
Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3715 51 201 0
UBA-FB-00 [trägt die UBA-Bibliothek ein]

Ökonomische Instrumente in der Luftreinhaltung

von

Malte Oehlmann, Manuel Linsenmeier, Katharina Klaas, Walter Kahlenborn
adelphi, Berlin

Matthias Runkel, Rupert Wronski, Swantje Fiedler, Alexander Mahler,
Ann-Cathrin Beermann
Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V., Berlin

adelphi
Alt-Moabit 91, 10559 Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Abschlussdatum Mai 2018

Kurzbeschreibung

Trotz zurückliegender Erfolge der Luftreinhaltungspolitik werden in Deutschland vor allem die Emissionshöchstmengen für Ammoniak überschritten und der Jahresmittelwert für NO₂ an vielen Messstationen nicht eingehalten. Nicht nur für die Umwelt, auch für die menschliche Gesundheit haben diese Überschreitungen Folgewirkungen und führen zu hohen Kosten.

Im Rahmen des Projektes „Ökonomische Instrumente in der Luftreinhaltung“ wurde untersucht, inwieweit der bestehende ordnungsrechtliche Rahmen durch ökonomische Instrumente ergänzt werden kann, um die Luftschadstoffbelastung ökonomisch effizient und ökologisch effektiv zu vermindern.

Zunächst wurden anhand einer breit angelegten Literaturrecherche 81 Instrumente im Bereich der Luftreinhaltung auf nationaler und internationaler Ebene identifiziert und in einer Instrumententabelle übersichtlich zusammengestellt. Anschließend wurden diese Instrumente hinsichtlich verschiedener Kriterien wie der ökonomischen Effizienz, der ökologischen Effektivität und einer potenziellen Umsetzung oder Weiterentwicklung in Deutschland einer ersten Bewertung unterzogen. Darauf aufbauend wurden sieben Instrumente für eine Detailanalyse ausgewählt, darunter vier nationale und drei internationale: eine Steuer auf Stickoxid-Emissionen in Großfeuerungsanlagen (Schweden), differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren (Schweden), eine Abwrackprämie (Kanada), die Lkw-Maut, die Parkraumbewirtschaftung, schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte und eine Stickstoffüberschussabgabe.

Für diese Instrumente wurde eine weitere vertiefte Literaturanalyse durchgeführt. Zudem wurden die ausgewählten Instrumente von externen Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Politik, Wirtschaft sowie Umwelt- und Verbraucherverbänden hinsichtlich einer Fortentwicklung bzw. Umsetzung in Deutschland bewertet.

Abstract

Despite past achievements of clean air policies, Germany exceeds the emission ceiling for ammonia. Moreover, the annual limit value for NO₂ cannot be met at many measuring sites in Germany. These exceedances have consequences for both the environment and human health, in addition they cause high costs.

The project "Economic instruments for air pollution control" examined the extent to which the existing regulatory framework can be supplemented by economic instruments in order to reduce air pollution in an economically efficient and ecologically effective way.

To begin, 81 air pollution control instruments at national and international level were identified based on a broad literature research; these were then compiled in a table of instruments. These instruments were then evaluated with the help of various criteria including economic efficiency, ecological effectiveness and potential implementation or further development in Germany. Building on this, seven instruments were selected for a detailed analysis, including three international and four national instruments: a tax on nitrogen oxide emissions in large combustion plants (Sweden), differentiated port and fairway fees (Sweden), a scrapping bonus (Canada), truck tolls, parking management and policy, pollutant-dependant starting and landing fees and a nitrogen surplus fee.

An in-depth literature analysis was carried out for these instruments. In addition, the selected instruments were evaluated by external experts from science, politics, business and environmental and consumer associations with regard to their further development and implementation in Germany.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Inhaltsverzeichnis..... | 5 |
| Abbildungsverzeichnis..... | 7 |
| Tabellenverzeichnis..... | 8 |
| Abkürzungsverzeichnis..... | 11 |
| Zusammenfassung..... | 13 |
| Summary..... | 21 |
| 1 Einleitung..... | 29 |
| 1.1 Hintergrund..... | 29 |
| 1.2 Vorgehen im Projekt..... | 32 |
| 2 Methodisches Vorgehen..... | 33 |
| 2.1 Zusammenstellung von Instrumenten..... | 33 |
| 2.2 Kategorisierung der Instrumente..... | 33 |
| 2.3 Bewertung der Instrumente..... | 35 |
| 2.3.1 Literaturanalyse..... | 35 |
| 2.3.2 Expertenbefragung..... | 35 |
| 2.3.3 Bewertungskriterien..... | 36 |
| 3 Übersicht über Instrumente zur Luftreinhaltung..... | 39 |
| 4 Detailanalyse von Instrumenten zur Luftreinhaltung..... | 41 |
| 4.1 Internationale Instrumente und ihre mögliche Umsetzung in Deutschland..... | 42 |
| 4.1.1 Steuer auf Stickoxidemissionen..... | 42 |
| 4.1.1.1 Beschreibung des Instruments..... | 42 |
| 4.1.1.2 Bewertung..... | 43 |
| 4.1.1.3 Mögliche Umsetzung in Deutschland..... | 47 |
| 4.1.1.4 Zusammenfassende Bewertung..... | 53 |
| 4.1.2 Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren..... | 54 |
| 4.1.2.1 Beschreibung des Instruments..... | 54 |
| 4.1.2.2 Bewertung..... | 55 |
| 4.1.2.3 Mögliche Umsetzung in Deutschland..... | 59 |
| 4.1.2.4 Zusammenfassende Bewertung..... | 65 |
| 4.1.3 Abwrackprämie..... | 66 |
| 4.1.3.1 Beschreibung des Instruments..... | 66 |
| 4.1.3.2 Bewertung..... | 67 |
| 4.1.3.3 Mögliche Umsetzung in Deutschland..... | 70 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 4.1.3.4 | Zusammenfassende Bewertung | 75 |
| 4.1.4 | Lkw-Maut..... | 76 |
| 4.1.4.1 | Beschreibung des Instruments | 76 |
| 4.1.4.2 | Bewertung | 77 |
| 4.1.4.3 | Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung | 85 |
| 4.1.4.4 | Zusammenfassende Bewertung | 86 |
| 4.1.5 | Parkraumbewirtschaftung | 88 |
| 4.1.5.1 | Beschreibung des Instruments | 88 |
| 4.1.5.2 | Bewertung | 90 |
| 4.1.5.3 | Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung | 100 |
| 4.1.5.4 | Zusammenfassende Bewertung | 101 |
| 4.1.6 | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte..... | 102 |
| 4.1.6.1 | Beschreibung des Instruments | 102 |
| 4.1.6.2 | Bewertung | 103 |
| 4.1.6.3 | Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung | 111 |
| 4.1.6.4 | Zusammenfassende Bewertung | 112 |
| 4.1.7 | Stickstoffüberschussabgabe..... | 113 |
| 4.1.7.1 | Beschreibung des Instruments | 113 |
| 4.1.7.2 | Bewertung | 114 |
| 4.1.7.3 | Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung | 123 |
| 4.1.7.4 | Zusammenfassende Bewertung | 124 |
| 5 | Fazit..... | 125 |
| 6 | Quellenverzeichnis | 134 |
| 7 | Anhang..... | 141 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|--------------|---|-----|
| Abbildung 1: | Investitionen in die Bundesfernstraßen nach Mittelherkunft von 1970 bis 2012..... | 81 |
| Abbildung 2: | Parkraumbewirtschaftung als Teil des Parkraummanagements..... | 88 |
| Abbildung 3: | Raumnutzung für ruhenden Verkehr und Verkehrsträger in Graz (Österreich)..... | 89 |
| Abbildung 4: | Entwicklung der N ₂ O- und NH ₃ -Emissionen seit 1990 (1990 = 100) | 113 |
| Abbildung 5: | Überschreitung des Critical Load für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge im Jahr 2009 (UBA 2015b)..... | 116 |
| Abbildung 6: | NH ₃ -Emissionen großer Tierbetriebe (blau), Nitrat im Grundwasser (Waben) und EU-Subventionen (Magenta) (Correctiv 2017)..... | 116 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|----|
| Tabelle 1: | Kategorisierungsschema | 14 |
| Tabelle 2: | Categorisation scheme..... | 22 |
| Tabelle 3: | Übersicht der Arbeitsschritte im Projekt | 32 |
| Tabelle 4: | Kategorisierungsschema nach Quellgruppe und Handlungsfeld | 34 |
| Tabelle 5: | Zahl der Instrumente nach Quellgruppe | 39 |
| Tabelle 6: | Zahl der Instrumente nach Schadstoffen | 39 |
| Tabelle 7: | Übersicht der Instrumente der Detailanalyse | 41 |
| Tabelle 8: | NO _x -Steuer: Ökologische Effektivität..... | 47 |
| Tabelle 9: | NO _x -Steuer: Ökonomische Effizienz..... | 48 |
| Tabelle 10: | NO _x -Steuer: Akzeptanz der Zielgruppe..... | 49 |
| Tabelle 11: | NO _x -Steuer: Verwaltungsaufwand | 50 |
| Tabelle 12: | NO _x -Steuer: Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit..... | 50 |
| Tabelle 13: | NO _x -Steuer: Soziale Wirkung..... | 51 |
| Tabelle 14: | NO _x -Steuer: Politische Durchsetzbarkeit | 51 |
| Tabelle 15: | NO _x -Steuer: Rechtliche Umsetzung..... | 51 |
| Tabelle 16: | NO _x -Steuer: Wechselwirkungen mit anderen Politikfeldern | 52 |
| Tabelle 17: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Ökologische Effektivität | 59 |
| Tabelle 18: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Ökonomische Effizienz | 60 |
| Tabelle 19: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Akzeptanz der Zielgruppe | 60 |
| Tabelle 20: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Verwaltungsaufwand..... | 61 |
| Tabelle 21: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit | 61 |
| Tabelle 22: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Soziale Wirkung..... | 62 |
| Tabelle 23: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Politische Durchsetzbarkeit..... | 62 |
| Tabelle 24: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Rechtliche Umsetzung..... | 64 |
| Tabelle 25: | Hafen- und Fahrwassergebühren: Wechselwirkungen mit anderen Umweltpolitikfeldern..... | 64 |
| Tabelle 26: | Emissionen von Luftschadstoffen von alten und neuen Fahrzeugen im Vergleich | 67 |
| Tabelle 27: | Abwrackprämie: Ökologische Effektivität..... | 71 |
| Tabelle 28: | Abwrackprämie: Ökonomische Effizienz | 72 |
| Tabelle 29: | Abwrackprämie: Akzeptanz der Zielgruppe | 72 |
| Tabelle 30: | Abwrackprämie: Verwaltungsaufwand..... | 72 |
| Tabelle 31: | Abwrackprämie: Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit | 73 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 32: | Abwrackprämie: Soziale Wirkung | 73 |
| Tabelle 33: | Abwrackprämie: Politische Durchsetzbarkeit..... | 74 |
| Tabelle 34: | Abwrackprämie: Rechtliche Umsetzung..... | 74 |
| Tabelle 35: | Abwrackprämie: Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik..... | 75 |
| Tabelle 36: | Mautsätze pro Kilometer (bis 31.12.2018) | 76 |
| Tabelle 37: | Vergleich der durchschnittlichen Emissionen einzelner Verkehrsmittel im Güterverkehr – Bezugsjahr 2016..... | 77 |
| Tabelle 38: | Lkw-Maut: Ökologische Effektivität..... | 79 |
| Tabelle 39: | Lkw-Maut: Wechselwirkungen..... | 79 |
| Tabelle 40: | Lkw-Maut: Ökonomische Effizienz | 80 |
| Tabelle 41: | Lkw-Maut: Akzeptanz der Zielgruppe | 81 |
| Tabelle 42: | Lkw-Maut: Verwaltungsaufwand..... | 82 |
| Tabelle 43: | Lkw-Maut: Wettbewerbsfähigkeit | 83 |
| Tabelle 44: | Lkw-Maut: Soziale Wirkung | 83 |
| Tabelle 45: | Lkw-Maut: Politische Durchsetzbarkeit..... | 84 |
| Tabelle 46: | Lkw-Maut: Rechtliche Umsetzung..... | 85 |
| Tabelle 47: | Parkraumbewirtschaftung: Ökologische Effektivität | 91 |
| Tabelle 48: | Parkraumbewirtschaftung: Wechselwirkungen..... | 91 |
| Tabelle 49: | Parkraumbewirtschaftung: Ökonomische Effizienz | 93 |
| Tabelle 50: | Übersicht über Vorteile und Kosten von effizienten Parkgebühren für verschiedene Stakeholder | 94 |
| Tabelle 51: | Parkraumbewirtschaftung: Akzeptanz der Zielgruppe..... | 95 |
| Tabelle 52: | Parkraumbewirtschaftung: Verwaltungsaufwand..... | 96 |
| Tabelle 53: | Parkraumbewirtschaftung: Wettbewerbsfähigkeit | 97 |
| Tabelle 54: | Parkraumbewirtschaftung: Soziale Wirkung | 98 |
| Tabelle 55: | Parkraumbewirtschaftung: Politische Durchsetzbarkeit | 98 |
| Tabelle 56: | Parkraumbewirtschaftung: Rechtliche Umsetzung | 100 |
| Tabelle 57: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte an europäischen Flughäfen..... | 103 |
| Tabelle 58: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Ökologische Effektivität..... | 105 |
| Tabelle 59: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Wechselwirkungen | 105 |
| Tabelle 60: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Ökonomische Effizienz..... | 106 |
| Tabelle 61: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Akzeptanz der Zielgruppe..... | 107 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| Tabelle 62: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Verwaltungsaufwand | 107 |
| Tabelle 63: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Wettbewerbsfähigkeit | 108 |
| Tabelle 64: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Soziale Wirkung..... | 108 |
| Tabelle 65: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Politische Durchsetzbarkeit..... | 110 |
| Tabelle 66: | Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Rechtliche Umsetzung..... | 111 |
| Tabelle 67: | Stickstoffüberschussabgabe: Ökologische Effektivität | 117 |
| Tabelle 68: | Stickstoffüberschussabgabe: Wechselwirkungen | 117 |
| Tabelle 69: | Stickstoffüberschussabgabe: Ökonomische Effizienz | 119 |
| Tabelle 70: | Stickstoffüberschussabgabe: Akzeptanz der Zielgruppe | 119 |
| Tabelle 71: | Stickstoffüberschussabgabe: Verwaltungsaufwand | 121 |
| Tabelle 72: | Stickstoffüberschussabgabe: Wettbewerbsfähigkeit..... | 121 |
| Tabelle 73: | Stickstoffüberschussabgabe: Soziale Wirkung..... | 122 |
| Tabelle 74: | Stickstoffüberschussabgabe: Politische Durchsetzbarkeit..... | 122 |
| Tabelle 75: | Stickstoffüberschussabgabe: Rechtliche Umsetzung..... | 123 |
| Tabelle 76: | Instrumententabelle..... | 141 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------------|--|
| AP | Arbeitspaket |
| BAG | Bundesamt für Güterverkehr |
| BDEW | Bundesverband der Deutschen Energiewirtschaft |
| BDI | Bundesverband der Deutschen Industrie |
| BEL | Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft |
| BImSchG | Bundes-Immissionsschutzgesetz |
| BMVI | Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur |
| BRZ | Bruttoraumzahl |
| BVT | Beste Verfügbare Technik |
| CSI | Clean Shipping Index |
| DLR | Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt |
| ECA | Emission Control Area |
| ECAC | Europäische Zivilluftfahrt-Konferenz |
| EEA | European Environmental Agency |
| ESI | Environmental Ship Index |
| HC | Hydrocarbons / Kohlenwasserstoffe |
| ICAO | International Civil Aviation Organization / Internationale Zivilluftfahrtorganisation |
| IED | Industrieemissionsrichtlinie 2010/75/EU |
| IMO | International Maritime Organisation / Internationale Seeschiffahrts-Organisation |
| Kfz | Kraftfahrzeug |
| Kg | Kilogramm |
| KWK | Kraft-Wärme-Kopplung |
| N₂O | Distickstoffmonoxid (Lachgas) |
| NECA | Nitrous Oxide Emission Control Area |
| NERC | National Emission Reduction Commitments |
| NH₃ | Ammoniak |
| NMVO | Non Methane Volatile Organic Compounds / flüchtige organische Verbindungen ohne Methan |
| NO₂ | Stickstoffdioxid |
| NO_x | Stickoxide |
| SCR | Selective Catalytic Reduction / selektive katalytische Reduktion |
| SECA | Sulfur Emission Control Area |
| SEPA | Schwedish Environmental Protection Agency / Schwedische Umweltbehörde |
| SMA | Swedish Maritime Administration / Schwedisches Zentralamt für Seeschifffahrt |

| | |
|-----------------------|--|
| SO₂ | Schwefeldioxid |
| SSA | Schwedischer Schiffseigentümergeverband |
| Tkm | Tonnenkilometer |
| VOC | Volatile Organic Compounds / flüchtige organische Verbindungen |
| WBAE | Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz |
| WBW | Wissenschaftlicher Beirat für Waldpolitik |
| WKR | Wegekosten-Richtlinie |

Zusammenfassung

Luftschadstoffe sind Schadstoffe, die sich in der Atmosphäre ausbreiten, großflächig verteilen und in Ökosysteme eingetragen werden. Sie gefährden die menschliche Gesundheit, schädigen Tiere und Pflanzen und beeinflussen dadurch die biologische Vielfalt. Die Begrenzung von Luftverschmutzung ist somit gleichzeitig wichtig für den Schutz der menschlichen Gesundheit als auch für den Erhalt der Biodiversität und den Umweltschutz (UBA 2014a).

Zu den wichtigsten Luftschadstoffen zählen Ammoniak (NH_3), Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2), Feinstaub (PM) und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOCs), die sich in ihrer Schadwirkung und den hauptsächlichen Quellgruppen unterscheiden.

Die Landwirtschaft ist mit 95 % Hauptverursacher der Ammoniakemissionen in Deutschland. Ammoniak trägt als Vorläufersubstanz auch zur Feinstaubbelastung bei (UBA 2014b). Zudem verursacht die Tierhaltung NMVOC-Emissionen (UBA 2017b). Der Verkehrssektor ist für den Großteil der Stickoxidemissionen verantwortlich, insbesondere in städtischen Gebieten, wo er auch zu Feinstaubemissionen beiträgt. Die Industrie und Energiewirtschaft zählen ebenfalls zu den Hauptemittenten von Stickoxiden, Feinstaub sowie von Schwefeldioxid (UBA 2016a, UBA 2017a, UBA 2018a). Die Anwendung von Lösemitteln in der industriellen Produktion verursacht den größten Anteil an NMVOC-Emissionen (UBA 2017b).

In Deutschland ist der Kern des Immissionsschutzes das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), die auf ihm beruhenden Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften (u. a. die TA Luft) sowie Rechtsverordnungen, welche die Richtlinien der Europäischen Union in deutsches Recht umsetzen.

Die bisherigen Regelungen in der Luftreinhaltung reichen allerdings oft nicht aus, um die gültigen Luftqualitätsgrenzwerte und die erlaubten Emissionshöchstmengen einzuhalten. Würden bestehende ordnungs- und planungsrechtliche Maßnahmen durch ökonomische Instrumente ergänzt, könnte zukünftig eine ökonomisch effiziente und ökologisch effektive Minderung der Luftschadstoffbelastung bewirkt werden (Stehling 1999).

Ziel des Projektes „Ökonomische Instrumente in der Luftreinhaltung“ ist es, bereits bestehende und potenziell mögliche lokale, regionale, nationale und internationale ökonomische Instrumente im Bereich der Luftreinhaltung zu identifizieren und zu bewerten sowie eine Auswahl dieser Instrumente im Hinblick auf ihre potenzielle Anwendbarkeit oder Fortentwicklung in Deutschland zu untersuchen.

Im ersten Schritt des Projektes wurden anhand einer breit angelegten Literaturrecherche insgesamt 81 Instrumente der Luftreinhaltung auf nationaler und internationaler Ebene identifiziert, ausgewertet und anschließend in einer Instrumententabelle übersichtlich zusammengestellt.

Im zweiten Schritt wurde ein Kategorisierungsschema für die Instrumente entwickelt. Das erarbeitete Kategorisierungsschema weist jedem Instrument u. a. einen Instrumententyp, die relevanten Luftschadstoffe und die von dem Instrument betroffenen Quellgruppen und Handlungsfelder zu (siehe Tabelle 1):

Tabelle 1: Kategorisierungsschema

| | |
|---|---|
| Instrumententypen | Umweltsteuern, Umweltgebühren, Umweltbeiträge, Umweltabgaben i. e. S., umweltschutzinduzierte Subventionen, der Abbau umweltschädlicher Subventionen, Zertifikatsysteme, Umwelthaftung und umweltschutzorientierte Kooperation |
| Luftschadstoffe | <ul style="list-style-type: none"> ▶ NO_x (Stickoxide) ▶ SO₂ (Schwefeldioxid) ▶ PM (Feinstaub) ▶ NMVOCs (flüchtige organische Verbindungen) ▶ NH₃ (Ammoniak) |
| Quellgruppen und Handlungsfelder | <ol style="list-style-type: none"> 1. Kfz-Verkehr: Verkehrsmanagement, Modal-Split, Stadtentwicklung, Straßen- und Tunnelbau, Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe 2. Sonstiger Verkehr: Schiene, Wasser und Luft 3. Stationäre Quellen: Industrie, Kraftwerke, Hausheizung, Kleingewerbe, Privatpersonen 4. Landwirtschaft: Düngemiteleinsetz 5. Sonstige Quellen: lösungsmittelhaltige Produkte 6. Quellgruppenübergreifende Instrumente: sonstige diffuse Quellen |

Die meisten der identifizierten Instrumente zielen auf Emissionsreduktionen im Kfz-Verkehr ab, während der am häufigsten adressierte Luftschadstoff Stickoxid ist. Gerade nationale Instrumente adressieren Luftschadstoffe allerdings häufig allenfalls indirekt, oftmals steht die Minderung von klimarelevanten Stoffen, insbesondere von CO₂, im Vordergrund. Bei den internationalen Instrumenten stammt eine auffällig hohe Anzahl von Beispielen aus Schweden. Schweden wird generell als Vorreiter bei marktorientierten Anreizen zur Reduzierung von Luftschadstoffemissionen angesehen (Krause 2006).

Auf Basis einer umfassenden Literaturrecherche wurden die 81 Instrumente anschließend hinsichtlich verschiedener Kriterien wie der ökonomischen Effizienz, der ökologischen Effektivität oder der Anwendbarkeit in Deutschland einer ersten Bewertung unterzogen. Aufbauend hierauf wurden sieben Instrumente für eine Detailanalyse ausgewählt. Für jedes der ausgewählten Instrumente wurde eine vertiefende Literaturanalyse durchgeführt. Außerdem wurden die Instrumente von externen Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Politik, Wirtschaft sowie von Umwelt- und Verbraucherverbänden hinsichtlich ihrer Fortentwicklung bzw. Anwendung in Deutschland bewertet. Die Bewertungskriterien der Detailanalyse waren:

- ▶ Ökologische Effektivität
- ▶ Ökonomische Effizienz
- ▶ Akzeptanz der Zielgruppe
- ▶ Verwaltungsaufwand
- ▶ Auswirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit
- ▶ Soziale Verteilungswirkung
- ▶ Politische Durchsetzbarkeit
- ▶ Rechtliche Umsetzung
- ▶ Wechselwirkung mit anderen Feldern der Umweltpolitik

Im Rahmen der Detailanalyse wurden die folgenden drei nationalen und vier internationalen Instrumente untersucht:

- ▶ Steuer auf Stickoxidemissionen in Großfeuerungsanlagen
- ▶ Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren
- ▶ Abwrackprämie
- ▶ Lkw-Maut
- ▶ Parkraumbewirtschaftung
- ▶ Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte
- ▶ Stickstoffüberschussabgabe

Steuer auf Stickoxidemissionen in Großfeuerungsanlagen

1992 führte Schweden eine Steuer auf NO_x-Emissionen aus großen stationären Verbrennungsanlagen ein. Zu den betroffenen Branchen zählen die Energieerzeugung, die chemische Industrie, die Abfallwirtschaft, die Metallverarbeitung, die Papierverarbeitung, die Nahrungsmittelproduktion und die Holzverarbeitung (OECD 2010).

Die Steuereinnahmen werden abzüglich einer geringen Verwaltungskostenpauschale am Ende eines jeden Jahres gemäß der tatsächlichen jährlichen Energieerzeugung und der NO_x-Emissionen der einzelnen Anlagen an die Energieerzeuger zurückerstattet. Anlagen mit überdurchschnittlich hohen Emissionsintensitäten zahlen somit insgesamt in den Steuertopfein, während Anlagen mit geringeren Intensitäten als der Durchschnitt insgesamt eine Auszahlung erhalten (OECD 2010). Abgesehen von Vermeidungs-, Monitoring- und Transaktionskosten bleiben die betroffenen Anlagen als gesamte Gruppe damit finanziell neutral.

Die Bewertung des schwedischen Modells fällt insgesamt positiv aus, das Instrument hat maßgeblich zur Minderung von Stickoxidemissionen beigetragen. Diese Minderung wurde zudem schneller und kosteneffizienter erreicht als mit ordnungsrechtlichen Instrumenten allein. Die politische Durchsetzbarkeit und die Akzeptanz bei den Stakeholdern sind durch den partizipativen Prozess und vor allem das Rückerstattungssystem der Steuer relativ hoch (Pedersen 2016). Der Verwaltungsaufwand des Instruments ist gering (SEPA 2006), ebenso die Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen und etwaige negative soziale Verteilungswirkungen (OECD 2013).

Kritik richtet sich vor allem dagegen, dass das Instrument das Verursacherprinzip aushebelt und Anreize für eine erhöhte Energieproduktion bei geringerer Energieintensität bietet (OECD 2010). Zudem besteht die Gefahr, dass die Anlagenbetreiber als Reaktion auf die Steuer bestimmte Techniken zur Emissionsminderung von NO_x einsetzen, die die Emissionen anderer Luftschadstoffe erhöhen.

Hinsichtlich der Übertragung des Instruments auf Deutschland stimmen die Einschätzungen der befragten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler mit dieser Bewertung weitgehend überein. Die Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaft – und damit der betroffenen Anlagen – lehnen die Einführung einer NO_x-Steuer allerdings ab. Unsicher sei zudem, ob das Instrument in Form der Rückerstattung einer Steuer rechtlich zulässig wäre.

Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren

1996 wurde ein trilaterales Abkommen zwischen dem Schwedischen Zentralamt für Seeschifffahrt (SMA), dem Schwedischen Schiffseigentümerverband (SSA) und dem Schwedischen Hafenverband geschlossen, mit dem zum einen ein für die Häfen freiwilliges differenziertes Hafengebührensysteem eingeführt wurde, zum anderen ein verpflichtendes differenziertes Fahrwassergebührensysteem, das von der SMA verwaltet wird. Beide Programme sind seit 1998 in Kraft (Harrison et al. 2005).

Ziel war es, die Umweltkosten des Schiffsverkehrs zu internalisieren, insbesondere die Luftschadstoffemissionen von Schiffen. So war die Höhe der zu zahlenden Hafen- und Fahrwassergebühren an die

Höhe der Stickstoffoxid- (NO_x) und Schwefeloxidemissionen (SO_x) gekoppelt. Schiffe ohne Zertifikate zahlten die höchsten Gebühren, Schiffe mit nachgewiesenen geringeren Emissionen erhielten Nachlässe. Ausgenommen waren kleinere Schiffe, Bohrinseln und Arbeitsschiffe. Dieses System der differenzierten Gebühren wurde reformiert, die grundsätzliche Idee aber beibehalten.

Das neue System zur Berechnung der Höhe von Gebühren, das seit Januar 2018 angewendet wird, basiert auf dem Clean Shipping Index (CSI), der fünf Kategorien umfasst: NO_x, CO₂, SO_x und Feinstaub, Wasser- und Abfallmanagement sowie Gefahrstoffe an Bord. Der neue Index bezieht sich also nicht wie vorher nur auf NO_x, sondern generell auf Umweltauswirkungen und schafft so einen Anreiz, die Umweltverträglichkeit des Schiffsverkehrs allgemein zu verbessern.

Die Hafengebühren werden von den Häfen selbst festgelegt. Die Zertifikate geben die Leistung und die Emissionswerte eines Schiffes an. Diese Werte können von den Häfen genutzt werden, um ihr Gebührensystem entsprechend zu differenzieren (Harrison et al. 2005).

In der Bewertung von differenzierten Hafengebühren stimmen die Einschätzungen aus der Literatur und der Expertenbefragung weitgehend überein. So wird das Instrument als eine ökologisch effektive und sinnvolle Ergänzung zum ordnungsrechtlichen Rahmen angesehen, um Emissionen von Luftschadstoffen aus dem Schiffsverkehr weiter zu reduzieren. Sie seien ökonomisch effizient und bedürfen wenig Verwaltungsaufwand, da Hafengebühren ohnehin erhoben werden. Die größte Hürde stelle eine mögliche negative Wirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Häfen dar, was aber vermieden werden könne, wenn mehr Häfen sich abstimmen und differenzierte Gebühren einführen. Ideal sei es, den Prozess auf europäischer Ebene zu koordinieren und voranzutreiben.

Differenzierte Fahrwassergebühren sind laut Literatur und Expertenbefragung ebenfalls ökologisch effektiv und einfacher umzusetzen, da sie zentraler festgelegt werden können (in Kooperation zwischen Bund/Ländern/Kommunen) und weniger Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit haben. Angesichts der Vereinbarungen im Koalitionsvertrag der Bundesregierung, die Schifffahrtsggebühren generell abzuschaffen, ist die größte Hürde für das Instrument seine politische Durchsetzbarkeit. Die Expertinnen und Experten sind in dieser Frage unentschieden.

Abwrackprämie

Das BC-SCAP-IT-Programm wurde 1996 in der kanadischen Provinz British Columbia mit dem Ziel eingeführt, Treibhausgasemissionen zu reduzieren und die Luftqualität zu verbessern, indem für die Entsorgung eines alten Pkw Zuschüsse zu saubereren Verkehrsalternativen gewährt werden.

Für die Entsorgung eines berechtigten Pkw gab es im Jahr 2010 folgende Förderoptionen:

- ▶ Zuschuss zum Kauf eines modernen Pkw (Baujahr wird laufend angepasst)
- ▶ Gutscheine zur Nutzung des öffentlichen Verkehrs
- ▶ Zuschuss zum Kauf eines Fahrrads
- ▶ Eine Kombination der letzten beiden Alternativen
- ▶ Teilnahme an Car-Sharing-Programmen
- ▶ Bargeld (300 CAD)

30 % der Teilnehmerinnen und Teilnehmer wählten Zuschüsse zum öffentlichen Nahverkehr, zu Fahrrädern oder eine Kombination aus beidem (Antweiler & Gulati 2015).

Eine Abwrackprämie nach kanadischem Vorbild ist nach Ansicht der meisten befragten Expertinnen und Experten nicht sinnvoll, da von dem Instrument hohe Fehlansätze ausgehen. Hierzu zählen Mitnahmeeffekte und Importe alter Fahrzeuge, die nach einer kurzen Phase der Zulassung verschrottet werden, um die Prämie zu erhalten. Es wird daher weiterhin für Fördermaßnahmen plädiert, bei denen sich die Höhe des Zuschusses an ökologischen Kriterien wie CO₂-Emissionen und Schadstoffausstoß orientiert.

Generell kommen sowohl Antweiler und Gulati (2015) als auch die befragten Expertinnen und Experten in ihrer Bewertung des kanadischen Modells der Abwrackprämie zu dem Schluss, dass eine Förderung von neuen Pkw trotz deren geringerem Schadstoffausstoß ökologisch nicht sinnvoll sei. Stattdessen seien Anreize zum Umstieg auf Alternativen, die tatsächlich sauberer sind, wie ÖPNV, Fahrrad oder Carsharing, effektiver.

Sollte die Einführung einer Abwrackprämie in Erwägung gezogen werden, so sollten sich die Förderoptionen auf diese alternativen Verkehrsmittel beschränken. Voraussetzung für ein solches Modell ist allerdings, dass alternative Transportmöglichkeiten tatsächlich vorhanden sind. Ein Umstieg von Pkw auf das Fahrrad, den ÖPNV oder Carsharing-Angebote ist in ländlichen Gebieten nicht realistisch, daher sollte das Instrument eher auf urbane Gebiete fokussiert sein, was auch deshalb effektiv wäre, da dort die Schadstoffkonzentrationen lokal ein größeres Problem darstellen.

Lkw-Maut

Die Lkw-Maut ist eine nationale, streckenbezogene Gebühr für die Benutzung von Bundesautobahnen und Bundesstraßen. Sie gilt für Lkw, die für den Güterkraftverkehr eingesetzt werden. In Deutschland wurde die Maut im Jahr 2005 eingeführt. Seit 2015 werden Lkw ab einem zulässigen Gesamtgewicht von 7,5 Tonnen mit einer Maut belegt; zuvor lag die Grenze bei zwölf Tonnen. Seit ihrer Einführung wurde die Lkw-Maut kontinuierlich auf die Bundesstraßen ausgedehnt. Ab dem 1. Juli 2018 soll die Maut auf allen Bundesstraßen gelten.

Die aktuellen Mautsätze sind bis zum 31. Dezember 2018 gültig. Ab dem 1. Januar 2019 sollen neue Mautsätze in Kraft treten, die sich aus drei Teilsätzen zusammensetzen: Luftverschmutzung, Infrastruktur und Lärmbelastung (siehe z. B. DSLV 2018).

Die Lkw-Maut adressiert sowohl den absoluten als auch den spezifischen Luftschadstoffausstoß des Straßengüterverkehrs. Zum einen hat die Maut Auswirkungen im Bereich der Verkehrsvermeidung und -verlagerung, da sie jeden mautpflichtigen Kilometer des Straßengüterverkehrs bepreist. Sie nimmt entsprechend Einfluss auf den Kostenwettbewerb der Verkehrsträger und die Steuerung von Transportflüssen. Zum einen kann die Vermeidung und Verlagerung des Verkehrs die absoluten Emissionen reduzieren. Zum anderen setzen die nach Schadstoffklassen differenzierten Mautsätze Anreize zum Einsatz schadstoffärmerer Fahrzeugtechnologien, was sich positiv auf die spezifischen Emissionen auswirkt.

Die Komplexität des Systems geht zwar mit einem hohen Aufwand seitens der Betreiber und der Betroffenen einher, sie ermöglicht aber gleichzeitig eine dynamische Ausgestaltung und Fortentwicklung des Instruments.

Mit Blick auf die Luftreinhaltung hat die Lkw-Maut in ihrer jetzigen Ausgestaltung ihr Potential vermutlich weitestgehend ausgeschöpft. Die Differenzierung nach Schadstoffklassen sowie die gleichzeitige Förderung der Flottenverjüngung, die durch die Maut finanziert wird, haben zu einer raschen Verringerung der spezifischen Emissionen geführt (siehe z. B. SRU 2017). Um weiterhin Fortschritte forcieren zu können, stehen jedoch einige Optionen zur Verfügung, um das Instrument diesbezüglich zu schärfen. Ein Beispiel wäre eine stärkere Differenzierung (hierbei sind Vorgaben des EU-Rechts zu berücksichtigen) und eine weitergehende Internalisierung von externen Kosten (z. B. für CO₂) in den Mautsätzen. Eine Ausweitung auf weitere Straßen und Fahrzeugklassen würde den Einflussbereich des bestehenden Systems deutlich erweitern.

Die Lkw-Maut in Deutschland stellt in ihrer aktuellen Ausgestaltung also bereits ein intelligentes und fortschrittliches ökonomisches Instrument zur Internalisierung von Wegekosten und weiteren externen Kosten dar. Auch die befragten Expertinnen und Experten bewerten die ökologische Effektivität und ökonomische Effizienz weitestgehend positiv. Bei den Betroffenen gibt es allerdings Akzeptanzprobleme, die u. a. auf Fragen der Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur zurückzuführen sind (siehe z. B. Behrendt & Trojahn 2013). Der Verwaltungsaufwand wird von den Befragten sehr unterschied-

lich bewertet. In allen anderen Bereichen fällt die Bewertung der Maut überwiegend positiv aus. Das gilt sowohl für die Literatur- als auch die Expertenbefragung.

Parkraumbewirtschaftung

In vielen Großstädten weltweit hat sich ein aktives Parkraummanagement bereits als gestaltender Bestandteil der Verkehrsplanung etabliert. Parkraummanagement umfasst sowohl die Angebotssteuerung, die Gestaltung des Parkraumangebots, Informations- und Leitsysteme sowie die Parkraumbewirtschaftung und hat zum Ziel, Angebot und Nachfrage möglichst effizient zu steuern. Der Fokus dieser Analyse liegt auf der **Parkgebühr** als finanzielles bzw. ökonomisches Instrument der Parkraumbewirtschaftung. Mit ihr können die externen Kosten des Parkens internalisiert und die Ineffizienzen des Marktes adressiert werden. Das Fehlen eines angemessenen Preises ist eine Kernursache für das Versagen des Markts für Parkplätze (Shoup 2005).

Die Parkgebühr ist ein besonders sichtbarer Kostenfaktor bei der Autonutzung; sie beeinflusst Entscheidungen bezüglich des Mobilitätsverhaltens daher effektiv. Ein entsprechend ausgestaltetes Gebührensystem kann u. a. auf folgende Weise zur Verkehrssteuerung, -vermeidung und -verlagerung beitragen:

- ▶ Räumliche und zeitliche Verlagerung der Nachfrage durch differenzierte Parkgebühren
- ▶ Verlagerung des Verkehrs vom individuellen Autoverkehr hin zu umweltfreundlicheren Verkehrsmitteln durch den zusätzlichen Kostenpunkt „Parkgebühr“
- ▶ Verringerung der Anzahl an Pkw durch Carpooling oder Sharing-Angebote
- ▶ Höherer Umschlag und eine effizientere Nutzung einzelner Stellplätze durch Reduzierung des Anteils an Dauerparkern

Die Parkraumbewirtschaftung sollte nach Möglichkeit flächendeckend eingeführt werden, um so die Suche nach kostenlosen Parkplätzen zu vermeiden. Zu diesem Zweck sollte für Parkplatzsuchende schnell ersichtlich sein, wo welche Gebührenhöhe gilt (Bauer et al. 2016).

In Bezug auf die Anreizwirkung ist festzuhalten, dass Parkgebühren im Vergleich zu anderen Kosten des Pkw-Gebrauchs relativ transparent und durch Nichtbenutzung vermeidbar sind. Nutzerinnen und Nutzer können so leichter die Kosten eines ÖPNV-Tickets o. ä. den Parkgebühren gegenüberstellen, was eine Verhaltensänderung begünstigt.

Nichtsdestotrotz sind Parkgebühren nur ein Teil der Parkraumbewirtschaftung (siehe z. B. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2004), wenngleich ein sehr fundamentaler. Für ihre Wirksamkeit ist ein abgestimmtes Gesamtkonzept u. a. mit alternativen Transportmöglichkeiten wie dem ÖPNV wichtig. Auch ist das Instrument auf den öffentlichen Bereich beschränkt und adressiert nicht die wachsende Anzahl von privaten Parkplätzen (LAI-Ausschuss 2016).

In der Expertenbefragung wurde das Instrument bezüglich seiner Effektivität, seiner Wechselwirkungen und Effizienz von den Expertinnen und Experten weitestgehend positiv bewertet. Positive Auswirkungen wurden auch in vielen Studien beobachtet. Gleichwohl stößt die Einführung des Instruments meist auf größere Widerstände bei der lokalen Wirtschaft, dem Einzelhandel und den Anwohnenden (siehe z. B. Bauer et al. 2016). Häufig wendet sich die negative Einstellung jedoch, sobald die Vorteile für die Betroffenen spürbar werden (ebd.). Die Lenkungswirkung einer Parkgebühr wird im Vorfeld offensichtlich unterschätzt; stattdessen wird die Gebühr oft lediglich als weitere Einnahmequelle der öffentlichen Hand wahrgenommen. Gleichzeitig scheint vielen Menschen nicht bewusst zu sein, dass kostenloses Parken im öffentlichen Raum eine massive Subventionierung des Kfz-Verkehrs zu Lasten der Gesellschaft darstellt. Die Aufklärung und Beteiligung der Betroffenen ist daher wichtig für die Akzeptanz.

Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte

Flughäfen erheben Entgelte für Leistungen, die für jeden ankommenden oder abgehenden Flug von den durchführenden Luftverkehrsgesellschaften zu zahlen sind. An allen Flughäfen in Deutschland werden seit Langem lärmabhängige Start- und Landeentgelte erhoben. Ergänzend dazu begann im Jahre 2008 ein Pilotprojekt des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) mit mehreren Flughäfen zur aufkommensneutralen Einführung schadstoffabhängiger Landeentgelte. Dadurch sollten nach dem Vorbild der lärmabhängigen Landeentgelte ökonomische Anreize zum Einsatz NO_x - und HC- armer Flugzeugtechnologien geschaffen werden.

Insgesamt sollte die neue Entgeltstruktur zunächst aufkommensneutral für jeden individuellen Flughafen im Vergleich zu den bisherigen Landeentgelten sein. Die Summe der verschiedenen Entgeltkomponenten soll sich also nicht ändern, lediglich die Zusammensetzung. Den größten Anteil am Entgelt haben meist Start- und Landeentgelte, Passagierentgelte sowie Sicherheitsentgelte.

Pro Emissionseinheit (kg NO_x -Äquivalent) ist bei Start und/oder Landung ein bestimmtes Entgelt zu zahlen, welches von den Flughäfen bestimmt wird. Dieser Betrag soll regelmäßig überprüft und gegebenenfalls angepasst werden, er hat sich an den meisten deutschen Flughäfen aber bislang kaum verändert. Die Entgelthöhe variiert darüber hinaus zwischen den Flughäfen.

In ihrer derzeitigen Ausgestaltung sind schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte vor allem aufgrund ihrer geringen Höhe wenig effektiv. Die Entgelte liegen deutlich unter den externen Kosten (siehe z. B. CE Delft et al. 2012). Auch überlagert der Anstieg des Flugverkehrs insgesamt die Fortschritte bezüglich der spezifischen Emissionen. Statt einer kostenneutralen Umschichtung wäre eine Verteuerung des Luftverkehrs insgesamt notwendig, wenn die absoluten Emissionen reduziert werden sollen.

Entsprechende Landeentgelte können jedoch dazu beitragen, dass der absolute Anstieg verlangsamt wird. Als Teil eines Maßnahmenbündels können sie einen zusätzlichen Anreiz zur Modernisierung der Flugzeugflotten schaffen. Dabei sind mögliche Trade-offs und Wechselwirkungen mit anderen Zielvorgaben zu berücksichtigen.

Wirkungsvoll wäre eine internationale Ausweitung des Instruments. Mit jedem zusätzlichen Flughafen erhöht sich der Kostendruck auch bei geringer Entgelthöhe. Die Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte steht den Flughäfen bereits offen, wird aber nur in wenigen Ländern umgesetzt (siehe z. B. EASA et al. 2016).

In der Befragung der Expertinnen und Experten ergibt sich in fast allen Bereichen ein sehr gemischtes Bild ohne klare Tendenzen. Lediglich die Bewertung der Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik fällt durchweg negativ oder unentschieden aus. Grund hierfür ist vor allem der technologische Trade-off zwischen CO_2 -armen und NO_x -armen Motoren, der z. B. auch von Scheelhaase (2010) beschrieben wird.

Stickstoffüberschussabgabe

Derzeit werden Stickstoffüberschüsse vornehmlich mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen und Instrumenten adressiert. Die Düngeverordnung beispielsweise schreibt verpflichtende Stickstoffhöchstmengen und Überschussgrenzen vor. Allerdings werden weder die nationalen oder EU-Zielwerte (z. B. für die Gewässerverunreinigung mit Nitrat) eingehalten, noch ist ein signifikanter Minderungstrend erkennbar.

Da der Reduktionsbedarf hoch ist und die ordnungsrechtlichen Maßnahmen anscheinend nicht ausreichen (siehe z. B. Gawel et al. 2011), wird zusätzlich und ergänzend zu diesen Maßnahmen von einigen Akteuren schon seit langem eine Stickstoffüberschussabgabe gefordert (siehe z. B. SRU 1985, 2004, 2008, 2015). Eine solche Umweltabgabe schafft monetäre Anreize zum effizienteren Düngeinsatz und würde gemäß dem Verursacherprinzip zur Internalisierung der externen Kosten beitragen.

Die Abgabe kann auf unterschiedlichen Bezugsebenen erhoben werden, wie dem einzelnen Betrieb (Stoffstrom- oder Hoftorbilanz), einer bestimmten Fläche (Flächenbilanz) oder einem Schlag. Am praktikabelsten erscheint die Anwendung der Hoftorbilanz, bei der anhand der Stoffstrombilanz gegenübergestellt wird, wie viel Stickstoff innerhalb eines Betriebes zugeführt wurde (durch Düngemittel, Futtermittel, Saatgut, Nutztiere und Leguminosen) und wie viel Stickstoff abgegeben wurde (durch die Weitergabe oder den Verkauf von Wirtschaftsdünger, Futtermittel, Saatgut, Nutztieren und Marktfrüchten). Die Differenz der Stickstoffzufuhr und -abfuhr stellt den Stickstoffüberschuss dar. Im Gegensatz zu einer Abgabe allein auf mineralische Dünger würde also auch Wirtschaftsdünger viehhaltender Betriebe berücksichtigt. Die Berücksichtigung der Fläche (in Hektar) ermöglicht eine dynamische Staffelfung, bei der die Überschusshöhe pro Hektar berechnet wird, was die Umweltwirkung besser widerspiegelt als eine bloße Betrachtung des absoluten Überschusses (Möckel 2017).

Die Stickstoffüberschussabgabe wäre ein effektives Instrument zur Reduzierung von Stickstoffüberschüssen und hätte positive Auswirkungen für die Luftreinhaltung sowie weitere Umweltziele und den Klimaschutz. Diese Ansicht teilen auch die befragten Expertinnen und Experten. Als Ergänzung zum ordnungsrechtlichen Rahmen kann die Abgabe einen zusätzlichen monetären Anreiz zum kosteneffizienten Düngeinsatz darstellen.

Die Zielgenauigkeit und Anreizeffizienz des Instruments gehen jedoch zu Lasten des Verwaltungsaufwands und der Administrierbarkeit. Aufgrund des schlechten Kosten-Nutzen-Verhältnisses präferieren einige Akteure eine Mineralstickstoffabgabe, die zwar weniger zielgenau, dafür aber deutlich leichter umzusetzen wäre (siehe z. B. WBAE und WBW 2016). Vor dem Hintergrund der flächendeckenden Einführung der Stoffstrombilanz ist der zusätzliche Verwaltungsaufwand jedoch neu zu bewerten. Die befragten Expertinnen und Experten schätzen die ökonomische Effizienz weitestgehend positiv, die Akzeptanz und den Verwaltungsaufwand jedoch negativ ein.

Der Handlungsbedarf zur Reduzierung der Stickstoffeinträge ist groß und ordnungsrechtliche Instrumente wie das Düngerecht wurden zuletzt verschärft. Bei ausbleibenden Erfolgen dieser Maßnahmen könnte sich der politische Handlungsdruck weiter verschärfen und die Einführung eines ökonomischen Instruments unterstützen. Eine Abgabe auf Stickstoffüberschüsse oder Mineraldünger ist bei den betroffenen Akteuren und vielen weiteren Gruppen unbeliebt, eine Einführung erscheint aber zunehmend wahrscheinlicher. In der Expertenbefragung wurde in diesem Zusammenhang auch auf die negativen Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Landwirtschaft verwiesen.

Ausblick

Im Lichte der öffentlichen Debatte, wie sie z. B. seit längerer Zeit mit Bezug auf die Stickstoffproblematik geführt wird, fällt auf, dass ökonomische Instrumente nur eine untergeordnete Rolle spielen. Stattdessen dominieren weiterhin ordnungsrechtliche Eingriffe die Diskussion, wie im Fall der Fahrverbote für Dieselfahrzeuge in Städten. Alternative Instrumente wie die hier im Detail analysierte Parkraumbewirtschaftung spielen kaum eine Rolle.

Dieses Vorhaben zeigt zudem, dass gerade im Ausland eine Reihe von Instrumenten erfolgreich zur Minderung von Luftschadstoffen eingesetzt und in der wissenschaftlichen Literatur ausführlich diskutiert werden. So finden die schwedische NO_x-Steuer oder die differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren im wissenschaftlichen Kontext ausführlich Erwähnung. Die Übertragbarkeit von im Ausland erfolgreich eingesetzten Instrumenten spielt in der politischen Debatte hierzulande jedoch keine Rolle.

Die hier durchgeführten Analysen können nur einen ersten qualitativen Einblick in Möglichkeiten und Schwierigkeiten bei der Erweiterung bzw. Einführung ausgewählter Instrumente geben. Zukünftige Forschungsvorhaben könnten im Detail die ökologischen und ökonomischen Effekte ausgesuchter Instrumente für Deutschland modellieren.

Summary

Air pollutants are contaminants that spread throughout the atmosphere over large areas and are deposited into ecosystems. They endanger human health and damage animals and plants and thus affect biological diversity. The reduction of air pollution is therefore important for the protection of human health as well as for the conservation of biodiversity and the environment (UBA 2014a).

The most important air pollutants are ammonia (NH₃), nitrogen oxides (NO_x), sulphur dioxide (SO₂), particulate matter (PM), and non-methane volatile organic compounds (NMVOCs), which differ in their harmful effects and main source groups.

Agriculture accounts for 95% of ammonia emissions in Germany. Ammonia also contributes as a precursor to particulate matter concentrations (UBA 2014b). In addition, animal husbandry causes NMVOC emissions (UBA 2017b). The transport sector is responsible for the majority of nitrogen oxide emissions, particularly in urban areas, where it also contributes to particulate matter emissions. Industry and the energy sectors are also among the main emitters of nitrogen oxides, particulate matter and sulphur dioxide (UBA 2016a, UBA 2017a, UBA 2018a). The use of solvents in industrial production is the main cause of NMVOC emissions (UBA 2017b).

In Germany, the main component of pollution control is the Federal Immission Control Act (BImSchG), as well as the legal regulations and administrative provisions based on the Act (including the air pollution regulation known as *TA Luft*- Technical Instructions on Air Quality Control) transposing European Union directives into German law.

However, the existing regulations on air pollution control are often not sufficient to meet air quality limit values and permissible emission ceilings. If existing regulatory and planning measures were to be supplemented by economic instruments, a reduction of air pollution that is both economically efficient and ecologically effective could be achieved in the foreseeable future (Stehling 1999).

The aim of the project "Economic instruments for air pollution control" is to identify and evaluate existing and potential local, regional, national, and international economic instruments for air pollution control and to examine a selection of these instruments with regard to their potential applicability or further development in Germany.

In the first step of the project, a total of 81 air pollution control instruments at national and international level were identified, evaluated and then compiled in an instrument table. The instruments were derived from a broad literature search.

In a second step, a categorisation scheme was developed for the instruments. The scheme assigns each instrument an instrument type, the relevant air pollutants and the source groups affected by that instrument. Table 2 (Tabelle 2) gives an overview of the categorisations scheme:

Tabelle 2: Categorisation scheme

| | |
|--|---|
| Types of instruments | Environmental taxes, environmental fees, environmental contributions, environmental charges, subsidies related to environmental protection, the reduction of environmentally harmful subsidies, certificate systems, environmental liability and environment-oriented cooperation |
| Air pollutants | <ul style="list-style-type: none"> ▶ NO_x (nitrogen oxides) ▶ SO₂ (sulphur dioxide) ▶ PM (Particulate matter) ▶ NMVOCs (non-methane volatile organic compounds) ▶ NH₃ (ammonia) |
| Source groups and areas of action | <ol style="list-style-type: none"> 1. Vehicle traffic: traffic management, modal split, urban development, road and tunnel construction, vehicle technology and fuels 2. Other transport: rail, water and air 3. Stationary sources: Industry, power stations, domestic heating, small businesses, private individuals 4. Agriculture: use of fertilizers 5. Other sources: Solvent-based products 6. Overlapping source group instruments: other diffuse sources |

Most of the identified instruments are aimed at reducing emissions from transport, whereas NO_x is the most frequently addressed air pollutant. However, national instruments in particular often only address air pollutants indirectly, and rather focus on the reduction of climate-relevant substances, in particular carbon dioxide (CO₂). A remarkably high number of examples of international instruments come from Sweden. Sweden is generally seen as a pioneer in market-oriented incentives to reduce air pollutant emissions (Krause 2006).

After a comprehensive literature research, 81 instruments were evaluated with regard to various criteria such as economic efficiency, ecological effectiveness and the potential for application in Germany. Based on this, seven instruments were selected for a detailed analysis. An in-depth literature analysis was carried out for each of the selected instruments. In addition, the instruments were evaluated by external experts from science, politics, business, environmental- and consumer associations with regard to their further development and application in Germany. The evaluation criteria of the detailed analysis include:

- ▶ Ecological effectiveness
- ▶ Economic efficiency
- ▶ Acceptance by the target group
- ▶ Administrative costs
- ▶ Impact on competitiveness
- ▶ Social distribution effects
- ▶ Political Enforceability
- ▶ Legal implementation
- ▶ Interaction with other fields of environmental policy

A detailed analysis examined the following three national and four international instruments:

- ▶ Tax on nitrogen oxide emissions from large combustion plants
- ▶ Differentiated port and fairway fees
- ▶ Scrapping bonus
- ▶ Truck tolls
- ▶ Parking management
- ▶ Pollutant-dependent starting and landing fees
- ▶ Nitrogen surplus fee

Tax on nitrogen oxide emissions from large combustion plants

In 1992, Sweden introduced a tax on NO_x emissions from large stationary combustion plants. The affected sectors include energy production, the chemical industry, waste management, metal processing, pulp and paper processing, food production and the wood industry (OECD 2010).

Minus a small lump sum for administrative costs, tax revenues are reimbursed to the energy producers at the end of each year, according to the actual annual energy production and NO_x emissions of the individual plants. Plants with above-average emission intensities thus contribute to the overall tax base, while plants with intensities lower than the overall average receive a payout (OECD 2010). Apart from avoidance, monitoring and transaction costs, the affected plants remain financially neutral as a whole.

The overall assessment of the Swedish model is positive. The instrument has made a significant contribution to reducing nitrogen oxide emissions, which was achieved more quickly and cost-effectively than with regulatory instruments alone. The participatory process and, above all, the tax reimbursement system have made the tax relatively enforceable and accepted by stakeholders (Pedersen 2016). The administrative cost of the instrument is low (SEPA 2006), as are the impacts on the competitiveness of the affected businesses and negative social distribution effects (OECD 2013).

The main criticism is that the instrument undermines the polluter pays principle and provides incentives for increased energy production with lower energy intensity (OECD 2010). In addition, there is the risk that through the use of certain techniques to reduce NO_x emissions (a reaction by plant operators in response to increasing tax risks), other air pollutant emissions will increase.

Regarding the use of the instrument in Germany, the scientists that were interviewed largely agree with this assessment. However, the representatives of industry, and thus of the affected plants, reject the introduction of a NO_x tax. It is also uncertain whether the instrument would be legally permissible in the form of a tax refund.

Differentiated port and fairway fees

In 1996, a trilateral agreement was concluded between the Swedish Maritime Administration (SMA), the Swedish Ship Owners Association (SSA), and the Swedish Port Authority that introduced both a voluntary differentiated port dues system for ports and a mandatory differentiated fairway dues system managed by the SMA. Both programmes have been in force since 1998 (Harrison et al. 2005).

The aim was to internalise the environmental costs of shipping, in particular air pollutant emissions from ships. In this way, the port and fairway charges were linked to the amount of NO_x and SO_x emissions. Ships without certificates paid the highest fees, ships with proven lower emissions received discounts. Smaller ships, oil platforms, and work vessels were excluded. This system of differentiated fees has been reformed, but the basic idea has been retained.

Since January 2018, the new fee system is based on the Clean Shipping Index (CSI), which comprises five categories: NO_x, CO₂, SO_x and particulate matter, water and waste management and on-board haz-

ardous substances. The new index therefore refers not only to NO_x, but also to general environmental impacts and thus creates an incentive to improve the overall environmental compatibility of shipping.

Port dues are determined by the ports themselves. The certificates indicate the performance and emission values of a ship. These values can be used by ports to differentiate their charging system (Harrison et al. 2005).

The assessments from the literature and the expert survey largely agree with one another regarding the evaluation of differentiated port fees. The instrument is seen as an ecologically effective and useful addition to the regulatory framework to further reduce air pollutants emissions that derive from shipping. They are economically efficient and require minimal administrative effort, as port dues are already imposed. The biggest hurdle is a possible negative effect on the competitiveness of German ports, which could be avoided if more ports were to introduce differentiated charges. Ideally, the process would be coordinated and driven forward at European level.

According to literature and expert surveys, differentiated fairway charges are ecologically effective and easier to implement, when they are established centrally (in cooperation between federal, state and local authorities) and would have less impact on competitiveness. The greatest hurdle for the instrument is political enforceability, as the German government's coalition agreement plans to abolish shipping charges. The experts are undecided on this issue.

Scrapping bonus

BC-SCAPIT was introduced in 1996 in the Canadian province British Columbia with the aim of reducing greenhouse gas emissions and improving air quality by subsidising cleaner transport alternatives for the disposal of old cars.

In 2010, the following funding options were given for the disposal of an eligible passenger car:

- ▶ Subsidy for the purchase of a modern car (year of construction is continuously adjusted)
- ▶ Vouchers for the use of public transport
- ▶ Subsidy for the purchase of a bicycle
- ▶ A combination of the last two options
- ▶ Participation in car sharing programmes
- ▶ Cash

30% of participants opted for subsidies for using public transport, bicycles, or a combination of both (Antweiler & Gulati 2015).

According to the majority of the surveyed experts, a Canadian-style scrappage scheme would not make sense. This is because the instrument would lead to false incentives, including windfall effects and imports of old vehicles that would then be scrapped after a short phase of registration in order to receive the premium. Therefore, the amount of the subsidy should be based on factors such as CO₂ emissions and pollutant emissions.

