

Berger, Johannes; Strohner, Ludwig; Thomas, Tobias

**Research Report**

## Klimainstrumente im Vergleich: Herausforderungen in Hinblick auf ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit

Policy Note, No. 39

**Provided in Cooperation with:**

EcoAustria – Institute for Economic Research, Vienna (Austria)

*Suggested Citation:* Berger, Johannes; Strohner, Ludwig; Thomas, Tobias (2020) : Klimainstrumente im Vergleich: Herausforderungen in Hinblick auf ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit, Policy Note, No. 39, EcoAustria - Institute for Economic Research, Vienna

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/227419>

**Standard-Nutzungsbedingungen:**

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

**Terms of use:**

*Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.*

*You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.*

*If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.*

# ECO

## AUSTRIA

INSTITUT FÜR  
WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Februar 2020

---

### **POLICY NOTE 39**

Klimainstrumente im Vergleich: Herausforderungen  
in Hinblick auf ökologische, ökonomische  
und soziale Nachhaltigkeit

---



# POLICY NOTE 39

## Klimainstrumente im Vergleich

*DI Johannes Berger, EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung*  
*Mag. Ludwig Strohner, EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung*  
*Prof. Dr. Tobias Thomas, EcoAustria – Institut für Wirtschaftsforschung*

Februar 2020

### Kurzdarstellung

Der Klimawandel ist eines der bestimmenden Themen der öffentlichen Debatte. Österreich hat sich auf internationaler Ebene verpflichtet, einen signifikanten Beitrag zur Reduktion der CO<sub>2</sub> Emissionen zu leisten. Derzeitige Prognosen gehen davon aus, dass Österreich seine nationalen Vorgaben bis zum Jahr 2030 nicht erfüllen wird. Entsprechend sind weitere Maßnahmen notwendig, um diese Ziele zu erreichen. In der vorliegenden Policy Note werden die klimapolitischen Instrumente a) Emissionszertifikatehandel, b) CO<sub>2</sub> Steuer und c) Regulierungsmaßnahmen anhand verschiedener Kriterien analysiert. Die Gesamtbewertung hängt davon ab, welchen der Kriterien besonderer Stellenwert beigemessen wird.

In Hinblick auf die **Zielerreichung** hat der Emissionshandel Vorteile, da über die Menge der ausgegebenen Zertifikate das Emissionsziel treffsicher erreicht werden kann. Bei der CO<sub>2</sub> Steuer ist die Höhe der Steuer, mit der das vorgegebene CO<sub>2</sub>-Reduktionsziel erreicht wird, hingegen ex ante bestenfalls abschätzbar. Es besteht demnach die Gefahr, dass der Staat die Steuer zu niedrig oder zu hoch ansetzt und damit das Ziel verfehlt wird oder private Haushalte und Unternehmen unnötig belastet werden. Auch die Vielzahl von Auflagen und Regulierungen sind in der Praxis mit erheblichen Unsicherheiten bezüglich der Zielerreichung verbunden.

**Kosteneffizienz** bedeutet, dass die Klimaziele zu möglichst niedrigsten Kosten für private Haushalte und Unternehmen erreicht werden. Der Emissionshandel und die CO<sub>2</sub> Steuer erfüllen das Effizienzkriterium, da die Emissionsvermeidung dort vollzogen wird, wo dies am kostengünstigsten möglich ist. Idealtypisch würden alle Sektoren und Staaten von einem Klimainstrument umfasst. Dies ist in der Praxis allerdings wenig realistisch. Regulierungen berücksichtigen in der Regel die unterschiedlichen Vermeidungskosten von privaten Haushalten und Unternehmen allenfalls unzureichend und führen daher zu ineffizienten Ergebnissen.

In Hinblick auf die **Verteilungswirkung** zeigen CO<sub>2</sub>-Steuern und Emissionszertifikate eine eher regressive Wirkung, da Haushalte mit niedrigerem Einkommen einen größeren Anteil ihres Einkommens für mit CO<sub>2</sub>-Emissionen verbundene Produkte wie Strom oder Heizen ausgeben. Je nach Rückerstattung, kann allerdings auch eine progressive Wirkung erzielt werden. Regulierungen können ebenso zu regressiven Wirkungen führen.

In Hinblick auf die **Umsetzbarkeit** sind Klimainstrumente mit relativ geringen Transaktionskosten verbunden. Sollen Maßnahmen rasch umgesetzt werden, spricht dies eher für CO<sub>2</sub> Steuern. Der Emissionshandel bedarf einer Implementierungsphase. Regulierungen sehen häufig Bestandsschutz vor, mit entsprechend verzögerter Wirkung.

