst angenommen, dass der Marktpreis niedriger wäre. In diesem Fall würden die beiden Firmen mehr Emissionen nachfragen, also  $E^A$  und  $E^B$  größer als  $E^R$  sein, da die Kosten der Emissionsvermeidung höher wären als das Emissionszertifikat. Dies ist jedoch nicht möglich, wenn die Menge der ausgegebenen Zertifikate entsprechend des Reduktionsziels gewählt ist und das Emissionsniveau bei durchschnittlich  $E^R$  liegt. Wäre der Marktpreis hingegen höher als die angenommene CO<sub>2</sub> Steuer, dann würden beide Unternehmen verstärkt in Emissionsvermeidung investieren und das aggregierte Emissionsniveau niedriger als  $E^R$  sein. In diesem Fall würden aber darüberhinausgehende Zertifikate nicht eingesetzt werden. Dies führt dazu, dass der Preis sinkt.

Diese Analyse verdeutlicht, dass bei entsprechender Wahl der Steuer genau die gleiche Menge an Emissionen zu den gleichen volkswirtschaftlichen Kosten reduziert werden wie durch den Emissionshandel, dass eine CO<sub>2</sub> Steuer und Emissionszertifikate also äquivalente Instrumente darstellen würden. Dennoch bestehen erhebliche Differenzen in den beiden Instrumenten, insbesondere in der praktischen Umsetzung. Da der Gesetzgeber die Vermeidungskosten der einzelnen Teilnehmer nicht kennt, können die beiden Instrumente zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. Während bei der CO<sub>2</sub> Steuer die Höhe des CO<sub>2</sub> Preises durch die Steuer festgelegt ist, ist das resultierende Emissionsvolumen im Gefolge der Besteuerung ex ante ungewiss. Setzt der Gesetzgeber die Steuer zu niedrig fest, wird das Emissionsreduktionsziel nicht erreicht. Setzt er die Steuer zu hoch fest, wird das Ziel übererfüllt, mit der möglichen Folge, dass mehr Produktionen ganz eingestellt werden oder mehr Unternehmen den Wirtschaftsstandort verlassen als es bei „korrekter“ CO<sub>2</sub> Steuer der Fall gewesen wäre.

Bei den handelbaren Emissionszertifikaten ist hingegen das aggregierte Emissionsvolumen durch die Menge an ausgegebenen Zertifikaten festgelegt. Damit wird das Emissionsreduktionsziel sicher erreicht. Der Preis für ein Zertifikat ist hingegen ex ante nicht bestimmbar, da sich der Preis am Markt bildet.

Damit unterscheiden sich die beiden Instrumente in erster Linie durch ihre ökologische Treffsicherheit. Während handelbare Emissionszertifikate das Reduktionsziel sicher erreichen, müsste der Gesetzgeber bei einer CO<sub>2</sub> Steuer Kenntnisse über die optimale Steuerhöhe haben, über die er realiter nicht verfügt. Unsicherheiten bestehen allerdings in beiden Fällen: Bei der Steuer ist dies das resultierende Emissionsniveau, bei den Zertifikaten der Preis für ein Zertifikat. Dementsprechend würde für die Marktteilnehmer die CO<sub>2</sub> Steuer zunächst zu mehr Planungssicherheit führen und zu besserer Abschätzbarkeit, ob sich Investitionen lohnen oder nicht. Andererseits wäre damit zu rechnen, dass der Gesetzgeber die CO<sub>2</sub> Steuer anpasst, sollten die gewünschten Reduktionsziele nicht erreicht werden. Bei gleichen Emissionsreduktionen würden die CO<sub>2</sub> Steuer und der Emissionszertifikatepreis gleich hoch sein. Allerdings ist die Anpassungsgeschwindigkeit beim Emissionshandel eine schnellere als etwaige Anpassungen der CO<sub>2</sub> Steuerhöhe im politischen Prozess.

Abbildung 5: Emissionszertifikate und CO<sub>2</sub> Steuer im Vergleich



Wesentliche Voraussetzung für das Funktionieren des Emissionshandelsinstruments ist die Effektivität des Marktes. Wesentlich hierfür ist, dass ein ausgeprägter Wettbewerb auf dem Markt für Emissionszertifikate existiert. Sind nur wenige Marktteilnehmer in den Handel involviert bzw. kann ein Marktteilnehmer beispielsweise über das Zurückhalten von Zertifikaten den Marktpreis beeinflussen, kann dies dazu führen, dass die Verteilung der Zertifikate ineffizient ausfällt.<sup>31</sup> Tietenberg (1990) hat die Bedeutung der Höhe der Transaktionskosten und bestehende Informationen über potenzielle Marktteilnehmer am Emissionsmarkt für die Funktionsfähigkeit des Emissionshandels hervorgehoben.

<sup>31</sup> Für eine Analyse siehe Hahn (1984) oder Misiolek und Elder (1989).

### 3. Einordnung diskutierter klimapolitischer Instrumente

Österreich hat sich im internationalen Rahmen (siehe Kapitel 1) verpflichtet, die Treibhausgas-Emissionen schrittweise deutlich zu reduzieren. Die Ziele bis zum Jahr 2030 werden auf Basis der derzeit beschlossenen Maßnahmen gemäß der Analyse des Umweltbundesamts verfehlt. Dementsprechend stellt sich die Frage, welche zusätzlichen Maßnahmen ergriffen werden können, um die vereinbarte Reduktion der Emissionen zu erreichen. Dabei geht es vorrangig um jene Bereiche, die nicht dem EU-ETS unterliegen, also beispielsweise Verkehr, Gebäude, Landwirtschaft oder auch jene Teile von Energie und Industrie, die nicht unter das EU-ETS fallen.

Wesentliche Grundlage hierfür können klimabezogene Regulierungen, die Etablierung eines eigenen Emissionshandelssystems bzw. die Einbindung in das bestehende EU-ETS oder die Einführung einer CO<sub>2</sub> bezogenen Steuer sein. Für die Analyse der verschiedenen Instrumente bieten sich die folgenden Kriterien an. Ein wesentliches Ziel, an Hand dessen auch die Politik gemessen werden wird, betrifft die Frage der Zielerreichung durch das Instrument. Inwiefern kann ein jedes dieser Instrumente einen vorgesehenen Reduktionspfad garantieren. Zudem bietet sich der Aspekt der Kosteneffizienz im Sinne der Erreichung der Ziele zu möglichst geringen gesamtgesellschaftlichen Kosten an. Dazu gehört auch die Frage der mit dem Instrument verbundenen Unsicherheiten. Als weiteres Kriterium sind zudem Verteilungswirkungen zu betrachten. Die Umsetzbarkeit ist ein weiteres Kriterium. Dazu gehört einerseits die administrative Umsetzbarkeit, andererseits die zeitnahe Umsetzbarkeit. Eine hohe administrative Umsetzbarkeit reduziert Transaktionskosten bei Privathaushalten, Unternehmen und in der öffentlichen Verwaltung. Nachfolgend werden die einzelnen Instrumente anhand dieser Kriterien beurteilt.

#### 3.1. Zielerreichung

Für die Politik ist die Frage der Zielerreichung ein wesentliches Kriterium. Im Rahmen der Effort Sharing Decision hat sich Österreich verpflichtet, die Emissionen bis zum Jahr 2030 um 36 Prozent schrittweise zu reduzieren. Wird dieses Ziel national nicht erreicht, müssen von Seiten der öffentlichen Hand Zertifikate international zugekauft werden bzw. Strafzahlungen geleistet werden, falls keine Zertifikate mehr verfügbar sind. Dementsprechend sind neben klimarelevanten Auswirkungen einer Zielverfehlung auch noch finanzielle Belastungen zu berücksichtigen.

Regulierungen können einem vorgegebenen Ziel prinzipiell sehr nahe kommen, wenn feste Reduktionsgrenzen für private Haushalte und Unternehmen festgelegt werden. In der Praxis werden Regulierungen jedoch eine Vielzahl von Maßnahmen umfassen. Von Produktregulierungen, wie Abgasnormen, über Regulierungen im Produktionsprozess bis hin zu Subventionen, um Anreize

für Investitionen im Umweltbereich zu setzen, wie die Förderung der thermischen Gebäudesanierung. Dies ist vor dem Hintergrund der sehr diversen Sektoren, für die eine Reduktion der Emissionen erreicht werden soll, eine besondere Herausforderung. So sind im Bereich des Verkehrs andere Maßnahmen zu setzen als im Bereich der Gebäude, der Landwirtschaft oder der Abfallbeseitigung. Dies bedeutet, dass es eine große Herausforderung für die Verwaltung ist, diese unterschiedlichen Aspekte zielgenau abzudecken.

Des Weiteren ist zu bedenken, dass Interessensgruppen versuchen, auf die Wahl und Form von Regulierungen Einfluss zu nehmen.<sup>32</sup> Untersuchungen zeigen, dass die Regulierungen sowohl das Gemeinwohl als auch die Einwände von Interessensgruppen berücksichtigen.<sup>33</sup> Die Problematik der Zielerreichung besteht bereits bei jeder einzelnen Maßnahme. So ist beispielsweise die Subvention der thermischen Gebäudesanierung davon abhängig, wie viele der Immobilieneigentümer hiervon Gebrauch machen. Gegeben die zu erwartende Vielzahl von Maßnahmen, ist von einer erheblichen Unsicherheit auszugehen. Dementsprechend ist von einer laufenden Evaluierung der einzelnen Maßnahmen und Nachjustierungen sowie der Einführung zusätzlicher Regulierung notwendig. Das Zusammenspiel mit anderen Regulierungen, sei es national oder international, ist ebenso zu beachten. Diese können die Zielerreichung der Emissionsregulierung verhindern oder zumindest erschweren.

Darüber hinaus ist die Zielerreichung von konjunkturellen Schwankungen bzw. der Energiepreisentwicklung abhängig (siehe Sachverständigenrat 2019). So wird ein Anstieg der internationalen Nachfrage nach österreichischen Produkten die Produktion und damit den Emissionsausstoß erhöhen. Ein Rückgang der Energiepreise kräftigt die Nachfrage und damit die Emissionen. Die laufende Anpassung der verschiedenen Instrumente ist eine erhebliche politische Herausforderung und wäre auch administrativ sehr aufwendig.

Bei einer CO<sub>2</sub> Steuer ist die Zielerreichung, wie bei der Regulierung, ebenso nicht gewährleistet (siehe beispielsweise Abbildung 5), da der Gesetzgeber die Vermeidungskostenkurven der einzelnen Marktteilnehmer und damit verbunden die „korrekte“ Steuerhöhe nicht kennt. Bei der Festlegung des Preises kann die Reaktion der Marktteilnehmer nur abgeschätzt werden. Eine Unsicherheit in Bezug auf das Niveau der Reaktionen und den Zeitpunkt bleibt bestehen. Beispielsweise ist es schwierig vorherzusagen, in welchem Umfang und zu welchem Zeitpunkt

---

<sup>32</sup> Siehe beispielsweise Oates und Portney (2003) über die Bedeutung von Interessensgruppen auf die regulatorischen Maßnahmen.

<sup>33</sup> Siehe hierzu etwa Cropper et al (1992), Hoagland und Farrow (1996) oder Hird (1990).

alternative Antriebe im PKW-Bereich zum Einsatz kommen oder Heizanlagen ersetzt werden. Dies wird individuell von der bisherigen Betriebsdauer als auch von der volkswirtschaftlichen Entwicklung abhängen. Investitionen bzw. der Kauf langlebiger Konsumgüter sind in konjunkturell guten Zeiten leichter umzusetzen als in schlechteren Wirtschaftslagen. Eine zielgenaue Mengensteuerung kann daher nur durch eine regelbasierte Anpassung der Steuersätze erfolgen. Eine schrittweise Anpassung ergibt sich bereits aus dem ESD, die eine schrittweise Reduktion der Emissionen vorsieht. Darüber hinaus ergeben sich Anpassungen einerseits aus der Preis- und Lohnentwicklung, die die Berücksichtigung der Inflation erfordern und wegen der Zielsteuerung. Die Wahl des anfänglichen CO<sub>2</sub> Preises stellt dabei eine besondere Herausforderung dar. Eine zu niedrige Steuer wird mit einer Zielverfehlung einhergehen<sup>34</sup>, ein zu hoher Preis kann zu sehr hohen Belastungen und erheblichen Widerständen führen. In beiden Fällen wären Anpassungen der CO<sub>2</sub> Steuer wahrscheinlich. Um die Glaubwürdigkeit der Politik zu stärken, kann die Wahl des Steuersatzes auch durch eine unabhängige Behörde erfolgen. Dies könnte den Druck, der auf der Politik lastet, mildern (siehe Brunner et al. 2012). Ein Vorteil der CO<sub>2</sub> Steuer gegenüber dem Regulierungsansatz liegt darin, dass lediglich ein Parameter, nämlich der Steuersatz angepasst werden muss.

Im Gegensatz zu den anderen beiden Instrumenten wird beim Emissionshandel das Mengenziel über die Menge der ausgegebenen Zertifikate sicher erreicht. Diese muss dabei den Verpflichtungen beispielsweise im ESD entsprechen. Die Unsicherheit verlagert sich auf die Ebene des Preises für Emissionen, die in ähnlicher Weise auch bei der CO<sub>2</sub> Steuer durch notwendige Anpassungen besteht. Dies hat Auswirkungen auf die Effizienz und wird an dieser Stelle behandelt. Edenhofer et al. (2019) thematisieren jedoch das Risiko, dass infolge des politischen Drucks bei sehr hohen Preisen die maximale Emissionsmenge nachverhandelt werden kann. Diese Problematik der „Glaubwürdigkeit“ der Politik stellt sich jedoch bei allen Instrumenten.

### 3.2. Effizienz

Die grundlegenden theoretischen Aspekte in Bezug auf die Effizienz für die analysierten Instrumente wurden bereits in Kapitel 2 behandelt. Demnach führen aus ökonomischer Sicht Regulierungen zu ineffizienten Ergebnissen. Regulierungen können die unterschiedlichen Kostenstrukturen der Emissionsvermeidung nicht entsprechend berücksichtigen. Dies folgt sowohl

---

<sup>34</sup> Aus ökonomischer Sicht kann eine zu niedrige Steuer bei Einführung auch zu höheren Emissionen zu Beginn führen, siehe beispielsweise Jensen et al. (2015) oder Sinn (2015). Dementsprechend sollte die Steuer mit dem risikoangepassten Marktzinssatz zunehmen (Sternner und Robinson 2018).



aus der fehlenden Kenntnis der dezentralen Kostenstrukturen, als auch aus fehlenden Möglichkeiten, Regulierungen entsprechend auf den jeweiligen Fall anzupassen. So kann die Regulierung beispielsweise dasselbe Niveau an Emissionsreduktion für alle regulierten Marktteilnehmer vorsehen. Dementsprechend reduzieren Marktteilnehmer mit hohen Vermeidungskosten die Emissionen in zu hohem Umfang, jene mit geringeren Vermeidungskosten in zu geringem Umfang. In der Folge werden die Reduktionsziel nicht zu den geringstmöglichen gesellschaftlichen Vermeidungskosten erreicht. Zudem bieten Regulierungen zwar Anreize in emissionsarme Technologien zu investieren und somit die Kosten der Emissionsvermeidung zu verringern (siehe Edenhofer et al. 2019, gegenüber dem Status quo ist dies eine Verbesserung der Effizienz, auch als dynamische Effizienz bezeichnet), jedoch nur bis zu dem Punkt, bei welchem die Regulierungsvorgaben erfüllt werden. Regulierung bietet auch die Gefahr, dass die Politik bestimmte Technologien und Produktionstechnologien präferiert, ohne sicher zu wissen, ob dies die kostengünstigsten oder zukunftssträchtigsten Technologien sind. Dies kann ex post mit erheblichen Kosten und Problemen bei der Wettbewerbsfähigkeit verbunden sein. Technologieneutralität im Sinne des Wettbewerbs zwischen Technologien ist jedoch für Innovationspotenziale ein wesentlicher Grundpfeiler.<sup>35</sup>

Im Gegensatz zu Regulierungen können marktbasierende Systeme, wie eine CO<sub>2</sub> Steuer oder handelbare Emissionszertifikate zu effizienten Ergebnissen führen. In diesen Fällen reduzieren Marktteilnehmer mit geringen Vermeidungskosten die Emissionen kräftiger als jene mit hohen Vermeidungskosten. Darüber hinaus bieten marktbasierende Instrumente Anreize über das Niveau der Regulierung hinaus zu investieren. Senken beispielsweise neue Technologien die Vermeidungskosten, dann sind die Einsparungen im Falle der Regulierung durch diese Kostenreduktion gegeben. Im Falle eines marktbasierten Instruments sind Investitionen über dieses Niveau hinaus sinnvoll, da zusätzlich Steuerleistungen entfallen bzw. Emissionszertifikate am Markt verkauft werden können. Dies gilt bei Emissionszertifikaten nicht nur bei einer auktionierten Verteilung der Emissionszertifikate, sondern auch bei einer Gratiszuteilung. Da bei einer zusätzlichen Reduktion der Emissionen nicht mehr benötigte Zertifikate am Emissionshandelsmarkt verkauft werden können, stehen den Investitionen Einnahmen gegenüber.

Ein ökonomisch bedeutsamer Unterschied für Investitionsanreize zwischen CO<sub>2</sub> Steuer und Emissionszertifikaten liegt in der Vorhersagbarkeit des Preises für CO<sub>2</sub>. Die CO<sub>2</sub> Steuer fixiert

---

<sup>35</sup> Siehe Sachverständigenrat (2019).

zunächst den Preis für Emissionen<sup>36</sup>, während dieser bei Emissionszertifikaten am Markt bestimmt wird und entsprechend der Veränderungen von Angebot und Nachfrage Schwankungen unterliegt. Investitionen in CO<sub>2</sub> reduzierende Innovationen, Gebäude oder Infrastruktur haben meist sehr lange Zyklen. Dementsprechend sind stabile Erwartungen über die Preisentwicklung wesentlich für die Entscheidung über neue Investitionen (Nordhaus 2011). Prinzipiell erfüllt die CO<sub>2</sub> Steuer dieses Kriterium besser als der Emissionshandel. Darüber hinaus präferieren auch private Haushalte einen vorhersehbaren Pfad, um das Konsumprofil an die erwartete Entwicklung anzupassen. Allerdings ist davon auszugehen, dass der Gesetzgeber die CO<sub>2</sub> Steuer anpasst, sollten die gewünschten Reduktionsziele nicht erreicht werden und dies so lange bis sich CO<sub>2</sub> Steuer und Emissionszertifikatepreis entsprechen.

Unterschiede in den beiden marktbasieren Systemen treten auf, sobald Unsicherheiten hinsichtlich der Vermeidungskosten bzw. Umweltschäden bestehen. Nach Weitzman (1974) sind CO<sub>2</sub> Steuern dann vorzuziehen, wenn die Vermeidungskosten mit der reduzierten Emissionsmenge stark zulegen und die zusätzlichen marginalen Schäden durch Emissionen nur gering steigen. Wird in diesem Fall der Steuersatz nicht optimal gewählt, weichen die sozialen Kosten und die Vermeidungskosten für die Unternehmen nur wenig vom Optimum ab. Steigen hingegen die Umweltschäden mit den Emissionen erheblich an<sup>37</sup> und die marginalen Vermeidungskosten kaum, dann ist der Emissionshandel überlegen. Im Falle Österreichs würde dies eher für die CO<sub>2</sub> Steuer sprechen, da der Beitrag Österreichs zum Klimawandel sich im Rahmen hält. In dynamischer Betrachtung hält dieses Ergebnis jedoch nicht mehr notwendigerweise, da Emissionsvermeidungen heute auch in der Zukunft wirken.<sup>38</sup> Daher kann die CO<sub>2</sub> Steuer zu einem zu niedrigen Niveau an technischen Fortschritt zur Emissionsvermeidung führen. Höhere Kosten verstärken den Anreiz in neue Technologien zu investieren bzw. das Konsumverhalten anzupassen.

Diese Analyse abstrahiert jedoch von Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit und Verteilung. Aus diesem Grund empfehlen Edenhofer et al. (2019) ein hybrides Instrument eines Emissionshandels mit Mindest- und Höchstpreis. Der Mindestpreis soll Anreize für Investitionen in die Emissionsvermeidung und Forschung und Entwicklung bieten, der Höchstpreis eine übermäßige Belastung der Marktteilnehmer verhindern. Dieser Argumentation kann aber

---

<sup>36</sup> Wird die Höhe der Steuer regelmäßig angepasst, um das vorgegebene Reduktionsziel zu erreichen, dann ergibt sich ebenso eine erhebliche Unsicherheit über die zukünftigen Kosten für Emissionen.

<sup>37</sup> Dies gilt insbesondere für sogenannte Kipp-Punkte, bei deren Überschreiten die Auswirkungen massiv zunehmen. Ein Beispiel ist das Auftauen des Permafrostbodens mit dem darin gebundenen Methan.