In general, both Antweiler and Gulati (2015) and the interviewed experts conclude in their assessment of the Canadian scrapping bonus model that the promotion of new cars, despite their lower pollutant emissions, should not be supported, as incentives to switch to cleaner alternatives such as public transport, bicycles or car sharing would be more effective.

Should the introduction of a scrapping bonus be taken into consideration, the funding and support measures should be limited to alternative modes of transport. Available alternative transport options are, however, a prerequisite for such a model. A shift from cars to bicycles, public transport and car sharing would not be realistic in rural areas, so the instrument should focus more on urban areas. This would also be effective as high pollutant concentrations is largely an urban problem.

Truck tolls

The truck toll is a national, route-based toll for the use of federal roads and highways that applies to trucks used for the carriage of goods by road. The toll was introduced in Germany in 2005. Since 2015, tolls have been imposed on trucks with a gross vehicle weight of 7.5 tonnes and above; previously the limit was 12 tonnes. The toll has been steadily extended to federal highways since its introduction and, as of 1 July 2018, will apply to all federal roads.

The current tolls are valid until 31 December 2018. As of 1 January 2019, new toll rates, consisting of three partial rates, are to enter into force: Air pollution, infrastructure, and noise pollution (see e.g. DSLV 2018).

The truck toll addresses both absolute and specific air pollutant emissions of road freight transport. On the one hand, the toll has an impact on traffic avoidance and modal shift, as they charge every kilometre of road freight transport that is subject to the toll. So, it has an influence on cost competition between transport carriers and the management of transport flows. Avoiding and shifting traffic can reduce absolute emissions. On the other hand, the toll rates, differentiated according to pollutant classes, encourage the use of low-emission vehicle technologies, which has a positive effect on specific emissions.

Although the complexity of the system involves a great deal of effort on the part of the operators and those affected, it also enables a dynamic design and further development of the instrument.

With regard to air pollution control, truck tolls in their current form have presumably largely exhausted their potential. The differentiation according to pollutant classes and the simultaneous toll-financed funding of new fleets have led to a rapid improvement in specific emissions (see, for example, SRU 2017). However, in order to continue progress, a number of options are available to strengthen the instrument. One example would be a greater differentiation (which will have to take EU legislation into account) and a more far-reaching internalisation of external costs (e.g. for CO₂) in tolls. An extension to other roads and vehicle classes would significantly expand the sphere of influence of the existing system.

In its current form, truck tolls in Germany are thus an intelligent and progressive economic instrument for the internalisation of infrastructure costs and other external costs. The interviewed experts also assessed ecological effectiveness and economic efficiency as largely positive. There are acceptance problems among those affected, which are due to questions of financing transport infrastructure (see e.g. Behrendt & Trojahn 2013). The experts rate the administrative costs very differently. In all other areas, the assessment of the toll is predominantly positive. This applies to both the literature and the expert survey.

Parking management and policy

Active parking policy and management has already established itself as an integral part of traffic planning in large cities around the world. Parking space management encompasses supply control, the design of parking spaces, information and guidance systems, as well as charging parking fees and monitoring parking areas. It aims to control supply and demand as efficiently as possible. The focus of this analysis is the **parking fee** as a financial or economic instrument for parking space management. The fee can be used to internalise the external costs of parking and address the inefficiencies of the market. The lack of an adequate price is a key cause of the market failure for parking spaces (Shoup 2005).

The parking fee is a particularly visible cost factor for car use and therefore effectively influences decisions regarding individual mobility habits. A properly designed pricing system can contribute to traffic control, avoidance, and modal shift in the following ways:

- ▶ Spatial and temporal shift in demand due to differentiated parking fees
- ▶ Shifting traffic away from individual car traffic to more environmentally friendly means of transport through the additional cost of a parking fee
- ▶ Reduction in the number of cars through carpooling or sharing

- Increased turnover and more efficient use of individual parking spaces by reducing the proportion of long-term parking spots

If possible, parking space management should be introduced over a wide area in order to avoid the search for free parking spaces. For this reason, those looking for a parking space should quickly be able to see where and what level of charges will apply (Bauer et al. 2016).

Regarding the incentive effect, it should be noted that parking fees are relatively transparent compared to other costs of car use and can be avoided by non-use. This makes it easier for users to compare the costs of a public transport ticket to parking fees, which favours a change in behaviour.

Nevertheless, parking fees are only part of parking space management (see e.g. Senate Administration for Urban Development Berlin 2004), albeit a very fundamental one. A coordinated overall concept with alternative transport options such as public transport is important for their effectiveness. The instrument is moreover limited to the public sector and does not address the growing number of private parking spaces (LAI Committee 2016).

The effectiveness, interdependencies and efficiency of the instrument were assessed largely positively by the interviewed experts. Positive effects have also been observed in many other studies.

Nevertheless, the introduction of the instrument usually encounters greater resistance from the local economy, retailers, and residents (see, for example, Bauer et al. 2016). However, the negative attitude often turns as soon as the benefits for those affected become noticeable (ibid.). The steering effect of parking fees is not seen in advance and often perceived merely as a further source of revenue for public authorities. At the same time, many people do not seem to be aware that free parking in public spaces is a massive subsidisation to car traffic at the expense of society. Information and involvement of those affected is therefore important for acceptance.

Pollutant-dependant starting and landing fees

Airports charge fees for services that have to be paid by the operating airlines for each incoming or outgoing flight. Noise-dependent take-off and landing fees have been charged at all airports in Germany for a number of years. A pilot project by the German Aerospace Centre (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt; DLR) on the revenue-neutral introduction of pollutant-dependent landing fees started in 2008 involving several airports. The aim was to create economic incentives for the use of low NO_x and HC aircraft technologies based on the model of noise-dependent landing fees.

Overall, the new fee structure should initially be revenue-neutral for each airport compared to the previous landing fees. The sum of the various fee components should therefore not change, only the composition. Take-off and landing fees, passenger fees, and security fees usually account for the largest share of fees (see e.g. CE Delft et al. 2012).

A certain fee per emission unit (kg NO_x equivalent) has to be paid for take-off and/or landing, which is determined by the airports. This amount is to be reviewed regularly and adjusted if necessary, but has so far hardly changed at most German airports. In addition, the level of fees varies between airports.

Emission-based landing fees are not particularly effective in their current form, largely due to their low level. The fees are significantly lower than the external costs (see e.g. CE Delft et al. 2012). Moreover, the overall increase in air traffic also undermines progress in reducing specific emissions. Instead of a cost-neutral restructuring, an increase in the overall cost of air traffic would be necessary if absolute emissions were to be reduced.

However, adequately high landing fees can help to curb the absolute increase. As part of a package of measures, they can provide an additional incentive to modernise aircraft fleets. Possible trade-offs and interactions with other targets must be taken into account.

An international expansion of the instrument would be effective. With each additional airport, cost pressure increases, even with low fees. The introduction of pollutant-based landing fees is already open to airports, but is only implemented in a few countries (see e.g. EASA et al. 2016).

The expert opinions differ on this issue. Only the evaluation of interactions with other fields of environmental policy is negative or undecided. The main reason for this is the technological trade-off between low-CO₂ and low-NO_x engines, which is, for example, also described by Scheelhaase (2010).

Nitrogen surplus fee

At present, nitrogen surpluses have mainly been addressed by means of regulatory measures and instruments. The national Fertiliser Ordinance, for example, specifies mandatory nitrogen limits and surplus limits. However, neither the national nor EU target levels (e.g. for water pollution with nitrate) have been met, nor is there a significantly discernible reduction trend.

Since the need for reduction is high and the regulatory measures appear to be inadequate (see e.g. Gawel et al. 2011), some actors have long called for a nitrogen surplus fee in addition to these measures (see e.g. SRU 1985, 2004, 2008, 2015). Such an environmental charge would create monetary incentives for a more efficient use of fertilisers and would contribute to the internalisation of external costs in accordance with the polluter pays principle.

The fee can be charged at different reference levels, such as individual businesses (material flow balance), a specific area (area balance) or a field. The most feasible way of applying the nitrogen balance at farm level is to use the material flow balance to compare how much nitrogen has been supplied within a farm (through fertilisers, animal feed, seeds, livestock, and legumes) and how much nitrogen has been released (through the transfer or sale of manure, animal feed, seeds and livestock and market fruit). The difference in nitrogen supply and removal represents the excess nitrogen. In contrast to a tax on mineral fertilisers, a nitrogen surplus fee would also take into account organic fertiliser used by livestock farmers. A consideration of the area (in hectares) enables a dynamic grading in which the surplus amount per hectare is calculated. This better reflects the environmental impact than a mere consideration of the absolute surplus (Möckel 2017).

The nitrogen surplus fee would be an effective instrument for reducing nitrogen surpluses and would have positive effects on air pollution control as well as other environmental objectives and climate action and policy. This view is also shared by the interviewed experts. In addition to the regulatory framework, the fee may provide an additional monetary incentive to use fertilizers more cost-effectively.

However, the targeting and incentive effectiveness of the instrument comes at the cost of administrative effort and manageability. Due to the poor cost-benefit ratio, some actors prefer a mineral nitrogen fee that, although less targeted, would be much easier to implement (see e.g. WBAE and WBW 2016). However, with the nationwide introduction of the material flow balance, the additional administrative expenses will need to be reassessed. The interviewed experts assess economic efficiency as largely positive and acceptance and administrative costs as negative.

The action required to reduce nitrogen inputs is great, and regulatory instruments, such as fertilizer law, have recently been strengthened. If these measures are not successful, the political pressure to act could support the introduction of an economic instrument. A tax on nitrogen surpluses or mineral fertilisers is unpopular with the actors concerned and many other groups, but its introduction seems increasingly likely. In this regard, the expert survey also pointed to the negative effects on the competitiveness of German agriculture.

Outlook

In the light of the public debate, which has been going on for some time with regard to the nitrogen problem, it is striking that economic instruments have played only a subordinate role. Instead, regulatory intervention continues to dominate the discussion, for example in the case of driving bans on diesel vehicles in cities. Alternative instruments, such as parking space management, which is analysed in detail here, are hardly discussed. This project also shows that a number of instruments have successfully been used abroad to reduce air pollutants and were discussed in detail in the scientific literature. For example, the Swedish NO_x tax or the differentiated port and fairway charges are mentioned in detail in a scientific context. However, the transferability of instruments successfully used abroad plays no role in the political debate in Germany. This analysis can provide only a first qualitative insight into the possibilities and difficulties of expanding or introducing selected instruments. Future research projects could model in detail the ecological and economic effects of selected instruments for Germany.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Luftschadstoffe sind Schadstoffe, die sich in der Atmosphäre ausbreiten, großflächig verteilen und in Ökosysteme eingetragen werden, wo sie sowohl Schäden an Tieren und Pflanzen verursachen und dadurch die biologische Vielfalt beeinflussen als auch die menschliche Gesundheit gefährden. Die Begrenzung von Luftverschmutzung ist somit gleichzeitig wichtig für den Schutz der Gesundheit von Menschen als auch für den Erhalt der Artenvielfalt und den Umweltschutz (UBA 2014a).

Zu den wichtigsten Luftschadstoffen zählen Ammoniak (NH_3), Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO_2), Feinstaub und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOCs), die sich in ihrer Schadwirkung und den hauptsächlichen Quellgruppen unterscheiden.

Ammoniak ist eine gasförmige Verbindung von Stickstoff und entsteht in Deutschland zu 95 % in landwirtschaftlichen Prozessen, insbesondere in der Tierhaltung. Ammoniak reagiert in der Atmosphäre mit anderen Gasen zu gesundheitsschädlichem Feinstaub und lagert sich in Land- und Wasserökosystemen ab, wo es erhebliche Schäden durch Versauerung und Eutrophierung verursacht. Eine ausreichende Regelung für die Ammoniakkonzentration in der Luft gibt es derzeit nicht (UBA 2014b).

Stickstoffoxide bezeichnen verschiedene gasförmige Verbindungen von Stickstoff und Sauerstoff, die zu den sogenannten reaktiven Stickstoffverbindungen zählen und verschiedene negative Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit haben können. Stickstoffoxide und flüchtige Kohlenwasserstoffe sind im Sommer für die Bildung von Ozon verantwortlich und tragen zur Feinstaubbelastung bei. Zudem können Stickstoffoxide, vor allem Stickstoffdioxid, Pflanzen schädigen. Es bewirkt beispielsweise Nekrosen sowie Kümmerwuchs. Auch trägt Stickstoffdioxid zur Versauerung und Überdüngung von Böden sowie in geringem Maße auch von Gewässern bei. Stickstoffoxide sind das Produkt von unerwünschten Nebenreaktionen in Verbrennungsprozessen, die hauptsächlich in Verbrennungsmotoren und Feuerungsanlagen stattfinden. Hauptemittenten sind daher der Verkehrssektor, insbesondere in städtischen Gebieten, und die Industrie und Energiewirtschaft (UBA 2016a).

Das gasförmige Schwefeldioxid kann Mensch und Umwelt erheblich beeinträchtigen, es führt zu Augenreizungen und Atemwegsproblemen und kann nach Ablagerung in Ökosystemen zur Versauerung von Böden und Gewässern führen. Zudem tragen die in der Atmosphäre aus Schwefeldioxid entstehenden Sulfatpartikel zur Belastung mit Feinstaub (PM_{10}) bei. Schwefeldioxid entsteht vor allem durch Oxidation des im Brennstoff vorhandenen Schwefels bei Verbrennungsprozessen fossiler Energieträger wie Kohle und Öl. Daher sind Hauptemittenten von Schwefeldioxid die Energiewirtschaft und die Industriefeuerungen des verarbeitenden Gewerbes. Ihr Anteil lag 2015 bei 70 % der Gesamtemissionen, wobei diese Sektoren ihre Emissionen seit 1990 um 93,9 % gesenkt haben (UBA 2017a).

Feinstaub ist vor allem gesundheitsschädlich für den Menschen. Er entsteht bei Verbrennungsprozessen oder durch Vorläufersubstanzen wie Schwefel- und Stickoxide und Ammoniak. Feinstaubemissionen werden unter anderem durch Kraftfahrzeuge, Kraft- und Fernheizwerke, Öfen und Heizungen in Wohnungen oder bei der Metallerzeugung verursacht. In Städten ist häufig der Straßenverkehr der Hauptverursacher, in ländlichen Gebieten ist die Landwirtschaft eine wichtige Quelle (UBA 2018a).

Die NMVOCs umfassen eine Reihe von flüchtigen organischen Verbindungen, die unterschiedliche Wirkungen auf Mensch und Umwelt haben können und die vor allem als Vorläufer von sekundärer Luftverschmutzung relevant sind, da sie zusammen mit Stickoxiden zur Bildung von bodennahem Ozon führen. Hauptverursacher für NMVOC-Emissionen war in der Vergangenheit der Verkehrssektor, dessen Anteil aber durch die Einführung und Weiterentwicklung von Katalysatoren deutlich zurückgegangen ist. Daher stellt nun die Anwendung von Lösemitteln in der industriellen Produktion den Hauptemittenten dar, gefolgt vom Wirtschaftsdüngermanagement bei der Tierhaltung (UBA 2017b).

2016 überschritten sechs Länder der Europäischen Union (EU) ihre in der NEC-Richtlinie festgelegten Emissionshöchstmengen für einen oder mehrere Schadstoffe. Deutschland ist einer der größten Emittenten von Stickoxiden und Ammoniak. Dabei übersteigen die Ammoniakemissionen in Deutschland seit 2010 jährlich die Emissionshöchstmengen, wobei der Großteil der Emissionen durch die Landwirtschaft verursacht wird (EEA 2018).

Mit Ausnahme der Ammoniakemissionen erreicht Deutschland für die Schadstoffe NO_x, NMVOC, SO₂ und Feinstaub (PM_{2,5}) voraussichtlich die in der neuen NEC-Richtlinie vereinbarten Verpflichtungen zur Emissionsreduktion für 2020. Um die Reduktionsverpflichtungen für 2030 einzuhalten sind jedoch vor allem für Stickoxide, Schwefeldioxid und Ammoniak noch weitergehende Reduktionsmaßnahmen nötig (EEA 2018).

Auch der Tagesmittelwert für Feinstaub (PM₁₀) und der Jahresmittelwert für Stickstoffdioxid (NO₂) wird nach wie vor an vielen deutschen Messstationen überschritten. Des Weiteren ist zu erwarten, dass die Belastungen durch Feinstaub nur langsam abnehmen werden (UBA 2017c).

Nicht nur für die Umwelt, auch für die Gesundheit haben diese Überschreitungen der erlaubten Luftschadstoffbelastung Folgewirkungen und führen zu hohen Kosten. So schätzt beispielsweise eine in den Medien viel diskutierte Studie des Umweltbundesamtes (UBA) zu den Gesundheitsschäden und Todesfällen durch Stickstoffdioxide, dass für das Jahr 2014 ca. 6.000 vorzeitige Todesfälle und ca. 50.000 verlorene Lebensjahre auf NO₂-Langzeitexposition zurückzuführen seien (Schneider et al. 2018)¹.

Bisher ist die politische Gesetzgebung zur Luftreinhaltung vor allem durch Ordnungsrecht geprägt. Die EU und die EU-Mitgliedstaaten verfolgen dabei grundsätzlich folgenden dreigliedrigen Ansatz:

- ▶ Sektor- und produktspezifische Emissionsgrenzwerte, z. B. Emissionsgrenzen für Feuerungsanlagen (EU Richtlinien 2010/75/EG und 2009/125/EG) oder Abgasstandards für Fahrzeuge;
- ▶ Begrenzung der nationalen Gesamtemissionen von SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃ (EU-Richtlinie 2001/81/EG, sogenannte NEC-Richtlinie) und Festlegung von Emissionsminderungsverpflichtungen für den Zeitraum 2005-2030 für die Schadstoffe SO₂, NO_x, NMVOC, NH₃ und PM_{2,5} (Richtlinie (EU) 2016/2284, neue NEC-Richtlinie);
- ▶ Grenzwerte für Luftschadstoffkonzentrationen in der Außenluft (Immissionsgrenzwerte) im Rahmen der Luftqualitätsrichtlinie (2008/50/EG).

In Deutschland ist der Kern des Immissionsschutzes das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) sowie die auf ihm beruhenden Verwaltungsvorschriften (u. a. die TA Luft) und Rechtsverordnungen, welche die Richtlinien der Europäischen Union in deutsches Recht umsetzen. Ziel des BImSchG ist es, Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser und die Atmosphäre sowie Kultur- und sonstige Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen zu schützen (Gefahrenabwehr) und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen (Vorsorgeprinzip). Gemäß dem Vorsorgeprinzip sind Emissionen, soweit technisch möglich und ökonomisch vertretbar, zu vermeiden oder, soweit Emissionen unvermeidlich sind, nach dem Stand der Technik zu mindern.

¹ „Unter Verwendung einer unteren Quantifizierungsgrenze von 10 µg/m³ NO₂ wurden für das Jahr 2014 für die kardiovaskuläre Mortalität durch NO₂-Langzeitexposition (basierend auf Jahresmittelwerten) 5.966 (95 %-Konfidenzintervall: 2.031 bis 9.893) attributable vorzeitige Todesfälle und 49.726 (16.929 bis 82.456) verlorene Lebensjahre geschätzt.“ Für genauere Informationen zum Vorgehen und den Ergebnissen der Studie siehe https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/abschlussbericht_no2_krankheitslast_final_2018_03_05.pdf

Die skizzierten ordnungsrechtlichen Instrumente in der Luftreinhaltung reichen bisher oft nicht aus, um die definierten Ziele bzw. Höchstmengen einzuhalten und können damit die Umweltschutzziele teilweise nur unzureichend erfüllen. Daher sollten vermehrt auch alternative Instrumente in Betracht gezogen werden.

Ökonomische Instrumente zielen durch finanzielle Anreize darauf ab, die Relation von Nutzen und Aufwand für einen Akteur zugunsten von umweltfreundlichem Verhalten zu beeinflussen. Im Kern geht es darum, externe Kosten, die durch die Emission von Schadstoffen entstehen, zu internalisieren und in die Kosten-Nutzen-Rechnung von Akteuren mit einzubeziehen (Stehling 1999).

Ein klassisches ökonomisches Instrument stellen verschiedene Arten von Umweltabgaben dar (Steuern, Gebühren, Beiträge etc.), die auf Emissionen von bestimmten Schadstoffen erhoben werden, um über den Preis einen Anreiz für die Akteure zu bieten, die Emissionen zu reduzieren.

Emissionszertifikate als zweiter Bereich ökonomischer Instrumente sollen die Emissionen nicht über den Preis, sondern über die Menge regeln, indem eine Gesamtmenge von zulässigen Emissionen festgelegt wird und die Rechte zum Emissionsausstoß unter den Akteuren gehandelt werden können.

Sowohl der preis- als auch der mengenbasierte Ansatz dieser Instrumente hat das Ziel, Emissionen gesamtwirtschaftlich effizient zu reduzieren, indem sie dort eingespart werden, wo dies am kostengünstigsten möglich ist (Stehling 1999).

Ökonomische Instrumente haben daher den Vorteil, die Entscheidungsfreiheit der betroffenen wirtschaftlichen Akteure möglichst wenig einzuschränken. Eine weitere Kategorie ökonomischer Instrumente ist die Umwelthaftung, die im Gegensatz zu Abgaben und Zertifikaten auf die Wirkung bzw. Schäden von Emissionen abzielt. Akteure, die durch ihr Verhalten Schäden hervorrufen, sollen dafür haftbar gemacht und zu Schadensvermeidungsmaßnahmen angeregt werden (Stehling 1999).

Würden bestehende ordnungs- und planungsrechtliche Maßnahmen mit ökonomischen Instrumenten ergänzt, könnte eine ökonomisch effiziente und ökologisch effektive Minderung der Luftschadstoffbelastung bewirkt werden.

1.2 Vorgehen im Projekt

Ziel des Projektes „Ökonomische Instrumente der Luftreinhaltung“ war es daher, bereits bestehende und mögliche lokale, regionale, nationale und internationale ökonomische Maßnahmen im Bereich der Luftreinhaltung zu identifizieren und im Hinblick auf deren potenzielle Anwendbarkeit in Deutschland zu prüfen und zu bewerten.

Das Vorgehen im Projekt wurde anhand von drei Arbeitspaketen (AP) strukturiert, die in der folgenden Tabelle aufgeführt sind. Sie bilden gleichzeitig die Gliederung des vorliegenden Abschlussberichts.

Tabelle 3: Übersicht der Arbeitsschritte im Projekt

| AP | Aktivität | Methodisches Vorgehen | Ergebnis |
|----|--|---|--|
| 1 | Bestandsaufnahme: <ul style="list-style-type: none"> ▶ Zusammenstellung von Instrumenten zur Luftreinhaltung nach breiter Literaturrecherche | <ul style="list-style-type: none"> ▶ Kapitel 2.1 | Instrumententabelle <ul style="list-style-type: none"> ▶ Anhang (Tabelle 76) |
| 2 | Kategorisierung der Instrumente: <ul style="list-style-type: none"> ▶ Entwicklung eines Kategorisierungsschemas und Zuordnung der zusammengestellten Instrumente | <ul style="list-style-type: none"> ▶ Kapitel 2.2 | Erweiterte Instrumententabelle <ul style="list-style-type: none"> ▶ Kapitel 3 und Anhang (Tabelle 76) |
| 3 | Auswertung der Instrumente: <ul style="list-style-type: none"> ▶ Beschreibung und Bewertung aller 81 Instrumente ▶ Detailanalyse von 7 ausgewählten Beispielinstrumenten anhand einer vertieften Literaturanalyse und Expertenbefragung | <ul style="list-style-type: none"> ▶ Kapitel 2.3 | Detailanalyse <ul style="list-style-type: none"> ▶ Kapitel 4 |

2 Methodisches Vorgehen

2.1 Zusammenstellung von Instrumenten

Im ersten Schritt des Projektes wurden anhand einer breit angelegten Literaturrecherche Instrumente der Luftreinhaltung auf nationaler und internationaler Ebene identifiziert, ausgewertet und anschließend in einer Instrumententabelle übersichtlich zusammengestellt (siehe Kapitel 3 und Tabelle 76 im Anhang). Ausgangspunkt der Recherche bildete hierbei eine Schlüsselwortsuche im Internet sowie in wissenschaftlichen Online-Datenbanken. Zudem wurden die Economic Instruments Database der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD), Übersichtsstudien und Projektberichte, graue Literatur sowie Fachzeitschriften und Bücher herangezogen und persönliche Gespräche mit Expertinnen und Experten der OECD und der EEA geführt.

Hierbei wurden sowohl bestehende als auch - vor allem auf nationaler Ebene - geplante und diskutierte Instrumente berücksichtigt. Zudem wurden Instrumente berücksichtigt, die nicht direkt für die Luftreinhaltung eingesetzt werden, aber indirekt einen Effekt auf die Emission von Luftschadstoffen haben können.

Kriterien für die Auswahl der zusammengestellten Instrumente waren die Abdeckung aller Instrumententypen, aller relevanten Luftschadstoffe und Quellgruppen sowie die Abdeckung verschiedener Handlungsebenen. Außerdem wurde bei den internationalen Instrumenten ein räumlicher Fokus auf die Europäische Union (EU) und die Mitgliedsstaaten der OECD gelegt. Darüber hinaus wurde bereits mit Blick auf die im nächsten Schritt folgende Detailanalyse darauf geachtet, dass zu den jeweiligen identifizierten Instrumenten ausreichend Informationen bezüglich der dort verwendeten Bewertungskriterien (insbesondere zur ökologischen Effektivität und ökonomischen Effizienz) zur Verfügung stehen. Dies ist besonders zu betonen, da im Rahmen dieses Vorhabens keine eigene quantitative Analyse der unterschiedlichen Bewertungskriterien vorgesehen war.

Um eine präzise Verwendung der Begriffe „Maßnahme“ und „Instrument“ im Rahmen dieses Vorhabens zu gewährleisten, wurde festgelegt, konsequent von Instrumenten anstatt von Maßnahmen zu sprechen. Beide Begriffe werden in Wissenschafts- und Alltagssprache häufig synonym verwendet. Es existiert „keine einfache, disziplinen- und ressortübergreifende sowie allgemeingültige Definition“ (Beck et al. 2011). Dennoch ist vielen definitorischen Annäherungen an die beiden Begriffe gemein, dass Instrumente als konkretisierte Teilmenge möglicher Maßnahmen aufgefasst werden. Maßnahmen sind somit als übergeordneter, allgemeinerer Begriff zu verstehen. Instrumente sind indes relativ klar definiert und voneinander abgrenzbar (Beck et al. 2011).

2.2 Kategorisierung der Instrumente

Im zweiten Schritt wurde ein Kategorisierungsschema für die zuvor identifizierten Instrumente entwickelt. Das erarbeitete Kategorisierungsschema weist jedem Instrument u. a. einen Instrumententyp, die relevanten Luftschadstoffe und die von dem Instrument betroffenen Quellgruppen und Handlungsfelder zu.

Bei den Instrumententypen wurde angelehnt an Stehling (1999) die folgende Kategorisierung vorgenommen:

- ▶ **Umweltsteuer:** umweltbezogene Zwangsabgabe ohne (direkte) Gegenleistung des Staates, deren Aufkommen nicht zweckgebunden ist. Das Aufkommen dient der Finanzierung allgemeiner hoheitlicher Aufgaben des Staates.
- ▶ **Umweltgebühr:** Entgelt für eine bestimmte individuell zurechenbare, umweltrelevante Leistung des Staates. Ihr Umfang ist proportional zur jeweils erbrachten Leistung.

- ▶ **Umweltbeitrag:** Umlage zur Finanzierung von staatlichen Umweltschutzeinrichtungen, wird von allen potentiellen Nutzern dieser Einrichtungen erhoben, unabhängig davon, ob und in welchem Umfang sie diese Einrichtungen nutzen.
- ▶ **Umweltabgabe i. e. S.:** umweltbezogene Zwangsabgabe, die der Staat von einer homogenen Bevölkerungsgruppe erhebt, die mit dem Abgabetatbestand in klarem ursächlichen Zusammenhang steht und der auch das Abgabeaufkommen gruppennützig zugutekommt. Mit einer Sonderabgabe ist also i. A. eine Zweckbindung des Aufkommens verbunden.
- ▶ **Umweltschutzinduzierte Subvention:** zweckgebundener, finanzieller Vorteil, den der Staat jeweils einer Gruppe von wirtschaftlichen Akteuren für von ihnen geplante oder durchgeführte Umweltschutzmaßnahmen gewährt.
- ▶ **Abbau umweltschädlicher Subventionen:** Abbau von finanziellen Vorteilen für wirtschaftliche Akteure für umweltschädliche Aktivitäten oder Maßnahmen.
- ▶ **Zertifikatesystem:** Der Staat legt eine maximale Gesamtemission eines Schadstoffes fest, die innerhalb einer bestimmten Zeit von allen zertifikatpflichtigen Emittenten innerhalb eines bestimmten Gebietes an einen Umweltbereich abgegeben werden darf.
- ▶ **Umwelthaftung:** Ziel sind die Schäden, die durch eine Inanspruchnahme der Umwelt entstehen können. Der Verursacher eines (Umwelt-)Schadens muss dem Geschädigten den ihm entstandenen Schaden entsprechend der haftungsrechtlichen Regelungen ersetzen.
- ▶ **Umweltschutzorientierte Kooperation:** staatliche Anreize für private Akteure, zur Erzielung von Umweltentlastungen zu kooperieren.

Die im Projekt berücksichtigten Luftschadstoffe sind Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂), Feinstaub, flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen ohne Methan (non-methane volatile organic compounds) (NMVOCs) und Ammoniak (NH₃).

Die Quellgruppen und die ihnen zugeordneten Handlungsfelder, die ebenfalls zur Kategorisierung der Instrumente dienen, sind in Tabelle 4 abgebildet.

Tabelle 4: Kategorisierungsschema nach Quellgruppe und Handlungsfeld

| Quellgruppe | Handlungsfelder |
|--------------------------|--|
| Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement Modal-Split Stadtentwicklung Straßen- und Tunnelbau Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe |
| Sonstiger Verkehr | Schiene Wasser Luft |
| Stationäre Quellen | Industrie Kraftwerke Hausheizung Kleingewerbe Privatpersonen |
| Landwirtschaft | Düngemittleinsatz |
| Sonstige Quellen | Lösemittelhaltige Produkte Sonstige diffuse Quellen |
| Quellgruppenübergreifend | |

2.3 Bewertung der Instrumente

Auf Basis einer umfassenden Literaturrecherche wurden alle Instrumente hinsichtlich verschiedener Kriterien wie der ökonomischen Effizienz, der ökologischen Effektivität oder dem Potenzial für eine Anwendung in Deutschland ausgewertet. Aufbauend hierauf wurden sieben Instrumente für eine Detailanalyse ausgewählt. Bei der Auswahl der Instrumente wurde auch darauf geachtet, dass die im Projekt berücksichtigten Luftschadstoffe, Quellgruppen und Handlungsfelder abgedeckt wurden. Zudem fand das bekundete Interesse des Auftraggebers Berücksichtigung. Hierzu gehört u. a., dass Zertifizierungssysteme in der Detailanalyse nicht weiterverfolgt werden sollten.

Im Rahmen der Detailanalyse wurde für die ausgewählten Instrumente eine vertiefende Literaturanalyse durchgeführt. Außerdem wurden die Instrumente von externen Expertinnen und Experten hinsichtlich ihrer Anwendung in Deutschland auf Basis verschiedener Kriterien bewertet.

Vier der ausgewählten Instrumente sind nationale Instrumente, die in Deutschland vorgeschlagen wurden und zur Diskussion stehen. Die restlichen drei Instrumente sind internationale Instrumente, die bereits in anderen Ländern umgesetzt wurden und für die untersucht wurde, inwiefern sie auf den deutschen Kontext übertragbar sind. Für die Detailanalyse der internationalen Instrumente wurde zunächst anhand der Bewertungskriterien (siehe Kapitel 2.3.3) die vorhandene Literatur ausgewertet. Die Aussagen zur möglichen Umsetzung des Instruments in Deutschland stützen sich auf die Ergebnisse der Expertenbefragung. Bei den nationalen Instrumenten wurden vor allem auch die Möglichkeiten einer Ausweitung und Fortentwicklung betrachtet.

2.3.1 Literaturanalyse

Aufbauend auf der Literaturanalyse im ersten Arbeitsschritt wurde für die Detailanalyse der sieben ausgewählten Instrumente eine vertiefte und gezielte Analyse der Literatur anhand von vorher festgelegten Bewertungskriterien (siehe Kapitel 2.3.3) durchgeführt. Dabei wurden deutsch- und englischsprachige Quellen identifiziert und ausgewertet. Hierzu gehörten vor allem wissenschaftliche Studien, Artikel aus Fachzeitschriften, graue Literatur, Projektberichte, Studien und Evaluationen von Organisationen wie der Europäischen Kommission, veröffentlichte Stellungnahmen von Verbänden sowie relevante Webseiten.

Dabei zeigten sich große Unterschiede in der Verfügbarkeit von Informationen zu den jeweiligen Instrumenten. So wurden nicht zu allen ausgewählten Instrumenten bereits wissenschaftliche Studien oder Evaluationen durchgeführt, was auch teilweise dem Status des Instruments (umgesetzt oder noch diskutiert) geschuldet ist. Für die internationalen Instrumente wurde im Wesentlichen auf englischsprachige Quellen zurückgegriffen.

2.3.2 Expertenbefragung

Ergänzend zu der vertieften Literaturanalyse zu den ausgewählten Instrumenten wurde eine Expertenbefragung durchgeführt. Dafür wurde ein Fragebogen mit neun Bewertungskriterien entwickelt, zu denen die Expertinnen und Experten ihre Einschätzung anhand der folgenden Skala geben sollten:

- 1 = Stimme gar nicht zu
- 2 = Stimme eher nicht zu
- 3 = Unentschieden
- 4 = Stimme eher zu
- 5 = Stimme voll zu

Zudem wurden die Expertinnen und Experten in einem offenen Teil des Fragebogens gebeten, in einem freien Text ihre Einschätzung und Vorschläge für eine Modifizierung oder Umgestaltung des vorgeschlagenen Instruments abzugeben.

Der Fragebogen wurde an insgesamt 68 Vertreterinnen und Vertreter der Politik², der Wirtschaft, von Umwelt- und Verbraucherverbänden und der Wissenschaft per Email versandt. Nach zwei Wochen wurde ein Reminder an die zuvor kontaktierten Expertinnen und Experten verschickt. 27 der angeschriebenen Personen oder Organisationen gaben je nach Expertise ihre Einschätzung zu einem oder mehreren Instrumenten ab. Zusätzlich gaben zehn Luftfahrtorganisationen, die nicht gezielt angeschrieben wurden, eine gleichlautende Stellungnahme zum Instrument der schadstoffabhängigen Start- und Landeentgelte ab.

Einige der Befragten teilten mit, dass sie aus verschiedenen Gründen keine Einschätzung geben könnten oder wollten, während von den verbleibenden Befragten keinerlei Rückmeldung kam. Letzteres betraf insbesondere Vertreterinnen und Vertreter der Politik, während einige der Wirtschaftsverbände ausführliche Stellungnahmen abgaben. Die meisten der Befragten, die eine Einschätzung abgaben, wollten zudem nicht, dass ihre Institution im Bericht namentlich genannt werde.

Vor diesem Hintergrund können die Ergebnisse der Expertenbefragung nicht als repräsentativ betrachtet werden, sie dienen lediglich einer rein qualitativen ersten Einschätzung der ausgewählten Instrumente. Aufgrund der Unterschiede in der Zahl der Antworten insgesamt und der Verteilung auf die verschiedenen Bereiche (Politik, Wirtschaft, Umwelt- und Verbraucherverbände, Wissenschaft) ist zudem die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Instrumenten nicht gegeben und eine Aggregation der Antworten nicht möglich. Hinzu kommt, dass für die verschiedenen Instrumente die Detailtiefe der Informationen aus der Literatur stark variiert, was u. a. davon abhängt, ob und wie lange das Instrument bereits angewendet und wie intensiv es bisher beforscht wurde.

Die Ergebnisse der Expertenbefragung werden in Form von Tabellen dargestellt, die visuell veranschaulichen sollen, inwiefern ein Instrument bei den befragten Expertinnen und Experten Zustimmung findet und wie die Einschätzungen zwischen Wissenschaft, Politik, Umwelt- und Verbraucherverbänden und Wirtschaft voneinander abweichen. Auch hier soll keine quantitative Einschätzung suggeriert werden, die Tabellen dienen lediglich der Visualisierung der qualitativen Aussagen der Expertinnen und Experten.

2.3.3 Bewertungskriterien

Zu den wichtigsten Bewertungskriterien umweltökonomischer Instrumente gehören die ökologische Effektivität sowie die ökonomische Effizienz. Zum einen sollte das Instrument die ungewünschte Handlung (hier: Emission von Luftschadstoffen) möglichst treffsicher und wirksam adressieren. Auf der anderen Seite sollte es durch wirtschaftliche Anreize zu einer möglichst kostengünstigen Verhaltensänderung bzw. Reduktion führen. Darüber hinaus sind Rechtskonformität, administrative Praktikabilität, politische Akzeptanz und wettbewerbspolitische Unbedenklichkeit weitere wichtige Kriterien, nach denen politische Instrumente analysiert und bewertet werden können (Stehling 1999).

²Die befragten Expertinnen und Experten aus der Politik sind vor allem Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der politischen Administration, insbesondere Landes- und Bundesministerien. Es wurden keine parteipolitischen Positionen abgefragt.

Folgende Bewertungskriterien dienten als Basis für die vertiefte Literaturanalyse und wurden im Rahmen der Expertenbefragung abgefragt:

Ökologische Effektivität: Sie drückt die Anforderung aus, dass mit dem Instrument das Umweltziel möglichst sicher und schnell erreicht werden soll. Unterscheiden lassen sich die räumliche, mediale, stoffliche und zeitliche Wirkungssicherheit bzw. -genauigkeit (Stehling 1999). „Im Zusammenhang mit der Reduzierung atmosphärischer Emissionen bedeutet Effektivität, dass die ökologisch gewünschte Wirkung unter Inanspruchnahme des Anreizes auch tatsächlich eintritt bzw. eintreten kann“ (Krause 2006).

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: *„Das Instrument trägt dazu bei, die Emissionen zu senken.“*

Ökonomische Effizienz: Für einen Anreizgeber ist ein Anreiz dann effizient, wenn die mit ihm entstehenden Kosten niedriger sind als die Kosten ansonsten entstehender ökologischer Schäden (Krause 2006). Mit der ökonomischen Effizienz verbindet sich die Forderung, dass „der Einsatz eines Instruments zur Zielerreichung mit möglichst geringen gesamtwirtschaftlichen Kosten (unter Einschluss von Überwachungs-, Transaktions- und Verwaltungskosten) verbunden ist (statische ökonomische Effizienz) und ein dauerhafter Anreiz zur weiteren Reduzierung von Umweltbelastungen besteht, so dass entsprechende Innovationen (wie technischer, organisatorischer, institutioneller Fortschritt) gefördert werden (dynamische ökonomische Effizienz)“ (Stehling 1999).

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: *„Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient, d. h. zu minimalen Gesamt-Emissionsminderungskosten erreicht.“*

Verwaltungsaufwand: Nach Stehling (1999) fordert das Kriterium der administrativen Praktikabilität, dass das Instrument „für die Verwaltung bei Einführung und Anwendung möglichst einfach handhabbar ist. Die Handhabbarkeit ist nicht zuletzt abhängig von der Vertrautheit der Verwaltung mit dem Instrument. Sie spiegelt sich wider im Aufwand für die Ermittlung von Emissions- und Immissionszusammenhängen, für die Beobachtung der technologischen Entwicklung auf dem jeweiligen Umweltschutzsektor, für die Ausgestaltung (Festlegung) des jeweiligen Instruments, für eventuelle Begutachtungen, Gebote, Verbote und Sanktionen im Zusammenhang mit dem jeweiligen Instrument und für [...] Überwachungen.“

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: *„Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.“*

Auswirkungen auf internationale Wettbewerbsfähigkeit: Dieses Kriterium zielt darauf ab, die Auswirkungen des Instrumentes für die betroffenen Unternehmen, die international im Wettbewerb stehen, zu bewerten.

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: *„Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen/Sektoren.“*

Soziale Wirkungen: Zudem wurden die sozialen Wirkungen des jeweiligen Instruments abgefragt. Hierunter wird die Verteilung von Vor- und Nachteilen umweltpolitischer Instrumente auf verschiedene gesellschaftliche Gruppen verstanden. Positive Verteilungswirkungen sind dabei solche Wirkungen, die bestehende Ungleichheiten zwischen verschiedenen Bevölkerungsgruppen verringern, während negative Verteilungswirkungen die bestehenden Ungleichheiten zwischen verschiedenen Bevölkerungsgruppen verstärken (Jacob et al. 2016).

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: *„Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.“*

Politische Durchsetzbarkeit und Akzeptanz bei Stakeholdern: Stehling (1999) definiert das Kriterium der politischen Akzeptanz als die Forderung, dass das jeweilige Instrument überhaupt durchsetzbar ist. Im weiteren Sinne ist damit die Forderung verbunden, dass das Instrument bei den verschiedenen Akteursgruppen (politische Entscheidungsträger, Verwaltungen, Unternehmen, private Interessenvertreter, insbesondere Umweltschutzverbände) auf möglichst geringe Widerstände stößt. Andernfalls sind Blockadehaltungen und erhebliche Vollzugsdefizite wahrscheinlich. Für die Untersuchung wurden zwei separate Bewertungskriterien gewählt, zum einen die politische Durchsetzbarkeit, zum anderen die Akzeptanz bei den vom jeweiligen Instrument betroffenen Stakeholdern.

- ▶ Bewertungskriterien im Fragebogen:
 - „Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.“
 - „Die Einführung des Instruments ist politisch durchsetzbar.“

Rechtliche Umsetzung: Nach Stehling (1999) bedeutet Rechtskonformität die Forderung an ein Instrument, mit dem gegebenen nationalen und internationalen Ordnungsrahmen in Einklang zu stehen. Um die Konformität mit dem nationalen Recht sicherzustellen, muss insbesondere auf die Einhaltung der (nationalen) Verfassungsgrundsätze des Bestandschutzes, des Vertrauensschutzes, der Verhältnismäßigkeit (Übermaßverbot) und der Gleichbehandlung geachtet werden. Zudem muss die Konformität mit dem EU-Recht sichergestellt werden. Dabei ist zu beachten, dass im Rahmen dieser Studie zwar eine erste Einschätzung durch die befragten Expertinnen und Experten und Hinweise aus der Literatur gegeben werden, allerdings keine eingehende rechtliche Prüfung der Instrumente und ihrer möglichen Einbettung in den bestehenden Rechtsrahmen stattgefunden hat.

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: „Die Einführung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.“

Wechselwirkungen mit anderen Politikfeldern: Zuletzt wurde abgefragt, ob das Instrument positive oder negative Wechselwirkungen mit anderen Politikfeldern hat, beispielsweise mit dem Klimaschutz.

- ▶ Bewertungskriterium im Fragebogen: „Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik (z. B. Klimaschutz).“

3 Übersicht über Instrumente zur Luftreinhaltung

Insgesamt wurden im Rahmen des Projektes 81 Instrumente zur Luftreinhaltung identifiziert und klassifiziert. Eine vollständige Übersicht der Instrumente und ihrer Kategorisierung nach Instrumententyp, Schadstoffen, Quellgruppen, Handlungsfeldern, Handlungsebene, Land und Status findet sich in Tabelle 76 im Anhang.

Die beiden folgenden Tabellen zeigen, dass zu allen relevanten Quellgruppen und Schadstoffen Instrumente identifiziert wurden. Bezüglich der einzelnen Quellgruppen zielen sowohl im nationalen als auch im internationalen Bereich die meisten Instrumente auf eine Schadstoffreduktion im Kfz-Verkehr ab. Der Kfz-Verkehr bietet viele Ansatzpunkte für den Einsatz ökonomischer Instrumente, beispielsweise bei der Fahrzeuganschaffung, bei vorhandenen Fahrzeug- und Kraftstoffsteuern, technologischen Nachrüstungen oder an Finanzierungsinstrumenten der Verkehrsinfrastruktur, was ein Grund für die hohe Anzahl der identifizierten Instrumente sein könnte.

Andere Quellgruppen bieten häufig weniger Ansatzpunkte aufgrund komplizierterer Prozesse und Emissionsquellen. So ist eine zielgenaue Adressierung von Schadstoffemissionen in der Tierhaltung oder bei der Ausbringung von Dünger (Quellgruppe Landwirtschaft) vermutlich schwieriger als bei Fahrzeugen, Maschinen oder Anlagen.

Tabelle 5: Zahl der Instrumente nach Quellgruppe

| Quellgruppe | National | International |
|--------------------------|----------|---------------|
| Kfz-Verkehr | 16 | 15 |
| Sonstiger Verkehr | 6 | 7 |
| Stationäre Quellen | 8 | 4 |
| Landwirtschaft | 8 | 12 |
| Sonstige Quellen | 1 | 1 |
| Quellgruppenübergreifend | 1 | 3 |

Innerhalb der einzelnen Luftschadstoffkategorien betrifft die Mehrzahl der identifizierten Instrumente NO_x- und Feinstaubemissionen. Beide Schadstoffe stammen aus einer Vielzahl unterschiedlicher Emissionsquellen.

NH₃-Emissionen hingegen stammen vornehmlich aus der Tierhaltung, und die Anzahl weiterer Emissionsquellen ist deutlich geringer. Daher ist vermutlich auch die Anzahl der NH₃-relevanten Instrumente kleiner. Maßnahmen zur Reduzierung von NH₃-Emissionen, die mit ökonomischen Instrumenten angereizt werden können, sind daher begrenzt.

Tabelle 6: Zahl der Instrumente nach Schadstoffen

| Schadstoff | National | International |
|-----------------|----------|---------------|
| NO _x | 33 | 26 |
| SO ₂ | 15 | 18 |
| Feinstaub | 37 | 22 |
| NMVOG | 22 | 7 |
| NH ₃ | 9 | 4 |

Die 81 Instrumente wurden in einem Zwischenschritt entlang der Kriterien aus Kapitel 2.3.3 beschrieben, um eine qualifizierte Auswahl von sieben Instrumenten für eine vertiefte Analyse treffen zu können. Die Auswahl der drei internationalen und vier nationalen Instrumente für die Detailanalyse (Kapitel 4) fand nach der Präsentation einer ersten Einschätzung der Auftragnehmer im Austausch mit dem Auftraggeber statt.

4 Detailanalyse von Instrumenten zur Luftreinhaltung

Im Rahmen der Detailanalyse wurden insgesamt sieben Instrumente näher analysiert³. Eine Übersicht gibt die folgende Tabelle. Bei den vier nationalen Instrumenten handelt es sich um drei Umweltgebühren und um eine Umweltsonderabgabe. Im Feld der internationalen Instrumente wurden jeweils eine Umweltsteuer, ein Umweltbeitrag und eine Subvention untersucht. Der am stärksten vertretene Sektor ist der Verkehr, wobei drei Instrumente den Kfz-Verkehr betreffen, eins den Luft- und ein weiteres den Schiffsverkehr. Zudem wurde jeweils ein Instrument für die Landwirtschaft und stationäre Quellen untersucht. Bezüglich der Schadstoffe adressieren alle Instrumente Stickoxidemissionen, vier Instrumente dazu Schwefeldioxid, drei Feinstaub, vier NMVOC und zwei Instrumente Ammoniak.

Tabelle 7: Übersicht der Instrumente der Detailanalyse

| Instrument | Instrumententyp | Quellgruppe | Handlungsfeld | Schadstoffe | Land |
|--|-----------------|--------------------|-------------------------------------|---|-------------|
| Steuer auf NO _x -Emissionen aus energierzeugenden Industrieanlagen | Umweltsteuer | Stationäre Quellen | Industrie | NO _x | Schweden |
| Differenzierung von Hafen- und Fahrwassergebühren nach Schadstoffemissionen | Umweltgebühr | Sonstiger Verkehr | Wasser | NO _x , SO ₂ | Schweden |
| BC SCRAP-IT: Finanzielle Zuwendung bei Abgabe eines emissionsintensiven Pkw | Subvention | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | NO _x , SO ₂ , Feinstaub | Kanada |
| Maut für Lastkraftwagen auf Autobahnen u. a. abhängig von Entfernung, Gewicht und Schadstoffklasse | Umweltgebühr | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement, Fahrzeugtechnik | NO _x , SO ₂ , Feinstaub, NMVOC, NH ₃ | Deutschland |
| Parkraumbewirtschaftung: Zielgerichtetes Angebot und Preisung von Parkplätzen | Umweltgebühr | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement, Modal Split | NO _x , SO ₂ , Feinstaub, NMVOC | Deutschland |
| Landeentgelte an Flughäfen in Abhängigkeit von Lärm- und Schadstoffemissionen | Umweltgebühr | Sonstiger Verkehr | Verkehrsmanagement, Fahrzeugtechnik | NO _x , NMVOC | Deutschland |
| Abgabe auf Stickstoffüberschuss landwirtschaftlicher Betriebe | Umweltabgabe | Landwirtschaft | Düngemittelinsatz | NO _x , NMVOC, NH ₃ | Deutschland |

³ Für die Kriterien zur Auswahl der Instrumente für die Detailanalyse siehe Kapitel 2.3.

4.1 Internationale Instrumente und ihre mögliche Umsetzung in Deutschland

Im Folgenden werden drei Instrumente im Detail beschrieben, die bereits in anderen Ländern erfolgreich umgesetzt wurden und für die untersucht wurde, inwiefern sie sich auf den deutschen Kontext übertragen lassen. Zwei der Instrumente, die Steuer auf NO_x-Emissionen für stationäre Großfeuerungsanlagen (Kapitel 4.1.1) und differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren (Kapitel 4.1.2), wurden in Schweden bereits in den 1990er Jahren eingeführt (Krause 2006). Das dritte internationale Instrument ist eine spezielle Ausgestaltung der Abwrackprämie (Kapitel 4.1.3), die in British Columbia, Kanada seit 1996 in unterschiedlicher Form eingesetzt wird, um Anreize zum Umstieg von Pkw auf alternative Transportmöglichkeiten zu setzen.

4.1.1 Steuer auf Stickoxidemissionen

4.1.1.1 Beschreibung des Instruments

1992 führte Schweden eine Steuer⁴ auf NO_x-Emissionen aus großen stationären Verbrennungsanlagen ein. Zu den betroffenen Branchen gehören Energieerzeugung, Chemieindustrie, Abfallwirtschaft, Metallverarbeitung, Papierverarbeitung, Nahrungsmittelproduktion und Holzverarbeitung (OECD 2010). Ausgenommen von der Steuer sind aufgrund hoher Kosten u. a. die Zement- und Kalkindustrie, die Koksproduktion, der Bergbausektor, Raffinerien, Hochöfen, die Glas- und Dämmstoffproduktion, die Holzplattenfertigung und die Biokraftstoffproduktion.

Die Einnahmen durch die Steuer werden gemessen am Anteil an der erzeugten Energiemenge an die Anlagen zurückerstattet. NO_x-Emissionen sind schwierig zu ermitteln, da sie nicht wie beispielsweise Schwefelemissionen einfach über den Schwefelgehalt des Brennstoffs berechnet werden können (Sternier und Höglund 2000). NO_x-Emissionen entstehen durch die chemische Reaktion von Stickstoff und Sauerstoff in der Brennkammer, wobei die Reaktion nicht linear abläuft und abhängt von Temperatur und Sauerstoffgehalt. Das hat zum einen zur Folge, dass verschiedene technische Maßnahmen möglich sind, um die Emissionen zu senken. Die Steuer auf Emissionen kann daher Innovationen in der Vermeidungstechnologie stimulieren (Sternier und Turnheim 2009). Zum anderen macht dies Messungen und Monitoring sowohl durch externe Inspektoren als auch durch Betriebsingenieure der jeweiligen Anlage notwendig. Würden kleinere Anlagen von der Steuer ausgeschlossen, da die Kosten für Messungen und Monitoring zu hoch sind, würde eine hohe Steuer für große Anlagen den Betrieb von kleinen und weniger effizienten Anlagen fördern. Die Erhebung einer Steuer für große Verbrennungsanlagen mit einer Rückzahlung an die gleiche Gruppe von Firmen ist daher eine politisch umsetzbare Lösung, die trotzdem ein hohes Abgabenniveau ermöglicht (Millock et al. 2004). Ein flexibles, markt-basiertes System war außerdem durch die sehr unterschiedlichen Vermeidungskosten der verschiedenen Firmen und Branchen nötig (Sternier und Höglund Isaksson 2006).

So wurden ursprünglich nur die größten Verbrennungsanlagen mit einer Stromerzeugung von mehr als 50 Gigawattstunden (GWh) jährlicher Nutzenergie einbezogen. Durch gesunkene Monitoringkosten konnte das Abgabensystem 1997 auch auf kleinere Anlagen mit mindestens 25 GWh Energieerzeugung pro Jahr ausgeweitet werden (Höglund 2005). 2013 waren 422 Produktionseinheiten in 280 Anlagen beteiligt.

Der Steuersatz betrug von der Einführung bis 2007 40 Schwedische Kronen (SEK) pro emittiertem Kilogramm NO_x, was ungefähr 6.000 USD pro Tonne entspricht und damit weit höher liegt als die Programme für NO_x-Abgaben in den USA, Frankreich oder Italien, die im Bereich einiger hundert Dollar

⁴ In der englischsprachigen Literatur wird sowohl der Begriff „charge“ (Gebühr) als auch „tax“ (Steuer) benutzt, laut OECD-Definition ist die schwedische Abgabe auf NO_x-Emissionen eine Steuer: „an unrequited payment to general government“ (eine erzwungene Zahlung ohne Gegenleistung an den Staat) (OECD 2013, S. 6).

liegen (Sterner und Höglund-Isaksson 2006). 2008 wurde der Steuersatz auf 50 SEK/kg angehoben. Der Steuersatz basiert auf einer Studie der Swedish Environmental Protection Agency, welche die Vermeidungskosten von NO_x-Emissionen auf 20 bis 80 SEK pro kg schätzt (Braathen 2012). Mit der Erhöhung wurde allerdings nur der nominale Wert erhöht, der reale Wert sank zwischen 1992 und 2007 um 20 %. Daher war die Erhöhung 2008 eher ein Inflationsausgleich, der fallende reale Werte kompensieren sollte, als eine wirkliche Erhöhung des Steuersatzes (Larsson 2015).

Die Steuereinnahmen (2013 waren das 68 Millionen SEK) werden, abzüglich einer geringen Verwaltungskostenpauschale von weniger als einem Prozent, am Ende eines jeden Jahres gemäß der tatsächlichen jährlichen Energieerzeugung und NO_x-Emissionen der einzelnen Anlagen auf die betroffenen Energieerzeuger verteilt. Anlagen mit überdurchschnittlich hohen Emissionsintensitäten zahlen somit insgesamt in den Steuertopf ein, während Anlagen mit niedrigeren Emissionen als der Durchschnitt insgesamt eine Auszahlung erhalten (OECD 2010).

Abgesehen von Vermeidungs-, Monitoring- und Transaktionskosten bleiben die betroffenen Anlagen als gesamte Gruppe damit finanziell neutral.

4.1.1.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Die Steuer auf NO_x-Emissionen in Schweden wird als maßgeblich dafür angesehen, dass die betroffenen Anlagen zunehmend mit Vermeidungstechnologien ausgerüstet wurden. Bereits vor Einführung des Instruments gab es eine Intensivierung der technologischen Weiterentwicklungen und Innovationen. Zwischen 1995 und 1997 stieg der Anteil der Anlagen mit entsprechender Vermeidungstechnologie von 7 auf 72 %.

Obwohl zwischen 1992 und 2010 die totalen NO_x-Emissionen der regulierten Anlagen relativ stabil waren, hat sich im gleichen Zeitraum die Menge der erzeugten Energie mehr als verdoppelt. Somit sanken die Emissionen aus betroffenen Anlagen pro Energieeinheit um mehr als 50 % (Braathen 2013). Die Emissionsintensität bei den regulierten Anlagen sank von 407 kg NO_x/GWh Nutzenergie im Jahr 1992 auf 205 kg NO_x/GWh im Jahr 2007 (Hoeglund & Isaksson 2009). Größere Anlagen konnten ihre Emissionsintensität sogar auf 194 kg NO_x/GWh in 2007 senken, was vermutlich auf Skaleneffekte zurückzuführen ist (OECD 2010).

Zwei Faktoren haben zu diesem Erfolg beigetragen: eine verbindliche, kontinuierliche Messung von Emissionen der regulierten Anlagen sowie ein hohes Steuerniveau, das durch das Rückerstattungsverfahren ermöglicht wurde (Höglund-Isaksson & Sterner 2009).

Die Steuer deckt allerdings nur einen relativ geringen Anteil der gesamten NO_x-Emissionen ab. In 2000 kamen 54 % der Emissionen aus dem Transportsektor, der nicht von der Steuer betroffen ist. Während NO_x-Emissionen im Transportsektor zwischen den Jahren 1980 und 1997 um 13 % reduziert wurden, sanken die Emissionen aus stationären Quellen um durchschnittlich 50 % (OECD 2013).

Die Erhöhung der Steuer im Jahr 2008 von 40 auf 50 SEK/kg NO_x erfüllte die Erwartung der Schwedischen Umweltbehörde (SEPA), dass die Erhöhung den Rückgang der Emissionen beschleunigen würde, allerdings nicht. Die Emissionen pro Einheit erzeugter Energie gingen zwar zurück, der Rückgang wurde jedoch nicht beschleunigt. Die Gesamtemissionen sind seit 2008 sogar gestiegen. Wikström (2015) kommt nach einer ökonometrischen Studie zum Effekt der Steuererhöhung zu dem Schluss, dass es nach der Steuererhöhung keinen statistisch messbaren Effekt auf NO_x-Emissionen, die Produktion von Nutzungsenergie oder die Emissionseffizienz gab.

