

Optionen zur Umsetzung des Verursacherprinzips in der Landwirtschaft

Ein neuer Ansatz für die Gemeinsame
Agrarpolitik der EU

**Elisabeth Christen, Gabriel Felbermayr,
Hans Pitlik, Franz Sinabell (WIFO)**

Wissenschaftliche Assistenz:
Dietmar Weinberger (WIFO)

Jänner 2026
Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung



Optionen zur Umsetzung des Verursacherprinzips in der Landwirtschaft

Ein neuer Ansatz für die Gemeinsame Agrarpolitik der EU

**Elisabeth Christen, Gabriel Felbermayr, Hans Pitlik,
Franz Sinabell (WIFO)**

Jänner 2026

**Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung
Im Auftrag der nature solidarity e.V.**

Begutachtung: Martin Banse (Johann Heinrich von Thünen-Institut), Harald Grethe (HU Berlin)
Wissenschaftliche Assistenz: Dietmar Weinberger (WIFO)

Die Landwirtschaft liefert die Rohstoffe, die zur Ernährung und Bekleidung einer Weltbevölkerung von 8,3 Mrd. Menschen nötig sind, sowie die Grundstoffe für zahlreiche andere Verwendungen. Damit gehen jedoch Belastungen von Luft, Boden, Gewässern, natürlichen Lebensräumen und Biodiversität einher. Die Kosten dieser Schäden spiegeln sich nicht angemessen im Preis landwirtschaftlicher Erzeugnisse wider. Da die genannten negativen externen Effekte für Marktteilnehmer nicht sichtbar sind, werden zu viele Agrargüter mit Technologien produziert, die Schäden verursachen. Dieser generelle Befund ist auch für die Landwirtschaft der EU zutreffend. Um die negativen Auswirkungen der Landwirtschaft einzudämmen, setzt die EU derzeit vor allem auf regulative Eingriffe und fördert umweltfreundlicheres Verhalten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Dieses Vorgehen greift aber zu kurz, da Belastungen von Klima, Umwelt und natürlichen Lebensräumen nur unzureichend eingedämmt werden, administrative Hürden viele Anstrengungen verpuffen lassen und der Wettbewerb zwischen den Ländern verzerrt wird. Der vorliegende Bericht schlägt eine fundamentale Änderung in der Herangehensweise der EU-Agrar- und -Umweltpolitik vor, die diese Probleme beseitigen kann. Zu diesem Zweck sollte die Landwirtschaft in das europäische System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten einbezogen werden. Das gleiche Instrument sollte auch auf andere Schadstoffe wie Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel ausgeweitet werden. Um zu verhindern, dass umweltschädliche Produktionsmethoden anderswo auf der Welt zunehmen, wird ein Grenzausgleichsmechanismus vorgeschlagen. Diese Kombination wird Innovationen im Bereich umweltfreundlicherer Produktionsmethoden fördern, den Verwaltungsaufwand verringern, den Anstieg der Lebensmittelpreise auf ein Minimum beschränken und umweltschädliche Schadstoffe auf vorhersehbare Weise reduzieren.

2026/2/S/WIFO-Projektnummer: 25054

© 2026 Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung

Medieninhaber (Verleger), Hersteller: Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung

1030 Wien, Arsenal, Objekt 20 • Tel. (43 1) 798 26 01 0 • <https://www.wifo.ac.at> • Verlags- und Herstellungsort: Wien

Kostenloser Download: <https://www.wifo.ac.at/publication/pid/66411467>

Inhaltsverzeichnis

Executive Summary	1
1. Einleitung und Problemstellung	4
2. Externe Kosten der Agrarproduktion und ihre räumliche Dimension	8
2.1 Externe Kosten der Agrarproduktion	8
2.1.1 Externe Kosten von Treibhausgasemissionen	8
2.1.2 Externe Kosten des Düngemiteleinsatzes	11
2.1.3 Externe Kosten des Pflanzenschutzmitteleinsatzes	13
2.2 Der „True Cost“-Ansatz der FAO als Versuch einer globalen Bilanzierung	14
2.3 Räumliche Dimension externer Kosten und politische Regelungszuständigkeiten	16
3. Ordnungsrechtliche vs. marktbasierende Instrumente der Agrarumweltpolitik	18
3.1 Theoretische Grundlagen der Instrumentenwahl	18
3.2 Ansätze in der GAP zur Internalisierung externer Kosten der Landwirtschaft	23
3.2.1 Entwicklungslinien einer Agrarumweltpolitik	23
3.2.2 Die Umwelt- und klimapolitische Sonderstellung der Landwirtschaft	26
3.2.3 Ebene der Mitgliedstaaten	27
4. Politökonomische Aspekte der Umsetzung einer marktbasierenden Agrarumweltpolitik	28
4.1 Politische Attraktivität von Subventionen und ordnungsrechtlicher Regulierung	28
4.2 Umweltabgaben vs. Zertifikathandel in politökonomischer Perspektive	32
4.3 Institutionelle Entscheidungsprozesse und Restriktionen auf EU-Ebene	33
4.4 Agrarumweltpolitik, Lebensmittelpreise und soziale Ausgleichsmechanismen	35
4.5 Fazit	37
5. Außenhandelspolitische Absicherung der marktbasierenden Agrarumweltpolitik	38
5.1 Die Bedeutung des internationalen Handels von Agrargütern und Lebensmitteln der EU	38
5.2 Leakage im internationalen Agrarhandel am Beispiel Klimaschutz	41
5.3 Das Konzept des derzeit implementierten EU-Grenzausgleichsystems	43
5.3.1 Grundgedanke und Funktionsweise	43
5.3.2 Strukturelle Defizite des derzeitigen EU-Grenzausgleichsystems	44
5.4 Implementierungsprobleme des CBAM im Agrarsektor	45
6. Implementierung des Polluter Pays Principle in der EU-Landwirtschaft	45
6.1 Implementierungsebene	46
6.2 Agrarumweltsteuern	47
6.2.1 Grundlagen	47
6.2.2 Besteuerung von landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen	48
6.2.3 Besteuerung von Düngemitteln	48

6.2.4	Besteuerung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes	49
6.2.5	Europa- und kompetenzrechtliche Hindernisse	49
6.3	Cap-and-Trade in der Landwirtschaft	49
6.3.1	Grundidee	50
6.3.2	Cap-and-Trade für Treibhausgasemissionen von Nutztieren im Agrarsektor	51
6.3.3	Cap-and-Trade für mineralischen Stickstoffdünger	54
6.3.4	Cap-and-Trade für die Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln	55
6.4	Begleitmaßnahmen zur Absicherung der sozialen Verträglichkeit	58
6.5	Handlungsoptionen zur außenwirtschaftlichen Absicherung der Umsetzung eines unilateralen Polluter Pays Principle in der Landwirtschaft der EU	60
6.5.1	Die Option der Ausweitung von CBAM auf Agrargüter	60
6.5.2	Handelspolitische Neutralisierungsinstrumente	61
6.5.3	Belastung des heimischen Verbrauchs	62
7.	Diskussion und Schlussfolgerungen	63
8.	Literaturverzeichnis	65
9.	Anhang	74

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 3-1: Bewertung umweltpolitischer Instrumente im Überblick	23
Tabelle 4-1: Anteile der Ausgaben für Nahrungsmittel nach Einkommensquintilen, 2020	37
Tabelle 9-1: Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Deutschland	74
Tabelle 9-2: Umweltbezogene versteckte (externe) Kosten der Agrar- und Ernährungssysteme in der Europäischen Union, 2020	76