Die **volkswirtschaftlichen Auswirkungen** der klimapolitischen Instrumente hängen entscheidend von der Kosteneffizienz, der Überwälzung der Kosten auf die Preise sowie der Verwendung der Einnahmen ab. Internationale Studien zeigen, dass die Wachstumswirkung einer CO<sub>2</sub> Bepreisung je nach Höhe und Art der Rückerstattung zwischen plus vier und minus acht Prozent auf 40 Jahre kumuliert ausmachen kann. Auch die Verteilungswirkung ist hiervon abhängig. Zusätzlich erhöht die Überwälzung der CO<sub>2</sub> Bepreisung in die Verbraucherpreise die Inflation, was über höhere Lohnabschlüsse die Arbeitskosten erhöhen kann. Auch dies sollte bei der Rückvergütung der Einnahmen berücksichtigt werden.

# Inhalt

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1. Hintergrund und Motivation .....</b>                                | <b>1</b>  |
| <b>2. Klimapolitische Instrumente und Kriterien zur Beurteilung .....</b> | <b>3</b>  |
| 2.1. Klimapolitische Instrumente .....                                    | 3         |
| 2.2. Zielerreichung.....  | 4         |
| 2.3. Kosteneffizienz .....  | 6         |
| 2.4. Verteilungswirkung .....   | 8         |
| 2.5. Umsetzbarkeit .....  | 10        |
| 2.6. Beurteilung klimapolitischer Instrumente im Überblick .....          | 13        |
| <b>3. Auswirkungen auf den Wirtschaftsstandort.....</b>                   | <b>15</b> |
| 3.1. Inzidenz der klimapolitischen Instrumente .....                      | 15        |
| 3.2. Auswirkungen auf Wachstum und Beschäftigung.....                     | 17        |
| <b>4. Literaturverzeichnis .....</b>                                      | <b>21</b> |

## 1. Hintergrund und Motivation

Klimaschutz und Maßnahmen zur Eindämmung des Klimawandels sind national wie international eines der bestimmenden Themen der öffentlichen und politischen Debatte. In der jüngeren Vergangenheit wurde die Diskussion auch durch Forderungen nach einem intensiveren Engagement beim Klimaschutz von Teilen der Bevölkerung verstärkt. Gleichzeitig illustrieren Proteste in Frankreich, die u.a. durch eine Erhöhung von Umweltsteuern ausgelöst wurden, die sozial- und wirtschaftspolitischen Herausforderungen, die mit Maßnahmen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen verbunden sind.

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. Lag die CO<sub>2</sub> Konzentration im Jahr 1800 noch bei 280 ppm<sup>1</sup>, so betrug sie im Jahr 2018 bereits 410 ppm.<sup>2</sup> Mit der Entwicklung der CO<sub>2</sub> Konzentration werden auch 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 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. Auch kann die starke Betroffenheit mancher Länder und Regionen 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>

In Österreich hat die Temperatur seit 1880 um nahezu 2 Grad Celsius zugelegt<sup>4</sup>, verglichen mit einem globalen Temperaturanstieg von 0,85 Grad Celsius. In der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts ist nach dem *Austrian Panel on Climate Change APCC* (2014) mit einem weiteren Anstieg von 1,4 Grad zu rechnen. Den Ergebnissen folgend wird der Klimawandel in Österreich vor allem zu einer Zunahme von Extremwetterereignissen und extremen Witterungsperioden führen. Graduelle Temperatur- und Niederschlagsänderungen werden wiederum 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.

Um dieser Entwicklung zu begegnen haben sich die EU-Mitgliedstaaten 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.

---

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

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

<sup>3</sup> Ebda.

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

Derzeit bestehen zwei Bereiche, für die unterschiedliche Ziele gelten. Für den Bereich des europäischen Emissionszertifikatehandels (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 wird. Erhebliche Unsicherheiten bestehen hinsichtlich der Emissionen, die nicht dem europäischen Emissionshandel unterliegen, also insbesondere die Bereiche Verkehr, Gebäude oder Landwirtschaft. Diese machten im Jahr 2017 in Österreich rund 63 Prozent der Gesamtemissionen aus. Gemäß derzeitigen Prognosen des Umweltbundesamts dürfte die österreichische Zielvereinbarung im Rahmen der EU-Lastenteilungsentscheidung (Effort-Sharing Decision – ESD) von einer schrittweisen Reduktion der Emissionen bis 36 Prozent gegenüber dem Jahr 2005 bis zum Jahr 2030 erheblich verfehlt werden. Demensprechend sind weitere Maßnahmen notwendig, um dieses Ziel zu erreichen. Dabei stellt sich die Frage, welche klimapolitischen Maßnahmen ergriffen werden sollten, um die vereinbarte Reduktion der Emissionen zu erreichen.