Die Energieproduktion ist im selben Maße gestiegen, wie die schwedische Ökonomie gewachsen ist. Zudem stimuliert das System der NO_x-Steuer die Firmen nicht nur, Reduktionsmaßnahmen zu ergreifen, sondern auch, mehr Energie zu produzieren, um eine höhere Rückerstattung zu erhalten, was

wiederum die Emissionen insgesamt erhöht. Ein Vorschlag zur Lösung ist die Idee, die Rückerstattung nicht an die Menge produzierter Energie zu koppeln, sondern eine Pauschalsumme an die Firmen auszahlen. Zudem ist die Steuer inflationsbereinigt von 1992 bis 2008 gesunken, sodass die Anhebung lediglich einen Inflationsausgleich darstellte. Um die Effektivität der Steuer zu gewährleisten wäre demnach ein kontinuierlicher Inflationsausgleich denkbar (Green Budget Europe & Danish Ecological Council o. J.).

Insgesamt ist die Bewertung der ökologischen Lenkungswirkung bzw. Emissionsenkung jedoch schwierig, da die NO_x -Steuer nicht das einzige Instrument ist, das die Emissionen der betroffenen Sektoren beeinflusst. Es gibt Standards für Verbrennungsanlagen, lokale Genehmigungsverfahren und Managementverfahren, die von verschiedenen Zertifizierungssystemen gefordert werden. All diese Instrumente wirken zusammen, was die Bewertung einzelner Instrumente erschwert (Sternier & Turnheim 2009).

Kritik am Instrument richtet sich vor allem dagegen, dass das Verursacherprinzip ausgehebelt wird (OECD 2010). Zur Bewertung von ökologischen Auswirkungen des Instruments gehört auch, dass Reduktionsmaßnahmen von NO_x -Emissionen wie die Modifizierung von Verbrennungsprozessen bei niedrigen Temperaturen bzw. niedriger Sauerstoffrate oder die Abgasreinigung mit Urea oft zu leicht erhöhten Emissionen anderer Schadstoffe führen wie Kohlenmonoxid, Lachgas und Ammoniak (Braathen 2012).

Ökonomische Effizienz

Insgesamt gehen die Bewertungen davon aus, dass die Steuer zu einer schnelleren und kosteneffizienteren Emissionsminderung geführt hat, als es mit weiterführenden ordnungsrechtlichen Instrumenten der Fall gewesen wäre (Braathen 2012, Höglund-Isaksson 2005). Zudem sorgt das Rückerstattungssystem für hohe ökonomische Anreize zur Emissionsvermeidung, sodass die Emissionsintensitäten im Vergleich zu anderen Ländern stärker zurückgegangen sind (Sternier und Turnheim 2009).

Die von der Steuer betroffenen Industrien sind unterschiedlich erfolgreich darin, ihre NO_x -Emissionen kosteneffizient zu senken. Heizkraftwerke und KWK-Anlagen sind insgesamt als Gruppe Nettoempfänger von Auszahlungen, sie sind also „Gewinner“ des Systems. Für Heizanlagen, deren Energieoutput stark variiert, ist die Optimierung hinsichtlich der NO_x -Emissionen schwieriger. Solche Anlagen finden sich vor allem in der Industrie, während Heizanlagen im Energiesektor auf einem gleichmäßigeren Niveau betrieben werden (SEPA 2006).

Da das Kriterium für die Einbeziehung in das Zahlungssystem der Energieoutput ist, welcher durch die Unternehmen bestimmt werden kann, können sich Probleme mit falschen Anreizen für das Ein- oder Austreten von Firmen ergeben.

So können beispielsweise ökologisch effiziente Anlagen mit geringer Emissionsintensität, die unter der Grenze zum Eintritt in das System produzieren, einen Anreiz haben, ihre Produktion zu erhöhen, um vom Rückerstattungsmechanismus zu profitieren. Hier wirkt das System wie eine Subvention auf höhere Produktion (Hagem et al. 2012). Anlagen mit einem Produktionsniveau nahe am Grenzwert, die ökologisch ineffizient sind, haben andererseits einen Anreiz, aus dem System auszusteigen und gerade unterhalb des Grenzwertes zu produzieren. Sternier und Höglund (2000), die dieses Problem untersucht haben, kommen aber zu dem Schluss, dass dieser Effekt relativ begrenzt ist.

Umfangreiche Emissionsreduktionen waren zu niedrigen Kosten möglich, meist durch eine Optimierung des Verbrennungsprozesses. Obwohl viele Vermeidungstechnologien Komponenten beinhalten, die zu Kosteneinsparungen und höherer Produktivität führen, gleichen die Einsparungen die Kosten für Vermeidung nicht vollständig aus. Die These von zahlreichen „Win-win“-Situationen im Bereich der Vermeidung von NO_x -Emissionen kann daher nicht bestätigt werden. Allerdings gibt es viele Möglichkeiten für Betreiber von Verbrennungsanlagen, „tiefhängende Früchte“ zu ernten (Höglund-Isaksson

2005). Eine wichtige Rolle bei der erfolgreichen Vermeidung von NO_x -Emissionen spielt auch die kontinuierliche und korrekte Messung der Emissionen, die die Aufmerksamkeit auf mögliche kostengünstige Reduktionen lenkt, die durch einfaches Optimieren des Produktionsprozesses erreicht werden können (Braathen 2012).

Höglund (2000) hat die Kosten der NO_x -Steuer berechnet und in einzelne Komponenten aufgeschlüsselt. Die Vermeidungskosten machen ca. 50 % der Gesamtkosten bzw. 12-25 SEK pro kg reduzierter NO_x -Emissionen aus (abhängig von der vermuteten Lebenszeit der Anlageinvestitionen). Den Kostenanteil für das Monitoring, inklusive jährlicher Kalibrierung des Equipments, schätzt sie auf 20 %.

Die Kosten für die Verwaltung sind sehr gering und liegen bei rund 2 % für zusätzliche Verwaltung aufseiten der Anlagenbetreiber und bei 1 % bei der SEPA.

Nach Berechnungen von Sterner und Höglund (2000) bedeutet die schwedische Steuervon 40 SEK (vor 2008) bei durchschnittlichen Emissionsraten von 0,3 kg NO_x /MWh zusätzliche Kosten für die Anlagen von 1 Euro/MWh. Damit macht sie weniger als 10 % der Produktionskosten von fossiler Stromerzeugung in Schweden aus. Für die Zellstoff- und Papierindustrie, die chemische und andere Industrien mit größerer Wertschöpfung liegt der Kostenanteil der NO_x -Steuer sogar noch unter der der Energiewirtschaft.

Die Vermeidung von NO_x -Emissionen führt oft zur erhöhten Emission von anderen Schadstoffen wie Kohlenmonoxid (CO), Lachgas (N_2O) und Ammoniak (NH_3) (OECD 2013). Obwohl die gesellschaftlichen Schäden durch diese Schadstoffe schwierig zu bemessen sind, beziffert Höglund (2000) die gesellschaftlichen Kosten der erhöhten Emissionen auf 23 % der Gesamtkosten für die schwedische Wirtschaft. Zudem führt das Rückerstattungssystem zu Wohlfahrtsverlusten aufgrund von Verzerrungen der Ressourcenallokation, die auf 1 SEK pro kg reduzierter NO_x -Emissionen bzw. 3 % der durchschnittlichen Gesamtkosten geschätzt werden (Höglund 2000).

Akzeptanz der Zielgruppe

Das innovative Design der Steuer mit Rückerstattungssystem bietet einige Vorteile gegenüber traditionellen Instrumenten. Obwohl die Anreize zur Emissionsvermeidung praktisch dieselben sind wie bei einer reinen Umweltsteuer, ist der Widerstand gegen die Einführung des Instruments aufseiten der Anlagenbetreiber deutlich geringer und reduziert die Gefahr von Lobbyismus. So stieß die NO_x -Steuer bei ihrer Einführung auf wenig Widerstand bei den betroffenen Anlagenbetreibern (Pedersen 2016). Das erklärt sich dadurch, dass die Grenzkosten der Emissionsminderung ähnlich hoch sind wie die Steuer, die durchschnittliche Nettozahlung aber durch die Rückerstattung deutlich darunter liegt. Daher sind Steuern mit Rückerstattungen politisch leichter und auf höherem Steuerniveau zu implementieren und ermöglichen damit auch größere Emissionsreduktionen (Sterner und Höglund-Isaksson 2006).

Auch die schwedische Umweltbehörde gibt an, dass die betroffenen Anlagenbesitzer relativ zufrieden mit der Ausgestaltung des Systems sind (SEPA 2006). Allerdings gibt es dabei Unterschiede zwischen den betroffenen Industrien, da diese unterschiedlich hohe Vermeidungskosten und Emissionsniveaus haben. So merkt beispielsweise die Forstwirtschaft, die chemische und vor allem die Zellstoff- und Papierindustrie an, dass das System unfair sei, da sie Nettozahler des Systems sind. Oft sind Anlagen mit einer Kombination aus Heizkraftwerk und Abfallverbrennungsanlage „Nettogewinner“, während Industriekesselanlagen „Verlierer“ des NO_x -Steuer-Systems sind. Allerdings sind die Verluste der „Verlierer“ im Allgemeinen moderat (OECD 2013).

Verwaltungsaufwand

Die schwedische EPA ist die zuständige Behörde für die Verwaltung der NO_x -Steuer. Betroffene Anlagen müssen sich dort registrieren und eine Erklärung abgeben, in der die Höhe der ausgestoßenen

NO_x-Emissionen und die produzierte Energie angegeben sind. Die Behörde kontrolliert die Erklärungen und berechnet die Netto-Auszahlungen bzw. Rückerstattungen.

Das Equipment für ein kontinuierliches Monitoring der NO_x-Emissionen, das permanent an der jeweiligen Verbrennungsanlage installiert ist, wird von einem unabhängigen, zugelassenen Inspekteur mindestens einmal jährlich kontrolliert, um sicherzustellen, dass das System die Qualitätsanforderungen der Kontrollbehörde erfüllt. Das installierte Monitoring-Equipment wird mit einem unabhängigen Monitoring-System in einer parallelen Messung geengeprüft. Die Ergebnisse dieser Inspektion müssen der Erklärung beigelegt werden (SEPA 2006).

Die unabhängigen Inspektoren werden von der Kontrollbehörde akkreditiert. Die Kosten für die administrative Arbeit der Kontrollbehörde belaufen sich je nach Quelle auf 0,7 % (SEPA 2006) bzw. 0,2-0,3 % (Millock et al. 2004) der Einnahmen durch die Steuer, die Kosten aufseiten der Anlagen inklusive der Kalibrierung des Monitoring-Equipments auf ca. 20 % der Gesamtkosten.

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Aufgrund der Ausgestaltung des Rückerstattungssystems hat die NO_x-Steuer in Schweden insgesamt nur geringe Auswirkungen auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Industrien. Allerdings bestehen Unterschiede zwischen den verschiedenen Branchen. So ist die Energiewirtschaft generell Nettoempfänger, die chemische Industrie und die Zellstoff- und Papierindustrie Nettozahler. Allerdings ist deren Wertschöpfung höher, sodass der Kostenanteil der Steuer an den Gesamtkosten der Energieproduktion niedriger ist (Sternner und Höglund 2000).

Soziale Wirkungen

Die OECD (2013) kommt in ihrer Bewertung der schwedischen NO_x-Steuer zu dem Ergebnis, dass sie keinen negativen Effekt auf die Einkommensverteilung hat. Durch das Rückerstattungssystem gab es nur geringe Kostensteigerungen für die Industrie und daher auch praktisch keine Auswirkungen auf Produktpreise für Verbraucher.

Dies ist allerdings auch ein Kritikpunkt am Rückerstattungssystem, denn dadurch, dass es wenig Einfluss auf relative Preise von Produkten hat, deren Produktion hohe Emissionen erzeugt, gibt es keinen Anreiz zu einer verringerten Nachfrage von emissionsintensiven Produkten.

Der Nachteil des Rückerstattungssystems liegt vor allem darin, dass er eine bereits verzerrte Ressourcenallokation aufrechterhält. Das System wirkt wie eine Subvention von der Gesellschaft an die Industrie. Die Verschmutzer zahlen nicht den vollen Preis für die Umweltverschmutzung, die sie mit ihrer Produktion verursachen. Dies führt zu einem Wohlfahrtsverlust für die Gesellschaft, da im Vergleich zu einer umweltfreundlicheren Produktion zu viele produktive Ressourcen in verschmutzende Produktion investiert werden (OECD 2013).

Politische Durchsetzbarkeit

Um eine wirksame Reduzierung von NO_x-Emissionen zu erreichen und genügend Anreize für Firmen zur Vermeidung von Emissionen zu schaffen, muss das Steuerniveau ausreichend hoch sein. Das bedeutet, dass die Ausgestaltung eines Instruments zur Emissionsreduktion extrem wichtig für die Akzeptanz und Durchsetzbarkeit ist. Da die Einnahmen durch die Steuer an dieselbe Gruppe von Anlagen rückerstattet werden, bleibt die betroffene Gruppe insgesamt finanziell neutral, was den Widerstand aufseiten der Betroffenen deutlich verringert. Alle ausgewerteten Studien kommen zu dem Ergebnis, dass die Rückerstattung der Steuereinnahmen an dieselbe Gruppe von Firmen die Einführung einer Steuer auf hohem Niveau extrem erleichtert hat.

Als entscheidend für die Akzeptanz und Durchsetzbarkeit der Steuer in Schweden wird auch die Environmental Tax Commission (ETC) angesehen, die im Vorfeld der Einführung eingerichtet wurde. Sie bestand aus allen Parteien im Parlament, Vertreterinnen und Vertretern der relevanten Ministerien, der Zivilgesellschaft und verschiedener Interessengruppen. Der ausgearbeitete Vorschlag zu einer NO_x-Steuer durchlief einen öffentlichen Anhörungsprozess, in dem eine große Zahl privater und öffentlicher Stakeholder Stellungnahmen abgaben. Der von der Regierung daraufhin vorgestellte Vorschlag wurde von allen parlamentarischen Parteien unterstützt, wobei einige Parteien für zusätzliche Instrumente zur Senkung von NO_x-Emissionen aus dem Transportsektor plädierten (Braathen 2012).

Die Einführung der Steuer wurde zudem erleichtert durch das Bewusstsein der schwedischen Bevölkerung über die Schäden, die durch NO_x-Emissionen entstehen. Auch herrschte in Schweden ein Bewusstsein über die möglichen Vorteile von ökonomischen Instrumenten in der Umweltpolitik. Dieses Problembewusstsein sowie gezielte Informationen für die Öffentlichkeit spielten für die politische Durchsetzbarkeit eine wichtige Rolle (Braathen 2012).

Hinzu kommt, dass das Rückerstattungssystem der NO_x-Steuer Anreize induziert, nicht die Energieproduktion insgesamt, sondern die Emissionsintensität zu senken, was durch eine erhöhte Produktion bei gleichzeitiger Investition in Emissionsvermeidungstechnologien erreicht werden kann. Eine höhere Investition in Technologien und Innovationen ist oft im Sinne politischer Akteure, da dies zur Schaffung von Arbeitsplätzen beitragen und sogar neue Exportmöglichkeiten und strategische Vorteile für die heimische Industrie eröffnen kann (Hagem et al. 2012).

Rechtliche Umsetzung

Zur rechtlichen Umsetzung des Instrumentes in Schweden wurden keine Hinweise in der Literatur gefunden.

4.1.1.3 Mögliche Umsetzung in Deutschland

Für eine Einschätzung der Übertragbarkeit einer Steuer auf NO_x-Emissionen aus stationären Feuerungsanlagen nach schwedischem Vorbild in Deutschland gaben zwei Expertinnen und Experten aus der Wirtschaft (Wirtschaftsverbände) und drei Expertinnen und Experten aus der Wissenschaft eine Stellungnahme ab. Vorgeschlagen wurde eine direkte Übertragung des schwedischen Instruments auf den deutschen Kontext.

Dabei kommen Expertinnen und Experten aus den verschiedenen Bereichen teilweise zu sehr unterschiedlichen Einschätzungen. Die befragten Vertreterinnen und Vertreter aus der Wissenschaft stimmen der Aussage, dass das Instrument dazu beitrage, die NO_x-Emissionen zu senken, eher bis voll zu, während Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaftsverbände dem eher nicht oder gar nicht zustimmen.

Tabelle 8: NO_x-Steuer: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die NO_x-Emissionen zu senken.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 1 | 2 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | 1 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Ein Vertreter der Wissenschaft geht davon aus, dass eine Besteuerung der tatsächlichen Emissionsmenge je Unternehmen die Kosten der Luftverschmutzung für die Allgemeinheit pauschalisiert umlegen und Lenkungsanreize für eine möglichst weitgehende Reduktion der Emissionen setzen würde. Daher werden Emissionssteuern als ökologisch sinnvoll eingeschätzt.

Im Gegensatz dazu geht der Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW) davon aus, dass die Minderungswirkung einer NO_x-Steuer extrem unsicher und die Lenkungswirkung mengenmäßig eher geringausfallen würde und betont, dass die deutschen NO_x-Minderungsziele im Rahmen der neuen NEC-Richtlinie für 2020 bereits mit den bereits beschlossenen Maßnahmen sicher erreicht werden⁵ und daher ein zusätzlicher Beitrag durch eine NO_x-Steuer nicht erforderlich sei. Der BDEW erwartet zudem den größten Minderungsbeitrag durch strukturelle Änderungen des Kraftwerksparks aufgrund von energie- und klimapolitischen Beschlüssen und verbindlichen europäischen Emissionsanforderungen im Rahmen des Ordnungsrechts. Daher wird das Instrument der NO_x-Steuer als nebensächlich, additiv und für die Erreichung von ggf. formulierten Sektorzielen nicht geeignet angesehen. Zudem wird darauf hingewiesen, dass das Instrument keinen zielgerichteten Beitrag zur Reduzierung der Immissionsbelastung auf lokaler Ebene leisten könne und dem lokalen und regionalen Charakter der NO_x-Belastung nicht gerecht werde.

Auch der Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) erkennt keinen zusätzlichen Nutzen einer NO_x-Steuer für die Umwelt, der über bereits bestehende Regelungen der EU-Richtlinie über Industrieemissionen (IED) und den Vorgaben der BVT-Schlussfolgerungen⁶ hinaus geht.

Auch bei der Bewertung der ökonomischen Effizienz gehen die Ansichten der befragten Expertinnen und Experten auseinander. Die Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft stimmen der Aussage, dass eine Senkung der Emissionen durch das Instrument ökonomisch effizient erreicht werde, eher bis voll zu oder sind unentschieden, während auf der anderen Seite die Wirtschaftsverbände der Aussage eher oder gar nicht zustimmen.

Tabelle 9: NO_x-Steuer: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient erreicht.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | 1 | 1 | 1 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 0 | 2 | 1 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Der BDEW geht zwar davon aus, dass eine Umverteilung der Einnahmen von Anlagen mit überdurchschnittlichen Emissionen hin zu solchen unterhalb des Durchschnitts durch das Instrument ökonomisch effizient sei, weist aber darauf hin, dass in Deutschland eine Lenkungswirkung nur unterhalb des Standes der Technikerfolgen könne (durch IED, BVT-Merkblätter und BImSchG festgelegt), der

⁵ Die neue NEC-Richtlinie 2016/2284 legt für Deutschland eine NO_x-Reduktion von 39 % bis 2020 gegenüber 2005 fest.

Dieses Ziel wird mit den bisher beschlossenen Maßnahmen voraussichtlich erreicht. Das Ziel einer 65%igen Reduktion bis 2030 wird allerdings mit den vorhandenen Maßnahmen verfehlt werden, sodass zusätzliche Reduktionsmaßnahmen nötig sein werden (EEA 2018).

⁶ Gemäß der Industrieemissionsrichtlinie müssen in der EU die besonders umweltrelevanten Industrieanlagen auf der Basis der besten verfügbaren Techniken genehmigt werden. BVT-Schlussfolgerungen geben nach Artikel 15 der IED verbindlich einzuhaltende Anforderungen an die Emissionsminderung für industrielle Anlagen vor.

kontinuierlich fortgeschrieben werde und damit die mögliche Lenkungswirkung weiter beschneide. Die Einführung einer NO_x-Steuer würde zu Mitnahmeeffekten führen aufgrund von vom Betreiber nicht wesentlich beeinflussbarer brennstoff- und prozessspezifischer Unterschiede.

Zudem befürchtet der BDEW, dass eine Orientierung an fließenden Durchschnittswerten beim Investitionsverhalten zu einem nicht zielorientierten und nicht kosteneffizienten „race to the bottom“ führe, insbesondere wenn viele Unternehmen ohne Kenntnis über das Verhalten anderer Marktteilnehmer in Minderungsmaßnahmen und Umbauten mit langen Amortisationszeiten investieren. Dies führe bei ausbleibenden finanziellen Nettorückflüssen durch zunehmendes Angleichen im Emissionsverhalten und überschießende Minderungen zu „stranded assets“, die über den Steuerrückfluss nicht mehr finanzierbar wären. Insgesamt stuft der BDEW die ökonomische Effizienz des Instruments aufgrund des in Deutschland ohnehin engen ordnungsrechtlichen Rahmens als unbefriedigend ein.

Bei der Bewertung der Frage, ob das Instrument auf hohe Akzeptanz bei der Zielgruppe stoßen würde, stimmen die Wirtschaftsverbände als Vertreter der betroffenen Anlagen überhaupt nicht zu, ebenso wenig eine Person aus der Wissenschaft. Zwei andere Wissenschaftlerinnen oder Wissenschaftler sind in dieser Frage unentschieden.

Tabelle 10: NO_x-Steuer: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | 2 | | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 2 | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 3 | 0 | 2 | 0 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Der BDEW berichtet von bisher positiven Erfahrungen der Anlagenbetreiber mit dem bestehenden Ordnungsrecht und nennt insbesondere die verbindliche, verhältnismäßige Grenzwertsetzung mit der Zulassung von Ausnahmen in begründeten Fällen. Daher würde das zusätzliche ökonomische Instrument der NO_x-Steuer auf geringe Akzeptanz stoßen. Dies wird auch vom BDI bestätigt, der darauf verweist, dass das Ordnungsrecht und der BVT-Ansatz sowohl von der Politik als auch von der Industrie unterstützt werde.

Zudem wird vonseiten des BDEW die Fokussierung auf Großfeuerungsanlagen kritisiert, die zu Verlagerungseffekten auf nicht betroffene kleine und mittelgroße Feuerungsanlagen führen könne, die ohnehin an weniger strenge Grenzwertanforderungen gebunden sind. Der Verband verweist darauf, dass die Emissionen in Großfeuerungsanlagen in den letzten zehn Jahren um 15 % gesunken seien, während sich die Emissionen der kleinen und mittleren Anlagen verdreifacht haben.

Der BDI verweist zudem darauf, dass eine kontinuierliche Messung der NO_x-Emissionen viele neue Messgeräte erfordern würde, die regelmäßig kalibriert und gewartet werden müssten, was einen großen Aufwand und hohe Kosten für die Betreiber bedeuten würde. Vor allem bei kleineren Anlagen wären die Transaktionskosten demnach sehr hoch.

Tabelle 11: NO_x-Steuer: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 3 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | 1 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 1 | 0 | 3 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Das zusätzliche Monitoring würde nach Auffassung der Wirtschaftsverbände nicht nur für die Betreiber, sondern auch für die Behörden zu hohem Verwaltungsaufwand führen. Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft gehen wiederum eher davon aus, die Umsetzung des Instruments wäre mit geringem Verwaltungsaufwand verbunden.

Der BDEW verweist auf die Problematik der Unsicherheiten bei der Konzentrationsmessung und Rauchgasvolumenstrombestimmung, da die Messunsicherheit bis zu 15 % betragen könne, NO_x-Emissionen jedoch nicht wie Treibhausgase aus dem Anteil am Brennstoff berechnet werden können. Der Verband plädiert dafür, den Verwaltungsaufwand nicht an den absoluten Kosten zu bemessen, sondern am erreichten Nutzen, wobei die geringen Verwaltungskosten des schwedischen Systems der 90er Jahre sich möglicherweise auf eine viel höhere durch das Instrument erreichte Emissionsreduktion und geringere Anforderungen an die Messtechnik und die Einhaltung des Stands der Technik bezögen.

Bezüglich der Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen ist sich die Mehrheit der befragten Expertinnen und Experten einig, dass das Instrument zu negativen Auswirkungen führen könnte.

Tabelle 12: NO_x-Steuer: Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | 2 | | | 1 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | 1 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die Wirtschaftsverbände befürchten, dass sich die zusätzliche Abgabenbelastung und der erhöhte Verwaltungsaufwand negativ auf die Wettbewerbsfähigkeit insbesondere der energieintensiven Industrien auswirken könnten.

Die Vertreter und Vertreterinnen der Wissenschaft stimmen der Aussage, das Instrument habe keine negativen sozialen Verteilungswirkungen, eher zu, während die Wirtschaftsverbände teils unentschieden sind, teils gar nicht zustimmen. Der BDEW warnt vor möglichen Auswirkungen der Steuer auf Großhandels- und Verbraucherpreise für Strom.

Tabelle 13: NO_x-Steuer: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 3 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Bei der Bewertung der Frage nach der politischen Durchsetzbarkeit des Instruments gehen die Meinungen der Expertinnen und Experten auseinander. Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft sind diesbezüglich unentschieden oder stimmen eher zu, ein Wirtschaftsverband ist ebenfalls unentschieden. Der BDI hingegen hält die politische Durchsetzbarkeit des Instruments ausdrücklich für unwahrscheinlich.

Tabelle 14: NO_x-Steuer: Politische Durchsetzbarkeit

Die Fortentwicklung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | 1 | 2 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Bezüglich der juristischen Hürden bei der Umsetzung des Instruments herrscht große Uneinigkeit zwischen den Expertinnen und Experten, auch jeweils zwischen den Vertreterinnen und Vertretern der Wirtschaft und der Wissenschaft. Während ein Wissenschaftler davon ausgeht, das Instrument sei rechtlich zulässig, kommt ein anderer Wissenschaftler zu dem Ergebnis, dass sich die Steuer in der vorgeschlagenen Form der Ausgestaltung nach deutschem Abgabenrecht so nicht einführen ließe, da Steuern nicht zweckgebunden erhoben werden dürfen und in den allgemeinen Haushalteinfließen müssen. Daher wäre die Rückerstattung der Einnahmen aus der NO_x-Steuer eher nicht möglich.

Tabelle 15: NO_x-Steuer: Rechtliche Umsetzung

Die Fortentwicklung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | 1 | 1 | 1 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | 1 | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Auch der BDEW hält es für unwahrscheinlich, dass eine vollständige Rückerstattung der Steuereinnahmen politisch und haushalts- bzw. beihilferechtlich durchsetzbar sei. Der BDI ist ebenfalls der Auffassung, eine NO_x-Steuer würde das bestehende Recht konterkarieren.

Bei der Bewertung der Frage, ob das Instrument positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik wie dem Klimaschutz habe, gehen erneut die Auffassungen zwischen Wissenschaft und Wirtschaft auseinander. Die Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft stimmen einer positiven Wechselwirkung eher bis voll zu, während die Wirtschaftsverbände dem eher bis gar nicht zustimmen.

Tabelle 16: NO_x-Steuer: Wechselwirkungen mit anderen Politikfeldern

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 2 | 1 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | 1 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 1 | 0 | 2 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Der BDEW weist darauf hin, dass eine NO_x-Steuer zu unerwünschten Verlagerungseffekten bei anderen Luftschadstoffen führen könne, beispielsweise SO₂, Staub oder Schwermetallen. Zudem werden erhöhte Ammoniakemissionen beim Einsatz sekundärer Rauchgasreinigungstechniken befürchtet. Der BDEW verweist darauf, dass bei Gasturbinenanlagen, die oft nicht sinnvoll mit Katalysatortechnik nachgerüstet werden können, eine Lenkungswirkung zu niedrigeren NO_x-Emissionen zu überproportional hohen Emissionen an Kohlenmonoxid und organischen Kohlenwasserstoffen führen kann. Darüber hinaus wäre der Einsatz zusätzlicher, über den Stand der Technik hinausgehender sekundärer Maßnahmen zur Minderung von Stickoxid in vielen Fällen mit erhöhten Eigenverbräuchen, Druckverlust und der Wiederaufheizung von Rauchgasen verbunden, was wiederum zu erhöhten Brennstoffverbräuchen und CO₂-Emissionen führen könnte. Der BDEW kommt insgesamt zu dem Schluss, dass das Instrument NO_x-Steuer einem medienübergreifenden Ansatz der Umweltpolitik, der ordnungsrechtlichen Instrumenten zugrunde liegt, nicht gerecht wird.

Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Im Folgenden werden einige Möglichkeiten benannt, die NO_x-Steuer zu ergänzen, auszuweiten oder umzugestalten. Hier können solche Vorschläge allerdings nur umrissen werden, die konkrete Ausgestaltung der meisten Ideen und deren Bewertung würde eine eingehendere Analyse erfordern.

Die Steuer wird nur in einigen Industriesektoren erhoben, Branchen wie die Zement- und Kalkindustrie, die Koksproduktion, der Bergbausektor, Raffinerien, Hochöfen, die Glas- und Dämmstoffproduktion, die Holzplattenfertigung und die Biokraftstoffproduktion sind nicht betroffen, obwohl auch hier NO_x emittiert wird. Allerdings sind die Vermeidungskosten hier unverhältnismäßig hoch, sodass bei Überlegungen zur Ausweitung der Steuer auf diese Branchen eine Differenzierung in verschiedene Kategorien von Anlagen mit ähnlichen Wettbewerbssituationen geprüft werden könnte (SEPA 2006).

Einen großen Anteil an den gesamten NO_x-Emissionen haben mobile Quellen, insbesondere der Transportsektor. Da das beschriebene Rückerstattungssystem der hier vorgestellten NO_x-Steuer an den Energieoutput gekoppelt ist, lässt sich das System nicht einfach auf den Transportsektor übertragen. Um die NO_x-Emissionen signifikant zu reduzieren, müsste eine Steuer für stationäre Quellen um andere Instrumente für mobile Quellen ergänzt werden.

Das Problem der erhöhten Emissionen anderer Schadstoffe wie CO, VOC, N₂O und NH₃ besteht nicht spezifisch bei der Steuer, sondern allgemein bei Maßnahmen, die als Reaktion auf Instrumente zur Reduktion von NO_x-Emissionen ergriffen werden. Dieses Problem kann von einer Reihe von anderen Politikinstrumenten adressiert werden. Ein Vorschlag wäre die Einführung eines Preises für jeden der gemessenen Schadstoffe, der die relativen Kosten für die Gesellschaft, den der Schadstoff verursacht, widerspiegelt (Braathen 2012).

Da das vorgestellte Rückerstattungssystem an der Menge der erzeugten Energie orientiert ist, wird ein Anreiz geschaffen, mehr Energie zu produzieren. Dies könnte durch die Auszahlung einer fixen Summe an die Anlagen umgangen werden. Ein alternativer Weg wurde in Norwegen eingeschlagen, wo die Einnahmen durch eine Steuer auf NO_x-Emissionen zwar auch an die Anlagen rückerstattet werden, diese Rückerstattung aber nicht am Energieoutput gemessen wird, sondern an den tatsächlichen Vermeidungskosten auf Firmenebene. Hier herrscht allerdings eine Informationsasymmetrie zugunsten der Firmen, die ihre Kosten für die Emissionsreduktion zu hoch angeben könnten, um eine höhere Rückzahlung zu erhalten. Diese Firmen könnten eine Vermeidungstechnologie wählen, bei der die tatsächlichen Kosten schwerer nachzuprüfen sind anstatt sich für die effizienteste zu entscheiden (Hagem et al. 2012).

Wie die Erfahrung der schwedischen Steuererhöhung gezeigt hat, ist ein kontinuierlicher Inflationausgleich der Steuer sinnvoll, da bei einem festen Steuersatz die Steuer real über die Zeit sinkt und ihren Lenkungsanreiz verliert (Green Budget Europe & Danish Ecological Council o. J.).

4.1.1.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Bewertung des schwedischen Modells fällt insgesamt positiv aus, das Instrument hat maßgeblich zur Minderung von Stickoxidemissionen beigetragen, die zudem schneller und kosteneffizienter erreicht wurde als mit ordnungsrechtlichen Instrumenten allein.

Höglund-Isaksson kommt nach einer Umfrage unter den regulierten Anlagen zu dem Ergebnis, dass die Anschaffung von NO_x-Minderungstechnologien ein kombinierter Effekt der NO_x-Steuer und der individuellen Emissions-Standards ist, denen die Anlagen seit 1988 unterliegen. Von 162 NO_x-reduzierenden Maßnahmen wären 47 % ohne die Steuer nicht eingeführt worden, 22 % wurden durchgeführt, um quantitative Standards zu erfüllen und 31 % der Maßnahmen wurden aus anderen Gründen eingeführt, z. B. für eine verbesserte Kosteneffizienz unabhängig von den NO_x-Emissionen oder zur Erfüllung von Emissionsstandards für andere Schadstoffe wie SO₂. Zusammenfassend lässt sich also sagen, dass die NO_x-Steuer ein wichtiger, aber nicht der einzige Faktor bei der NO_x-Minderung in Schweden ist (Höglund-Isaksson 2005).

Die politische Durchsetzbarkeit und die Akzeptanz bei den Stakeholdern sind durch den partizipativen Prozess und vor allem durch das Rückerstattungssystem der Steuer relativ hoch. Der Verwaltungsaufwand des Instruments ist gering, ebenso wie die Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen und etwaige negative sozialen Verteilungswirkungen.

Kritik richtet sich vor allem dagegen, dass das Instrument das Verursacherprinzip aushebelt und Anreize für eine erhöhte Energieproduktion bei geringerer Energieintensität liefert. Zudem kann der Ausstoß von anderen Luftschadstoffen erhöht werden, was allerdings nicht auf die Steuer selbst, sondern auf die eingesetzte Technik zur Emissionsminderung zurückzuführen ist.

Hinsichtlich der Übertragung des Instruments auf Deutschland stimmen die Einschätzungen der befragten Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler mit dieser Bewertung weitgehend überein. Die Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaft – und damit der betroffenen Anlagen – lehnen die Einführung einer NO_x-Steuer allerdings ab. Unsicher sei zudem, ob das Instrument in Form der Rückerstattung einer Steuer rechtlich zulässig wäre.

4.1.2 Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren

4.1.2.1 Beschreibung des Instruments

Weltweit ist der Seeverkehr in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich gewachsen, etwa 90 % des Welthandels erfolgt auf dem Seeweg. Dies hat vielfältige Auswirkungen auf die Umwelt. Neben Schiffsunfällen, bei denen große Mengen Schadstoffe und Öl ins Meer gelangen, belastet auch die reguläre Seeschifffahrt durch das Einbringen von Abwasser und Abfall ins Meer die Umwelt und zeichnet sich verantwortlich für über 2 % der klimaschädlichen globalen CO₂-Emissionen. Die Seeschifffahrt emittiert zudem u. a. zwei regulierte Luftschadstoffe: Schwefeloxide durch das Verbrennen von schwefelhaltigem Treibstoff sowie Stickstoffoxide aus Verbrennungsprozessen (UBA 2016c).

1996 wurde ein trilaterales Abkommen zwischen dem Schwedischen Zentralamt für Seeschifffahrt (SMA), dem Schwedischen Schiffseigentümergebund (SSA) und dem Schwedischen Hafenverband geschlossen, mit dem zum einen ein für die Häfen freiwilliges, nach atmosphärischen Emissionen der anlaufenden Schiffe differenziertes Hafengebührensysteem eingeführt wurde, zum anderen ein verpflichtendes differenziertes Fahrwassergebührensysteem, das von der SMA verwaltet wird. Beide Programme sind seit 1998 in Kraft (Harrison et al. 2005).

Ziel war es, die Umweltkosten des Schiffsverkehrs zu internalisieren, insbesondere die Emissionen der Schiffe in die Atmosphäre. So ist die Höhe der zu zahlenden Hafen- und Fahrwassergebühren an die Höhe der Stickstoffoxid- und Schwefeloxidemissionen gekoppelt. Schiffe ohne Zertifikate zahlen die höchsten Gebühren, Schiffe mit nachgewiesenen geringeren Emissionen erhalten Nachlässe. Ausgenommen sind kleinere Schiffe, Bohrinseln und Arbeitsschiffe (Ljungström 2010).

Die Fahrwassergebühren bestehen aus zwei Teilen: Ein Teil basiert auf der Schiffsgröße bzw. Bruttoreaumzahl (BRZ), während der zweite auf der Frachtmenge, die geladen und entladen wird, fußt. Der auf der Bruttoreumzahl basierende Teil der Gebühren ist differenziert nach Schwefel- und Stickstoffoxidemissionen (Ljungström 2010).

Da das alte System zwar erfolgreich zur Reduktion von Schwefeloxid- und Stickstoffoxidemissionen beigetragen hat, jedoch war es sehr kompliziert und differenziert. Durch die Verschärfung der Grenzwerte im Jahr 2015 für den Schwefelgehalt in Treibstoffen auf 0,1⁷ % im Rahmen der Emission Control Area (ECA)⁸ in Nord- und Ostsee für Schwefeloxidemissionen ist es außerdem obsolet geworden. Aus diesem Grund wurde das System der Hafen- und Fahrwassergebühren überarbeitet.

Das neue System zur Berechnung der Gebühren, das seit Januar 2018 angewendet wird, basiert auf dem Clean Shipping Index (CSI), der fünf Kategorien beinhaltet: NO_x, CO₂, SO_x und Feinstaub, Wasser- und Abfallmanagement sowie Gefahrstoffe an Bord. Der neue Index bezieht sich also nicht wie vorher nur auf NO_x, sondern auf die generellen Umweltauswirkungen und schafft so einen Anreiz, die Umweltverträglichkeit des Schiffsverkehrs allgemein zu verbessern.

Der CSI ist ein Online-Tool, das jedem registrierten Schiff auf Basis der erreichten Punktzahl in den fünf Kategorien ein Rating zwischen einem und fünf Sternen zuweist. Der Index ist so ausgelegt, dass die Punkte nur für Werte vergeben werden, die über die Erfüllung von rechtlichen Regelungen und Grenzwerten hinausgehen. Schiffsbesitzer füllen einen Fragebogen mit 25 Fragen aus, die die operati-

⁷ Zum Vergleich: der EU-Grenzwert für den Schwefelgehalt in Kraftfahrzeugkraftstoffen liegt bei 0,001 %.

⁸ Emission Control Areas sind Sonderzonen der Schifffahrt. Das im Rahmen der Internationalen Meeresorganisation (IMO) geschlossene MARPOL-Übereinkommen definiert bestimmte Seegebiete als Sondergebiete, in denen besondere Vorschriften zur Vermeidung von Umweltverschmutzung erforderlich sind und die so einen erhöhten Schutzstatus genießen. Annex VI „Regeln zur Verhütung von Luftverunreinigungen durch Seeschiffe“ legt Emissionsgrenzwerte für NO_x, SO_x und Feinstaub fest. In der Ostsee ist Annex VI seit 2006 für Schwefeldioxid in Kraft, in der Nordsee seit 2007.

ven Umweltauswirkungen des Schiffs bzw. dessen Emissionen abfragen. Für jede der fünf Kategorien kann eine maximale Punktzahl von 30 erreicht werden. Daraus ergibt sich eine Gesamtpunktzahl, nach der das Schiff ein Rating von einem bis fünf Sternen erhält. Auf dieser Basis werden die Gebühren differenziert (Clean Shipping Index 2018).

So zahlt beispielsweise ein Schiff mit einer Nettotonnage bis 999 in der Kategorie A nur 26 Euro (pro Anlegen am Hafen), ein Schiff der Kategorie D hingegen 260 Euro. Bei einer Nettotonnage über 100.000 liegt die CSI-abhängige Gebühr bei 1.700 Euro für Kategorie A im Vergleich zu 17.000 Euro für Kategorie D. Zu den schiffstypabhängigen, nach Umweltwirkung differenzierten Gebühren addieren sich Gebühren je nach Größe der Ladung sowie Bereitschafts- und Lotsengebühren⁹ (SMA 2017).

Überprüft und durchgeführt wird die Bewertung der CSI-Kategorien durch eine Non-Profit-Organisation, die durch Mitgliedsbeiträge der Schiffsbesitzer finanziert wird. Die Einnahmen durch die Gebühren gehen an das Schwedische Seeschiffahrtsamt (Sjöfartsverket), das davon u. a. den Erhalt und die Pflege der Wasserstraßen finanziert.

Die Hafengebühren werden von den Häfen selbst festgelegt. Die Zertifikate geben die Leistung und die Emissionswerte eines Schiffes an. Diese Werte können von den Häfen genutzt werden, um hierauf aufbauend ihr Gebührensystem zu differenzieren. Die Gebühren sind zwischen den schwedischen Häfen unterschiedlich. Manche Häfen nutzen neben dem CSI auch andere Zertifizierungssysteme wie den Environmental Shipping Index (ESI) (Harrison et al. 2005).

4.1.2.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Das SMA schätzt für die ersten fünf Jahre des differenzierten Hafen- und Fahrwassergebührensystems eine Reduktion von 27.000 t NO_x- und 50.000 t SO₂-Emissionen in der Nord- und Ostseeregion, die auf die Programme zurückzuführen sind (SMA 2002). Swahn (2002) weist allerdings darauf hin, dass die Berechnung durch eine Reihe von Faktoren erschwert wird. Sowohl NO_x- als auch SO₂-Emissionen pro Transporteinheit zeigten bereits vor der Einführung der differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren einen Abwärtstrend, sodass ein Vergleich der Emissionen vor und nach der Einführung des Instruments erschwert wird. Zudem wurden die differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren sowie Subventionen für Investitionen in Vermeidungstechnologien zeitgleich eingeführt, sodass keine Zuordnung von Emissionsrückgängen zu einzelnen Instrumenten möglich ist. Unabhängig von den exakten Zahlen sind sich jedoch die meisten Untersuchungen einig, dass die Differenzierung der Hafen- und Fahrwassergebühren wichtige Anreize zur Reduktion von NO_x- und SO₂-Emissionen gesetzt hat (Harrison et al. 2005). Eine Ausnahme bildet ein Bericht von Kågeson, der feststellt, dass die Hafen- und Fahrwassergebühren nicht ausdifferenziert genug sind, um einen tatsächlichen Anreiz für Schiffsbetreiber zu bieten ihre Emissionen zu senken; allerdings wurde der Bericht nur ein Jahr nach der Einführung des ursprünglichen, im Jahr 1998 eingeführten Instruments veröffentlicht (Kågeson 1999).

Seit der Verschärfung der Grenzwerte für SO_x-Emissionen in allen SECA-Zonen¹⁰ durch die International Maritime Organisation (IMO) im Jahr 2014 ist das schwedische Programm nur noch für NO_x-Emissionen wirksam. Bis dahin hatte es jedoch erfolgreich Anreize gesetzt, damit Schiffe, die in schwedischen Gewässern operieren, Treibstoff mit sehr viel geringerem Schwefelgehalt verwenden als ordnungsrechtlich vorgeschrieben, insbesondere in den ersten Jahren nach Einführung des Programms. So operierten 2005 80 % der Fährtonnage und 50 % des Frachtaufkommens mit Treibstoff

⁹ Zum Vergleich: Die Bereitschaftsgebühren liegen für Nettotonnagen bis 999 bei 75 Euro, Lotsengebühren bei 400 Euro; für Nettotonnagen über 100.000 liegen die Bereitschaftsgebühren bei 4.800 Euro und die Lotsengebühren bei rund 1.900 Euro. Die nach Größe der Ladung differenzierte Gebühr beträgt 0,23 Euro/t.

¹⁰ Emission Control Area (ECA) mit festgelegten Grenzwerten für Schwefeloxide (siehe Fußnote 7).

mit einem Schwefelgehalt von weniger als 1 % im Vergleich zum damals vorgeschriebenen Gehalt von 4,5 % (Bequé et al. 2017).

Nach Fridell et al. (2012) gibt es aber auch nach der Verschärfung der SECA-Grenzwerte einen Anreiz für eine weitere Reduzierung der SO₂-Emissionen.

Bezüglich der NO_x-Reduktionen hat die Mehrheit der Schiffe SCR-Technologie installiert, was in einer durchschnittlichen Reduktion der NO_x-Emissionen von 87 % für das jeweilige Schiff resultiert. Um die Hürde von Kapitalinvestitionen, die zur Installation solcher Technologien erforderlich sind, zu verringern, wurde im Rahmen des Programms eine finanzielle Unterstützung angeboten. Diese deckte bis zu 40 % der Investitionskosten für Nachrüstungen von NO_x-einsparender Technologie bis zum Jahr 2000, 30 % bis 2003 (Bequé et al. 2017).

Ökonomische Effizienz

Das Prinzip einer nach Umweltkriterien gestaffelten Gebührenordnung geht vom Gesamtgebührenvolumen zum Zeitpunkt der höchsten Umweltbelastung aus und senkt die individuellen Gebühren von diesem Niveau ausgehend. Für im Sinne des Handlungsziels agierende Hafennutzer sinken damit effektiv die Gebühren, für nicht auf das Instrument reagierende Schiffe wird die Umweltnutzung verteilt. Insgesamt bleibt das Gebührenniveau unverändert, durch die Gebührenstaffelung wird nur die Belastung einzelner Schiffe variiert. Dementsprechend gibt es keine stärkere Belastung durch Gebühren für die Schiffe, die aufgrund fehlender Technologien den höheren Gebührensatz entrichten mussten. Ein Wettbewerbsvorteil wird für die Reeder, die sich für einen Einbau entschieden haben, nach Ende der Amortisationszeit der Investitionskosten erreicht. Aufgrund der geografischen Lage Schwedens ist eine Verlagerung der Schiffsanläufe auf benachbarte Länder nur in wenigen Fällen wahrscheinlich (Krause 2006).

Gesamtwirtschaftlich wird die Einbeziehung von Schiffen in die schwedische Luftreinhaltungspolitik aufgrund der niedrigen Reduktionskosten im Vergleich zu landseitigen Emissionsquellen als effizient betrachtet (Kågeson 1999).

Krause (2006) schätzt die durch die Umgestaltung der Hafen- und Fahrwassergebühren eingeführte Verursacherorientierung als gelungen und treffsicher ein. Die Gestaltung der Gebührenstaffelung sei so angelegt, dass sie bei einer Mehrheit der Hafennutzer zu der gewünschten Reaktion geführt habe, in umweltfreundliche Technologien zu investieren. Allerdings sei die Reaktion stark lokal begrenzt, da sie vom Anteil der Hafenanläufe in Schweden abhängt – je mehr nichtschwedische Häfen angesteuert werden, desto weniger führen die gebotenen Anreize zu umweltpolitisch angestrebtem Handeln (Krause 2006).

Nach Umweltkriterien differenzierte Gebühren können einen Anreiz zur signifikanten Reduzierung von Emissionen im Hafengebiet setzen. Allerdings bedeutet dies im Extremfall Einbußen für die Häfen, sollten alle Schiffe ihr Emissionslevel soweit senken, dass sie den geringsten Gebührensatz zahlen – dann würde das Prinzip der Kostenneutralität nicht aufgehen. Andererseits würden bei der vollständigen Einberechnung der externen Umweltkosten die Einsparungen durch reduzierte Emissionen im Hafengebiet die verlorenen Einnahmen durch reduzierte Hafengebühren überwiegen (COGEA et al. 2017).

Viele Vermeidungsmaßnahmen sind mit hohen Ausgaben für den Schiffsbetreiber verbunden, oft in Form von hohen Anschaffungskosten (z. B. für SCR-Equipment). Diese amortisieren sich erst nach einiger Zeit, was vor allem von der Anzahl der Anläufe von Häfen mit differenzierten Gebühren abhängt. Es braucht also eine „kritische Masse“ von Häfen, die ein solches System einführen, damit sich die Investitionen für die Schiffsbetreiber rechnen (Harrison et al. 2005).

Solche Bedenken gelten für ein freiwillig eingeführtes System differenzierter Hafengebühren, nicht jedoch für differenzierte Fahrwassergebühren. Die Frage der Aufkommensneutralität ist hier weniger ein Problem, wenn die Gebühren über einen größeren Zuständigkeitsbereich angeglichen sind (Harrison et al. 2005).

Akzeptanz der Zielgruppe

Schweden war das erste EU-Mitgliedsland, das differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren eingeführt hat. Einer der Erfolgsfaktoren war die Kooperation der verschiedenen Akteure mit unterschiedlichen Interessen bereits vor der Einführung des Instruments (beteiligt waren das Schwedische Zentralamt für Seeschifffahrt (SMA), der Schwedische Schiffseigentümergebund (SSA) und der Schwedische Hafenverband), was zu einer hohen Partizipation der schwedischen Häfen geführt hat. Dies wiederum hat den Effekt auf die Wettbewerbsfähigkeit der einzelnen Häfen gemindert (COGEA et al. 2017; Harrison et al. 2005).

Die zwei primären Gründe für die Häfen, differenzierte Gebühren einzuführen, waren Umweltaspekte und das trilaterale Abkommen von 1996. Dies zeigt, dass freiwillige Initiativen und Abkommen einen Einfluss darauf haben können, ob Häfen Maßnahmen zum Umweltschutz einführen (Mellin und Rydhed 2011).

In einer Studie fragten Mellin und Rydhed (2011) die Erfahrung der schwedischen Häfen mit den differenzierten Hafengebühren ab. Die Einführung von differenzierten Gebühren korreliert nach ihren Ergebnissen klar mit der Größe des Hafens: 67 % der kleinen Häfen, aber nur 7 % der mittleren und großen Häfen hatten keine differenzierten Gebühren eingeführt. Die Gründe, die die befragten Häfen dafür angaben, waren vor allem befürchtete negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit sowie ein zu hoher Verwaltungsaufwand. 20 von 30 Häfen, die eine nach Umweltkriterien ausgerichtete Differenzierung eingeführt hatten, gaben allerdings an, die differenzierten Gebühren haben positive Wirkungen auf die Umwelt, das Geschäft und das Image, 27 von 30 gaben an, dass das Instrument positive Umweltwirkungen habe. Nur ein Hafen gab einen negativen Effekt auf das Geschäft an. Die Autoren weisen angesichts dieser Ergebnisse darauf hin, dass die Befürchtungen einiger Häfen ohne differenzierte Gebühren bezüglich negativer Wirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit demnach unbegründet seien.

Verwaltungsaufwand

Die Tatsache, dass ein differenziertes Gebührensystem für alle Schiffe gilt, die ohnehin Hafengebühren zahlen müssen, ermöglicht eine einfache Verwaltung des Instrumentes (Harrison et al. 2005). Hinzu kommt die Nutzung von bereits etablierten Zertifizierungssystemen wie dem CSI, die die Differenzierung der Gebühren vereinfacht und für die Schiffsbetreiber durchschaubar macht, den Verwaltungsaufwand für die Häfen reduziert und auf externe Zertifizierungsstellen auslagert (COGEA et al. 2017).

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Die wahrscheinlich größte Hürde bei der Einführung eines Systems von differenzierten Hafengebühren ist die Tatsache, dass Häfen zunehmend miteinander im Wettbewerb stehen. Hafenstandorte müssen bei der Entwicklung von Luftreinhaltungsstrategien zwischen aus Umweltschutzmotiven wünschenswerten und im Alleingang durchsetzbaren Instrumenten abwägen (Krause 2006).

Um Gebührenneutralität zu erreichen, müssen die Anreize für umweltfreundlichere Schiffe durch höhere Gebühren für weniger umweltfreundliche ausgeglichen werden, was wiederum das Risiko birgt, solche Schiffe an andere Wettbewerber zu verlieren, die kein nach Umweltkriterien differenziertes Gebührensystem haben. Im extremen Fall führt dies dazu, dass kein Hafen differenzierte Gebühren erhebt oder die Höhe der Differenzierung so gering ausfällt, dass kein Umweltnutzen mehr entsteht.

Daher ist ein System von differenzierten Hafengebühren effizienter, je mehr Häfen ebenfalls solch ein System einführen. Andernfalls, wenn nur einige Häfen differenzierte Gebühren erheben, kann es im Extremfall lediglich zu einer Verlagerung von „schmutzigen“ Schiffen zu anderen Häfen führen, was im Ergebnis keinen Umweltnutzen bringt (Krause 2006).

Solche Bedenken bezüglich der Wettbewerbsfähigkeit ergeben sich vor allem bei einem freiwilligen System von Hafengebühren, nicht aber für ein staatlich und zentral eingeführtes System von Fahrwassergebühren (Harrison et al. 2005).

Krause (2006) hat untersucht, wie sich die Möglichkeiten erweitern, wenn nicht untereinander in Konkurrenz stehende Häfen, sondern eine Regierung ökonomische Instrumente einführt. Da innerhalb der europäischen Verkehrsnetze nur sehr wenige Häfen allein in nationaler Konkurrenz stehen, nimmt die EU eine zentralere Rolle ein als die nationalen oder regionalen Regierungen.

Eine weltweit einheitliche oder zumindest abgestimmte Strategie zur Begrenzung von Luftschadstoffemissionen würde bei Schiffen im internationalen Verkehr zusätzlichen Verwaltungsaufwand vermeiden und wird als ideale Lösung angesehen (Krause 2006).

Die Einführung des differenzierten Gebührensystems hat in Schweden für die Hersteller von Abgasreinigungstechnologien wichtige Absatzmärkte geschaffen und das Land hat sich zu einem Vorreitermarkt für diese Technologien entwickelt (Ortmanns 2004).

Soziale Wirkungen

Zu möglichen sozialen Verteilungswirkungen des Instruments wurde in der analysierten Literatur kein Hinweis gefunden.

Politische Durchsetzbarkeit

Das trilaterale Abkommen, also die Zusammenarbeit und Abstimmung der verschiedenen Akteure, sowohl von politischer Seite als auch mit den betroffenen Verbänden der Schiffseigentümer und Häfen bereits vor der Einführung des Instruments hat zu einer hohen Akzeptanz seitens der Stakeholder geführt. Diese breite Akzeptanz der Stakeholder hat wiederum erheblich zur politischen Durchsetzbarkeit des Instruments beigetragen (Krause 2006).

Eine Studie im Auftrag der EU-Kommission weist darauf hin, dass, auch wenn die Einführung von nach Umweltkriterien differenzierten Hafen- und Fahrwassergebührensyste men auf freiwilliger Basis zu unterstützen ist, eine konsistentere Anwendung solcher Instrumente auf regionaler und europäischer Ebene deren Effektivität deutlich erhöhen würde. Die EU-Verordnung (EU 2017/352) zur Schaffung eines Rahmens für die Erbringung von Hafendiensten und zur Festlegung von gemeinsamen Bestimmungen für die finanzielle Transparenz der Häfen legt fest, dass die Kommission in Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten und unter Berücksichtigung der international anerkannten Standards Leitlinien für gemeinsame Klassifizierungskriterien für Schiffe im Hinblick auf freiwillige Umweltabgaben ausarbeiten sollte (Erwägungsgrund Nr. 51 der Verordnung EU 2017/352).

Die Studie schlägt vor, keine zu rigiden Vorschriften zu erlassen, sondern eher mögliche Optionen für umweltdifferenzierte Nachlässe und Ermäßigungen zu listen, sodass ein konsistenterer Ansatz für umweltdifferenzierte Gebührenerfassung entsteht, der gleichzeitig Gestaltungsspielraum für Staaten und Häfen beibehält. Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass die Vorteile von einer vertieften Kooperation von Ländern und Häfen erheblich sind und mit der Zahl der beteiligten Häfen steigen (COGEA et al. 2017).

Rechtliche Umsetzung

Es gibt deutliche Vorteile bei einer koordinierten Einführung von differenzierten Gebühren in mehreren Häfen gleichzeitig. Allerdings kann dies unter Umständen Bedenken bezüglich wettbewerbswidrigem Verhalten auslösen. In diesem Fall kann die Koordination der Gebühren in Konflikt mit europäischem oder nationalem Wettbewerbsrecht stehen. Das schwedische System scheint auf keine solcher rechtlichen Hürden gestoßen zu sein, was darauf hindeutet, dass dies kein erhebliches Problem darstellt (Harrison et al. 2005).

4.1.2.3 Mögliche Umsetzung in Deutschland

Für eine Einschätzung der Übertragbarkeit von differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren nach schwedischem Vorbild in Deutschland gaben zwei Expertinnen und Experten aus der Politik, zwei Expertinnen und Experten aus der Wissenschaft und ein Umweltverband eine Stellungnahme ab. Vorgeschlagen wurde eine direkte Übertragung des schwedischen Instruments auf den deutschen Kontext.

So soll die Höhe der zu zahlenden Hafen- und Fahrwassergebühren an die Höhe der Umweltauswirkungen eines Schiffes gekoppelt werden. Schiffe ohne Zertifikat zahlen die höchste Gebühr, während – gestaffelt nach einem Rabattsystem – die umweltfreundlicheren bzw. emissionsärmeren Schiffe Nachlässe auf die Gebühren erhalten.

Seit 2015 gilt in Nord- und Ostsee im Rahmen von Emission Control Areas (ECA) ein Grenzwert für den Schwefelgehalt von Treibstoffen von 0,1 %, im Jahr 2021 soll auch für Stickoxidemissionen eine ECA errichtet werden. Diese Regelungen und die darin festgelegten Grenzwerte müssen eingehalten werden und dienen als Basiswert, während Schiffe mit darüber hinausgehenden Anstrengungen zur Senkung von Emissionen und Umweltauswirkungen Anspruch auf einen Nachlass der Hafen- und Fahrwassergebühren haben. So wird ein Anreiz zur zusätzlichen Emissionsreduktion geschaffen. Vorgeschlagen wurde, nach dem Vorbild des neuen schwedischen Modells das System zur Berechnung der Höhe von Gebühren auf dem Clean Shipping Index (CSI) zu basieren.