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2-1: Die Quellen von Treibhausgasemissionen in Deutschland 2024	9
Abbildung 2-2: Treibhausgasmissionen der Landwirtschaft in kg je Euro realer Bruttowertschöpfung im EU-Vergleich (Ø 2020-2022 und Ø 2000-2002)	11
Abbildung 2-3: Stickstoffbilanz je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (LN) im EU-Vergleich (Ø 2007-2009 und Ø 2012-2014 bzw. Ø 2017-2019)	12
Abbildung 2-4: Abgesetzte Mengen an Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (in t, linke Achse) sowie in Relation zur pflanzlichen Produktion (in t je Mio. EUR, rechte Achse) im EU-Vergleich, Ø 2021-2023	14
Abbildung 2-5: Verhältnis der umweltbezogenen „versteckten“ Kosten der Landwirtschaft im Vergleich zum Produktionswert der Landwirtschaft	15
Abbildung 3-1: Politikinstrumente zur Internalisierung externer Kosten	18
Abbildung 3-2: Ausgaben im Rahmen der GAP 1990-2024, real zu Preisen von 2024	25
Abbildung 5-1: Internationaler Warenverkehr der EU mit den Ländern außerhalb der EU mit Agrargütern sowie gering und hochverarbeiteten Lebensmitteln (Ø 2020-2024)	39
Abbildung 5-2: Anteile am weltweiten Export von Agrargütern und Lebensmitteln 2024	40

Optionen zur Umsetzung des Verursacherprinzips in der Landwirtschaft

Ein neuer Ansatz für die Gemeinsame Agrarpolitik der EU

Elisabeth Christen, Gabriel Felbermayr, Hans Pitlik, Franz Sinabell

Abstract

Die Landwirtschaft liefert die Rohstoffe, die zur Ernährung und Bekleidung einer Weltbevölkerung von 8,3 Milliarden Menschen nötig sind, sowie die Grundstoffe für zahlreiche andere Verwendungen. Damit gehen jedoch Belastungen von Luft, Boden, Gewässern, natürlichen Lebensräumen und Biodiversität einher. Die Kosten dieser Schäden spiegeln sich nicht angemessen im Preis landwirtschaftlicher Erzeugnisse wider. Da die genannten negativen externen Effekte für Marktteilnehmer nicht sichtbar sind, werden zu viele Agrargüter mit Technologien produziert, die Schäden verursachen. Dieser generelle Befund ist auch für die Landwirtschaft der EU zutreffend. Um die negativen Auswirkungen der Landwirtschaft einzudämmen, setzt die EU derzeit vor allem auf regulative Eingriffe und fördert umweltfreundlicheres Verhalten im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP). Dieses Vorgehen greift aber zu kurz, da Belastungen von Klima, Umwelt und natürlichen Lebensräumen nur unzureichend eingedämmt werden, administrative Hürden viele Anstrengungen verpuffen lassen und der Wettbewerb zwischen den Ländern verzerrt wird. Der vorliegende Bericht schlägt eine fundamentale Änderung in der Herangehensweise der EU-Agrar- und -Umweltpolitik vor, die diese Probleme beseitigen kann. Zu diesem Zweck sollte die Landwirtschaft in das europäische System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten einbezogen werden. Das gleiche Instrument sollte auch auf andere Schadstoffe wie Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel ausgeweitet werden. Um zu verhindern, dass umweltschädliche Produktionsmethoden anderswo auf der Welt zunehmen, wird ein Grenzausgleichsmechanismus vorgeschlagen. Diese Kombination wird Innovationen im Bereich umweltfreundlicherer Produktionsmethoden fördern, den Verwaltungsaufwand verringern, den Anstieg der Lebensmittelpreise auf ein Minimum beschränken und umweltschädliche Schadstoffe auf vorhersehbare Weise reduzieren.

JEL: Q18, Q58, F13, F18.

Stichworte: Gemeinsame Agrarpolitik, Umweltpolitik, Handelspolitik

Executive Summary

Die vorliegende Studie zeigt Wege auf, wie die externen Kosten der Landwirtschaft in der EU gesenkt werden können, und skizziert, wie eine grundlegend marktorientierte Neuausrichtung der Agrar- und Umweltpolitik aussehen könnte. Sie greift neue Ansätze in der Handelspolitik auf, um einen innovativen Ansatz zur Lösung globaler Agrarprobleme zu entwickeln.

Landwirtschaft, negative externe Effekte und unwirksame Herangehensweisen in der EU

Die Landwirtschaft ist eine zentrale Quelle für Rohstoffe, die nicht nur der Ernährung und Kleidung der weltweit 8,3 Milliarden Menschen, sondern auch zahlreichen weiteren Verwendungen dienen. Mit der Agrarwirtschaft sind jedoch erhebliche Belastungen für Luft, Boden, Gewässer und natürliche Lebensräume verbunden. Weltweit ist die Landwirtschaft für gut 20% der Treibhausgasemissionen verantwortlich. Im Durchschnitt werden pro Hektar Ackerland 50kg mehr Stickstoff ausgebracht, als von den Pflanzen aufgenommen wird. Pestizide tragen erheblich zum Artensterben bei. Der mit der Agrarproduktion verbundene Verbrauch natürlicher Ressourcen ist im Marktpreis oft nicht oder nur unzureichend berücksichtigt („nicht internalisiert“). Die nicht-berücksichtigten, also externen Kosten werden nicht von jenen getragen, die die Güter erzeugen oder erwerben. Das begünstigt den Einsatz von Produktionsmethoden mit negativen Auswirkungen auf die Umwelt. Versorgungssicherheit und natürliche Lebensgrundlagen insbesondere künftiger Generationen werden von Umweltschäden der landwirtschaftlichen Produktion in zunehmendem Maße beeinträchtigt.

Dieser Befund gilt gerade auch für die europäische Landwirtschaft, die weltweit der größte Importeur und Exporteur von Agrargütern und Lebensmitteln ist. Ein wesentlicher Grund dafür ist, dass die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU, die EU-Umweltpolitik und die EU-Handelspolitik nicht gut ineinandergreifen und schlecht aufeinander abgestimmt sind. Die Kombination aus teuren, komplexen bürokratischen Vorschriften und Subventionen für umweltfreundliche Landwirtschaft verursacht hohe Kosten für Produzenten und Steuerzahler, ist jedoch nicht sehr wirksam bei der Verringerung der sozialen Schäden, die durch Treibhausgasemissionen, Düngemittel und Pestizide verursacht werden. Neue geopolitische Herausforderungen und zunehmende Haushaltszwänge innerhalb der EU machen grundlegende Änderungen in der Agrar- und Umweltpolitik noch dringlicher.

Die Schädigung der Atmosphäre, der Verlust an Biodiversität oder die Verschmutzung grenzüberschreitender Gewässer durch landwirtschaftliche Produktion sind globale, die Ländergrenzen überschreitende Probleme. Angesichts der supranationalen Dimension der negativen Umweltauswirkungen der europäischen Agrarproduktion muss deren „Internalisierung“ auch auf EU-Ebene angegangen werden. Da jedoch nicht alle durch die landwirtschaftliche Produktion verursachten Umweltschäden kontinentale oder globale Auswirkungen haben, bleiben nationale und lokale politische Ansätze weiterhin notwendig.