In dieser Policy Note werden in Kapitel 2 verschiedene klimapolitische Instrumente zur Emissionsreduktion auf Basis relevanter Kriterien für eine Beurteilung eingeordnet. Mit der Wahl des Instruments sind auch Auswirkungen auf den Wirtschaftsstandort sowie auf Wachstum, Wohlstand und Beschäftigung verbunden, die in Kapitel 3 diskutiert werden.

## 2. Klimapolitische Instrumente und Kriterien zur Beurteilung

### 2.1. Klimapolitische Instrumente

Potenziell stehen eine Vielzahl von Umweltinstrumenten zur Verfügung, um das vorgegebene Ziel der Emissionsreduktion zu erreichen. In der umweltökonomischen Literatur werden Instrumente zur Reduktion des Emissionsausstoßes in der Regel folgendermaßen eingeordnet<sup>5</sup>:

- Einführung eines Emissionshandelssystems
- Einführung einer CO<sub>2</sub> Steuer
- Regulierungsmaßnahmen

Die ersten beiden Instrumente werden hierbei als marktbasierende Instrumente bezeichnet, da der Emissionsausstoß über einen Preis für CO<sub>2</sub> Emissionen, Zertifikatspreis bzw. Höhe der CO<sub>2</sub> Steuer, gesteuert wird.

Für diese Instrumente sind dabei verschiedene Ausgestaltungen möglich. Beispielsweise kann ein Emissionshandelssystem auf nationaler Ebene implementiert werden (nEHS) oder in den europäischen EU-ETS integriert werden. Anstatt einer CO<sub>2</sub> Steuer können prinzipiell auch Subventionen für die Unterlassung umweltverschmutzender Aktivitäten gewährt werden. Regulierung kann eine Vielzahl unterschiedlicher Einzelmaßnahmen umfassen. Dazu gehören Produkt- und Produktionsstandards oder die Festlegung einer maximalen Emissionsmenge. Beispiele sind Regulierungen in Bezug auf die Beimengung von Biokraftstoffen, die Zulassung von Kraftfahrzeugen nur in jenen Fällen, in welchen Emissionsstandards erfüllt werden, oder die Festlegung von Gebäudestandards.

Für die Bewertung der verschiedenen klimapolitischen Instrumente werden in der umweltökonomischen Literatur häufig folgende Kriterien angewendet. Das wesentliche Ziel, an Hand dessen auch die Politik vor dem Hintergrund internationaler Verpflichtungen gemessen werden wird, ist die Frage der Zielerreichung. Inwiefern kann ein Instrument den vorgesehenen Reduktionspfad treffsicher erreichen. Zudem bietet sich das Kriterium der Kosteneffizienz im Sinne der Erreichung der Ziele zu möglichst geringen gesamtgesellschaftlichen Kosten an. Als weiteres Kriterium sind zudem Verteilungswirkungen zu beachten. Als weiteres Kriterium wird in der vorliegenden Policy Note die Umsetzbarkeit herangezogen. Dazu gehört einerseits die administrative Umsetzbarkeit, andererseits die zeitnahe Umsetzbarkeit. Eine hohe administrative Umsetzbarkeit hat niedrige Transaktionskosten bei Privathaushalten, Unternehmen und der öffentlichen Verwaltung zur Folge. Nachfolgend werden die einzelnen Instrumente anhand dieser Kriterien beurteilt.

Die Einteilung und Bewertung erfolgen qualitativ und in dem Sinne nicht abschließend, dass sich daraus kein eindeutig präferiertes Instrument ableitet. Die umfangreiche Bewertung hängt von den Präferenzen für die einzelnen Kriterien ab. Sollten die vereinbarten Mengenziele als gegeben angesehen werden, wären die Ziele der Kosteneffizienz und der möglichen Vermeidung

---

<sup>5</sup> Siehe beispielsweise Hanley et al. (1997), Sterner und Robinson (2018) oder Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (2019).



unintendierter sozialer Verteilungswirkungen unter der grundlegenden Bedingung zu verfolgen, dass die Mengenziele erreicht werden. 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. In den nachfolgenden Abschnitten erfolgt die qualitative Einordnung der Klimainstrumente auf Basis der genannten Kriterien.

## 2.2. Zielerreichung

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

Mittels **Regulierungen** kann einem vorgegebenen Ziel prinzipiell sehr nahegekommen werden, 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 auch vor dem Hintergrund der sehr unterschiedlichen Sektoren, für die eine Reduktion der Emissionen erreicht werden soll, zu betrachten. 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 den Staat wäre, diese Unterschiede zielgenau zu berücksichtigen.