Dabei kommen Expertinnen und Experten aus den verschiedenen Bereichen bei den Fragen teilweise zu sehr unterschiedlichen Einschätzungen. Vertreterinnen und Vertreter eines Umweltverbandes stimmen der Aussage, dass das Instrument dazu beitrage, die Schwefel-, Stickoxid- und Feinstaubemissionen zu senken, voll zu, Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft stimmen dem eher bzw. voll zu, Vertreterinnen und Vertreter der Politik sind in dieser Frage unentschieden. Eine Vertreterin der Politik wirft dabei die Frage auf, ob Gebühren in der beschriebenen Höhe geeignet sind, einen Anreiz für weniger Emissionen zu bieten. Es fehlen Vergleichsberechnungen zu der Frage, ob sich größere Investitionen auszahlen, insbesondere da es sich um ein regionales Instrument handeln soll. Zudem könnte eine unterschiedliche Gewichtung zwischen den Emissionen sinnvoll sein, insbesondere im Hinblick auf die technische Umsetzbarkeit.

Tabelle 17: Hafen- und Fahrwassergebühren: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die Schwefel-, Stickoxid- und Feinstaubemissionen zu senken.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | | 1 | 1 |
| Politik | 2 | | | 2 | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Hinsichtlich der Frage nach der ökonomischen Effizienz des Instruments ergibt sich ein ähnliches Bild. Vertreterinnen und Vertreter der Politik sind in dieser Frage unentschieden, während der Umweltverband und Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft eher zustimmen, dass eine Emissionsminderung mit einer Differenzierung von Hafen- und Fahrwassergebühren ökonomisch effizient erreicht werden kann.

Tabelle 18: Hafen- und Fahrwassergebühren: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient erreicht.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | | 2 | |
| Politik | 2 | | | 2 | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Auch die Frage nach der Akzeptanz der Zielgruppe wurde von den befragten Expertinnen und Experten uneinheitlich beantwortet. Der Umweltverband ist in dieser Frage unentschieden, die Vertreterinnen und Vertreter der Politik sowie ein Vertreter der Wissenschaft stimmen eher nicht zu, ein anderer Wissenschaftler stimmt eher zu, dass das Instrument bei der betroffenen Zielgruppe auf hohe Akzeptanz stoßen würde.

Hier ist anzumerken, dass keiner der angeschriebenen Wirtschaftsverbände eine Stellungnahme abgegeben hat, sodass die Einschätzung der Akzeptanz der betroffenen Zielgruppe eher auf den Annahmen der anderen Expertinnen und Experten beruht.

Tabelle 19: Hafen- und Fahrwassergebühren: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | 1 | | 1 | |
| Politik | 2 | | 2 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | 1 | | |
| Summe | 5 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Hinsichtlich des voraussichtlichen Verwaltungsaufwands, der durch eine Einführung von differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren entstehen würde, stimmen die Vertreterinnen und Vertreter der Politik der Aussage eher nicht zu, dass das Instrument mit geringem Aufwand verbunden sei, Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft und des Umweltverbands stimmen dem eher zu. Eine Vertreterin der Politik weist darauf hin, dass der Träger der Bundeswasserstraßen zwar der Bund sei und die Verwaltung, Pflege und Erhalt Aufgabe der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes bzw. der Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt sei, die Unterhaltung der nicht bundeseigenen Häfen aber teilweise in kommunaler, landeseigener oder auch privater Hand seien und damit eine Erhebung und Umverteilung der erhobenen Gebühren ggf. einen hohen Verwaltungsaufwand bedeuten können.

Tabelle 20: Hafen- und Fahrwassergebühren: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | | 2 | |
| Politik | 2 | | 2 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 5 | 0 | 2 | 0 | 3 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Auch die Einschätzungen der Auswirkungen des Instruments auf die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Häfen fallen unterschiedlich aus. Alle Vertreterinnen und Vertreter aus Politik und Wissenschaft stimmen der Aussage, das Instrument habe keine negativen Auswirkungen, eher nicht zu, lediglich der Umweltverband stimmt eher zu.

Die potenzielle Gefahr, wichtige Hafenkunden durch nach Umweltkriterien differenzierte Hafengebühren an konkurrierende Häfen zu verlieren, könnte zum politischen Widerstand gegen „zu wirksame“ Instrumente führen. Gerade in Regionen mit einer räumlichen Nähe der Hafenstandorte und guten landseitigen Verkehrsnetzen bedienen Häfen ein gemeinsames Hinterland und konkurrieren von daher miteinander, beispielsweise Hamburg mit Bremen und Bremen mit Wilhelmshaven. Diese Wettbewerbssituation begrenzt die Handlungsmöglichkeiten einzelner Häfen, wenn es kein abgestimmtes umweltpolitisches Vorgehen der einzelnen Konkurrenten gibt (Krause 2006).

Für die Entscheidung eines Schiffsbetreibers, einen Hafen anzusteuern, sind die anfallenden Gebühren und Entgelte allerdings weniger relevant als die Effizienz des Hafens oder die Hinterlandanbindung. Die tatsächliche Nachfrageelastizität kann aber weder für den Kurzstrecken- noch den Interkontinentalverkehr genau vorhergesagt werden (Krause 2006).

Tabelle 21: Hafen- und Fahrwassergebühren: Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Häfen.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | 2 | | | |
| Politik | 2 | | 2 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 5 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

In der Frage nach den möglichen sozialen Verteilungswirkungen stimmt der Umweltverband voll zu, dass das Instrument keine negativen Verteilungswirkungen habe, die Vertreterinnen und Vertreter der Politik und ein Wissenschaftler stimmen eher zu, ein anderer Wissenschaftler bleibt unentschieden.

Tabelle 22: Hafen- und Fahrwassergebühren: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | 1 | 1 | |
| Politik | 2 | | | | 2 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die Bewertung der politischen Durchsetzbarkeit des Instruments wird durch die relativ komplizierten verschiedenen Zuständigkeiten für eine mögliche Umsetzung erschwert. Die Vertreter innen und Vertreter der Wissenschaft und des Umweltverbandes sowie eine Vertreterin der Politik stimmen der Aussage eher zu, dass das Instrument politisch durchsetzbar sei, eine Vertreterin der Politik ist unentschieden.

Tabelle 23: Hafen- und Fahrwassergebühren: Politische Durchsetzbarkeit

Die Fortentwicklung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | | 2 | |
| Politik | 2 | | | 1 | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Auf der Handlungsebene des Hafens ist die Stadt- oder Regionalverwaltung in der Regel verantwortlich für den Betrieb und die Weiterentwicklung des Hafens. In der Hafenstadt werden durch die Luftreinhaltungspolitik Qualitätsziele gesetzt, die einzuhalten sind. In die an örtliche Bedingungen angepasste Umsetzungsstrategie kann auch der Hafenbetrieb einbezogen werden. Die Stadt kann dafür ein umweltpolitisches Instrument entwickeln, das auf die Hafenverwaltung und -betriebe übertragen wird und dort umgesetzt werden muss. Die Eigentümer- und Verantwortungsstrukturen unterscheiden sich allerdings grundlegend zwischen den Häfen (Krause 2006).

Einige Häfen sind integrierte Teile der öffentlichen Verwaltung und übernehmen Aufgaben von Abteilungen in verschiedenen Ressorts der Stadtverwaltung, andere sind komplett privatrechtlich organisiert oder befinden sich in einer Phase der Privatisierung. Der unmittelbare staatliche Einfluss auf diese Hafenernehmen ist tendenziell geringer. Über Eigentümerverhältnisse besteht jedoch oft eine Verbindung zur Stadt, beispielsweise über Pachtverträge für Grundstücke oder den Besitz der Aktienmehrheit von Umschlagsunternehmen. Implementierungsträger einer umweltpolitischen Regelung im Hafen sind die Hafenverwaltung, die Umweltbehörde und die Terminalbetreiber (Krause 2006).

Zudem bestehen Hafengebühren meist aus verschiedenen Teilgebühren und die absolute Höhe der Gebühren variiert stark zwischen den einzelnen Häfen. Hafengebühren umfassen in verschiedenen Häfen unterschiedliche Teile der Hafenkosten oder werden auf der Basis unterschiedlicher Schiffsdarten berechnet. Häufig entsprechen die Gebühren nicht den Kosten für die Inanspruchnahme der Infra-

strukturleistung, sondern sind eher als politisch definierte Beiträge neben der öffentlichen Finanzierung anzusehen. Zudem wird die Situation durch zusätzliche Gebührendifferenzierungen für Kurzstreckenverkehr, regelmäßige Hafenkunden oder umweltfreundliche Schiffe verkompliziert (Krause 2006).

Im Nationalen Hafenkonzept von 2015 wird auf den Environmental Ship Index (ESI) verwiesen, der ähnlich dem CSI die Identifikation von Schiffen, die höheren Emissionsstandards entsprechen, ermöglicht. Der Index beschreibt die Stickstoffoxid- und Schwefeloxidemissionen und enthält Berichte über die Treibhausgasemissionen von Schiffen¹¹. Anhand des Indexes können die Häfen die Emissionen von Schiffen vergleichen und daraus emissionsabhängige Hafentgelte ableiten. Weiter heißt es, dass Schiffe, die eine hohe ESI-Punktzahl erreichen, durch geringere Hafentgelte belohnt werden können, während Schiffe mit hohen Emissionswerten einen Teil der durch sie verursachten Umweltkosten durch höhere Entgelte begleichen müssen. Der ESI biete einen Anreiz, umweltfreundlichere Schiffsantriebe und Treibstoffe zu verwenden. Die deutschen Häfen Bremen/Bremerhaven, Kiel, Brunsbüttel, Rostock und Hamburg sowie die von Niedersachsen Ports betriebenen Häfen bieten entsprechende Reduktionen der Hafentgelte unter Anwendung des ESI an. Im Nationalen Hafenkonzept wird daher festgelegt, dass die Länder die Einführung emissionsabhängiger Hafentgelte für alle deutschen Häfen prüfen und gegebenenfalls einführen werden (Bundesregierung 2015).

Im Koalitionsvertrag der neuen Bundesregierung heißt es dazu: „Das Gesamtsystem aus Häfen und Wasserstraßen werden wir durch eine bessere konzeptionelle Vernetzung nachhaltig stärken. Zur Förderung des maritimen Standortes wollen wir die Förderinstrumente evaluieren und weiterentwickeln. Das nationale Hafenkonzept wollen wir konsequent umsetzen“ (CDU/CSU und SPD 2018).

Auch die Zuständigkeit für Wasserstraßen ist komplex. Die Mehrzahl der schiffbaren Wasserstraßen in Deutschland gehört zu den im Eigentum des Bundes befindlichen und durch eigene Behörden verwalteten Bundeswasserstraßen. Für deren Unterhaltung (sowie Aus- und Neubau) sind die Wasser- und Schifffahrtsämter verantwortlich. Daneben gibt es vereinzelt Bundeswasserstraßen, deren Verwaltung delegiert wurde (z. B. der Bereich des Hamburger Hafens), sowie Landesgewässer, die durch den jeweiligen Eigentümer bzw. Verwaltungsträger nach Landesrecht unterhalten werden. Bisher wurden für die Nutzung der Bundeswasserstraßen und ihrer Anlagen Schifffahrtsabgaben erhoben (mit Ausnahme von Rhein, Donau, Elbe und Oder), deren Höhe und Erhebungsverfahren in verschiedenen Tarifverordnungen festgelegt wurden¹². Hier würde eine Möglichkeit zur Differenzierung nach Umweltkriterien bestehen. Allerdings heißt es im Koalitionsvertrag der neuen Bundesregierung zu dem Thema: „Zur Stärkung der Wettbewerbsfähigkeit der Binnenschifffahrt wollen wir die Befahrensabgaben für die Nutzung der Binnenwasserstraßen (ausgenommen der Nord-Ostsee-Kanal – NOK) abschaffen“ (CDU/CSU und SPD 2018).

Bei der Bewertung der Frage nach der rechtlichen Umsetzbarkeit gehen die Meinungen der Expertinnen und Experten auseinander. Die Vertreterinnen und Vertreter der Politik stimmen eher nicht zu, dass das Instrument ohne juristische Hürden umsetzbar sei, Vertreterinnen und Vertreter des Umweltverbands und der Wissenschaft stimmen eher zu, während ein Wissenschaftler unentschieden ist.

11 Die Formel des ESI berechnet NO_x-, SO_x- und CO₂-Emissionen. Für nähere Informationen zur Formel siehe <http://www.environmentalshipindex.org/Public/Home/ESIFormulas>

12 Für Tarifverordnungen und Ausführungsbestimmungen für Nord-Ostsee-Kanal, Mosel, Süddeutschland und Norddeutschland siehe <http://www.gdws.wsv.bund.de/DE/service/schifffahrtsabgaben/schifffahrtsabgaben-node.html>

Tabelle 24: Hafen- und Fahrwassergebühren: Rechtliche Umsetzung

Die Fortentwicklung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | 1 | 1 | |
| Politik | 2 | | 2 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 5 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die EU-Verordnung 2017/352 legt fest, dass Hafeninfrastrukturentgelte unterschiedlich hoch sein können, entsprechend der wirtschaftlichen Strategie des betreffenden Hafens und seiner Raumordnungspolitik u. a. in Bezug auf bestimmte Kategorien von Nutzern, oder um eine effizientere Nutzung der Hafeninfrastuktur oder des Kurzstreckenseeverkehrs oder aber eine hohe Umweltverträglichkeit, Energieeffizienz oder Kohlenstoffeffizienz des Verkehrs zu fördern (Art. 13.4). Allerdings bleibt das Problem der unterschiedlichen Zuständigkeiten und Organisationsformen der Häfen, die eine rechtliche Umsetzung verkomplizieren.

Im Nationalen Hafenkonzept heißt es: „Die Länder werden die Einführung emissionsabhängiger Hafentgelte für alle deutschen Häfen prüfen und gegebenenfalls einführen. Für die Umsetzung der Maßnahme sind die Länder verantwortlich“ (Bundesregierung 2015). Der Koalitionsvertrag weist zudem das Ziel aus, die Schifffahrt rechtlich neu zu regeln: „Für die Nutzung der Wasserstraßen und Häfen braucht es zudem klare und verständliche Rechtsregelungen, die wir u. a. durch ein modernes Schifffahrtsgesetzbuch schaffen werden“ (CDU/CSU und SPD 2018).

Bezüglich möglicher Wechselwirkungen mit anderen Politikbereichen stimmen Vertreterinnen und Vertreter des Umweltverbands und eine Person aus der Wissenschaft voll zu, dass das Instrument positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik habe. Die Vertreterinnen und Vertreter der Politik und eine Person aus der Wissenschaft sind unentschieden in dieser Frage.

Ein Vertreter der Wissenschaft weist auf einen möglichen Trade-off zwischen Klimaschutz und Luftreinhaltung hin, der durch einen vermuteten kühlenden Effekt von Schwefelemissionen auf das Klima bedingt ist.

Tabelle 25: Hafen- und Fahrwassergebühren: Wechselwirkungen mit anderen Umweltpolitikfeldern

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 2 | | | 1 | | 1 |
| Politik | 2 | | | 2 | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 3 | 0 | 2 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Krause (2006) entwickelt in seiner Untersuchung zu marktorientierter Umweltpolitik im Seeverkehr einige Ergänzungs- oder Umgestaltungsvorschläge für die differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren.

Zum einen schlägt er eine Differenzierung der Tarifhöhe nach der erwarteten Reaktion einzelner Kundengruppen vor – je höher die Hafenbindung eines Schiffes, desto höher die Hafengebühren. Dies würde bei kleineren Schiffen und im Linienverkehr am ehesten zu Kostensteigerungen führen.

Eine andere Alternative wäre eine pauschale Erhöhung der Gebühren für alle Schiffe, die keinen Umweltschutznachweis vorlegen können. Dies ist die Methode, die in Norwegen angewandt wurde. Sie reduziert die technisch und organisatorisch notwendigen Vorkehrungen aufseiten der Hafenbehörden. Alle Schiffe zahlen ein Umweltnutzungsentgelt auf die Hafengebühren, das ganz oder teilweise erlassen werden kann, wenn Emissionsminderungen an Bord nachgewiesen werden können. Die Pauschalen können sich dabei auf ein Fahrgebiet oder einen Zeitraum beziehen.

Bei der Einführung einer zeitbezogenen Umweltabgabe zahlen Schiffe für eine bestimmte Zeiteinheit, beispielsweise ein Jahr, einmalig eine emissionsorientierte Abgabe, die zum Einlauf in den Hafen berechtigt. Dabei ist die Abgabe unabhängig von der Zahl der Hafenanläufe, sie wird nur einmaligen trichtet. Vergleichbar mit der Schweizer Autobahnvignette erlaubt das einmalige Zahlen ein Jahr lang eine unbegrenzte Nutzung, in diesem Fall des Umweltraumes als Senke für Emissionen. Durch eine Zweiteilung für Schiffe in eine Basis- und eine Öko-Stufe ließen sich freiwillige Investitionen in den Umweltschutz berücksichtigen. Gegen Vorlage von Nachweisen würde eine Eingruppierung in die Öko-Stufe vorgenommen (Krause 2006).

4.1.2.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Freiwilligkeit von differenzierten Hafengebühren senkt auf der einen Seite die Wahrscheinlichkeit von rechtlichen und politischen Hürden, auf der anderen Seite kann dies auch das Potenzial für einen hohen Umweltnutzen senken, da der Höhe der Differenzierung durch die Sorge um Wettbewerbsverluste Grenzen gesetzt sind. Eine Lösung für viele der Bedenken zum Instrument der differenzierten Hafen- und Fahrwassergebühren wäre eine starke Zusammenarbeit, sowohl auf regionaler als auch auf nationaler und vor allem europäischer Ebene. Bei einem europäisch abgestimmten Modell von differenzierten Gebühren kann der Fokus auf einem Lenkungsanreiz für umweltfreundliches Verhalten der Schiffsbetreiber liegen, ohne dass die Häfen dadurch Wettbewerbsnachteile befürchten müssten.

Das schwedische System kann also als Modell für andere Mitgliedsstaaten dienen, die EU-Kommission sollte die Entwicklung von Umweltindizes fördern, die als Basis für differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren dienen können und für einen EU-weit einheitlichen Ansatz sorgen (Harrison et al. 2005, COGEA et al 2017).

Da bereits einige deutsche Häfen ein Modell von differenzierten Hafengebühren einsetzen, sollte der Fokus auf einer Ausweitung des Modells und einer Vereinheitlichung liegen, um die Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Häfen zu verringern und die Akzeptanz für das Instrument zu erhöhen. Dabei kann das schwedische Modell auch insofern als Vorbild dienen, als dort die Einbeziehung aller betroffenen Stakeholder in den Prozess erheblich zur Akzeptanz des Instruments beigetragen hat.

Bezüglich differenzierter Fahrwassergebühren (bzw. Schifffahrts- oder Befahrensabgaben) ist eine Umsetzung des Instruments trotz geringerer theoretischer Probleme bei der Wettbewerbsfähigkeit im Vergleich zu den Hafengebühren eher unwahrscheinlich, da die neue Bundesregierung plant, die Gebühren für die Bundeswasserstraßen grundsätzlich abzuschaffen (CDU/CSU und SPD 018).

4.1.3 Abwrackprämie

4.1.3.1 Beschreibung des Instruments

Das BC-SCAP-IT-Programm wurde 1996 in der Kanadischen Provinz British Columbia mit dem Ziel eingeführt, Treibhausgase zu reduzieren und die Luftqualität zu verbessern, indem für die Entsorgung eines alten Pkw Zuschüsse zu saubereren Verkehrsalternativen gewährt werden.

Das Mindestalter der berechtigten Altfahrzeuge wird jährlich angepasst (im Jahr 2010 z. B. Baujahr 1994 oder älter). Bisher waren also Fahrzeuge mit Baujahr 2000 oder älter berechtigt, seit 2017 werden sogar alle Modelljahre akzeptiert (BC SCRAP-IT Society 2017).

Durchgeführt wird das Programm von der BC-SCRAP-IT Society, die das Programm seit 1996 als Non-Profit-Organisation betreibt. Die ursprüngliche Finanzierung wurde durch einen von der öffentlichen Hand verwalteten Zuschuss des Canadian Petroleum Products Institute sowie der South Coast British Columbia Transportation Authority (TransLink) und lokalen Autohändlern (Antweiler & Gulati 2015) gewährleistet.

Da das Programm von einer Non-Profit-Organisation und nicht direkt durch eine Behörde British Columbias durchgeführt wird, können sich die Bedingungen zur Teilnahme und die Förderoptionen jederzeit abhängig vom Budget der Organisation ändern. Die Höhe der Zuschüsse wird demnach laufend an die finanzielle Ausstattung des Förderfonds angepasst (Antweiler & Gulati 2015).

Für die Entsorgung eines berechtigten Pkw gab es im Jahr 2010 folgende Förderoptionen (Antweiler & Gulati 2015):

- ▶ Zuschuss zum Kauf eines modernen Pkw (Baujahr wird laufend angepasst)
- ▶ Gutscheine zur Nutzung des öffentlichen Verkehrs
- ▶ Zuschuss zum Kauf eines Fahrrads
- ▶ Eine Kombination der letzten beiden Alternativen
- ▶ Teilnahme an Car-Sharing-Programmen
- ▶ Bargeld (300 CAD)

Seit der Einführung des Programms hat ca. die Hälfte der teilnehmenden Pkw-Besitzerinnen und -Besitzer die erste, die andere Hälfte eine der weiteren Alternativen gewählt.

Seit 2017 stehen die folgenden Förderoptionen zur Verfügung (BC SCRAP-IT Society 2017):

- ▶ Teilnahme an Car-Sharing-Programmen (Car-Share-Credits und Car2go-Credits)
- ▶ Zuschuss zum Kauf eines Elektrofahrrads (normale, nicht elektrisch betriebene Fahrräder sind nicht mehr förderfähig)
- ▶ Zuschuss zum Kauf eines Elektromobils
- ▶ Gutscheine zur Nutzung des öffentlichen Verkehrs
- ▶ Bargeld (200 CAD)

Zudem gab es 2017 ein neues Förderprogramm für Elektrofahrzeuge, bei dem bei Entsorgung eines Pkw der Kauf eines Elektroautos mit 6.000 CAD bezuschusst wurde. Dieses Programm war jedoch für 2017 auf 500 Fahrzeuge beschränkt, wird aber für 2018 wieder angeboten.

Zwischen April 1996 und August 2017 wurden über 42.000 alte Fahrzeuge entsorgt (BC SCRAP-IT Society 2017).

Für den Berichtszeitraum von 2008 bis 2016 gibt die Webseite der BC SCRAP-IT Society folgende Zahlen an:

- ▶ Erhaltene Zuschüsse für die Prämien (Landes- und Bundesebene): 25.950.000 CAD
- ▶ PST/HST/GST¹³ Einnahmen der Provinz durch den Verkauf von Ersatzfahrzeugen: 33.072.000 CAD
- ▶ Handelswert der Ersatzfahrzeuge, die bei teilnehmenden Autohändlern gekauft wurden: 255.668.000 CAD
- ▶ Handelswert der Elektrofahrzeuge, die bei teilnehmenden Autohändlern gekauft wurden: 19.938.000 CAD
- ▶ Reduzierung des Kohlendioxidausstoßes in Tonnen: 999.656

30% der Teilnehmenden wählten Zuschüsse zum öffentlichen Nahverkehr, zu Fahrrädern oder eine Kombination aus beidem. Allerdings lässt sich nicht nachprüfen, ob die Personen ein neues Fahrzeug außerhalb des BC-SCRAP-IT Programms gekauft haben. Das scheint wahrscheinlich, da der Kauf eines neuen Pkw bei den teilnehmenden Autohändlern sehr teuer sein kann, sodass es sich für viele Haushalte eher lohnt, den Zuschuss für die öffentlichen Verkehrsmittel zu wählen und ein gebrauchtes Auto zu kaufen (Antweiler & Gulati 2015).

4.1.3.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Fahrzeuge emittieren verschiedene lokale Luftschadstoffe: Stickoxide, Feinstaub, Kohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid und Schwefeldioxid. Emissionen dieser Schadstoffe wurden durch technische Maßnahmen im Rahmen der Abgasnachbehandlung, insbesondere durch Katalysatoren, reduziert. Im Laufe der Jahre wurden sowohl die Emissionen direkt nach dem Motor (innermotorisch) und noch stärker durch die Abgasnachbehandlung im Allgemeinen reduziert, da es zu technischen Weiterentwicklungen kam. Dadurch stoßen ältere Fahrzeuge im Allgemeinen deutlich mehr Schadstoffe aus als moderne Fahrzeuge. Daraus lässt sich schließen, dass Instrumente wie die Abwrackprämie, die Anreize zum Entsorgen von älteren Fahrzeugen und deren Ersatz durch neuere Modelle bieten, grundsätzlich einen positiven Umweltnutzen bringen können (Antweiler und Gulati 2013). Dies legt der Vergleich der Emissionen von 133 zufällig ausgewählten Fahrzeugen, die in Vancouver im Rahmen von BC-SRAP-IT entsorgt wurden, mit 15 neuen Fahrzeugen nahe, der in Tabelle 26 dargestellt ist.

Tabelle 26: Emissionen von Luftschadstoffen von alten und neuen Fahrzeugen im Vergleich

| | [Gramm/km] | | |
|-------------------|------------|--------|-----------------|
| | CO | HC | NO _x |
| Verschrottete Pkw | 2,6203 | 0,1808 | 0,4412 |
| Neue Pkw | 0,2487 | 0,0209 | 0,0089 |

Quelle: Antweiler und Gulati 2013

Die Bewertung der ökologischen Effektivität einer Abwrackprämie wird allerdings dadurch erschwert, dass sie auf zahlreichen Annahmen beruht, die schwierig zu überprüfen sind. Die Effektivität des Instruments für die Reduzierung der Luftverschmutzung hängt von der Beantwortung zahlreicher Fragen ab: Wie viel früher wurde der Pkw wegen der Abwrackprämie entsorgt? Wie viele Kilometer wäre

¹³ Die Goods and Services Tax (GST) ist eine der Mehrwertsteuer vergleichbare Steuer, die auf verkaufte Güter und erbrachte Dienstleistungen erhoben wird. Zusätzlich erhoben die einzelnen Provinzen des Landes eine Provincial Sales Tax (PST). 2010 schlossen sich die die Provinzen zusammen und vereinheitlichten das Besteuerungssystem mit der Zusammenlegung von GST und PST zur Harmonized Sales Tax (HST).

der Pkw noch gefahren, wäre er nicht entsorgt worden? Welche Menge an Schadstoffen hat das entsorgte Fahrzeug ausgestoßen? Wie wurden die Fahrzeugkilometer ersetzt, z. B. durch ein neueres privates Fahrzeug? Wie viele Kilometer werden mit dem neuen Fahrzeug zurückgelegt? Wie hoch sind die Emissionen des neuen Fahrzeugs? (Hsu und Sperling 1994).

Unabhängig von der konkreten Ausgestaltung einer Abwrackprämie und deren Förderoptionen unterliegt die Bewertung des Instruments großen Unsicherheiten, da die Beantwortung dieser Fragen auf vielen Annahmen und statistischen Durchschnittswerten mit teilweise hohen Abweichungen beruht. Dill (2004) kommt in einer Untersuchung zu den Auswirkungen veränderter Annahmen auf die Bewertung von Abwrackprämien zu dem Ergebnis, dass solche Programme zwar Emissionen mindern, aber sehr viel weniger als vermutet, insbesondere für Stickoxide und Kohlenmonoxid.

In ihrer Untersuchung des BC-SCRAP-IT-Programms analysierten Antweiler und Gulati (2015) 17.993 Fahrzeuge, die zwischen Januar 2008 und Mai 2010 am Programm teilgenommen haben. Sie kalkulierten die Emissionseinsparungen durch die Entsorgung alter Pkw auf Haushaltsebene, schätzten die Restlebensdauer der entsorgten Fahrzeuge sowie die zurückgelegten Kilometer während dieser Jahre und kombinierten diese Daten mit den Differenzen der Emissionsintensitäten zwischen dem alten und einem neuen Fahrzeug bzw. alternativen Transportmöglichkeiten. Dies ermöglichte trotz der oben genannten Einschränkungen eine Einschätzung der Effektivität des BC-SCRAP-IT-Programms. Unter der Annahme, dass Fahrzeuge im Durchschnitt 8,8 Jahre früher entsorgt werden als „normal“ und alte Fahrzeuge ca. 12.100 km pro Jahr gefahren werden, schätzen sie für einen durchschnittlichen teilnehmenden Haushalt Einsparungen von 5,1 t Kohlendioxid, 219 kg Kohlenmonoxid, 15 kg Kohlenwasserstoffe und 42 kg Stickoxide. Dabei gehen sie für die Berechnung davon aus, dass teilnehmende Haushalte mit nur einem Fahrzeug (57 % der Stichprobe) sich unabhängig von der gewählten Förderoption außerhalb des Programms ein neues Fahrzeug kaufen würden.¹⁴ Sie kommen zu dem Schluss, dass das BC-SCRAP-IT-Programm die Luftverschmutzung insbesondere in urbanen Gebieten reduzieren könne, da alte Fahrzeuge mehr Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe und Stickoxide ausstoßen als neuere Fahrzeuge. Da der Treibstoffverbrauch von neuen Fahrzeugen allerdings nur unwesentlich geringer ist als der von älteren, können CO₂-Emissionen nur durch eine tatsächliche Verlagerung auf alternative und klimaverträgliche Transportmittel erreicht werden, weniger durch den Kauf von neueren Fahrzeugen und nur dann, wenn mit dem Fahrzeugkauf von einem größeren auf ein kleineres Fahrzeug gewechselt wird oder Fahrzeuge mit besonderer Spritspartechnik gewählt werden.

Das Instrument Abwrackprämie ist also aus ökologischer Sicht am effektivsten, wenn es vor allem Anreize bietet, den Besitz und die Nutzung von Fahrzeugen zu reduzieren und auf alternative Transportmöglichkeiten umzusteigen. Dies ist am erfolgversprechendsten in urbanen Gebieten mit gut ausgebautem öffentlichem Nahverkehr, zumal in diesen Gebieten sowohl die Bevölkerungsdichte als auch die Schadstoffkonzentrationen am höchsten sind und das Instrument damit am effektivsten ist (Antweiler und Gulati 2013).

Ökonomische Effizienz

Die Kosteneffizienz des BC-SCRAP-IT-Programms ergibt sich aus einer Kombination von günstigen Bedingungen in British Columbia: aus einer höheren durchschnittlichen Restlebensdauer der entsorgten Fahrzeuge als im Rest Kanadas (durch mildere klimatische Bedingungen, die die Lebensdauer von Fahrzeugen erhöhen) und vor allem aus dem Fokus des Programms, Anreize zum Umstieg auf alternative Transportmöglichkeiten wie den öffentlichen Nahverkehr zu schaffen. Abwrackprämien sind be-

¹⁴ Lässt man diese Annahme fallen und geht davon aus, dass alle teilnehmenden Haushalte, die die Förderoptionen ÖPNV, Fahrrad oder Carsharing gewählt haben, tatsächlich auf diese Transportmöglichkeiten umsteigen und sich keinen neuen oder gebrauchten Pkw außerhalb des Programms kaufen, erhöhen sich die durchschnittlichen Einsparungen pro Haushalt auf 11,5 t CO₂, 318 kg CO, 21,9 kg HC und 54 kg NO_x.

sonders dann effizient, wenn es große technologische Verbesserungen gibt (wie Katalysatoren oder elektronische Motorsteuerung¹⁵) (Antweiler und Gulati 2013).

Antweiler und Gulati (2015) rechnen die durch die Abwrackprämie eingesparten Gesamtemissionen inkl. CO₂ in Geldwert um¹⁶. Ein durchschnittlicher Teilnehmender am BC-SCRAP-IT-Programm generiert nach diesen Berechnungen Emissionseinsparungen im Wert von 566 CAD. Die Teilnehmenden, die sich für ein neues Fahrzeug entschieden, generierten Emissionseinsparungen von durchschnittlich 587 CAD. Unter der Annahme, dass Haushalte mit nur einem Fahrzeug nicht außerhalb des Programms ein neues Fahrzeug anschaffen, wenn sie die Option ÖPNV gewählt haben, kann hier die durchschnittliche Emissionseinsparung über 1.000 CAD liegen.

Instrumente wie die Abwrackprämie sollten sinnvollerweise auf urbane Regionen fokussiert werden, da dort durch Staus, geringere Geschwindigkeiten und mehr durchschnittlich gefahrene Kilometer höhere Konzentrationen von Luftschadstoffen vorliegen, die durch die nichtlineare Dosis-Wirkungs-Beziehung in ihrer gesundheitsschädlichen Wirkung noch verschärft werden. Daher generiert eine Abwrackprämie in dicht besiedelten urbanen Gebieten den größten Gesundheits- und Umweltnutzen (Antweiler und Gulati 2015).

Das BC-SCRAP-IT-Programm bietet Anreize zum Umstieg von privaten Fahrzeugen auf öffentlichen Nahverkehr, Fahrradfahren und Carsharing, was in urbanen Gebieten eher zur Verfügung steht und daher ebenfalls für einen Fokus auf urbane Gebiete spricht. Gleichzeitig kann mittelfristig auch versucht werden, in weniger dicht besiedelten Gebieten ein alternatives Angebot zu schaffen und einen Wechsel auf dieses zu fördern. Ein großer Teil des Umweltnutzens von BC-SCRAP-IT entsteht durch den Anreiz zum Umstieg auf alternative Transportmittel, was dafür spricht, dort auch den höchsten (und potenziell einzigen) finanziellen Anreiz zu setzen (Antweiler und Gulati 2013).

Zu den Kriterien Politische Durchsetzbarkeit, Akzeptanz der Zielgruppe, Verwaltungsaufwand sowie zu den Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Abwrackprämie in British Columbia wurde in der Literatur kein Hinweis gefunden.

Soziale Verteilungswirkungen

Mit 56 % wählten die meisten Teilnehmenden die Förderoption von bis zu 2.250 CAD für ein neues, schadstoffarmes Fahrzeug beim Kauf bei einem teilnehmenden Händler. Da dies aber ein bestimmtes Einkommenslevel voraussetzt, steht diese Option nur theoretisch allen Teilnehmern zur Verfügung. Das reduziert die Wahrscheinlichkeit, dass ärmere Haushalte mit den ältesten und qualitativ schlechtesten Fahrzeugen teilnehmen (Antweiler und Gulati 2015).

Antweiler und Gulati untersuchten in ihrer Studie 2011 detaillierter den Beitrag des BC-SCRAP-IT-Programms zu einer gerechteren Einkommensverteilung und analysierten, ob die Beteiligung von Gruppen mit geringem Einkommen höher sei. Ihre Analyse ergab, dass das Haushaltseinkommen keinen starken Effekt auf die Teilnahme am Programm hat, dass aber in Regionen mit einem hohen Anteil wohlhabender Haushalte die Teilnahmerate geringer ist. Dies stimmt mit der Annahme überein, dass solche Haushalte eher neuere Fahrzeuge besitzen. Sowohl die generelle Teilnahme am Programm als auch die gewählten Förderoptionen sind vor allem abhängig von der Bevölkerungsdichte, da in urb

15 Diese überwacht und steuert die Motorfunktionen; die elektronische Steuerung sorgt für ideale Kraftstoffeinspritzung und effiziente Kraftstoffverbrennung, sodass weniger Abgase entstehen und der Treibstoffverbrauch im Vergleich zur vorher üblichen mechanischen Motorsteuerung optimiert wird.

16 Antweiler und Gulati nehmen nach Yohe (2007) einen Preis für CO₂-Emissionen von 50 CAD pro metrischer Tonne und nach Krupnik et al. (2005) einen Schattenpreis für NO_x-Reduktionen von 3.226 USD pro Tonne an, was umgerechnet ca. 3,50 CAD pro Kilogramm ergibt. Die Standardumrechnungsrate für Kohlenwasserstoffemissionen mit NO_x-Emissionen liegt bei 1:1, für Kohlenmonoxid zu NO_x bei 1:7.

nen Regionen die Alternativen (ÖPNV, Carsharing und Fahrradfahren) leichter verfügbar sind. Die Wahl der Förderoption ÖPNV nimmt bei geringerem Haushaltseinkommen und höherer Arbeitslosenquote zu (Antweiler und Gulati 2011).

Rechtliche Umsetzung

Zur rechtlichen Umsetzung der Abwrackprämie in British Columbia wurde in der untersuchten Literatur keine Aussage gefunden.

4.1.3.3 Mögliche Umsetzung in Deutschland

Im Folgenden soll untersucht werden, inwiefern ein Modell einer Prämie für die Entsorgung von alten Pkw in Form von Zuschüssen für saubere Verkehrsalternativen in Deutschland eingeführt werden könnte. Vorgeschlagen wurde den befragten Expertinnen und Experten ein angepasstes Modell der Abwrackprämie:

Das Mindestalter der berechtigten Fahrzeuge wird jährlich angepasst (im Jahr 2017 wären alle Fahrzeuge mit dem Baujahr 2000 oder älter berechtigt, an dem Programm teilzunehmen). Durchgeführt würde das Programm von einer dafür zu gründenden Non-Profit-Organisation, die durch staatliche Mittel finanziert wird. Die Höhe der Prämien ist abhängig von der finanziellen Ausstattung der Organisation durch die öffentliche Hand. Die Bedingungen zur Teilnahme und Förderoptionen sind dadurch flexibel und werden an die verfügbaren Fördermittel angepasst.

Folgende Optionen für die Entsorgung eines berechtigten Pkw stehen zur Verfügung, wobei die Höhe der Förderung abhängig von der gewählten Option ist:

- ▶ Zuschuss zum Kauf eines emissionsarmen Fahrzeugs
- ▶ Zuschuss zum Kauf eines Fahrrads oder Elektrofahrrads
- ▶ Gutscheine zur Nutzung des öffentlichen Nah- und Fernverkehrs
- ▶ Gutscheine für die Teilnahme an Car-Sharing-Programmen
- ▶ Bargeld

Zum vorgestellten Modell der Abwrackprämie gaben drei Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft, zwei Vertreterinnen und Vertreter von Wirtschaftsverbänden und jeweils ein Vertreter oder eine Vertreterin eines Umwelt- und Verbraucherverbandes eine Einschätzung ab.

Bei der Bewertung der Frage, ob eine Abwrackprämie in der vorgestellten Form ökologisch effektiv sei und dazu beitrage, die NO_x- und Feinstaubemissionen zu senken, stimmen die Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaft voll bzw. eher zu, Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft stimmen eher zu und Vertreterinnen und Vertreter der Umwelt- und Verbraucherverbände sind unentschieden. Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft weisen darauf hin, dass es in Deutschland bereits eine Abwrackprämie gab, die allerdings eher das Ziel hatte, die schwächelnde Automobilindustrie während der Wirtschaftskrise zu unterstützen. Ökologisch sei ein solches Instrument aber eher bedenklich, da zwar möglicherweise emissionsärmere Fahrzeuge gekauft würden, in der Gesamt-Ökobilanz aber vor allem die wesentlich größeren Umweltkosten für die Herstellung neuer Fahrzeuge ins Gewicht fallen. Sie schlagen daher eher eine Prämie ohne den Neukauf eines Pkw vor, also eine Auto-Ausstiegprämie.

Der Verbraucherverband weist zudem darauf hin, dass die Wirkung des Instruments in Hot Spots mit Grenzwertüberschreitungen von Luftschadstoffen eher gering ausfallen würde.

Tabelle 27: Abwrackprämie: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die NO_x- und Feinstaubemissionen zu senken.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 3 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | | 1 | 1 |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | 2 | | |
| Summe | 7 | 0 | 0 | 2 | 4 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Hinsichtlich der ökonomischen Effizienz des Instruments stimmt die Mehrheit der Expertinnen und Experten der Aussage, dass die Senkung der Emissionen ökonomisch effizient erreicht werde, eher nicht oder gar nicht zu, lediglich ein Vertreter oder eine Vertreterin der Wissenschaft ist unentschieden und ein Vertreter oder eine Vertreterin der Wirtschaft stimmt voll zu.

Vertreterinnen und Vertreter der Wissenschaft sind der Auffassung, eine solche Förderung solle nur vorübergehend stattfinden, da ansonsten ein weiterer Weg geschaffen werde, Mobilität zu vergünstigen anstatt zu verteuern. Wichtig wäre es, mögliche Fehlanreize möglichst vorauszuahmen und zu minimieren, beispielsweise zu verhindern, dass ältere Fahrzeuge durch das Programm besonders lange im Einsatz bleiben, um die Prämie erhalten zu können. Fragwürdig sei eine solche staatliche Förderung auch gerade angesichts der oftmals großen Abweichungen der Emissionen im praktischen Betrieb auf der Straße gegenüber den Emissionen im Rahmen der Typprüfung. Hier sollte auch auf Grundlage einer ökonomischen Betrachtung das Verursacherprinzip greifen: Die Prämien sollten von der Automobilindustrie oder den Herstellern finanziert werden, die unerlaubte Software zur Verschleierung der tatsächlichen Emissionen verbaut haben.

Unter den Vertreterinnen und Vertretern der Wirtschaft herrscht Uneinigkeit in der Frage der ökonomischen Effizienz einer Abwrackprämie. Der BDI hält direkte Kaufzuschüsse aus gesamtwirtschaftlicher Sicht für ungeeignet und empfiehlt eher, vorhandene Gelder in die Förderung von Verkehrsinfrastruktur (einschließlich Lade- und Tankinfrastrukturen sowie digitaler Infrastrukturen) zu investieren und alternative Antriebe und Kraftstoffe für alle Verkehrsträger durch ein Gesamtpaket an Maßnahmen zu fördern. Zudem sollten Anreizprogramme und regulatorische Rahmenbedingungen die Erneuerung der Flotten des öffentlichen Nahverkehrs, von Taxis und Kurier-, Express- und Paketdienst-Unternehmen unterstützen.

Vertreterinnen und Vertreter eines anderen Wirtschaftsverbandes sind dagegen der Auffassung, alle Maßnahmen, die zu einer raschen Bestandserneuerung der Fahrzeugflotte führen, seien von besonderer Bedeutung, da heutige Regulierungen sich zumeist allein auf die Verbesserung von Neufahrzeugen beziehen. Der um das ca. fünfzehnfach größere Bestand an Fahrzeugen, deren durchschnittliches Flottenalter sowie die individuelle Fahrleistung und das Fahrverhalten der Fahrer seien jedoch bisher zu selten Bestandteil von Regulierungen.

Vertreterinnen und Vertreter des Verbraucherverbands warnen vor Mitnahmeeffekten, die durch das Instrument ausgelöst werden können, da viele 17 Jahre alte Pkw auch ohne die Prämie entsorgt werden würden.

Tabelle 28: Abwrackprämie: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient erreicht.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | 2 | 1 | | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | | | | 1 |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | 1 | 1 | | | |
| Summe | 7 | 2 | 3 | 1 | 0 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

In der Frage nach der Akzeptanz einer Abwrackprämie bei der betroffenen Zielgruppe herrscht größere Einigkeit unter den Expertinnen und Experten. Fast alle stimmen eher oder voll zu, dass das Instrument eine hohe Akzeptanz finde, lediglich ein Vertreter oder eine Vertreterin der Wirtschaft ist unentschieden.

Tabelle 29: Abwrackprämie: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 2 | 1 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | 1 | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | | 1 | 1 |
| Summe | 7 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die Einschätzung des Verwaltungsaufwands ergibt ein sehr uneinheitliches Bild. Drei der Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Wirtschaft und Verbänden sind unentschieden, welchen Verwaltungsaufwand die Umsetzung des Instruments nach sich ziehe, zwei sehen einen eher niedrigen Verwaltungsaufwand, zwei einen sehr hohen. Der Verbraucherverband weist darauf hin, dass der Aufwand von der konkreten Ausgestaltung des Instruments abhängt.

Tabelle 30: Abwrackprämie: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | 1 | 1 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | 1 | | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | 1 | 1 | |
| Summe | 7 | 2 | 0 | 3 | 2 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Bei der Bewertung der Auswirkungen des Instruments auf die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Automobilindustrie liegen die Einschätzungen der Expertinnen und Experten eng beieinander. Fast alle stimmen eher oder voll zu, dass eine Abwrackprämie keine negativen Auswirkungen habe. Nur eine Vertreterin oder ein Vertreter der Wirtschaft ist in dieser Frage unentschieden.

Tabelle 31: Abwrackprämie: Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Automobilindustrie.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | | 2 | 1 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | 1 | | 1 |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | | 2 | |
| Summe | 7 | 0 | 0 | 1 | 4 | 2 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Hinsichtlich der sozialen Verteilungswirkung des Instruments sind sich die Expertinnen und Experten uneinig. Die Einschätzungen zu der Aussage, das Instrument habe keine negativen sozialen Verteilungswirkungen, reichen von stimme gar nicht zu (Verbraucherverband, Wissenschaft) über stimme eher nicht zu (Wissenschaft) und unentschieden (Wirtschaft) bis hin zu stimme eher zu (Wirtschaft) und stimme voll zu (Umweltverband).

Der Verbraucherverband gibt zu bedenken, dass Nicht-Autohalter keinen Zuschuss für ÖPNV oder Fahrradkäufe erhalten, was nicht gerecht sei. Zudem könnte eine Abwrackprämie Fehlanreize zum Import alter Autos setzen.

Tabelle 32: Abwrackprämie: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | 2 | | | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | 1 | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | 1 | | | | 1 |
| Summe | 7 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die Vertreterinnen und Vertreter der Umwelt- und Verbraucherverbände stimmen der Aussage, dass das Instrument politisch durchsetzbar sei, eher nicht zu, ebenso eine Vertreterin oder ein Vertreter der Wissenschaft. Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaft sind unentschieden oder stimmen eher zu, was auch für die restlichen wissenschaftlichen Vertreterinnen und Vertreter zutrifft. Der Verbraucherverband sieht die politische Durchsetzbarkeit vor allem aufgrund der zweifelhaften Effizienz des Instruments kritisch.

Tabelle 33: Abwrackprämie: Politische Durchsetzbarkeit

Die Fortentwicklung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|------------------------|-------------------------|---------------|-------------------|-------------------|
| Wissenschaft | 3 | | 1 | | 2 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | 1 | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 2 | | | |
| Summe | 7 | 0 | 3 | 1 | 3 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die rechtliche Umsetzung wird von der Mehrheit der Expertinnen und Experten nicht als große Hürde wahrgenommen. Die Mehrheit der Befragten stimmt der Aussage, das Instrument sei ohne juristische Hürden umsetzbar, eher zu. Eine Vertreterin der Wirtschaft ist unentschieden, ein Wissenschaftler stimmt dem allerdings gar nicht zu. Grund dafür sind Bedenken, was die einseitige Subventionierung von Kfz-Eigentümern vor Art. 3 des Grundgesetzes (Gleichheitsgrundsatz) angeht, da hier der Verursacher von Umweltverschmutzung gegenüber Eigentümern von wesentlich umweltfreundlicheren Verkehrsmitteln wie Fahrrad oder Elektroauto bzw. umweltschonenderen Verkehrsteilnehmern wie ÖPNV-Nutzern belohnt werde. Es wird angezweifelt, dass hierfür verfassungsrechtlich ein ausreichender Grund für die Erforderlichkeit und Rechtfertigung einer solchen Ungleichbehandlung bestehe. Alternativ könnten nämlich die Gesetzgeber (Bund, Länder, Kommunen) die Benutzung von Kfz mit hohen Emissionen untersagen oder eine Nachrüstung verbindlich anordnen.

Tabelle 34: Abwrackprämie: Rechtliche Umsetzung

Die Fortentwicklung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|------------------------|-------------------------|---------------|-------------------|-------------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | | 2 | |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | 1 | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 6 | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Die möglichen Wechselwirkungen des Instruments mit anderen Bereichen der Umweltpolitik werden von den Expertinnen und Experten unterschiedlich eingeschätzt. Jeweils eine Vertreterin oder ein Vertreter der Wirtschaft und Wissenschaft stimmen der Annahme positiver Wechselwirkungen eher nicht zu, die anderen Expertinnen und Experten stimmen eher oder voll zu. Der Verbraucherverband gibt zu bedenken, dass viele 17 Jahre alte oder ältere Fahrzeuge auch ohne die Prämie abgeschafft werden würden.

Tabelle 35: Abwrackprämie: Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik.

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | 1 | | 1 | 1 |
| Politik | 0 | | | | | |
| Wirtschaft | 2 | | | | 1 | 1 |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 1 | | | 1 |
| Summe | 7 | 0 | 2 | 0 | 2 | 3 |

Quelle: adelphi, eigene Erhebung

Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Antweiler und Gulati sind der Auffassung, dass ein Instrument wie die Abwrackprämie lediglich die zweitbeste Lösung für das Problem der verkehrsbedingten Emissionen darstellt. Eine ihrer Meinungen nach bessere und kosteneffizientere Methode sei eine Bepreisung der Externalitäten, also eine Steuer auf Kraftstoffe in der Höhe der lokalen Schäden durch Emissionen. Dies sei das beste Politikinstrument zur Regulierung von lokalen Luftschadstoffen mit dem besten Kosten-Nutzen-Verhältnis (Antweiler und Gulati 2013).

Eine weitere Alternative sei die Verschärfung von Standards, durch die Fahrzeuge mit hohen Emissionen entweder technisch angepasst oder entsorgt werden müssen. Da so die Notwendigkeit einer Subvention entfällt, generiere dieses Instrument einen höheren Nutzen pro von der Regierung ausgegebenem Dollar. Allerdings bedeute dies höhere Kosten für Haushalte mit älteren Fahrzeugen, in der Regel sind dies ärmere Haushalte. Allerdings weisen sie darauf hin, dass auch das Modell der Abwrackprämie Kosten verursache: die Mittel für die Förderung, Verwaltungskosten, der Verlust des Wertes der alten Fahrzeuge und Verzerrungen im Fahrzeugmarkt (Antweiler und Gulati 2015).

4.1.3.4 Zusammenfassende Bewertung

Eine Abwrackprämie in der vorgeschlagenen Form sei nach Ansicht der meisten Expertinnen und Experten nicht sinnvoll, da von dem Instrument hohe Fehlanreize ausgingen, z. B. Mitnahmeeffekte und Importe alter Fahrzeuge, die nach einer kurzen Phase der Zulassung verschrottet würden, um die Prämie zu erhalten. Es wird daher eher für Fördermaßnahmen plädiert, bei der sich die Höhe des Zuschusses an ökologischen Kriterien wie CO₂-Emissionen und Schadstoffausstoß orientiert.

Generell kommen sowohl Antweiler und Gulati (2015) in ihrer Bewertung des kanadischen Modells der Abwrackprämie als auch die befragten Expertenvertreter und -vertreterinnen zu dem Schluss, dass Anreize zum Umstieg auf tatsächlich sauberere Alternativen wie ÖPNV, Fahrrad oder Carsharing ökologisch am effektivsten seien. Sollte also eine Abwrackprämie eingeführt werden, sollten sich die Förderoptionen auf diese alternativen Verkehrsmittel beschränken. Voraussetzung für ein solches Modell sei allerdings, dass alternative Transportmöglichkeiten vorhanden seien. Ein Umstieg von Pkw auf Fahrräder, ÖPNV und Carsharing ist in ländlichen Gebieten eher nicht realistisch, daher sollte das Instrument stärker auf urbane Gebiete fokussiert sein, was auch ökonomisch effizient wäre, da dort die Schadstoffkonzentrationen lokal ein größeres Problem darstellen. Allerdings kann auch bei solch einem Modell der Abwrackprämie nicht ausgeschlossen werden, dass Teilnehmerinnen und Teilnehmer zwar die Förderung für sauberere Transportalternativen nutzen, jedoch außerhalb des Programms trotzdem einen neuen oder gebrauchten Pkw kaufen.

4.1.4 Lkw-Maut

4.1.4.1 Beschreibung des Instruments

Die Lkw-Maut ist eine nationale, streckenbezogene Gebühr für die Benutzung von Bundesautobahnen und Bundesstraßen. Sie gilt für Lkw, die für den Güterkraftverkehr eingesetzt werden. Die Maut wurde in Deutschland im Jahr 2005 eingeführt. Seit 2015 werden Lkw ab einem zulässigen Gesamtgewicht von 7,5 Tonnen mit einer Maut belegt; zuvor lag die Grenze bei zwölf Tonnen. Seit ihrer Einführung wurde sie kontinuierlich auf Bundesstraßen ausgedehnt. Ab dem 1. Juli 2018 soll die Maut auf allen Bundesstraßen gelten.

Lkw werden ihrer Schadstoffklasse entsprechend den Mautkategorien A bis F zugeordnet. Der Mautsatz-Anteil für die Kosten der Luftverschmutzung liegt seit dem 1. Oktober 2015 zwischen 0 und 8,3 Cent/km (siehe Tabelle 36). Hinzu kommt der Mautsatz-Anteil für die Kosten der Infrastruktur. Dieser ist nach Anzahl der Achsen differenziert, um eine sachgerechte Abbildung der Wegekosten zu erzielen. Der Satz beträgt je nach Achszahl zwischen 8,1 und 13,5 Cent/km. Die Summe beider Anteile ergibt den zu zahlenden Mautsatz in Cent/km. Die Gebühren müssen sich nach EU-Recht (Wegekosten-Richtlinie (WKR)) an den Bau-, Betriebs- und Instandhaltungskosten der mautpflichtigen Straßen orientieren. Die Maut dient also bislang vorwiegend der Deckung der Wegekosten.

Tabelle 36: Mautsätze pro Kilometer (bis 31.12.2018)

| Kategorie, Schadstoffklasse | Mautsatz-Anteil (in Cent), Kosten für Luftverschmutzung | Achszahl | Mautsatz-Anteil (in Cent), Kosten für Infrastruktur | Mautsatz (in Cent) |
|-----------------------------|---|----------|---|--------------------|
| A: Euro 6 | 0 (1,1 ab 01.01.2019) | 2 | 8,1 | 8,1 |
| | | 3 | 11,3 | 11,3 |
| | | 4 | 11,7 | 11,7 |
| | | ab 5 | 13,5 | 13,5 |
| B: Euro 5 | 2,1 (2,2) | s. o. | s. o. | 10,2 – 15,6 |
| C: Euro 4 und 3+ | 3,2 (3,2) | s. o. | s. o. | 11,3 – 16,7 |
| D: Euro 3 und 2+ | 6,3 (6,4) | s. o. | s. o. | 14,4 – 19,8 |
| E: Euro 2 | 7,3 (7,4) | s. o. | s. o. | 15,4 – 20,8 |
| F: Euro 1 und 0 | 8,3 (8,5) | s. o. | s. o. | 16,4 – 21,8 |

Quelle: Toll-Collect (2015) und DSLV (2018)

Die aktuellen Mautsätze sind bis zum 31. Dezember 2018 gültig. Ab dem 1. Januar 2019 sollen neue Mautsätze in Kraft treten, die sich aus drei Teilsätzen zusammensetzen. Neben Luftverschmutzung und Infrastruktur wird dann auch die Lärmbelastung in der Berechnung berücksichtigt (siehe z. B. DSLV 2018). Der Mautsatz-Anteil für die Luftverschmutzung wird für alle Schadstoffklassen außer Euro 4 ansteigen (siehe Tabelle 36). Der Anteil für Infrastruktur wird zukünftig nach Gewicht gestuft sein (7,5 t, 12 t und 18 t). Bei >18 t zulässigem Gesamtgewicht wird zusätzlich zwischen Fahrzeugen mit weniger als vier Achsen und Fahrzeugen mit vier oder mehr Achsen unterschieden. Die entsprechenden Teilsätze reichen von 8 bis 17,4 Cent/km. Der Teilmautsatz für Lärmbelastung wird einheitlich 0,2 Cent/km betragen, ohne weitere räumliche oder zeitliche Differenzierung (ebd.).

Die externen Kosten der Luftverschmutzung fließen seit 2015 in die Wegekosten mit ein. Dieses Element der externen Kosten wurde 2011 in der letzten Revision der WKR aufgenommen und in der WKR 2013 aktualisiert. In den Berechnungen der Kosten wird zwischen Vorort- und Fernstraßen differenziert. Die in den Mautsätzen abgebildeten Kosten bilden die berechneten Kosten der Luftverschmut-

zung aber noch nicht in voller Höhe und undifferenziert ab; sie sind also nicht vollständig internalisiert. Eine Analyse der Kostendeckung ist Gegenstand der WKR 2018 (Korn et al. 2018).

Die Lkw-Maut adressiert sowohl den absoluten als auch den spezifischen Luftschadstoffausstoß des Straßengüterverkehrs. Zum einen hat die Maut Auswirkungen im Bereich der Verkehrsvermeidung und -verlagerung, da sie jeden mautpflichtigen Kilometer des Straßengüterverkehrs bepreist. Sie nimmt entsprechend Einfluss auf den Kostenwettbewerb der Verkehrsträger und die Steuerung von Transportflüssen. Die Vermeidung und Verlagerung des Verkehrs kann die absoluten Emissionen reduzieren. Zum anderen setzen die nach Schadstoffklassen differenzierten Mautsätze Anreize zum Einsatz schadstoffärmerer Fahrzeugtechnologien, was sich positiv auf die spezifischen Emissionen auswirkt.

Die Bewertung und Anlastung der Kosten des Luftschadstoffausstoßes kann weiterentwickelt werden. Lärmkosten werden ab dem 1. Januar 2019 in die Mautsätze einfließen, könnten aber zusätzlich noch räumlich und/oder zeitlich differenziert werden. Klima- und Staukosten könnten ebenfalls berücksichtigt werden. Ein entsprechender Entwurf der Europäischen Kommission (2017) zur Änderung der Wegekosten-Richtlinie liegt bereits vor. Auch eine Ausweitung auf andere Fahrzeugklassen (ebenfalls im Entwurf der Kommission enthalten) und Straßen birgt weiteres Potenzial. Die Einbeziehung von Fernbussen wird derzeit diskutiert und ist vermutlich nur eine Frage der Zeit.