Marktbasierte Zugänge zur Eindämmung externer Kosten und weshalb sie bisher scheiterten

Das Verursacherprinzip, ein Grundpfeiler der europäischen Umweltpolitik, verpflichtet Umweltverschmutzer, für die externen Kosten von Umweltschäden aufzukommen, und schafft damit Anreize für die Einführung umweltfreundlicher Produktionsmethoden. Trotz zahlreicher

Reformen fehlt es in der EU bislang an einer kohärenten Bepreisung umweltschädlicher landwirtschaftlicher Produktionsaktivitäten nach dem Verursacherprinzip. Seit ihrem Bestehen bleibt die EU-Agrarpolitik tendenziell subventions- und regulierungsaffin und ist primär auf die Stützung der Einkommen in der Landwirtschaft, sowie die Versorgung mit leistbaren Agrargütern ausgerichtet. Die Vermeidung von Umweltschäden erfolgt vorrangig über regulatorische Auflagen, die von Produzenten erfüllt werden müssen, um Direktzahlungen zu erhalten. Obwohl umweltfreundliche Produktionsmethoden subventioniert werden, sind sie oft nicht an klima- und umweltpolitische Outcomes geknüpft. Dies hat zu einem erheblichen Verwaltungsaufwand, insbesondere für kleine landwirtschaftliche Betriebe, sowie zu einer übermäßigen Agrarbürokratie geführt. Darüber hinaus wird die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) bis 2027 weiterhin etwa 31% des EU-Haushalts ausmachen. Gleichzeitig werden ehrgeizige globale Umweltziele verfehlt. Koalitionen aus landwirtschaftlichen Interessengruppen und der Agrarbürokratie befürworten ineffektive Regulierungsmaßnahmen und Subventionen, da diese den Mitgliedern Einkommen und hohe Agrarbudgets sichern. Auch Umweltorganisationen stellen fest, dass Vorschriften und Auflagen aufgrund ihrer hohen Sichtbarkeit in der Regel politisch leichter zu verkaufen sind.

Handlungsvorschläge und die Vorzüge marktbasierter Lösungszugänge

In den Wirtschaftswissenschaften ist die Umsetzung des Verursacherprinzips durch einen Preismechanismus zumeist mit der Idee von „Pigou-Steuern“ verbunden, die den Umweltressourcenverbrauch mit einem Preis versehen. Diese marktbasierte Lösung hat gegenüber Subventionen und regulatorischen Eingriffen den Vorteil, dass sie keine Technologien vorschreibt und gewinnorientierte landwirtschaftliche Unternehmen zur Suche nach innovativen Lösungen zur Schadensreduzierung anreizt. Darüber hinaus erzielt die öffentliche Hand Abgabeneinnahmen.

Da die Steuerhoheit prinzipiell bei den Mitgliedstaaten liegt und europäische Einstimmigkeit in Steuerfragen schwer zu erzielen ist, sind EU-Umweltabgaben politisch schwer durchsetzbar. Auf nationaler Ebene werden Umweltsteuern in der Landwirtschaft aber – von wenigen Ausnahmen in einzelnen Mitgliedstaaten abgesehen – vermieden, um die Wettbewerbsfähigkeit des Agrarsektors und seiner vor- und nachgelagerten Stufen nicht zu beeinträchtigen. Strikte Produktionsregulierung oder die Besteuerung von Umweltschäden erhöhen das Risiko einer Verlagerung der Produktion in Regionen und Länder mit weniger strengen Auflagen und niedrigeren Steuern („leakage“).

Auf EU-Ebene ist ein alternatives marktbasiertes Instrument ein System handelbarer Zertifikate. Dazu wird im politischen Prozess die Menge eines umweltschädigenden Betriebsmittels im Agrarbereich (z.B. Stickstoffdünger, Pflanzenschutzmittel) oder die Emission von Schadstoffen (z.B. Treibhausgasen) beschränkt und in Relation zur festgelegten Gesamtmenge handelbare Zertifikate aufgelegt. Diese können zur effektiven Erreichung notwendiger Umweltziele sukzessive verringert werden. Auf einem Markt bildet sich ein EU-weiter Preis für Zertifikate, die das Recht des Erwerbers auf Emission oder Produktionsmittel verbriefen. Der Zertifikatspreis signalisiert die Knappheit. Ein Zertifikatsystem wirkt somit wie die Bepreisung der Umweltschädigung durch Besteuerung. Produzenten haben starke Anreize, in Innovationen zu investieren. Es besteht aber kein Bedarf, das Einhalten von regulativen Vorgaben aufwendig zu dokumentieren und zu kontrollieren. Zudem kann die gesamte Obergrenze von Produktionsmitteln und Emissionen vorab

fixiert und die Umweltwirkung besser gesteuert werden. Landwirtschaft sollte vollständig Teil des etablierten EU Emissions-Handelssystems für Treibhausgase werden. Das gleiche Instrument kann auch für Produktionsmittel wie Stickstoffdünger oder Pflanzenschutzmittel angewendet werden. Damit kann ein bisher fehlendes Level-Playing-Field markt- und rechtskonform innerhalb der EU hergestellt werden.

Die Integration der reformierten Agrar-Umweltpolitik und der Handelspolitik

Ein gewichtiges Gegenargument ist, dass damit zwar innerhalb der EU das Leakage-Problem verringert wird, aber die Umwelt auf globaler Ebene in höherem Maß belastet wird. Dies kann passieren, wenn landwirtschaftliche Produkte aufgrund von Kostenvorteilen vermehrt aus Ländern eingeführt werden, in denen die erzeugten (globalen) Umweltschäden je produzierter Einheit höher sind. Für die Umwelt wäre nichts gewonnen, wenn umweltfreundliche Produktionsweisen in der EU vom Markt verdrängt würden.

Dieses Problem trifft nicht nur den Agrarsektor, sondern alle Sektoren, die EU-Umweltauflagen einhalten müssen und deren Güter international gehandelt werden. Damit die Auflagen nicht zu Wettbewerbsverzerrungen führen, wurde für die Bepreisung externer globaler Klimakosten in der EU ein Grenzausgleichsmechanismus (CBAM, carbon border adjustment mechanism) zum Ausgleich von Kosten-Nachteilen implementiert. Um auch Agrargüter wirksamer als bisher in die globalen Umwelt- und Klimaschutzanstrengungen einzubeziehen, ist ein erweiterter Grenzausgleich erforderlich. Damit wäre es möglich, die Verlagerung der Produktion von global schädlichen Emissionen in Länder ohne Umweltauflagen zu unterbinden und ein internationales Level-Playing-Field herzustellen. Ein erweitertes und auf die Besonderheiten von Agrargütern angepasstes Grenzausgleichssystem, das eventuelle umweltpolitisch bedingte Wettbewerbsnachteile der europäischen Produzenten im weltweiten Handel auch beim Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln beseitigt, kann diesen Ausgleich bewerkstelligen.

Bewertung und Resümee

Die Eindämmung von umweltschädlichen Produktionsweisen kann zumindest vorübergehend dazu führen, dass Agrargüter teurer werden. Eine Folge davon wird sein, dass Preise von Lebensmitteln steigen, auch wenn der Wertanteil von Agrarprodukten meistens gering ist. Für Haushalte, die einen hohen Anteil ihres Einkommens für Lebensmittel ausgeben, sind daher begleitende Kompensationsmaßnahmen zu ergreifen, um deren Leistbarkeit sicherzustellen.

Die hier vorgeschlagenen Mechanismen zur Internalisierung der externen Kosten der Landwirtschaft der EU eignen sich vor allem für Güter, deren Umwelteffekte und Schadstoffgehalt gut messbar sind. Für Dünger und Pflanzenschutzmittel gibt es bereits Regulierungen, die modifiziert werden können, um ein Handelssystem von Zertifikaten zu etablieren. Für die Emissionen von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft ist dies möglich, wenn spezifischen Produktionsbedingungen Rechnung getragen wird und pauschalisierte Herangehensweisen bevorzugt werden.