Auch können Interessensgruppen versuchen, auf die Wahl und Form von Regulierungen Einfluss zu nehmen.<sup>6</sup> Untersuchungen zeigen, dass Regulierungen in der Regel sowohl das Gemeinwohl als auch die Einwände von Interessensgruppen berücksichtigen.<sup>7</sup> Die Problematik der Zielerreichung besteht bereits bei jeder einzelnen Maßnahme. So sind beispielsweise die Gesamtkosten der Subvention der thermischen Gebäudesanierung davon abhängig, wie viele der Immobilieneigentümer hiervon Gebrauch machen. Gegeben die zu erwartende Vielzahl von Maßnahmen, ist von erheblichen Unsicherheiten in Hinblick auf die Gesamtwirkung auszugehen. Dementsprechend sind laufende Evaluierungen und Nachjustierungen bei den einzelnen Maßnahmen sowie die Einführung zusätzlicher Regulierungen notwendig. Das Zusammenspiel diverser nationaler und internationaler Regulierungen ist ebenso zu beachten. Dieses kann die Zielerreichung der Emissionsreduktion verhindern oder zumindest erschweren.

---

<sup>6</sup> Siehe beispielsweise Oates und Portney (2003) über die Bedeutung von Interessensgruppen auf die regulatorischen Maßnahmen.

<sup>7</sup> Siehe hierzu etwa Cropper et al (1992), Hoagland und Farrow (1996) oder Hird (1990).

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 administrative und politische Herausforderung.

Bei einer **CO<sub>2</sub> Steuer** ist die Zielerreichung, wie bei der Regulierung, nicht gewährleistet, da der Gesetzgeber die Vermeidungskosten der einzelnen Marktteilnehmer und damit verbunden die „korrekte“ Steuerhöhe nicht kennt, mit der das angestrebte CO<sub>2</sub>-Emissionsziel erreicht wird. Bei der Festlegung der Höhe der CO<sub>2</sub>-Steuer kann die Reaktion der Marktteilnehmer nur abgeschätzt werden. Damit sind somit Unsicherheiten verbunden. Beispielsweise ist es schwierig vorherzusagen, in welchem Umfang und zu welchem Zeitpunkt bei einer speziellen Steuerhöhe 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 realisierbar als in schlechteren Wirtschaftslagen. Eine zielgenaue Mengensteuerung könnte daher nur durch eine häufige Anpassung der Steuersätze erfolgen. Eine schrittweise Anpassung ergibt sich bereits aus dem ESD, die eine schrittweise Reduktion der Emissionen vorsieht. 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>8</sup>, eine zu hohe Steuer kann zu sehr hohen Belastungen und erheblichen Wachstumseinbußen führen. In beiden Fällen wären Anpassungen der CO<sub>2</sub> Steuer notwendig. Ein Vorteil der CO<sub>2</sub> Steuer gegenüber dem Regulierungsansatz liegt darin, dass lediglich ein Parameter, nämlich der Steuersatz angepasst werden muss, beim Regulierungsansatz hingegen die Vielzahl der implementierten Regelungen.

Im Gegensatz zu den anderen beiden klimapolitischen Instrumenten wird beim **Emissionshandel** das Mengenziel über die Menge der ausgegebenen Zertifikate sicher erreicht, solange kein Höchstpreis für Emissionszertifikate festgelegt wird. Diese muss dabei den Verpflichtungen im ESD entsprechen. Unsicherheiten bestehen hingegen bezüglich der Höhe des Zertifikatepreises, der sich auf dem Emissionszertifikatemarkt bildet. Dieser ist wiederum maßgeblich vom technischen Fortschritt abhängig. Im Falle der Inkludierung der Nicht-EU-ETS Sektoren in den EU-ETS gilt zudem zu berücksichtigen, dass der Emissionsreduktionszielwert bis zum Jahr 2030 im EU-ETS bei 43 Prozent liegt. Die Vorgaben aus dem ESD für Österreich für den Nicht-EU-ETS Bereich belaufen sich bis 2030 hingegen auf 36 Prozent. Würden das 43 Prozent-Ziel im Falle eines Opt-in für alle Sektoren gelten, würden die heutigen nationalen ESD Ziele damit übererfüllt. Edenhofer et al. (2019) thematisieren das Risiko, dass beim Emissionshandel bei sehr hohen Preisen infolge des politischen Drucks die maximale

---

<sup>8</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 (Sternier und Robinson 2018).