<sup>38</sup> Siehe beispielsweise Hoel und Karp (2002), Newell und Pizer (2003) oder Karp und Zhang (2012).

entgegengehalten werden, dass Mindest- und Höchstpreise auch problematisch sind. Wenn die Emissionsreduktionsziele auch bei niedrigen Preisen eingehalten werden, dann führt ein Mindestpreis zu Belastungen von privaten Haushalten und Unternehmen, die nicht im Zusammenhang mit den Umweltzielen stehen. Dies belastet die Wettbewerbsfähigkeit und verringert Beschäftigung. Dementsprechend sind Mindestpreise mit Skepsis zu betrachten. Bei Höchstpreisen besteht die Gefahr, dass die Emissionsreduktionsziele nicht erreicht werden. In diesem Fall müssen Emissionsrechte von anderen EU-Mitgliedstaaten gekauft werden. Hierbei ist der entsprechende Preis unsicher. Verfehlt eine große Zahl von Mitgliedstaaten ihre Ziele, dann ist die Nachfrage nach diesen Rechten hoch und dementsprechend auch der Preis, den die öffentliche Hand für die Rechte zu zahlen hat. Es ist jedoch nicht unplausibel anzunehmen, dass günstigere Alternativen bestehen, um die Emissionsreduktionsziele zu erreichen. Somit würden öffentliche Gelder ineffizient eingesetzt werden.

Ein weiterer Aspekt, den lediglich Emissionszertifikate bieten, liegt in der Unterstützung der automatischen Stabilisierung der Wirtschaft. Der Preis für Emissionen beim Emissionshandel hängt bei vorgegebenem maximalen Emissionsniveau von der nachgefragten Menge ab. In konjunkturell schwachen Phasen wird somit der Preis für Emissionszertifikate niedriger und bei expansiven Phasen höher als im Durchschnitt ausfallen. Dies kann zur automatischen Stabilisierung der Wirtschaft über den Konjunkturzyklus beitragen. Im Rahmen des EU-ETS gilt dies jedoch nur dann, wenn der Konjunkturzyklus der heimischen Unternehmen jenem der europäischen Unternehmen im Schnitt entspricht. Da viele Unternehmen im EU-ETS stark von der weltweiten Nachfrage abhängen, ist hiervon im Großen und Ganzen auszugehen.

### 3.3. Öffentliche Finanzen und Verteilung

#### **Verteilungswirkungen**

Verteilungswirkungen von Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels sind ein weiteres wesentliches Kriterium, das für die Bewertung der verschiedenen Klimaschutzinstrumente herangezogen werden kann. Die folgende Diskussion fokussiert auf die Verteilungseffekte dieser Instrumente, wobei festzuhalten ist, dass auch die Auswirkungen des Klimawandels unterschiedlich verteilt sein können, insbesondere im internationalen Vergleich, aber auch innerhalb eines Landes. Nachfolgend werden die Verteilungseffekte der Maßnahmen auf die privaten Haushalte innerhalb eines Landes diskutiert, eine Untersuchung einer allfällig ungleichen internationalen Lastenverteilung ist nicht Teil dieser Studie.

Anders als bei anderen Kriterien, wie etwa der Effizienz, sind sich die Akteure oft der direkten Verteilungswirkungen der Maßnahmen bewusst und diese werden dementsprechend in der Öffentlichkeit diskutiert. Daher steht die Politik hier vor der Herausforderung, sich nicht nur auf eine technokratische Wahl des „optimalen“ Instruments zu konzentrieren, sondern auch die Interessen der verschiedenen Akteure zu berücksichtigen (siehe etwa Sterner und Robinson, 2018). Kaum in der Öffentlichkeit diskutiert werden hingegen die indirekten Verteilungswirkungen der Maßnahmen, die sich z.B. aus geringerem Wachstum und damit verbunden geringeren Einkommens- und Beschäftigungsmöglichkeiten für die privaten Haushalte ergeben.

Festzuhalten ist, dass die Verteilungswirkungen einer optimal gewählten CO<sub>2</sub> Abgabe und von Emissionszertifikaten insofern qualitativ äquivalent sind, weil sie in der Bepreisung von Emissionen äquivalent sind. Dennoch können sich durch die konkrete Ausgestaltung Unterschiede ergeben, wie unten noch näher erläutert.

Kirchner et al. (2018) untersuchen im Rahmen des CATs (Carbon Taxes in Austria) Projekt u.a. die Verteilungswirkungen verschiedener CO<sub>2</sub> Steuer-Szenarien in Österreich. Die Autoren zeigen, dass Ausgaben für Energie insgesamt in dem Sinne regressiv sind, dass Haushalte mit geringerem Einkommen einen höheren Anteil ihres Einkommens bzw. ihres Konsums für diese Güter ausgeben. Ausgaben für Wärme und Elektrizität sind spürbar regressiv verteilt, bei Treibstoffen zeigt sich dieses Muster nicht. Die Autoren untersuchen u.a. drei verschieden stark ausgeprägte Szenarien (low, med, high) einer CO<sub>2</sub> Besteuerung in Nicht-ETS Bereichen. Ohne Kompensation ergeben sich regressiv Auswirkungen der CO<sub>2</sub> Besteuerung: im Szenario der höchsten Besteuerung, in dem eine CO<sub>2</sub> Steuer von 315 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> eingeführt wird (die die anderen Energieabgaben ersetzt), entrichten Haushalte im untersten Einkommensquintil 3,2 Prozent ihres Einkommens für die CO<sub>2</sub> Abgabe, im Vergleich zu 1,1 Prozent bei den Haushalten im obersten Quintil. Die Auswirkungen sind weniger regressiv, wenn man die Abgabe in Bezug zu den Ausgaben setzt (die CO<sub>2</sub> Abgabe beträgt im untersten Quintil 2,2 Prozent der Ausgaben, im obersten Quintil 1,8 Prozent). Zusätzlich werden auch verschiedene Möglichkeiten der Kompensation für die zusätzliche Belastung untersucht. In dem Kompensationsszenario, in dem die von privaten Haushalten entrichtete Steuer als pauschaler Transfer an die Bevölkerung und die von den Unternehmen entrichtete Abgabe als Reduktion der Dienstgeberbeiträge kompensiert wird, ermitteln die Autoren jedoch progressive Verteilungseffekte.

Auch der Budgetdienst (2019) untersucht (auf Basis der Konsumerhebung 2014/15) die Verteilungswirkungen einer CO<sub>2</sub> Steuer in der Höhe von 315 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> in Österreich, mit einer Kompensation für die Belastung über einen Pauschalbetrag pro Kopf. Die Autoren ermitteln

eine durchschnittliche Belastung von jährlich 1.019 Euro pro Haushalt. Ohne Kompensation zeigt sich eine regressive Wirkung der Maßnahme, der Gini-Koeffizient des verfügbaren Einkommens steigt von 0,2565 auf 0,2605.<sup>39</sup> Werden die privaten Haushalte über einen Pauschalbetrag kompensiert,<sup>40</sup> dann reduziert sich der Gini-Koeffizient auf 0,2542.<sup>41</sup> Die Analysen des Budgetdiensts verdeutlichen zudem, dass auch innerhalb der fünf Einkommensquintile die Auswirkungen stark streuen, weil die Haushalte unterschiedlich stark Güter konsumieren, die der CO<sub>2</sub> Steuer unterliegen. Nach Kompensation profitieren beispielsweise die meisten Haushalte im untersten Quintil. Der Median der Einkommensveränderung liegt dort bei rund 3 % Plus, das 25 %-Quantil liegt etwa bei Null. Das bedeutet, dass rund drei Viertel der Haushalte im untersten Quintil profitieren würden, ein Viertel hätte Einbußen zu ertragen.<sup>42</sup> Die Autoren zeigen auch den Einfluss von Haushaltscharakteristika auf die Belastungswirkungen. Die Belastung durch die CO<sub>2</sub> Steuer ist etwa mit zunehmender Haushaltsgröße rückläufig (weil die Ausgaben für Energie pro Person abnehmen) und steigt mit höherem Alter der HauptverdienerIn<sup>43</sup> sowie dem Einsatz fossiler Energieträger für das Heizen.

Studien für Deutschland kommen zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Verteilungswirkungen von CO<sub>2</sub> Bepreisung bzw. deren Kompensation. Im Sondergutachten des Sachverständigenrats (2019) werden Auswirkungen eines CO<sub>2</sub> Preises von 35 Euro je Tonne untersucht. Den Ergebnissen zufolge hat eine CO<sub>2</sub> Bepreisung regressive Verteilungswirkungen, die sich jedoch über eine pauschale Rückverteilung zu einer progressiven Verteilungswirkung umkehren. Im Schnitt würden Haushalte bis zum fünften Einkommensdezil von einer derartigen Maßnahme profitieren, Haushalte in den oberen Einkommensdezilen würden dagegen netto belastet. Analog zu den Ergebnissen des Budgetdiensts zeigt sich aber auch eine deutliche Spreizung der Auswirkungen innerhalb der Einkommensdezile. Bach et al. (2019) untersuchen die Verteilungswirkungen des Klimapakets der deutschen Bundesregierung (für eine ausführlichere Diskussion des Klimapakets siehe Kapitel 5). Die berücksichtigte Belastung ist vom Umfang her deutlich umfassender als die berücksichtigten Kompensationsmaßnahmen, im Schnitt belasten die untersuchten Maßnahmen

---

<sup>39</sup> Nach Blackburn (1989) kann eine einfache Vergleichsrechnung herangezogen werden: die gleiche Erhöhung des Gini Koeffizienten würde sich ergeben, wenn das jährliche Äquivalenzeinkommen von Personen in der unteren Hälfte der Einkommensverteilung um 214 Euro sinkt und jenes in der oberen Hälfte um den gleichen Betrag ansteigt.

<sup>40</sup> Dabei wird unterstellt, dass Kinder unter 14 Jahren den halben Betrag erhalten.

<sup>41</sup> Nach der oben diskutierten Vergleichsrechnung nach Blackburn (1989) entspricht die Dämpfung von 0,2565 auf 0,2542 einem Betrag von 124 Euro.

<sup>42</sup> Die Autoren des Budgetdiensts weisen jedoch darauf hin, dass die Ausgaben für Benzin und Diesel aufgrund des kurzen Buchführungszeitraums von zwei Wochen in der Konsumerhebung einer größeren Streuung unterliegen. Manche Haushalte tanken mehr oder weniger als sie im Buchführungszeitraum effektiv verbrauchen. Dies führt laut den Autoren dazu, dass der mittlere Verbrauch zwar unverzerrt geschätzt wird, die Streuung zwischen den Haushalten aber überschätzt wird.

<sup>43</sup> Dies kann jedoch größtenteils mit der sinkenden Haushaltsgröße bei älteren Personen erklärt werden.

daher die privaten Haushalte um 0,7 % des verfügbaren Haushaltseinkommens. Weil die berücksichtigte Kompensation nur gering ist, überwiegt auch der regressive Effekt der Belastung, sodass die Autoren insgesamt eine regressive Verteilungswirkung des Klimapakets ermitteln.

Die hier zitierten Ergebnisse für Österreich und Deutschland sind konsistent mit empirischen Studien in anderen Industriestaaten, wonach CO<sub>2</sub> Abgaben, solange man eine allfällige Kompensation außer Acht lässt, eine regressive Wirkung haben, weil Haushalte mit niedrigerem Einkommen einen höheren Anteil hiervon für Energie ausgeben, siehe etwa Wang et al. (2016). Maßnahmen in Bezug auf Wärme und Elektrizität sind regressiver als jene in Bezug auf Mobilität. Häufig wird auch argumentiert, dass Bedenken hinsichtlich der Verteilungswirkungen die Einführung einer CO<sub>2</sub> Abgabe verhindern können, siehe etwa Callan et al. (2009) für Irland oder Roberts (2016) für Washington.

Analysen zu Verteilungswirkungen von CO<sub>2</sub> Bepreisung nehmen in der Regel an, dass eine Steuererhöhung zu 100% auf die Konsumentenpreise überwältigt wird. Wie in Kapitel 4 dargestellt, kommen theoretische und empirische Untersuchungen zur Überwälzung von Steuererhöhungen jedoch zu dem Ergebnis, dass dies nicht notwendigerweise der Fall ist. So zeigt etwa Stolper (2016) in einer Untersuchung zu Treibstoffpreisen in Spanien, dass die Überwälzung in Gegenden mit überdurchschnittlichen Häuserpreisen höher ist. Der Autor weist zwar darauf hin, dass dieser Zusammenhang nicht notwendigerweise als kausal interpretiert werden kann. Das Ergebnis würde aber nahelegen, dass CO<sub>2</sub> Bepreisung weniger regressiv wirkt als üblicherweise unterstellt wird.

Dennoch wird vielfach argumentiert, dass die empirisch festgestellte Regressivität einer CO<sub>2</sub> Bepreisung ein Mitgrund dafür ist, dass die Politik auf Regulierungsmaßnahmen und Auflagen zurückgreift – trotz der geringeren Effizienz. Dies beruht zumindest implizit auf der Vermutung, dass Regulierungen und Auflagen nicht oder zumindest weniger regressiv wirken als eine CO<sub>2</sub> Bepreisung. Verteilungswirkungen von Regulierungen werden jedoch deutlich weniger häufig untersucht als jene von CO<sub>2</sub> Bepreisungen, was darauf zurückzuführen sein dürfte, dass derartige Untersuchungen methodisch deutlich schwieriger sind.

Jacobsen (2013) untersucht die Verteilungswirkungen des CAFE Programms (Corporate Average Fuel Economy) in den USA, das Autohersteller zu Mindestkraftstoffeinsparungen (im mit Verkaufszahlen gewichteten Durchschnitt der Fahrzeugflotte) verpflichtet. Oft wird argumentiert, dass solche Maßnahmen progressiv wirken würden, weil sich reichere Haushalte häufiger neue Fahrzeuge anschaffen und damit von der Regulierung in größerem Ausmaß betroffen sind. Die Autoren zeigen jedoch, dass sich diese kurzfristigen Auswirkungen umkehren, wenn die Änderung der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte sowie Preisänderungen bei Gebrauchtwagen

berücksichtigt werden. Es zeigt sich, dass die Regulierung regressiv wirkt. Dies veranschaulicht, dass sich „intuitive“ bzw. partialanalytische Ergebnisse ins Gegenteil verkehren können, wenn eine umfassendere Betrachtungsweise gewählt wird.

Auch Davis und Knittel (2019) untersuchen die Auswirkungen des CAFE Programms. Die Autoren zeigen, dass diese Regulierungen eine implizite Besteuerung (bzw. Subventionierung) darstellen und berechnen die Höhe dieser Steuer. Unter Einbeziehung der Auswirkungen auf Gebrauchtwagen kommen auch sie zu dem Ergebnis, dass die Auflagen (leicht) regressiv wirken. Bruegge et al. (2019) untersuchen die Verteilungswirkungen von Gebäudeenergiestandards („building energy codes“) in Kalifornien mit Hilfe von regionalen Unterschieden in den Standards. Die Autoren kommen u.a. zu dem Ergebnis, dass strengere Standards die Wohnfläche bzw. die Anzahl der Schlafzimmer für Haushalte in den unteren beiden Quintilen der Einkommensverteilung deutlich reduzieren, der Rückgang bei höheren Einkommen ist nur gering. Die Autoren schließen, dass Gebäudeenergiestandards für Haushalte mit geringem Einkommen stärkere Verzerrungen ausüben.

Wie schon mehrfach angemerkt, ist die Wirkungsweise von Regulierungen naturgemäß von ihrer konkreten Ausgestaltung abhängig und kann sich dementsprechend für unterschiedliche Maßnahmen signifikant unterscheiden. Die konkrete Ausgestaltung spielt aber auch eine wesentliche Rolle hinsichtlich der Verteilungswirkungen der anderen Instrumente. Dies gilt insbesondere bei Emissionszertifikaten in Bezug auf die Frage, ob diese auktioniert werden oder kostenlos bzw. begünstigt an gewisse Marktteilnehmer zugeteilt werden (siehe etwa Sterner und Robinson, 2018). CO<sub>2</sub> Abgaben haben wiederum diametral andere Verteilungswirkungen als eine Subventionierung von emissionsvermeidendem Verhalten, zwei Instrumente, die hinsichtlich der Effizienz im Wesentlichen äquivalent sind.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen den Instrumenten besteht darin, dass bei einer CO<sub>2</sub> Abgabe und bei einer Ausgabe von Emissionszertifikaten öffentliche Mittel lukriert werden, während dies bei Regulierungen im Allgemeinen nicht der Fall ist. Dementsprechend ermöglichen erstere, allfällig sozialpolitisch unerwünschte bzw. unintendierte Verteilungswirkungen der Instrumente abzufedern. Weil unter Berücksichtigung dieser Ausgleichsmaßnahmen bei CO<sub>2</sub> Abgaben und Emissionszertifikaten gegebenenfalls sogar progressive Ausgestaltungen möglich wären, geben beispielsweise Edenhofer et al. (2019) diesen Instrumenten hinsichtlich des Kriteriums Verteilung eine gute Bewertung, Regulierungen jedoch eine schlechte Bewertung.



## Öffentliche Einnahmen und Verwendung der Mittel

### Öffentliche Einnahmen

Primäres Ziel der verschiedenen diskutierten Maßnahmen ist die Emissionsvermeidung, um den Klimawandel zu bekämpfen. Mit den verschiedenen klimapolitischen Instrumenten sind aber auch signifikante Auswirkungen auf die öffentlichen Finanzen verbunden, die sich deutlich voneinander unterscheiden.

Die Wirkungsweise von Regulierungen und Auflagen auf die öffentlichen Haushalte hängt stark von der konkreten Ausgestaltung der Maßnahme ab und damit etwa von damit verbundenen administrativen Kosten, allfälligen Strafzahlungen für das Nicht-Erreichen von Vorgaben etc. Da Regulierungsmaßnahmen aber nicht mit einer Emissionsbepreisung verbunden sind, sind die Auswirkungen auf die öffentlichen Finanzen im Allgemeinen vergleichsweise gering.

Wie in Kapitel 2 dargestellt, können eine CO<sub>2</sub> Abgabe und eine Subventionierung von Emissionsvermeidung in einer Partialanalyse in Bezug auf die Effizienz der klimapolitischen Maßnahme ident sein. Während jedoch mit einer CO<sub>2</sub> Abgabe zusätzliche öffentliche Einnahmen verbunden sind, erhöht eine Subventionierung die öffentlichen Ausgaben. Die beiden Instrumente wirken also hinsichtlich der öffentlichen Finanzen diametral unterschiedlich.

Durch eine CO<sub>2</sub> Abgabe und durch eine Auktionierung von Emissionszertifikaten werden öffentliche Einnahmen lukriert, die sich an der Höhe der Steuer bzw. am Auktionspreis sowie an der Menge der Emissionen bemessen, die besteuert bzw. auktioniert werden. Die Einnahmen aus der Auktionierung bestimmen sich auch darüber, wie viele Zertifikate kostenlos (bzw. vergünstigt) zugeteilt werden. Zu erwarten ist, dass die Einnahmen aus einer Besteuerung aufgrund des gesetzten Preises wohl verlässlicher prognostizierbar sind als die Einnahmen aus einer Zertifikateversteigerung (siehe etwa Sachverständigenrat 2019).

Das erklärte Ziel klimapolitischer Maßnahmen ist die Reduktion von Treibhausgasemissionen. Für die öffentlichen Einnahmen insbesondere bei einer CO<sub>2</sub> Besteuerung impliziert die Zielerreichung, dass sich die Bemessungsgrundlage der Besteuerung reduziert.<sup>44</sup> Dementsprechend bedeutet eine Zielerreichung *ceteris paribus* (d.h. für gegebene Steuerhöhe bzw. Preis)<sup>45</sup>, dass die öffentlichen

---

<sup>44</sup> Bei einer Zertifikateauktionierung bestimmt sich die Menge auch darüber, wie viele Zertifikate kostenlos verteilt werden.

<sup>45</sup> Beim Emissionshandel ist der Sachverhalt etwas komplexer. Ein Rückgang der Emissionsmenge kann höhere Preise zur Folge haben, was hinsichtlich der Einnahmen der geringeren Menge entgegenwirkt.



Einnahmen aus der CO<sub>2</sub> Bepreisung zurückgehen, aber auch Steuereinnahmen von Abgaben, die ebenso auf dieser Bemessungsgrundlage basieren wie beispielsweise die Mineralölsteuer. Hinzu kommen möglicherweise Steuermindereinnahmen aufgrund geringerer wirtschaftlicher Aktivität.

Die öffentlichen Einnahmen aus einer Zertifikateauktionierung sind wesentlich von der konkreten Ausgestaltung abhängig. Im EU-ETS kommt der überwiegende Teil der Einnahmen aus der Zertifikateversteigerung den einzelnen Mitgliedstaaten zu.<sup>46</sup> Würde Österreich z.B. ein Opt-in bisheriger Nicht-EU-ETS Sektoren in den EU-ETS anstreben, so würde bei gegebener Rechtslage (Art. 10 der EU-ETS Richtlinie) nur ein Bruchteil der Auktionseinnahmen in Österreich landen. Vielmehr liegt eine Beschränkung auf die Höhe des regulären Auktionsanteils vor (siehe Edenhofer et al., 2019).<sup>47</sup> Bei einer CO<sub>2</sub> Abgabe und bei einem nationalen ETS verbleiben die öffentlichen Einnahmen hingegen in Österreich.