Mit dieser neuen Konzeption im Agrarsektor können die negativen externen Effekte der Landwirtschaft wirksamer als bisher internalisiert werden, indem sie in den Marktpreisen enthalten sind. Gleichzeitig könnten die Ziele der Agrar-, Umwelt- und Handelspolitik der EU besser als bisher aufeinander abgestimmt und zugleich administrative Lasten der Landwirtschaft verringert werden.

1. Einleitung und Problemstellung

Natürliche Ressourcen wie Boden, Wasser und Biodiversität bilden das fundamentale Kapital der menschlichen Existenz, sind aber nur begrenzt verfügbar. Ihre ökonomische Nutzung dient nicht nur der Ernährung und der Bekleidung von weltweit 8,3 Milliarden Menschen, sondern zahlreichen weiteren Verwendungen. Der Wert der landwirtschaftlichen Produktion in der Europäischen Union erreichte 2024 insgesamt ein Volumen von 532 Mrd. Euro (Europäisches Parlament, 2025).

Die Landwirtschaft ist zweifellos ein Sektor von existenzieller Bedeutung. Mit der Agrarproduktion sind jedoch auch erhebliche Belastungen für Luft, Boden, Gewässer und natürliche Lebensräume verbunden. Diese signifikanten negativen externen Effekte reichen von den global wirkenden Treibhausgasemissionen (THG) wie Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) über die regional kritischen Nährstoffeinträge (Stickstoff und Phosphor, die zur Gewässereutrophierung und Nitratbelastung führen) bis hin zur direkten Schädigung der Biodiversität durch den Einsatz von Pestiziden und Herbiziden bzw. die darauf beruhenden und angewiesenen Anbausysteme (enge Fruchtfolgen, Monokulturen). Weltweit ist die Landwirtschaft für gut 20% der Treibhausgasemissionen verantwortlich. Pro Hektar werden 50 kg Stickstoff mehr auf Ackerflächen ausgebracht als von Pflanzen entzogen werden¹ und der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln trägt zum Artensterben bei (Wan, et al., 2025).

Der mit der Bewirtschaftung verbundene Verbrauch natürlicher Umweltressourcen ist in den Marktpreisen der Agrarprodukte oft nicht oder nur unzureichend berücksichtigt („nicht internalisierte externe Kosten“). Ökonomisch betrachtet stellen die Umweltschäden die Konsequenz eines klassischen Marktversagens dar: Die gesellschaftlichen Kosten des Handelns werden nicht vom Produzenten oder Verbraucher getragen, sondern auf die Allgemeinheit überwälzt (externalisiert). Dies führt zu volkswirtschaftlich ineffizienten Anreizen, den Einsatz umweltbelastender Produktionsmethoden in der Landwirtschaft, einer Überproduktion umweltschädlicher Güter und einer zu geringen Bereitstellung von kollektiven Umweltleistungen, wie sauberes Wasser oder intakte Biodiversität.² Die natürlichen Lebensgrundlagen insbesondere künftiger Generationen werden von den Umweltschäden durch die landwirtschaftliche Produktion in zunehmendem Maße beeinträchtigt, was nicht zuletzt sogar die Versorgungssicherheit mit Agrarprodukten selbst gefährdet.

Diese Befunde gelten gerade auch für die europäische Landwirtschaft, da die EU weltweit der größte Im- und Exporteur von Agrargütern und Lebensmitteln ist. Trotz signifikanter öffentlicher Ressourcen greift die bisherige Internalisierung der Umweltschäden der Landwirtschaft deutlich zu kurz.

¹ Siehe dazu <https://www.fao.org/faostat/en/#data/ESB> (Cropland Nutrient Balance).

² Insofern gehen mit der Landwirtschaft auch positive externe Effekte einher. Dazu zählen etwa extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen, auf denen die Beweidung zur Erhaltung spezifischer Lebensräume (z.B. Almen oder extensive Weiden) beiträgt. Solche Flächen bringen Vorteile für Biodiversitätsziele mit sich und werden häufig auch für die Freizeitnutzung verwendet.

Das ursprüngliche Hauptziel der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), die Bevölkerung ausreichend mit bezahlbaren Lebensmitteln zu versorgen, darf zwar als erfüllt angesehen werden. Aber die künftige Herausforderung liegt angesichts des beschleunigten Klimawandels und externen geopolitischen Schocks weniger in der Quantität als in der Sicherung der Nachhaltigkeit und Resilienz der Lebensmittelproduktion. Die intensive Produktionsweise, die dabei durch die GAP mitfinanziert wurde, hat die Umwelt- und Klimaprobleme jedoch mitverursacht. Die GAP stabilisiert die Einkommen der Landwirte, kann aber ökonomische Parität zu anderen Wirtschaftssektoren oft nicht herstellen. Es besteht eine hohe Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Produzenten von Direktzahlungen; ohne Subventionen würden viele Betriebe Verluste schreiben. Trotz der in jüngerer Zeit eingeleiteten Reformen begünstigt die Agrarsubventionspolitik immer noch vor allem landwirtschaftliche Großbetriebe.

Vor allem bezüglich der Ziele Klimaschutz und Biodiversität fällt die Bilanz ernüchternd aus. Analysen zu Umweltschäden bei der Agrarproduktion lassen den Schluss zu, dass die Internalisierung der negativen externen Effekte der Landwirtschaft und des Ernährungssystems bisher zu kurz greift und hinter den Erwartungen zurückbleibt. Trotz des erheblichen finanziellen Mitteleinsatzes sind klimarelevante Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft nicht signifikant gesunken, sondern stagnieren oder nehmen teilweise sogar zu. Die Agrarpolitik kann den Rückgang der biologischen Vielfalt auf landwirtschaftlichen Flächen nicht stoppen und der Verlust von Lebensräumen und Arten schreitet in vielen Regionen voran. Die Effektivität der Umweltpolitik im Rahmen der GAP wird insgesamt als gering eingestuft.

Im Kern geht es bei einer effektiven Agrarumweltpolitik darum, das identifizierte Marktversagen durch adäquate Politikmaßnahmen zu beseitigen und die externen Kosten der Umweltschäden zu internalisieren. Die europäische Agrarpolitik stützt sich bislang primär auf eine Kombination aus regulierendem Ordnungsrecht (Regulierungen, Verbote, Grenzwerte) und Subventionen für Umweltmaßnahmen. Die Kombination aus starrem Ordnungsrecht und flächengebundenen Direktzahlungen und Agrarumweltförderungen hat die ökologischen Kernprobleme nicht gelöst. Während die Umweltziele in weiten Teilen verfehlt werden, hat die Regulungsdichte zu einer massiven bürokratischen Belastung der Landwirte geführt. Komplexe Dokumentations- und Kontrollpflichten binden Ressourcen der Produzenten, ohne eine messbare ökologische Lenkungswirkung zu entfalten, was auch die Akzeptanz der Agrarpolitik untergräbt.