Emissionsmenge nachverhandelt werden kann. Diese Problematik der „Glaubwürdigkeit“ der Politik stellt sich aber bei allen Klimainstrumenten.

Damit erfüllt lediglich das Instrument der Emissionszertifikate ohne 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. Bei der CO<sub>2</sub> Steuer ist eine Zielerreichung ebenso nicht garantiert.

### 2.3. Kosteneffizienz

Um unnötige Belastungen für BürgerInnen und Unternehmen zu vermeiden, sollen Klimainstrumente die vorgegebenen Emissionsziele zu den geringsten volkswirtschaftlichen Kosten erreichen. Auf Basis dieses Kriteriums führen Regulierungen zu ineffizienten Ergebnissen. Regulierungen können die unterschiedlichen Kostenstrukturen der Emissionsvermeidung nicht umfänglich berücksichtigen. Dies folgt sowohl aus der fehlenden Kenntnis der dezentralen Kostenstrukturen als auch aus fehlenden Möglichkeiten, Regulierungen auf den jeweiligen Fall entsprechend anzupassen. So kann die Regulierung beispielsweise dasselbe Niveau an Emissionsreduktion für alle regulierten Marktteilnehmer vorsehen. Dementsprechend würden Marktteilnehmer mit hohen Vermeidungskosten die Emissionen im gleichen Umfang reduzieren wie jene mit geringeren Vermeidungskosten. Damit wird das Reduktionsziel nicht zu den geringstmöglichen gesellschaftlichen Vermeidungskosten erreicht. Zudem bieten Regulierungen zwar Anreize in emissionsarme Technologien zu investieren, um 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. Auch bietet Regulierung die Gefahr, dass die Politik bestimmte Technologien und Produktionstechnologien präferiert, ohne sicher zu wissen, ob dies die kostengünstigsten oder zukunftssträchtesten Technologien sind. Dies kann ex post mit erheblichen Kosten und der Einschränkung der Wettbewerbsfähigkeit verbunden sein. Technologieneutralität im Sinne des Wettbewerbs zwischen Technologien ist die Grundvoraussetzung dafür, dass Innovationspotenziale bestmöglich realisiert werden können.<sup>9</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 in Umwelttechnologie und Umweltinnovationen zu investieren. Senken beispielsweise neue Technologien die Vermeidungskosten, dann sind die Einsparungen im Falle der Regulierung nur bis zu den Emissionsvorgaben gegeben. Im Falle marktbasierender Instrumente sind Investitionen über dieses Niveau hinaus sinnvoll, da zusätzlich Steuerleistungen entfallen bzw. nicht benötigte Emissionszertifikate am Markt verkauft werden können. Dies gilt bei Emissionszertifikaten nicht nur bei einer auktionierten Verteilung der Emissionszertifikate, sondern auch bei einer Gratiszuteilung der Zertifikate.

---

<sup>9</sup> Siehe Sachverständigenrat (2019).

Ein 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 den Preis für Emissionen, 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 ein wichtiger Aspekt für die Entscheidung über neue Investitionen (Nordhaus 2011). Die gilt in abgeschwächter Form auch für die Konsumpläne privater Haushalte. Prinzipiell ist bei der CO<sub>2</sub> Steuer die Vorhersagbarkeit des CO<sub>2</sub> Preises eher gegeben als beim Emissionshandel. Allerdings ist davon auszugehen, dass der Gesetzgeber die CO<sub>2</sub> Steuer anpasst, sollten die gewünschten Reduktionsziele nicht erreicht werden. Die CO<sub>2</sub> Steuer, mit der das Emissionsziel erreicht wird, entspricht dabei dem Zertifikatepreis beim Emissionszertifikatehandel.

Um den Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit und die Verteilung gerecht zu werden, 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. Dieses Modell ist jedoch mit erheblichen Problemen verbunden: Werden die Emissionsreduktionsziele auch bei einem niedrigeren Preis eingehalten, dann führt ein Mindestpreis zu nicht-notwendigen Zusatzbelastungen von privaten Haushalten und Unternehmen. Dies belastet die Wettbewerbsfähigkeit und verringert die Beschäftigung. Bei Höchstpreisen besteht wiederum die Gefahr, dass der Höchstpreis nicht ausreicht, die Emissionsreduktionsziele zu erreichen. In diesem Fall müssen Emissionsrechte von anderen EU-Mitgliedstaaten gekauft werden. Hierbei ist der entsprechende Preis unsicher. Verfehlt eine große Zahl der 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 nicht unplausibel anzunehmen, dass günstigere Alternativen bestehen, um die Emissionsreduktionsziele zu erreichen. Somit würden entweder die Einsparungsziele verpasst oder der öffentliche Haushalt belastet.