Zu berücksichtigen ist auch, dass eine Einbeziehung neuer Bereiche in den EU-ETS den Preis der Zertifikate beeinflussen kann. Dies wird insbesondere dann der Fall sein, wenn die Vermeidungskosten in den neuen Bereichen höher sind als in den bereits integrierten und der Preis der Zertifikate zunimmt. Dann können sich auch die Einnahmen aus der Auktionierung in den schon vorher dem EU-ETS unterliegenden Bereichen erhöhen.

Sektorspezifische Eigenschaften beeinflussen die konkreten Auswirkungen auf die öffentlichen Einnahmen in den verschiedenen Bereichen. Beispielhaft kann hier der sogenannte „Tanktourismus“ diskutiert werden, der in Österreich eine erhebliche Rolle spielt. Im Straßenverkehr werden Treibhausgas-Emissionen anhand der in Österreich verkauften Treibstoffmenge bemessen. Laut Umweltbundesamt (2018) kann etwa ein Viertel aller verkehrsbedingten Treibhausgas-Emissionen in Österreich dem Kraftstoffexport in Fahrzeugtanks zugewiesen werden („Tanktourismus“). Würden Treibstoffpreise in Österreich unilateral aufgrund einer CO<sub>2</sub> Bepreisung spürbar zunehmen, so kann dies zu einer signifikanten Reduktion des Tanktourismus führen, was einerseits die öffentlichen Einnahmen daraus, andererseits die Emissionen Österreichs, dämpft.

Quantitative Abschätzungen über die Einnahmeneffekte einer CO<sub>2</sub> Steuer in Österreich können den schon hinsichtlich der Verteilungseffekte zitierten Studien des Budgetdiensts (2019) bzw. Kirchner

---

<sup>46</sup> Diese müssen nach der EU-Gesetzgebung (Art. 10 der EU-ETS-Richtlinie) mindestens die Hälfte der Einnahmen sowie alle Einnahmen der Versteigerungen von Luftverkehrszertifikaten für den Kampf gegen den Klimawandel in Europa und in der Welt einsetzen.

<sup>47</sup> Je mehr Mitgliedstaaten Nicht-EU-ETS Sektoren integrieren, desto mehr Einnahmen würden in Österreich verbleiben.

et al. (2018) entnommen werden. Bei der CO<sub>2</sub> Steuer von 315 Euro pro Tonne berechnet der Budgetdienst öffentliche Einnahmen durch die Belastung der privaten Haushalte in der Höhe von 3,9 Mrd. Euro jährlich. Kirchner et al. (2018) ermitteln in diesem Szenario insgesamt zusätzliche Einnahmen aus der CO<sub>2</sub> Besteuerung in der Höhe von 6,7 Mrd. Euro, davon entfallen rund 3,5 Mrd. Euro auf private Haushalte.<sup>48</sup> Die leichten Unterschiede zwischen den beiden Studien lassen sich u.a. auf unterschiedliche Annahmen bzgl. der Verhaltensreaktionen zurückführen.

### **Verwendung der Mittel**

Zweck der Einführung einer CO<sub>2</sub> Bepreisung ist es, Treibhausgasemissionen auf effiziente Art und Weise zu vermeiden, sie soll nicht primär der Einnahmengenerierung dienen. Aus diesem Grund sprechen sich einige Ökonomen dafür aus, die generierten Mittel nicht einfach in das Budget fließen zu lassen. Vielmehr sollen die Einnahmen an die privaten Haushalte und Unternehmen rückerstattet oder zweckgebunden für Maßnahmen zum Klimaschutz verwendet werden. So spricht sich etwa das Sondergutachten des Sachverständigenrats (2019, S. 7) dafür aus, die Einnahmen zurückzuverteilen und dies sozial ausgewogen zu gestalten. Dies würde in der Bevölkerung die Akzeptanz für die Maßnahme erhöhen.

Marten und van Dender (2019) stellen dar, dass rund zwei Drittel der in OECD-Ländern aus CO<sub>2</sub> Abgaben generierten Mittel durch gesetzliche Regelungen oder politische Vereinbarungen gebunden sind. Diese werden teilweise für Maßnahmen und Investitionen in den Klimaschutz verwendet, häufig aber auch zur Finanzierung von Steuersenkungen. Zu berücksichtigen ist, dass die Zielerreichung (Emissionsvermeidung) dazu führen kann, dass die Einnahmen aus der CO<sub>2</sub> Bepreisung rückläufig sind, was die Mittel für die Rückerstattung reduziert. Hinzu kommen weitere mögliche Einnahmenreduktionen aufgrund geringerer wirtschaftlicher Aktivität.

Ein wichtiger Aspekt bei der Rückverteilung der Einnahmen aus Umweltinstrumenten ist die Verringerung von verzerrenden Effekten in der Volkswirtschaft. In der Literatur wird dies als Doppelte Dividende („double dividend“) bezeichnet, siehe beispielsweise Pearce (1991), Goulder (1995) oder Bovenberg (1999). Die erste Dividende besteht dabei in der Reduktion umweltschädlicher Aktivitäten, die zweite Dividende darin, dass durch die gewonnenen Einnahmen verzerrende Steuern reduziert werden können. Goulder (1995) unterscheidet in diesem Zusammenhang drei Formen der doppelten Dividende: die *schwache* Form tritt dann auf, wenn die

---

<sup>48</sup> Dargestellt sind die Einnahmeneffekte in dem Szenario, in dem die Einnahmen aus der CO<sub>2</sub> Besteuerung über eine Reduktion von Dienstgeberbeiträgen bzw. Transfers an die privaten Haushalte rückverteilt werden.

Reduktion verzerrender Steuern die Wohlfahrt stärker erhöht als die Rückerstattung der Einnahmen über einen pauschalen Transfer („lump sum“). Die *mittlere* Form ist dann gegeben, wenn es (*irgend-*)eine verzerrende Steuer gibt, sodass eine aufkommensneutrale Rückerstattung der Umweltabgabe durch diese Steuer die wirtschaftliche Entwicklung kräftigt. Bei einer starken doppelten Dividende ist dies für *eine typische* verzerrende Steuer der Fall. Hier besteht auch ein wesentlicher Nachteil einer Subvention von Emissionsvermeidung (die hinsichtlich der Effizienz äquivalent mit einer CO<sub>2</sub> Abgabe ist): für eine aufkommensneutrale Reform müssten in diesem Fall verzerrende Steuern erhöht werden.

Mit der Motivation der Erzielung einer doppelten Dividende wurden in Schweden mit den Einnahmen aus der im Jahr 1991 eingeführten CO<sub>2</sub> Steuer unter anderem die Einkommensteuersätze gesenkt (Ackva und Hoppe, 2018). In der Schweiz fließt ein Drittel der Erträge aus der CO<sub>2</sub> Abgabe in das „Gebäudeprogramm“ von Bund und Kantonen. Die restlichen Erträge werden im Verhältnis der gezahlten Abgaben an die privaten Haushalte (gleichmäßig an alle in der Schweiz wohnhaften Personen über die Krankenversicherer) und die Wirtschaft (proportional zur abgerechneten AHV-Lohnsumme über die Alters- und Hinterlassenenversicherung AHV) rückverteilt (siehe Schweizerische Eidgenossenschaft, 2019).

Der Sachverständigenrat (2019) untersucht vier verschiedene Optionen einer Rückvergütung: i) Auszahlung einer Kopfpauschale<sup>49</sup>; ii) Senkung indirekter Steuern; iii) Erhöhung bedarfsorientierter Transferleistungen und iv) Senkung direkter Steuern oder Sozialabgaben. Diese vier Optionen sind in der Umsetzung miteinander kombinierbar. Neben diesen vier Optionen der Rückerstattung kann das Aufkommen wie angesprochen auch für umweltpolitische Begleitmaßnahmen und Investitionen verwendet werden, um die Zielerreichung zu erleichtern.

Für eine Kopfpauschale würde zunächst sprechen, dass die Rückerstattung für jedermann sichtbar und zuordenbar ist und regressiven Verteilungswirkungen der CO<sub>2</sub> Bepreisung entgegenwirkt. Edenhofer et al. (2019) argumentieren, dass ein einheitlicher Pro-Kopf-Betrag den Gleichheitsgrundsatz verkörpern würde: jeder BürgerIn würde ein gleich großer Anteil am Gemeinschaftsgut „Atmosphäre“ zugewiesen. Wer dieses Gut seinem Anteil entsprechend nutzt, für den gleichen sich CO<sub>2</sub> Preis und Rückerstattung aus. Grundlegender Nachteil einer Kopfpauschale ist, dass dadurch keine verzerrenden Steuern reduziert werden. Dementsprechend kann keine doppelte Dividende generiert werden, und es können keine Anreizeffekte auf Arbeitsangebot und

---

<sup>49</sup> Diese wird manchmal als Klimabonus oder Klimadividende bezeichnet.

-nachfrage erzielt werden. Darüber hinaus wäre hinsichtlich der administrativen Umsetzbarkeit in Österreich zu diskutieren, an welches Instrument eine derartige Pauschale angeschlossen werden könnte.

Mit einer Senkung direkter Steuern (wie der Einkommensteuer) oder von Sozialversicherungsbeiträgen sind positive Anreizeffekte für Arbeitsangebot und -nachfrage verbunden. Berger et al. (2019) zeigen in einer Analyse mit dem PuMA Modell, das bei EcoAustria für die makroökonomische Analyse von Reformmaßnahmen verwendet wird, dass mit einer Senkung von Einkommensteuern und Lohnnebenkosten<sup>50</sup> kräftige Auswirkungen auf Beschäftigung, Investitionen, Wertschöpfung und privaten Konsum verbunden wären. Auch Kirchner et al. (2018) zeigen, dass eine Rückerstattung über eine Senkung von Abgaben auf den Faktor Arbeit zu markant höheren BIP- und Beschäftigungseffekten führen würde als eine Kompensation über einen pauschalen Transfer. Eine Senkung dieser Abgaben könnte entsprechend dieser Ergebnisse das Erzielen einer doppelten Dividende bewirken. Auch die administrative Umsetzbarkeit wäre vergleichsweise einfach. Nachteilig ist, dass die Wahrnehmbarkeit der Rückerstattung weniger ausgeprägt und die Vermeidung regressiver Verteilungswirkungen nur für Steuer- bzw. Beitragszahlende möglich wäre.

Eine Rückerstattung über eine Reduktion indirekter Steuern wäre vergleichsweise einfach über die Mehrwertsteuersätze implementierbar. Alternativ oder ergänzend könnten, analog zur Senkung der EEG-Umlage beim deutschen Klimaschutzpaket, auch andere Verbrauchsteuern gesenkt werden, um die Marktteilnehmer für die CO<sub>2</sub> Bepreisung zu kompensieren. Die Vermeidung regressiver Verteilungswirkungen wäre mit dieser Form der Rückerstattung zumindest teilweise möglich. Ebenso können damit positive Anreizeffekte für Arbeitsangebot und -nachfrage generiert werden, jedoch gemäß der ökonomischen Literatur (siehe etwa Thomas et al. 2017 oder Arnold et al. 2011) in geringerem Ausmaß als bei einer Senkung direkter Steuern oder Sozialabgaben. Die Wahrnehmbarkeit der Rückerstattung wäre ebenso vergleichsweise gering.

Mit einer Erhöhung bzw. Ausweitung bedarfsorientierter Transferleistungen könnten relativ zielgerichtet regressive Verteilungswirkungen der CO<sub>2</sub> Bepreisung vermieden werden, wobei auf bereits bestehende Leistungen wie etwa dem Heizkostenzuschuss für sozial Bedürftige aufgebaut werden könnte. Nachteilig ist, dass diese Leistungen das Preissignal für TransferempfängerInnen konterkarieren und so die ökologischen Anreizwirkungen dämpfen. Auch die

---

<sup>50</sup> Die Autoren analysieren auch die positiven Effekte einer Reduktion der Körperschaftsteuer.

Arbeitsangebotseffekte wären (abhängig von der konkreten Ausgestaltung) tendenziell sogar negativ.

Für alle Formen der Kompensation ist anzumerken, dass sich damit die Konsum- und Investitionsmöglichkeiten erhöhen, was wiederum eine Rückwirkung auf die Energienachfrage haben kann. Die Rückerstattung macht jedoch nur einen kleinen Teil des Einkommens insgesamt aus. Durch diesen Einkommenseffekt wird die Emissionsvermeidung abgeschwächt<sup>51</sup>, der Substitutionseffekt wird jedoch dominieren (siehe Edenhofer et al 2019).

Die Diskussion verdeutlicht, dass mit den verschiedenen Rückerstattungsmöglichkeiten unterschiedliche Zielvorstellungen verbunden werden können. Die Rückerstattung kann daher auch aus einer Kombination verschiedener Maßnahmen bestehen und unterliegt der politischen Bewertung der Prioritäten. Wie in der Schweiz wäre es sinnvoll sowohl private Haushalte, als auch Unternehmen zu entlasten. So lassen etwa Edenhofer et al. (2019) eine Präferenz für eine „Klimadividende“, also eine pauschale Rückerstattung der CO<sub>2</sub> Bepreisung, erkennen. Kirchner et al. (2018) argumentieren, dass durch eine Rückerstattung mit einem Mix aus Lohnnebenkostensenkung und einem pauschalen Transfer an private Haushalte ein Trade-Off zwischen ökonomischer Effizienz und Verteilungsgerechtigkeit erreicht werden könnte. Köppl et al. (2019) sprechen sich dafür aus, die aus einer CO<sub>2</sub> Bepreisung lukrierten Mittel für einen Mobilitäts-Bonus (für Tickets zum öffentlichen Verkehr), einen Wohn-Bonus (zum sozialen Ausgleich und für Investitionen zur effizienteren Energieverwendung), einen Innovations-Bonus (mit dem energieintensive Industrien Optionen für Innovationen entwickeln können) und eine Reduktion der Abgabenbelastung des Faktors Arbeit zu verwenden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass es zur ex-ante Evaluation von Klimainstrumenten und mit ihnen verbundenen Erstattungsmaßnahmen notwendig ist, die Wechselwirkungen zwischen ökologischer Wirkung im Hinblick auf die Emissionsreduktion und den direkten und indirekten Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung, z.B. auf Einkommen Beschäftigung, sowie auf die Verteilung zu analysieren. Das allgemeine dynamische Gleichgewichtsmodell PuMA („Public Policy Model for Austria“) bietet einen idealen Ausgangspunkt dafür.

---

<sup>51</sup> Beim Emissionshandel führt die höhere Nachfrage wiederum zu einem Anziehen der Preise, die aggregierte Emissionsmenge ist hiervon unbeeinflusst.

### 3.4. Umsetzbarkeit

Unter dem Aspekt der Umsetzbarkeit werden nachfolgend einerseits die Transaktionskosten, die mit den jeweiligen Instrumenten verbunden sind, diskutiert und andererseits das Potenzial einer zeitnahen Umsetzung diskutiert. Da sich Österreich für eine schrittweise Reduzierung der Emissionen verpflichtet hat, kommt der zeitnahen Umsetzbarkeit eine wichtige Bedeutung zu.

Neue Instrumente erfordern den Aufbau neuer administrativer Kompetenzen. Transaktionskosten können Einfluss auf die Bewertung von Maßnahmen ausüben (Ofei-Mensah und Bennett 2013). So können hohe Transaktionskosten im Emissionshandel beispielsweise dazu führen, dass die Unterschiede in den Vermeidungskosten durch zu geringen Handel nicht ausreichend berücksichtigt werden und Ineffizienzen entstehen (Stavins 1995). Joas und Flachsland (2014) fassen Studien über die Transaktionskosten diverser Umweltinstrumente zusammen. Insgesamt kommen sie zu dem Ergebnis, dass die Transaktionskosten bei allen drei untersuchten Instrumenten, Vorgabe von Standards, Umweltsteuern und Emissionshandel, überschaubar sind. Die Autoren unterscheiden zwischen privaten und öffentlichen Kosten sowie verschiedenen Formen von Kosten. Dabei wird jedoch aufgrund der Verfügbarkeit von Studien hauptsächlich auf die Kosten nach der Einführung einer Maßnahme abgestellt. Kosten, die vorher anfallen, werden nicht entsprechend berücksichtigt. Nach Betz (2005) sind langfristig die Kosten nach Einführung einer Maßnahme dominant, sodass diese Einschränkung kein großes Problem darstellt.

In Bezug auf Transaktionskosten im Bereich der Regulierung unterscheiden Joas und Flachsland zwischen Produktions- und Produktstandards. Im Bereich der Produktionsstandards liegen nur wenige Untersuchungen vor. Nach Hepburn (2006) sind für manche Produktionsstandards die Transaktionskosten für Überwachung, Berichterstattung und Prüfung (Monitoring, Reporting, Verification - MRV) infolge der sporadischen Überwachung und der geringen Datenerfordernisse gering. Im Bereich der privaten Haushalte können aufgrund der Vielzahl der zu überprüfenden Einheiten die Kosten für MRV jedoch sehr hoch sein. Joas und Flachsland schließen jedoch, dass die Transaktionskosten im Bereich der Produktionsstandards niedrig anzusetzen sind. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen die Autoren für die Transaktionskosten für Produktstandards. Dies gilt insbesondere für homogene Produkte, die in Massenproduktion gefertigt werden. Vorgaben für Kühlschränke etc. erfordern häufig nur eine einmalige Zertifizierung. Für die USA liegen die Schätzungen für Transaktionskosten für Produktstandards im öffentlichen Bereich zwischen 4 und

17 Mio. Euro<sup>52</sup>. Insgesamt wird in Hepburn (2006) angenommen, dass die Kosten für MRV, Registrierung und die öffentliche Hand für einen Produktstandard in etwa jenen von CO<sub>2</sub> Steuern und Emissionszertifikaten gleichen und für Deutschland bei etwa 40 bis 70 Mio. Euro liegen.

Für das Instrument des Emissionshandels liegen vergleichsweise viele Informationen über die Transaktionskosten vor. Dies ist zu erheblichem Teil auf den EU-ETS zurückzuführen. Teilnehmer im EU-ETS müssen jährlich über ihre Emissionen Bericht erstatten, der dann durch einen externen akkreditierten Prüfer geprüft wird. Untersuchungen zeigen, dass die Transaktionskosten für MRV relativ zur ausgestoßenen CO<sub>2</sub> Menge markant zurückgehen. Der hohe Fixkostenanteil ist in mehreren Studien nachgewiesen worden.<sup>53</sup> Schätzungen für Deutschland gehen von MRV Kosten von 2 bis 9 Cent je emittierter Tonne CO<sub>2</sub> aus. Es wird auch angenommen, dass diese Kosten über die Zeit abnehmen. Für den Handel an Emissionszertifikaten liegen die Schätzungen in einer vergleichsweise großen Bandbreite mit 0,1 Cent bis 10 Cent je Tonne CO<sub>2</sub>. Gegeben, dass diese Kosten nicht besonders hoch ausfallen, ist davon auszugehen, dass der Handel durch diese Kosten nicht beeinträchtigt ist. Für den öffentlichen Bereich wurden für Deutschland für die Administrierung des EU-ETS Kosten von etwa 15 Mio. Euro ermittelt. Insgesamt gehen Joas und Flachsland von Transaktionskosten nach Einführung der Maßnahme für Deutschland von etwas über 80 Mio. Euro aus, wovon rund 70 bis 80 Prozent auf den privaten Sektor und der Rest auf den öffentlichen Sektor entfällt. Die Nutzung bestehender Kapazitäten für den Emissionshandel, wie beispielsweise von Börsen wie Energy Exchange Austria, könnte die Kosten dämpfen. Dennoch dürften die Transaktionskosten auch beim Emissionshandel im Vergleich zu Preisen für die Emissionszertifikate überschaubar sein.

Im Bereich der Steuern sind nach Joas und Flachsland die Kosten für MRV für die Marktteilnehmer dieselben wie für den Emissionshandel, da die Datenerfordernisse dieselben sein. Ein wesentlicher Unterschied besteht im Wegfall der Kosten für die Auktion und den Handel von Zertifikaten. Dementsprechend setzen sie einen Betrag für Deutschland von 40 bis 70 Mio. Euro an. Die Kosten können auch niedriger ausfallen, wenn eine CO<sub>2</sub> Steuer gänzlich an bestehende Steuern angeknüpft werden kann, wie die Mineralölsteuer oder die Energieabgabe. Dementsprechend sieht auch der IMF (2019) niedrigere Transaktionskosten auf öffentlicher Seite bei Steuern als bei einem Emissionshandel.

---

<sup>52</sup> Basis ist das Jahr 2011.

<sup>53</sup> Siehe beispielsweise Frasch (2010), Heindl (2012) oder Jaraité et al. (2010).



Zusammenfassend gehen die Analysen davon aus, dass die Kosten zwar nicht vernachlässigbar sind, jedoch im Prinzip tragbar sind. Im Bereich des EU-ETS hindern sie den Handel an den Börsen nicht. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die Anzahl der Marktteilnehmer beim EU-ETS größer ist als wenn für die ESD Sektoren in Österreich ein eigener Handel aufgezogen wird. Transaktionskosten im Bereich der Regulierung hängen von der Anzahl der gesetzten Maßnahmen ab. Untersuchungen zeigen, dass für einzelne Maßnahmen die Kosten vergleichsweise gering sein können. Bei einer Vielzahl von gesetzten Vorgaben ist jedoch mit erheblichen Kosten zu rechnen. Da die ESD-Sektoren eine große Bandbreite unterschiedlicher wirtschaftlicher Bereiche umfassen, ist auch mit einer großen Anzahl von Maßnahmen zu rechnen. Zusätzlich wird entsprechend einer mangelnden Genauigkeit der Zielerreichung eine laufende Evaluierung und Anpassung stattfinden müssen. Dies kann jedoch die Transaktionskosten deutlich erhöhen, sodass diese weit höher als bei marktbasierter Instrumenten ausfallen können.