Die Wirtschaftswissenschaft diskutiert in diesem Kontext verstärkt über marktbasierende Agrarumweltpolitiken nach dem Verursacherprinzip (Polluter Pays Principle). Das Verursacherprinzip gilt als zentrale Leitlinie für die Internalisierung negativer externer Effekte und bildet die Grundlage der EU-Umweltpolitik (Art. 191 Abs. 2 AEUV). Es fordert, dass (OECD, 2008: 12f)

... der Verursacher die Kosten für die Durchführung der [...] von Behörden beschlossenen Maßnahmen zur Gewährleistung eines annehmbaren Umweltzustands zu tragen hat ... [D]ie Kosten für diese Maßnahmen sollten sich in den Kosten der Waren und Dienstleistungen widerspiegeln, die bei der Produktion und/oder beim Verbrauch eine Umweltverschmutzung verursachen.

Es geht mithin darum, dass in den Preisen von Gütern, die auf Märkten gehandelt werden, die ökonomische Knappheit der intakten Umweltressourcen zum Ausdruck kommt. Die

Internalisierung der Kosten bei den Verursachern dient als Anreiz, innovative umweltfreundlichere Produktionsmethoden auch in der Agrarwirtschaft zu implementieren.

Die Debatte um eine effizientere Agrarpolitik wird durch die fundamentale Verknappung öffentlicher Mittel verschärft. Krisen und insbesondere der russische Angriffskrieg gegen die Ukraine haben Prioritäten massiv verschoben. Die EU sieht sich mit einer notwendigen Neuorientierung ihres Budgets konfrontiert: Wachsende Ausgaben für Verteidigung und innere Sicherheit, demographische Entwicklungen wie Bevölkerungsalterung und internationale Migrationsbewegungen, aber auch die digitale Transformation und die ungewissen Auswirkungen Künstlicher Intelligenz setzen – zusätzlich zur Bewältigung der klimapolitischen Herausforderungen – den EU-Finanzrahmen unter enormen Druck. Auch auf Ebene der Mitgliedstaaten schrumpfen die Spielräume für eine Fortsetzung der Subventionspolitiken und es besteht wenig Bereitschaft, das EU-Budget weiter aufzustocken. Da der EU-Haushalt auf nur ca. 1 % des Bruttonationaleinkommens begrenzt ist und neue Aufgaben hinzukommen, ist eine nominale oder zumindest reale Kürzung der Agrarmittel im nächsten Mittelfristigen Finanzrahmen ab 2028 wahrscheinlich. Ein wachsender Teil des Agrarbudgets wird zudem für Krisenreserven (Dürren, Überschwemmungen, Tierseuchen) reserviert werden müssen, da der Klimawandel auch die landwirtschaftlichen Produktionsrisiken erhöht. Wenn Mittel knapper werden, müssen Instrumente Vorrang erhalten, die das Verursacherprinzip konsequent umsetzen und Umweltziele kosteneffizient erreichen, anstatt lediglich landwirtschaftliche Einkommen zu stützen. Budgetknappheit fungiert als Reformtreiber.

Für die Politik existieren unterschiedliche Handlungsoptionen und Instrumente, um die externen Umweltkosten der landwirtschaftlichen Produktion nach dem Verursacherprinzip zu internalisieren und die Ressourcenallokation zu verbessern. Vor diesem Hintergrund untersucht die vorliegende Studie die Potenziale einer marktbasierten Umstellung der GAP. Anstatt auf detaillierte Verhaltensvorschriften und komplexe Subventionsregeln zu setzen, rücken marktbasierte Instrumente, wie Agrarumweltabgaben oder Zertifikathandelssysteme für Emissionen und umweltschädlichen Produktionsmitteleinsatz in der Landwirtschaft, in den Fokus.

Eine Umorientierung der Agrarumweltpolitik weg von innovationshemmenden und administrativ aufwendigen Regulierungen sowie einer ineffektiven Subventionierung von Ökoservices der Agrarproduzenten, hin zu einer marktbasierten Politik, welche die Verursacher stärker belastet und externe Schadenskosten internalisiert, hat Auswirkungen auf die Wettbewerbsposition der europäischen Landwirtschaft. Hinzu kommt, dass ein Kostenanstieg nicht nur die heimischen Produzenten, sondern durch potenziell steigende Endverbraucherpreise auch die Nachfrager belastet.

Die folgenden Kapitel analysieren die theoretischen und empirischen Grundlagen der ökonomischen und politischen Instrumentenwahl in der Agrarumweltpolitik und entwerfen eine Roadmap für eine marktorientierte Reform der GAP. Die Studie verfolgt dabei das Ziel, verwirklichtbare Optionen und wohlfahrtsökonomisch begründete Grundlagen für ein alternatives Modell der GAP aufzuzeigen, das

- die Effizienz der Agrarpolitik steigert, indem es das europäische und nationale Agrarbudget schont und ökonomische Schadensvermeidungskosten für negative externe Effekte dorthin lenkt, wo sie bei gegebener Umweltwirkung am geringsten sind;
- dynamische Innovationsanreize schafft, um die europäische Landwirtschaft zu einem aktiven und eigenverantwortlichen Akteur im Klimaschutz zu transformieren;
- bürokratische Lasten bei den landwirtschaftlichen Produzenten reduziert, indem es auf marktliche Preissignale statt auf einzelbetriebliche Verhaltenssteuerung setzt,
- Optionen für das Zusammenspiel von Agrarpolitik, Umweltpolitik und Handelspolitik bei der Implementierung eines Grenzausgleichsmechanismus für Agrarimporte aufzeigt, um gleiche internationale Wettbewerbsbedingungen zu schaffen,
- politökonomische Notwendigkeiten einer (transitorischen) Kompensation von Verbrauchern und bestimmten landwirtschaftlichen Produzenten im Prozess der Reformimplementierung herausstreicht.

Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Studie zunächst empirische Befunde zum Ausmaß externer Kosten der Landwirtschaft dargestellt, die insbesondere aus der Emission von Treibhausgasen sowie aus dem Einsatz umweltschädigender Betriebsmittel im Agrarsektor (z. B. Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmittel) resultieren (Kapitel 2). Darüber hinaus wird die räumliche Dimension der externen Effekte – etwa im Hinblick auf globale, internationale oder regionale Betroffenheiten – analysiert und die möglichen Konsequenzen für die Zuordnung von Regelungskompetenzen diskutiert.

Aufbauend darauf werden in Kapitel 3 die wirtschaftspolitischen Optionen zur Internalisierung externer Kosten der Landwirtschaft skizziert. Es wird untersucht, inwieweit marktbasierende Instrumente zur Umsetzung des Verursacherprinzips dazu beitragen können, bestehende Ineffizienzen der gegenwärtigen Agrarumweltpolitik zu reduzieren.

In Kapitel 4 werden politökonomische Faktoren diskutiert, die trotz nachgewiesener Ineffizienzen zur Persistenz der aktuellen Politik beitragen, sowie die Voraussetzungen und Chancen für eine grundlegende Reform der Agrarumweltpolitik erörtert.

Kapitel 5 behandelt Möglichkeiten einer außenhandelspolitischen Flankierung der Internalisierung externer Kosten im Agrarsektor durch marktbasierende Instrumente auf Ebene der Europäischen Union. Im Mittelpunkt steht die Frage, inwieweit handelspolitische Maßnahmen dazu beitragen, Fehlallokationen zu vermeiden zu begrenzen.

In Kapitel 6 werden auf der Basis der Überlegungen in den vorangegangenen Kapiteln Handlungsempfehlungen und politische Optionen für eine marktorientierte, am Verursacherprinzip ausgerichtete Reform der Agrarumweltpolitik abgeleitet.

Kapitel 7 schließt die Studie mit einer zusammenfassenden Darstellung der wichtigsten Ergebnisse sowie einem kurzen Ausblick ab.