Ein weiterer Vorteil, den Emissionszertifikate bieten, liegt in der Unterstützung der automatischen Stabilisierung der Wirtschaft. Der Preis für Emissionszertifikate hängt beim Emissionshandel 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.

## 2.4. Verteilungswirkung

Verteilungswirkungen von Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels sind ein weiteres wesentliches Kriterium, das für die Bewertung verschiedener Klimaschutzinstrumente herangezogen werden kann. Dabei können die Auswirkungen des Klimawandels sehr unterschiedlich verteilt sein, insbesondere im internationalen Vergleich, aber auch innerhalb eines Landes. Anders als bei den anderen Kriterien, wie etwa der Kosteneffizienz, sind sich die Akteure der direkten Verteilungswirkungen der Maßnahmen, wie z.B. den Auswirkungen auf den Benzinpreis und damit verbundenen Belastungen privater Haushalte, in stärkerem Ausmaß bewusst, sodass diese in der Öffentlichkeit breit diskutiert werden. Die Politik steht daher in der Praxis oftmals unter Druck, sich nicht nur technokratisch auf die 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 äquivalent sind, weil beide zur selben Bepreisung der CO<sub>2</sub> Emission führen. Dennoch können sich durch die konkrete Ausgestaltung in der Praxis Unterschiede ergeben, wie unten noch näher erläutert.

Kirchner et al. (2018) untersuchen im Rahmen des CATs (Carbon Taxes in Austria) Projekt 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 drei verschieden stark ausgeprägte Szenarien (low, med, high) einer CO<sub>2</sub> Besteuerung in Nicht-ETS Bereichen. Ohne Kompensation der höheren Steuerbelastung ergäben sich regressivere Wirkungen 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> angenommen 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 Kirchner et al. eine progressive Verteilungswirkung.

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 etwas über 1.000 Euro pro Haushalt. Ohne

Kompensation zeigt sich eine regressive Wirkung der Maßnahme, die Ungleichheit wird größer und der Gini-Koeffizient des verfügbaren Einkommens steigt von 0,2565 auf 0,2605.<sup>10</sup> Werden die privaten Haushalte über einen Pauschalbetrag kompensiert,<sup>11</sup> dann reduziert sich die Ungleichheit und der Gini-Koeffizient geht auf 0,2542 zurück.<sup>12</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, bei einem Viertel käme es zu Kaufkraftverlusten.<sup>13</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>14</sup> sowie dem Einsatz fossiler Energieträger für das Heizen.

Es wird vielfach argumentiert, dass die empirisch festgestellte Regressivität einer CO<sub>2</sub> Bepreisung ohne Kompensation 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 deutlich weniger häufig untersucht als jene von CO<sub>2</sub> Bepreisungen, was darauf zurückzuführen sein dürfte, dass derartige Untersuchungen methodisch deutlich schwieriger umzusetzen 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.

---

<sup>10</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>11</sup> Dabei wird unterstellt, dass Kinder unter 14 Jahren den halben Betrag erhalten.

<sup>12</sup> Nach der oben diskutierten Vergleichsrechnung nach Blackburn (1989) entspricht die Dämpfung von 0,2565 auf 0,2542 einem Betrag von 124 Euro.

<sup>13</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>14</sup> Dies kann jedoch größtenteils mit der sinkenden Haushaltsgröße bei älteren Personen erklärt werden.



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.

Die Wirkungsweise von Regulierungen ist 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 Versteigerung 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.

## 2.5. Umsetzbarkeit

Unter dem Aspekt der Umsetzbarkeit werden einerseits die Transaktionskosten, die mit den jeweiligen Instrumenten verbunden sind, 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 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 im Rahmen einer Metastudie verschiedene 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. Über 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>15</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.

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>16</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, ein ebenfalls überschaubarer Betrag. 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

---

<sup>15</sup> Basis ist das Jahr 2011.

<sup>16</sup> Siehe beispielsweise Frasch (2007), Heindl (2012) oder Jaraité et al. (2010).



Exchange Austria, könnte die Kosten dämpfen. Somit dürften die Transaktionskosten auch beim Emissionshandel im Vergleich zu Preisen für die Emissionszertifikate überschaubar sein.

Im Bereich der Steuern sind nach Joas und Flachland 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.