In Bezug auf die zeitnahe Umsetzung ist davon auszugehen, dass einzelne Regulierungen und entsprechende Kapazitäten vergleichsweise rasch umsetzbar sind. Wie bei den Transaktionskosten ist dies jedoch auch davon abhängig, wie viele Regulierungen und Maßnahmen getroffen werden müssen, um das Ziel der Treibhausgas-Emissionsreduktion zu erreichen. Zusätzlich ist davon auszugehen, dass ein Unterschied in der Umsetzung einer Regulierung und der Wirksamkeit besteht. In vielen Fällen ist von einem erheblichen Bestandschutz auszugehen.<sup>54</sup> So gelten Produktstandards zumeist nur für neu angeschaffte Produkte aber nicht für jene, die bereits in Betrieb sind. Für Investitionen wird dasselbe anzunehmen sein. Dieser Bestandschutz kann somit die kurzfristige Wirksamkeit einer Regulierung deutlich untergraben, sodass erst mittelfristig mit einem geringeren Emissionsniveau gerechnet werden kann.

Bei der Einführung einer CO<sub>2</sub> Steuer kann ebenso von einer zeitnahen Umsetzung ausgegangen werden, insbesondere wenn bestehende Steuern als Anknüpfungspunkt herangezogen werden können. Der Aufbau eines Emissionshandelssystems ist demgegenüber mit einer längeren Implementierungsphase verbunden, wobei diese bei Einbindung bestehender Institutionen reduziert werden kann. Bei beiden marktbasierter Instrumenten sind Verhaltensänderungen bereits bei Einführung der Maßnahme zu erwarten. Ein glaubwürdiges Bekenntnis der Politik zur Umsetzung der Maßnahmen zu einem (nicht zu fernem) späteren Zeitpunkt kann die Investitionsentscheidungen der Akteure schon kurzfristig beeinflussen und zu geringeren Emissionen führen (siehe etwa Frondel 2019a), etwa wenn Verbraucher beim Fahrzeugkauf künftig

---

<sup>54</sup> Siehe Edenhofer et al. (2019), S. 54.



steigende Treibstoffpreise berücksichtigen. Da auch bestehende Kapital- oder langlebige Konsumgüter, wie PKWs oder Maschinen, der Besteuerung bzw. dem Emissionshandel unterliegen ist von einer rascheren Wirksamkeit der Maßnahmen auszugehen. Zusätzlich bieten diese beiden Instrumente Anreize, Investitionen zur Vermeidung von Emissionen rasch umzusetzen, während bei der Regulierung durch den Bestandsschutz eine Verlagerung auf spätere Jahre zu erwarten ist, d.h. Investitionsgüter länger als die übliche Betriebsdauer eingesetzt werden, wenn höhere Kosten zu erwarten sind oder Unsicherheit in Bezug auf die zukünftige Marktdurchdringung von Technologien besteht.

## 4. Auswirkungen auf den Wirtschaftsstandort

### Inzidenz der klimapolitischen Instrumente

Alle drei betrachteten Instrumente, Regulierung, CO<sub>2</sub> Steuer und Emissionszertifikate, erhöhen die Produktionskosten der Unternehmen. Inwiefern diese Kosten von den Unternehmen selbst oder von den KonsumentInnen getragen werden, hängt vom Grad der Überwälzung dieser Kosten auf die Preise, der Art des Wettbewerbs auf dem Markt sowie dem internationalen Wettbewerb ab. Unterstellt man, dass alle Anbieter der zusätzlichen Kostenbelastung durch das gewählte Umweltinstrument unterliegen und vollkommener Wettbewerb zwischen den Anbietern herrscht, dann hängt die Überwälzung der Kosten von der Elastizität von Angebot und Nachfrage ab. Die Überwälzung der Preise ist in diesem Fall umso stärker, je weniger die Nachfrage bzw. je kräftiger das Angebot auf Preisänderungen reagiert. Bei unvollkommenem Wettbewerb setzen Unternehmen die Preise über Preisauflschläge auf die Kosten. In diesem Fall kann ein größerer Teil der Steuerlast durch Reduktion der Preisauflschläge von den Unternehmen getragen als bei vollkommenem Wettbewerb (siehe Sachverständigenrat 2019<sup>55</sup>). So kommen beispielsweise Ganapati et al. (2020) zu dem Ergebnis, dass eine Erhöhung des Gaspreises um 1 Prozent den Preisauflschlag über die Grenzkosten bei Elektrizitätsunternehmen um 0,01 Prozent reduziert. Die Überwälzung hängt demnach von der Marktstruktur und der Angebots- und Nachfrageelastizität ab.

Um einen Überblick über die Kostenweitergabe an KonsumentInnen und andere Unternehmen von Abgaben zu gewinnen, werden nachfolgend die Ergebnisse einiger empirischer Untersuchungen über für diese Studie relevante Industriezweige präsentiert. Fabra und Reguant (2014) untersuchen die Preisinzidenz von Emissionskosten im Elektrizitätsgroßhandel in Spanien. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass über 80 Prozent der Emissionskosten in höhere Preise überwälzt werden, wobei das Ausmaß von der Nachfrage abhängt. In Zeiten hoher Nachfrage findet eine vollständige Überwälzung des Kostenanstiegs in die Preise statt. Deltas (2008) untersucht den Tankstellenmarkt in den Bundesstaaten der USA. Er zeigt, dass Einzelhandelspreise auf Veränderungen der Großhandelspreise rasch reagieren und dass der überwiegende Teil der Kostenänderungen in Preisanpassungen mündet, also in die Preise überwälzt wird. Sind die Preisauflschläge sehr hoch<sup>56</sup>, dann werden Veränderungen in den Großhandelspreisen zu 85 Prozent innerhalb von 2 Monaten in die Einzelhandelspreise überwälzt. Bei starkem Wettbewerb ergeben die Schätzungen eine

---

<sup>55</sup> Der Theorie nach ist sowohl eine nur teilweise Überwälzung möglich als auch eine über das Niveau der Steuer hinausgehende Überwälzung möglich (siehe beispielsweise Ganapati et al. 2020 oder Berger und Strohnner 2011 für die Überwälzung der Umsatzsteuer).

<sup>56</sup> Dies wird als Indiz für unvollkommenen Wettbewerb herangezogen.

Überwälzung von 95 Prozent im selben Zeitraum. Marion und Muehlegger (2011) untersuchen ebenso die Preisüberwälzung bei Tankstellen in den USA. Deren Schätzungen ergeben, dass sich Steuern auf Benzin und Diesel erstens zeitnah in den Preisen widerspiegeln und zweitens die Steuern vollständig oder sogar darüber hinaus in die Einzelhandelspreise einfließen. Eine geringe Überwälzung ist festzustellen, wenn spezielle Regulierungen vorliegen, die zu einem geringeren Wettbewerb führen. Alm et al. (2008) kommen für die USA ebenso zu dem Schluss, dass eine Veränderung der Verbrauchssteuern auf Mineralöl die Preise im Schnitt im selben Ausmaß ändert. Bei Unterscheidung zwischen städtischen und ländlichen Gebieten zeigt sich, dass die Inzidenz im städtischen Umfeld infolge größeren Wettbewerbs höher ist als in ländlichen Gebieten. Stolper (2016) untersucht die Preisinzidenz einer Energiesteuer auf Tankstellenpreise in Spanien, mit dem Ergebnis, dass im Schnitt die Steuer vollständig überwälzt wird, jedoch lokale Unterschiede mit 70 bis 120 Prozent bestehen. Wesentliche Einflussgrößen sind etwa lokale Marktmacht und höhere Kundenbindung. Den Ergebnissen entsprechend steigt die Inzidenz mit der Ausprägung aller 3 Einflussgrößen an. Gegeben den kräftigen Wettbewerb im Tankstellenmarkt und bei konstanten marginalen Kosten entsprechen die Ergebnisse der empirischen Untersuchungen den theoretischen Vorhersagen (Alm et al. 2008). Ganapati et al. (2020) untersuchen die Inzidenz für verschiedene homogene Produkte in den USA, wie Brot, Verpackung, Zement, Beton. Im Schnitt werden bei diesen Produkten 70 Prozent des energiepreisgetriebenen Anstiegs der Vorleistungskosten kurz- und mittelfristig in die Preise überwälzt.

Auf Basis der Ergebnisse dieser empirischen Untersuchungen kann man davon ausgehen, dass der überwiegende Teil eines CO<sub>2</sub> Preis Anstiegs auf die Verbraucher überwälzt wird, wobei das Ausmaß des Wettbewerbs und regionale Aspekte eine gewisse Rolle spielen können. Zu diesem Ergebnis kommt auch der Sachverständigenrat (2019).

Die diskutierten empirischen Untersuchungen betrachten vor allem die Überwälzung an private Haushalte auf regionalen Märkten. Demgegenüber steht ein erheblicher Anteil von Unternehmen im internationalen Wettbewerb mit Unternehmen in verschiedenen Regionen der Welt. Hier ist nach theoretischen Abhandlungen davon auszugehen, dass eine Überwälzung der CO<sub>2</sub> Kosten nicht möglich ist, insofern ausländische Unternehmen nicht derselben Belastung gegenüberstehen. Eine Überwälzung der Kosten in die Preise würde den Verlust der internationalen Wettbewerbsfähigkeit und der Nachfrage zur Folge haben. Somit ist in Branchen, die im internationalen Wettbewerb stehen, davon auszugehen, dass eine Überwälzung kaum stattfinden kann, wenn ausländische Unternehmen nicht belastet werden. In Nischenmärkten, in denen die Unternehmen eine gewisse Marktmacht besitzen, kann jedoch von einer teilweisen Überwälzung ausgegangen werden (Sachverständigenrat 2019). Alexeeva-Talebi (2010) zeigen für Deutschland, dass die Mehrheit der

Produzenten mit ausländischen Wettbewerbern interagiert und Kostenerhöhungen nur unvollständig überwälzt. Eine hohe Marktmacht bei heimischen Produzenten auf relativ homogenen Produktmärkten hat eine geringere Kostenüberwälzung und eine stärkere Ausrichtung auf ausländische Preise zur Folge. Sind die Produktmärkte bei hoher Marktmacht jedoch relativ heterogen, dann wird ein höherer Anteil von Kostensteigerungen in Preise überwälzt und strategische Interaktionen mit ausländischen Konkurrenzunternehmen sind weniger relevant. Alexeeva-Talebi kommt zum Ergebnis, dass eine bevorzugte Behandlung von Sektoren mit geringer Preisüberwälzung, beispielsweise über die Gratiszuteilung von Zertifikaten im EU-ETS, begründet ist.

### **Auswirkungen auf Wachstum und Beschäftigung**

In Abhängigkeit davon, inwieweit eine Überwälzung der Kosten für die CO<sub>2</sub> Reduktion in die Preise möglich ist, hat ein CO<sub>2</sub> Preis unterschiedliche Auswirkungen auf Wachstum und Beschäftigung. Findet nur eine geringe Preisüberwälzung statt, dann erwirtschaften die Unternehmen eine niedrigere Kapitalrendite mit dem Ergebnis eines Rückgangs der Investitionen. Werden die Kosten in die Preise überwälzt, dann reduziert der Preisanstieg die Nachfrage und damit wiederum die Produktion von Gütern. In beiden Fällen ist (in einer Partialanalyse) mit einer geringeren Wirtschaftsaktivität zu rechnen. Dies gilt für alle Formen der Klimainstrumente. Auch bei der Regulierung steigen die Produktionskosten, und damit sinkt die wirtschaftliche Aktivität. Bei Steuern und Emissionshandel werden zusätzlich öffentliche Einnahmen in Form von Steuern oder Auktionseinnahmen aus der Versteigerung von Emissionszertifikaten generiert. In letzteren Fällen kommt ein besonderer Stellenwert der Frage zu, wie diese Einnahmen verwendet werden, um die Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung und Verteilungsprobleme zu minimieren. Dieser Frage wird in Kapitel 3.3 nachgegangen.

Derzeit bestehen einige Studien, die volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Umweltinstrumenten ermitteln. Grundlage sind allgemeine Gleichgewichtsmodelle unter Berücksichtigung der Input-Output Beziehungen des Energieeinsatzes. In den Arbeiten werden die Investitionsentscheidungen der Unternehmen und die Konsum- und Sparentscheidungen der privaten Haushalte sowie teilweise Auswirkungen auf Arbeitsnachfrage und -angebot berücksichtigt. Ebenso werden die Wirkungen verschiedener Formen der Erstattung der Einnahmen berücksichtigt. In den Untersuchungen wird von einem fixen Zeitprofil für die CO<sub>2</sub> Bepreisung ausgegangen.

Tabelle 4: Makroökonomische Auswirkungen eines CO<sub>2</sub> Preises

| Studie                        | Land | Zeitraum  | Anfänglicher CO <sub>2</sub> Preis | Finaler CO <sub>2</sub> Preis | Erstattung | Veränderung des BIP-Wachstums jährlich | Abweichung des BIP-Niveaus nach 40 Jahren | Veränderung des Arbeitsvolumens |
|-------------------------------|------|-----------|------------------------------------|-------------------------------|------------|--|---|---------------------------------|
| Jorgenson und Wilcoxon (1993) | US   | 1990-2020 | 0 US-Dollar                        | 65 US-Dollar                  | P          | -0,06                                  | -2,3                                      |                                 |
|                               |      |           | 0 US-Dollar                        | 65 US-Dollar                  | E          | -0,02                                  | -0,9                                      |                                 |
|                               |      |           | 0 US-Dollar                        | 65 US-Dollar                  | K          | 0,04                                   | 1,5                                       |                                 |
| Jorgenson et al. (2013)       | US   | 2010-2050 | 1 US-Dollar                        | 109 US-Dollar                 | P          | -0,08                                  | -3,0                                      | -0,7                            |
|                               |      |           | 1 US-Dollar                        | 396 US-Dollar                 | P          | -0,20                                  | -8,0                                      | -2,7                            |
| Smith et al. (2013)           | US   | 2013-2053 | 20 US-Dollar                       | 96 US-Dollar                  | E/S        | -0,02                                  | -0,6                                      | -1,4                            |
|                               |      |           | 20 US-Dollar                       | 1.000 US-Dollar               | E/S        | -0,09                                  | -3,6                                      | -8,3                            |
| Goulder und Hafstead (2013)   | US   | 2010-2040 | 10 US-Dollar                       | 37 US-Dollar                  | P          | -0,04                                  | -1,5                                      |                                 |
|                               |      |           | 10 US-Dollar                       | 37 US-Dollar                  | E          | -0,03                                  | -1,1                                      |                                 |
|                               |      |           | 10 US-Dollar                       | 37 US-Dollar                  | K          | -0,02                                  | -0,7                                      |                                 |
| Hebbink et al. (2018)         | NL   | 2019-2024 | 50 Euro                            | 50 Euro                       | S          | -0,18                                  | -7,0                                      | -0,6                            |
|                               |      |           | 50 Euro                            | 50 Euro                       | E          | 0,10                                   | 4,1                                       | 0,4                             |
|                               |      |           | 50 Euro                            | 50 Euro                       | K          | -0,08                                  | -3,2                                      | -0,3                            |

Abkürzungen: E...Einkommensteuersenkung, K...Kapitalsteuersenkung, P...Kopfpauschale, S...Schuldensenkung.  
Quelle: Sachverständigenrat (2019).

Die Studien zu den volkswirtschaftlichen Effekten kommen langfristig (nach 40 Jahren) zu erheblich unterschiedlichen Ergebnissen. Dies ist neben modellspezifischen Unterschieden insbesondere die Folge von unterschiedlichen Niveaus an CO<sub>2</sub> Bepreisung und verschiedenen Formen der Erstattung der fiskalischen Einnahmen an die Akteure in der Volkswirtschaft. Die langfristigen Wachstumseffekte reichen von zusätzlichem kumuliertem Wachstum von 4 Prozent bis zu Einbußen von 8 Prozent. Die Effekte auf die Beschäftigung sind mit Ausnahme von Smith et al. (2013) geringer als die BIP-Effekte. Die Studien zeigen, dass die größten Wachstumseinbußen bei einer Refundierung der Einnahmen in Form einer Kopfpauschale bzw. einer Schuldensenkung eintreten. Werden die zusätzlichen Einnahmen durch eine Einkommensteuersenkung refundiert, sind die Wachstumseinbußen des CO<sub>2</sub> Preises deutlich niedriger. Eine Senkung der Kapitalsteuer führt zu den positivsten Effekten bei Jorgenson und Wilcoxon (1993) und Goulder und Hafstead (2013), bei Hebbink et al. (2018) ist die Einkommensteuersenkung das effektivste Mittel der Einnahmenrückvergütung. In den meisten Varianten ist die CO<sub>2</sub> Bepreisung mit Wachstumseinbußen verbunden. Eine direkte Ableitung und Übertragung auf Österreich ist auf Basis dieser Studien nicht möglich. Einerseits werden spezifische österreichische Gegebenheiten nicht berücksichtigt, andererseits ist auch nicht davon auszugehen, dass ein politisch angestrebter CO<sub>2</sub> Preis bzw. ein Emissionshandel zu einem CO<sub>2</sub> Preis führt, der obigen Untersuchungen entspricht. Zusätzlich wird in den Studien nicht zwischen verschiedenen Sektoren unterschieden. Will man nur jene Sektoren betrachten, die nicht dem EU-ETS unterliegen, dann können die Ergebnisse insbesondere aufgrund unterschiedlicher Elastizitäten und Substitutionsmöglichkeiten hiervon differieren.

Kirchner et al. (2018) haben auf Basis eines Makromodells die Auswirkungen verschiedener CO<sub>2</sub> Steuersätze bis zum Jahr 2030 ermittelt, von 60 Euro bis zu 315 Euro je Tonne CO<sub>2</sub>, wobei bisherige

Steuern auf Mineralöl und Energie unterschiedlich in den Preis integriert werden. Das Hauptszenario stellt dabei auf die Besteuerung jener Sektoren ab, die nicht dem EU-ETS unterliegen. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass ohne Rückvergütung der Einnahmen das BIP im mittleren Fall um rund 1 Prozent niedriger ausfällt, getrieben von einem Rückgang der privaten Nachfrage und der Investitionstätigkeit. Nach deren Ergebnis, fallen die Wachstumseffekte positiver aus, wenn die Einnahmen zur Entlastung der Güterverarbeitenden Industrie, des Dienstleistungssektors und der privaten Haushalte verwendet werden. Eine Senkung der Einkommensteuer hat wiederum positivere Wachstumseffekte als eine Rückvergütung in Form einer Kopfpauschale.

Die ökonomischen Auswirkungen von Regulierungen sind schwieriger abzuschätzen als die Auswirkungen einer CO<sub>2</sub> Steuer. Erste Arbeiten in den USA zu Regulierungen im Umweltbereich gab es bereits in den 1970er Jahren. Denison (1978) schätzten auf Basis einer Wachstumsrechnung, dass Umweltregulierungen das langfristige Wachstum von 1948 bis 1973 um 0,1 bis 0,2 Prozentpunkte jährlich reduzierten. Jorgenson und Wilcoxon (1990) verwendeten ein allgemeines Gleichgewichtsmodell und verglichen Bundesstaaten mit und ohne Regulierung. Den Ergebnissen folgend, reduzierten die Regulierungen das Wachstum um 2,6 Prozent bzw. zwischen 1973 und 1985 um 0,2 Prozentpunkte jährlich. Die Untersuchungen zeigen auch, dass besonders energieintensive Sektoren hiervon betroffen waren. Studien, die sich mit den Auswirkungen auf die Produktivität beschäftigen, kommen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen. Während Repetto et al. (1997), Domazlicky und Weber (2004) und Becker (2011) keinen signifikanten Einfluss von Umweltregulierungen auf die Produktivität finden können, zeigen sich bei Gollop und Roberts (1983), Gray (1987) oder Greenstone et al. (2012) markante Auswirkungen auf die Produktivität, insbesondere in Branchen mit hohem Schadstoffausstoß. In Bezug auf die Standortwahl finden neuere Studien zumeist signifikante Auswirkungen von Regulierung. Shadbegian und Wolverton (2010) zeigen, dass höhere Regulierungskosten einen signifikanten Effekt auf die Standortwahl haben, insbesondere in energieintensiven Branchen. Kahn (1997) zeigt, dass Produktionsunternehmen in Bezirken mit geringeren Regulierungserfordernissen weniger häufig die Produktionsstätte schließen. Millimet und Roy (2016) zeigen, dass passive FDI höher ausfallen, wenn die Vermeidungskosten niedriger sind. Keller und Levinson (2002) kommen zu dem Ergebnis, dass eine Erhöhung der Vermeidungskosten um 10 Prozent passive FDI um 0,79 Prozent senkt.