2. Externe Kosten der Agrarproduktion und ihre räumliche Dimension

Bei der landwirtschaftlichen Produktion³ entstehen Umweltschädigungen und gesellschaftliche Kosten, die die Lebensgrundlagen auf globaler, supranationaler und regionaler Ebene beeinträchtigen, sich aber nicht oder unvollständig in Preisen der Agrargüter widerspiegeln. Im vorliegenden Kapitel geht es um die externen Kosten durch (1) Emission von Treibhausgasen, (2) Freisetzung von Stickstoffverbindungen und (3) Belastungen von Ökosystemen mit Pflanzenschutzmitteln, die in der landwirtschaftlichen Produktion eine große Rolle spielen.

2.1 Externe Kosten der Agrarproduktion

2.1.1 Externe Kosten von Treibhausgasemissionen

Der Agrarsektor ist weltweit eine bedeutende Quelle von Treibhausgasemissionen⁴ (THG) und gleichzeitig ein Sektor, der selbst stark von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen ist.⁵ Man unterscheidet zwei Kategorien von THG-Emissionen durch landwirtschaftliche Tätigkeiten (Umweltbundesamt, 2025), die getrennt erfasst und berichtet werden:

- A) Landwirtschaft (ohne LULUCF): Emissionen von THG bei der landwirtschaftlichen Produktion, die in unterschiedlichem Ausmaß zur Klimaerwärmung beitragen. Innerhalb der Europäischen Union entfallen ca. 11 % der Gesamtemissionen klimaschädlicher Gase unmittelbar auf den Agrarsektor.⁶
- B) LULUCF (Land Use, Land-Use Change and Forestry) bezeichnet den Sektor der Treibhausgasbilanzierung, der CO₂-Emissionen und -senken aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft erfasst. Es handelt sich um einen Sektor, der eng mit der Landwirtschaft verbunden ist, aber nicht mit dessen Emissionen im engeren Sinne identisch ist. Für die Landwirtschaft relevant sind vor allem die Nutzung von Moorflächen und die Umwandlung in Ackerland (Weingarten, et al., 2016).

In der Landwirtschaft (ohne LULUCF) geht es primär um Emissionen aus enterischer Fermentation (Stoffwechsel von Nutztieren), Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger und anderer Düngemittel, sowie Emissionen im Zusammenhang mit Energiepflanzen. Im Gegensatz zu anderen Industrien, in denen CO₂-Ausstoß dominiert, wird das Emissionsprofil der Landwirtschaft

³ Unser Fokus liegt auf der Erzeugung von Agrarprodukten. Externe Effekte, die mit der Produktion von Düngemitteln einhergehen, werden nicht betrachtet, sondern nur jene, die mit deren Einsatz zur Pflanzenproduktion verbunden sind. Emissionen, die mit dem Einsatz fossiler Treibstoffe bei der landwirtschaftlichen Produktion einhergehen, sind gemäß UN-Klassifikation dem Sektor „Verkehr“ zugeordnet. Sie werden hier auch ausgeklammert, da in Zukunft externe Kosten von fossilen Treibstoffen (darunter Agrardiesel) durch Einbindung in das europäische Emissionshandelssystem internalisiert werden.

⁴ Es handelt sich um Kohlenstoffverbindungen (CO₂ Kohlendioxid, Methan CH₄) und Stickstoffverbindungen (NH₃ Ammoniak, N₂O Lachgas, N₂ Stickstoff, NO Stickstoffmonoxid).

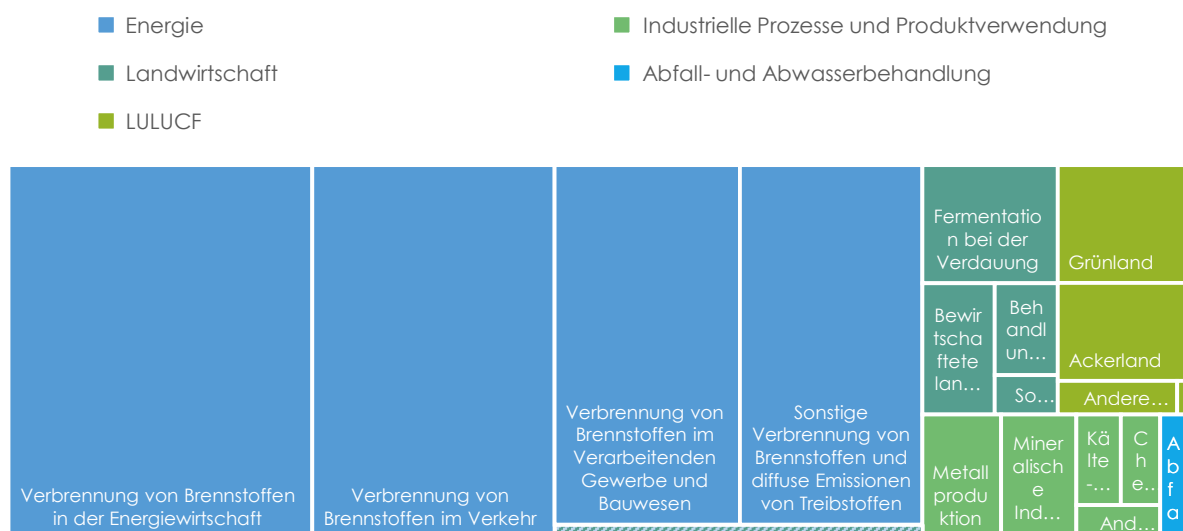
⁵ Eine Studie von Ray et al. (2019) zeigt beispielsweise, dass aufgrund des Klimawandels die Erträge aller wichtigen Nutzpflanzen in West- und Südeuropa bereits bis zu 21,2 % zurückgegangen sind.

⁶ Emissionen, die bei der landwirtschaftlichen Produktion mit dem Einsatz fossiler Treibstoffe einhergehen, sind gemäß UN-Klassifikation dem Sektor „Verkehr“ zugeordnet

maßgeblich durch Methan aus der Tierhaltung und Lachgas aus der Bodenbewirtschaftung geprägt:

- **Tierhaltung** ist die Hauptquelle von Treibhausgasen im Sektor Landwirtschaft. Im Zuge der tierischen Verdauung entstehen Stoffwechselprodukte, die direkt als Gas (z.B. Methan) oder mit Exkrementen (darunter Stickstoffverbindungen) ausgeschieden werden.
- In der Kategorie **Landwirtschaftliche Böden und Pflanzen** entstehen Treibhausgase aus der Ausbringung von Mineraldüngern, Gülle, Klärschlamm und anderen organischen Düngemitteln und Kalkdünger, sowie Emissionen durch Ernterückstände.

Abbildung 2-1: **Die Quellen von Treibhausgasemissionen in Deutschland 2024**



Q: WIFO-Darstellung basierend auf Umweltbundesamt, 2025.

Abbildung 2-1 veranschaulicht die Quellen von Treibhausgasen in Deutschland im Jahr 2024. Im Bereich rechts oben sind „Landwirtschaft“ und „LULUCF“ dargestellt und die „Verbrennung von Brennstoffen in der LFW (Land- und Forstwirtschaft) ist ein Teil der Emissionen aus „Verbrennung von Brennstoffen“, der Hauptquelle von Emissionen in Deutschland. In der Darstellung wird die Zusammensetzung der Gesamtemissionen in Treibhausgasäquivalenten (CO₂eq) gezeigt. Dabei werden verschiedene Gase gemäß ihrem Erwärmungspotential auf eine äquivalente Menge von CO₂ normiert.