Zusammenfassend lässt sich aus den Analysen darauf schließen, dass die Kosten zwar nicht vernachlässigbar, jedoch relativ gering 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 die Transaktionskosten deutlich erhöhen, sodass diese weit höher als bei marktbasierenden 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 gesetzt werden müssen, um das Ziel der Treibhausgas-Emissionsreduktion zu erreichen. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass ein Unterschied zwischen der Umsetzung einer Regulierung und der Wirksamkeit besteht. In vielen Fällen ist von einem erheblichen Bestandschutz auszugehen.<sup>17</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 der kurzfristigen Wirksamkeit einer Regulierung zuwiderlaufen, 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 Handelssysteme reduziert werden kann. Ein EU-weiter Emissionshandel über alle Emissionsbereiche würde

---

<sup>17</sup> Siehe Edenhofer et al. (2019), S. 54.

vermutlich die längste Umsetzungsdauer beanspruchen, da alle EU-Mitgliedstaaten sich hierauf einigen müssten.

Bei beiden marktbasierenden Instrumenten sind Verhaltensänderungen bereits vor Einführung der Maßnahme zu erwarten. Ein glaubwürdiges Bekenntnis der Politik zur Umsetzung der Maßnahmen zu einem (nicht zu fernem) späteren Zeitpunkt kann demnach die Investitionsentscheidungen der Akteure schon kurzfristig beeinflussen und zu geringeren Emissionen führen (siehe etwa Frondel 2019), etwa wenn Verbraucher beim Fahrzeugkauf künftig 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.

## 2.6. Beurteilung klimapolitischer Instrumente im Überblick

Die betrachteten Klimainstrumente verfügen nach den hier angelegten Kriterien über unterschiedliche Vor- und Nachteile (siehe Tabelle 1). Die Beurteilung hängt somit von der Gewichtung der Kriterien ab. Sieht man die Zielerreichung als notwendige Bedingung an, dann kann der Emissionshandel punkten. 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 Belastungen der öffentlichen Hand und zudem zu Zusatzkosten für die Volkswirtschaft führen, wenn von anderen Mitgliedstaaten zugekaufte Emissionsrechte teurer sind als der Zertifikatepreis, der sich ohne Höchstpreis ergeben würde. Mindestpreise können wiederum dazu führen, dass private Haushalte und Unternehmen kräftiger belastet werden, als es zur Erreichung der Ziele notwendig wäre.

Tabelle 1: Einordnung von Umweltinstrumenten bezüglich relevanter Kriterien

|                        | EU-ETS | Nationaler Emissionshandel | CO <sub>2</sub> Steuer | Regulierungen |
|------------------------|--------|----------------------------|------------------------|---------------|
| <b>Zielerreichung</b>  | +      | +                          | -                      | -/+ *         |
| <b>Kosteneffizienz</b> | +      | +/-                        | +/-                    | -             |
| <b>Verteilung</b>      | -/+    | -/+                        | -/+                    | 0 -           |
| <b>Umsetzbarkeit</b>   | -      | +/-                        | +                      | +             |

Quelle: EcoAustria. \* bei restriktiver Mengenfixierung.

Eine Kopie des deutschen Weges ist für Österreich demnach aus umweltökonomischer Sicht nicht zu empfehlen. Zudem sollten Österreich und die EU versuchen, 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.

### 3. Auswirkungen auf den Wirtschaftsstandort

#### 3.1. 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 Preisaufschläge auf die Kosten. In diesem Fall kann ein größerer Teil der Steuerlast durch Reduktion der Preisaufschläge von den Unternehmen getragen als bei vollkommenem Wettbewerb (siehe Sachverständigenrat 2019<sup>18</sup>).

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>19</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 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. (2009) 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

---

<sup>18</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 Strohner 2011 für die Überwälzung der Umsatzsteuer).

<sup>19</sup> Dies wird als Indiz für unvollkommenen Wettbewerb herangezogen.

dem Ergebnis, dass im Schnitt die Steuer vollständig überwältigt 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 überwältigt.

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 überwältigt wird, wobei das Ausmaß des Wettbewerbs und regionale Aspekte eine gewisse Rolle spielen können. Zu diesem Ergebnis kommt auch der Sachverständigenrat (2019). Hierbei ist wichtig zu betonen, dass die Überwälzung des CO<sub>2</sub> Preises zu einem Anstieg der Verbrauchpreise führen würde. Dies würde bei den nächsten Lohnverhandlungen zu einem Anstieg der Löhne und damit der Arbeitskosten führen. In diesem Fall wären alle Unternehmen indirekt von den CO<sub>2</sub> Preisen betroffen, selbst dann, wenn das klimapolitische Instrument nur auf einen Teil der Unternehmen zielen würde.