Insgesamt betrachtet kommen die empirischen Untersuchungen zu diversen Ergebnissen. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass Regulierungen im Umweltbereich ein großes Spektrum abdecken können und auch sehr unterschiedliche Adressaten haben, wie Unternehmen, private

Haushalte etc. Auswirkungen auf die Produktivität sind als Folge der heterogenen Ergebnisse unsicher, Auswirkungen auf den Standort sind jedoch zu erwarten.

Ein wesentlicher Aspekt, der die volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Regulierungen beeinflusst, können Vorschriften über anzuwendende Technologien sein. Grundlegender Gedanke ist, dass Unternehmen wesentlich bessere Informationen über effizientere und kostengünstigere Technologien zur Vermeidung von Emissionen besitzen als der Gesetzgeber. Dieses Prinzip findet sich auch in EU-Rechtsmaterien, wie in der Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen. So hält Artikel 15 Abs. 2 fest, dass Emissionsgrenzwerte, äquivalente Parameter und äquivalente technische Maßnahmen auf die besten verfügbaren Techniken zu stützen sind, ohne dass die Anwendung einer bestimmten Technik oder Technologie vorgeschrieben wird. Auch der Sachverständigenrat (2019) betont, dass der Wettbewerb zwischen Technologien für die Hebung von Innovationspotenzialen unverzichtbar ist. Pfadabhängigkeiten bzw. aufeinander aufbauende Innovationen spielen jedoch häufig eine wichtige Rolle, sodass die Neutralität in der Realität nicht immer in vollem Umfang gewährleistet werden kann. Grundlegend ist, dass eine Regulierung nicht mehr Ziele verfolgt als notwendig bzw. es sollte immer der Frage nachgegangen werden, ob ein Ziel nicht besser mit einer anderen Maßnahme erreicht werden kann, um technologische Neutralität zu gewährleisten.<sup>57</sup>

### **Betrachtung von Unternehmenssektoren**

Die bisherigen Untersuchungen über die Auswirkungen von diskutierten Instrumenten zur Vermeidung von CO<sub>2</sub> Emissionen sind für den Bereich der Sektoren, die nicht im EU-ETS integriert sind, nur bedingt anwendbar. Abbildung 6 stellt den Anteil der Exporte (Waren plus Dienstleistungen exklusive der Reiseverkehrsexporte) an der Bruttowertschöpfung in einzelnen Wirtschaftssektoren dar. Den größten Exportanteil weist demnach der Sektor Herstellung von Waren (ÖNACE C) auf, gefolgt von Handel (ÖNACE G), wobei das Ausmaß der Exporte bereits merklich niedriger ausfällt. Eine sehr ähnliche Exportintensität weisen Verkehr, Beherbergung und Gastronomie<sup>58</sup> (ÖNACE H+I), Information und Kommunikation (ÖNACE J) und freiberufliche, wissenschaftliche und technische Dienstleistungen (ÖNACE M) auf. In den anderen Sektoren sind Exporte von deutlich geringerer Bedeutung. Der exportorientierte Sektor Herstellung von Waren ist derzeit bereits im EU-ETS Emissionshandel integriert, ebenso wie der Bereich Energie.

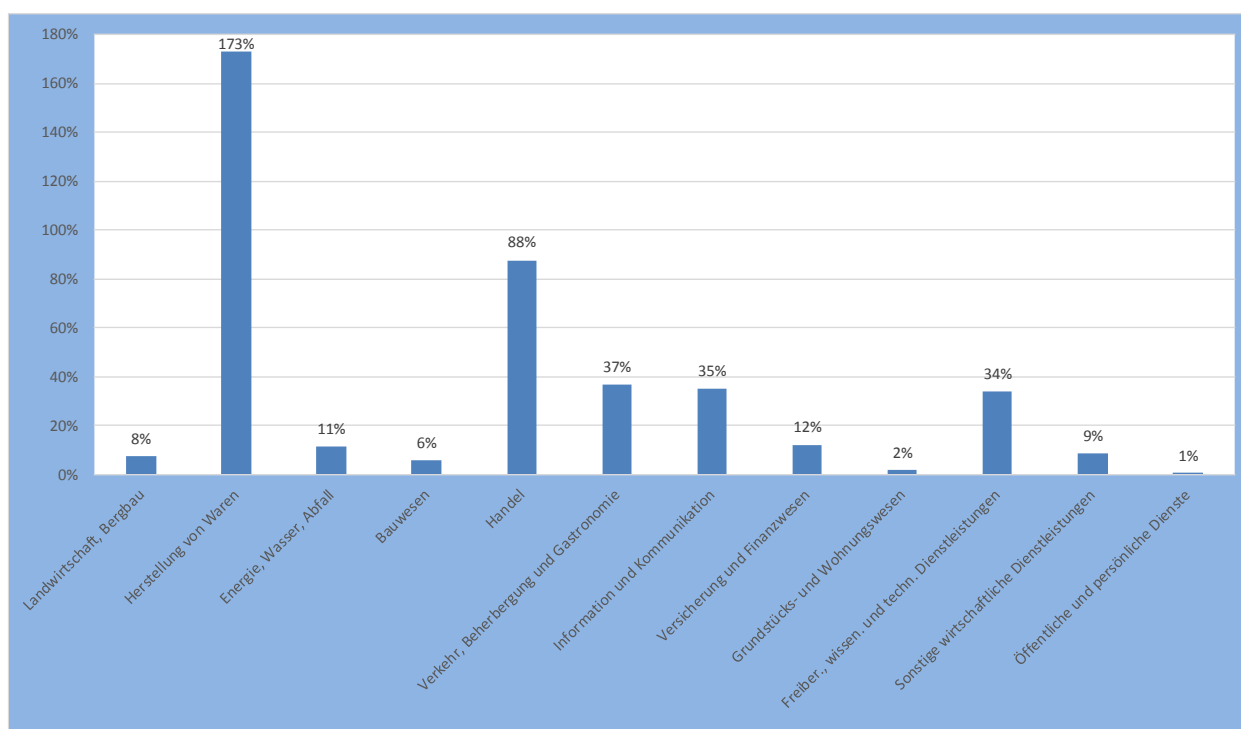
---

<sup>57</sup> Giljam (2018) beschreibt beispielsweise das Energiedreieck, welches darin besteht, dass Energiebereitstellung grün, leistbar und sicher ist. Die Frage der Leistbarkeit könnte prinzipiell auch auf andere Art gewährleistet werden.

<sup>58</sup> Zu beachten ist, dass Reiseverkehrsexporte nicht berücksichtigt sind.

Problematisch könnte der Bereich des Tourismus sein, da die Nachfrage nach Tourismusexporten von der Kostenentwicklung abhängt. Der geringere internationale Wettbewerbsdruck erlaubt es Unternehmen, Kostensteigerungen als Folge der CO<sub>2</sub> Bepreisung bzw. Regulierungen in stärkerem Maße an Käufer bzw. Endverbraucher weiterzugeben. Dies zeigt sich auch an den Ergebnissen zu den empirischen Untersuchungen zur Preisüberwälzung (siehe oben).

Abbildung 6: Anteil Exporte (Waren plus Dienstleistungen exkl. Reiseverkehr) an der Bruttowertschöpfung (2014)



Quelle: Statistik Austria, OeNB, eigene Berechnungen.

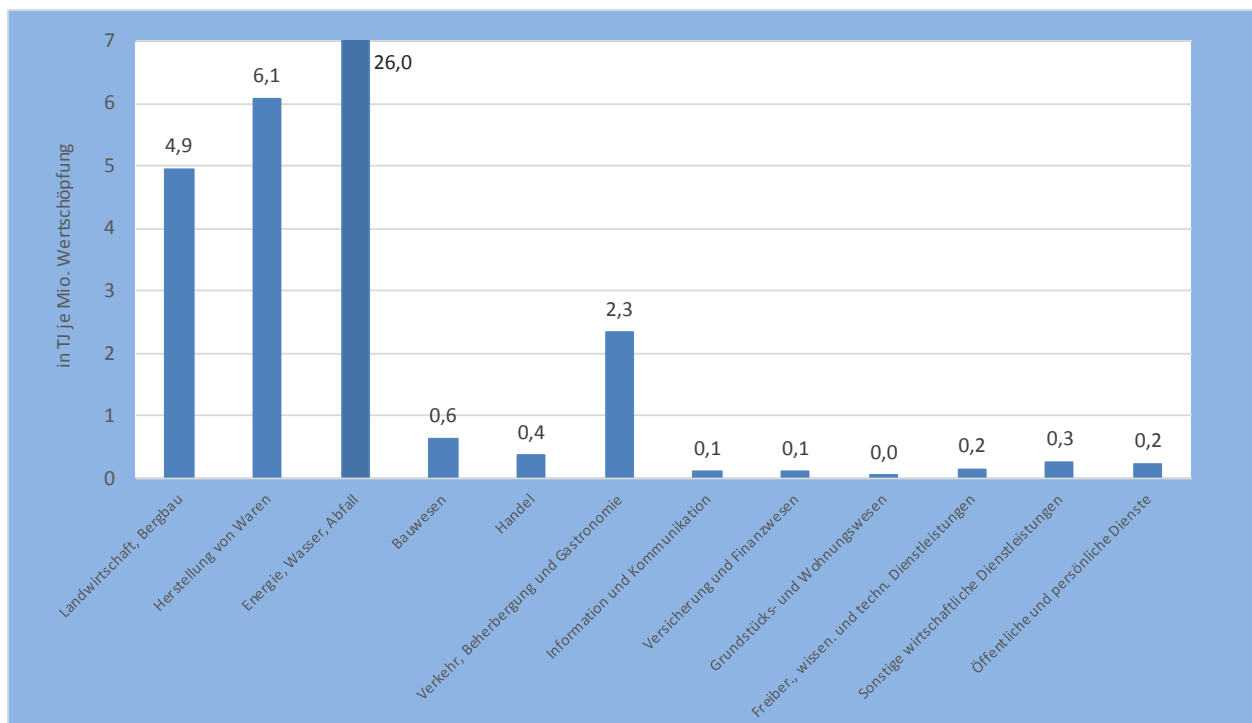
Betrachtet man die Sektoren nach dem emissionsrelevanten Endverbrauch, gemessen als Terajoule Energieverbrauch je Million Euro Wertschöpfung (Abbildung 7), dann sind hierbei insbesondere die Sektoren Energie, Herstellung von Waren, Land- und Forstwirtschaft sowie Bergbau und der Verkehr<sup>59</sup> relevant. Von den exportexponierten Sektoren, die nicht bereits im EU-ETS umfasst sind, weist somit lediglich der Sektor Verkehr eine hohe Energieintensität auf. Dabei ist zusätzlich anzumerken, dass von den Exporten im Bereich Verkehr etwa 90 Prozent auf Dienstleistungsexporte entfallen, deren Energieintensität vermutlich im Schnitt der anderen typischen Dienstleistungssektoren liegen dürfte. Dementsprechend ist davon auszugehen, dass der

<sup>59</sup> Der emissionsrelevante Endverbrauch je Wertschöpfung beläuft sich im Sektor Verkehr und Lagerei auf 4,2 im Sektor Beherbergung und Gastronomie auf 0,3. Der überwiegende Teil entfällt somit auf den Verkehr.



internationale Wettbewerbsdruck sowie der Druck auf Verlagerung der Produktionstätigkeit ins Ausland (Carbon Leakage) auf die Sektoren, die nicht im EU-ETS inkludiert sind, überschaubar ist. Zu demselben Ergebnis kommt auch der Sachverständigenrat (2019) für Deutschland. Dennoch ist nicht zu vernachlässigen, dass diese Sektoren Vorleistungen für andere Sektoren erbringen und dementsprechend höhere Vorleistungskosten in anderen Sektoren anfallen, die die Wettbewerbsfähigkeit auch von exportorientierten Sektoren sowie Unternehmen verringern, die bereits im EU-ETS integriert sind. Auch im Bereich des Tanktourismus ist bei einer deutlichen CO<sub>2</sub> Bepreisung mit Auswirkungen zu rechnen.

Abbildung 7: Emissionsrelevanter Endverbrauch (TJ je Mio. Wertschöpfung) im Jahr 2016



Quelle: Statistik Austria, eigene Berechnungen.

Neben den einzelnen Wirtschaftssektoren werden von einer CO<sub>2</sub> Bepreisung bzw. von Regulierungsvorgaben insbesondere die privaten Haushalte betroffen sein. Höhere Preise für Benzin, Diesel und Gas, Vorschriften in Bezug auf thermische Sanierung etc. werden die Lebenshaltungskosten erhöhen. Dies wird sich zumindest teilweise in einer höheren Inflation widerspiegeln. Wird die höhere Inflation in den Lohnverhandlungen in vollem Umfang berücksichtigt, dann werden die Arbeitskosten entsprechend zulegen. Hiervon sind in vergleichsweise größerem Ausmaß Dienstleistungsunternehmen betroffen, deren Lohnanteil an den gesamten Produktionskosten höher ist, aber auch exportorientierte Sektoren. Dementsprechend ist bei der Rückverteilung von potenziellen öffentlichen Einnahmen aus umweltpolitischen Instrumenten nicht nur auf die direkte Betroffenheit einzelner Sektoren,

sondern auch auf Überwälzungen in Form von Preis- oder Lohnerhöhungen Rücksicht zu nehmen. Führt beispielsweise ein Inflationsanstieg zu höheren Lohnabschlüssen, dann kann eine gleichzeitige breitangelegte Entlastung der privaten Haushalte eine doppelte Entlastung zur Folge haben und die Wettbewerbsfähigkeit der Wirtschaft verringern. In einem solchen Fall könnten die öffentlichen Einnahmen beispielsweise für eine Reduktion der Lohnnebenkosten verwendet werden, um die Wettbewerbsfähigkeit der ArbeitnehmerInnen zu stärken, wobei eine begleitende gezielte Unterstützung bestimmter privater Haushalte vorgenommen werden kann.

Des Weiteren ist für die Aufrechterhaltung der Wettbewerbsfähigkeit der österreichischen Volkswirtschaft wesentlich, dass Doppelbelastungen in dem Sinne verhindert werden, dass Unternehmen, die bereits dem EU-ETS unterliegen, nicht zusätzlich durch neue Umweltinstrumente belastet werden. Dies kann im Bereich der Umsetzung dieser Instrumente zu Herausforderungen führen. Bei Regulierungen kann es, je nach Regulierung, schwierig sein, EU-ETS Unternehmen von der Regulierung auszunehmen. Bei Einführung von Produktstandards ist davon auszugehen, dass häufig nur Produkte verkauft werden, die diese Standards erfüllen. Somit würden diese auch für EU-ETS Unternehmen gelten und vermutlich höhere Kosten zur Folge haben. Bei Einführung eines Emissionshandels und CO<sub>2</sub> Steuern für Nicht-EU-ETS Unternehmen und private Haushalte ergibt sich die Frage, an welcher Stelle die Belastung ansetzt. Wird ein Downstream-Ansatz gewählt, wie er auch beim EU-ETS Anwendung findet, dann setzt die Belastung direkt am Verbrauch an. In diesem Fall kann eine Doppelbelastung unterbunden werden, jedoch ergeben sich administrative Probleme. So müssten beispielsweise die Halter von Fahrzeugen direkt die Steuer abführen oder Emissionsrechte erwerben. Dies würde einen erheblichen Aufwand darstellen. Bei einem Upstream-Ansatz sind Förderunternehmen oder Importeure von Brennstoffen bzw. Energieerzeuger Anknüpfungspunkt. In diesem Fall wäre es notwendig festzustellen, wofür Energie verwendet wird, um Doppelbelastungen zu verhindern. Nach dem Sachverständigenrat (2019) ist ein Midstream-Ansatz ein möglicher Mittelweg. Emissionen würden bei Lieferanten von Brennstoffen bzw. Energie belastet werden, wie Tankstellen, Busunternehmen oder Speditionen. Bei einem Opt-in bisheriger Nicht-EU-ETS Sektoren müsste die Europäische Kommission daher Regelungen erlassen, die eine praktische Handhabung ermöglichen. Um Doppelbelastungen zu verhindern, sollten dabei Rückerstattungsregelungen eingeführt werden.<sup>60</sup> Dabei sind beihilfenrechtliche Fragestellungen zu klären.

---

<sup>60</sup> Dieses Problem ist ein offener Punkt im neuen deutschen Klimaschutzprogramm.

Eine Möglichkeit, Umweltinstrumente ohne zusätzliche Verzerrungen der internationalen Wettbewerbsfähigkeit zu implementieren, besteht in der Einführung eines internationalen Systems eines Grenzausgleichs für Emissionsaktivitäten (siehe Exkurs).

**Exkurs: Grenzausgleich für CO<sub>2</sub> Kosten**

Eine Möglichkeit, die internationale Wettbewerbsfähigkeit der Unternehmen aufrecht zu erhalten und Carbon Leakage (d.h. die Verlagerung CO<sub>2</sub>-intensiver Aktivitäten ins Ausland ohne, dass damit insgesamt Emissionen reduziert würden) zu verhindern, besteht in der Implementierung eines Grenzausgleichs für CO<sub>2</sub> Kosten. Dieser Gedanke wird von vielen Ökonomen geteilt, siehe beispielsweise Wissenschaftlicher Beirat beim BMWi (2019) oder Felbermayr (2019). Dabei geht es darum, dass CO<sub>2</sub> Kosten, die bei Produktion im Inland anfallen, im Rahmen des Exports gutgeschrieben werden und heimische CO<sub>2</sub> Preise auf Importe aufgeschlagen werden. Dies würde dazu führen, dass exportierte Güter mit Gütern ausländischer Produzenten gleichgestellt wären und die Problematik von Carbon Leakage deutlich mindern. Carbon Leakage führt dazu, dass gerade die energieintensive Produktion wenig Anreize hat, den CO<sub>2</sub> Ausstoß zu verhindern (siehe Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim BMWi). Ökonomisch bedeutet dies, dass eine Umstellung der Verteuerung von CO<sub>2</sub> Emissionen, weg von der Produktion hin zum Konsum stattfindet.<sup>61</sup> Als Vorbild kann die Umsatzsteuer herangezogen werden. Auch diese bleibt im Rahmen der Vereinbarungen der Welthandelsorganisation (WTO) bei Exporten unberücksichtigt und wird auf Importe durch die Einfuhrumsatzsteuer angewendet.

Derzeit scheinen die Auswirkungen von Carbon Leakage noch vergleichsweise moderat zu sein. Bardt und Schaefer (2017) zeigen auf Basis einer Umfrage, dass in der Industrie rund 4 Prozent der Unternehmen wegen der CO<sub>2</sub> Bepreisung verstärkte Investitionen in Produktionskapazitäten im Ausland vorgenommen haben. Zu dieser moderaten Auswirkung tragen bestehende Regeln zur Zuteilung und der Preis von Emissionszertifikaten bei. Gleichzeitig gaben aber über 12 Prozent der Unternehmen im Bereich Industrie bzw. über 7 Prozent im Dienstleistungsbereich an, dass Investitionsentscheidungen zurückgestellt werden. Besonders bedeutend ist dies in größeren Unternehmen mit über 250 Beschäftigten mit knapp 18 Prozent. Somit spielt das Umweltthema für die Investitionsentscheidungen eine wesentliche Rolle. Ein merklich höherer Zertifikatpreis könnte die Problematik deutlich verschärfen. Nach Felbermayr (2019) kann ein Grenzausgleich sowohl bei einer CO<sub>2</sub> Steuer als auch bei Emissionszertifikaten

<sup>61</sup> Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Emissionen basierend auf dem Konsum in Österreich von 1997 bis 2011 50 bis 60 Prozent höher sind als der produktionsbasierte Ansatz ausweist. So entfielen etwa 38 Prozent der in Österreich konsumbasierten Emissionen im Jahr 2011 auf Importgüter von Ländern außerhalb der EU-28, wie China, Russland und Indien, siehe Umweltbundesamt (2019).

Anwendung finden. Im letzten Fall müssten Importeure Zertifikate kaufen, während Exporteure welche zugeteilt bekommen. Ein solches System würde auch die Anreize für Produzenten im Ausland erhöhen, in CO<sub>2</sub> arme Technologien zu investieren, um in das Zielland bzw. -region (EU) exportieren zu können.

In Bezug auf die Rechtssicherheit eines Grenzausgleichs gibt es bereits mehrere Stellungnahmen. Bureau et al. (2018) untersuchen, ob ein Grenzausgleich mit den Regeln der WTO vereinbar ist. Nach den Autoren hat sich die WTO Doktrin in Bezug auf umweltpolitische Aspekte über die Zeit entwickelt. So sieht GATT (general agreement on tariffs and trade) Artikel XX vor, dass Handelsbeschränkungen aus Umweltgründen möglich sind. Der Produktionsprozess ist aber kein ausreichender Grund hierfür. Die Problematik dürfte insbesondere in der Ausgestaltung liegen. Das Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim BMWi geht davon aus, dass eine Regel, die nicht diskriminiert, mit den Regeln der WTO vereinbar ist. Es wird vermutlich problematisch sein, eine derartige Regel praktisch umzusetzen. So ist die Bestimmung des CO<sub>2</sub> Ausstoßes im Ausland schwierig festzustellen, da unterschiedliche Interessen vorliegen. Eine Möglichkeit kann darin bestehen, von der CO<sub>2</sub>-ärmsten Produktionstechnologie auszugehen. Da dies jedoch für eine Vielzahl von Produkten festgelegt und laufend wegen technologischer Veränderungen angepasst werden müsste, könnte ein Ausweg darin bestehen, lediglich energieintensive Produktion zu berücksichtigen.