Den Hauptanteil an Treibhausgasemissionen innerhalb des Landwirtschaftssektors machen Methan-Emissionen der Fermentation und die Emissionen des Wirtschaftsdüngermanagements aus (Deutschland: 64 % im Jahr 2024).⁷ Dies ist ökonomisch und ökologisch von Bedeutung, da diese Gase ein höheres Treibhauspotenzial als CO₂ aufweisen und ihre Reduktion mit direkten

⁷ Die angegebenen Zahlen beziehen sich auf Deutschland und das Jahr 2024 (Emission von Treibhausgasen nach UNFCCC; <https://datacube.uba.de/>).

Änderungen in der Erzeugungspraxis verbunden wäre. Weitere 28 % stammen aus Landwirtschaftlichen Böden, 4 % stammen aus Kalk- und Harnstoffdünger (vgl. Tabelle 9-1 im Anhang).

Fast alle (konkret 97 %) der Emissionen des „Sektors Landwirtschaft“ in der Emissionsquelle A stehen im Zusammenhang mit der Haltung von Nutztieren, dem Einsatz von stickstoff- bzw. kohlenstoffhaltigem Handelsdünger und der Mineralisierung von organischem Dünger (vor allem Wirtschaftsdünger). Beschränkt man sich auf die leicht beobachtbaren Emissionsquellen (Nutztiere und Wirtschaftsdünger, Handelsdünger, Kultivierung organischer Böden), können 83 % der Emissionen des „Sektors Landwirtschaft“ erklärt werden.

Während industrielle Prozesse zumeist punktuelle Emissionsquellen aufweisen, entstehen THG-Emissionen im Agrarsektor fast immer als diffuse Quellen innerhalb komplexer Ökosysteme und können selbst mit hohem technischem Aufwand nicht exakt bestimmt werden. „Emissionsmessungen“ der Treibhausgasinventur basieren auf technischen Koeffizienten, die mit landwirtschaftlichen Aktivitäten in Beziehung gesetzt werden. Gemessen wird faktisch der Input (z.B. Zahl der Tiere in verschiedenen Kategorien, Fläche von Ackerland und Grünland mit bestimmtem Gehalt von organischem Material, die Menge an Stickstoffdünger nach dessen Art). In der Landwirtschaft ist zudem die Streuung der Emissionen einzelner Einheiten (z.B. Milchkuh, Schlachtbulle, Tonne Stickstoffdünger, Hektar Acker) relativ groß (Leip et al., 2015; Jacobs et al., 2018, Zentraf et al., 2025). Natürliche Bedingungen wie Grundwasserstand oder Wetterbedingungen in Verbindung mit den Managementpraktiken beeinflussen die tatsächlichen Emissionsmengen erheblich.

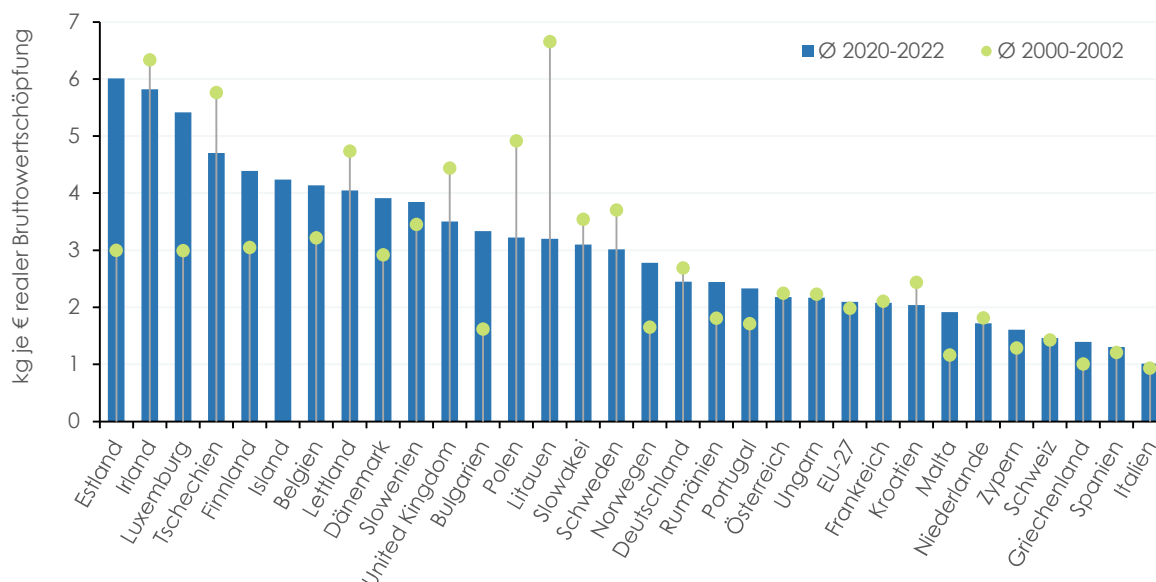
Emissionen verschiedener THG werden in CO₂-Äquivalente umgerechnet und somit normiert.⁸ Die Umrechnung verschiedener THG in CO₂-Äquivalente dient der Vergleichbarkeit und Aggregation ihrer klimatischen Wirkung. Nach Angaben des IPCC (2022) verursacht der Agrarsektor weltweit rund 23% der globalen THG-Emissionen infolge von Tierhaltung, Düngemiteleininsatz, Energieverbrauch und Landnutzungsänderungen. Im Jahr 2023 zeigte sich der Agrarsektor der EU für rund 365 Mio. t CO₂-Äquivalente verantwortlich, somit sind rund 11,8% der gesamten Treibhausgasemissionen der EU auf direkte landwirtschaftliche Emissionen zurückzuführen (EEA, 2023). Über die Hälfte dieser Emissionen sind auf Methan aus der Tierhaltung zurückzuführen. In Deutschland lag der Anteil der Landwirtschaft an den gesamten Treibhausgasemissionen 2023 bei 8,2 % (Umweltbundesamt, 2025).

Abbildung 2-2 stellt die THG-Emissionen (in kg CO₂äq) in Relation zur Wertschöpfung (in €) des Agrarsektors (ohne LULUCF) im internationalen Vergleich dar. In den meisten Ländern konnte die Intensität und auch die absolute Belastung verringert werden. Trotz einer Reduktion der EU-Agraremissionen seit 1990 verläuft der Trend in den letzten zehn Jahren nahezu stagnierend. Die Emissionsreduktion verlief deutlich langsamer als in anderen Sektoren, was zu einer Senkung um lediglich 7 % seit 2005 führte (EEA, 2025). Prognosen der European Environment Agency

⁸ Knapp 54 Mio. t CO₂eq emittierte der Sektor Landwirtschaft (ohne LULUCF) Deutschlands im Jahr 2024. Die LULUCF-Netto-Emissionen (Freisetzung abzüglich Festlegung) Deutschlands beliefen sich 2024 auf 51 Mio. t CO₂eq. Der Anteil des „Ackerlandbestands“ und des „Grünlandbestands“ machte 77% aus.

unterstreichen, dass die europäischen Klimaziele für 2030 ohne eine radikale instrumentelle Neuausrichtung kaum zu erreichen sind.

Abbildung 2-2: **Treibhausgasmissionen der Landwirtschaft in kg je Euro realer Bruttowertschöpfung im EU-Vergleich (Ø 2020-2022 und Ø 2000-2002)**



Q: WIFO-Darstellung nach EUROSTAT, Treibhausgasemissionen nach Quellsektor [Online-Datencode: env_air_gge] und Landwirtschaftliche Gesamtrechnung - Werte zu Realpreisen [Online-Datencode: aact_eaa04]. Hinweis: Mit Landnutzungsänderungen einhergehende Emissionen sind in dieser Berechnung nicht enthalten.