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 einen Rückgang der Exportnachfrage zur Folge haben. Somit ist in Branchen, die im internationalen Wettbewerb stehen, davon auszugehen, dass eine Überwälzung kaum stattfinden kann, wenn ausländische Unternehmen nicht durch Klimainstrumente entsprechend 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 überwältigt. 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 überwältigt 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.

### 3.2. Auswirkungen auf Wachstum und Beschäftigung

In Abhängigkeit davon, inwieweit eine Überwälzung der Kosten für die CO<sub>2</sub> Reduktion durch klimapolitische Instrumente 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.

Bestehende Studien ermitteln die volkswirtschaftlichen Auswirkungen von Umweltinstrumenten auf Grundlage allgemeiner Gleichgewichtsmodelle und 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 aus der CO<sub>2</sub> Bepreisung berücksichtigt. In den Untersuchungen wird von einem fixen Zeitprofil für die CO<sub>2</sub> Bepreisung ausgegangen.

Tabelle 2: 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 |
|-------------------------------|------|-----------|------------------------------------|-------------------------------|------------|--|---|
| 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  |
|                               |      |           | 1 US-Dollar                        | 396 US-Dollar                 | P          | -0,2                                   | -8  |
| Smith et al. (2013)           | US   | 2013-2053 | 20 US-Dollar                       | 96 US-Dollar                  | E/S        | -0,02                                  | -0,6                                      |
|                               |      |           | 20 US-Dollar                       | 1.000 US-Dollar               | E/S        | -0,09                                  | -3,6                                      |
| 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  |
|                               |      |           | 50 Euro                            | 50 Euro                       | E          | 0,1                                    | 4,1                                       |
|                               |      |           | 50 Euro                            | 50 Euro                       | K          | -0,08                                  | -3,2                                      |

Abkürzungen: E: Einkommensteuersenkung, K: Unternehmensteuersenkung, P: Kopfpauschale, S: Schuldensenkung.

Quelle: Sachverständigenrat (2019).

Die Studien 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 Rückerstattung der fiskalischen Einnahmen an die Akteure in der Volkswirtschaft begründet. 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 Unternehmensbesteuerung 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 demnach 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>20</sup>

Mit der Verwendung der öffentlichen Einnahmen aus einem Klimainstrument sind ebenso Verteilungswirkungen verbunden, die die direkten Verteilungseffekte zumindest beträchtlich abschwächen können. Für eine Verwendung der Einnahmen in Form einer 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 und keine Anreizeffekte auf Arbeitsangebot und -nachfrage erzielt werden. Darüber

---

<sup>20</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.



hinaus wäre hinsichtlich der administrativen Umsetzbarkeit in Österreich zu diskutieren, an welches Instrument eine derartige Pauschale angeknüpft werden könnte.

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

Die Rückerstattung kann 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 in 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. Wird der CO<sub>2</sub> Preis auf die Verbraucher überwälzt, sind zudem Auswirkungen auf Verbraucherpreise, Lohnverhandlungen und Arbeitskosten zu berücksichtigen. Erst ein Gesamtkonzept mit der Verknüpfung von Einnahmen aus dem Klimainstrument mit einer entsprechenden Verwendung dieser Mittel lässt eine umfassende und transparente Analyse verschiedener umweltpolitischer Maßnahmen auf die volkswirtschaftlichen Auswirkungen hin zu.

## 4. 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Fabra, N. und M. Reguant (2014). Pass-Through of Emissions Costs in Electricity Markets, *American Economic Review* 104(9), 2872-2899.
- Frasch, F. (2007). Transaction costs of the EU Emissions Trading Scheme in German companies, *Sustainable Development Law & Policy* 7(3), 48-51.

- Frondel, M. (2019). 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.
- 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.
- 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.
- 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*.
- Hepburn, C. (2006). Regulation by prices, quantities, or both: A review of instrument choice, *Oxford Review of Economic Policy* 22(2), 226-247.
- 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.
- Jacobsen, M. R. (2013). Evaluating US Fuel Economy Standards in a Model with Producer and Household Heterogeneity, *American Economic Journal: Economic Policy* 5(2), 148-187.
- 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 Treibhausgasemissionen*, 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.
- 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.
- 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.
- Repetto, R. D., D. Rothman, P. Faeth und D. Austin (1997). Has environmental protection really reduced productivity?, *Challenge* 40(1), 46-57.
- Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (2019). *Aufbruch zu einer neuen Klimapolitik – Sondergutachten*, Wiesbaden.
- 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 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.
- Umweltbundesamt (2019). *Klimaschutzbericht 2019*, Wien.
- Weitzman, M. S. (1974). Prices vs quantities, *The Review of Economic Studies* 41(4), 477-491.