Eine Grenzausgleichsregelung ist vermutlich nur bei einer CO<sub>2</sub> Steuer und im Emissionshandel möglich. Bei Prozess- und Produktstandards stellt sich ebenso die Frage, ob Beschränkungen auf Importe ausgeweitet werden können. Eine rechtliche Ausarbeitung ist an dieser Stelle jedoch nicht vorgesehen.

## 5. Das deutsche Klimaschutzprogramm aus umweltökonomischer Sicht

### 5.1. Ziele und Umsetzung

Die deutsche Bundesregierung hat im Herbst 2019 mit dem „Klimaschutzprogramm 2030“ ein Programm zur Bekämpfung des Klimawandels vorgestellt. Mit den Eckpunkten zu diesem Programm hat sie am 20. September 2019 ihren Plan zur Erreichung der Klimaziele dargestellt. Das ausführliche Klimaschutzprogramm (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit BMU, 2019) vom 9. Oktober 2019 konkretisiert diese Eckpunkte. Auf europäischer Ebene will sich die deutsche Bundesregierung dafür einsetzen, einen europaweit übergreifenden Zertifikatehandel für alle Sektoren einzuführen. Daneben will sie sich dafür einsetzen, dass der bereits bestehende europäische Emissionshandel um einen Mindestpreis ergänzt wird, um so nach eigenen Angaben Planungssicherheit für Klimainvestitionen in den ETS-Sektoren zu schaffen.

Die Klimaschutzziele 2030 sehen eine Reduktion der Treibhausgase im Vergleich zum Jahr 1990 um 55 Prozent vor, bzw. um 43 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 (Basisjahr für die EU-Ziele). Zu diesem Zweck werden für alle Sektoren die sich aus dem Klimaschutzplan 2050 ergebenden jährlich definierten Minderungsziele („Sektorziele“) gesetzlich festgeschrieben. Die Einhaltung der Ziele in den einzelnen Sektoren wird jährlich überprüft und die Evaluierung von einem Expertenrat begleitet. Erfüllt ein Sektor seine gesetzlich verankerten Ziele nicht, legt der zuständige Ressortminister innerhalb von drei Monaten (nach Bestätigung der Emissionsdaten durch die Expertenkommission) ein Sofortprogramm zur Nachsteuerung vor. Auf dieser Grundlage entscheidet das „Klimakabinett“, wie das Programm so angepasst wird, dass die zugrundeliegenden Ziele erreicht werden. In diesem Zusammenhang wird weiters überprüft, ob Anpassungen bei den jährlichen Sektorbudgets vorgenommen werden sollen.

Alle gesetzlichen Maßnahmen, die für die Umsetzung des Programms notwendig sind, sollen noch im Jahr 2019 vom Bundeskabinett verabschiedet werden. Nach Beschluss des Klimaschutzprogramms wird die Bundesregierung die Gesamtminderungswirkung des Programms durch jeweils einen Gutachter des BMU und des BMWi bewerten lassen.

### 5.2. Maßnahmen des Klimaschutzprogramms

Das Klimaschutzprogramm ist ein breit angelegtes Paket mit dem Ziel der Verminderung von CO<sub>2</sub>-Emissionen. Wesentlicher Teil des Klimaschutzprogramms ist die Einführung einer CO<sub>2</sub> Bepreisung in den Bereichen Verkehr und Wärme ab dem Jahr 2021. Darüber hinaus beinhaltet das Programm drei weitere Elemente: i) Förderprogramme und Anreize zur CO<sub>2</sub>-Einsparung, ii) Festlegung der Verwendung der zusätzlichen Einnahmen aus der CO<sub>2</sub> Bepreisung auf eine Entlastung der

BürgerInnen und die Förderung von Klimaschutzinvestitionen und iii) regulatorische Maßnahmen, die spätestens 2030 verstärkt greifen sollen. Das folgende Kapitel 5.2.1 stellt die zentralen Elemente der CO<sub>2</sub> Bepreisung in den Bereichen Verkehr und Wärme dar, in Kapitel 5.2.2 werden die weiteren Maßnahmen zusammengefasst.

### 5.2.1. CO<sub>2</sub> Bepreisung in den Bereichen Verkehr und Wärme

Neben dem EU-ETS, das für weite Teile der Energiewirtschaft und Industrie gilt, wird mit dem Klimaschutzprogramm in den Bereichen Wärme und Verkehr eine CO<sub>2</sub> Bepreisung eingeführt, das sogenannte „nationale Emissionshandelssystem“ (nEHS).

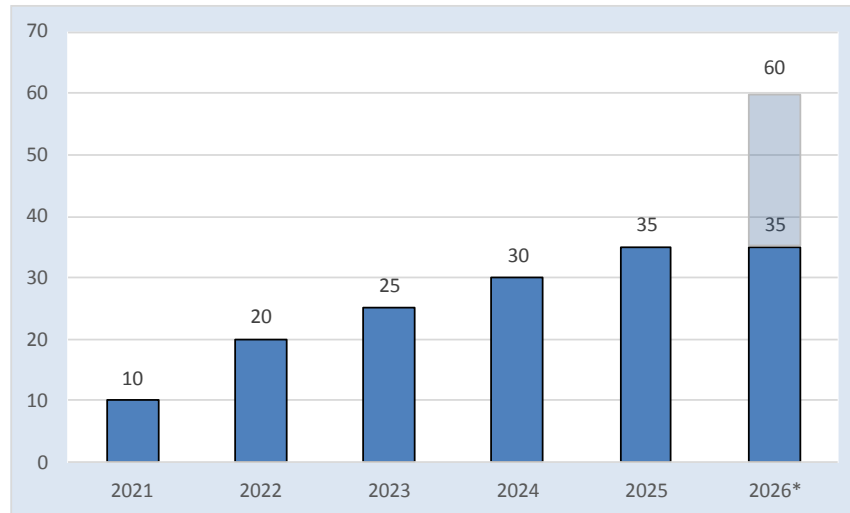
Der Sektor Wärme umfasst die Emissionen der Wärmeerzeugung des Gebäudesektors und der Energie- und Industrieanlagen außerhalb des EU-ETS. Im Verkehrsbereich ist der Luftverkehr ausgenommen, der dem EU-ETS (Flüge innerhalb der EWR) bzw. voraussichtlich ab dem Jahr 2021 einer eigenen marktbasierter Maßnahme für internationale Flüge unterliegt, siehe Kapitel 1.1.2. Anders als beim EU-ETS setzt das nEHS nicht direkt beim Emittenten als Verursacher der Emission an, sondern auf der vorgelagerten Handelsebene bei den Unternehmen, die die Brenn- bzw. Kraftstoffe in Verkehr bringen.

Für die Jahre 2021 bis 2025 wird ein System fester Preise etabliert. Gleichzeitig erfolgt der Aufbau einer Handelsplattform, die eine Auktionierung der Zertifikate und den Handel gewährleisten soll. Im Jahr 2021 werden die Zertifikate zu einem Festpreis von 10 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> ausgegeben. Dieser Preis steigt schrittweise an, im Jahr 2022 auf 20 Euro je Tonne CO<sub>2</sub>, 2023 auf 25 Euro, 2024 auf 30 Euro und 2025 auf 35 Euro.

Prinzipiell wird zunächst eine Gesamtmenge („Emissionsbudget“) an Zertifikaten festgelegt. Diese Menge basiert auf den im Klimaschutzgesetz festgelegten Jahresbudgets. Dieses Ausgangsbudget wird einerseits um die Emissionen vermindert, die weder vom EU-ETS noch vom nEHS erfasst sind. Andererseits muss das Ausgangsbudget erhöht werden, um mögliche Doppelerfassungen im EU-ETS und im nEHS zu verhindern. Die Ausgestaltung dieser notwendigen Korrekturen ist „noch genauer zu prüfen“ (BMU, 2019, S. 26).

In der ersten Phase des nEHS bis 2025 (inkl.) ist jedoch aufgrund des festen Preises die Einhaltung des festgelegten Emissionsbudgets nicht gesichert. Falls mehr Zertifikate ausgegeben werden als den Emissionszuweisungen für Deutschland entspricht, müssen dementsprechend Zertifikate aus anderen europäischen Mitgliedstaaten zugekauft werden.

Abbildung 8: CO<sub>2</sub> Bepreisung von Verkehr und Wärme in Deutschland  
(in Euro je Tonne CO<sub>2</sub>)



\*Im Jahr 2025 soll festgelegt werden, inwieweit Höchst- bzw. Mindestpreise ab 2027 sinnvoll sind.

Quelle: BMU (2019).

In der zweiten Phase ab 2026 wird eine maximale Emissionsmenge festgelegt, die jährlich abgeschmolzen wird. Analog zum EU-ETS bildet sich dann grundsätzlich der Preis am Markt. Für 2026 ist jedoch zusätzlich ein Preiskorridor zwischen einem Mindestpreis von 35 Euro pro Tonne CO<sub>2</sub> und einem Höchstpreis von 60 Euro vorgesehen. Das bedeutet, dass wenn aufgrund des Höchstpreises die Nachfrage das Angebot an Zertifikaten im nEHS übersteigt, Emissionsrechte aus anderen europäischen Mitgliedstaaten zugekauft werden müssen. Im Jahr 2025 soll festgelegt werden, inwieweit Höchst- bzw. Mindestpreise für die Jahre ab 2027 sinnvoll sind.

### 5.2.2. Weitere Maßnahmen

Neben dem Einstieg in die CO<sub>2</sub> Bepreisung für Verkehr und Wärme enthält das Paket drei weitere Elemente, die der CO<sub>2</sub>-Emissionsminderung dienen sollen: i) Förderprogramme und Anreize zur CO<sub>2</sub>-Einsparung, ii) die Rückvergütung der Einnahmen aus der CO<sub>2</sub> Bepreisung an die BürgerInnen bzw. Förderung von Investitionen in Klimaschutzmaßnahmen und iii) regulatorische Maßnahmen, die spätestens 2030 verstärkt greifen sollen. Insgesamt hat die deutsche Bundesregierung eine Fülle von Maßnahmen vorgelegt. Allein in der „Übersicht der Maßnahmen des Klimaschutzprogramms“ (BMU 2019, S. 20-23) werden knapp 70 Maßnahmentitel aufgezählt. Da der Fokus der vorliegenden Studie auf der CO<sub>2</sub> Bepreisung liegt, werden diese Schritte lediglich cursorisch angeführt.

Zu den verschiedenen Maßnahmen im Bereich *Verkehr* zählen etwa die Fortsetzung der Umweltprämie für den Umstieg auf Elektro-Fahrzeuge oder die Förderung des Aufbaus von

öffentlichen Ladesäulen bis 2025. Mit der Verpflichtung, dass an allen Tankstellen und auf Kundenparkplätzen Ladepunkte angeboten werden müssen, werden aber auch ordnungsrechtliche Maßnahmen gesetzt. Pendler werden als Ausgleich für die CO<sub>2</sub> Bepreisung mit einer höheren Pendlerpauschale entlastet, die ab dem 21sten Kilometer auf 35 Cent pro Kilometer angehoben wird (von aktuell 30 Cent pro km). Diese Regelung soll jedoch Ende 2026 auslaufen.

Mit der Reduktion der Mehrwertsteuer auf Bahnfahrkarten im Fernverkehr auf den ermäßigten Steuersatz von sieben Prozent soll der Umstieg gefördert werden, gleichzeitig wird im Jahr 2020 die Luftverkehrsabgabe erhöht. Zur Förderung des öffentlichen Verkehrs werden darüber hinaus die Mittel für das Schienennetz sowie für den öffentlichen Nahverkehr erhöht. Mit einem Bündel an Maßnahmen soll die Entwicklung „alternativer Kraftstoffe“ unterstützt werden. Schließlich wird für Neuzulassungen ab 2021 die KFZ-Steuer stärker an den CO<sub>2</sub>-Emissionen ausgerichtet und für Fahrzeuge oberhalb von 95 g CO<sub>2</sub> pro km schrittweise erhöht.

Im Bereich *Gebäude und Wohnen* wird ebenso umfassend auf Fördermaßnahmen gesetzt, wie etwa die steuerliche Förderung energetischer Gebäudesanierungen (z.B. Einbau neuer Fenster, Dämmung von Dächern und Außenwänden) sowie eine „Austauschprämie“ beim Umstieg von alten Öl- und Gasheizungen auf klimafreundlichere Alternativen. Als Ausgleich für die CO<sub>2</sub> Bepreisung wird der Strompreis gesenkt, insbesondere indem die EEG-Umlage schrittweise reduziert wird (um 0,25 Cent pro kWh 2021, 0,5 Cent 2022 und 0,625 Cent 2023). Zur Abmilderung steigender Heizkosten wird das Wohngeld um 10 Prozent erhöht. Auch bei anderen Transferleistungen werden die höheren Energiekosten berücksichtigt. Darüber hinaus werden im Bereich Gebäude und Wohnen aber auch ordnungsrechtliche Maßnahmen gesetzt, wie etwa das Verbot des Einbaus neuer Ölheizungen ab 2026 in Gebäuden, in denen eine klimafreundlichere Wärmeerzeugung möglich ist.

In der *Energiewirtschaft* sind der schrittweise Ausstieg aus Kohle, der Ausbau erneuerbarer Energien (mit dem Ziel, im Jahr 2030 einen Anteil am Stromverbrauch von 65 Prozent zu erreichen) sowie Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz vorgesehen. Auch die *Industrie* soll beispielsweise mit Fördermaßnahmen für mehr Energie- und Ressourceneffizienz unterstützt werden, wobei beispielsweise fünf Förderprogramme gebündelt und weiterentwickelt werden. Schließlich soll auch die *Landwirtschaft* durch einen Maßnahmen-Mix klimafreundlicher werden.

Schließlich werden Forschung und Entwicklung zu CO<sub>2</sub>-Speicherung bzw. Nutzung gefördert. Derartige Technologien sollen mittelfristig eine vergleichsweise kostengünstige Reduktionsmöglichkeit für Emissionen bieten, die anderweitig nicht oder nur zu unverhältnismäßig hohen Kosten vermieden werden können.



Für die Finanzierung der Maßnahmen des Klimaprogramms sollen die Einnahmen aus der nationalen CO<sub>2</sub> Bepreisung sowie aller anderen Einnahmen, die aus Maßnahmen dieses Programms entstehen, herangezogen werden.

### 5.3. Beurteilung des Programms aus umweltökonomischer Sicht

Zentrale Maßnahme im Klimaschutzpaket der deutschen Bundesregierung ist, dass nun auch die Bereiche Verkehr und Wärme in eine CO<sub>2</sub> Bepreisung einbezogen werden. Wie in Kapitel 2 dargestellt, erfüllen marktbasierende Steuerungsmechanismen wie eine CO<sub>2</sub> Bepreisung oder ein Emissionshandel das Kriterium der Effizienz besser als Regulierungen wie etwa Verbote und Vorschriften. Dementsprechend wird der Einstieg in die CO<sub>2</sub> Bepreisung von deutschen Wirtschaftsforschern befürwortet, siehe beispielsweise das IW Köln<sup>62</sup> oder das ifo Institut<sup>63,64</sup>. Auch das Sondergutachten des Sachverständigenrats (2019) spricht sich für eine systematische Bepreisung von CO<sub>2</sub>-Emissionen über alle Sektoren aus. Das System bleibt jedoch (vorerst) vom EU-ETS getrennt, auch wenn (vorbehaltlich rechtlicher Aspekte) eine Integration in das EU-ETS möglich ist. Daraus ergeben sich kurz- und mittelfristig zwei verschiedene CO<sub>2</sub> Preise (EU-ETS und nEHS), was die Kosteneffizienz schwächt. Die Bundesregierung wird sich in Zusammenarbeit mit der EU-Kommission dafür einsetzen, „einen europaweit übergreifenden Zertifikatehandel für alle Sektoren einzuführen“ (BMU 2019, S. 18). Dies kann im Zusammenhang einer international kosteneffizienten Lösung positiv gesehen werden.

Angezweifelt wird, inwieweit die CO<sub>2</sub> Bepreisung in den Bereichen Verkehr und Wärme hinreichend hoch angesetzt ist, um die vorgegebenen Emissionsreduktionsziele zu erreichen. Gemäß Berechnungen des IW Köln<sup>65</sup> entspricht die eingeführte CO<sub>2</sub> Bepreisung im Jahr 2021 einem Zuschlag auf Benzin, Diesel bzw. Heizöl im Ausmaß von 2 bis 3 Cent pro Liter. Dieser Zuschlag steigt in der Folge laufend an und beträgt im Jahr 2026, für das eine Bepreisung im Ausmaß von 60 Euro je Tonne CO<sub>2</sub> (der Höchstpreis im Korridor) unterstellt wird, rund 15 Cent pro Liter, siehe Abbildung 9.

---

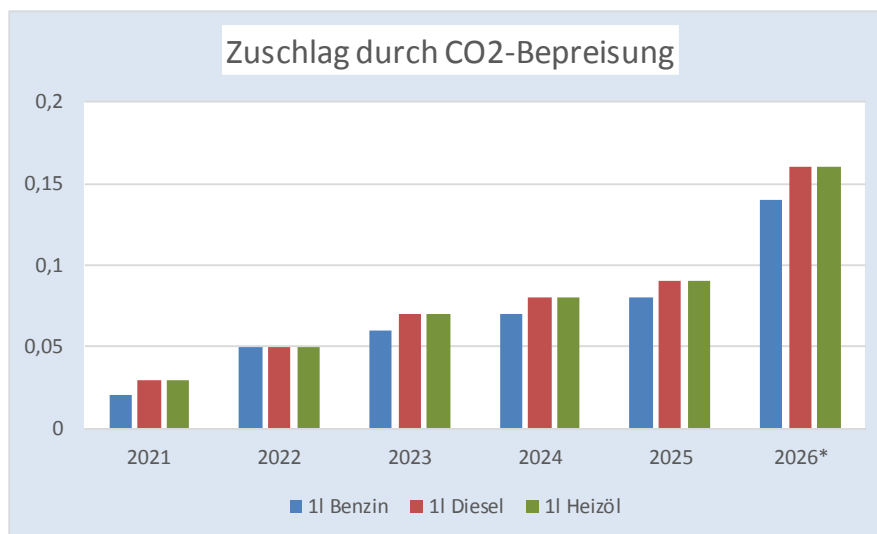
<sup>62</sup> iwd Mitteilung vom 7. Oktober 2019, <https://www.iwd.de/artikel/was-taugt-das-klimapaket-445693/>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

<sup>63</sup> ifo Pressemitteilung vom 20. September 2019, <https://www.ifo.de/node/45675>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019: „Es ist gut, dass die CO<sub>2</sub> Bepreisung im Mittelpunkt des Klimapakets steht und nun Verkehr und die Gebäude einbezogen werden.“

<sup>64</sup> Anmerkung: die hier dargestellten Reaktionen beziehen sich teilweise auf die am 20. September vorgestellten Eckpunkte, teilweise auf das umfassendere Programm vom 9. Oktober.

<sup>65</sup> iwd Mitteilung vom 7. Oktober 2019, <https://www.iwd.de/artikel/was-taugt-das-klimapaket-445693/>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

Abbildung 9: Zuschlag durch CO<sub>2</sub> Bepreisung, in Euro je Liter



\*2026 auf Basis von 60 Euro je t CO<sub>2</sub> ermittelt.  
Quelle: IW Köln.

Die Preiselastizitäten im Verkehrs- und Gebäudesektor, d.h. die Reaktionen der nachgefragten Menge auf Preisänderungen, werden jedoch als vergleichsweise gering eingeschätzt (siehe beispielsweise Sachverständigenrat 2019, S. 112). Darüber hinaus werden langlebige Konsumgüter, wie Heizungen oder PKWs, nur in längeren zeitlichen Intervallen getauscht.

Bach et al. (2019) vom DIW Berlin untersuchen die Emissionsminderungen, die durch die CO<sub>2</sub> Bepreisung des Klimaschutzpakets zu erwarten sind.<sup>66</sup> Die Autoren ermitteln, dass im Jahr 2021 etwa 1,5 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub> eingespart werden können. Die Einsparung erhöht sich schrittweise mit der höheren CO<sub>2</sub> Bepreisung. Im Jahr 2030, für das die Preisobergrenze von 60 Euro je Tonne CO<sub>2</sub> unterstellt wird, würde die von den Maßnahmen ausgelöste Emissionsreduktion bis zu 28,5 Millionen Tonnen CO<sub>2</sub> betragen. Der Verkehrssektor trägt rund 17 Millionen Tonnen zu dieser Reduktion bei, was knapp 30 Prozent der notwendigen Einsparungen zur Erreichung des sektorspezifischen Reduktionsziels entspricht. Die Bepreisung wäre dementsprechend nicht hinreichend, die Ziele im Verkehrssektor zu erreichen. Umgekehrt ergeben die Berechnungen, dass durch die CO<sub>2</sub> Bepreisung die Ziele im Gebäudesektor voraussichtlich erreicht werden können. Auch das ifo<sup>67</sup> und das IW Köln<sup>68</sup> erwarten, dass die festgesetzten Preise zu gering sind, um hinreichend

<sup>66</sup> Dabei berücksichtigen sie Preiserhöhungen bei Erdgas, Heizöl, Benzin und Diesel und die Preissenkungen bei Strom durch die Herabsetzung der EEG-Umlage. Die geplanten sektorbezogenen Maßnahmen werden nicht berücksichtigt.