4.1.4.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Die Lkw-Maut adressiert den Luftschadstoffausstoß der Quellgruppe Straßengüterverkehr durch Verkehrsmanagement und verbesserte Fahrzeugtechnik. Auf der einen Seite können durch verbessertes Verkehrsmanagement das Verkehrsaufkommen und die damit verbundenen Emissionen verlagert und/oder reduziert werden. Umweltfreundlichere Verkehrsmittel und -träger gewinnen relativ an Wettbewerbsfähigkeit. So weist die Bahn teils deutlich geringere Emissionswerte je Tonnenkilometer (tkm) für alle relevanten Schadstoffe auf (siehe Tabelle 37). Eine Verlagerung des Gütertransports von der Straße auf die Schiene erscheint vor diesem Hintergrund erstrebenswert.

Tabelle 37: Vergleich der durchschnittlichen Emissionen einzelner Verkehrsmittel im Güterverkehr – Bezugsjahr 2016

| | | Lkw | Güterbahn ^a | Binnenschiff |
|--|-------|-------|------------------------|--------------|
| Stickoxide | g/tkm | 0,256 | 0,040 | 0,430 |
| Feinstaub | g/tkm | 0,003 | 0,001 | 0,010 |
| Kohlenmonoxid | g/tkm | 0,091 | 0,014 | 0,075 |
| Flüchtige Kohlenwasserstoffe ^b | g/tkm | 0,035 | 0,003 | 0,028 |
| Treibhausgas ^c (CO ₂ -Äquivalente) | g/tkm | 104 | 20 | 32 |

Quelle: UBA (2018b); Datenquelle: Tremod 5.72

Für Strom, Benzin und Diesel sind die Emissionen aus der Bereitstellung und Umwandlung berücksichtigt.

g/tkm = Gramm pro Tonnenkilometer

^a Die Emissionsfaktoren für die Güterbahn basieren auf dem Strom-Mix in Deutschland.

^b ohne Methan

^c CO₂, CH₄ und N₂O

Auch werden durch die Maut regionale Wirtschaftskreisläufe potenziell gestärkt, da diese aufgrund geringerer Transportwege einen größeren Kostenvorteil erzielen. Der Kostenanreiz fördert darüber

hinaus eine effizientere Auslastung von Lkw. Das alles trägt zur Vermeidung und Verlagerung von Verkehr bei.

Auf der anderen Seite führt die Differenzierung nach Schadstoffklassen zu erhöhter Nachfrage nach schadstoffärmeren Fahrzeugtechnologien. Eine deutliche Veränderung der Lkw-Flotte ist bereits festzustellen. Der Anteil der schadstoffärmeren Fahrzeuge (Euro 5, EEV 1 und Euro 6) lag im Jahr 2005 noch bei unter einem Prozent; 2013 waren es bereits 84 %. Anteilig an den Fahrleistungen wurden im Jahr 2017 rund 95,5 % der mautpflichtigen Strecken mit Lkw dieser Schadstoffklassen zurückgelegt (BAG 2018). Die dynamische Flottenverjüngung ist laut SRU (2017) bislang eine der Hauptwirkungen der Maut gewesen.

In welchem Maße die differenzierten Mautsätze die Modernisierung der Flotte vorangetrieben haben, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Die Modernisierung wurde gleichzeitig auch mit Demimis-Förderungen subventioniert. Diese wurden zum Teil aus den Einnahmen der Maut finanziert (SRU 2017) und können dem Instrument daher in gewissem Umfang ebenfalls angerechnet werden. Die Einnahmeverwendung kann bei ökonomischen Instrumenten stets auch als zusätzlicher Hebel genutzt werden, um Akzeptanzprobleme zu adressieren.

Es ist davon auszugehen, dass diese Lenkungswirkung der nach Schadstoffklassen differenzierten Mautsätze nachlassen wird, da ein hoher Euro 6 Anteil erreicht wurde. Ggf. besteht Potenzial die Maut fortzuentwickeln und die Lenkungswirkung dynamischer zu gestalten. Der Entwurf der Europäischen Kommission (2017) zur Änderung der Wegekosten-Richtlinie geht jedoch eher in die Richtung das Mautsystem auf CO₂-Emissionen umzustellen. Rein theoretisch können Klimakosten zielgenauer über die Energiesteuer internalisiert werden, da diese den Kraftstoffverbrauch direkt besteuert. Eine CO₂-basierte Differenzierung der Maut kann jedoch ein zusätzliches Signal sein, das unter Umständen bei der Anschaffung von Neufahrzeugen effektiver wirkt. Zusätzlich hat die Maut den Vorteil, dass ihr nicht ohne weiteres entgangen werden kann, während höhere Energiesteuersätze in Deutschland zu vermehrten Ausweichreaktionen (z. B. Tanktourismus) führen können.

Für eine Einschätzung der ökologischen Effektivität der Lkw-Maut mit Blick auf die Luftreinhaltung in ihrer derzeitigen Ausgestaltung und unter Berücksichtigung bereits beschlossener Anpassungen haben acht Expertinnen und Experten eine Stellungnahme ab. Die Bewertung fällt insgesamt und über die verschiedenen Gruppen hinweg sehr positiv aus.

Insbesondere die Flottenverjüngung wurde als positive Auswirkung hervorgehoben. Hierbei müsse beachtet werden, dass dieser Anreiz, wie zuvor beschrieben, weitestgehend ausgereizt und eine Fortentwicklung dringend nötig sei. Ein wissenschaftlicher Experte weist in diesem Zusammenhang darauf hin, dass die Differenzierung nach Schadstoffklassen zu statisch sei und in Zukunft eine dynamischere Staffelung besser sein könne. Auch eine stärkere Internalisierung bzw. höhere Mautsätze für die Kosten durch Luftverschmutzung seien nach Meinung mehrerer Expertinnen und Experten der Effektivität zuträglich.

Verlagerungs- und Vermeidungswirkungen sind nach Meinung eines befragten Umweltverbandes wegen der relativ geringen Höhe der Mautsätze bislang kaum zu beobachten. Andere Expertinnen und Experten weisen auf negative Verlagerungseffekte auf nicht mautpflichtige Fahrzeugklassen hin (insbesondere Kleintransporter unter 7,5 t). Die Einbeziehung dieser Fahrzeugklassen wird daher mehrfach vorgeschlagen.

Tabelle 38: Lkw-Maut: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die relevanten Luftschadstoffemissionen (Feinstaub, NO_x, NMVOC) in Deutschland zu senken.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 1 | 3 | 1 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 1 | | | | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 8 | 0 | 0 | 1 | 5 | 2 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Die Lkw-Maut ist nicht nur ein ökonomisches Instrument der Verkehrspolitik und der Luftreinhaltung. Sie unterstützt weitere Ziele insbesondere der Umwelt- und Klimapolitik. Die Befragung zeigt, dass in den meisten Fällen von positiven Wechselwirkungen ausgegangen wird. Zu beachten seien jedoch zum Teil gegenläufige Zielsetzungen und Zielkonflikte, die nach Möglichkeit in Einklang gebracht werden sollten.

Tabelle 39: Lkw-Maut: Wechselwirkungen

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik (z. B. Klimaschutz).

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | 1 | | 3 | 1 |
| Politik | 1 | | | | | 1 |
| Wirtschaft | 1 | | | | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 8 | 0 | 1 | 0 | 4 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Weitere Wechselwirkungen bestehen u. a. mit dem verkehrs- und umweltpolitischen Ziel der Verlagerung des Güterverkehrs auf die Schiene. Auch verwandte raumplanerische Ziele lassen sich mit der Maut adressieren. Zielkonflikte gilt es indes zu vermeiden.

Ökonomische Effizienz

Das Ziel der Lkw-Maut, die Finanzierung der Bundesfernstraßen, kann mithilfe der Maut verursachergerecht erreicht werden. Insbesondere die Einbeziehung ausländischer Lkw kann über andere Instrumente wie die Energiesteuer nicht gewährleistet werden, u. a. aufgrund der Ausweichmöglichkeiten beim Kraftstoffkauf („graue Importe“). Auch die Achszahl und Schadstoffklasse wären über die Energiesteuer nicht abbildbar. Während die Kfz-Steuer solche Fahrzeugeigenschaften berücksichtigen kann, differenziert sie nicht nach der zurückgelegten Wegstrecke. Über die Berücksichtigung der externen Kosten durch Luftverschmutzung trägt die Lkw-Maut zudem in geringem Umfang zur Internalisierung der externen Umwelt- und Gesundheitskosten bei. Für eine angemessene Internalisierung müssten allerdings höhere Kostensätze erhoben werden.

Die Effizienz der Lkw-Maut wurde in der Befragung tendenziell positiv bewertet (siehe Tabelle 40). Insbesondere im Vergleich zu Verboten und anderen ordnungspolitischen Instrumenten, die häufig

eine große Gruppe von Betroffenen unverhältnismäßig hart trifft, wurde die Effizienz hervorgehoben. Gerade mit Blick auf die Diskussion um Fahrverbote für Dieselfahrzeuge wurde angemerkt, dass eine entsprechende Ausweitung der Maut auf weitere Straßen und Fahrzeugklassen solche Verbote ersetzen könne.

Einwände zur Effizienz des Instruments kamen von wissenschaftlichen Expertinnen und Experten. Es wurde z. B. angemerkt, dass die Mautsätze die externen Kosten nur unzureichend abdecken, was die ökonomische Effizienz mindere. Auch sei das ökonomische Optimum für die Verkehrsleistung nicht bekannt. Solange andere Fahrzeugklassen wie der Pkw nicht im System berücksichtigt würden, könne die Maut auch keine First-best-Lösung sein. In diesem Zusammenhang sei auch der Vergleich der Verkehrsträger zu berücksichtigen. Straßen-, Schienen-, Luft- und Wasserverkehr werden u. a. auch in Bezug auf den Einsatz staatlicher Instrumente sehr unterschiedlich behandelt, was ggf. zu Preis- und Wettbewerbsverzerrungen führen könne. Ebenfalls wurden die Konflikte zwischen unterschiedlichen Zielsetzungen angemerkt. Eine Fokussierung auf die wichtigsten Steuerungsaspekte scheint sinnvoll, um eine Überfrachtung des Instruments zu vermeiden. Die Vertreterin oder der Vertreter der Wirtschaft hat zu diesem Punkt keine Bewertung abgegeben.

Tabelle 40: Lkw-Maut: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient, d. h. zu minimalen Gesamtemissionsminderungskosten erreicht.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 3 | 2 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 7 | 0 | 0 | 3 | 3 | 1 |

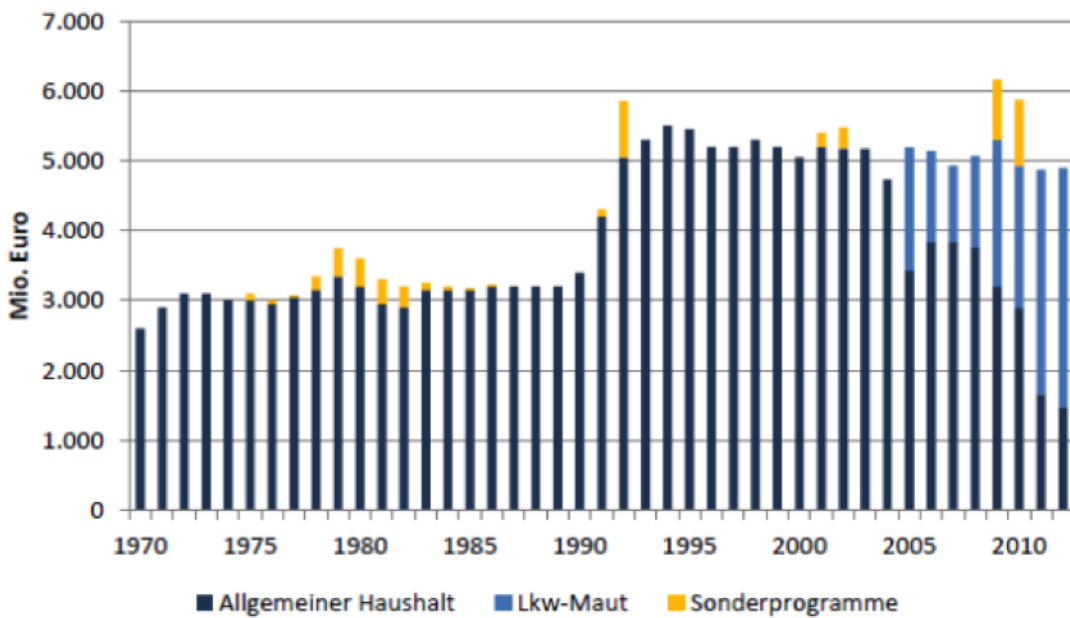
Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Akzeptanz der Zielgruppe

Die Lkw-Maut trägt zur Nutzerfinanzierung der Straßenverkehrsinfrastruktur bei und verfolgt das Verursacherprinzip. Beides ist generell als fair und nachvollziehbar zu bewerten. Nach anfänglichem Widerstand steigt die Akzeptanz daher in der Regel nach der Einführung eines Mautsystems (Schade 2007). Als Teil einer echten Nutzerfinanzierung scheint die Zweckbindung der Einnahmen Grundvoraussetzung für eine positive Resonanz zu sein (Maier & Busch 2011).

Bei der Einführung der Lkw-Maut in Deutschland im Jahr 2005 scheint es genau an diesem Punkt zu Akzeptanzproblemen gekommen zu sein. Die Mehreinnahmen durch die Maut wurden laut Behrendt & Trojahn (2013) fast vollständig durch einen Rückgang des Steueranteils am Verkehrshaushalt kompensiert (vgl. Abbildung 1). Die nominalen Ausgaben für die Bundesfernstraßen blieben, abgesehen von Sonderprogrammen zur deutschen Einheit oder zur Bekämpfung von Rezensionen, in etwa konstant. Die Unterfinanzierung der Verkehrsinfrastruktur wurde laut den beiden Autoren daher nicht behoben, sondern eher noch verstärkt. Einem wichtigen Legitimationsgrund für die Einführung der Maut wurde damit aus Sicht vieler Akteure nicht nachgekommen. Bei einer Weiterentwicklung des Instruments ist vor diesem Hintergrund vermutlich stets mit Widerstand zu rechnen. Für die Jahre 2016-2020 wurden die geplanten Ausgaben jedoch deutlich erhöht und liegen laut Berechnungen von ProMobilität (2016) zwischen 6,2 und 7,2 Mrd. Euro.

Abbildung 1: Investitionen in die Bundesfernstraßen nach Mittelherkunft von 1970 bis 2012



Quelle: Bernecker/Fichert (2013, S. 44)

In der Befragung fällt die Bewertung der Akzeptanz der betroffenen Zielgruppe gegenüber der Lkw-Maut sehr unterschiedlich aus (siehe Tabelle 41). Während aus Umweltsicht auch die verursachergerechte Anlastung externer Umweltkosten ein wichtiger Legitimationsgrund für die Maut ist, wiegen für die Wirtschaft die Finanzierungsfragen schwerer. Mehrere Stimmen verweisen auf die De-minimis-Beihilfen für Unternehmen des Güterkraftverkehrs, mit denen seit einigen Jahren fahrzeug- und personenbezogene Maßnahmen sowie Maßnahmen zur Effizienzsteigerung gefördert werden. Im Jahr 2016 wurden beispielsweise rund 260 Mio. Euro zur Verfügung gestellt, die als Teil der "Mautharmonisierungszusage" aus den Mauteinnahmen finanziert werden (BMVI 2016b).

Tabelle 41: Lkw-Maut: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | 1 | 2 | 1 | |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 1 | 1 | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 7 | 1 | 1 | 3 | 2 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Verwaltungsaufwand

Für die Erhebung und Verwaltung der Lkw-Maut ist das Bundesamt für Güterverkehr (BAG) zuständig. Fahrzeuge werden automatisch durch Kontrollbrücken auf mautpflichtigen Straßen überprüft. Darüber hinaus verfügt das BAG über mobile Kontrolleure mit portablen Kontrollgeräten und führt Betriebskontrollen durch. Das Monitoring ist sehr effektiv, dennoch kann es zu Mautbetrug kommen.

Der Verwaltungsaufwand und die Kosten des Instruments sind auch für dessen Effizienz relevant. Die Ausgaben für die Erhebung und Verwendung der Lkw-Maut, also die Vergütung des Betreibers Toll Collect, belaufen sich auf jährlich rund 560 Mio. Euro. Hinzu kommen Ausgaben im Zusammenhang mit Harmonisierungsmaßnahmen, der Kontrolle der Mautpflicht und der Betreiberüberwachung.

Dem hohen Verwaltungsaufwand stehen erhebliche Maut-Einnahmen gegenüber. Im Haushaltsjahr 2015 wurde von Einnahmen in Höhe von 4,34 Mrd. Euro ausgegangen. Für den nutzerfinanzierten Bau und Erhalt der Bundesfernstraßen verblieben im Jahr 2015 rund 3,148 Mrd. Euro — ca. 73 % der Einnahmen. Gemäß der Wegekostenrechnung 2018 (Korn et al. 2018) ist für die Zeit von 2018 bis 2022 u. a. aufgrund der Ausweitung auf alle Bundesstraßen mit Mehreinnahmen in Höhe von durchschnittlich 2,5 Mrd. Euro gegenüber dem Zeitraum 2014–2017 zu rechnen. Für das Jahr 2018 werden Einnahmen in Höhe von 5,122 Mrd. Euro prognostiziert; 2022 sollen es 7,910 Mrd. Euro sein (ebd.).

Der Verwaltungsaufwand wurde in der Befragung sehr unterschiedlich bewertet. Es scheint jedoch weitestgehend Konsens zu sein, dass das Instrument möglichst schlank gestaltet werden sollte. Ein praktikabler Second-best-Ansatz für die Maut erscheint mehreren Expertinnen und Experten am geeignetsten. Demgegenüber stehen Forderungen nach einer Ausweitung auf alle Straßen und Fahrzeugklassen, welches zwar die Komplexität des Systems erhöhen, den Verwaltungsaufwand pro Einheit aber womöglich senken würde.

Tabelle 42: Lkw-Maut: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | 1 | 1 | 2 | | 1 |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 1 | | | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 8 | 1 | 1 | 4 | 1 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Die Lkw-Maut ist auch für Fahrzeuge aus dem Ausland verpflichtend. Negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen, insbesondere auf Spediteure, werden von den befragten Expertinnen und Experten eher nicht gesehen (siehe Tabelle 43). Die Beteiligung internationaler Wettbewerber an der deutschen Nutzerfinanzierung der Infrastruktur wirkt sich ggf. sogar positiv aus. Der intermodale Wettbewerb, vor allem mit der Bahn, scheint für die Befragten weniger relevant, obwohl die Lkw-Maut offensichtliche Auswirkungen auf den Kostenwettbewerb hat.

Tabelle 43: Lkw-Maut: Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen (hier vor allem Spediteure etc.).

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | | 3 | 2 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 1 | | | 1 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 8 | 0 | 0 | 1 | 4 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Soziale Wirkungen

Die sozialen Auswirkungen des Einsatzes ökonomischer Instrumente zur Internalisierung externer Effekte des Straßenpersonenverkehrs sind Gegenstand einiger Studien (siehe z. B. Tiedtke 2013). Im Fokus stehen dabei meist die zusätzlichen Kosten der Mobilität, die vor allem für einkommensschwächere Haushalte ein Problem darstellen können. Für den Straßengüterverkehr sind soziale Zusammenhänge jedoch wenig erforscht. Die Verteilungswirkung der Lkw-Maut ist daher unklar. Gegebenenfalls kann die Überwälzung der Mautgebühren aufgrund der unterschiedlichen Preiswirkung auf verschiedene Produktgruppen negative Verteilungseffekte haben.

Für die Bewertung der Lkw-Maut scheint dieser Punkt wenig relevant zu sein. Negative soziale Verteilungswirkungen werden von den befragten Expertinnen und Experten eher nicht gesehen (siehe Tabelle 44). Die Vertreterin oder der Vertreter der Wirtschaft hat zu diesem Punkt keine Bewertung abgegeben.

Tabelle 44: Lkw-Maut: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | | 1 | 3 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 6 | 0 | 0 | 1 | 4 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Politische Durchsetzbarkeit

In der politischen Debatte zur Einführung der Maut stand insbesondere die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Transportunternehmen im Fokus. Die Maut erhöht die Transportkosten vor allem für inländische Produktionsprozesse und senkt damit unter Umständen die internationale Wettbewerbsfähigkeit. Dabei muss berücksichtigt werden, dass in über 20 Mitgliedstaaten der EU bereits seit vielen Jahren Straßengebühren für Lkw in unterschiedlichen Formen erhoben werden (Toll Collect 2016b). Auch werden mit der Maut, wie zuvor erwähnt, ausländische Unternehmen an den deutschen Wege-

kosten beteiligt. Darüber hinaus wird das deutsche Güterkraftverkehrsgewerbe mit aus den Mauteinnahmen finanzierten Harmonisierungsmaßnahmen entlastet.

Die Zustimmung zur politischen Durchsetzbarkeit einer Fortentwicklung der Lkw-Maut aus den Reihen der Politik, der Wirtschaft sowie der Umwelt- und Verbraucherverbände (siehe Tabelle 45) ist vor diesem Hintergrund überraschend. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass in der Befragung kein konkreter Vorschlag für eine Fortentwicklung dargelegt wurde. Dass die Lkw-Maut auch in Zukunft weiterentwickelt wird, ist unstrittig. Maßgebend für die eigene Bewertung sind daher unter Umständen auch die eigenen Anforderungen an eine Fortentwicklung. Eine Stimme aus der Wissenschaft sieht in der aktuellen (Stand März 2018) Besetzung des Verkehrsministeriums (BMVI) ein Hindernis für die politische Durchsetzbarkeit einer Fortentwicklung.

Tabelle 45: Lkw-Maut: Politische Durchsetzbarkeit

Die Fortentwicklung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | 1 | 3 | 1 | |
| Politik | 1 | | | | | 1 |
| Wirtschaft | 1 | | | | | 1 |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 8 | 0 | 1 | 3 | 1 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Rechtliche Umsetzung

Das Lkw-Mautsystem wurde zum 1. Januar 2005 eingeführt und ist seit dem 1. Januar 2006 voll funktionsfähig. Für die technische Durchführung wurde das Unternehmen Toll Collect beauftragt. Die verspätete Einführung (geplant war der Start für das Jahr 2003) war Grund für eine gerichtliche Auseinandersetzung von 2004 bis Mai 2018 zwischen Toll Collect und der Bundesregierung vor einem privaten Schiedsgericht mit erheblichen Verfahrenskosten.

Rechtliche Grundlage der Maut ist das Bundesfernstraßenmautgesetz (BFStrMG), die Lkw-Maut-Verordnung des Bundesgesetzblatts, die Mautstreckenausdehnungsverordnung (MautStrAusdehnV), die Verordnung zur Erhebung der Maut auf mindestens vier- und mehrstreifigen Bundesstraßen (BStrMautErhebV), die Bekanntmachung der Zusammenstellung des mautpflichtigen Streckennetzes nach der BStrMautErhebV und die Bundesstraßenmaut-Knotenpunkteverordnung (BStrMKnotV).

Auf europäischer Ebene ist die Richtlinie 2004/52/EG über die Interoperabilität elektronischer Mautsysteme in der Gemeinschaft für Fragen der technischen Umsetzung zu berücksichtigen; die Richtlinien 2011/76/EU und 1999/62/EG setzen den Rahmen für die Erhebung von Nutzungsgebühren bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge. Die Richtlinien schreiben die Erhebung solcher Gebühren nicht vor, sie sind aber im Falle einer Einführung verbindlich.

Ein aktueller Vorschlag der Europäischen Kommission (2017, S. 3) für eine Änderung der Richtlinie 1999/62/EG hat folgendes Ziel: „[...] die Erzielung von Fortschritten bei der Anwendung des Verursacherprinzips („der Verursacher zahlt“) und des Nutzerprinzips („der Nutzer zahlt“), um so einen finanziell und ökologisch nachhaltigen sowie sozial gerechten Straßenverkehr zu fördern.“ Konkret sollen Busse, Personenkraftwagen und Kleintransporter in die Richtlinie einbezogen werden, um die Möglichkeit zu schaffen, diese in die Mautsysteme aufzunehmen. Auch soll die Berücksichtigung von CO₂-Emissionen in den Mautgebühren ermöglicht werden.

Viele Optionen zur Weiterentwicklung der Lkw-Maut sind damit bereits heute rechtlich möglich (bspw. die Internalisierung von durch Lärm und Luftverschmutzung verursachten externen Kosten). Für andere Optionen, beispielsweise die Berücksichtigung von CO₂-Emissionen, soll die rechtliche Grundlage aktuell geschaffen werden. Die juristischen Hürden werden daher auch von den meisten befragten Akteuren als überwindbar angesehen (siehe Tabelle 46). Wie zuvor bei der politischen Durchsetzbarkeit hängt die Bewertung der rechtlichen Umsetzbarkeit von den eigenen Ansprüchen an eine Fortentwicklung des Instruments ab.

Tabelle 46: Lkw-Maut: Rechtliche Umsetzung

Die Fortentwicklung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | 1 | 1 | 2 | 1 |
| Politik | 1 | | | | | 1 |
| Wirtschaft | 1 | | | | 1 | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 8 | 0 | 1 | 1 | 3 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

4.1.4.3 Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Viele Möglichkeiten zur Fortentwicklung und Erweiterung der Lkw-Maut sind in den vorherigen Abschnitten angeklungen und werden zum Teil auch bereits öffentlich diskutiert. Die wichtigsten Maßnahmen lassen sich den Bereichen Ausweitung des Systems, Anpassung der Mautsätze und Gebührenstaffelung sowie der Einnahmeverwendung zuordnen.

Ausweitung auf weitere Straßen: Die Ausweitung auf alle Bundesstraßen ab 2018 ist beschlossen und adressiert die Problematik der Ausweichverkehre weitgehend. Eine Ausweitung auf alle Straßen fordert beispielsweise der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2017) aus klimapolitischer Perspektive. Positive Effekte wären ebenso für die Luftreinhaltung zu erwarten. Die Komplexität und der Verwaltungsaufwand des Systems würden damit jedoch ansteigen. Nach Meinung eines befragten Experten wäre damit zu rechnen, dass eine Ausweitung auf weitere Straßenkategorien einen abnehmenden Grenznutzen im Hinblick auf die Umrüstung der Fahrzeugflotte und somit schlussendlich der Luftreinhaltung haben werde.

Ausweitung auf weitere Fahrzeugklassen: Die Ausweitung der Maut auf Busse ist vermutlich nur ein Frage der Zeit, da sachlich nur sehr wenig gegen eine Einbeziehung in die Nutzerfinanzierung spricht und entsprechende Forderungen lauter und konkreter werden. In der Beschlussammlung der Verkehrsministerkonferenz (2016) beispielsweise wurde die Einbeziehung mehrheitlich und über Parteigrenzen hinweg gefordert. Das BMVI lehnt eine solche Forderung bislang jedoch ab.

Auch eine Ausweitung auf Nutzfahrzeuge ab 3,5 Tonnen, leichte Nutzfahrzeuge und Pkw wird häufig gefordert. Die Berücksichtigung weiterer Nutzfahrzeuge würde Ausweicheffekte auf nicht mautpflichtige Fahrzeugkategorien vermeiden. Es wäre zudem möglich, das Konzept der Lkw-Maut auch auf den Personenverkehr auszudehnen und somit eine fahrleistungsabhängige Pkw-Maut zu etablieren. Das Kosten-Nutzen-Verhältnis einer solchen Pkw-Maut wird unterschiedlich bewertet. Neben den großen Potenzialen einer intelligenten Pkw-Maut für die verursachergerechte Finanzierung der Infrastruktur sowie für den Umweltschutz und die Internalisierung weiterer Kosten (siehe z. B. FÖS 2016, UBA 2015a) sind auch der Aufwand der Einführung, der Erhebung und des Monitorings sowie der hohe Ressourcenaufwand für onboard units und Erfassungssysteme zu berücksichtigen (siehe z. B. UBA

2010). Laut Umweltbundesamt (UBA 2015a) kann die Pkw-Maut vor allem mittelfristig einen großen Beitrag zu einer nachhaltigen Verkehrsinfrastrukturfinanzierung leisten. Als ergänzende Säule dieser Finanzierung sollte sie weiter erforscht und bearbeitet werden, auch um die Erhebungskosten zu reduzieren.

Der aktuelle Vorschlag der Europäischen Kommission (2017) würde die Einbeziehung von Bussen, Nutzfahrzeugen und Pkw ermöglichen.

Mautsätze und Gebührenstaffelung: Die in den Mautsätzen abgebildeten Kosten der Luftschadstoffemissionen bilden die berechneten Kosten der Luftverschmutzung noch nicht in voller Höhe ab. Eine stärkere oder vollständige Internalisierung wäre mit Blick auf die Luftreinhaltung sinnvoll. Gemäß Korn et al. (2014) sind mit den Vorgaben der Richtlinie 2011/76/EU im Jahr 2017 nur rund 39 % der Luftschadstoffkosten auf Autobahnen über die Mautgebühren anlastbar. Der Grad der Internalisierung ist also noch gering und eine Weiterentwicklung notwendig.

Auch Lärmkosten können gemäß der Richtlinie in den Mautgebühren abgebildet werden. Deutschland macht von dieser Möglichkeit bislang keinen Gebrauch. Ab dem 1. Januar 2019 wird ein einheitlicher Teilmautsatz für Lärmbelastung in Höhe von 0,2 Cent/km eingeführt, der perspektivisch auch räumlich und/oder zeitlich differenziert werden könnte. Es ist davon auszugehen, dass zukünftig Klimakosten in den Fokus der Gebührengestaltung rücken werden. Laut SRU (2017) verliert die Gebührenstaffelung nach Schadstoffklassen aufgrund der Flottenmodernisierung an Wirksamkeit. Der Rat begrüßt daher den Vorschlag der Kommission, die Maut stärker nach CO₂-Emissionen zu differenzieren. Der Vorschlag sieht darüber hinaus die Einführung von Staugebühren vor, die nach Ort, Zeit und Fahrzeugklasse differenziert sind. Die Erhebung einer solchen Gebühr hätte sehr wahrscheinlich deutlich positive Auswirkungen auch auf die Luftqualität.

Im Rahmen der Befragung von Expertinnen und Experten wurden weitere Optionen zur Weiterentwicklung der Mautsätze aufgezeigt. Abschnittsbezogene Hebesätze beispielsweise könnten es Kommunen ermöglichen, die Nichteinhaltung von Grenzwerten für Stickstoffdioxid oder Feinstaub lokal zu adressieren. Mit hohen Mautsätzen für Hotspots könnten ggf. drohende Fahrverbote vermieden werden. Gemäß Anhang IIIb der Richtlinie 1999/62/EG ist es möglich, eine regionale Differenzierung der Höchstsätze vorzunehmen.

Einnahmenverwendung: Wie in den vorherigen Abschnitten mehrmals erwähnt ist die Verwendung der Mauteinnahmen zentral für die Akzeptanz der Betroffenen. Darüber hinaus können Teile der Einnahmen genutzt werden, um weitere Maßnahmen zur Luftreinhaltung zu fördern. Im Rahmen der De-minimis-Beihilfen wird dies in Teilen bereits getan.

Perspektivisch könnte über die Maut auch die Infrastruktur für Oberleitungs-Lkw finanziert werden (SRU 2017). Mit Blick auf die Dekarbonisierung des Verkehrs wird der Maut zukünftig eine vermutlich noch gewichtigere Rolle bei der Verkehrsinfrastrukturfinanzierung zukommen, wenn die Einnahmen aus der Energiesteuer bei zunehmender Abkehr von fossilen Kraftstoffen zurückgehen sollten. Insgesamt könnten die Mauteinnahmen nach Meinung eines befragten Experten stärker für Push- und Pull-Maßnahmen verwendet werden, die auch Kfz-Alternativen außerhalb des Mautsystems fördern, um die Verkehrsverlagerung weg von der Straße stärker zu forcieren.

4.1.4.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Lkw-Maut in Deutschland stellt in ihrer aktuellen Ausgestaltung bereits ein intelligentes und fortschrittliches ökonomisches Instrument zur Internalisierung von Wegekosten und weiteren externen Kosten dar. Trotz einiger Akzeptanzprobleme fällt die Bewertung der Maut in fast allen Bereichen überwiegend positiv aus.

Die Komplexität des Systems geht zwar mit einem hohen Aufwand aufseiten der Betreiber und der Betroffenen einher. Sie ermöglicht aber gleichzeitig eine dynamische Ausgestaltung und Fortentwick-

lung des Instruments. „Straßengebühren können eine entscheidende Rolle dabei spielen, Anreize für einen saubereren, effizienteren Verkehrsbetrieb zu schaffen, und ihre kohärente Gestaltung ist von entscheidender Bedeutung, um eine faire Behandlung der Verkehrsteilnehmer und eine nachhaltige Finanzierung der Infrastruktur zu gewährleisten“ (Europäische Kommission 2017, S. 2).

Mit Blick auf die Luftreinhaltung hat die Lkw-Maut in ihrer jetzigen Ausgestaltung ihr Potenzial vermutlich weitestgehend ausgeschöpft. Die Differenzierung nach Schadstoffklassen sowie die gleichzeitige mautfinanzierte Förderung der Flottenverjüngung haben zu einer raschen Verbesserung der spezifischen Emissionen geführt. Um weiterhin Fortschritte forcieren zu können, stehen jedoch einige Optionen zur Verfügung, um das Instrument diesbezüglich zu schärfen, z. B. eine stärkere Differenzierung (hierbei sind Vorgaben des EU-Rechts zu berücksichtigen) und eine weitergehende Internalisierung externer Kosten (z. B. CO₂) in den Mautsätzen. Eine Ausweitung auf weitere Straßen und Fahrzeugklassen würde den Einflussbereich des bestehenden Systems deutlich erweitern.

4.1.5 Parkraumbewirtschaftung

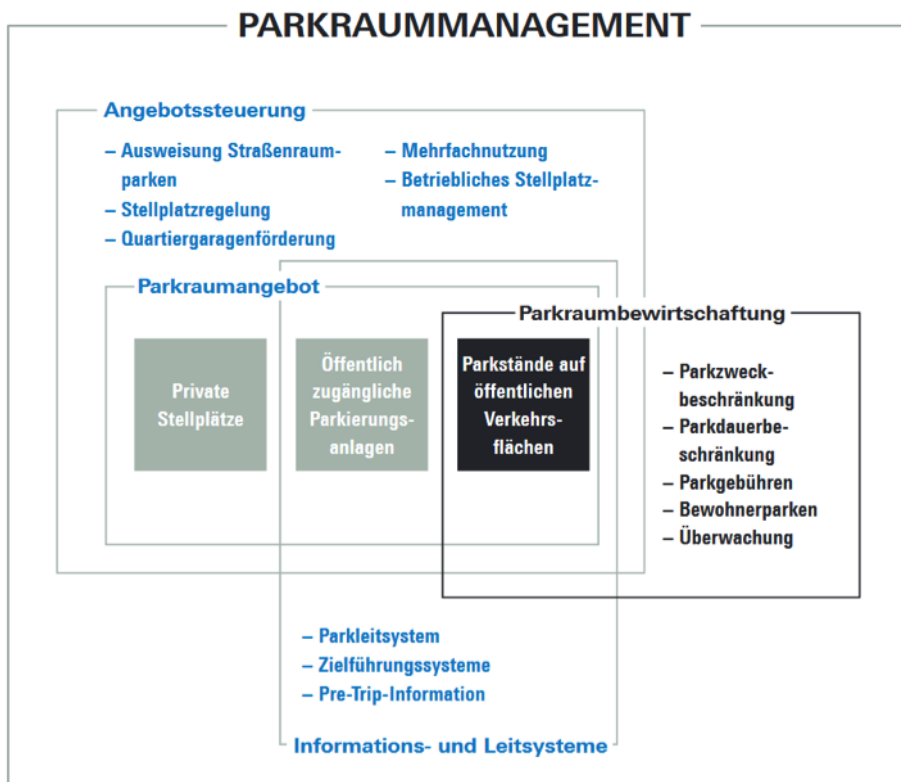
4.1.5.1 Beschreibung des Instruments

Die Nachfrage nach Parkraum ist in vielen Innenstädten höher als das Angebot. Der sogenannte Parksuchverkehr ist eine besonders ineffiziente Form des Verkehrs und geht einher mit zusätzlicher Luftverschmutzung, CO₂-Emissionen, Lärm, Stau (Zeitverlust) und Unfallrisiken. Laut der Berliner Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (o. J.) kann der Parksuchverkehr je nach Bereich 20 bis 30 % des Gesamtverkehrs ausmachen. Effizienteres Parken hat also das Potenzial Verkehrsaufkommen und Zeitverluste signifikant zu reduzieren und sich entsprechend positiv auf die Stadt- und Umweltverträglichkeit auszuwirken. Auch nimmt Parkraum viel Fläche in Anspruch, die gerade in Innenstädten knapp und entsprechend teuer ist. Parken steht also in Flächenkonkurrenz zu anderen, möglicherweise sinnvollerem und ökonomisch wertvolleren Nutzungsmöglichkeiten.

In vielen Großstädten weltweit hat sich daher ein aktives Parkraummanagement als gestaltender Bestandteil der Verkehrsplanung etabliert. Parkraummanagement umfasst sowohl die Angebotssteuerung, die Gestaltung des Parkraumangebots, Informations- und Leitsysteme sowie die Parkraumbewirtschaftung (vgl. Abbildung 2) und hat zum Ziel, Angebot und Nachfrage möglichst effizient zu steuern. Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin (2004) konkretisiert das Ziel der Parkraumbewirtschaftung wie folgt:

- ▶ Effizientes Parken (u. a. kürzere Parkplatzsuche, höhere Umschlagzahlen)
- ▶ Stadt- und Umweltverträglichkeit (u. a. weniger Lärm, bessere Luft)
- ▶ zufriedene Bewohnerinnen und Bewohner, zufriedene Gewerbetreibende

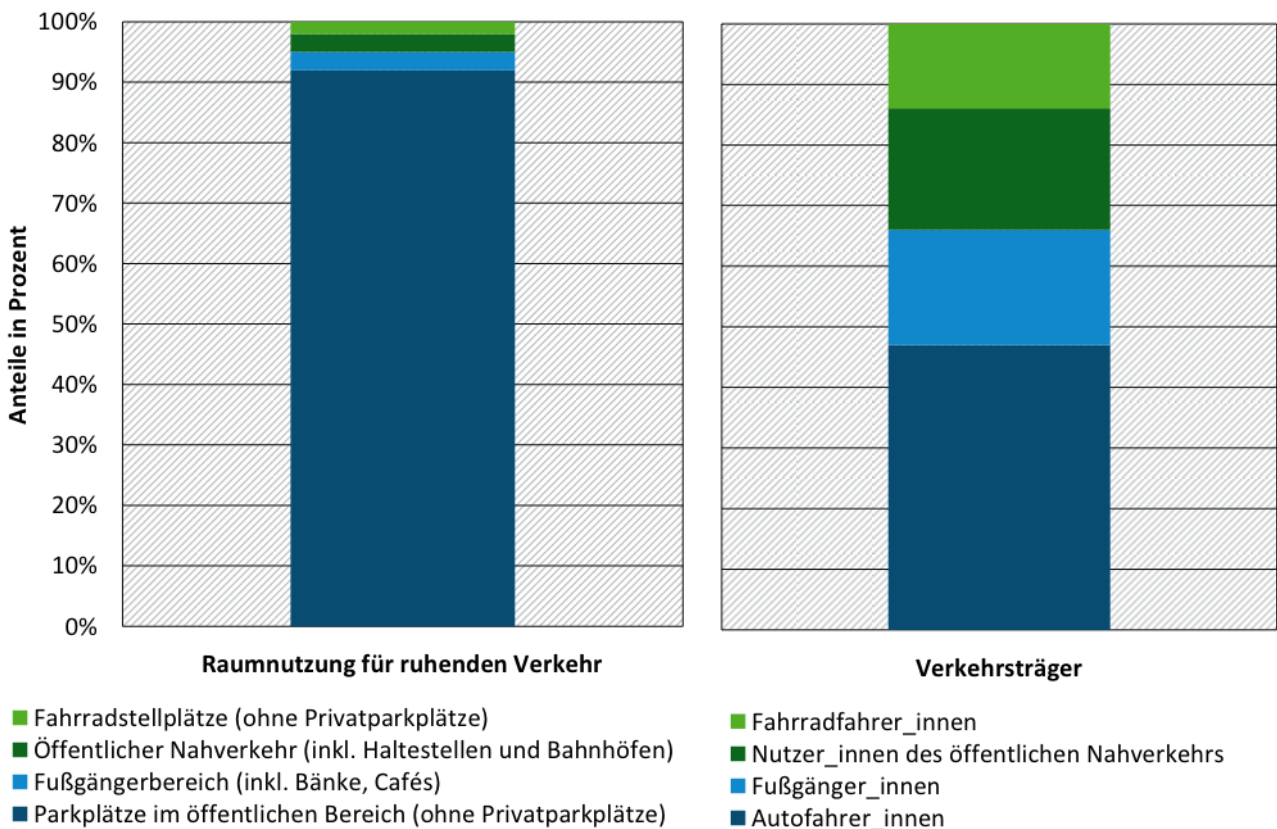
Abbildung 2: Parkraumbewirtschaftung als Teil des Parkraummanagements



Quelle: Bauer et al. (2016) und Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2004)

Im Durchschnitt steht ein Pkw 23 Stunden am Tag auf öffentlichen oder privaten Parkplätzen (Litman 2018). Jeder Parkplatz nimmt dabei zwischen zwölf und 15 m² ein (Bauer et al. 2016). Eine Erhebung zur Raumnutzung des ruhenden Verkehrs in Graz (Österreich), deren Ergebnisse auf Teile Europas übertragbar sein dürften, hat ergeben, dass 92 % dieser Fläche für private Autos bereitgestellt werden (Push & Pull 2015). Abbildung 3 illustriert die Privilegierung von geparkten Autos im öffentlichen Raum im Vergleich zu dem Anteil der Verkehrsteilnehmenden (Modal Split), die dieses Transportmittel nutzen.

Abbildung 3: Raumnutzung für ruhenden Verkehr und Verkehrsträger in Graz (Österreich)



Quelle: Push & Pull 2015

In den letzten Jahren hat sich vor allem das Interesse an einer marktbasierter Parkraumpolitik verstärkt, da sich die konventionelle, eher regulatorische und angebotsorientierte Herangehensweise als höchst ineffizient erwiesen hat (Barter 2010). Insbesondere das Fehlen eines angemessenen Preises bzw. die fehlende Bewirtschaftung mit Knappheitspreisen ist eine Kernursache für das Versagen des Markts für Parkplätze (Shoup 2005). Kostenfreie oder zu günstig angebotene Parkplätze auf öffentlichen Flächen sind in Anbetracht der hohen Kosten der Bereitstellung, der vielschichtigen Externalitäten und der großen Flächenkonkurrenz ökonomisch nicht haltbar. Die Aussicht auf kostenloses Parken inzentiviert das mehrfache Umfahren der jeweiligen Straßenabschnitte und steigert somit das Parksuchverkehrsaufkommen erheblich. Freies Parken stellt eine Subventionierung des Autoverkehrs dar, die in höheren Preisen und Kosten an anderen Stellen versteckt ist (ebd.).

Fokus dieser Analyse ist daher die Parkgebühr als finanzielles bzw. ökonomisches Instrument der Parkraumbewirtschaftung. Mit ihr können die externen Kosten des Parkens internalisiert und die Marktineffizienzen adressiert werden.

Im Gegensatz zu den vielen angebotsseitigen Instrumenten adressiert die Parkgebühr die Nachfrage nach Parkplätzen. Nähern sich Nachfrage und Angebot über die Preissteuerung aneinander an, kann dies die Parkplatzsuche signifikant verkürzen und somit auch das Verkehrsaufkommen und die damit verbundenen Externalitäten (u. a. Schadstoffemissionen) reduzieren. Untersuchungen z. B. in München, Wien, Gelsenkirchen, Tübingen und Köln zeigen, dass sich die Stellplatzauslastung nach Einführung der Parkraumbewirtschaftung verbessert (Bauer et al. 2016).

Zusätzlich können die Gebühren Auswirkungen auf das Verkehrsaufkommen insgesamt haben, da sie die Kfz-Nutzung in Innenstädten gegenüber anderen Verkehrsmitteln teurer und somit unattraktiver machen. Verschiedene Studien konnten laut Bauer et al. (2016) zeigen, dass vor allem Pendelnde zur Wahl eines anderen Verkehrsmittels als dem Auto motiviert werden können.

Die Verteuerung des Parkens kann als Subventionsabbau verstanden werden, denn freies oder zu günstiges Parken stellt eine erhebliche Förderung des Autoverkehrs zu Lasten der Gesellschaft dar.

Die Parkgebühr ist ein besonders sichtbarer Kostenpunkt der Autonutzung und beeinflusst Entscheidungen bezüglich des eigenen Mobilitätsverhaltens daher effektiv. Ein entsprechend ausgestaltetes Gebührensystem kann u. a. auf folgende Weise zur Verkehrssteuerung, -vermeidung und -verlagerung beitragen:

- ▶ Räumliche und zeitliche Verlagerung der Nachfrage durch differenzierte Parkgebühren
- ▶ Verlagerung des Verkehrs weg vom individuellen Autoverkehr auf umweltfreundlichere Verkehrsmittel durch den zusätzlichen Kostenpunkt „Parkgebühr“
- ▶ Verringerung der Nutzung und der Anzahl an Pkw durch Carpooling oder Sharing-Angebote
- ▶ Höherer Umschlag und eine effizientere Nutzung einzelner Stellplätze durch Reduzierung des Anteils an Dauerparkern

Die Parkraumbewirtschaftung sollte nach Möglichkeit flächendeckend eingeführt werden, um so die Suche nach einem kostenlosen Parkplatz zu vermeiden. Zu diesem Zweck muss ebenfalls ersichtlich sein, wo welche Gebührengelt (Bauer et al. 2016).

4.1.5.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Wie bereits dargelegt, kann durch Erhebung und Gestaltung von Parkraumgebühren eine Lenkungs-funktion erreicht werden, die zunächst den ruhenden Verkehr direkt adressiert (LAI-Ausschuss 2016) und in der Folge Auswirkungen auf den fahrenden Verkehr (Parksuchverkehr und beeinträchtigte Dritte) hat.

Zu den durch den Verkehr freigesetzten Treibhausgasen und Luftschadstoffen zählen: Kohlenstoffdioxid, Methan, Lachgas, Schwefeldioxid, Stickoxide, Kohlenmonoxid, flüchtige organische Verbindungen und Feinstaub (UBA 2016b). Im Jahr 2016 trug der Straßenverkehr zu 18 % zu den gesamtdeutschen Treibhausemissionen bei (Umweltbundesamt 2018b). Die Erhebung von Parkraumgebühren kann den Schadstoffausstoß vermindern, weil sie das Aufkommen und somit den Kraftstoffverbrauch von Teilen des Verkehrs, insbesondere des Parksuch- und Pendlerverkehrs, adressiert. In bestimmten Situationen wird auch der Verbrauch von Dritten reduziert, die von einer Verflüssigung des Straßenverkehrs profitieren. Die Effektivität hängt jedoch von der Ausgestaltung und den örtlichen Gegebenheiten ab, so dass eine pauschale Bewertung nicht möglich ist. Shoup (2005) schätzt jedoch allein die durch Emissionen verursachten Kosten auf 44 USD pro Parkplatz pro Monat. Eine besonders intelligente Form der Parkraumbewirtschaftung in San Francisco (siehe 4.1.5.3) konnte laut Evaluierung (SFMTA 2014a) die Dauer der Parkplatzsuche von durchschnittlich zwölf auf sieben Minuten und das Verkehrsaufkommen insgesamt um 8 % senken. Beides spiegelt sich in den täglich gefahrenen Kilometern (-30 % bzw. -3.883 km) sowie den täglichen CO₂-Emissionen (-30 % bzw. -2,1 t CO₂ an Werktagen zwischen 9

und 18 Uhr) wider. Sinnvollerweise sollte die Anhebung der Parkgebühren (Push-Policy) durch Pull-Policies wie etwa den Ausbau von alternativen Verkehrsmitteln (z. B. Radwegen) ergänzt werden.

Insgesamt bewerteten acht Expertinnen und Experten die Einführung bzw. die Ausweitung der Parkraumbewirtschaftung in deutschen Städten, Gemeinden oder Stadtteilen als Instrument im Bereich der Luftreinhaltung. Der Fokus lag dabei auf der Erhebung von Parkgebühren als Preiskomponente der Bewirtschaftung im öffentlichen Raum. Da regionale Gegebenheiten unterschiedlich und die kommunalen Ausgestaltungsmöglichkeiten vielfältig sind, musste das Instrument zunächst sehr allgemein, ohne spezifische Aussagen zur Ausgestaltung bewertet werden. In Bezug auf die ökologische Effektivität des Instruments fällt die Bewertung über die verschiedenen Gruppen hinweg eher positiv aus. Obwohl dies auch für die Gruppe der Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler gilt, war hier jedoch eine leichte Heterogenität innerhalb der Antworten zu beobachten. Eine Stimme aus der Politik sprach sich für emissionsabhängige Parkgebühren aus.

Tabelle 47: Parkraumbewirtschaftung: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die relevanten Luftschadstoffemissionen zu senken.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 1 | 2 | 2 |
| Politik | 1 | | | | | 1 |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | | 2 | |
| Summe | 8 | 0 | 0 | 1 | 4 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Zudem zeigt die Befragung (vgl. Tabelle 48), dass sieben der acht Expertinnen und Experten von positiven Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik ausgehen. Nur eine Stimme aus der Wissenschaft ist unentschieden.

Tabelle 48: Parkraumbewirtschaftung: Wechselwirkungen

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik (z. B. Klimaschutz).

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 1 | | 4 |
| Politik | 1 | | | | | 1 |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | | 1 | 1 |
| Summe | 8 | 0 | 0 | 1 | 1 | 6 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Wie bereits erläutert macht die Bereitstellung von (kostengünstigen oder kostenlosen) Parkräumen die Nutzung von Pkw gegenüber der Nutzung des öffentlichen Nahverkehrs bzw. des Fahrradfahrens attraktiver und fördert so ein energieintensives und umweltschädliches Fortbewegungsmittel.

Zusätzlich zu den negativen Umweltauswirkungen der Pkw-Nutzung entstehen weitere Belastungen durch den Bau sowie den Erhalt der Parkräume an sich (Chester & Horvath 2009). So führt etwa die

Erdölproduktion für Bitumen, dem Bindemittel, welches die Aggregate, z. B. Asphalt, zusammenhält, zur Emission verschiedener Treibhausgase sowie von CO und SO₂. Durch Dieselfahrzeuge, die Material für die Asphalt-Produktion liefern, entstehen NO_x-Emissionen (Chester, Horvath & Madanat 2010) und Feinstaub. Bei der Verbauung von Beton sind die NMVOC-Emissionen, die während der Zementproduktion entstehen, zu beachten (ebd.). Diese entstehen ebenfalls bei der Asphaltierung, da sich Teile der erdölbasierten Komponente verflüchtigen. Zu dem tragen NMVOC-Emissionen zur Entstehung von Ozon in Bodennähe sowie zur Bildung von Feinstaub bei, die u. a. Hauptkomponenten von Smog sind (VOC Controls Unit 2016).

Synergien der Parkraumbewirtschaftung ergeben sich im Zusammenhang mit Stadtplanung, Flächennutzungsplanung und Bodenversiegelung. Parkraumbewirtschaftung hat somit nachhaltige Auswirkungen auf die Entwicklung und Struktur von Städten. Parkraum beansprucht häufig viel Fläche, die gerade in Innenstädten knapp und für das Kleinklima wichtig ist. Parkraum steht in direkter Konkurrenz zu Lebensräumen und verstärkt den städtischen Wärmeinsel-Effekt. Dunkel gepflasterte Flächen tragen zum Temperaturanstieg innerhalb der Stadt bei, was viele weitere Probleme mit sich bringt. Die Versiegelung des Bodens kann darüber hinaus den natürlichen Wasserfluss und so die lokale Zugänglichkeit zu Wasser verringern (Santero & Horvath 2009) und das Risiko von örtlichen Überschwemmungen steigern.

Weitere Synergien können sich aus der Berücksichtigung von Car-Sharing und Elektromobilität für die Verkehrspolitik ergeben. Die Förderung des motorisierten Individualverkehrs, sei er geteilt oder elektrisch, ist jedoch stets kritisch zu prüfen, da sie im Konflikt mit dem Ziel der Verkehrsverlagerung weg vom Pkw steht. Gerade im Bereich der Elektromobilität ist ebenfalls zu berücksichtigen, dass Ladestationen an öffentlichen Parkplätzen eine zusätzliche Herausforderung für das Parkraummanagement darstellen können, da Laden und Parken untrennbar miteinander verbunden sind.

Ökonomische Effizienz

Aktuell werden Parkplätze nur zu etwa einem Fünftel direkt durch Parkgebühren finanziert (Rammler 2017). Hinzu kommt die meist ineffizientere indirekte Finanzierung durch Steuern, höhere Mieten, niedrigere Gehaltsnebenleistungen sowie höhere Preise im Einzelhandel. Zusätzlich entstehen externe Kosten durch Lärm und Luftverschmutzung. Insbesondere der Parksuchverkehr ist ein Musterbeispiel für Marktversagen aufgrund von Preiskontrollen (Manville und Chatman 2016). Eine zu niedrige oder fehlende Bepreisung wertvoller Parkfläche führt zu einem übermäßigen Nachfrageniveau, welches das Angebot an Parkplätzen schnell übersteigt. Angebotsseitige Maßnahmen sind dann oft nicht ausreichend und weniger effizient. Denn die übermäßige Nachfrage an bestimmten Orten und zu bestimmten Zeiten kann unter Umständen gar nicht sinnvoll, das heißt u. a. ohne die Schaffung von Überkapazitäten, gedeckt werden.

Die theoretische Lehrbuchlösung für dieses Problem sind freie Marktpreise (ebd.). Wenn der Preis auf örtliche und zeitliche Spitzen der Nachfrage flexibel reagieren kann, passt sich auch die Nachfrage dem neuen Preissignal an und verringert oder verlagert sich entsprechend. Die Preiselastizität für Fahrzeugnutzung in Abhängigkeit von Parkraumgebühren beträgt typischerweise -0,1 bis -0,3, hängt aber auch stark von lokalen Gegebenheiten sowie möglichen Komplementärmaßnahmen ab (Litman 2018).

Das theoretische Optimum und die völlige Preiseffizienz sind jedoch nicht immer wünschenswert. Manville und Chatman (2016) heben aus den Erfahrungen in San Francisco hervor (siehe auch 4.1.5.3), dass ein flexibler und effektiver Preis in Konflikt mit Preisstabilität und politischer Akzeptanz stehen kann. Häufig fluktuierende Parkgebühren sind für den Parkplatzsuchenden schwer vorhersehbar und führen eventuell sogar zur Verlängerung der Parkplatzsuche. Auch könnte der sich ergebende Marktpreis über einem politisch vertretbaren Niveau liegen. Darüber hinaus müssen für ein solch flexibles System zunächst die technischen Voraussetzungen geschaffen werden.

Zudem ist nicht eindeutig geklärt, wie sich die Knappheitspreise praktisch bestimmen lassen. Auf den ersten Blick lassen sich die marginalen Kosten eines Parkplatzes aus den Betriebs- und Wartungskosten ableiten, da es sich bei den mit dem Bau eines Parkplatzes assoziierten Kosten um Sunk Costs handelt. Bezieht man jedoch die Opportunitätskosten der Flächennutzung, die Umweltschäden sowie Raum- und Zeitkomponenten ein, so gestaltet sich die Bestimmung der Knappheitspreise ungleich komplizierter (Litman 2018).

In der Praxis muss daher eine gute Balance zwischen Effizienz, Umsetzbarkeit und Akzeptanz gefunden werden, die sich vor allem auch in der Differenzierung des Systems ausdrückt. Am unteren Ende steht dabei die flächige Einführung oder Erhöhung von undifferenzierten Parkgebühren. Dies kann, wie in der Stadt Zürich, bereits zur Verringerung des Suchverkehrs beitragen (Axhausen 2016). Die Potenziale des Instruments werden aber nur in geringem Maße genutzt und es ergeben sich unnötige Benachteiligungen, da die Gebühr an manchen Orten zu hoch und an anderen zu niedrig sein wird (ebd.). Am oberen Ende der Differenzierung steht aktuell z. B. San Francisco. Dort wurden Parkplätze mit Sensoren ausgestattet und die Parkgebühren über einen längeren Zeitraum straßenabschnittsweise dem Auslastungsgrad angepasst. Die Parkgebühren können daher auch auf engerem Raum variieren, sodass die Inkaufnahme eines kleinen Fußweges eine günstigere Gebühr bedeuten kann (ebd.). Für Effizienzgewinne ist also vor allem die räumliche Differenzierung der Parkgebühren ausschlaggebend, um eine räumliche Verlagerung anzureizen.

Sowohl über die Gruppen hinweg als auch gruppenintern schätzten die Expertinnen und Experten die ökonomische Effizienz der Parkraumbewirtschaftung unterschiedlich, mehrheitlich aber positiv ein (vgl. Tabelle 49). Verbrauchervertreterinnen und -vertreter betonen, dass die Bewirtschaftung vom Parkdruck abhängig gemacht werden sollte, mit dem Ziel, die Parkraumbilanz auszugleichen. Zusätzliche Einnahmen dürften nicht erzielt werden. Voraussetzung sollten außerdem ein gutes ÖPNV-Angebot und attraktive Mobilitätsalternativen sein. In Kontrast dazu fordert eine Stimme aus der Wissenschaft, dass Parkraum mit Knappheitspreisen zu bewirtschaften sei und nicht mit einer Verwaltungsgebühr. Die Gebühren sollten objektiv ermittelt werden. Eine weitere Stimme weist darauf hin, dass kostenloses Parken auf öffentlichen Straßen einen geldwerten Vorteil bzw. eine Subvention für Kfz-Besitzerinnen und -Besitzer darstelle. Eine Stimme aus der Wissenschaft fordert weiterhin, dass die Parkgebühren im öffentlichen Raum deutlich über denen in Parkhäusern liegen müssten, um eine optimale Kapazitätsauslastung zu erreichen. Um eine effiziente Bewirtschaftung durchzusetzen, müssten die Parkraumgebühren erstens hoch genug sein, zweitens müssten Verstöße mit höheren Bußgeldern geahndet werden. Ein weiterer Experte weist darauf hin, dass eine effiziente Bepreisung mit anderen Maßnahmen wie Leitsystemen zu kombinieren sei.