<sup>67</sup> „Leider ist bereits absehbar, dass die beschlossenen Maßnahmen nicht ausreichen werden, um entsprechende Signale zu setzen. Insbesondere die CO<sub>2</sub> Bepreisung muss unbedingt gestärkt werden, um die Kauf- und Investitionsentscheidungen in Richtung emissionsarmer Technologien zu stärken“, ifo Pressemitteilung vom 9. Oktober 2019, <https://www.ifo.de/node/46275>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

starke Verhaltensanpassungen auszulösen. Dementsprechend wird die Bepreisung in mehreren Stellungnahmen als „homöopathisch“ bezeichnet.<sup>69</sup> Aufgrund der Festpreise bis 2025, sowie der Preisobergrenze ab dem Jahr 2026 können die Emissionsreduktionsziele laut diesen Stellungnahmen nicht erreicht werden.

Aus Verteilungsaspekten können prinzipiell Maßnahmen positiv bewertet werden, die einen Ausgleich für jene herstellen, die von der CO<sub>2</sub> Bepreisung (übermäßig) betroffen sind. Zu hinterfragen sind diese Ausgleichsmaßnahmen jedoch, wenn sie den Anreizwirkungen der CO<sub>2</sub> Bepreisung entgegenlaufen. So argumentiert etwa Christoph Schmidt, Präsident des RWI und Vorsitzender des Sachverständigenrats, die Politik „konterkariert sogar an einigen Stellen das Preissignal – etwa bei der Erhöhung der Pendlerpauschale“.<sup>70</sup> IfW-Präsident Gabriel Felbermayr kommentiert die Klimabeschlüsse folgendermaßen: „Eine Ausweitung der Pendlerpauschale als Ausgleich für steigende Treibstoffpreise ist nicht zielführend und setzt falsche Anreize.“<sup>71</sup> Schließlich ist auch festzustellen, dass Ausgleichsmaßnahmen zum Beispiel bei Transferleistungen (etwa das Wohngeld), bei Abgaben auf den privaten Konsum (etwa die Reduktion der EEG-Umlage und des Mehrwertsteuersatzes bei Bahnfahrkarten) und bei der Pendlerpauschale ansetzen. Maßnahmen, die sich für das Lukrieren einer „Double Dividend“ anbieten würden, wie etwa eine Reduktion der Belastung des Faktors Arbeit, unterbleiben im deutschen Klimapaket weitgehend.

Das Klimapaket enthält neben der CO<sub>2</sub> Bepreisung eine Fülle verschiedener Maßnahmen. Dadurch wird es umso schwieriger, ein konsistentes und gut abgestimmtes Paket zu erreichen. Clemens Fuest, Präsident des ifo Instituts, hält fest, dass viele ergänzende Maßnahmen getroffen wurden, die teuer sind und die Effizienzwirkungen der CO<sub>2</sub> Bepreisung beeinträchtigen können.<sup>72</sup> Darüber hinaus ist zu erwarten, dass es die vielen Maßnahmen deutlich erschweren, teure Mitnahmeeffekte zu vermeiden, etwa beim Austausch von Heizungen. Christoph Schmidt argumentiert, die Politik „verwässert das Preissignal mit einem Sammelsurium an Maßnahmen und bürdet sich selbst zu

---

<sup>68</sup> „[...] schaffen die Festpreise zwar Planungssicherheit, gleichzeitig sind sie aber so niedrig, dass die erhofften Lenkungseffekte ausbleiben dürften“, iwd Mitteilung vom 7. Oktober 2019, <https://www.iwd.de/artikel/was-taugt-das-klimapaket-445693/>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

<sup>69</sup> So etwa von Christoph Schmidt, [http://www.rwi-essen.de/presse/rwi-in-den-medien/190925\\_WAZ\\_Regierung](http://www.rwi-essen.de/presse/rwi-in-den-medien/190925_WAZ_Regierung), zuletzt abgerufen am 12. November, selbst wenn sich der Sachverständigenrat (2019, S. 70) für einen „langsamen aber glaubwürdigen Anstieg zum notwendigen CO<sub>2</sub> Preis“ ausgesprochen hat.

<sup>70</sup> Pressemitteilung vom 20. September 2019, <http://www.rwi-essen.de/presse/mitteilung/367/>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

<sup>71</sup> Medieninformation vom 19. September 2019, <https://www.ifw-kiel.de/de/publikationen/medieninformationen/2019/felbermayr-zu-klimaplaenen-mutloser-plan-der-bundesregierung/>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

<sup>72</sup> ifo Pressemitteilung vom 20. September 2019, <https://www.ifo.de/node/45675>, zuletzt abgerufen am 11. November 2019.

viele Detailentscheidungen auf.“ Gemeinsam mit falschen Anreizwirkungen mancher Maßnahmen mache das den Klimaschutz unnötig teuer.

Zu hinterfragen ist die Strategie, die verschiedenen Bereiche, also etwa Verkehr, Gebäude, Industrie, etc. getrennt zu betrachten und jeweils eigene Emissionsreduktionsziele zu verfolgen. Entscheidend ist schließlich, wie gut es gelingt, die Emissionen insgesamt zu senken. Spezifische Reduktionsziele in den einzelnen Bereichen können in diesem Zusammenhang ineffizient sein, weil sie unterschiedlich hohe Vermeidungskosten nicht ausreichend gut berücksichtigen können.

Analog dazu ist zu diskutieren, wie themen- bzw. technologieoffen Förderungen implementiert werden sollten. So warnt etwa das IW Köln davor, bei der Förderung von Alternativen zu Antrieben mit fossilen Treibstoffen zu technologieeingeschränkt auf E-Mobilität zu vertrauen und dementsprechend die Forschung zu alternativen Kraftstoffen (wie Wasserstoff oder synthetische Kraftstoffe) zu wenig zu fördern. Auch Frondel (2019b) kritisiert, dass die Ergreifung vieler regulatorischer Maßnahmen der wünschenswerten Technologieoffenheit zuwiderlaufen.

Tabelle 5 fasst die Bewertung des deutschen Klimapakets auf Basis der Kriterien aus Kapitel 3 zusammen. Grundsätzlich ist der Einstieg in die CO<sub>2</sub> Bepreisung bisheriger Nicht-ETS Sektoren positiv zu bewerten. Allerdings wird zunächst kein Emissionshandel eingeführt und die Zertifikate (bis 2025) zu festen, niedrigen Preisen ausgegeben. Damit werden die Reduktionsziele mit hoher Wahrscheinlichkeit verfehlt und Emissionsrechte müssen von anderen europäischen Mitgliedstaaten zugekauft werden. Auch in der Marktphase ab 2026 werden vorerst Mindest- und Höchstpreise festgelegt. Falls aufgrund des Höchstpreises die Nachfrage das Angebot an Zertifikaten im nEHS übersteigt, müssen wiederum Rechte aus anderen europäischen Mitgliedstaaten zugekauft werden. Auch in diesem Fall würde Deutschland sein Emissionsreduktionsziel verfehlen, wenn auch durch den Zukauf von Zertifikaten legitimiert. Durch zwei CO<sub>2</sub> Preise, einen EU-ETS-Preis und einen nEHS-Preis werden zudem die Klimaziele nicht kosteneffizient erreicht. Dadurch, dass die Rückerstattung kaum an verzerrenden Abgabenbelastungen, z.B. des Faktors Arbeit, ansetzt, wird auf die Generierung einer doppelten Dividende weitgehend verzichtet. Die vielen weiteren Maßnahmen werden in der vorliegenden Studie mit ihrem Fokus auf die CO<sub>2</sub> Bepreisung nicht bewertet. Bei einem echten Emissionshandel mit freien Preisen wären sie im Hinblick auf die Erreichung der Emissionsreduktionsziele verzichtbar.

Tabelle 5: Einordnung des deutschen Klimaschutz-Programms bezüglich relevanter Kriterien

| Deutsches Klimaschutz-Programm |   |
|--------------------------------|---|
| <b>Zielerreichung</b>          | -   |
| <b>Kosteneffizienz</b>         | + (-)<br>(effiziente Maßnahme; wird aber durch 2 CO <sub>2</sub> Preise und ergänzende Maßnahmen abgeschwächt)  |
| <b>Verteilung</b>              | - +<br>(regressive Verteilungswirkungen werden durch begleitende Maßnahmen gemildert)                           |
| <b>Umsetzbarkeit</b>           | + (-)<br>(zeitnahe Umsetzung; Umsetzbarkeit jedoch durch laufende Preisanpassung und Einzelmaßnahmen erschwert) |

Quelle: EcoAustria.

## 6. Bewertung potenzieller Klimainstrumente und Ergebnisübersicht

Die EU-Mitgliedstaaten haben sich im Rahmen des Pariser Klimaschutzabkommens zu einer erheblichen Reduktion der Treibhausgas-Emissionen verpflichtet. Im Jahr 2030 sollen sie um 40 Prozent unter dem Niveau des Jahres 1990 liegen. Derzeit bestehen zwei Bereiche, für die unterschiedliche Ziele gelten. Für den Bereich des Emissionshandels (EU-ETS) ist eine schrittweise Senkung bis 2030 um 43 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 vereinbart. Gemäß der Festlegung der maximalen Emissionsmenge und der damit verbundenen Menge der ausgegebenen Zertifikate kann davon ausgegangen werden, dass dieses Ziel auch erreicht werden kann. Erhebliche Unsicherheiten bestehen hinsichtlich der Emissionen, die nicht diesem Emissionshandel unterliegen. Diese machten im Jahr 2017 in Österreich rund 63 Prozent der Gesamtemissionen aus. Gemäß derzeitigen Prognosen dürfte die österreichische Zielvereinbarung von einer Reduktion um 36 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 erheblich verfehlt werden. Demensprechend sind weitere Maßnahmen notwendig, um dieses Ziel zu erreichen.

In der Analyse wurden wesentliche Aspekte von Umweltinstrumenten und Kriterien diskutiert, die für ihre Bewertung relevant sind. Nachfolgend werden mehrere potenzielle Umweltinstrumente zur Reduktion der Treibhausgas-Emissionen auf Basis der vier Kriterien Zielerreichung, Kosteneffizienz, Verteilungswirkung und Umsetzbarkeit auf ihre Tauglichkeit und ökonomischen Auswirkungen hin untersucht. Die betrachteten Umweltinstrumente sind:

- Eingliederung der Nicht-EU-ETS Sektoren in den EU-ETS Emissionshandel (europaweit)
- Einführung eines nationalen Emissionshandelssystems (nEHS)
- Einführung einer CO<sub>2</sub> Steuer für Nicht-EU-ETS Sektoren
- Regulierungsmaßnahmen

Die Einteilung und Bewertung erfolgen qualitativ und sind in dem Sinne nicht abschließend, dass sich daraus kein eindeutig präferiertes Instrument ableitet. Die Wahl hängt von den Präferenzen für die einzelnen Kriterien ab. Aus ökonomischer Sicht ist der Effizienzgedanke unter der Prämisse der Zielerreichung das wesentliche Kriterium. Aus politischer Perspektive können noch andere Aspekte eine wesentliche Rolle spielen. Weiters zeigen die unterschiedlichen Ergebnisse bestehender Studien z.B. zu den Effekten auf die wirtschaftliche Entwicklung, dass es zur ex-ante Evaluation von Klimainstrumenten und mit ihnen verbundenen Erstattungsmaßnahmen notwendig ist, die Wechselwirkungen zwischen ökologischer Zielrichtung und den direkten und indirekten Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung, z.B. auf Einkommen, Beschäftigung sowie auf die Verteilung zu analysieren.

### *Zielerreichung*

Die Zielerreichung ist grundlegendes Bewertungskriterium für die Einordnung der Emissionsreduktionsinstrumente. Betrachtet man die vier oben genannten Instrumente, dann ist die Zielerreichung prinzipiell nur im Rahmen eines Emissionshandels garantiert und eingeschränkt bei Regulierungsmaßnahmen. Die Menge der ausgegebenen Zertifikate bestimmt das zulässige Emissionsniveau und führt durch Anpassung des Preises für CO<sub>2</sub>-Emissionen zur Erfüllung der Vorgaben. Dies gilt für alle Formen des Emissionshandels, d.h. sowohl bei Opt-in in den EU-ETS, als auch in einem nationalen Emissionshandel, jedoch nur dann, wenn kein Höchstpreis für Emissionszertifikate festgelegt ist. Im Falle der Inkludierung der Nicht-EU-ETS Sektoren in den EU-ETS gilt die Zielerreichung nur dann, wenn die zukünftig geforderte Emissionsreduktion im EU-ETS zumindest so hoch ist, wie jene, die für den Nicht-EU-ETS vereinbart wurde. Derzeit müssen im EU-ETS die Emissionen bis zum Jahr 2030 um 43 Prozent reduziert werden, Vorgaben aus dem ESD für Österreich für den Nicht-EU-ETS Bereich belaufen sich bis 2030 auf eine Reduktion von 36 Prozent. Im Falle eines Opt-in würde damit das 43 Prozent Reduktionsziel für alle Sektoren gelten und damit die heutigen nationalen ESD Ziele übererfüllt, wobei die Zielerreichung auch über den Zukauf von Zertifikaten von anderen Mitgliedstaaten im EU-ETS erfolgen könnte.

Bei der CO<sub>2</sub> Steuer besteht das Problem, dass der Gesetzgeber die Vermeidungskosten der einzelnen Marktteilnehmer nicht kennt und damit auch nicht die Höhe der CO<sub>2</sub> Steuer, die zur gewünschten Emissionsreduktion führen würde. Setzt der Gesetzgeber die Steuer zu niedrig fest, wird das Emissionsreduktionsziel nicht erreicht. Setzt er die Steuer zu hoch fest, wird das Ziel übererfüllt, mit der möglichen Folge, dass mehr Produktionen eingestellt werden oder mehr Unternehmen den Wirtschaftsstandort verlassen als es bei „korrekter“ CO<sub>2</sub> Steuer der Fall gewesen wäre. Die Zielerreichung ist also nicht sichergestellt und regelmäßige Anpassungen der CO<sub>2</sub> Steuer notwendig.

Regulierungen können einem vorgegebenen Ziel prinzipiell sehr nahe kommen, wenn feste Reduktionsgrenzen für private Haushalte und Unternehmen festgelegt werden. Eine genaue Zielerreichung wird vermutlich nicht möglich sein, da einerseits Unternehmen den Markt verlassen bzw. neue Unternehmen eintreten und sich auch die Anzahl der privaten Haushalte beispielsweise durch Migration verändert. In der praktischen Umsetzung wird über Regulierungen die Zielerreichung nicht garantiert werden können, da fixe Vorgaben kaum umgesetzt werden. Stattdessen finden sich in der Praxis eine Vielzahl von Vorgaben (für Produkte und Produktionsprozesse, sowie Subventionen etc.) deren Auswirkungen nur näherungsweise abgeschätzt werden können. Zur Komplexität tragen auch noch Interaktionen zwischen den

einzelnen Regulierungen bei.<sup>73</sup> Somit ist davon auszugehen, dass die Emissionsreduktionsziele regelmäßig unter- oder aber auch übererfüllt werden. Eine laufende Evaluierung der einzelnen Maßnahmen sowie Anpassungen wären damit notwendig.

Damit erfüllen lediglich Emissionszertifikate und ein entsprechender Handel ohne Mindest- und Höchstpreise das Kriterium der Zielerreichung. Bei Regulierungen gilt es näherungsweise dann, wenn klare Höchstemissionsgrenzen je Marktteilnehmer festgelegt sind, ansonsten ist nicht von einer Zielerreichung auszugehen. Auch bei der CO<sub>2</sub> Steuer ist nicht davon auszugehen, dass das Reduktionsziel sicher erreicht wird.

### *Kosteneffizienz*

Aus ökonomischer Sicht kommt der Kosteneffizienz ein besonderer Stellenwert zu, was bedeutet, dass das Reduktionsziel zu gesellschaftlich geringstmöglichen Kosten erreicht wird. Aus reinen Effizienzgründen wäre ein weltweites Emissionshandelssystem bzw. eine weltweite CO<sub>2</sub> Steuer die beste Alternative. Damit würde nicht nur weltweit auf kosteneffiziente Art und Weise Konsum und Produktion angepasst, sondern auch Wettbewerbsverzerrungen aufgrund unterschiedlicher Emissionsreduktionsziele zwischen den Unternehmen unterbunden. Eine derartige Einigung ist derzeit aber nicht zu erwarten. Ein alternativer Weg, der diesem Idealbild nahe kommt, besteht in einem umfassenden EU-ETS, der alle Emissionsaktivitäten umfasst, bei gleichzeitigem Grenzausgleich für Emissionen. In diesem Fall würden ebenfalls die marginalen Vermeidungskosten der verschiedenen Emissionsaktivitäten einander entsprechen und die Wettbewerbsfähigkeit durch den Grenzausgleich gewährleistet. Ein Opt-in der österreichischen Nicht-EU-ETS Sektoren in den EU-ETS würde zu einer Kosteneffizienz führen, indem die Vermeidungskosten über die verschiedenen Emissionsaktivitäten angeglichen werden und Emissionseinsparungen dort stattfinden, wo dies am kosteneffizientesten erfolgen kann.<sup>74</sup>

Die Etablierung eines nEHS oder einer CO<sub>2</sub> Steuer führt bei gleichen Preisen bzw. Steuersätzen für die verschiedenen Nicht-EU-ETS Emissionsaktivitäten ebenso zu einem Ausgleich der Kosten der Emissionsvermeidung, jedoch nur in den nEHS Sektoren. Über die gesamte Volkswirtschaft betrachtet gilt dies jedoch nur in dem Fall, in dem der Zertifikatepreis des nEHS bzw. die CO<sub>2</sub> Steuer dem Zertifikatepreis des EU-ETS entspricht. Hiervon ist jedoch nicht auszugehen, da der

---

<sup>73</sup> Siehe beispielsweise das Klimaschutzprogramm in Deutschland, welches in Kapitel 5 diskutiert wird.

<sup>74</sup> Diese Betrachtung vernachlässigt, dass bereits derzeit Aktivitäten, die zu Emissionen führen, einer unterschiedlichen Besteuerung mit Umweltabgaben und Befreiungen hiervon unterliegen. Somit würde eine Angleichung der Kosten der Emissionsreduzierung nur in Bezug auf das derzeit geltende Steuersystem gelten.



Gesetzgeber die optimale Steuerhöhe nicht kennen kann. Für die Effizienz eines Emissionshandels ist wesentlich, dass der Wettbewerb zwischen den Händlern gewährleistet ist. Sollten nur wenige Marktteilnehmer am Emissionshandel teilnehmen, dann ist dies nicht notwendigerweise gewährleistet und eine potenzielle Marktmacht kann zu Preisverzerrungen und dadurch zu Ineffizienzen führen.

Bei Regulierungen ist Kosteneffizienz nicht erreichbar. Aus ökonomischer Sicht führen dementsprechend Regulierungen zu den größten Wohlfahrtseinbußen in der Volkswirtschaft. Die individuelle Betroffenheit an Wohlfahrtsverlust hängt jedoch von den einzelnen Regulierungen ab.

### *Verteilung*

Unter dem Kriterium der Verteilung werden hier die Verteilungseffekte der klimapolitischen Maßnahmen auf die privaten Haushalte innerhalb eines Landes diskutiert. Anders als bei anderen Kriterien, wie etwa jenem der Effizienz, sind sich die Akteure der direkten Verteilungswirkungen oft bewusst und diese werden dementsprechend in der Öffentlichkeit diskutiert. Kaum in der Öffentlichkeit diskutiert werden hingegen die indirekten Verteilungswirkungen der Maßnahmen, die sich z.B. aus geringerem Wachstum und damit verbunden geringeren Einkommens- und Beschäftigungsmöglichkeiten für die privaten Haushalte ergeben.

Festzuhalten ist, dass die Verteilungswirkungen von Emissionszertifikaten und einer optimalen CO<sub>2</sub> Steuer insofern äquivalent sein, weil sie in der Bepreisung von Emissionen äquivalent sind. Empirische Untersuchungen kommen zu dem Ergebnis, dass eine CO<sub>2</sub> Bepreisung regressiv wirkt, weil Haushalte mit geringerem Einkommen einen höheren Anteil ihres Einkommens bzw. ihres Konsums für diese Güter ausgeben. Maßnahmen in Bezug auf Wärme und Elektrizität sind regressiver als jene in Bezug auf Mobilität. Empirische Studien verdeutlichen aber auch, dass die Auswirkungen innerhalb von Einkommensgruppen stark streuen, weil die Haushalte Güter, die einer CO<sub>2</sub> Bepreisung unterliegen, in einem unterschiedlichen Ausmaß konsumieren.

Verteilungswirkungen von Regulierungen werden deutlich weniger häufig untersucht als jene einer CO<sub>2</sub> Bepreisung, was auch darauf zurückzuführen ist, dass derartige Analysen methodisch schwieriger sind. Zudem ist zu beachten, dass die Wirkungsweisen von Regulierungen naturgemäß von der konkreten Ausgestaltung abhängig sind. Empirische Untersuchungen geben jedoch gewisse Hinweise, dass umweltbezogene Regulierungen regressiv wirken können, wenn eine umfassende Betrachtungsweise gewählt wird.