Tabelle 49: Parkraumbewirtschaftung: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient, d. h. zu minimalen Gesamtemissionsminderungskosten erreicht.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | 1 | 1 | 2 | 1 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 1 | | 1 | |
| Summe | 8 | 0 | 2 | 1 | 4 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Akzeptanz der Zielgruppe

Erfahrungen in vielen deutschen Städten zeigen, dass insbesondere der Einzelhandel und größere Arbeitgeber der Parkraumbewirtschaftung häufig zunächst sehr kritisch gegenüberstehen (Bauer et al. 2016). Sowohl bei Bewohnern, der lokalen Wirtschaft und dem Einzelhandel wurde in vielen Fällen aber eine positive Entwicklung der Akzeptanz nach Einführung festgestellt (ebd.). Häufig setzt sich langfristig die Erkenntnis durch, dass die Bewirtschaftung des Parkraums die Parkplatzzsuche der Kundschaft verbessert (ebd.). In einigen Fällen sind es die Beschäftigten selbst, die als Dauerparker die anliegenden Parkplätze für potenzielle Kundinnen und Kunden blockieren.

Der Handelsverband Bayern, eine Interessenvertretung des Einzelhandels, verlangt mittlerweile, den Raum in Innenstadtbereichen Parkenden nur gegen eine Gebühr zur Verfügung zu stellen. Weiterhin spricht er sich für eine räumliche Variation der Gebührenhöhe aus (HBE 2014). Durch die Beteiligung der betroffenen Bevölkerung und eine wirksame Information der Öffentlichkeit kann häufig eine hohe Akzeptanz erreicht werden, da insbesondere Anwohner von erhöhtem Parksuchverkehr und dessen Externalitäten direkt oder indirekt betroffen sind. Wichtig ist dabei eine sichtbare positive Veränderung nach Einführung, um die Wirksamkeit des Instruments zu belegen und den Vorbehalten gegenüber einem reinen Finanzierungsinstrument entgegenzuwirken. Die Akzeptanz nimmt zu, wenn die Vorteile spürbar werden (DifU 2009a). Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2004, S. 21) beispielsweise empfiehlt „Informationen im Internet, de[n] Druck von Broschüren und die Vor-Ort-Verteilung von Faltblättern in Lokalen, Kinos, Theatern usw.“ im Vorfeld einer Einführung. Auch die Zweckbindung von Einnahmen könne die Akzeptanz steigern (DifU 2009a).

Tabelle 50: Übersicht über Vorteile und Kosten von effizienten Parkgebühren für verschiedene Stakeholder

| Gruppe | Vorteile | Kosten | Lösungen |
|--------------------------------|--|--|---|
| Kraftfahrende | Parkplatzverfügbarkeit steigt, u. a. wegen des höheren Umschlags Flexibler als Regulierungen Senkt Verkehrsstau, insb. Parksuchverkehr (Reduktion von Lärm und Emissionen, erhöhte Sicherheit) Keine indirekte Finanzierung (z. B. durch Mietkosten, den Einzelhandel und Restaurantpreise) | Kosten des Parkens sowie die Kosten der Einrichtung der Parkgebühren | Nutzerfreundliche Bezahlssysteme Information über Vorteile verbreiten |
| Einkommenschwache Pendelnde | Kann Ausbau von Alternativen (u. a. ÖPNV) inzentivieren | Überproportionale Belastung; Parkgebühren sind regressive Gebühren | Alternative Transportmöglichkeiten verbessern, reduzierte Tickets, Direktbezüge erhöhen |
| Nicht-Kraftfahrende | Erhöht Gerechtigkeit, keine Subventionierung von Kraftfahrenden Keine indirekte Finanzierung (z. B. Gehaltsnebenleistungen) Insb. einkommenschwache Menschen sind stärker von Umweltverschmutzung/Lärm belastet und profitieren relativ mehr von deren Reduktion Erhöhte Verkehrssicherheit | Potenziell überbeanspruchter ÖPNV | Alternative Transportmöglichkeiten verbessern/ausbauen |

| | | | |
|-------------------|---|--|--|
| Lokale Wirtschaft | U. a. durch erhöhten Umschlag/weniger Dauerparker erleichtere Warenanlieferung und neue Kundschaft Laufkundschaft Langfristig attraktivere Innenstädte | Könnte kurzfristig einige Kundinnen und Kunden abschrecken Könnte Anfahrtskosten der Angestellten erhöhen | Alternative Transportmöglichkeiten verbessern/ausbauen |
| Stadtverwaltung | Senkt Verkehrsstau Kosteneffizienter als Regulierungen Höhere Einnahmen Vorhandensein von Parkraummanagement-Grundstrukturen | Unter Umständen höhere Kontrollkosten | Integriertes Parksystemmanagement |

Quelle: Nach Litman (2018)

Die befragten Expertinnen und Experten gehen mehrheitlich von einer eher geringen Akzeptanz der Betroffenen gegenüber der Parkraumbewirtschaftung aus, wobei das Spektrum der Antworten sehr breit ist (vgl. Tabelle 51).

Tabelle 51: Parkraumbewirtschaftung: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | 1 | 3 | | 1 | |
| Politik | 1 | | 1 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 1 | 1 | | |
| Summe | 8 | 1 | 5 | 1 | 1 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Verwaltungsaufwand

Die Ein- und Durchführung der Parkraumbewirtschaftung gehen einher mit Investitions-, Betriebs- und Überwachungskosten. Die Kosten für die Einrichtung und den Betrieb eines Parkscheinautomaten liegen gemäß den Erfahrungen des Bezirks Mitte in Berlin bei etwa 1.600 Euro pro Jahr (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2004). Hinzu kämen Kosten für die entsprechende Beschilderung etc. Für eine dynamischere Gebührenfestlegung, wie beispielsweise in San Francisco (siehe auch 4.1.5.3), wäre auch der Einsatz von Sensoren zu berücksichtigen und eine Website oder App für aktuelle Preise und Auslastungen zu entwickeln (Axhausen 2016).

Die Überwachung des Parkraums ist auf- und notwendig. Nur mit ausreichend Personal kann die Gebührenerhebung durchgesetzt werden, was sich in vielen Städten in der Zusammensetzung der Einnahmen und Kosten widerspiegelt. In Berlin und Köln beispielsweise liegt das Verhältnis der Einnahmen aus gezahlten Parkgebühren zu Bußgeldern bei etwa 55:45 bzw. 50:50 (DIfU 2009a). In München betragen die Ausgaben für Überwachungspersonal zwischen 55 und 70 % der Gesamtausgaben (ebd.).

Die konventionellen Systeme zur Erhebung und Zahlung von Parkgebühren sind altmodisch und aufwendig. Digitalisierung und neue technische Möglichkeiten (z. B. Sensoren) bringen alternative Systeme

me und Methoden hervor (Boltze und Schäfer 2011), die sich positiv auf den Aufwand der Kontrolle, der Durchsetzung von Bußgeldern usw. auswirken könnten.

Eine systematische Gegenüberstellung der Einnahmen und Ausgaben oder Evaluierung der Effizienz existiert in den meisten Städten nicht (DifU 2009b). In Berlin Mitte ergab sich zwar ein Überschuss von rund 7 Mio. Euro im Jahr 2006 (350 Euro je Parkstand), das Ergebnis ist aber aus verschiedenen Gründen nicht auf andere Gebiete übertragbar (ebd.). Eine wesentliche Stellschraube ist die Überwachung, die einerseits Einnahmen sicherstellt, andererseits auch den größten Kostenfaktor darstellt. In Deutschland zielt die Parkraumbewirtschaftung in erster Linie jedoch nicht darauf ab, Einnahmen zu generieren. Andere Länder nutzen die Einnahmen beispielsweise zur Finanzierung des öffentlichen Verkehrs.

Die Zuständigkeiten für Planung und Durchführung sind in den meisten Städten unterschiedlich geregelt. Die Zuständigkeit für Überwachung und Kontrolle liegt in der Regel bei den bezirklichen Ordnungsämtern, bei der Polizei (Hamburg) oder wie in München beim Kreisverwaltungsreferat (DifU 2009a). Die Bußgeldbehörde der Polizei ist mit der Ahndung von Verstößen betraut.

Die befragten Expertinnen und Experten halten den Verwaltungsaufwand mehrheitlich für eher hoch (vgl. Tabelle 52). Fünf der acht Befragten stimmen der Aussage, die Umsetzung des Instruments sei mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden, eher nicht zu. Die verbleibenden drei Stimmen sind jeweils unentschieden, stimmen eher zu oder stimmen voll zu. Eine Stimme aus der Wissenschaft fordert im Zusammenhang mit der Parkraumüberwachung, dass Verwarnungsgelder für Falschparken räumlich, zeitlich und in Abhängigkeit von der Höhe der Parkgebühr differenzierter sein müssten. Auch sollten sie deutlich höher sein, in etwa wie das Bußgeld für ein Fahren ohne Fahrschein im ÖPNV. Ein anderer Experte verweist bezüglich der Verwarnungsgelder auf Dänemark und die Niederlande, wo wesentlich höhere Beträge zu zahlen seien.

Tabelle 52: Parkraumbewirtschaftung: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | 4 | | | 1 |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 1 | | 1 | |
| Summe | 8 | 0 | 5 | 1 | 1 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Einen Verlust an Wettbewerbsfähigkeit bei Einführung von Parkgebühren befürchten häufig die lokale Wirtschaft und der Einzelhandel. Vor allem letzterer sieht sich in Konkurrenz zum Online-Handel und großen Einkaufszentren und befürchtet einen Rückgang der Kundschaft aufgrund der schlechteren bzw. teureren Pkw-Erreichbarkeit (Bauer et al. 2016). Die Relevanz der Pkw-Erreichbarkeit für den Umsatz wird laut Erhebungen von den Betroffenen aber überschätzt (ebd.). Laut den Autorinnen und Autoren unterstützt die Parkraumbewirtschaftung die lokale Wirtschaft und den Einzelhandel sogar, weil sie den Parksuchverkehr reduziert. Die Parkplatzverfügbarkeit in Geschäftsnähe ist höher, u. a. weil das Langzeitparken abnimmt (ebd.).

Die befragten Expertinnen und Experten teilen diese Meinung weitestgehend (siehe Tabelle 53). Sechs der acht Befragten stimmen der Aussage eher oder voll zu, dass das Instrument keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit (vor allem der ansässigen Unternehmen etc.) habe. Zwei Expertinnen oder Experten stimmen eher nicht zu, ohne dies jedoch weiter zu begründen.

Auch der Wettbewerb zwischen Kommunen ist zu berücksichtigen. In der Standortkonkurrenz kann die Parkraumbewirtschaftung einen Nachteil darstellen und sich gegebenenfalls negativ auf die Ansiedlung von Unternehmen o. Ä. auswirken. Der Aspekt der interkommunalen Konkurrenz ist jedoch nicht Bestandteil der Befragung.

Tabelle 53: Parkraumbewirtschaftung: Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit (hier vor allem ansässige Unternehmen o. Ä.)

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | 2 | | 2 | 1 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | | 2 | |
| Summe | 8 | 0 | 2 | 0 | 5 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Soziale Wirkungen

Für die soziale Wirkung des Instruments sind vor allem zwei Aspekte zu berücksichtigen. Einerseits stellt die Parkgebühr einen zusätzlichen Kostenpunkt der Pkw-Nutzung dar, den die Halterinnen und Halter von Pkw ggf. als ungerecht empfinden. In Einzelfällen kann die Erhebung der Gebühr sogar zu besonderen Härten führen, z. B. wenn einkommensschwache Menschen auf den Pkw angewiesen sind. Parkraumgebühren belasten einkommensschwache Personen relativ zum Einkommen überproportional. Andererseits trägt das Instrument zur Verursachergerechtigkeit bei und lastet den Parkenden die Kosten der Parkraumnutzung an, die bisher häufig von der Allgemeinheit getragen werden. Die Erhebung von Parkgebühren stellt so gesehen einen Abbau einer Subventionierung des Kfz-Verkehrs dar, von der tendenziell eher einkommensstärkere Menschen profitieren. Mit steigendem Einkommen nehmen Pkw-Besitz sowie die Anzahl der Pkw pro Haushalt zu (siehe z. B. ADAC 2010). Zudem leiden einkommensschwache Haushalte überproportional unter dem durch den (Parksuch-)Verkehr verursachten Lärm sowie seinen umweltschädlichen Folgen (siehe u. a. Bell&Ebisu 2012). Folglich würden sie von der Reduktion im Verhältnis stärker profitieren.

Sechs der acht befragten Expertinnen und Experten stimmen der Aussage zu, dass das Instrument keine negativen sozialen Verteilungswirkungen habe. Zwei Stimmen sind unentschieden. Eine Stimme aus der Wissenschaft weist darauf hin, dass öffentliche Verkehrsflächen allen Bürgern und Bürgerinnen zur Verfügung stehen, derzeit aber 80-90% der Fläche von stehenden oder fahrenden Autos belegt werde, zu Lasten von Fußgängern, Fahrradfahrenden, ÖPNV etc. Die Bewirtschaftung des Parkraums könne zu einer gerechteren Verteilung des öffentlichen Raums oder zumindest der Kosten beitragen. Soziale Härten könnten eventuell durch nach Größe und Anzahl der Pkw gestaffelte Bewohnerparkausweise abgefedert werden.

Tabelle 54: Parkraumbewirtschaftung: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 1 | 4 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | | 1 | 1 | |
| Summe | 8 | 0 | 0 | 2 | 6 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Politische Durchsetzbarkeit

Wie bereits in den vorangegangenen Abschnitten diskutiert, ist zunächst mit Widerstand der Anwohnenden sowie der lokalen Wirtschaft gegen die Durchsetzung des Instruments zu rechnen, welcher aber u. a. durch strategische Kommunikation überwunden werden kann. In der gegenwärtigen Situation zahlt die Bevölkerung indirekt für Parkplätze bzw. deren Bau und Erhalt. Dies ist ebenso wie die Tatsache, dass Direktfinanzierung tendenziell effizienter und gerechter ist, bei der Information der Öffentlichkeit zu kommunizieren (Litman 2018). Neben den genannten Aspekten könnte ein weiterer Fokus auf der Erhöhung der Sicherheit liegen. Durch parkende Autos sind Fußgänger, insbesondere aber spielende Kinder, schwer sichtbar und somit auch an Überwegen und Kreuzungen einem hohen Unfallrisiko ausgesetzt. Die Reduzierung des Parkaufkommens sowie die verstärkten Kontrollen der Maßnahmen tragen zu einer erhöhten Verkehrssicherheit bei (Bauer et. al. 2018). Den Betroffenen müssen die potenziellen Vorteile aufgezeigt werden.

Vier der befragten acht Expertinnen und Experten stimmen der Aussage, dass die Einführung bzw. die Ausweitung der Parkraumbewirtschaftung politisch durchsetzbar sei, eher zu. Drei Stimmen sind unentschieden, eine ist von der Durchsetzbarkeit des Instruments nicht überzeugt. Eine Stimme aus der Wissenschaft weist auf die Möglichkeit hin, Einnahmen aus Parkgebühren in einem Push- und Pull-System transparent für Alternativen, z. B. Tarifiermächtigungen im ÖPNV, zu nutzen. Ein weiterer Wissenschaftler betont, dass Parkraumbewirtschaftung stringenter und teurer werden müsse. Dies sei aber politisch nur in kleinen Schritten machbar, umso wichtiger sei es daher, damit anzufangen.

Tabelle 55: Parkraumbewirtschaftung: Politische Durchsetzbarkeit

Die Einführung bzw. Ausweitung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 3 | 2 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 1 | | 1 | |
| Summe | 8 | 0 | 1 | 3 | 4 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Rechtliche Umsetzung

Die Regelung des Parkens von Fahrzeugen auf öffentlichem Straßengrund gehört zum Bereich des Straßenverkehrs, für den gemäß Art. 74 Nr. 22 GG eine konkurrierende Gesetzgebungsbefugnis des Bundes besteht. Die Rechtsgrundlage einer Parkraumbewirtschaftung in Deutschland sind das Straßenverkehrsgesetz (StVG §§ 5b, 6 und 6a, 7) sowie die Straßenverkehrs-Ordnung (StVO 12, 13, 41 bis 43, 45 und 46). Die Erhebung von Gebühren wird im Straßenverkehrsgesetz (§ 6a StVG Gebühren Absatz (6)) und im Verwaltungskostengesetz (VwKostG §1) geregelt (Lawinczak & Heinrichs 2007). Weitere rechtliche Rahmenbedingungen werden meist auf Ebene der Landesregierungen gesetzt — in Berlin beispielsweise durch die Parkgebühren-Ordnung der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2004). Die Ermächtigung zur Festsetzung der Gebührenhöhe wird in den meisten Ländern den Kommunen übertragen (Bauer et al. 2016). Darüber hinaus haben Kommunen gemäß StVG das Recht, Parkgebühren in Eigenverantwortung zu erheben (ebd.).

Da die Parkgebührenerhebung wie alle Maßnahmen zur Parkraumbewirtschaftung ihre Grundlage im Straßenverkehrsrecht hat, muss sie verkehrlich begründet werden. Sie kann daher eingeführt werden, wenn die Sicherheit oder Ordnung des Verkehrs bedroht ist. Dies kann beispielsweise der Fall sein, wenn verschiedene Nutzergruppen (z. B. Kundschaft, Bewohner, Beschäftigte) um knappe Stellplätze konkurrieren, der Parkdruck hoch ist oder die anwohnende Bevölkerung vor Lärm und Abgasen geschützt werden müssen (Bauer et al. 2016). Zudem muss die Rechtfertigung für eine Parkraumbewirtschaftung bei einem flächendeckenden Bewirtschaftungsplan für jede der potenziell betroffenen Straßen erbracht werden. Die Generierung von Einnahmen allein ist hingegen kein rechtmäßiger Grund für die Erhebung von Parkgebühren (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung 2004). Eine starke Erhöhung von Parkgebühren ist aus rechtlicher Sicht möglich; eine Deckelung ergäbe sich allerdings möglicherweise durch das Kostendeckungs- und/oder das Äquivalenzprinzip (Bauer et al. 2016). In einem Urteil vom 29. Juni 1994 (4 N 93.832) schreibt der Verwaltungsgerichtshof München, dass ein Kostenüberdeckungsverbot für Parkgebühren nicht existiere, u. a. weil die Nutzung freiwillig sei. Die Gebühr sollte den Wert der Leistung aber nicht überschreiten. Ausschlaggebend ist also das wirtschaftliche Interesse der Benutzerin oder des Benutzers, welches aber nur schwer festzustellen sei (ebd.).

Die Befragung hinsichtlich der Umsetzbarkeit des Instruments ohne juristische Hürden fällt heterogen aus. Während Vertreterinnen und Vertreter aus Politik sowie aus Umwelt- und Verbraucherverbänden eher juristische Hürden bei der Umsetzung sehen, ist dies bei den Expertinnen und Experten aus der Wissenschaft nicht der Fall; ihre Antworten schwanken zwischen unentschieden und voller Zustimmung. Nach Meinung eines Experten aus der Wissenschaft ist eine umfassende Parkraumbewirtschaftung in Deutschland sogar verfassungsrechtlich geboten, da die aktuelle Situation gegen Art. 3 GG (Gleichheitssatz) verstoße. In den Wohngebieten sei Parken auf öffentlicher Straße kostenlos, unabhängig von der Parkdauer. Auf Privatparkplätzen fielen hingegen Kosten von über 30 Euro je Monat an. Somit entstände den auf öffentlicher Straße parkenden Fahrzeugen ein geldwerter Vorteil, der eine Subvention für Kfz-Besitzerinnen und Besitzer darstelle. Dies bedürfe einer Rechtfertigung vor Art. 3 GG, der Gleichheit und somit Gleichbehandlung vorschreibe. Eben diese liege hier seiner Einschätzung nach nicht vor. Folglich müssten Kfz-Eigentümerinnen und Eigentümer, die keinen privaten Parkplatz nachweisen können, einen Beitrag von mindestens 30 Euro im Monat für die allgemeine Bereitstellung und Nutzung öffentlicher Verkehrsflächen an die Kommune entrichten.

Tabelle 56: Parkraumbewirtschaftung: Rechtliche Umsetzung

Die Fortentwicklung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|------------------------|-------------------------|---------------|-------------------|-------------------|
| Wissenschaft | 5 | | | 2 | 2 | 1 |
| Politik | 1 | | 1 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 2 | | 2 | | | |
| Summe | 8 | 0 | 3 | 2 | 2 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

4.1.5.3 Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Die wichtigsten Stellschrauben für die Ausgestaltung von Parkgebühren selbst sind deren absolute Höhe sowie die räumliche und zeitliche Differenzierung. Zur Parkraumbewirtschaftung gehören auch die Beschilderung, die Beschränkung der Parkdauer, die Überwachung des Parkraums etc. Darüber hinaus muss die Bewirtschaftung in ein umfassendes Parkraummanagement integriert werden. Der Fokus liegt hier, wie zu Beginn geschildert, jedoch auf der preislichen Komponente, also der Parkgebühr. Ein spannendes Beispiel für Möglichkeiten der Ausgestaltung ist *SFPark* in San Francisco. Dort wurde 2011 ein variables Preissystem eingeführt, das abhängig von Ort, Wochentag und Tageszeit ist. Parkplätze wurden mit Sensoren ausgestattet, was die Echtzeitverfolgung der Parksituation sowohl für die Verwaltung als auch Parkplatzsuchende per Smartphone Applikation ermöglicht (SFMTA 2014b). So konnte eine angebots- und nachfragegesteuerte Preisfindung zur effizienten Auslastung erreicht werden.

Der Zugang zu Informationen und Parkplatzverfügbarkeit hat die Parkplatzsuche erleichtert und verkürzt. Im Juni 2014 wurde das Projekt evaluiert (SFMTA 2014a) und durchweg positiv bewertet. Laut Studie fielen die Stundensätze an Parkuhren und in Parkhäusern um 0,11 bzw. 0,42 USD, wobei der Nettoumsatz gleichzeitig stieg.

Die Zielauslastung des Parkraums wurde in Pilotregionen deutlich häufiger erreicht als zuvor, eine Überlastung trat seltener auf. Dies hat vermutlich zur signifikanten Reduzierung der Verkehrsleistung und der zur Parkplatzsuche verwendeten Zeit beigetragen (SFMTA 2014a, S. 90). Wie bereits beschrieben, spiegelt sich dies auch in einer Reduzierung der täglich gefahrenen Kilometer und CO₂-Emissionen wider. Ein solches System ist theoretisch auch in deutschen Städten denkbar, ist jedoch mit entsprechend hohen Investitions- und Betriebskosten verbunden.

Bei **Gebührenhöhe und Gebührengestaltung** bilden das Äquivalenzprinzip und das Kostendeckungsprinzip den Rahmen für die Gestaltungsmöglichkeiten (Bauer et al. 2016). Die Gebühr muss in einem angemessenen Verhältnis zum Wert der Leistung stehen (Schneider et al. 2008). Innerhalb dieses Rahmens bestehen jedoch einige Freiräume für die Ausgestaltung und Differenzierung der Gebühren. Wie zuvor beschrieben sind einige Abwägungen zwischen Effizienz, Akzeptanz und Umsetzbarkeit zu treffen.

Bei der Befragung der Expertinnen und Experten wurden bezüglich der Gebührenhöhe unterschiedliche Richtwerte vorgeschlagen. Parkgebühren könnten sich z. B. an der Höhe von ÖV-Ticketpreisen orientieren. Dies wäre gerade bei der Wahl des Verkehrsmittels ein klares, leicht zu berücksichtigendes Preissignal. Ein anderer Vorschlag sieht vor, dass Parkgebühren im öffentlichen Raum deutlich über den Preisen von Parkhäusern liegen sollten, da die Auslastung in Parkhäusern meist erheblich geringer sei als an den Straßen. Der Vorschlag geht auf einen Aspekt ein, der hier nicht weiter beleuch-

tet wird: Parkplätze im öffentlichen Raum sind nur ein Teil des gesamten Parkraumangebots und stehen daher auch im Wettbewerb mit Parkhäusern und anderen Parkplatzangeboten wie etwa privaten Stellplätzen. Ein anderer Experte schlägt vor, die Gebührenhöhe in einem objektiven Verfahren ermitteln zu lassen. Notwendig sei ein Knappheitspreis und keine Verwaltungsgebühr.

Die **Einnahmeverwendung** kann für die Akzeptanz und Effektivität des Instruments von Bedeutung sein. Mehrere Expertinnen und Experten bezogen ausdrücklich Stellung. Ein Vertreter der Verbraucherinnen und Verbraucher mahnt an, dass keine zusätzlichen Einnahmen über die Kostendeckung hinaus generiert werden sollten. Die Einnahmen sollten zweckgebunden verwendet werden. Andere Stimmen sehen in der Parkgebühr ein geeignetes Finanzierungsinstrument zur Querfinanzierung des ÖPNV oder anderer Mobilitätsalternativen. Laut Bauer et al. (2016) wäre eine zweckgebundene Verwendung von zusätzlichen Einnahmen rechtlich möglich, in Deutschland aber wenig verbreitet. In Amsterdam beispielsweise fließen die Überschüsse zum Teil in den Amsterdam Mobility Fund, aus dem u. a. Maßnahmen für den Radverkehr und den öffentlichen Nahverkehr finanziert werden (ebd.). Weitere denkbare Maßnahmen wären u. a. die Bereitstellung von Park&Ride-Systemen oder innerstädtische Umstrukturierungen (Axhausen 2016).

4.1.5.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Parkraumbewirtschaftung ist weit verbreitet und hat verschiedene positive Auswirkungen, u. a. auf Verkehr, Flächennutzung, Mensch und Umwelt. Die Effektivität des Instruments in Bezug auf die Luftreinhaltung ist positiv, jedoch schwer quantifizierbar, weil örtliche Gegebenheiten und die Ausgestaltung des Instruments sehr unterschiedlich sein können. Auch die Effizienz hängt von ähnlichen Faktoren ab.

In Bezug auf die Anreizwirkung ist festzuhalten, dass Parkgebühren im Vergleich zu anderen Kosten des Pkw-Gebrauchs relativ transparent und durch Nichtbenutzung vermeidbar sind. Nutzerinnen und Nutzer können sie so leichter den Kosten eines ÖPNV-Tickets o. ä. gegenüberstellen, was eine Verhaltensänderung begünstigt. Nichtsdestotrotz sind Parkgebühren nur ein Teil der Parkraumbewirtschaftung, wenngleich ein sehr fundamentaler. Für ihre Wirksamkeit ist ein abgestimmtes Gesamtkonzept wichtig. Dazu zählt über die Parkraumbewirtschaftung hinaus u. a. der Ausbau alternativer Transportmöglichkeiten wie des ÖPNV. Auch ist das Instrument auf den öffentlichen Bereich beschränkt und adressiert nicht die wachsende Anzahl von privaten Parkplätzen (LAI-Ausschuss 2016). An dieser Stelle wäre im Rahmen des Parkraummanagements eine Anpassung der kommunalen Stellplatzsatzungen, insbesondere mit Blick auf Vorgaben bezüglich der Stellplatzanzahl, sinnvoll. Natürlich beeinflusst sich das Angebot öffentlicher und privater Stellplätze auch gegenseitig.

In der Befragung wurde das Instrument bezüglich seiner Effektivität, seiner Wechselwirkungen und Effizienz von den Expertinnen und Experten weitestgehend positiv bewertet. Positive Auswirkungen wurden auch in vielen Studien beobachtet. Gleichwohl stößt die Einführung des Instruments meist auf größere Widerstände seitens der lokalen Wirtschaft, des Einzelhandels und der Bewohner. Häufig wendet sich die negative Einstellung jedoch, sobald die Vorteile für die Betroffenen spürbar werden. Die Lenkungswirkung einer Parkgebühr wird im Vorfeld offensichtlich unterschätzt und oft lediglich als weitere Einnahmequelle der öffentlichen Hand wahrgenommen. Gleichzeitig scheint vielen Menschen nicht bewusst zu sein, dass kostenloses Parken im öffentlichen Raum eine massive Subventionierung des Kfz-Verkehrs zu Lasten der Gesellschaft darstellt. Die Aufklärung und Beteiligung der Betroffenen ist daher wichtig für die Akzeptanz.

4.1.6 Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte

4.1.6.1 Beschreibung des Instruments

Flughäfen erheben Entgelte für Leistungen, die für jeden ankommenden oder abgehenden Flug von den durchführenden Luftverkehrsgesellschaften zu zahlen sind. Die Entgeltordnungen der Flughäfen umfassen häufig folgende Punkte (siehe z. B. Entgeltordnung Flughafen Berlin Tegel 2016 oder CE Delft et al. 2012):

- ▶ Start- und Landeentgelte (häufig massebezogen)
- ▶ Passagierentgelte
- ▶ Positions- und Abstellentgelte (Parkgebühr für Flugzeuge)
- ▶ Sicherheitsentgelte zur Finanzierung von Sicherheitsmaßnahmen
- ▶ Entgelt für die Betreuung von Personen mit eingeschränkter Mobilität
- ▶ Entgelte für die Nutzung der Terminals und anderer Infrastruktur

An allen Flughäfen in Deutschland werden seit Langem lärmabhängige Start- und Landeentgelte erhoben. Ergänzend dazu begann im Jahr 2008 ein Pilotprojekt des Deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) mit mehreren Flughäfen zur aufkommensneutralen Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte. Dadurch sollten nach dem Vorbild der lärmabhängigen Landeentgelte ökonomische Anreize zum Einsatz NO_x - und HC-armer Flugzeugtechnologien geschaffen werden. Das Pilotprojekt war zunächst auf drei Jahre begrenzt, wird aber an vielen deutschen Flughäfen fortgesetzt (z. B. Köln-Bonn, Hamburg, München). Es ist zudem freiwillig, Flughäfen können sich selbst für eine Teilnahme melden.

Insgesamt sollte die neue Entgeltstruktur zunächst aufkommensneutral für jeden individuellen Flughafen im Vergleich zu den bisherigen Landeentgelten sein. Die Summe der verschiedenen Entgeltkomponenten sollte sich also nicht ändern, lediglich die Zusammensetzung. Den größten Anteil am Entgelt haben meist Start- und Landegebühren, Passagierentgelte sowie Sicherheitsentgelte. In einer Beispielrechnung für eine Boeing 747-400 am Flughafen Frankfurt machen sie fast 90 % des gesamten Entgelts in Höhe von 11.500 Euro aus (CE Delft et al. 2012). Die Emissionsentgelte betragen in diesem Beispiel 260 Euro.

Die Berechnungsgrundlage für Emissionen ist seit 2010 europäisch harmonisiert. Für jedes Flugzeug werden zunächst auf Basis von Daten der Internationalen Zivilluftfahrtorganisation (International Civil Aviation Organization (ICAO)) die NO_x - und HC-Emissionen bei Start und Landung gemäß dem standardisierten Landing-take-off-Zyklus (LTO-Zyklus) bestimmt. Für die Berechnung des Emissionswerts ist an deutschen Flughäfen die Anwendung der ERLIG-Formel (Emission Related Landing Charges Investigation Group) üblich, welche die Anzahl der Triebwerke, die Zeit, den Treibstoffverbrauch sowie den Emissionsfaktor gemäß LTO-Zyklus berücksichtigt. Die notwendigen Angaben zu Luftfahrzeug- und Triebwerkstypen werden einer anerkannten Flottendatenbank entnommen.

Pro Emissionseinheit (kg NO_x -Äquivalent) ist dann bei Start und/oder Landung ein bestimmtes Entgelt zu zahlen, welches von den Flughäfen bestimmt wird. Dieser Betrag soll regelmäßig überprüft und ggf. angepasst werden, er hat sich an den meisten deutschen Flughäfen aber bislang kaum verändert. Die Gebührenhöhe variiert darüber hinaus zwischen den Flughäfen. Tabelle 57 zeigt die aktuell gültigen (Stand 03.04.2018) Gebühren je kg NO_x -Äquivalent für alle deutschen Großflughäfen sowie weitere ausgewählte Flughäfen in Europa. Die meisten deutschen Großflughäfen erheben eine Gebühr in Höhe von 1,50 oder 3 Euro. Im europäischen Vergleich erhebt der Flughafen London Heathrow mit umgerechnet rund 17,70 Euro die mit Abstand höchste Gebühr.

Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte existieren also nicht nur in Deutschland, sondern werden in ähnlicher Form auch in der Schweiz (obligatorisch), Schweden, Dänemark und Großbritannien

verfolgt. Der Flughafen Zürich war 1997 der erste, der ein schadstoffabhängiges Landeentgelt einführt (EASA et al. 2016). Im Jahr 2015 gab es solche Entgelte an 25 europäischen Flughäfen (ebd.), bislang jedoch ausschließlich in den genannten Ländern. Eine Übersicht der lärm- und schadstoffabhängigen Gebühren und Vorschriften an Flughäfen weltweit liefert unter anderem die Onlinepräsenz von Boeing (ohne Datum).

Tabelle 57: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte an europäischen Flughäfen

| Gebühr (je kg NO _x oder NO _x -Äquivalent) | Flughafen |
|---|---|
| Keine | u. a. Berlin-Tegel, Berlin-Schönefeld, Dresden, Leipzig/Halle, Münster/Osnabrück, Amsterdam, Barcelona, Madrid, Paris, Rom |
| 1,19 Euro | Genf (1,40 CHF) |
| 1,50 Euro | Bremen, Düsseldorf, Hamburg, Nürnberg |
| 2,13 – 2,22 Euro | Kopenhagen (16,50 DKK), Zürich (2,50 CHF) |
| 2,81 Euro | Bern (3,30 CHF) |
| 3,00 Euro | Köln/Bonn, Hannover, München, Stuttgart |
| 3,08 Euro | Frankfurt |
| 4,85 Euro | Stockholm (50 SEK) |
| 17,70 Euro | London Heathrow (15,48 Pfund Sterling) |
| Andere | Saarbrücken (Entgelt je Landung: zwischen 4 und 150 Euro), Friedrichshafen (Entgelt je Landung: zwischen 1 und 200 Euro), Basel (die Landegebühr wird mit einem Faktor multipliziert, der von der Emissionsklasse abhängig ist) |

gemäß der aktuellen (Stand 03.04.2018) Entgeltordnungen der jeweiligen Flughäfen, online verfügbar

4.1.6.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Der Luftverkehr war im Jahr 2014 für 14 % aller NO_x-Emissionen des europäischen Verkehrs und für 7 % aller NO_x-Emissionen in der EU insgesamt verantwortlich (EASA et al. 2016). Die Emissionen des Schadstoffs haben sich gegenüber 1990 verdoppelt und ihr prozentualer Anteil vervierfacht, da andere Sektoren erhebliche Reduktionen verzeichnen konnten (ebd.). Vorausberechnungen sagen bis 2035 eine erhebliche Zunahme für NO_x und weitere Luftschadstoffe (u. a. CO, HC und Feinstaub) aus dem Flugverkehr voraus, obwohl dabei von einer leichten Entkopplung des Verkehrsaufwands (in Passagierkilometern) und der Schadstoffemissionen ausgegangen wird (ebd.).

Vor diesem Hintergrund ist es unklar, welchen Beitrag die in Deutschland übliche Entgelthöhe von 1,50 bis 3 Euro/kg NO_x-Äquivalent zu Emissionsreduktionen und somit einem umweltfreundlicheren Flugverkehr leistet. Der Betrag liegt deutlich unter den externen Kosten. Gemäß CE Delft et al. (2012) beläuft sich die Schadenshöhe in Deutschland auf rund 12,70 Euro/kg NO_x (in Preisen von 2008). Der Grad der Kosteninternalisierung ist also noch sehr gering. Hinzu kommt, dass das Instrument lediglich die Emissionen bei Start und Landung adressiert, nicht jedoch die Emissionen während des Reiseflugs. Die Externalitäten in den unterschiedlichen Flugphasen sind jedoch unterschiedlich hoch, da z. B. Gesundheitsschäden vor allem in Flughafennähe zu erwarten sind.

Auch fließt das Geld nicht an die Betroffenen (z. B. Anwohnerinnen und Anwohner), sondern verbleibt im Luftverkehr, so dass kaum mit einer Verringerung des Verkehrsaufwands oder einer Verlagerung

hin zu anderen Verkehrsträgern zu rechnen ist. Diese wären aber notwendig, um den Anstieg der absoluten Gesamtemissionen zu verhindern. Das Instrument könnte daher deutlich effektiver werden, wenn es nicht aufkommensneutral, sondern als eine zusätzliche Umweltabgabe ausgestaltet werden würde, da erst dann Auswirkungen auf die Gesamtnachfrage nach Luftverkehr zu erwarten sind (UBA 2009; CE Delft 2008). Darüber hinaus sind die Mehrkosten der schadstoffabhängigen Start- und Landeentgelte für Airlines vergleichsweise gering. In einer Beispielrechnung von CE Delft et al. (2012) beträgt das Emissionsentgelt für eine Landung einer Boeing 747-400 am Flughafen Frankfurt 260 Euro bzw. rund 2,3 % des Gesamtentgelts in Höhe von 11.500 Euro. Aktuell ist daher lediglich damit zu rechnen, dass das Instrument den Einsatz schadstoffärmerer Technologien anreizt und somit die spezifischen Emissionen verringert. Die Zunahme des Verkehrsaufkommens überlagert diesen Fortschritt aber deutlich.

Eine flächendeckende Ausweitung würde das Instrument nichtsdestotrotz stärken. Je mehr Flughäfen auf nationaler und internationaler Ebene Start- und Landeentgelte schadstoffabhängig gestalten, desto größer ist der Kostenanreiz, auf umweltfreundlichere Technologien umzustellen. In Deutschland haben bereits viele Großflughäfen entsprechende Entgelte eingeführt (vgl. Tabelle 57). Auf internationaler Ebene gibt es jedoch nur wenige Länder mit ähnlichen Ansätzen. Gemäß einer Übersicht von Boeing (o. D.) zählen dazu Dänemark, Großbritannien, Schweiz und Schweden.

Die emissionsbedingten Landeentgelte können ggf. die spezifischen Emissionen des Luftverkehrs reduzieren, sie begrenzen die absolute Menge der Emissionen aber nicht. Die externen Kosten werden zwar teilweise internalisiert, ein absoluter Anstieg der Emissionen wird aber bei ausbleibender Lenkungswirkung (z. B. Verkehrsverlagerung) nicht verhindert. Der Anstieg kann lediglich verlangsamt werden. Dies hängt mit der Nachfrageelastizität (Lu 2009) und der Entwicklung des Flugverkehrsaufkommens zusammen (CE Delft 2008).

In der derzeitigen Ausgestaltung kann das Instrument Emissionsgrenzwerte also vermutlich nur ergänzen. Die Zulassungsstandards für neue Flugzeugtypen und Grenzwerte, u. a. für NO_x und Feinstaub, werden von der ICAO reguliert und festgelegt. Die EU hat sich mit dem europäischen Luftfahrtforschungsbeirat ACARE (Advisory Council for Aviation Research and Innovation in Europe) im Rahmen der Strategic Research and Innovation Agenda (SRIA) Technologieziele gesetzt. Beispielsweise sollen die NO_x -Emissionen pro Passagierkilometer gegenüber dem Jahr 2000 um über 90 % bis 2050 reduziert werden (ACARE 2017).

Die Bewertung der ökologischen Effektivität fällt auch in der Befragung von Expertinnen und Experten gemischt aus (siehe Tabelle 58). Bewertet werden sollte die gesetzliche, flächendeckende Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte an deutschen Flughäfen mit Blick auf die Luftreinhaltung. Die Entgelte sollten lokal und zeitlich differenzierbar sein. Die Höhe des Entgelts sollte sich an der Höhe der externen Kosten orientieren.

Ein Umweltverband weist auf die zu niedrige Entgelthöhe, vor allem im Vergleich zu britischen Flughäfen, hin. Gesundheitsschutz müsse in diesem Zusammenhang mit Ordnungsrecht gewährleistet werden. Auch für eine Stimme aus der Wissenschaft sind Landeentgelte nicht der richtige Ansatz. Die Zunahme des Flugverkehrs mache alle technischen Fortschritte zunichte. Nur eine Reduktion des Flugverkehrs insgesamt sei zielführend.

Vertreterinnen und Vertreter verschiedener Flughäfen, Luftverkehrsgesellschaften und verwandter Verbände sind diesbezüglich unentschieden und schreiben in abgestimmten Stellungnahmen, dass der Einfluss des Instruments auf die Reduzierung der spezifischen Luftschadstoffemissionen schwer abzuschätzen sei. Andere Faktoren im Flughafenumfeld seien zu berücksichtigen. Auch müsse bedacht werden, dass eine höhere Belastung der Branche zu geringeren Margen führen könne und somit Investitionen in modernere Flugzeuge verhindere. Die Vertreterinnen und Vertreter halten eine steuerfinanzierte Förderung von Investitionen in neue Flugzeuge und Bodenaggregate für zweckdienlich.

Tabelle 58: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die relevanten Luftschadstoffemissionen (NO_x, HC) an den Flughäfen zu senken.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | | 1 | 1 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 12 | | | 12 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | 1 | | | | |
| Summe | 17 | 2 | 0 | 12 | 2 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Die ökologische Effektivität schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte wird zusätzlich durch Wechselwirkungen mit anderen Schadstoffen beeinträchtigt. Es gibt einen technologischen Trade-off zwischen CO₂-armen und NO_x-armen Motoren (Scheelhaase 2010). Es besteht also die Gefahr, dass das Instrument den Erfolg von Klimaschutzmaßnahmen behindert. Jedoch haben laut CE Delft (2008) im LTO-Zyklus NO_x-effizientere Triebwerke meist auch in der sogenannten Reiseflugphase (Flugphase auf der geplanten Reiseflughöhe) niedrigere NO_x-Emissionen, was wiederum die klimarelevante Stickstoffbelastung in großen Höhen reduziert. Dieser Zusammenhang müsste aber im Zuge der technologischen Weiterentwicklung regelmäßig überprüft werden.

Die Bedenken spiegeln sich auch in der Befragung der Expertinnen und Experten wider, die alle neutral oder negativ ausfallen. Ein Vertreter der Wissenschaft weist zusätzlich zum CO₂-Trade-off auf unerwünschte Effekte bezüglich der Lärmemissionen hin. Es müsse vermieden werden, externe Kostenkategorien gegeneinander auszuspielen. Auch die Vertreterinnen und Vertreter der Luftfahrt verweisen auf die Wechselwirkung zwischen Kerosinverbrauch (CO₂-Emissionen), Lärm- und Luftschadstoffemissionen. Sie sehen Potenzial in der staatlichen, steuerfinanzierten Förderung von Investitionen in neue Flugzeuge.

Tabelle 59: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Wechselwirkungen

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik (z. B. Klimaschutz, Lärmschutz).

| | N | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | 2 | | |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 12 | 12 | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | 1 | | | |
| Summe | 17 | 13 | 1 | 3 | 0 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Ökonomische Effizienz

Ohne ein klares Bild von der ökologischen Effektivität ist auch die ökonomische Effizienz schwer zu bewerten, was sich auch in der Auswertung der Befragung zeigt (vgl. Tabelle 60). Die Antworten auf die Frage, ob die Senkung der Emissionen ökonomisch effizient erreicht werde, tendieren eher zu einem Unentschieden und weisen keine einheitliche positive oder negative Richtung auf. Von den insge-

samt 17 Stimmen sind 13 unentschieden (davon stammen zwölf aus der Luftverkehrswirtschaft). Von den übrigen vier Stimmen sind zwei eher zustimmend und zwei negativ.

Tabelle 60: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient, d. h. zu minimalen Gesamtemissionsminderungskosten erreicht.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | 1 | 1 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 12 | | | 12 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | 1 | | | |
| Summe | 17 | 1 | 1 | 13 | 2 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Die Bewertungen sind insofern überraschend, als dass das Instrument dem Verursacherprinzip folgt und die externen Kosten der NO_x- und HC-Emissionen zumindest bei Start und Landung relativ zielgenau adressiert. Der Anreiz zum Einsatz emissionsärmerer Flugzeuge ist dauerhaft, dynamisch und technologieneutral. Die veränderten Anforderungen auf der Nachfrageseite könnten zu entsprechenden Produktanpassungen auf Angebotsseite führen. Auch der Verwaltungsaufwand (siehe weiter unten) als Teil der gesamtwirtschaftlichen Kosten scheint nicht unverhältnismäßig zu sein.

Akzeptanz der Zielgruppe

Die Akzeptanz der Stakeholder scheint bislang kein größeres Problem darzustellen. Zwar bestehen Vorbehalte gegenüber einer Fortentwicklung des Instruments, jedoch scheint es wenige Probleme mit der aktuellen Ausgestaltung zu geben. Trotz der Freiwilligkeit wurden schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte in Deutschland an nahezu allen wichtigen Flughäfen eingeführt (vgl. Tabelle 57). Laut Vertreterinnen und Vertretern der Wirtschaft ist auch für den Flughafen Berlin (BER) eine Erhebung solcher Entgelte bei der Eröffnung vorgesehen. Die Flughäfen Berlin-Tegel und -Schönefeld seien daher noch nicht umgestiegen. Bei kleineren Flughäfen sei eine Einführung aufgrund des relativ höheren Verwaltungsaufwands weniger sinnvoll. Wichtig für die Luftverkehrsbranche ist die aufkommensneutrale Ausgestaltung, um einseitige nationale Belastungen zu vermeiden.

Das Ergebnis der Befragung zur Akzeptanz fällt unentschieden bzw. leicht negativ aus (siehe Tabelle 61). Die zwölf Vertreterinnen und Vertreter der Luftverkehrswirtschaft sind der Frage gegenüber unentschieden. Die betroffene Zielgruppe selbst schätzt ihre Akzeptanz damit höher ein als die Stimmen aus Wissenschaft und Umwelt. Ein Grund dafür könnte sein, dass die verschiedenen Gruppen unterschiedliche Vorstellungen von der optimalen Ausgestaltung des Instruments haben.

Tabelle 61: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | 3 | | | |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 12 | | | 12 | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | 1 | | | |
| Summe | 17 | 0 | 4 | 13 | 0 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Verwaltungsaufwand

Die europäische Harmonisierung der Emissionsberechnung basiert auf Empfehlungen der Emission Related Landing Charges Investigation Group (ERLIG) aus dem Jahre 2003. Im Zuge der EU-Richtlinie 2009/12/EG muss Transparenz bezüglich der Berechnungsmethodik und des Umsatzes der Landeentgelte herrschen. Zudem soll jeder Mitgliedsstaat eine unabhängige Behörde mit der Aufsicht beauftragen. In Deutschland wird das von den Luftfahrtbehörden der Länder gewährleistet.

Der Umstand, dass viele Flughäfen die schadstoffabhängigen Start- und Landeentgelte über den Pilotzeitraum hinweg fortführen oder neu eingeführt haben, lässt darauf schließen, dass die administrativen Kosten für Flughäfen nicht unverhältnismäßig hoch sind. Das Instrument kann als Bestandteil des bereits bestehenden Entgeltsystems umgesetzt werden. Die notwendigen Strukturen bestehen somit bereits.

In der Befragung fällt die Bewertung des Verwaltungsaufwands gemischt aus (siehe Tabelle 62). Vertreterinnen und Vertreter der Wirtschaft weisen darauf hin, dass der Aufwand bei Flughäfen und Luftverkehrsgesellschaften nicht zu unterschätzen sei. Insbesondere für kleinere Flughäfen stünden Aufwand und Nutzen in schlechtem Verhältnis. Die Vertreterinnen und Vertreter anderer Bereiche bewerten den Verwaltungsaufwand sehr unterschiedlich.

Tabelle 62: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | 1 | 1 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 11 | | 11 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | 1 | |
| Summe | 16 | 1 | 11 | 1 | 3 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Durch die Aufkommensneutralität entstehen für die Luftfahrtindustrie im Ganzen keine Mehrkosten. Einzelne Airlines werden durch die teilweise durchgeführte Kostenumlegung gemäß den Emissionen

entweder mehr oder weniger belastet als zuvor. Die Einnahmen durch diese Landeentgelte werden jedoch nicht notwendigerweise zum Ausgleich der externen Kosten genutzt, sondern kommen wie bisher den Flughäfen zugute. Eine Entschädigung der Betroffenen findet nicht statt.

Die Bewertung der Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen fällt sehr unterschiedlich aus (vgl. Tabelle 63). Während einige Akteure von keiner negativen Wirkung ausgehen, sehen insbesondere die Stimmen aus der Wirtschaft ihre Wettbewerbsfähigkeit bedroht. Sie waren vor nationalen Alleingängen und Mehrbelastungen für deutsche Unternehmen.

Tabelle 63: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Unternehmen (hier vor allem Flughäfen und Airlines).

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | 1 | 1 | 1 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 12 | 11 | 1 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 17 | 11 | 2 | 1 | 2 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Soziale Wirkungen

Die soziale Verteilungswirkung des Instruments ist unklar und wurde im Rahmen der Befragung aus unterschiedlichen Perspektiven betrachtet. Stimmen aus der Luftverkehrswirtschaft führen an, dass höhere Entgelte zu einer Erhöhung der Flugpreise für Verbraucherinnen und Verbraucher führen. Bei der aktuell aufkommensneutralen Ausgestaltung sollte das nicht der Fall sein. Es kann jedoch nicht garantiert werden, dass Flughäfen ihre Entgeltordnungen mit Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte tatsächlich aufkommensneutral umstellen. Eine Stimme aus der Wissenschaft kritisiert, dass die Einnahmen der Entgelte am Flughafen verbleiben und nicht den Betroffenen zur Verfügung gestellt werden. Weitere Stimmen sind unentschieden oder erwarten keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

Tabelle 64: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | | 2 | |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 12 | | 12 | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 17 | 1 | 12 | 1 | 2 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Politische Durchsetzbarkeit

Die politische Durchsetzbarkeit einer Fortentwicklung des Instruments hängt stark von den gewünschten Änderungen ab. Generell favorisieren Flughafenbetreiber keine oder nur Selbstregulierung, während Airlines sich für einheitliche Regelungen aussprechen (Steer Davies Gleave 2013). Einige Möglichkeiten zur Fortentwicklung wurden bereits politisch durchgesetzt und wären sofort umsetzbar. Insbesondere mit Blick auf die Entgelthöhe nutzen Flughafenbetreiber den Rahmen für die Erhebung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte aber nicht vollständig aus.

Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte werden bereits heute an vielen Flughäfen in Deutschland freiwillig erhoben und eine Ausweitung auf weitere deutsche Großflughäfen wäre wohl ohne größeren Widerstand möglich. Wie bereits erwähnt, ist laut Aussagen einiger der befragten Expertinnen und Experten die Einführung des Instruments, beispielsweise am Flughafen Berlin (BER), bereits vorgesehen. Eine freiwillige Ausweitung auf kleinere Flughäfen ist unwahrscheinlicher, da der Aufwand die ohnehin meist unwirtschaftlichen Regionalflughäfen (siehe z. B. FÖS 2017) vor zusätzliche Probleme stellen könnte. Auch ist hier der Nutzen aufgrund der geringeren Anzahl an Flugbewegungen deutlich geringer.

Eine wichtige Voraussetzung für die Durchsetzbarkeit von Fortentwicklungen des Instruments ist die Beibehaltung der Aufkommensneutralität, wobei eine deutliche Erhöhung der Entgelte auch aufkommensneutral möglich wäre. Unternehmen der Luftverkehrswirtschaft reagieren empfindlich auf nationale Regelungen und Instrumente, die im internationalen Wettbewerb einen Nachteil darstellen könnten. Auch die deutsche Regierung hat dies erkannt, weshalb eine Abkehr von der Aufkommensneutralität derzeit undenkbar erscheint. Im aktuellen Koalitionsvertrag für die 19. Legislaturperiode (CDU, CSU und SPD 2018, S. 80) heißt es: „Wir wollen faire Rahmenbedingungen im Einklang mit europäischen und internationalen Regelungen für die Luftverkehrswirtschaft. Dazu gehören die Umsetzung des Luftverkehrskonzeptes, die Entlastung unserer Flughäfen und Luftfahrtunternehmen von einseitigen nationalen Kosten.“

Optimal wäre daher eine globale oder zumindest europäische Einführung des Instruments. Diese müsste vermutlich von der ICAO selbst angestoßen werden. Für die Erhebung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte sieht die ICAO (2012) sinngemäß u. a. folgende Grundsätze vor:

- ▶ Schadstoffabhängige Entgelte sollten nur an Flughäfen mit definiertem Luftqualitätsproblem (aktuell oder zukünftig) erhoben werden
- ▶ Die Entgelte sollten die Kosten der Maßnahmen decken, die zur Minderung oder Vermeidung der Schäden durch Flugzeugemissionen tatsächlich anfallen
- ▶ Die Entgelte sollten transparent gestaltet werden
- ▶ Die am Flughafen anfallenden Kosten für die Lösung des Luftqualitätsproblems sollten fair und gerecht auf die Nutzerinnen und Nutzer umgelegt werden
- ▶ Die Entgelte können als Zuschlag oder Rabatt mit bestehenden Landeentgelten verknüpft oder in Form eines separaten Entgelts erhoben werden

Im Rahmen dieser Grundsätze wäre eine global flächendeckendere Erhebung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte zumindest theoretisch denkbar.

Die Aussage zur politischen Durchsetzbarkeit einer Fortentwicklung des Instruments wurde im Rahmen der Befragung unterschiedlich bewertet (vgl. Tabelle 65). Bewertet werden sollte eine gesetzliche, flächendeckende Einführung von lokal und zeitlich differenzierbaren Emissionsentgelten in Höhe der externen Kosten an deutschen Flughäfen.

Die befragten Unternehmen und Organisationen der Luftverkehrswirtschaft sehen keinen Bedarf für eine Fortentwicklung und lehnen diese größtenteils ab. Bezüglich einer flächendeckenden Einführung seien u. a. die Verwaltungskosten an kleineren Flughäfen zu bedenken. Bereits heute fallen schadstoff-

abhängige Start- und Landeentgelte bei einem Großteil aller Flugbewegungen in Deutschland an. Auch eine stärkere räumliche und zeitliche Differenzierung erhöht den Verwaltungsaufwand, ohne dass eine weitere Lenkungswirkung zu erwarten sei. Auch richten sich die Entgelte bereits heute an den externen Kosten aus. Es wird darauf hingewiesen, dass ein nationaler Alleingang dem Koalitionsvertrag widerspräche. Ein Akteur der Gruppe hält eine Fortentwicklung auf nationaler Ebene für nicht durchsetzbar, auf ICAO-Ebene jedoch schon (in Tabelle 65 mit Stern markiert).

Ein Vertreter einer Umweltorganisation hält eine Fortentwicklung für politisch durchsetzbar und weist auf die deutlich höheren Entgelte in Großbritannien. Beispielsweise beträgt das Entgelt je Kilogramm NO_x -Äquivalent am Flughafen London Heathrow fast das Sechsfache des in Deutschland üblichen Entgelts von 3 Euro (vgl. Tabelle 57). Das deutet auf einen Handlungsspielraum in der derzeitigen Ausgestaltung hin, der in Deutschland von den Flughafenbetreibern aber noch nicht genutzt wird.

Tabelle 65: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Politische Durchsetzbarkeit

Die Fortentwicklung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | | | 2 | 1 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 13 | 12 | | | | 1* |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 18 | 12 | 0 | 2 | 2 | 2 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung. * Ein Akteur der Gruppe „Wirtschaft“ hält eine Fortentwicklung auf nationaler Ebene für nicht durchsetzbar, auf ICAO-Ebene jedoch schon.

Rechtliche Umsetzung

Landeentgelte sind in Deutschland in § 19b des Luftverkehrsgesetzes geregelt. „Eine Differenzierung der Entgelte zur Verfolgung von öffentlichen oder allgemeinen Interessen ist für Verkehrsflughäfen und -landeplätze zulässig; die hierfür herangezogenen Kriterien müssen geeignet, objektiv und transparent sein. In der Entgeltordnung von Verkehrsflughäfen ist eine Differenzierung der Entgelte nach Lärmschutz Gesichtspunkten vorzunehmen; daneben soll eine Differenzierung nach Schadstoffemissionen erfolgen“ (Wissenschaftliche Dienste 2017). Demnach ist eine Differenzierung nach Schadstoffemissionen gewünscht, aber bislang nicht verpflichtend. Die Festlegung der Höhe für emissionsabhängige Entgelte ist darüber hinaus nur kostenneutral möglich und nicht beliebig skalierbar. Einen Spielraum zur Ausgestaltung gibt es dennoch.

Verantwortlich für die Landeentgelte sind die Flughafenbetreiber und damit oft auch die öffentliche Hand (vor allem die Länder) als Teilhaber. Landeentgelte werden generell von Flughafenbetreibern und Airlines ausgehandelt und anschließend von der zuständigen Luftfahrtbehörde genehmigt.

Eine gesetzliche Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte ist mit EU-Recht vereinbar (CE Delft 2008), solange die in der Richtlinie 2009/12/EG des Europäischen Parlaments und des Europäischen Rates vom 11. März 2009 über Flughafenentgelte definierten Nichtdiskriminierungs- und Transparenzvorgaben erfüllt sind. Die Richtlinie baut auf Empfehlungen der ECAC (2011) und der ICAO (2012) auf. Auch ein Konflikt mit dem Chicagoer Abkommen über die Internationale Zivilluftfahrt besteht nicht.

Die europäische Harmonisierung der Emissionsberechnung basiert auf Empfehlungen der Emission Related Landingcharges Investigation Group (ERLIG) aus dem Jahre 2003.

Die juristischen Hürden für eine Fortentwicklung des Instruments werden von den befragten Expertinnen und Experten sehr unterschiedlich bewertet (vgl. Tabelle 66). Laut den Stimmen aus der Luftverkehrswirtschaft entspricht das Instrument in seiner derzeitigen Ausgestaltung dem ICAO Doc 9082 (ICAO 2012); eine Weiterentwicklung sollte daher über die ICAO eingebracht werden. Andere Stimmen bewerten die rechtliche Umsetzbarkeit sehr unterschiedlich, ohne diese Einschätzung jedoch näher zu erläutern.

Tabelle 66: Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte: Rechtliche Umsetzung

Die Fortentwicklung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|-----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 3 | 1 | | | 2 | |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 12 | 12 | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 1 | | | | | 1 |
| Summe | 17 | 13 | 0 | 1 | 2 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

4.1.6.3 Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Viele Möglichkeiten zur Fortentwicklung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte sind in den vorherigen Abschnitten bereits angeklungen und werden hier noch einmal gesammelt dargestellt. Die wichtigsten Maßnahmen lassen sich den Bereichen Ausweitung des Systems und Anpassung der Entgelte zuordnen.

Ausweitung: Eine verpflichtende Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte wäre auf Landes-, nationaler und EU-Ebene denkbar. Je mehr Flughäfen solche Entgelte erheben, desto höher ist der Kostenanreiz zur Anschaffung emissionsärmerer Flugzeuge. Dabei kann aus Effizienzgründen überlegt werden, ob nur Flughäfen ab einer bestimmten Größe verpflichtet werden sollten, da an ihnen der Großteil des Flugverkehrs abgewickelt wird. Eine deutliche höhere Steigerung der Wirksamkeit des Instruments ist daher bei einer internationalen Ausweitung zu erwarten.

Entgelte: Die Höhe der Entgelte an deutschen Flughäfen ist derzeit noch relativ gering und könnte angepasst werden. Die derzeitigen Rahmenbedingungen erlauben dies, werden von den Flughäfen aber nicht ausreichend genutzt. Die Entgelthöhe könnte zwischen Flughäfen differenziert werden, um die unterschiedlichen Begebenheiten (z. B. Anzahl der betroffenen Menschen im Einzugsgebiet) widerzuspiegeln. Darüber hinaus besteht ggf. die Möglichkeit, die Emissionen mit einem Distanzfaktor zu multiplizieren und somit auch die klimarelevanten Stickstoffemissionen im Reiseflug miteinzubeziehen (CE Delft 2008). Die ökologische Lenkungswirkung ist bei einer aufkommensneutralen Umschichtung als eher gering einzuschätzen. Zwar besteht ein Anreiz für den Einsatz emissionsärmerer Technologie, jedoch entwickelt sich ohne zusätzliche Kosten keine Lenkungswirkung auf die Nachfrage nach Luftverkehr insgesamt. Das Potenzial einer Anhebung der Entgelte ist daher ggf. durch das Prinzip der Aufkommensneutralität beschränkt.

4.1.6.4 Zusammenfassende Bewertung

In ihrer derzeitigen Ausgestaltung sind schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte vor allem aufgrund ihrer geringen Höhe wenig effektiv. Auch überlagert der Anstieg des Flugverkehrs insgesamt die Fortschritte bezüglich der spezifischen Emissionen. Statt einer kostenneutralen Umschichtung wäre eine Verteuerung des Luftverkehrs insgesamt notwendig, wenn die absoluten Emissionen reduziert werden sollen.

Entsprechende Landeentgelte können jedoch dazu beitragen, dass der absolute Anstieg verlangsamt wird und einen zusätzlichen Anreiz zur Modernisierung der Flugzeugflotten geben. Eine stärkere Spreizung der Entgelte würde den Einsatz emissionsärmerer Flugzeuge begünstigen. Dabei sind mögliche Trade-offs und Wechselwirkungen mit anderen Zielvorgaben zu berücksichtigen.

Wirkungsvoll wäre eine internationale Ausweitung des Instruments. Mit jedem zusätzlichen Flughafen erhöht sich der Kostendruck auch bei geringer Entgelthöhe. Die Einführung schadstoffabhängiger Start- und Landeentgelte steht den Flughäfen bereits offen, wird aber nur in wenigen Ländern umgesetzt.

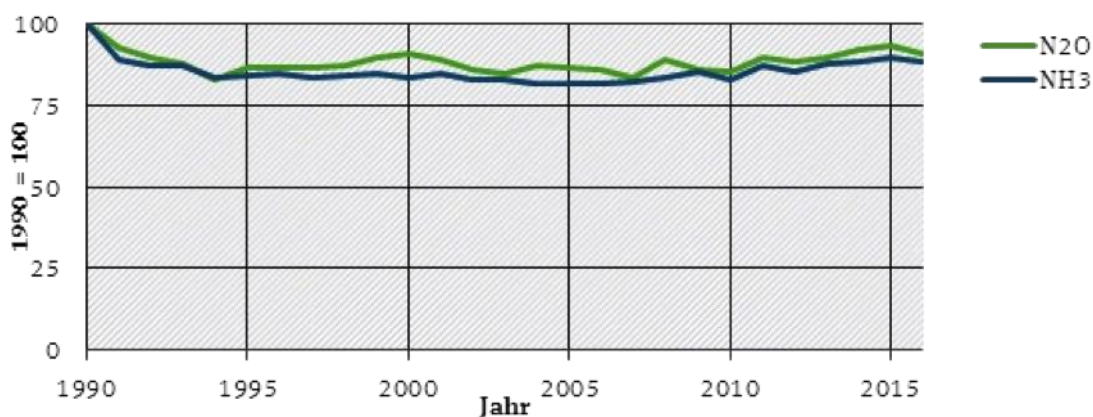
4.1.7 Stickstoffüberschussabgabe

4.1.7.1 Beschreibung des Instruments

Hohe Einträge von Stickstoffverbindungen in die Umwelt führen zu verschiedenen ungelösten Problemen. Beispielsweise verursacht eine hohe Freisetzung reaktiver Stickstoffverbindungen die Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen und somit den Verlust von Biodiversität. Des Weiteren bilden Stickoxide (NO_x) in der Luft zusammen mit Ammoniak (NH_3) gesundheitsschädlichen Feinstaub und fördern die Bildung von bodennahem Ozon. Durch Überdüngung kann es zu Stickstoffüberschüssen kommen und Nitrat (NO_3^-) akkumuliert sich bei Auswaschung im Grundwasser, was in der Folge die Kosten der Wasseraufbereitung erhöht. Stickstoffhaltige Düngemittel sind eine Hauptquelle für Lachgas (N_2O), welches in die Atmosphäre emittiert und eine besonders hohe Klimawirkung hat. Aufgrund seines Verhaltens in der Atmosphäre und seiner langen Verweildauer (über 100 Jahre) ist Lachgas rund 300-mal klimaschädlicher als CO_2 .

Für die Luftreinhaltung sind insbesondere Ammoniak-, Stickstoffoxid- und NMVOC-Emissionen aus der Landwirtschaft relevant. Die Freisetzung von Stickstoff hat sich seit der Industrialisierung fast verzehnfacht. Vor allem durch Düngemiteleininsatz und Tierproduktion entstehen Stickstoffemissionen, die lokal Gebiete sehr stark belasten. Die Emissionen haben sich u. a. aufgrund der Reduzierung des Tierbestands im Rahmen der Wiedervereinigung zu Beginn der 1990er stark verringert, sind aber zuletzt wieder angestiegen. Abbildung 4 zeigt die Entwicklung der N_2O - und NH_3 -Emissionen relativ zum Ausgangsjahr 1990.

Abbildung 4: Entwicklung der N_2O - und NH_3 -Emissionen seit 1990 (1990 = 100)



Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage der nationalen Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (UBA 2018c)

Derzeit werden Stickstoffüberschüsse vornehmlich mit ordnungsrechtlichen Maßnahmen und Instrumenten adressiert. Die Düngeverordnung beispielsweise schreibt verpflichtende Stickstoffhöchstmengen und Überschussgrenzen vor. Allerdings werden weder die nationalen oder EU-Zielwerte (z. B. für die Gewässerverunreinigung mit Nitrat) eingehalten, noch ist ein signifikanter Minderungstrend erkennbar. Die Europäische Kommission hat im Jahr 2016 gegen Deutschland Klage erhoben, da es trotz zu hoher Nitratbelastung von Gewässern keine strengeren Gegenmaßnahmen ergriffen und somit die EU-Nitrat-Richtlinie nicht vollständig umgesetzt hat. Der Europäische Gerichtshof hat Deutschland im Juni 2018 verurteilt und einen Verstoß gegen die Richtlinie festgestellt.

Die ordnungsrechtlichen Regelungen haben laut Gawel et al. (2011) u. a. aus folgenden Gründen nicht ihre gewünschten Effekte erzielt:

- ▶ Der Wettbewerbsdruck in der Landwirtschaft zwingt zu stetigen Ertragssteigerungen, Rationalisierungen und Spezialisierungen
- ▶ Es bestehen teilweise Abstimmungsdefizite zwischen Düngemittelrecht und Umweltrecht
- ▶ Es bestehen Kontrolldefizite hinsichtlich der ordnungsrechtlichen Anforderungen an den Einsatz von Düngemitteln
- ▶ Die Speicherwirkung von Böden und Grundwasserkörpern verzögert den Effekt der Maßnahmen zeitlich
- ▶ Die steigende Attraktivität der Massentierhaltung für die Fleischerzeugung auf Basis von betriebsexternen Futtermitteln beeinträchtigt das Verhältnis von Fläche zu Tierbestand

Da der Reduktionsbedarf hoch ist und die ordnungsrechtlichen Maßnahmen anscheinend nicht ausreichen, wird zusätzlich und ergänzend zu diesen Maßnahmen von einigen Akteuren schon seit langem eine Stickstoffüberschussabgabe gefordert (siehe z. B. SRU 1985, 2004, 2008, 2015). Eine solche Umweltabgabe schafft monetäre Anreize zum effizienteren Düngeinsatz und würde gemäß dem Verursacherprinzip zur Internalisierung der externen Kosten beitragen. Eine Stickstoffabgabe wurde bereits in den 1980ern und 90ern im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz diskutiert (WBAE und WBW 2016).

Die Abgabe kann auf unterschiedlichen Bezugsebenen erhoben werden, z. B. auf der Ebene eines einzelnen Betriebes (Stoffstrom- oder Hoftorbilanz), einer bestimmten Fläche (Flächenbilanz) oder eines Schlags. Am praktikabelsten erscheint die Anwendung der Hoftorbilanz, bei der anhand der Stoffstrombilanz gegenübergestellt wird, wieviel Stickstoff innerhalb eines Betriebes zugeführt wurde (durch Düngemittel, Futtermittel, Saatgut, Nutztiere und Leguminosen) und wieviel Stickstoff abgegeben wurde (durch die Weitergabe oder den Verkauf von Wirtschaftsdünger, Futtermittel, Saatgut, Nutztieren und Marktfrüchten). Die Differenz der Stickstoffzufuhr und -abfuhr stellt den Stickstoffüberschuss dar. Im Gegensatz zu einer Abgabe allein auf mineralische Dünger würde also auch der Wirtschaftsdünger viehhaltender Betriebe berücksichtigt. Die Berücksichtigung der Fläche (in Hektar) ermöglicht eine dynamische Staffelung, bei der die Überschusshöhe pro Hektar berechnet wird, was die Umweltwirkung besser widerspiegelt als eine bloße Betrachtung des absoluten Überschusses (Möckel 2017).

Eine Stickstoffüberschussabgabe wurde in den Niederlanden im Jahr 1998 eingeführt und 2006 aufgrund der Unvereinbarkeit mit der EU-Nitratrichtlinie wieder abgeschafft (OECD 2007). Vergleichbare Umweltabgaben existieren in Schweden und Dänemark (Schläpfer 2016). In Österreich und Finnland wurden sie mit dem EU-Beitritt 1994 abgeschafft (ebd.).

4.1.7.2 Bewertung

Ökologische Effektivität

Die Stickstoffüberschussabgabe soll einen Anreiz zum effizienteren Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger und Wirtschaftsdünger sowie einer besseren überregionalen Verteilung des Düngers schaffen. Die Stickstoffüberschüsse würden verteuert und somit voraussichtlich reduziert. Mögliche Anpassungsreaktionen sind laut WBAE und WBW (2016) u. a.:

- ▶ Die Substitution von Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger oder Leguminosenanbau (eigene Anmerkung: die Vorteile der Substituierung sind mit Blick auf die Luftreinhaltung unklar)
- ▶ Der Anbau von Pflanzen mit geringerem Düngebedarf und höherer Stickstoff-Fixierung
- ▶ Ein effizienterer Einsatz von Wirtschafts- und Mineraldüngern

Aufgrund der vielfältigen Anpassungsmöglichkeiten, die von Betrieb zu Betrieb sehr unterschiedlich sein können, fallen auch die in Studien ermittelten Eigenpreiselastizitäten der Nachfrage nach Dünger sehr unterschiedlich aus (WBAE und WBW 2016). Die Elastizitäten liegen im Bereich von -0,1 bis -0,8;

Wirkungsprognosen für das Instrument sind entsprechend unsicher (ebd.). Auch die Erfahrungen in anderen Ländern mit ähnlichen Instrumenten deuten auf eine Wirksamkeit hin, die aber häufig mit hohem Verwaltungsaufwand und Administrationskosten einhergeht. Eine Zusammenfassung der Erfahrungen in Österreich, Schweden und den Niederlanden mit unterschiedlich ausgestalteten Abgaben findet sich im Klimaschutzgutachten der Wissenschaftlichen Beiräte des BMEL (WBAE und WBW 2016).

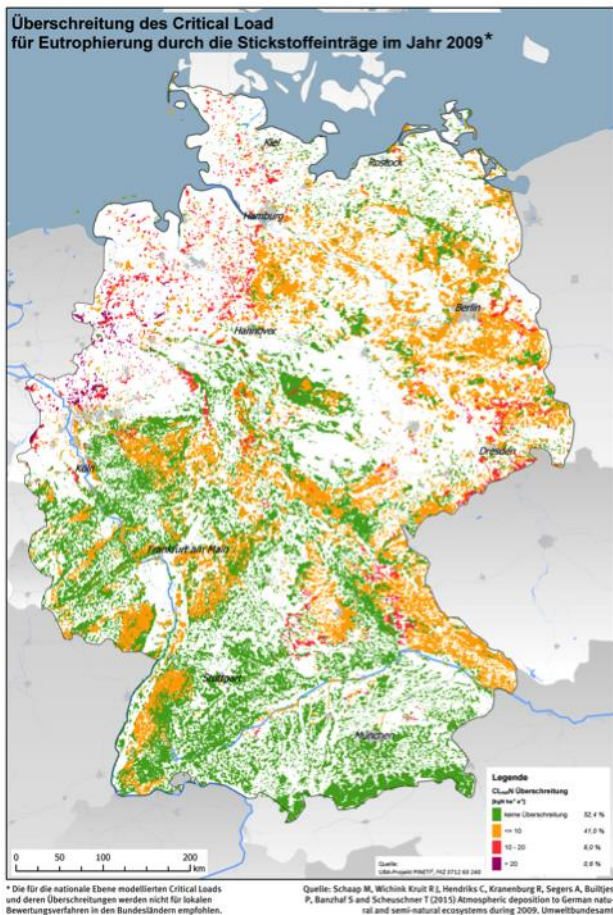
Da Stickstoffüberschüsse oft in Beziehung zu intensiver Nutztierhaltung stehen, würde eine Stickstoffüberschussabgabe regional dort am stärksten wirken, wo die Nutztierdichte verhältnismäßig hoch ist. Es würde also ein zusätzlicher Anreiz gesetzt, die Überschüsse der Regionen mit intensiver Viehwirtschaft an Regionen mit mehr Ackerwirtschaft abzugeben.

In Deutschland wurden im Jahr 2015 204,1 Mio. m³ flüssiger Wirtschaftsdünger sowie 19,7 Mio. t Festmist ausgebracht (Statistisches Bundesamt 2017a). Regional ist das oft mehr als die Umwelt verkraften kann.

Abbildung 5 zeigt Überschreitungen des Critical Loads für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge. In der Nähe von Betrieben mit viel Tierhaltung sowie in Grenznähe zu den Niederlanden kann eine deutliche Überschreitung des Critical Loads festgestellt werden (UBA 2015b). Die Belastungen von Böden, Wasser und Luft sind dabei eng miteinander verknüpft, weil z. B. Ammoniakemissionen in der Luft mit dem Regen in Böden und Gewässer gespült werden und zur Nitratbelastung beitragen.

Abbildung 6 des Recherchezentrums Correctiv (2017) zeigt die Ammoniakemissionen im Zeitraum 2011-2015 von Großbetrieben vor Ort mit mehr als 40.000 Hühnern im Stall oder mehr als 2.500 Schweinen (blaue Kreise) sowie den höchsten Mittelwert der regionalen Nitratmesswerte im Grundwasser im selben Zeitraum (Waben). Ebenfalls sind die in diesen fünf Jahren erhaltenen EU-Agrarsubventionen vor Ort abgetragen (Kreise in Magenta). In der interaktiven Online-Version der Darstellung können die Werte bis auf Betriebsebene bzw. auf Ebene der Messstellen disaggregiert werden.

Abbildung 5: Überschreitung des Critical Load für Eutrophierung durch Stickstoffeinträge im Jahr 2009 (UBA 2015b)



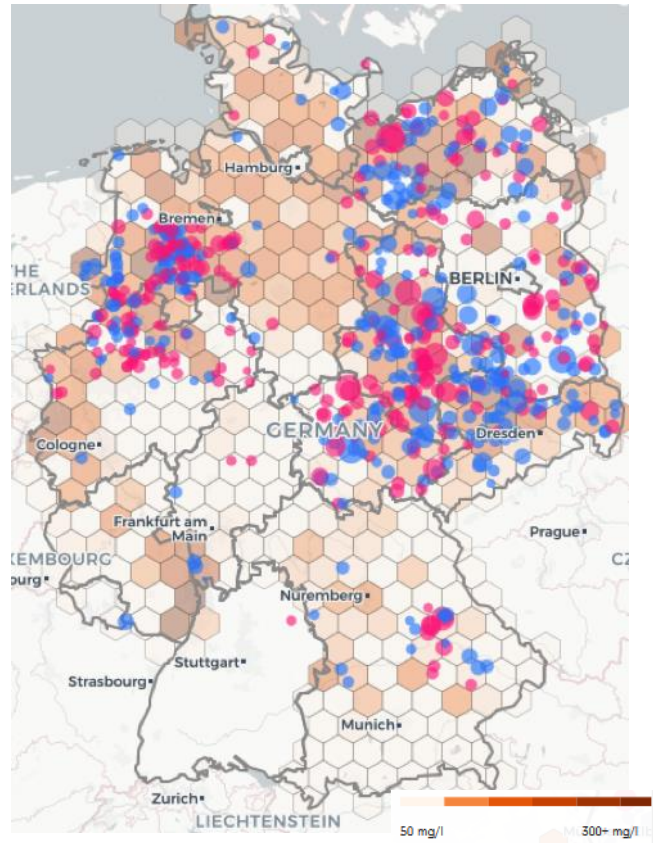
Quelle: UBA (2015b)

Da insbesondere in der intensiven Nutztierhaltung hohe Mengen Wirtschaftsdünger auf geringer Fläche anfallen, würde neben der direkten Anreizwirkung auch ein relevanter Preiseffekt für tierische Erzeugnisse entstehen. Das wäre nicht nur für den inländischen Verbrauch relevant, sondern würde auch den deutschen Export betreffen.

Die Wirkungszusammenhänge zwischen Stickstoffkonzentration und Umweltveränderungen sind so komplex, dass sich die explizite ökologische Effektivität schwer abschätzen lässt. Im European Nitrogen Assessment wird geschätzt, dass pro Kilogramm reaktivem Stickstoff aus der Landwirtschaft in Gewässern externe Kosten (gesundheitliche und ökologische) von 5 bis 25 Euro entstehen. Die Zielgenauigkeit zur Minderung von Ammoniakemissionen ist unsicher.

Die Befragung von Expertinnen und Experten bezüglich der ökologischen Effektivität der Stickstoffüberschussabgabe fällt deutlich positiv aus. Die Befragten stimmen überein, dass das Instrument dazu beitrage, die relevanten Luftschadstoffemissionen (z. B. Ammoniak, Feinstaub) zu senken. Zwei der fünf Personen stimmen der Aussage eher zu, die weiteren drei stimmen ihr voll zu.

Abbildung 6: NH₃-Emissionen großer Tierbetriebe (blau), Nitrat im Grundwasser (Waben) und EU-Subventionen (Magenta) (Correctiv 2017)



Quelle: Correctiv (2017)

Tabelle 67: Stickstoffüberschussabgabe: Ökologische Effektivität

Das Instrument trägt dazu bei, die relevanten Luftschadstoffemissionen (Ammoniak, Feinstaub) in Deutschland zu senken.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | | | 1 | 3 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Ohne eine effektive Strategie zur Stickstoffminderung lassen sich die nationalen Naturschutzziele und Vorgaben nicht erreichen. Prozesse wie Eutrophierung, Versauerung, Artenverlust oder Stickstoffsättigung¹⁷ sind eng miteinander verknüpft und kaum reversibel. Eine Stickstoffüberschussabgabe hätte daher viele positive Wirkungen nicht nur im Bereich der Luftreinhaltung, sondern in vielen weiteren Feldern der Umweltpolitik. Der Klima-, Gesundheits- und Gewässerschutz sind dabei hervorzuheben.

In der Befragung zu positiven Wechselwirkungen der Stickstoffüberschussabgabe mit anderen Bereichen der Umweltpolitik ergibt sich das gleiche Bild wie bei der Befragung zur ökologischen Effektivität (vgl. Tabelle 67 und Tabelle 68). Alle Befragten stimmen entweder eher oder voll zu (jeweils zwei und drei der fünf Stimmen), dass positive Wechselwirkungen (z. B. mit Klimaschutz, Biodiversität und Gewässerschutz) bestehen.

Tabelle 68: Stickstoffüberschussabgabe: Wechselwirkungen

Das Instrument hat positive Wechselwirkungen mit anderen Feldern der Umweltpolitik (z. B. Klimaschutz, Biodiversität, Gewässerschutz).

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | | | 1 | 3 |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

¹⁷ Stickstoffsättigung bezeichnet den Zustand, in dem die Speicherkapazität des Bodens erschöpft ist und der zugeführte Stickstoff als Nitrat an das Sickerwasser weitergegeben wird, da die Verfügbarkeit von mineralischen Stickstoffverbindungen (Nitrat, Ammonium) im Boden größer ist als der Bedarf von Pflanzen und Mikroorganismen.

Ökonomische Effizienz

Die Stickstoffüberschussabgabe verteuert Stickstoffüberschüsse und soll zu Anpassungsreaktionen bei Akteuren entlang der Wertschöpfungskette führen. Landwirte können ihre Stickstoffüberschüsse durch Anpassung ihrer Produktionsmethoden reduzieren (z. B. durch Extensivierung oder Effizienzsteigerung) und so die Abgabe (teilweise) vermeiden. Oder sie lassen ihre Produktionsmethoden unverändert, nehmen höhere Produktionskosten für die Stickstoffüberschussabgabe bzw. den Export von Wirtschaftsdünger in Kauf und geben die höheren Produktionskosten ganz oder zum Teil an die Abnehmerinnen und Abnehmer weiter.

Eine Abgabe auf Stickstoffüberschüsse hat eine hohe Zielgenauigkeit, insbesondere im Vergleich zu ähnlichen Instrumenten wie der Besteuerung von mineralischem Stickstoffdünger (siehe z. B. WBAE und WBW 2016). Zwar wäre letztere deutlich einfacher zu erheben, jedoch würde sie die Umweltprobleme, die mit den Überschüssen korrelieren, nur sehr ungenau adressieren und potenziell auch Betriebe belasten, die eine ausgeglichene Stickstoffbilanz ausweisen.

Eine Stickstoffüberschussabgabe wäre tatsächlich nur von Betrieben mit Überschüssen zu zahlen. Auch berücksichtigt sie sowohl Mineral- als auch Wirtschaftsdünger, was insbesondere für die Anreizwirkungen in viehintensiven Regionen relevant ist (ebd.). Aufgrund der großen Bedeutung der Tierhaltung für die Stickstoffüberschüsse in Deutschland ist dies für die Effektivität und Effizienz des Instruments zentral.

Auf die Preise von Fleischerzeugnissen würde sich die Stickstoffüberschussabgabe zum einen indirekt über die Verteuerung von Vorprodukten (Futtermittel) auswirken, aber auch direkt dadurch, dass bei der Viehhaltung anfallende Stickstoffüberschüsse einen Preis bekämen. Die tatsächliche Preiswirkung hängt also davon ab, wie hoch die Stickstoffüberschüsse sind, die bei der Produktion eines individuellen Fleischprodukts anfallen, wie hoch der gewählte Abgabesatz ist, in welchem Ausmaß die Umweltabgabe ihre Lenkungswirkung erzielt und Stickstoffüberschüsse vermieden werden und schließlich davon, inwieweit die Marktteilnehmenden auf den einzelnen Wertschöpfungsstufen in der Lage sind, die gestiegenen Kosten weiterzugeben.

Aufgrund der hohen Externalitäten der Fleischproduktion (siehe z. B. Nguyen et al. 2012 für eine Abschätzung der Umweltkosten der Fleischproduktion in der EU) scheint es wahrscheinlich, dass das aktuelle Produktionsvolumen in Deutschland über dem gesamtgesellschaftlichen Optimum liegt. Dem würde eine Stickstoffüberschussabgabe entgegenwirken, da sie zumindest einen Teil der Kosten internalisiert.

Dabei spielt auch der Export eine wichtige Rolle. Deutschland ist Nettoexporteur von Fleisch und Fleischwaren: Im Jahr 2017 wurden rund 4,1 Mio. Tonnen exportiert und 2,8 Mio. Tonnen importiert (Verband der Fleischwirtschaft 2018). Die Fleischproduktion für das Ausland geht mit zusätzlichen Stickstoffeinträgen im Inland einher und verschärft die Umweltbelastung vor Ort. Der Fleischexport wird durch die Externalisierung der Kosten begünstigt und verschärft diese zugleich.

Die befragten Expertinnen und Experten stimmen weitestgehend überein, dass das Instrument die Senkung der Emissionen ökonomisch effizient, das heißt zu minimalen Minderungskosten, erreicht. Vier der fünf Expertinnen und Experten stimmen der Aussage eher zu. Eine Stimme ist unentschieden.

Tabelle 69: Stickstoffüberschussabgabe: Ökonomische Effizienz

Die Senkung der Emissionen wird ökonomisch effizient, d. h. zu minimalen Gesamtemissionsminderungskosten erreicht.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | | 1 | 3 | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Akzeptanz der Zielgruppe

Die Idee einer Stickstoffüberschussabgabe stößt bei der betroffenen Zielgruppe erwartungsgemäß auf wenig Akzeptanz. Bei einem Umsetzungsversuch wäre mit hohem Widerstand von vielen der rund 276.000 landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland zu rechnen. Zwar wären nur Betriebe mit einem Stickstoffüberschuss von der Abgabe direkt betroffen, jedoch fiel der bürokratische Mehraufwand auch bei zur Bilanzierung verpflichteten Betrieben ohne Überschuss an. Viele Betriebe sind seit Inkrafttreten der Stoffstrombilanzverordnung zum 1. Januar 2018 aber ohnehin verpflichtet, eine Bilanz über Nährstoffzufuhr und Nährstoffabgaben zu erstellen (BMEL 2018). Ab dem 1. Januar 2023 werden weitestgehend alle Betriebe zur Bilanzierung verpflichtet sein. Wie groß der zusätzliche Aufwand für die Umsetzung einer Überschussabgabe wäre, ist zu prüfen.

Die Ziele des Instruments müssen deutlich kommuniziert werden, um die Akzeptanz zu erhöhen. Auch sollte klagelöst werden, was die Alternativen sind, wenn eine Verbesserung ausbleibt. Die zu hohe Stickstoffbelastung der Umwelt ist eines der „großen ungelösten Umweltprobleme unserer Zeit“ (SRU 2015, S. 19) und Bedarf unter Umständen weitreichenderer Maßnahmen.

Auch die befragten Expertinnen und Experten sehen potentielle Akzeptanzprobleme. Der Aussage „Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe“ stimmen die Befragten eher nicht zu (vier von fünf Stimmen) bzw. gar nicht zu (eine Stimme).

Tabelle 70: Stickstoffüberschussabgabe: Akzeptanz der Zielgruppe

Das Instrument findet hohe Akzeptanz bei der betroffenen Zielgruppe.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | 4 | | | |
| Politik | 1 | 1 | | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Verwaltungsaufwand

Um die Abgabe erheben zu können, ist es notwendig, dass die Stickstoffüberschüsse auf betrieblicher Ebene ermittelt und nachvollziehbar dokumentiert werden. Die bisherige Düngeverordnung schreibt Landwirten bereits heute die Dokumentation ihrer Nährstoffbilanz in Form einer Flächenbilanz nach der Feld-Stall-Methode vor. Dabei werden alle stickstoffhaltigen Betriebsmittel bilanziert, die auf das Feld ausgebracht werden und es wieder verlassen.

Bei dieser Form der Bilanzierung werden die in der Tierhaltung verwendeten Futtermittel nicht mit einbezogen (die betriebseigenen Futtermittel hingegen schon) und für anfallende Wirtschaftsdünger lediglich Berechnungen mit Hilfe von Faustzahlen durchgeführt. Die nach dieser Methode berechneten Werte weisen als Teilbilanz einen geringeren Betriebsüberschuss auf als bei Anwendung der vollständigen Stoffstrombilanz, welche nach dem Anfang 2017 beschlossenen Düngepaket auf nationaler Ebene zur Berechnung des Stickstoffüberschusses angewandt werden muss.

Die entsprechende Stoffstrombilanzverordnung trat zum 1. Januar 2018 in Kraft und verpflichtet bestimmte Betriebe eine Bilanz über Nährstoffzufuhr und Nährstoffabgaben zu erstellen (BMEL 2018). Die Stoffstrombilanzierung ist verpflichtend u. a. für Betriebe mit mehr als 50 Großvieheinheiten oder mehr als 30 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche sowie für Betriebe, die eine Biogasanlage unterhalten. Die Kriterien werden ab 2023 verschärft (siehe z. B. BMEL 2018 für weitere Details zur Stoffstrombilanzverordnung).

Bei kleinen Betrieben ist davon auszugehen, dass die Kosten der Erstellung einer Stoffstrombilanz häufig über der zu erwartenden Abgabelast liegen. Bei Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe wäre eine Ausnahmeregelung für kleine Betriebe, wie sie in der Stoffstrombilanzverordnung enthalten ist, zu prüfen (Möckel 2017: 45f.).

Der bürokratische Aufwand für die Landwirte kann mit technischen Mitteln reduziert werden. Es existieren bereits heute einige teils kostenlose EDV-Programme und Smartphone-Applikationen, welche die Erstellung der Bilanz vereinfachen.

Aufgrund der Komplexität der ökologischen Zusammenhänge ist davon auszugehen, dass die Bilanzierung der Stoffströme anfällig für Manipulationen ist (WBAE und WBW 2016). Notwendige Kontrollmaßnahmen würden den Verwaltungsaufwand des Instruments daher deutlich erhöhen.

Für die Stickstoffüberschussabgabe in den Niederlanden, die zwischen 1998 und 2006 erhoben wurde, wurde geschätzt, dass die staatlichen Administrationskosten die Einnahmen deutlich überstiegen (siehe z. B. WBAE und WBW 2016). Die Verwaltungskosten der landwirtschaftlichen Betriebe betragen laut Schätzungen zwischen 220 bis 580 Euro pro Jahr (ebd.). Die Werte weisen auf ein tendenziell schlechtes Kosten-Nutzen-Verhältnis des Instruments hin. Sie sind aber nur bedingt auf Deutschland übertragbar und vor allem vor dem Hintergrund der flächendeckenden Einführung der Stoffstrombilanz neu zu bewerten.

Der Verwaltungsaufwand wird von den befragten Expertinnen und Experten unterschiedlich, aber mehrheitlich eher hoch eingeschätzt. Eine Stimme aus der Wissenschaft hält den Aufwand für niedrig.

Tabelle 71: Stickstoffüberschussabgabe: Verwaltungsaufwand

Die Umsetzung des Instruments ist mit niedrigem Verwaltungsaufwand verbunden.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | 3 | | | 1 |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit

Eine Stickstoffüberschussabgabe hätte als zusätzlicher Kostenpunkt potenziell negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Landwirte. Vor einer Einführung wäre daher zu prüfen, wie viele Betriebe eine solche Abgabe zu zahlen hätten und in welcher Höhe.

Der Verwaltungsaufwand des Instruments würde eine zusätzliche Belastung für alle Betriebe darstellen, auch für solche, die keine Stickstoffüberschüsse aufweisen.

Die befragten Expertinnen und Experten stimmen überein, dass eine Stickstoffüberschussabgabe negative Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Landwirtschaft habe.

Tabelle 72: Stickstoffüberschussabgabe: Wettbewerbsfähigkeit

Das Instrument hat keine negativen Wirkungen für die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Landwirtschaft.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | 1 | 3 | | | |
| Politik | 1 | | 1 | | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Soziale Wirkungen

89 % der rund 276.000 landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland wurden im Jahr 2016 als Einzelunternehmen (Familienbetrieb) geführt (Statistisches Bundesamt 2017b). Die wirtschaftliche Situation landwirtschaftlicher Betriebe hat daher oft direkte Auswirkungen auf die soziale Situation der betreibenden Familien. Ob eine Stickstoffüberschussabgabe eine ungleiche Belastung für Familienbetriebe darstellen könnte, ist nicht ohne Weiteres erkennbar.

Bezüglich der sozialen Wirkung des Instruments sind sich die befragten Expertinnen und Experten uneins. Zwei Stimmen stehen der Aussage, dass die Stickstoffüberschussabgabe keine negativen sozialen Verteilungswirkungen habe, unentschieden gegenüber. Zwei Expertinnen und Experten stimmen der Aussage eher nicht zu; eine Person stimmt eher zu.

Tabelle 73: Stickstoffüberschussabgabe: Soziale Wirkung

Das Instrument hat keine negativen sozialen Verteilungswirkungen.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | 2 | 1 | 1 | |
| Politik | 1 | | | 1 | | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Politische Durchsetzbarkeit

Auch bezüglich der politischen Durchsetzbarkeit des Instruments sind sich die befragten Expertinnen und Experten uneins. Zwei Stimmen stehen der Aussage, die Stickstoffüberschussabgabe sei politisch durchsetzbar, unentschieden gegenüber. Zwei Expertinnen und Experten stimmen der Aussage eher nicht zu; eine Person stimmt eher zu (siehe Tabelle 74).

Eine Einführung erscheint derzeit noch unwahrscheinlich. Aufgrund der Relevanz von Stickstoffdünger für mehrere Umweltziele sowie für den Klimaschutz ist bei ausbleibenden Verbesserungen jedoch mit zunehmendem politischen Druck zu rechnen. Die Wissenschaftlichen Beiräte des BMEL (WBAE und WBW 2016) beispielsweise fordern die Einführung einer Mineralstickstoffabgabe (ggf. in Verbindung mit einer Abgabe auf organischen Stickstoff), wenn die Verschärfung des Düngerechts bis zum Jahr 2020 keine ausreichende Verringerung der Überschüsse bewirkt. Der Nitratbericht 2020 könnte vor diesem Hintergrund eine hohe Relevanz für die Notwendigkeit und Durchsetzbarkeit des Instruments haben. Die Beiräte (ebd.) sprechen sich dabei jedoch eindeutig gegen eine Stickstoffüberschussabgabe aus, da die höhere Zielgenauigkeit des Instruments die höheren Administrationskosten nicht rechtfertigten.

Tabelle 74: Stickstoffüberschussabgabe: Politische Durchsetzbarkeit

Die Einführung des Instruments ist politisch durchsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | 2 | 2 | | |
| Politik | 1 | | | | 1 | |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

Rechtliche Umsetzung

Die Verantwortung für die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe liegt beim Bund, wobei laut Möckel (2017) auch eine Einführung auf Landesebene möglich wäre. Es ist darauf zu achten, dass die Abgabe rechtlich konform gestaltet wird und mit den EU-Vorgaben im Einklang ist. Bei richtiger Ausgestaltung ist eine Stickstoffüberschussabgabe mit Bundes- und EU-Recht vereinbar.

Vor allem bei der Berechnung der Abgabenhöhe müssen bestimmte Bedingungen erfüllt werden: Der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit muss beachtet werden (Möckel 2017). Die Abgabe darf keine „erdrosselnde Wirkung“ haben. Sie darf also nicht so hoch sein, dass der Rückgang der landwirtschaftlichen Betriebe und Flächen wesentlich verstärkt wird (ebd.). Eine gezielte Abschöpfung der GAP-Mittel durch die Abgabe wäre ebenfalls verboten (ebd.). Davon abgesehen ist eine Stickstoffüberschussabgabe mit der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union vereinbar. Umweltschutzmaßnahmen werden im Rahmen der GAP seit einigen Jahren stärker gefördert und gefordert.

Darüber hinaus hat sich Deutschland in mehreren internationalen Abkommen zum Schutz von Meeren, Binnengewässern, Klima, Biodiversität und Böden verpflichtet. Im Fall von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft kommt Deutschland diesen Verpflichtungen jedoch bislang nur unzureichend nach (Möckel 2017). Der Einsatz weiterer Instrumente ist vor diesem Hintergrund zu prüfen.

In der Bewertung der rechtlichen Umsetzbarkeit einer Stickstoffüberschussabgabe in Deutschland sind sich die befragten Expertinnen und Experten uneins. Zwei der fünf Befragten geben an, der Aussage „Die Einführung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar“ eher nicht zuzustimmen. Eine Person stimmt eher zu, zwei stimmen voll zu. Aufgrund der widersprüchlichen Antworten und meist fehlenden Erläuterungen und Begründungen sind die Bewertungen leider wenig aussagekräftig.

Tabelle 75: Stickstoffüberschussabgabe: Rechtliche Umsetzung

Die Einführung des Instruments ist ohne juristische Hürden umsetzbar.

| | n | Stimme gar nicht zu | Stimme eher nicht zu | Unentschieden | Stimme eher zu | Stimme voll zu |
|------------------------------|----------|---------------------|----------------------|---------------|----------------|----------------|
| Wissenschaft | 4 | | 2 | | 1 | 1 |
| Politik | 1 | | | | | 1 |
| Wirtschaft | 0 | | | | | |
| Umwelt und Verbraucher_innen | 0 | | | | | |
| Summe | 5 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 |

Quelle: FÖS, eigene Erhebung

4.1.7.3 Mögliche Erweiterung oder Umgestaltung

Die Höhe einer Stickstoffüberschussabgabe sollte sich möglichst an den externen Kosten der Stickstoffüberschüsse orientieren, um diese zielgenau zu adressieren. Allerdings sind die Wirkungszusammenhänge zwischen Stickstoffkonzentrationen und Umweltveränderungen derart komplex und zudem lokal so unterschiedlich, dass sich diese durchschnittlichen Kosten kaum verlässlich berechnen lassen.

Eine Stickstoffüberschussabgabe hat eine höhere Zielgenauigkeit und ist effektiver als eine pauschale Abgabe auf mineralische Dünger. Allerdings steht diese Zielgenauigkeit potenziell im Konflikt mit dem hohen administrativen Aufwand. Die wissenschaftlichen Beiräte des BMEL halten ein solches System für Deutschland im Vergleich zum Nutzen für zu teuer und fordern daher eine Mineralstickstoffabgabe (WBAE und WBW 2016). Die in den Niederlanden gesammelten Erfahrungen mit der Administration des MINAS-Programms (Mineral Accounting System) stützen diese Einschätzung. Die Vor- und Nachteile beider Optionen sind vor dem Hintergrund der flächendeckenden Einführung der Stoffstrombilanz neu zu prüfen.

Gegenebenfalls kann der Verwaltungsaufwand einer Stickstoffüberschussabgabe durch Ausnahmen für bestimmte Betriebe reduziert werden. Möckel (2017) hält es beispielsweise für sinnvoll, die Abgabe auf Landwirte zu begrenzen, die schon gemäß Düngeverordnung verpflichtet sind, eine Stickstoffbilanzierung durchzuführen. Kleine landwirtschaftliche Betriebe wären somit ausgenommen. Unter Um-

ständen wäre eine weitere Eingrenzung denkbar, welche die Anzahl der Betriebe minimiert, ohne Betriebe mit tendenziell hohen Überschüssen auszuschließen.

4.1.7.4 Zusammenfassende Bewertung

Die Stickstoffüberschussabgabe wäre ein effektives Instrument zur Reduzierung von Stickstoffüberschüssen und hätte positive Auswirkungen auf die Luftreinhaltung sowie auf weitere Umweltziele und den Klimaschutz. Als Ergänzung zum ordnungsrechtlichen Rahmen kann sie einen zusätzlichen monetären Anreiz zum kosteneffizienten Düngeinsatz darstellen.

Die Zielgenauigkeit und Effizienz des Instruments gehen jedoch zu Lasten des Verwaltungsaufwands und der Administrierbarkeit. Aufgrund des schlechten Kosten-Nutzen-Verhältnisses präferieren einige Akteure eine Mineralstickstoffabgabe, die zwar weniger zielgenau, dafür aber deutlich leichter umzusetzen wäre.

Der Handlungsbedarf zur Reduzierung der Stickstoffeinträge ist groß und ordnungsrechtliche Instrumente wie das Düngerecht wurden zuletzt verschärft. Bei ausbleibenden Erfolgen dieser Maßnahmen könnte sich der politische Handlungsdruck weiter verschärfen und die Einführung eines ökonomischen Instruments unterstützen. Ein wichtiger Fortschrittsbericht wird in diesem Zusammenhang der Nitratbericht 2020 von BMU und BMEL sein. Eine Abgabe auf Stickstoffüberschüsse oder Mineraldünger wäre bei den betroffenen Akteuren und vielen weiteren Gruppen unbeliebt, erscheint aber zunehmend wahrscheinlicher.

5 Fazit

Die politische Gesetzgebung im Bereich der Luftreinhaltung ist in Deutschland derzeit vor allem durch das Ordnungsrecht geprägt. In einigen Fällen reicht dies bisher allerdings nicht aus, um definierte Ziele bzw. Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe einzuhalten. Dies zeigt sich aktuell beispielsweise durch die von der EU-Kommission eingeleiteten Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland aufgrund der unzureichenden Einhaltung der Nitratrichtlinie¹⁸ sowie zu hoher Stickoxid- und Feinstaubbelastungen¹⁹.

Durch eine Ergänzung bestehender ordnungs- und planungsrechtlicher Maßnahmen durch ökonomische Instrumente besteht das Potenzial, zukünftig eine ökonomisch effiziente und ökologisch effektive Minderung der Luftschadstoffbelastung zu erreichen.

Im Rahmen des Vorhabens „Ökonomische Instrumente in der Luftreinhaltung“ wurden zunächst basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche nationale und internationale ökonomische Instrumente der Luftreinhaltung zusammengestellt und kategorisiert. Insgesamt wurden 40 nationale und 41 internationale Instrumente erfasst. Die meisten der identifizierten Instrumente zielen auf Emissionsreduktionen im Kfz-Verkehr ab, während der am häufigsten adressierte Luftschadstoff NO_x ist. Gerade nationale Instrumente adressieren Luftschadstoffe allerdings häufig allenfalls indirekt, oftmals steht die Minderung von klimarelevanten Stoffen, besonders von CO_2 , im Vordergrund. Bei den internationalen Instrumenten stammt eine auffällig hohe Anzahl von Beispielen aus Schweden. Schweden wird generell als Vorreiter bei marktorientierten Anreizen zur Reduzierung von Luftschadstoffemissionen angesehen (Krause 2006).

Die identifizierten Instrumente wurden anschließend unter Zuhilfenahme veröffentlichter Literatur einer ersten Bewertung unterzogen, die u. a. die Kriterien der ökonomischen Effizienz und der ökologischen Effektivität beinhaltet. In einem weiteren Schritt wurden sieben besonders vielversprechende Instrumente ausgewählt, die im Rahmen einer Detailanalyse genauer beleuchtet wurden. Hierbei handelte es sich um vier nationale Instrumente, deren Erweiterung bzw. Umgestaltung und drei internationale Instrumente, deren Übertragung auf Deutschland untersucht wurde.

Die Bewertung erfolgte durch die Auswertung von Publikationen und die Befragung von Expertinnen und Experten aus Wissenschaft, Politik, Wirtschaft sowie von Umwelt- und Verbraucherverbänden.

Über die verschiedenen Instrumente hinweg zeigt sich, dass die Expertinnen und Experten oftmals für internationale Lösungen (z. B. Hafen- und Fahrwassergebühren, Landeentgelte) anstatt nationaler Ansätze, wie hier analysiert, plädieren. Zudem wird potenziellen Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Sektoren eine hohe Bedeutung beigemessen.

18 EU Kommission (26.04.2016): Nitratbelastung in Gewässern: EU-Kommission verklagt Deutschland.
https://ec.europa.eu/germany/news/nitratbelastung-gew%C3%A4ssern-eu-kommission-verklagt-deutschland_de
 (aufgerufen am 31.05.2018).

19 dpa/hs/LTO-Redaktion (17.05.2018): EU verklagt Deutschland wegen zu schlechter Luft in den Städten.
<https://www.lto.de/recht/nachrichten/n/eu-kommission-eugh-klage-gegen-deutschland-abgase-schadstoffe-stickoxide>
 (aufgerufen am 31.05.2018).

So wurde eine **Steuer auf Stickoxide** aus Großfeuerungsanlagen, wie sie in Schweden existiert, in der Literatur zwar als ökologisch effektiv und ökonomisch effizient bewertet, hinsichtlich einer Übertragung auf Deutschland zeichnet sich in der Befragung allerdings Zweifel insbesondere seitens der potenziell betroffenen Anlagenbetreiber ab. Eine Einführung der NO_x-Steuer würde für die Betreiber die Installation von Messtechnik bedeuten. Zudem bedürfe ein solches Instrument hinsichtlich des Rückerstattungssystems einer eingehenden juristischen Prüfung.

Steuer auf Stickoxidemissionen in Großfeuerungsanlagen

Pro:

- ▶ hat maßgeblich zur Minderung von NO_x-Emissionen in Schweden beigetragen, die zudem schneller und kosteneffizienter erreicht wurde als mit ordnungsrechtlichen Instrumenten allein
- ▶ die politische Durchsetzbarkeit und die Akzeptanz bei den Stakeholdern waren durch den partizipativen Prozess in Schweden und vor allem das Rückerstattungssystem der Steuer relativ hoch
- ▶ der Verwaltungsaufwand des Instruments ist gering, ebenso wie die Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Unternehmen und etwaige negative soziale Verteilungswirkungen

Contra:

- ▶ das Verursacherprinzip wird ausgehebelt und Anreize für eine erhöhte Energieproduktion bei geringerer Energieintensität geliefert
- ▶ der Ausstoß von anderen Luftschadstoffen kann erhöht werden
- ▶ Widerstand auf Seiten der Anlagenbetreiber in Deutschland
- ▶ es ist unsicher, ob das Instrument in Form der Rückerstattung einer Steuer rechtlich zulässig wäre

Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:

- ▶ Alternativ zur Rückerstattung gemessen am Energieoutput, die einen Anreiz schafft, mehr Energie zu produzieren, kann die Rückerstattung an den tatsächlichen Vermeidungskosten auf Firmen-/Anlagenebene gemessen werden
- ▶ Ein kontinuierlicher Inflationsausgleich, also eine Anpassung der Steuerhöhe, ist sinnvoll

Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren, die ebenfalls in Schweden eingeführt wurden, werden in der Literatur bezüglich der ökologischen Effektivität und ökonomischen Effizienz sowie aufgrund des geringen Verwaltungsaufwands insgesamt positiv bewertet. In der Befragung wurde jedoch betont, dass eine Koordinierung europäischer Häfen bezüglich der Höhe und Ausdifferenzierung der Gebühren sinnvoll wäre, um negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Häfen zu vermeiden. Bei den Fahrwassergebühren wurde zudem angemerkt, dass die politische Durchsetzbarkeit angesichts der Pläne der Bundesregierung, die Schifffahrtsgebühren insgesamt abzuschaffen, eher unwahrscheinlich sei.

Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren

Pro:

- ▶ ökologisch effektive und sinnvolle Ergänzung zum ordnungsrechtlichen Rahmen, um Emissionen von Luftschadstoffen aus dem Schiffsverkehr weiter zu reduzieren
- ▶ sind ökonomisch effizient und bedürfen wenig Verwaltungsaufwand, da Hafengebühren ohnehin erhoben werden
- ▶ Differenzierte Fahrwassergebühren sind ebenfalls ökologisch effektiv und einfacher umzusetzen, da sie zentraler festgelegt werden könnten (in Kooperation zwischen Bund/Ländern/Kommunen) und weniger Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit hätten

Contra:

- ▶ mögliche negative Wirkung auf die Wettbewerbsfähigkeit deutscher Häfen, was aber umso besser vermieden werden kann, je mehr Häfen sich abstimmen
- ▶ angesichts der Vereinbarung im Koalitionsvertrag der Bundesregierung, die Schifffahrtsgebühren generell abzuschaffen, ist die größte Hürde für differenzierte Fahrwassergebühren ihre politische Durchsetzbarkeit

Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:

- ▶ wirkungsvoll wäre eine europäische oder weltweite Einigung für die Einführung differenzierter Hafengebühren, sodass negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit wegfallen
- ▶ um die Akzeptanz und Reichweite zu erhöhen, könnten verschiedene bereits vorhandene Zertifikate (CSI, ESI, Blauer Engel etc.) genutzt werden
- ▶ eine Alternative wäre eine pauschale Erhöhung der Gebühren für alle Schiffe, die keinen Umweltschutznachweis vorlegen können. Diese in Norwegen angewandte Methode reduziert die technisch und organisatorisch notwendigen Vorkehrungen aufseiten der Hafenbehörden
- ▶ eine andere Alternative ist die zeitbezogene Umweltabgabe: Schiffe zahlen für eine bestimmte Zeiteinheit, beispielsweise ein Jahr, einmalig eine emissionsorientierte Abgabe, die zum Einlauf in den Hafen berechtigt

Eine Abwrackprämie nach kanadischem Vorbild wird in der Literatur, zumindest im urbanen Raum, als ökologisch effektiv und ökonomisch effizient bewertet. Für eine Übertragung auf Deutschland wurde dies allerdings infrage gestellt, wenn als Förderoption der Kauf von emissionsärmeren Pkw zur Verfügung stehe. Effektiver sei das Instrument, wenn nur der Umstieg auf alternative Fortbewegungsmittel wie ÖPNV, Fahrräder oder Carsharing gefördert würde. Allerdings könne auch hier nicht garantiert werden, dass nicht alte Pkw verschrottet und die alternativen Förderoptionen in Anspruch genommen, aber gleichzeitig außerhalb des Programms neue Pkw gekauft werden.

Abwrackprämie

Pro:

- ▶ abhängig von der gewählten Förderoption kann das Instrument zur Reduzierung von Stickoxidemissionen beitragen
- ▶ aus ökologischer Sicht ist es am effektivsten, wenn es vor allem Anreize bietet, den Besitz und die Nutzung von Fahrzeugen zu reduzieren und auf alternative Transportmöglichkeiten umzusteigen

Contra:

- ▶ von dem Instrument können hohe Fehl-anreize ausgehen wie Mitnahmeeffekte und Importe alter Fahrzeuge, die nach einer kurzen Phase der Zulassung verschrottet werden, um die Prämie zu erhalten
- ▶ die Förderung von neuen Pkw trotz deren geringerem Schadstoffausstoß ist ökologisch nicht sinnvoll

Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:

- ▶ Experten plädieren für Fördermaßnahmen, bei denen sich die Höhe des Zuschusses an ökologischen Kriterien wie CO₂-Emissionen und Schadstoffausstoß orientiert
- ▶ Anreize zum Umstieg auf sauberere Alternativen wie ÖPNV, Fahrrad oder Carsharing-Angebote sind effektiver, deshalb sollten sich die Förderoptionen auf alternative Verkehrsmittel beschränken
- ▶ am ökologisch effektivsten ist die Prämie in urbanen Gebieten

Die Lkw-Maut wird weitestgehend als ökonomisch effizientes und umfangreich konstruiertes Instrument mit Lenkungswirkung angesehen, das zur Internalisierung von Wegekosten und anderen externen Kosten beiträgt. Effektivität und Effizienz gehen mit einem hohen Aufwand aufseiten der Betreiber und der Betroffenen einher. Die Einnahmen aus der Maut tragen aber wesentlich zur Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur bei. Die Maut hat in ihrer jetzigen Form ihr Minderungspotenzial weitgehend ausgeschöpft, sodass eine Fortentwicklung nötig ist. Einige der befragten Expertinnen und Experten empfehlen eine stärkere Differenzierung und Kosteninternalisierung in den Mautsätzen sowie eine Ausweitung auf weitere Straßen und Fahrzeugklassen. Dies würde die Anreizstruktur des Instruments optimieren und den Einflussbereich des bestehenden Systems deutlich erweitern.

| Lkw-Maut | |
|--|--|
| <p>Pro:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ intelligentes und fortschrittliches ökonomisches Instrument zur Internalisierung von Wegekosten und weiteren externen Kosten ▶ verursachergerechter Beitrag zur Finanzierung der Verkehrsinfrastruktur ▶ Ausweitung des Systems bereits beschlossen ▶ es gibt viele weitere sinnvolle und politisch durchsetzbare Optionen zur Fortentwicklung des Systems | <p>Contra:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ hoher Aufwand aufseiten der Betreiber und der Betroffenen ▶ hat in ihrer jetzigen Ausgestaltung ihr Potenzial vermutlich weitestgehend ausgeschöpft |
| <p>Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ stärkere Differenzierung und Kosteninternalisierung in den Mautsätzen ▶ eine Ausweitung auf weitere Straßen und Fahrzeugklassen würde den Einflussbereich des bestehenden Systems deutlich erweitern | |

Die Parkraumbewirtschaftung wird in der Literatur als ökologisch effektives und ökonomisch effizientes Instrument beschrieben, mit dem die externen Kosten des Parkens internalisiert und die Ineffizienzen des Marktes adressiert werden können. Das Instrument ist in einfacher Form bereits weit verbreitet und hat positive Auswirkungen auf den Verkehr (u. a. die Reduktion des Parksuchverkehrs), auf die Flächennutzung sowie auf Mensch und Umwelt im Allgemeinen. Effektivität und Effizienz des Instruments wurden von den befragten Expertinnen und Experten weitestgehend positiv bewertet, sind aber schwer zu quantifizieren. Parkgebühren treffen meist auf große Widerstände bei der lokalen Wirtschaft und der Anwohnenden, da Wirkung und Ziel des Instruments häufig falsch verstanden werden. Eine Aufklärung und Beteiligung der Betroffenen ist daher wichtig für die Akzeptanz. Der Zusppruch steigt meist nach Einführung des Instruments, wenn die positiven Auswirkungen sichtbar werden. Parkgebühren müssen laut den Expertinnen und Experten in ein abgestimmtes Gesamtkonzept integriert sein. Da sie auf den öffentlichen Raum beschränkt sind, können sie die wachsende Zahl privater Parkflächen nicht adressieren.

| Parkraumbewirtschaftung | |
|---|--|
| <p>Pro:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ mit einer Parkgebühr können die externen Kosten des Parkens internalisiert und die Ineffizienzen des Markts adressiert werden ▶ sie ist weit verbreitet und hat verschiedene positive Auswirkungen, u. a. auf Verkehr, Flächennutzung, Mensch und Umwelt ▶ die Effektivität und Effizienz des Instruments in Bezug auf die Luftreinhaltung ist positiv ▶ Parkgebühren sind im Vergleich zu anderen Kosten des Pkw-Gebrauchs relativ transparent und durch Nichtnutzung vermeidbar ▶ die Akzeptanz steigt meist nach Einführung | <p>Contra:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ sie ist auf den öffentlichen Bereich beschränkt und hat keine Wirkung auf die wachsende Anzahl von privaten Parkplätzen ▶ größere Widerstände der lokalen Wirtschaft, des Einzelhandels und der Anwohnenden |
| <p>Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ Einführung differenzierter Parkgebühren zur räumlichen und zeitlichen Verlagerung der Nachfrage und Reduzierung des Parksuchverkehrs ▶ Für ihre Wirksamkeit ist ein abgestimmtes Gesamtkonzept wichtig. Dazu zählt u. a. der Ausbau alternativer Transportmöglichkeiten wie des ÖPNVs ▶ Aufklärung und Beteiligung der Betroffenen ist wichtig für die Akzeptanz | |

Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte können Anreize zur Anschaffung schadstoffärmerer Flugzeuge setzen und die spezifischen Emissionen reduzieren. Sie sind in ihrer derzeitigen Ausgestaltung aber aufgrund der zu geringen Höhe wenig effektiv, und der Anstieg des Flugverkehrs insgesamt überlagert die Fortschritte hinsichtlich der spezifischen Emissionen. Das Instrument trägt also lediglich zur Verlangsamung des absoluten Emissionsanstiegs bei. Gemäß einiger der befragten Expertinnen und Experten wäre eine Verteuerung des Flugverkehrs insgesamt nötig, um die absoluten Emissionen wirkungsvoll zu senken. Auch eine internationale Ausweitung des Instruments würde die Wirkung erhöhen, da mit jedem zusätzlichen Flughafen, der solche Entgelte erhebt, der Kostendruck insgesamt steigt.

| Schadstoffabhängige Start- und Landeentgelte | |
|---|--|
| <p>Pro:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ können zur Reduzierung der spezifischen Emissionen beitragen ▶ als Teil eines Maßnahmenbündels können sie einen zusätzlichen Anreiz zur Modernisierung der Flugzeugflotten geben | <p>Contra:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ in ihrer derzeitigen Ausgestaltung vor allem aufgrund ihrer geringen Höhe wenig effektiv ▶ der Anstieg des Flugverkehrs überlagert insgesamt die Fortschritte bezüglich der spezifischen Emissionen |
| <p>Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▶ statt einer kostenneutralen Umschichtung wäre eine Verteuerung des Luftverkehrs insgesamt notwendig, wenn die absoluten Emissionen reduziert werden sollen ▶ wirkungsvoll wäre eine internationale Ausweitung des Instruments. Mit jedem zusätzlichen Flughafen erhöht sich der Kostendruck auch bei geringer Entgelthöhe | |

Die Stickstoffüberschussabgabe trägt gemäß dem Verursacherprinzip zur Internalisierung der externen Kosten des Düngemitelesatzes in der Landwirtschaft bei und wird in der Literatur schon lange diskutiert. Sie ist zielgenau, effizient und hat positive Auswirkungen nicht nur für die Luftreinhaltung, sondern auch für andere Umweltziele und den Klimaschutz. Zielgenauigkeit und Effizienz stehen allerdings einem hohen Verwaltungsaufwand und einem schlechten Kosten-Nutzen-Verhältnis gegenüber, was von den Betroffenen und vielen Expertinnen und Experten bemängelt wird und in der Tendenz eher zu einer Ablehnung des Instruments führt. Bei weiter ausbleibenden Erfolgen der ordnungsrechtlichen Maßnahmen gehen viele Expertinnen und Experten davon aus, dass sich der politische Handlungsdruck weiter verschärfen und die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe wahrscheinlicher wird.