Wesentlicher Unterschied zwischen den Instrumenten ist, dass bei einer CO<sub>2</sub> Besteuerung und bei einer Ausgabe von Emissionszertifikaten öffentliche Mittel lukriert werden, was bei Regulierungen

im Allgemeinen nicht der Fall ist. Das ermöglicht, allfällig sozialpolitisch unerwünschte bzw. unintendierte Verteilungswirkungen der Instrumente auszugleichen oder zumindest abzufedern. Bestehenden Studien zeigen, dass dies durch die Wahl geeigneter Instrumente möglich ist.

### *Umsetzbarkeit*

Der Begriff Umsetzbarkeit umfasst an dieser Stelle einerseits Transaktionskosten für die Marktteilnehmer und die öffentliche Hand und die Möglichkeit einer zeitnahen Umsetzung. Den Ergebnissen empirischer Untersuchungen nach scheinen die Transaktionskosten bei allen betrachteten Umweltinstrumenten moderat auszufallen, wobei die Ergebnisse darauf hindeuten, dass sie beim Emissionshandel am größten sind. Die Transaktionskosten bei Regulierungen sind schwer einzuordnen, da sie von der Anzahl und der Ausgestaltung der einzelnen Regulierungen sowie der Anzahl der betroffenen Marktteilnehmer abhängen.

Eine zeitnahe Umsetzung ist am ehesten bei der CO<sub>2</sub> Steuer gegeben. Diese kann prinzipiell nach Klärung der wesentlichen Steuertatbestände rasch beschlossen werden. Regulierungen sind zwar ebenso rasch zu beschließen, jedoch führt ein Bestandsschutz dazu, dass Verhaltensreaktionen nur verzögert oder schrittweise erfolgen, beispielsweise bei dauerhaften Konsumgütern wie Kraftfahrzeugen oder Heizsystemen. Ein Emissionshandel ist demgegenüber erst verfügbar, wenn ein entsprechender Markt für den Handel der Emissionszertifikate implementiert, die entsprechenden Regeln festgelegt und das Handelssystem installiert wurden. Dies ist zumeist mit einer zeitlichen Verzögerung verbunden. Im deutschen Klimaschutzprogramm soll dieses Problem umgangen werden, indem anfänglich eine CO<sub>2</sub> Steuer eingeführt wird und diese nach Aufbau der notwendigen Kapazitäten in ein Emissionshandelssystem übergeleitet wird. Diese Vorgangsweise könnte auch eine zeitnahe Implementierung eines nEHS bzw. eine spätere Integration der Nicht-EU-ETS Sektoren in den EU-ETS Handel ermöglichen, wobei das deutsche Modell mit seinen Fest- und später Höchstpreisen voraussichtlich dazu führt, dass die Emissionsziele verfehlt werden. Ein EU-weiter Emissionshandel für alle Sektoren würde vermutlich die längste Umsetzungsdauer beanspruchen, da alle EU-Mitgliedstaaten sich hierauf einigen müssten.

Tabelle 6: Einordnung von Umweltinstrumenten bezüglich relevanter Kriterien

|                        | EU-ETS | Nationaler Emissionshandel | CO <sub>2</sub> Steuer | Regulierungen                                   |
|------------------------|--------|----------------------------|------------------------|---|
| <b>Zielerreichung</b>  | +      | +                          | -                      | -/+<br>(+ nur bei restriktiver Mengenfixierung) |
| <b>Kosteneffizienz</b> | +      | + -                        | + -                    | -   |
| <b>Verteilung</b>      | - +    | - +                        | - +                    | 0 -   |
| <b>Umsetzbarkeit</b>   | -      | + -                        | +                      | +   |

Quelle: EcoAustria.

Die einzelnen dargestellten Instrumente verfügen über unterschiedliche Vor- und Nachteile (siehe Tabelle 6). Die Beurteilung ist somit von der Gewichtung der einzelnen Kriterien abhängig. Sieht man die Zielerreichung als notwendige Bedingung an, dann sollte sich das Instrument mittelfristig zu einem Emissionshandel entwickeln. Ein weltweiter bzw. EU-weiter ETS, der alle Sektoren umfasst, würde zudem kosteneffizient sein. Ein nationaler Emissionshandel wäre eine gangbare Alternative, die auf nationaler Ebene umgesetzt werden kann. Das deutsche Klimaschutzprogramm bietet hierzu einen Anhaltspunkt. Allerdings gehen die fixen CO<sub>2</sub> Preise in der Einführungsphase auf Kosten der Zielerreichung und auch die Mindest- und Höchstpreise in der Marktphase sind kritisch zu beurteilen, denn der Höchstpreis hat zur Folge, dass Nicht-EU-ETS Ziele möglicherweise nicht erreicht werden. In diesem Fall müssen dann Emissionsrechte von anderen Mitgliedstaaten gekauft werden. Dies kann zu erheblichen Belastungen für die Volkswirtschaft führen, wenn von anderen Mitgliedstaaten zugekaufte Emissionsrechte deutlich teurer sind als der Zertifikatspreis, der sich ohne Höchstpreis ergeben würde. Eine Kopie des deutschen Weges ist für Österreich demnach aus umweltökonomischer Sicht nicht zu empfehlen. Zudem sollten Österreich und die EU versuchen, Partner für die Einführung eines Grenzausgleichs für Emissionen zu erreichen. Dieser würde eine verursachergerechte Zuordnung von Emissionen ermöglichen und die Wettbewerbsfähigkeit des Wirtschaftsstandorts für ArbeitnehmerInnen und Unternehmen sichern.

Die Ergebnisse dieser Studie bieten wichtige qualitative Hinweise für die nationale Klimapolitik. Auf dieser Basis können in einer Folgestudie die quantitativen ökonomischen und sozialen Auswirkungen von ökologischen Lenkungsabgaben, weiterer klimapolitischer Instrumente und mit ihnen verbundenen Erstattungsmaßnahmen auf nationaler Ebene in einem allgemeinen dynamischen Gleichgewichtsmodellansatz untersucht werden. In einem solchen Modellrahmen könnten gerade die Wechselwirkungen zwischen ökologischer Zielrichtung und den direkten und indirekten Auswirkungen auf die wirtschaftliche Entwicklung, z.B. auf Einkommen, Beschäftigung, sowie auf die Verteilung analysiert werden. So wäre es möglich, im Rahmen einer ex ante Evaluation

von Maßnahmen Aussagen darüber zu treffen, wie die Ziele Klimaschutz, Wettbewerbsfähigkeit im Sinne der Abgabenbelastung und Vermeidung unerwünschter Verteilungswirkungen gemeinsam erreicht werden können. Das von EcoAustria verwendete allgemeine dynamische Gleichgewichtsmodell PuMA („Public Policy Model for Austria“) bietet einen idealen Ausgangspunkt dafür.

## 7. Literaturverzeichnis

- Ackva, J. und J. Hoppe (2018). The Carbon Tax in Sweden, *adelphi und ECOFYS Fact Sheet im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und der European Climate Initiative*.
- Alexeeva-Talebi, V. (2010). Cost Pass-Through in Strategic Oligopoly: Sectoral Evidence for the EU ETS, ZEW Discussion Paper No. 10-056.
- Alm, J., E. Sennoga und M. Skidmore (2009). Perfect Competition, Urbanization, and Tax Incidence in the Retail Gasoline Market, *Economic Inquiry* 47(1), 118-134.
- APCC – Austrian Panel on Climate Change (2018). Österreichischer Special Report – Gesundheit, Demographie und Klimawandel, Wien.
- APCC – Austrian Panel on Climate Change (2014). Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014, Wien.
- Arnold, J.M., B. Brys, C. Heady, A. Johansson, C. Schweltnus und L. Vartia (2011). Tax policy for economic recovery and growth, *Economic Journal* 121(550), 59-80.
- Bach, S., N. Isaak, C. Kemfert, N. Wägner (2019). Lenkung, Aufkommen, Verteilung: Wirkungen von CO<sub>2</sub>-Bepreisung und Rückvergütung des Klimapakets, *DIW aktuell Nr. 24*.
- Barde, J.P. (1994). Economic Instruments in Environmental Policy: Lessons from the OECD Experience and their Relevance to Developing Economies, OECD Development Centre Working Paper No. 92.
- Bardt, H. und T. Schaefer (2017). Energiepolitische Unsicherheit verzögert Investitionen in Deutschland, IW policy paper 13/2017, Köln.
- Baumol, W. und W. Oates (1988). *The Theory of Environmental Policy*, 2. Auflage, Cambridge: Cambridge University Press.
- Becker, R. A. (2011). Local environmental regulation and plant-level productivity, *Ecological Economics* 70, 2513-2522.
- Berger, J., L. Strohner, T. Thomas (2019). Mehr Beschäftigung und Wohlstand durch Steuerreform erreichen, *EcoAustria Policy Note 29*.
- Berger, J. und L. Strohner (2011). The effect of VAT on price-setting behaviour, in: Adam, S. et al. (Consortium Lead), *The retrospective evaluation of elements of the VAT system*, Final report TAXUD/2010/DE/328.
- Betz, R. (2005). Emissions trading to combat climate change: The impact of scheme design on transaction costs, [http://www.ceem.unsw.edu.au/sites/default/files/uploads/publications/betz-paper\\_AARES.pdf](http://www.ceem.unsw.edu.au/sites/default/files/uploads/publications/betz-paper_AARES.pdf).
- Blackburn, M. L. (1989). Interpreting the Magnitude of Changes in Measures of Income Inequality, *Journal of Econometrics* 42(1), 21-25.
- Bovenberg, A.L. (1999). Green tax reforms and the double dividend: an updated reader's guide, *International Tax and Public Finance* 6 (3), 421-443.
- Bruegge, C., T. Deryugina und E. Myers (2019). The Distributional Effects of Building Energy Codes, *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, vol. 6(S1), 95-127.
- Brunner, S., C. Flachsland und R. Marschinski (2012). Credible commitment in carbon policy, *Climate Policy* 12, 255-271.
- Budgetdienst (2019). Verteilungswirkungen einer CO<sub>2</sub>-Steuer auf Haushaltsebene, *Anfragebeantwortung des Budgetdienstes*.

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2019). Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050.
- Bureau, D., L. Fontagné und K. Schubert (2018). Trade and Climate: Towards Reconciliation, Notes du conseil d'analyse économique, Conseil d'analyse économique, 2017, 37.
- Callan, T., S. Lyons, S. Scott, R.S.J. Tol, S. Verde (2009). The distributional implications of a carbon tax in Ireland, *Energy Policy* 37, 407–412.
- Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics* 3, 1-44.
- Cropper, M. L., W. N. Evans, S. J. Berardi, M. M. Ducla-Soares und P. R. Portney (1992). The determinants of pesticide regulation: a statistical analysis of EPA decision making, *Journal of Political Economy* 100, 175-197.
- Davis, L.W. und C.R. Knittel (2019). Are Fuel Economy Standards Regressive? *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, vol. 6(S1), 37-63.
- Deltas, G. (2008). Retail Gasoline Price Dynamics and Local Market Power, *The Journal of Industrial Economics* 56(3), 613-628.
- Denison, E. F. (1978). Pollution abatement programs: Estimates of their effect upon output per unit of input, *Survey of Current Business* 58(1), 21-43.
- Domazlicky, B. R. und W. L. Weber (2004). Does environmental protection lead to slower productivity growth in the chemical industry?, *Environmental and Resource Economics* 28, 301-324.
- Edenhofer O., C. Flachsland, M. Kahlkuhl, B. Knopf und M. Pahle (2019). Optionen für eine CO<sub>2</sub>-Preisreform, MCC-PIK-Expertise für den Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung.
- European Commission (2018). In-Depth Analysis in Support of the Commission Communication COM(2018) 773.
- Fabra, N. und M. Reguant (2014). Pass-Through of Emissions Costs in Electricity Markets, *American Economic Review* 104(9), 2872-2899.
- Felbermayr, G. (2019). Grenzausgleich: Für Klima und Wirtschaft, *Kiel Focus* 11/2019.
- Frasch, F. (2007). Transaction costs of the EU Emissions Trading Scheme in German companies, *Sustainable Development Law & Policy* 7(3), 48-51.
- Frondel, M. (2019a). Steuer versus Emissionshandel: Optionen für die Ausgestaltung einer CO<sub>2</sub>-Bepreisung in den nicht in den Emissionshandel integrierten Sektoren, *Zeitschrift für Energiewirtschaft* 43, 151-157.
- Frondel, M. (2019b). Klimaschutzprogramm 2030: Gute Ansätze, falsche Anreize, *ÖkonomenBlog*.
- Ganapati, S., J. S. Shapiro und R. Walker (2020). Energy Cost Pass-Through in U.S. Manufacturing: Estimates and Implications for Carbon Taxes, *American Economic Journal: Applied Economics* im Erscheinen.
- Giljam, R. A. (2018). Implementing Ecological Governance in EU Energy Law: The Role of Technology Neutral Legislative Design in Fostering Innovation, *European Energy and Environmental Law Review* 27, 236-250.
- Gollop, F. M. und M. J. Roberts (1983). Environmental regulations and productivity growth: The case of fossil-fueled electric power generation, *Journal of Political Economy* 91(4), 654-674.
- Goulder, L.H. (1995). Environmental taxation and the double dividend: A reader's guide, *International Tax and Public Finance* 2 (2), 157–183.
- Gray, W. B. (1987). The cost of regulation: OSHA, EPA and the productivity slowdown, *American Economic Review* 77(5), 998-1006.

- Greenstone, M., J. A. List und C. Syverson (2012). The effects of environmental regulation on the competitiveness of U.S. manufacturing, NBER Working Paper Series 18392.
- Hahn, R. (1984). Market power and transferable property rights, *Quarterly Journal of Economics* 99, 753-765.
- Hanley, N., J. F. Shogren und B. White (1997). *Environmental Economics in Theory and Practice*, MacMillan Press Ltd., Houndmills, Basingstoke, Hampshire and London.
- Heindl, P. (2012). Transaction costs and tradable permits: Empirical evidence from the EU Emissions Trading Scheme, ZEW Discussion Paper No. 12-021.
- Hird, J. (1990). Superfund expenditures and cleanup priorities: distributive politics or the public interest?, *Journal of Policy Analysis and Management* 9, 455-483.
- Hoagland, P. und S. Farrow (1996). Planning versus reality: political and scientific determinants of outer continental shelf lease sales, in: Congleton, R. (Hrsg.): *The Political Economy of Environmental Protection*, University of Michigan Press, Ann Arbor, 145-166.
- Hoel, M. und L. Karp (2002). Taxes versus quotas for a stock pollutant, *Resource and Energy Economics* 24, 367-384.
- IMF (2019). *Fiscal Monitor: How to Mitigate Climate Change*, Washington, October.
- Jaraité, J., F. J. Convery und C. Di Maria (2010). Transaction costs for firms in the EU ETS: Lessons from Ireland, *Climate Policy* 10, 190-215.
- Jensen, S., K. Mohlin, K. Pittel, T. Sterner (2015). An introduction to the green paradox: the unintended consequences of climate policies, *Review of Environmental Economics and Policy* 9(2), 246-265.
- Joas, F. und C. Flachsland (2014). The (ir)relevance of transaction costs in climate policy instrument choice: an analysis of the EU and the US, *Climate Policy* 16, 1-24.
- Jorgenson, D. W. und P. J. Wilcoxon (1990). Environmental regulation and U.S. economic growth, *Rand Journal of Economics* 21(2), 314-340.
- Kahn, M. E. (1997). Particulate pollution trends, *Regional Science and Urban Economics* 1, 87-107.
- Karp, L. und J. Zhang (2012). Taxes versus quantities for a stock pollutant with endogenous abatement costs and asymmetric information, *Economic Theory* 49, 371-409.
- Keller, W. und A. Levinson (2002). Pollution abatement costs and foreign direct investment inflows to US, *Review of Economics and Statistics* 84(4), 691-703.
- Kirchner, M., M. Sommer, C. Kettner-Marx, D. Kletzan-Slamanig, K. Köberl, K. Kratena (2018). CO<sub>2</sub> Tax Scenarios for Austria – Impacts on Household Income Groups, CO<sub>2</sub> Emissions, and the Economy, *WIFO Working Papers 558/2018*.
- Köppl, A., S. Schleicher, M. Schratzenstaller (2019). Fragen und Fakten zur Bepreisung von Treibhausgasemission, *WIFO und Wegener Zentrum für Klima und Globalen Wandel Policy Brief*.
- Marion, J. und E. Muehlegger (2011). Fuel Tax Incidence and Supply Conditions, NBER Working Paper 16863.
- Marten, M. und K. van Dender (2019). The use of revenues from carbon pricing, *OECD Taxation Working Papers No. 43*.
- Michaelis, P. (1992). Global warming: Efficient policies in the case of multiple pollutants, *Environmental and Resource Economics* 2, 61-77.
- Millimet, D. L. und J. Roy (2016). Empirical tests of the pollution haven hypothesis when environmental regulation is endogenous, *Journal of Applied Econometrics* 31, 652-677.
- Misiolek, W. und H. Elder (1989). Exclusionary manipulation of markets for pollution rights, *Journal of Environmental Economics and Management* 16, 156-166.



- Newell, R. und W. Pizer (2003). Regulating stock externalities under uncertainty, *Journal of Environmental Economics and Management* 45, 416-432.
- Nordhaus, W. (2011). Designing a friendly space for technological change to slow global warming, *Energy Economics* 33(4), 665-673.
- Oates, W. E. und P. R. Portney (2003). The Political Economy of Environmental Policy, in: Mäler, K.-G. und J. R. Vincent (Hrsg.): *Handbook of Environmental Economics*, Elsevier, Amsterdam.
- Ofei-Mensah, A. und J. Bennett (2013). Transaction costs of alternative greenhouse gas policies in the Australian transport energy sector, *Ecological Economics* 88, 214-221.
- Pearce, D. (1991). The role of carbon taxes in adjusting to global warming, *The Economic Journal* 101 (407), 938-948.
- Pigou, A.C. (1932). *The Economics of Welfare*, 4th Edition, London: Macmillan.
- Repetto, R. D., D. Rothman, P. Faeth und D. Austin (1997). Has environmental protection really reduced productivity?, *Challenge* 40(1), 46-57.
- Roberts, D. (2016). The left vs. a carbon tax: the odd, agonizing political battle playing out in Washington state, *Vox Artikel*, <https://www.vox.com/2016/10/18/13012394/i-732-carbon-tax-washington>, abgerufen am 15.11.2019.
- Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (2019). *Aufbruch zu einer neuen Klimapolitik – Sondergutachten*, Wiesbaden.
- Schweizerische Eidgenossenschaft (2019). *Rückverteilung der CO<sub>2</sub>-Abgabe: von der Einführung bis heute, Faktenblatt*.
- Shadbegian, R. J. und A. Wolverton (2010). Location decisions of U.S. polluting plants: Theory, empirical evidence, and consequences, *International Review of Environmental and Resource Economics* 4, 1-49.
- Sinn, H.-W. (2015). The green paradox: a supply-side view of the climate problem, *Review of Environmental Economics and Policy* 9(2), 239-245.
- Stavins, R. N. (1995). Transaction costs and tradeable permits, *Journal of Environmental Economics and Management* 29(2), 133-148.
- Sterner, T. und J. Coria (2012). *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*, RFF Press, Routledge, Washington D.C.
- Sterner, T. und E. J. Z. Robinson (2018). Selection and design of environmental policy instruments, in: Dasgupta, P., S. K. Pattanayak und V. K. Smith (Hrsg.): *Handbook of Environmental Economics*, Volume 4, North-Holland, Oxford, UK.
- Stolper, S. (2016). Local Pass-Through and the Regressivity of Taxes: Evidence from Automotive Fuel Markets. *Harvard Environmental Economics Program Discussion Paper* 16-70.
- Thomas, T., J. Berger, N. Graf, L. Strohner (2017). *Volkswirtschaftliche Effekte unterschiedlicher Abgabensenkungen in Österreich*, EcoAustria Policy Note 19.
- Tietenberg, T. (1990). Economic instruments for environmental protection, *Oxford Review of Economic Policy* 6(1), 17-33.
- Umweltbundesamt (2019a). *Klimaschutzbericht 2019*, Wien.
- Umweltbundesamt (2019b). *GHG projections and assessment of policies and measures in Austria – Reporting under Regulation (EU) 525/2013*, Wien.
- Umweltbundesamt (2018). *Klimaschutzbericht 2018*, Wien.
- UNFCCC (2016). Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015 – Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-first session, <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf#page=2>.



- Vereinte Nationen (2019). Paris Agreement – Status of Ratification, <https://unfccc.int/process/the-paris-agreement/status-of-ratification>.
- Wang, Q., K. Hubacek, K. Feng, Y.-M. Wei, Q.-M. Liang (2016). Distributional effects of carbon taxation, *Appl. Energy* 184, 1123–1131.
- Weitzman, M. S. (1974). Prices vs quantities, *The Review of Economic Studies* 41(4), 477-491.
- Wissenschaftlicher Beirat beim BMWi (2019). Energiepreise und effiziente Klimapolitik – Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Wirtschaft und Energie, Berlin.