Stickstoffüberschussabgabe

Pro:

- ▶ schafft monetäre Anreize zum effizienteren Düngeinsatz
- ▶ Internalisierung externer Kosten gemäß dem Verursacherprinzip
- ▶ zielgenaue Adressierung des Problems (Stickstoffüberschüsse)
- ▶ positive Auswirkungen für die Luftreinhaltung sowie auf weitere Umweltziele und den Klimaschutz

Contra:

- ▶ Zielgenauigkeit und Effizienz des Instruments gehen zu Lasten des Verwaltungsaufwands und der Administrierbarkeit
- ▶ schlechtes Kosten-Nutzen-Verhältnis
- ▶ unbeliebt bei Akteuren und vielen weiteren Gruppen

Mögliche Umgestaltung oder Alternativen:

- ▶ einige Akteure präferieren eine Mineralstickstoffabgabe, die zwar weniger zielgenau, dafür aber deutlich leichter umzusetzen wäre
- ▶ bei ausbleibenden Erfolgen ordnungsrechtlicher Maßnahmen könnte sich der politische Handlungsdruck weiter verschärfen und die Einführung eines ökonomischen Instruments unterstützen

Ausblick

Im Lichte der öffentlichen Debatte, wie sie z. B. seit längerer Zeit mit Bezug auf die Stickstoffproblematik geführt wird, fällt auf, dass ökonomische Instrumente nur eine untergeordnete Rolle spielen. Stattdessen dominieren weiterhin ordnungsrechtliche Eingriffe die Diskussion, beispielsweise im Fall der Fahrverbote für Dieselfahrzeuge in Städten. Alternative Instrumente wie die hier im Detail analysierte Parkraumbewirtschaftung spielen kaum eine Rolle.

Dieses Vorhaben zeigt zudem, dass gerade im Ausland eine Reihe von Instrumenten erfolgreich zur Minderung von Luftschadstoffen eingesetzt und in der wissenschaftlichen Literatur ausführlich diskutiert wird. So findet die schwedische NO_x-Steuer oder die kanadische Abwrackprämie im wissenschaftlichen Kontext ausführlich Erwähnung. Die Übertragbarkeit von im Ausland erfolgreich eingesetzten Instrumenten spielt in der politischen Debatte hierzulande jedoch keine Rolle.

Die hier durchgeführten Analysen können nur einen ersten qualitativen Einblick zu Möglichkeiten und Schwierigkeiten bei der Erweiterung bzw. Einführung ausgewählter Instrumente geben. Zukünftige Forschungsvorhaben könnten im Detail die ökologischen und ökonomischen Effekte ausgesuchter Instrumente für Deutschland modellieren.

6 Quellenverzeichnis

- ACARE - advisory Council for aviation research and innovation in Europe (2017): Delivering Europe's vision for aviation. Strategic Research and Innovation Agenda – 2017 update, Volume 1.
http://www.acare4europe.org/sites/acare4europe.org/files/document/acare-strategic-research-innovation-volume-1-v2.7-interactive-fin_0.pdf aufgerufen am 13.04.2018.
- ADAC (2010): Mobilität in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse. München.
https://www.adac.de/mmm/pdf/statistik_mobilitaet_in_deutschland_0111_46603.pdf aufgerufen am 30.04.2018.
- Antweiler, Werner und Sumeet Gulati (2011): An Analysis of British Columbia's SCRAP-IT Program: Emissions Savings, Participation, and Transportation Choice. Vancouver, Sauder School of business–University of British Columbia.
- Antweiler, Werner und Sumeet Gulati (2013): Market-Based Policies for Green Motoring in Canada. Canadian Public Policy – Analyse de politiques, Vol. XXXIX, Supplement/Numéro Spécial 2 2013.
- Antweiler, Werner und Sumeet Gulati (2015): Scrapping for clean air: Emissions savings from the BC-SCRAP-IT program. Journal of Environmental Economics and Management 71. 198–214.
- Axhausen, K. W. (2016). Knappe Ressourcen nachfragegerecht bepreisen. Internationales Verkehrswesen.
<https://www.internationales-verkehrswesen.de/knappe-ressourcen-nachfragegerecht-bepreisen/> aufgerufen am 25.04.2018.
- BAG - Bundesamt für Güterverkehr (2015): Lkw-Maut. http://www.bag.bund.de/DE/Navigation/Verkehrsaufgaben/Lkw-Maut/lkw-maut_node.html aufgerufen am 08.01.2018.
- BAG - Bundesamt für Güterverkehr (2018): Mautstatistik – Jahrestabellen 2017.
https://www.bag.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Statistik/Lkw-Maut/Jahrestab_16_17.html?nn=13100 aufgerufen am 20.07.2018.
- Barter, P.A. (2010): Off-Street Parking Policy without Parking Requirements: A Need for Market Fostering and Regulation? Transport Reviews, 30 (5), 571-588.
- Bauer, U., M. Hertel und S. Hanke (2016). Parkraumbewirtschaftung - Nutzen und Effekte. <https://vm.baden-wuerttemberg.de/de/service/publikation/did/parkraumbewirtschaftung-nutzen-und-effekte/> aufgerufen am 25.04.2018.
- BC SCRAP-IT Society (2017): BC SRAP-IT Program. <https://scrapit.ca/> aufgerufen am 13.11.2017.
- Beck, Silke, Jana Bovet, Stefanie Baasch, Philipp Reiß und Christoph Görg (2011): Synergien und Konflikte von Strategien und Maßnahmen zur Anpassung an den Klimawandel. Climate Change | 18/2011. Umweltbundesamt: Dessau-Roßlau.
- Becqué, Renilde, Freda Fung und Zhixi Zhu (2017): Incentive Schemes for Promoting Green Shipping. Natural Resources Defense Council (NRDC). Peking.
- Behrendt, F. und S. Trojahn (2013): Herausforderung für die Zukunft - Nachhaltige und solide Verkehrsinfrastrukturfinanzierung. https://www.researchgate.net/publication/320410677_Herausforderung_fur_die_Zukunft_-_nachhaltige_und_solide_Verkehrsinfrastrukturfinanzierung aufgerufen am 08.01.2018.
- Bell ML, Ebisu K (2012): Environmental Inequality in Exposures to Airborne Particulate Matter Components in the United States. Environ Health Perspect 120:1699–1704.
- Bernecker, Tobias und Frank Fichert (2013): Optionen zur Finanzierung der Bundesfernstraßen.
https://www.bw.ihk.de/Resources/Persistent/b9de9172aca8b09684ac981cf5ede1f95c23d0b1/Optionen_zur_Finanzierung_der_Bundesfernstrassen_Schlussbericht%203.pdf aufgerufen am 20.07.2018.
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018): Stoffstrombilanz: Mehr Transparenz über Nährstoffe in landwirtschaftlichen Betrieben. <https://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Pflanzenbau/Ackerbau/Texte/Stoffstrombilanz.html> aufgerufen am 05.02.2018.
- BMVI - Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2016a): Lkw-Maut.
http://www.bmvi.de/DE/VerkehrUndMobilitaet/Verkehrspolitik/Verkehrsinfrastruktur/Finanzierung/Lkw-Maut/lkw-maut_node.html aufgerufen am 08.01.2018.

- BMVI - Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2016b): De-Minimis-Förderrichtlinie 2016 tritt in Kraft. <https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Pressemitteilungen/2016/007-de-minimis-foerderrichtlinie-2016-tritt-in-kraft.html> aufgerufen am 28.03.2018.
- Boeing (o. D.): Airport noise and emissions regulations. <http://www.boeing.com/commercial/noise/list.page> aufgerufen am 03.04.2018.
- Boltze, M. und P. Schäfer (2011): Alternative Methoden zur Überwachung der Parkdauer sowie zur Zahlung der Parkgebühren. <http://bast.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2011/257/pdf/V119.pdf> aufgerufen am 30.04.2018.
- Braathen, Nils Axel (2012): Lessons in Environmental Policy reform: The Swedish Tax on NO_x Emissions. OECD, Environment Directorate.
- CDU, CSU und SPD (2018): Ein neuer Aufbruch für Europa, eine neue Dynamik für Deutschland, ein neuer Zusammenhalt für unser Land. Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD. <https://www.bundesregierung.de/Content/DE/Anlagen/2018/03/2018-03-14-koalitionsvertrag.pdf?blob=publicationFile&v=2> aufgerufen am 13.04.2018.
- CE Delft (2008): Lower NO_x at Higher Altitudes - Policies to Reduce the Climate Impact of Aviation NO_x Emission. http://www.ec.europa.eu/transport/modes/air/studies/doc/environment/oct_2008_nox_final_report.pdf aufgerufen am 10.04.2017.
- CE Delft, Transport & Mobility Leuven, TRT, TNO (2012): An inventory of measures for internalizing external costs in transport. Europäische Kommission, Brüssel. <https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/themes/sustainable/studies/doc/2012-11-inventory-measures-internalising-external-costs.pdf> aufgerufen am 03.04.2018.
- Chester, M. und A. Horvath (2009): Environmental assessment of passenger transportation should include infrastructure and supply chains. Environmental Research Letters, 4(2).
- Chester, M., A. Horvath und S. Madanat (2010). Parking infrastructure: Energy, emissions, and a automobile life-cycle environmental accounting. Environmental Research Letters, 5(3).
- Clean Shipping Index (2018): Methodology and Reporting Guidelines 2018. Clean Shipping Index, Gothenburg, Sweden. <http://cleanshippingindex.com/wp-content/uploads/2018/05/2018-05-22-Methodology-and-Reporting-Guidelines.pdf> aufgerufen am 31.05.2018.
- COGEA, Glinntt Inov, Vrije Universiteit Brussel und Kühne Logistics University (2017): Study on differentiated port infrastructure charges to promote environmentally friendly maritime transport activities and sustainable transportation. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission.
- Correctiv (2017): Irrsinn der Agrarpolitik. Berlin. <https://correctiv.org/recherchen/wirtschaft/artikel/2017/06/13/agrar-subventionen-massentierhaltung-ammoniak-nitrat/> aufgerufen am 23.04.2018.
- DifU - Deutsches Institut für Urbanistik (2009a): Erfahrungsaustausch zur Parkraumbewirtschaftung in ausgewählten deutschen Großstädten.
- DifU - Deutsches Institut für Urbanistik (2009b): Wirtschaftliches Parkraummanagement. http://www.difu.de/sites/difu.de/files/bericht_1k_argus_wirtschaftlichkeit_der_prb.pdf aufgerufen am 10.04.2017.
- DLR - Deutsche Zentrum für Luft- und Raumfahrt (2015): Emissionsbezogene Landeentgelte. http://www.dlr.de/fw/desktopdefault.aspx/tabid-10333/17709_read-19909/ aufgerufen am 10.04.2017.
- DSL – Deutscher Speditions- und Logistikverband (2018): Wegekostengutachten 2018 bis 2022: Höhere Mautsätze ab 2019. https://www.dslv.org/dslv/web.nsf/id/li_fdihay5gk3.html aufgerufen am 20.07.2018.
- EASA - Europäische Agentur für Flugsicherheit, EEA – Europäische Umweltagentur, Eurocontrol (2016): European Aviation Environmental Report. <http://www.ec.europa.eu/transport/modes/air/aviation-strategy/documents/european-aviation-environmental-report-2016-72dpi.pdf> aufgerufen am 10.04.2017.
- ECAC - Europäische Zivilluftfahrt-Konferenz (2011): RECOMMENDATION ECAC/27-4. NO_x EMISSION CLASSIFICATION SCHEME. http://www.ecac-ceac.org/documents/10202/75621/Rev_Sept11_ECAC_Rec_27_4+%283%29.pdf/dcc95bcb-a1d0-4185-9695-003bf470f533 aufgerufen am 10.04.2017.

Europäische Kommission (2017): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 1999/62/EG über die Erhebung von Gebühren für die Benutzung bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge. KOM (2017) 275 final. Brüssel: Europäische Kommission.

European Environmental Agency (EEA) 2018: NEC Directive reporting status 2018. <https://www.eea.europa.eu/themes/air/national-emission-ceilings/nec-directive-reporting-status-2018> aufgerufen am 24.07.2018.

Flughafen Berlin Tegel (2016): Entgeltordnung. Berlin. http://www.berlin-airport.de/de/_dokumente/geschaeftpartner/entgelte-ordnungen/01-01-2016_Entgeltordnung-TXL_20151007.pdf aufgerufen am 03.04.2018.

Flughafen Hamburg GmbH (2015): Flughafenentgelte. http://www.hamburg-airport.de/media/Flughafenentgelte_Teil_I_Deutsch_15-01-2015_2014-11-13.pdf aufgerufen am 10.04.2017.

FÖS - Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (2013): Instrumente zur Senkung des Fleischkonsums. Berlin. <http://www.foes.de/pdf/2013-05-Oekonomische-Instrumente-zur-Senkung-des-Fleischkonsums.pdf> aufgerufen am 05.05.2017.

FÖS - Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (2016): Eine intelligente Straßenmaut – effizient und nachhaltig. Berlin. <http://www.foes.de/pdf/2016-10-Themenpapier-Roadpricing.pdf> aufgerufen am 09.04.2018.

FÖS - Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft (2017): Steuergelder für den Flughafen von nebenan. Berlin. <http://www.foes.de/pdf/2017-03-FOES-Kurzanalyse-Regionalflyghaefen.pdf> aufgerufen am 13.04.2018.

Fraport (2016): Flughafenentgelte nach § 19b LuftVG. Entgelte für Zentrale Bodenverkehrsdienst-Infrastruktureinrichtungen. http://www.fraport.de/content/fraport/de/misc/binaer/business-und-partner/airlines-cargo/flughafenentgelte/flughafenentgeltordnung-2017/jcr:content.file/entgelte-charges-2017_-18-1--_.pdf aufgerufen am 19.07.2017.

Gawel, Erik, Wolfgang Köck, Katharina Kern, Stefan Möckel, Robert Holländer, Marcel Fälsch und Thomas Völkner (2011): Weiterentwicklung von Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelten zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4189.pdf> aufgerufen am 01.03.2018.

Gramlich L, Thießen F (2016): Flughafenentgelte: Situation – Probleme - Änderungsvorschläge. https://www.gruene-fraktion-brandenburg.de/fileadmin/ltf_brandenburg/Dokumente/Publikationen/Studie_Flughafenentgelte_BER.pdf aufgerufen am 10.04.2017.

Green Budget Europe und Danish Ecological Council (o.J.): Fact Sheet: The Swedish NO_x emissions tax. https://green-budget.eu/wp-content/uploads/The-Swedish-NOx-tax_FINAL.pdf aufgerufen am 13.04.2018.

Hagem, Cathrine, Bjart Holtmark und Thomas Sterner (2012): Mechanism design for refunding emissions payment. Discussion Papers No. 705. Statistics Norway, Research Department.

Harrison, David, Daniel Radov, James Patchett, Per Klevnas, Alex Lenkoski, Paul Reschke und Andrew Foss (2005): Economic Instruments for Reducing Ship Emissions in the European Union. Studie im Auftrag der Europäischen Kommission, Directorate-General Environment. Harrison et al. Economic Consulting: London.

HBE – Handelsverband Bayern (2014): Parken in der Stadt. Positionspapier. <https://www.hv-bayern.de/media/downloads/oeffentlich/positionspapiere/Parken-in-der-Stadt-201401.pdf> aufgerufen am 02.05.2018.

Höglund, Lena (2000): Essays on Environmental Regulation with Applications to Sweden. Ph.D. thesis, Department of Economics, Göteborg University, Sweden.

Höglund-Isaksson, Lena (2005): Abatement costs in response to the Swedish charge on nitrogen oxide emissions. Journal of Environmental Economics and Management 50. 102-120.

Höglund-Isaksson, Lena und Thomas Sterner (2009): Innovation Effects of the Swedish NO_x Charge. OECD Global Forum on Eco-Innovation. Paris.

Hsu, Shi-Ling und Daniel Sperling (1994): Uncertain Air Quality Impacts of Automobile Retirement Programs. Transportation Research Record 1444. 90-98.

ICAO - Internationale Zivilluftfahrtorganisation (2012): ICAO's Policies on Charges for Airports and Air Navigation Services. http://www.icao.int/publications/Documents/9082_9ed_en.pdf aufgerufen am 10.04.2017.

- Jacob, Klaus, Anna-Lena Guske, Sabine Weiland, Claire Range, Nico Pestel, Eric Sommer (2016): Verteilungswirkungen umweltpolitischer Maßnahmen und Instrumente. UBA Texte | 73/2016. Umweltbundesamt: Dessau-Roßlau.
- Kågeson, Per (1999): Economic instruments for reducing emissions from sea transport. Air Pollution and Climate Series No. 11 / T&E REPORT 99/7. The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, The European Federation for Transport and Environment (T&E) and the European Environmental Bureau (EEB).
- Köln Bonn Airport (2016): Gebühren- und Entgeltverordnung. http://www.koeln-bonn-airport.de/uploads/tx_download/Entgeltordnung_Deutsch_21062016.pdf aufgerufen am 10.04.2017
- Korn, Michael, A. Leupold, A. Niederau, C. Schneider, K.-H. Hartwig und R. Scheffler (2014): Berechnung der Wegekosten für das Bundesfernstraßennetz sowie der externen Kosten nach Maßgabe der Richtlinie 1999/62/ EG für die Jahre 2013 bis 2017. Endbericht. Weimar, Leipzig, Aachen, Münster: Alfen Consult, AVISO, Institut für Verkehrswissenschaft, Westfälische Wilhelms-Universität Münster. Z20/SEV/288.3/1220/UI23.
- Korn, Michael, A. Leupold, A. Niederau, C. Schneider, K.-H. Hartwig und R. Scheffler (2018): Berechnung der Wegekosten für das Bundesfernstraßennetz sowie der externen Kosten nach Maßgabe der Richtlinie 1999/62/EG für die Jahre 2018 bis 2022. Endbericht. Weimar, Leipzig, Aachen, Münster, Köln: Alfen Consult, AVISO, Institut für Verkehrswissenschaft, BUNG Ingenieure. http://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Anlage/Presse/wegekostengutachten.pdf?__blob=publicationFile aufgerufen am 24.04.2018.
- Krause, Karsten (2006): Marktorientierte Umweltpolitik im Seeverkehr. Anreize zur Reduzierung atmosphärischer Emissionen aus der Verbrennung von Schadstoffen. Dissertation zur Erlangung eines Doktors der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften der Universität Hamburg.
- Krupnick, A., McConnell, V., Cannon, M., Stoessell, T. und Batz, M. (2005): Cost-effective NO_x Control in the Eastern United States. Technical Report, Resources for the Future Discussion Paper 00-18.
- LAI - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (2016): Handlungsbedarf und -empfehlungen zur Einhaltung der NO₂-Grenzwerte. www.umwelt.niedersachsen.de/download/115324 aufgerufen am 10.04.2017.
- Lawinczak J & Heinrichs E (2007): Parkgebührengestaltung Ergebnisbericht zum Arbeitspaket 8 im Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „ParkenBerlin“, https://difu.de/sites/difu.de/files/bericht_lk_argus_parkgebuehrengestaltung.pdf aufgerufen am 30.04.2018.
- Litman T (2018): Parking Pricing Implementation Guidelines - How More Efficient Parking Pricing Can Help Solve Parking and Traffic Problems, Increase Revenue, and Achieve Other Planning Objectives, <http://www.vtpi.org/parkpricing.pdf> aufgerufen am 02.05.2018.
- Ljungström, Thomas (2010): The environmental differentiated fairway dues system. Swedish Maritime Administration (SMA).
- Lu, C. (2009): The implications of environmental costs on air passenger demand for different airline business models. Journal of Air Transport Management. Volume 15 (4): 158-165.
- Maier F, Busch F (2011): Gebühren für die Nutzung der Straßeninfrastruktur – Eine Abwägung. Straße und Autobahn, 12, 837-843. <https://mediatum.ub.tum.de/doc/1095804/1095804.pdf> aufgerufen am 08.01.2018.
- Manville, M. und D.G. Chatman (2016): Market-Priced Parking in Theory and Practice. <https://www.accessmagazine.org/fall-2016/market-priced-parking-in-theory-and-practice/> aufgerufen am 25.04.2018.
- Mellin, Anna & Hanna Rydhed (2011): Swedish ports' attitudes towards regulations of the shipping sector's emissions of CO₂. Maritime Policy & Management 38 (4). 437-450.
- Millock, Katrin, Céline Mauges und Thomas Sterner (2004): Environmental Taxes: A Comparison of French and Swedish Experience from Taxes on Industrial Air Pollution. CESifo DICE Report 1/2004.
- Möckel, Stefan (2017): Rechtsgutachten zur Klärung von Rechtsfragen zur Erhebung einer Abgabe auf Stickstoffüberschuss und einer Abgabe auf stickstoffhaltigen Mineraldünger durch den Landesgesetzgeber. https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/landwirtschaft/stickstoff%C3%BCberschussabgabe_moeckel_endbericht.pdf aufgerufen am 27.02.2018.
- NERA Economic Consulting (2005): Economic Instruments for Reducing Ship Emissions in the European Union. Im Auftrag der Europäischen Kommission, Directorate-General Environment. London.

Nguyen, Thu Lan T., John E. Hermansen und Lisbeth Mogensen (2012): Environmental costs of meat production: the case of typical EU pork production. *Journal of Cleaner Production*, 28, 168-176.

OECD (2007): Instrument Mixes for Environmental Policy. https://read.oecd-ilibrary.org/environment/instrument-mixes-for-environmental-policy_9789264018419-en#page5 aufgerufen am 23.07.2018.

OECD (2010): Taxation, Innovation and the Environment.

OECD (2013): The Swedish Tax on Nitrogen Oxide Emissions Lessons in Environmental Policy Reform. OECD Environment Policy Paper No. 2.

Pedersen, Anders Branth (2016): NO_x and SO₂ Taxes in Sweden. Case study prepared as part of the study 'Capacity building, programmatic development and communication in the field of environmental taxation and budgetary reform'. Im Auftrag der Europäischen Kommission, Directorate-General Environment. IEEP: London.

ProMobilität (2016): Finanzierung Verkehrsinfrastruktur - Investitionen in Bundesfernstraßen. <http://www.promobilitaet.de/zahlen-fakten-statistik/finanzierung-verkehrsinfrastruktur/investitionen-in-bundesfernstrassen-2003-bis-2020> aufgerufen am 20.07.2018.

Push & Pull (2015): 16 gute Gründe für Parkraummanagement. http://push-pull-parking.eu/docs/file/20150608_push_pull_a4_de_web.pdf aufgerufen am 02.05.2018.

Rammler, S. (2017): Volk ohne Wagen – Streitschrift für eine neue Mobilität. FISCHER Taschenbuchverlag, Frankfurt am Main.

Santero, N. und A. Horvath (2009): Global warming potential of pavements. *Environmental Research Letters*, 4(3).

Schade, Jens (2007): City-Maut: Internationale Erfahrungen und Akzeptanz. http://www.dlr.de/fs/en/PortalData/16/Resources/dokumente/vk/Vortrag_Schade_070301.pdf aufgerufen am 08.01.2018.

Scheelhaase J (2010): Local emission charges – A new economic instrument at German airports. *Journal of Air Transport Management*. 16 (2): 94-99.

Schläpfer, Felix (2016): Eine Stickstoff-Lenkungsabgabe für die Schweizer Landwirtschaft? https://www.agrarforschungschweiz.ch/artikel/2016_1112_2227.pdf aufgerufen am 23.07.2018.

Schneider, Alexandra, Josef Cyrus, Susanne Breitner, Ute Kraus, Annette Peters, Volker Diegmann, Lina Neunhäuserer (2018): Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland. UBA UMWELT & GESUNDHEIT 01/2018. Umweltbundesamt: Dessau-Roßlau.

Schneider, Stefan, Ruth Bäumler und Ivan Seeholzer (2008): Bewirtschaftungssysteme für Parkieranlagen. Zürich: Planungsbüro Jud. http://www.transport-research.info/sites/default/files/project/documents/20150904_131445_74231_VSS_2000_456.pdf aufgerufen am 30.04.2018.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (2004): Leitfaden für Parkraumbewirtschaftung. Berlin. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/verkehr/politik_planung/strassen_kfz/parkraum/download/leitfaden_parkraumbewirtschaftung.pdf aufgerufen am 10.04.2017.

Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz (ohne Datum): Parkraumbewirtschaftung. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/verkehr/politik_planung/strassen_kfz/parkraum/ aufgerufen am 10.04.2017.

SEPA (2006): The Swedish charge on nitrogen oxides – Cost-effective emission reduction. https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/ipcc_rev/Library/emissions_trading/stakeholder_february/comments/SE%20-%20annex%20NOxavg%20p%E2%80%A0%20engelska.pdf aufgerufen am 07.05.2018.

SFMTA - San Francisco Municipal Transportation Agency (2014a): Pilot Project Evaluation Summary.

SFMTA - San Francisco Municipal Transportation Agency (2014b): Sensor Independent Rate Adjustments (SIRA). Methodology and Implementation Plan.

Shoup, D. C. (2005): The High Cost of Free Parking. Chicago: American Planning Association.

SMA (2017): The Swedish Maritime Administration's new shipping due model. <http://www.sjofartsverket.se/pages/1615/price%20list%202018.pdf> aufgerufen am 31.05.2018

SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft: Sondergutachten März 1985. Stuttgart.

- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004): Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Baden -Baden.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2008): Umweltschutz im Zeichen des Klimawandels. Berlin.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Berlin.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2017): Umsteuern erforderlich: Klimaschutz im Verkehrssektor. Berlin.
- Statistisches Bundesamt (2017a): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei - Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben / Agrarstrukturerhebung.
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Produktionsmethoden/Wirtschaftsduenger2030222169004.pdf?_blob=publicationFile aufgerufen am 19.04.2018.
- Statistisches Bundesamt (2017b): Pressemitteilung vom 20. Januar 2017: Agrarstrukturerhebung 2016: 9 000 landwirtschaftliche Betriebe weniger als im Jahr 2013.
https://www.destatis.de/DE/PresseService/Presse/Pressemitteilungen/2017/01/PD17_026_411pdf.pdf?_blob=publicationFile
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Produktionsmethoden/Wirtschaftsduenger2030222169004.pdf?_blob=publicationFile aufgerufen am 23.04.2018.
- Steer Davies Gleave (2013): Evaluation of Directive 2009/12/EC on airport charges.
<http://www.ec.europa.eu/transport/modes/air/studies/doc/airports/2013-09-evaluation-of-directive-2009-12-ec-on-airport-charges.pdf> aufgerufen am 10.04.2017.
- Stehling, Frank (1999): Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik zur Reduzierung stofflicher Emissionen. Materialien erstellt im Auftrag der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. Ulm.
- Sterner, Thomas und Bruno Turnheim (2009): Innovation and diffusion of environmental technology: Industrial NO_x abatement in Sweden under refunded emission payments. Ecological Economics 68. 2996-3006.
- Sterner, Thomas und Lena Höglund (2000): Output-Based Refunding of Emission Payments: Theory, Distribution of Costs, and International Experience. Discussion Paper 00-29. Resources for the Future. Washington.
- Sterner, Thomas und Lena Höglund Isaksson (2006): Refunded emission payments theory, distribution of costs, and Swedish experience of NO_x abatement. Ecological Economics 57 (1). 93-106.
- Swahn, Henrik (2002): Environmentally differentiated fairway charges in practice - the Swedish experience. Swedish Maritime Administration (SMA).
- Tiedtke, Benjamin (2013): Externe Kosten des Verkehrs und soziale Gerechtigkeit. IVP-Discussion Paper 02/2013. Berlin.
http://www.zbw.eu/econis-archiv/bitstream/handle/11159/77/DP2_Tiedtke.pdf?sequence=1 aufgerufen am 08.01.2018.
- Toll Collect (2015): Maut-Tarife. https://www.toll-collect.de/de/toll_collect/bezahlen/maut_tarife/maut_tarife.html aufgerufen am 09.04.2018.
- Toll Collect (2016a): Rund um ihre Maut. <http://www.toll-collect.de/de/> aufgerufen am 08.01.2018.
- Toll Collect (2016b): Lkw-Maut in Europa – unterwegs mit Vignette. <https://toll-collect-blog.de/lkw-maut-europa-unterwegs-mit-vignette/> aufgerufen am 09.04.2018.
- UBA - Umweltbundesamt (2010): Pkw-Maut in Deutschland? Eine umwelt- und verkehrspolitische Bewertung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3929.pdf> aufgerufen am 08.01.2018.
- UBA- Umweltbundesamt (2014a): Wirkungen auf Ökosysteme. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/wirkungen-von-luftschadstoffen/wirkungen-auf-oekosysteme#textpart-1> aufgerufen am 04.05.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2014b): Ammoniak. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe/ammoniak> aufgerufen am 04.05.2018.
- UBA - Umweltbundesamt (2015a): Maut für Deutschland: Jeder Kilometer zählt. Der Beitrag einer Lkw-, Bus- und Pkw-Maut zu einer umweltorientierten Verkehrsinfrastrukturfinanzierung. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/maut-fuer-deutschland-jeder-kilometer-zaehlt> aufgerufen am 09.04.2018.

- UBA - Umweltbundesamt (2015b): Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/bodenbelastung-land-oekosysteme/ueberschreitung-der-belastungsgrenzen-fuer-0#textpart-1> aufgerufen am 05.08.2017.
- UBA – Umweltbundesamt (2016a): Stickstoffoxide. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/stickstoffoxide> aufgerufen am 04.05.2018.
- UBA - Umweltbundesamt (2016b): Emissionsquellen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/emissionsquellen#textpart-1> aufgerufen am 02.05.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2016c): Seeschifffahrt. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/meere/nutzung-belastungen/schifffahrt#textpart-1> aufgerufen am 31.05.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2017a): Schwefeldioxid-Emissionen. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/schwefeldioxid-emissionen#textpart-1> aufgerufen am 04.05.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2017b): Emission flüchtiger organischer Verbindungen ohne Methan (NMVOC) . <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/emission-fluechtiger-organischer-verbindungen-ohne#textpart-1> aufgerufen am 04.05.2018.
- UBA - Umweltbundesamt (2017c): Feinstaub-Belastung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/feinstaub-belastung#textpart-1> aufgerufen am 25.04.2018.
- UBA – Umweltbundesamt (2018a): Feinstaub. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschaedstoffe/feinstaub> aufgerufen am 04.05.2018.
- UBA - Umweltbundesamt (2018b): Vergleich der durchschnittlichen Emissionen einzelner Verkehrsmittel im Güterverkehr – Bezugsjahr 2016. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/366/bilder/dateien/vergleich_der_durchschnittlichen_emissionen_einzelner_verkehrsmittel_im_gueterverkehr_-_bezugsjahr_2016.pdf aufgerufen am 27.03.2018.
- UBA - Umweltbundesamt (2018c): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen: 1990 - 2016. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/2018_02_14_em_entwicklung_in_d_trendtabelle_luft_v1.0.xlsx aufgerufen am 23.04.2018.
- Verband der Fleischwirtschaft e.V. (2018): Deutsche Importe und Exporte von Fleisch und Fleischwaren (Januar bis Dezember). http://www.v-d-f.de/zoom/deutschland_aussenhandel_2017 aufgerufen am 24.04.2018.
- Verkehrsministerkonferenz (2016): Beschluss-Sammlung der Verkehrsministerkonferenz am 14./15. April 2016 in Heringsdorf. Berlin. <https://www.verkehrsministerkonferenz.de/VMK/DE/termine/sitzungen/16-04-14-15-vmk/16-10-06-07-beschluss.pdf?blob=publicationFile&v=2> aufgerufen am 28.03.2018.
- VIFG - Verkehrsinfrastrukturfinanzierungsgesellschaft (2016): Finanzmanagement Bundesfernstraßen/Maut. <http://www.vifg.de/de/kompetenzen/maut-finanzfeinsung/index.php> aufgerufen am 08.01.2018.
- VOC Controls Unit (2016): Proposed Code of Practice for the Reduction of Volatile Organic Compound (VOC) Emissions from the Use of Cutback and Emulsified Asphalt. [https://www.ec.gc.ca/cov-voc/1216638F-CB74-44B2-BB38-1007C733A9CD/Proposed%20-%20Code%20of%20Practice%20\(FINAL\).pdf](https://www.ec.gc.ca/cov-voc/1216638F-CB74-44B2-BB38-1007C733A9CD/Proposed%20-%20Code%20of%20Practice%20(FINAL).pdf) aufgerufen am 10.04.2018.
- WBAE - Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz, WBW - Wissenschaftliche Beirat für Waldpolitik (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Berlin. http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Agrarpolitik/Klimaschutzgutachten_2016.pdf?blob=publicationFile aufgerufen am 05.05.2017.
- Wikström, Daniel (2015): Slutrapport om kväveoxidavgiftens effekt på kväveoxidutsläppen. Working papers in transport, tourism, information technology and microdata analysis.
- Wissenschaftliche Dienste (2017): Rechtlicher Rahmen für die Internalisierung von Lärmkosten des Luftverkehrs. <http://www.bundestag.de/blob/514204/95213f8398a224b4e3d461281a4c8049/wd-5-044-17-pdf-data.pdf> aufgerufen am 12.04.2018.
- Yohe, G.W. (2007): Thoughts on ‘the social cost of carbon: trends, outliers and catastrophes’. Economics E-Journal 9, 44.

7 Anhang

Tabelle 76: Instrumententabelle

| Nr | Kurzbeschreibung | Name des Instruments | Instrumententyp | Schadstoffe | | | | | Quellgruppe | Handlungsfeld | Handlungsebene | Land | Status |
|-------|---|---|------------------|-------------|-----------------|-------|-------|-----------------|-------------|-----------------|----------------|-------------|-------------------------------------|
| | | | | NOx | SO ₂ | Staub | NMVOC | NH ₃ | | | | | |
| DE 01 | Bezuschussung eines Neuwagenkaufs für EV und PHEV | Kaufprämie Elektroautos | Subvention | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 02 | Die Kfz-Steuer ist (war) abhängig von der Schadstoffklasse, bei Neuzulassung ab 2009 sind Hubraum und CO ₂ entscheidend | Kfz-Steuer | Umweltsteuer | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 03 | Reform der Berechnung des zu versteuernden geldwerten Vorteils für Dienstwagennutzer_innen | Reform des Dienstwagenprivilegs | Subventionsabbau | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 04 | Finanzielle Förderung der Nachrüstung von Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern (Pkw und Nfz bis 3,5 t) | Partikelfilterförderung Dieselfahrzeuge | Subvention | | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 05 | Besteuerung von Reifen (Kfz) in Abhängigkeit des Abriebs | Reifensteuer | Umweltsteuer | | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | denkbar, aber noch nicht diskutiert |
| DE 06 | Zinsgünstige Darlehen oder nicht rückzahlbare Investitionszuschüsse als Anreiz zum Kauf von Lkw, die überobligatorische Abgasstandards erfüllen | Förderung der Anschaffung emissionsarmer schwerer Nutzfahrzeuge | Subvention | x | | | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | umgesetzt, zur Zeit ausgesetzt |
| DE 07 | Förderprogramm zur Nachrüstung von Lkw mit Partikelfiltern | Partikelfilterförderung für Lkw (Förderprogramm „Demimimis“) | Subvention | | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | umgesetzt |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|---|---|-------------------|---|---|---|---|---|-------------|--------------------------------------|----------|--------------|---|
| DE 08 | Privilegiertes und/oder kostenloses Parken stellt ein Zeit- bzw. Komfort- und Kostenvorteil dar | Privilegier-tes/kostenloses Parken vollelektrifi-zierter Fahrzeuge | Subvention | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | regional | Deutsch-land | diskutiert (in einigen Städten umgesetzt) |
| DE 09 | Bezuschussung eines Neuwagenkaufs mit 2.500 Euro bei Eintausch eines mindestens neun Jahre alten Pkw | Umweltpremie 2009 | Subvention | x | x | x | x | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik | national | Deutsch-land | abge-schlossen |
| DE 10 | Angleichung der Steuersätze auf Benzin und Diesel | Aufhebung Subventi-on von Dieselmotoren (= Anglei-chung Energiesteuer) | Subventi-onsabbau | x | | x | x | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtech-nik, Kraftstoffe | national | Deutsch-land | diskutiert |
| DE 11 | Die Steuersätze für Erd- und Autogas sind aktuell bis Ende 2018 stark reduziert und dienen der Technologieförderung | Steuerliche Begünsti-gung von Erd- und Autogas als Kraftstoff | Subvention | x | | | x | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtech-nik, Kraftstoffe | national | Deutsch-land | umgesetzt |
| DE 12 | Maut für Lastkraftwagen auf Autobahnen u. a. abhängig von Entfernung, Gewicht und Schadstoff-klasse | Lkw-Maut | Umweltge-bühr | x | x | x | x | x | Kfz-Verkehr | Verkehrsma-nagement, Fahrzeugtechnik | national | Deutsch-land | umgesetzt |
| DE 13 | Errichtung von Mautzonen in Städten | City-Maut | Umweltge-bühr | x | x | x | x | | Kfz-Verkehr | Verkehrsma-nagement, Modalsplit | regional | Deutsch-land | diskutiert |
| DE 14 | Vergünstigung von Tickets für öffentliche Ver-kehrsmittel | Jobtickets, Rabattie-rung, Spezialtickets, Rückerstattungen etc. (ggf. in Kombina-tion) | Subvention | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Verkehrsma-nagement, Modalsplit | regional | Deutsch-land | umgesetzt |
| DE 15 | Zielgerichtetes Angebot und Bepreisung von Park-plätzen | Parkraumbewirt-schaftung | Umweltge-bühr | x | x | x | x | | Kfz-Verkehr | Verkehrsma-nagement, Modalsplit | regional | Deutsch-land | umgesetzt (in vielen dt. Städ-ten) |
| DE 16 | Abschaffung der steuerlichen Absetzbarkeit von Wegekosten | Abschaffung der Entfernungspauscha-le | Subventi-onsabbau | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Modalsplit | national | Deutsch-land | diskutiert |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|--|--|------------------|---|---|---|---|---|---------------------------------------|-------------------------------------|----------------------|-------------|----------------------|
| DE 17 | Abbau der Energiesteuerbegünstigung von Maschinen und Fahrzeugen an Seehäfen | Energiesteuerbegünstigung von Maschinen und Fahrzeugen an Seehäfen | Subventionsabbau | x | | x | x | | Sonstiger Verkehr | Kraftstoffe | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 18 | Aufhebung der Mehrwertsteuerbefreiung internationaler Flüge | Erhebung der MwSt. auf internationalen Flügen | Subventionsabbau | x | x | x | x | | Sonstiger Verkehr | Luft | international | Deutschland | diskutiert |
| DE 19 | Beim Abflug von einem deutschen Flughafen pro Passagier zu zahlende Steuer | Luftverkehrssteuer | Umweltsteuer | x | x | x | x | | Sonstiger Verkehr | Luft | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 20 | Aufhebung der Steuerbefreiung von Kerosin | Erhebung der Kerosinsteuer | Subventionsabbau | x | x | x | x | | Sonstiger Verkehr | Luft, Kraftstoffe, Modalsplit | national, europäisch | Deutschland | diskutiert |
| DE 21 | Emissionsabhängige Trassenpreise im Schienenverkehr | Emissionsabhängige Trassenpreise | Umweltabgabe | x | | x | x | | Sonstiger Verkehr | Schiene, Fahrzeugtechnik | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 22 | Start- und Landeentgelte an Flughäfen in Abhängigkeit von Lärm- und Schadstoffemissionen | Emissionsabhängige Start- und Landeentgelte (Flugverkehr) | Umweltgebühr | x | | | x | | Sonstiger Verkehr | Verkehrsmanagement, Fahrzeugtechnik | national / regional | Deutschland | vereinzelt umgesetzt |
| DE 23 | Aufhebung der Energiesteuerbefreiung (Diesel) der gewerblichen Binnenschifffahrt | Energiesteuer Binnenschifffahrt | Subventionsabbau | x | x | x | x | | Sonstiger Verkehr | Wasser, Kraftstoffe | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 24 | Ermäßigter Stromsteuersatz im Fall einer landseitigen Stromversorgung von Wasserfahrzeugen für die Schifffahrt | Stromsteuerbegünstigung für die landseitige Stromversorgung von Wasserfahrzeugen | Subvention | x | x | x | x | | Sonstiger Verkehr | Wasser, Kraftstoffe | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 25 | Finanzielle Förderung der Nachrüstung von Baumaschinen mit Partikelfiltern | Förderung Partikelfilter bei Baumaschinen | Subvention | x | x | x | x | | Sonstiger Verkehr, stationäre Quellen | Bautätigkeit | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 26 | Erhebung des vollen Dieselsteuersatzes auch in der Agrarwirtschaft | Abbau Energiesteuerbegünstigung von Agrardiesel | Subventionsabbau | x | | x | x | | Kfz-Verkehr, Landwirtschaft | Kraftstoffe | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 27 | Aufhebung des ermäßigten Steuersatzes für Fleisch- und Milchprodukte (19 % statt 7 %) | MwSt. auf Milch- und Fleischprodukte | Subventionsabbau | x | | x | x | | Landwirtschaft | diverse | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 28 | Abgabe auf Stickstoffüberschuss landwirtschaftlicher Betriebe | Stickstoffüberschussabgabe | Umweltabgabe | x | | | x | x | Landwirtschaft | Düngemittelsatz | national | Deutschland | diskutiert |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|---|---|------------------|---|---|---|---|---|--------------------|------------------------------|--------------------------------|-------------|-------------------------------|
| DE 29 | Ausgleichsleistungen für Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) im Rahmen der ELER | Ausgleichsleistungen der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) | Subvention | x | | x | | x | Landwirtschaft | Düngemittelleinsatz, diverse | regional, national, europäisch | Deutschland | umgesetzt (Baden-Württemberg) |
| DE 30 | Da im Ökologischen Landbau u. a. auf den Einsatz von Stickstoffdünger verzichtet wird, trägt die Förderung zur Verringerung der Ammoniakemissionen bei | Förderung des Ökologischen Landbaus | Subvention | x | | x | | x | Landwirtschaft | Düngemittelleinsatz, diverse | regional, national, europäisch | Deutschland | umgesetzt |
| DE 31 | Mithilfe des Agrarinvestitionsförderungsprogramms und der Agrarumweltmaßnahmen werden emissionsmindernde Investitionen und Verfahren gefördert | Fördermaßnahmen zur Einführung emissionsmindernder Techniken | Subvention | x | | x | | x | Landwirtschaft | Fahrzeugtechnik, diverse | regional, national, europäisch | Deutschland | umgesetzt |
| DE 32 | Steuerliche Förderung von Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz und zum Einsatz erneuerbarer Wärme in Wohnhäusern | steuerliche Förderung der Gebäudesanierung | Subvention | | | x | | | Stationäre Quellen | Bautätigkeit | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 33 | Zinsgünstige Darlehen und Investitionszuschüsse für die energetische Aufwertung des Gebäudebestands | KfW - Energieeffizient Bauen und Sanieren | Subvention | | | | | | Stationäre Quellen | Bautätigkeit | national | Deutschland | abgeschlossen |
| DE 34 | Förderung der Anschaffung von Entstaubern, Abbruchhammer mit Absaugung, emissionsfreien Stampfern, Partikelfiltern, Luftreinigern etc. | Programm "Schutz der Atemwege" in der Bauwirtschaft | Subvention | x | | x | x | x | Stationäre Quellen | Bautätigkeit | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 35 | Reduktion der Entlastungen für die Industrie bei Energie- und Stromsteuer | Reduktion der Energie- und Stromsteuerausnahmen | Subventionsabbau | | x | x | | | Stationäre Quellen | Industrie | national | Deutschland | diskutiert |
| DE 36 | Gefördert werden Investitionen in die Modernisierung, die Erweiterung oder den Neubau von Anlagen sowie in Verbindungsleitungen zur Vermeidung oder zur Nutzung von Abwärme | Förderung der Abwärmenutzung | Subvention | | x | x | | | Stationäre Quellen | Industrie, Kleingewerbe | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 37 | Zinsgünstige Darlehen und Investitionszuschüsse für effizientere Produktionsverfahren | KfW - Produktionsanlagen/-prozesse | Subvention | x | x | x | x | x | Stationäre Quellen | Industrie, Kleingewerbe | national | Deutschland | umgesetzt |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|---|---|--------------------------------|---|---|---|---|--|--------------------------|--|--------------------------|-------------|--|
| DE 38 | Verteuerung von Kohle als emissionsintensiver Energieträger z. B. durch Abgabe / Emissionsberechtigung / Subventionsabbau | Bepreisung von Kohle | Abhängig von der Ausgestaltung | x | x | x | | | Stationäre Quellen | Kraftwerke | national / international | Deutschland | diskutiert und teilweise umgesetzt (Emissionshandel) |
| DE 39 | Förderung von großtechnischen Investitionen der gewerblichen Wirtschaft zur Feinstaubreduzierung | Umweltinnovationsprogramm (UIP) | Subvention | x | | x | | | Stationäre Quellen | Industrie, Kleingewerbe | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 40 | Besteuerung von Energie und Strom | Energie- und Stromsteuer | Umweltsteuer | x | x | x | x | | Quellgruppenübergreifend | Fahrzeugtechnik, Kraftstoffe, Industrie, Kraftwerke, Kleingewerbe, Hausheizung, Privatpersonen | national | Deutschland | umgesetzt |
| DE 41 | Beim Kauf von Feuerwerkskörpern zu zahlende Steuer | Steuer auf Feuerwerkskörper | Umweltsteuer | | | x | | | Sonstige Quellen | Sonstige diffuse Quellen | national | Deutschland | diskutiert |
| IN 1 | Mautgebühr für die Befahrung des Stadtzentrums in Mailand | Area C | Umweltgebühr | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement | lokal | Italien | umgesetzt |
| IN 2 | Mautgebühr für die Befahrung des Stadtzentrums in Singapur | Singapore Electronic Road Pricing System | Umweltgebühr | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement | lokal | Singapur | umgesetzt |
| IN 3 | Finanzielle Zuwendungen für umweltfreundliche Frachtschiffe, die im Hafen von Los Angeles andocken | San Pedro Bays Ports Clean Air Action Program | Subvention | x | x | x | | | Sonstiger Verkehr | Wasser | lokal | USA | umgesetzt |
| IN 4 | Kostenfreie Nutzung von öffentlichen Bussen für Mitglieder der University of California in Los Angeles | BruinGo | Subvention | x | | x | x | | Kfz-Verkehr | Modal-Split | lokal | USA | umgesetzt |
| In5 | Nachlass auf Hafengebühren für Frachtschiffe, die das Umweltzertifikat Green Award vorweisen können und im Hafen von Rotterdam anlegen | Port of Rotterdam Green Award | Subvention | x | x | x | | | Sonstiger Verkehr | Wasser | lokal | Niederlande | umgesetzt |
| IN 6 | Zertifikatesystem für Emissionen von VOC aus stationären Quellen im Großraum Chicago | Emission Reduction Market System | Zertifikatesystem | | | | x | | Stationäre Quellen | Industrie, Kleingewerbe | lokal | USA | umgesetzt |
| IN 7 | Abgaben auf die Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt, darunter Luftschadstoffe, auf Grundlage von Angaben der betroffenen Unternehmen | Environmental Charge System | Umweltgebühr | x | x | x | x | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke, Kleingewerbe | national | Polen | umgesetzt |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|--|---|--------------|---|---|---|---|---|---------------------------------|--|----------|------------|---------------|
| IN 8 | Elektroautos profitieren in Norwegen von einer Reihe von Vorzügen: u. a. einer reduzierten jährlichen Fahrzeuggebühr, einer Befreiung von Mautgebühren sowie einer kostenlosen Mitnahme auf Fähren | Electric Vehicle Incentive Scheme | Subvention | x | x | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | national | Norwegen | umgesetzt |
| In9 | Steuer auf den Stickstoffgehalt von Düngemitteln, sowohl bei importierten als auch auf bei in Schweden hergestellten Düngemitteln | Tax on Nitrogen in Chemical Fertilisers | Umweltsteuer | | | | | x | Landwirtschaft | Düngemittelsatz | national | Schweden | abgeschlossen |
| IN 10 | Steuer auf Düngemittel, bis 1992 pauschal und anschließend proportional zum Stickstoffgehalt erhoben | Tax on Nitrogen in Chemical Fertilisers | Umweltsteuer | | | | | x | Landwirtschaft | Düngemittelsatz | national | Finnland | abgeschlossen |
| IN 11 | Befreiung von der beim Kauf eines Pkw anfallenden Registrierungssteuer für Elektro-Pkw | Motor Vehicle Taxes | Subvention | x | x | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | national | Dänemark | umgesetzt |
| IN 12 | Staatliche Zuwendung bei Umstieg von Dieselauto auf Elektroauto bzw. bei Neuanschaffung eines Elektroautos | Electric car incentives | Subvention | x | x | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | national | Frankreich | umgesetzt |
| IN 13 | Steuer auf die Emission von SO ₂ aus Industrie und Verkehr | Sulphur dioxide tax | Umweltsteuer | | x | | | | Kfz-Verkehr, Stationäre Quellen | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe, Industrie, Kraftwerke | national | Japan | umgesetzt |
| IN 14 | Steuererleichterung bei Registrierung eines umweltfreundlichen Firmenwagens | Tax incentives for environment-friendly commercial vehicles | Subvention | x | x | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | regional | Hongkong | umgesetzt |
| IN 15 | Staatliche Zuwendung bei Austausch eines Holzofens gegen ein emissionsarmes Modell in British Columbia | Woodstove Exchange Program | Subvention | | | x | | | Stationäre Quellen | Hausheizung | regional | Kanada | umgesetzt |
| IN 16 | Finanzielle Zuwendung bei Abgabe eines emissionsintensiven Pkw, bei oberen Einkommensklassen unter der Voraussetzung, dass der Pkw einen Abgastest nicht bestanden hat | British Columbia SCRAP-IT | Subvention | x | x | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | lokal | Kanada | umgesetzt |
| IN 17 | Staatliche Zuwendung bei Emissionsminderungen durch Ersatz/Umrüstung einer Lokomotive in Kalifornien | Locomotive Program | Subvention | x | x | x | | | Sonstiger Verkehr | Schiene | lokal | USA | umgesetzt |
| IN 18 | Steuer auf lösemittelhaltige Produkte ab einem Mindestanteil von VOC | Consumption Tax on Battery and Coating Products | Umweltsteuer | | | | x | | Sonstige Quellen | Lösemittelhaltige Produkte | national | China | umgesetzt |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|---|--|-------------------|---|---|---|---|---|--------------------------------|---|----------|-------------|---------------|
| IN 19 | Umfassendes Programm zur Erhebung von Gebühren auf die Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt in New South Wales | Load Based Licensing Scheme | Umweltgebühr | x | x | x | x | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke, Kleingewerbe | regional | Australien | umgesetzt |
| IN 20 | Steuer auf die Emission von SO ₂ durch Flugzeuge, die den Flughafen der Stadt Barcelona benutzen | Catalan NO _x Tax | Umweltsteuer | x | | | | | Sonstiger Verkehr | Luft | Regional | Spanien | umgesetzt |
| IN 21 | Zertifikatesystem für die Nutzung von Holzöfen in einer Ortschaft in Colorado | Wood Stove and Fireplace Permit Trading | Zertifikatesystem | | | x | | | Stationäre Quellen | Hausheizung | lokal | USA | abgeschlossen |
| IN 22 | Zertifikatesystem zur Reduktion von SO _x - und NO _x -Emissionen im Los Angeles Basin | Regional Clean Air Incentives Market | Zertifikatesystem | | x | | x | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke | lokal | USA | umgesetzt |
| IN 23 | Steuer auf Emission von NO _x von Schiffen oder alternativ Einzahlung in privaten Fond zur Finanzierung von Reduktionsmaßnahmen | Norwegian NO _x fund | Hybridinstrument | x | | | | | Sonstiger Verkehr | Wasser | national | Norwegen | umgesetzt |
| IN 24 | Nationales Zertifikatesystem zur Reduktion von SO ₂ Emissionen aus Kraftwerken | Sulphur Trading Scheme | Zertifikatesystem | | x | | | | Stationäre Quellen | Kraftwerke | national | USA | umgesetzt |
| IN 25 | Staatlicher Fond, mit dem das Testen von neuen grünen Fahrzeugtechnologien im Bereich öffentlicher Nahverkehr sowie Güterverkehr unterstützt wird | Pilot Green Transport Fund | Subvention | x | x | x | | | Kfz-Verkehr, Sonstiger Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe, Wasser | lokal | Hongkong | umgesetzt |
| IN 26 | Steuererleichterungen und Subventionierung des öfftl. Nahverkehrs zur Förderung der Elektrifizierung des Verkehrs | Promotion of electric vehicles | Hybridinstrument | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | regional | Hongkong | umgesetzt |
| IN 27 | Steuer auf Überschuss von Nitraten und Phosphaten gemäß der Mineralienbilanz von landwirtschaftlichen Produktionsstätten | Mineral Accounting System | Umweltsteuer | | | | | x | Landwirtschaft | Düngemittelsatz | national | Niederlande | abgeschlossen |
| IN 28 | Steuer auf mineralische Düngemittel in der Landwirtschaft unabhängig vom Mineraliengehalt des Düngemittels | Steuer auf mineralische Düngemittel | Umweltsteuer | | | | | x | Landwirtschaft | Düngemittelsatz | national | Österreich | abgeschlossen |
| IN 29 | Steuer auf Emissionen von NO _x und SO _x aus stationären Quellen in Galizien | Tax on air pollution | Umweltsteuer | x | x | | | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke | regional | Spanien | umgesetzt |
| IN 30 | Steuer auf Inlandflüge basierend auf Durchschnittswerten des Schadstoffausstoßes | Environmental Tax on Domestic Flights | Umweltsteuer | x | | | | | Sonstiger Verkehr | Luft | national | Schweden | abgeschlossen |
| IN 31 | Steuer auf NO _x -Emissionen aus energieerzeugenden Industrieanlagen | Charge on NO _x emissions from energy generation | Umweltsteuer | x | | | | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke | national | Schweden | umgesetzt |

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------|--|--|-------------------|---|---|---|---|--|--|-------------------------------------|----------|------------------------|---------------|
| IN 32 | Bußgeld für Fahrzeuge mit kontinuierlicher sichtbarer Emission von Schadstoffen | Smoky Vehicle Program | Umweltgebühr | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Fahrzeugtechnik und Kraftstoffe | regional | Australien | umgesetzt |
| IN 33 | Steuer auf Schadstoffemissionen aus Kraftwerken und Abfallverbrennungsanlagen, deren Aufkommen für die Subventionierung von Emissionssenkungen verwendet wurde | Tax on air pollution | Hybridinstrument | x | x | | | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke | national | Frankreich | abgeschlossen |
| IN 34 | Zertifikatesystem zur Reduktion von Feinstaubemissionen aus Industrie und Kraftwerken in Santiago de Chile | Emission Offset Program | Zertifikatesystem | | | x | | | Stationäre Quellen | Industrie, Kraftwerke, Kleingewerbe | lokal | Chile | umgesetzt |
| IN 35 | Plan zur Einführung einer Mautgebühr für die Befahrung des Stadtzentrums in Edinburgh, im Jahr 2005 bei einem Volksentscheid abgelehnt | Verkehrsmautsystem Edinburgh | Umweltgebühr | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement | lokal | Schottland | diskutiert |
| IN 36 | Differenzierung von Hafen- und Fahrwassergebühren nach Frachttransport und Schadstoffemissionen | Differenzierte Hafen- und Fahrwassergebühren | Umweltgebühr | x | x | | | | Sonstiger Verkehr | Wasser | national | Schweden | umgesetzt |
| IN 37 | Steuer auf VOC-reiche Produkte und Substanzen, deren Einnahmen in die Krankenversicherung fließen und damit an die Bevölkerung verteilt werden | VOC Lenkungsabgabe | Umweltsteuer | | | | x | | Stationäre Quellen | Industrie | national | Schweiz | umgesetzt |
| IN 38 | Steuer auf Mineralöl und Kohle in Abhängigkeit des Schwefelgehalts | Energy taxes | Umweltsteuer | | x | | | | Stationäre Quellen, Kfz-Verkehr, Sonstiger Verkehr | Industrie, Kraftwerke, Wasser, Luft | national | Norwegen | umgesetzt |
| IN 39 | Beitrag für Straßennutzung im Zentrum von Stockholm, der besonders umweltfreundlichen Fahrzeugen erlassen wird | Stockholm Congestion Charge | Umweltgebühr | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement | lokal | Schweden | umgesetzt |
| IN 40 | Beitrag für Straßennutzung im Zentrum von London, der besonders umweltfreundlichen Fahrzeugen erlassen wird | London Congestion Charge | Umweltgebühr | x | | x | | | Kfz-Verkehr | Verkehrsmanagement | lokal | Vereinigtes Königreich | umgesetzt |