2.1.2 Externe Kosten des Düngemittleinsatzes

Pflanzen können aus mineralischen Stickstoffverbindungen, vor allem Nitrat, Eiweiß synthetisieren. Die meisten Pflanzen können nur gedeihen, wenn Stickstoff und andere Nährstoffe im Boden verfügbar sind. Durch Düngung (Wirtschaftsdünger von Nutztieren, Gärreste, Kompost und Handelsdünger) kann der Pflanzenertrag gesteigert werden.⁹ Umweltbelastungen durch Stickstoff¹⁰ entstehen über zwei Kanäle:

- Emissionen in die Luft (vor allem Lachgas) entstehen bei der Ausbringung stickstoffhaltiger Dünger, bevor wasserlösliche Verbindungen einsickern und für Pflanzen verfügbar sind. Diese tragen in hohem Umfang zur Klimaerwärmung bei und werden als THG-Emissionen dem Sektor Landwirtschaft zugerechnet. Durch Stickstoffverbindungen, die über Luft verfrachtet werden, gelangt der Nährstoff auch in Ökosysteme, in denen

⁹ Erisman et al. (2008) argumentieren, dass ohne die kostengünstige Herstellung von Stickstoff die Weltbevölkerung im 20. Jahrhundert nur im halben Umfang angewachsen wäre.

¹⁰ Die Herstellung von mineralischem Stickstoffdünger ist energieintensiv und benötigt große Mengen Erdgas. Global können ca. 2 % der gesamten Treibhausgasemissionen auf die Herstellung von Stickstoffdünger zurückgeführt werden. In der Treibhausgasinventur werden diese Emissionen im Sektor Chemische Industrie verbucht.

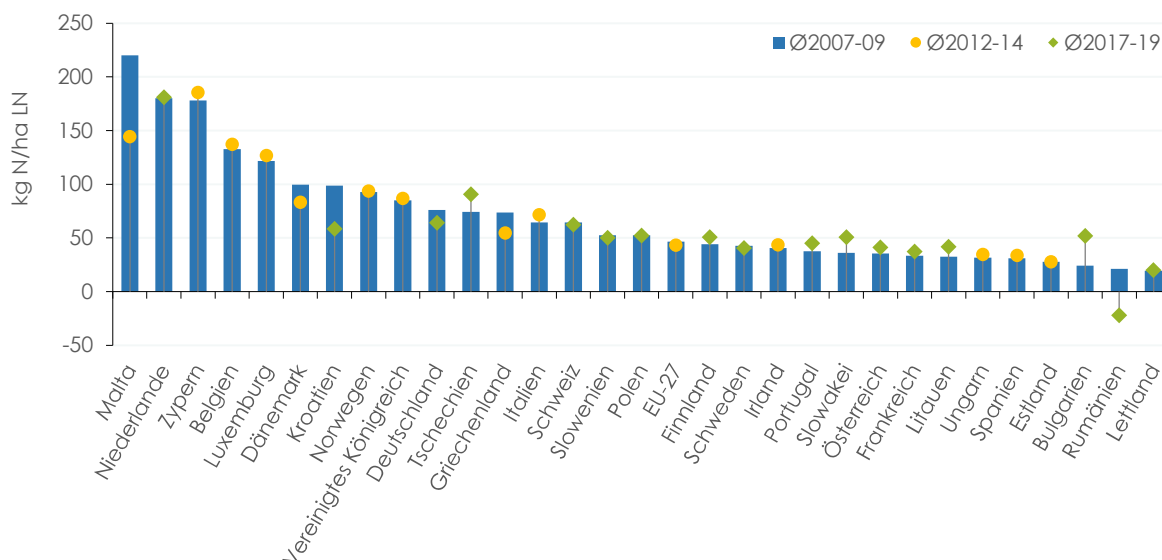
Arten gedeihen, die mit wenig Stickstoff auskommen. Durch diesen Eintrag werden sie der Konkurrenz von nährstoffliebenden Pflanzen ausgesetzt.

- Wasserlösliche Stickstoffverbindungen gelangen in Oberflächengewässer, und solche, die von Pflanzen nicht aufgenommen werden, können ins Grundwasser verlagert werden. Anreicherungen in Seen und Küstengewässern tragen zur Nährstoffanreicherung bei und verändern die Artenzusammensetzung.

Nitratbelastung des Grundwassers ist auch eine potenzielle Gefahr für die menschliche Gesundheit. Trinkwasser mit einem Nitratgehalt von mehr als 50 mg Nitrat/Liter darf nicht in Verkehr gebracht werden. Nachdem in den 1980er Jahren die Qualität des Grundwassers in vielen Regionen Europas abgenommen hat, wurden auf EU-einheitliche Standards für die Trinkwasserqualität eingeführt. Die Nitratrichtlinie von 1991 sollte zur Verringerung von Stickstoffeinträgen und Nitratbildung beitragen. Ergebnisse des Monitorings zeigen, dass in einzelnen EU-Ländern ein hoher Anteil der Grundwasserressourcen immer noch erheblich nitratbelastet ist. Die Landwirtschaft ist zwar nicht die einzige Belastungsquelle, aber hauptverantwortlich.

Die Stickstoffbilanz ist ein Maß für die Umweltbelastung und misst wie viel der ausgebrachten Stickstoffmenge (N) nicht durch die Nutzpflanzen aufgenommen wird und mit dem Erntegut abgeführt wird. Diese Menge verbleibt somit in der Umwelt. Abbildung 2-3 zeigt, dass sich die Stickstoffbelastung je Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche in vielen EU-Mitgliedstaaten in den vergangenen Jahren nur unwesentlich verbessert, in einigen Ländern in jüngeren Jahren sogar spürbar verschlechtert hat.

Abbildung 2-3: **Stickstoffbilanz je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (LN) im EU-Vergleich (Ø 2007-2009 und Ø 2012-2014 bzw. Ø 2017-2019)**



Q: WIFO-Darstellung nach EUROSTAT, Bruttonährstoffbilanz [Online-Datencode: aei_pr_gnb]. Saldo der landwirtschaftlichen Stickstoff-Gesamtbilanz in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche.

2.1.3 Externe Kosten des Pflanzenschutzmitteleinsatzes

Pflanzenschutzmittel sollen den Ertrag von Nutzpflanzen sichern. Sie werden in der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft eingesetzt.¹¹ Pestizide verringern die Populationsdichte von Schadorganismen (Pilze, Bakterien, Insekten). Herbizide werden eingesetzt, um Konkurrenzpflanzen am Gedeihen zu hindern. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wird als Hauptfaktor für den Verlust von Artenvielfalt und die Veränderung von natürlichen Lebensräumen eingestuft (ipbes, 2025; Wirth, et al., 2024; Rani et al, 2021; Zhang, et al., 2018). Zu den externen Kosten von Pflanzenschutzmitteln zählen:

- Schädigung von Organismen, die keinen Schaden an den Nutzpflanzen verursachen, verändern die Artenzusammensetzung und gefährden die Artenvielfalt.
- Belastung von Umweltmedien (Wasser, Luft, Boden) durch langlebige Abbauprodukte.
- Schädigung von Menschen durch Verfrachtung von Wirksubstanzen und deren Abbauprodukte über die Luft oder das Wasser.

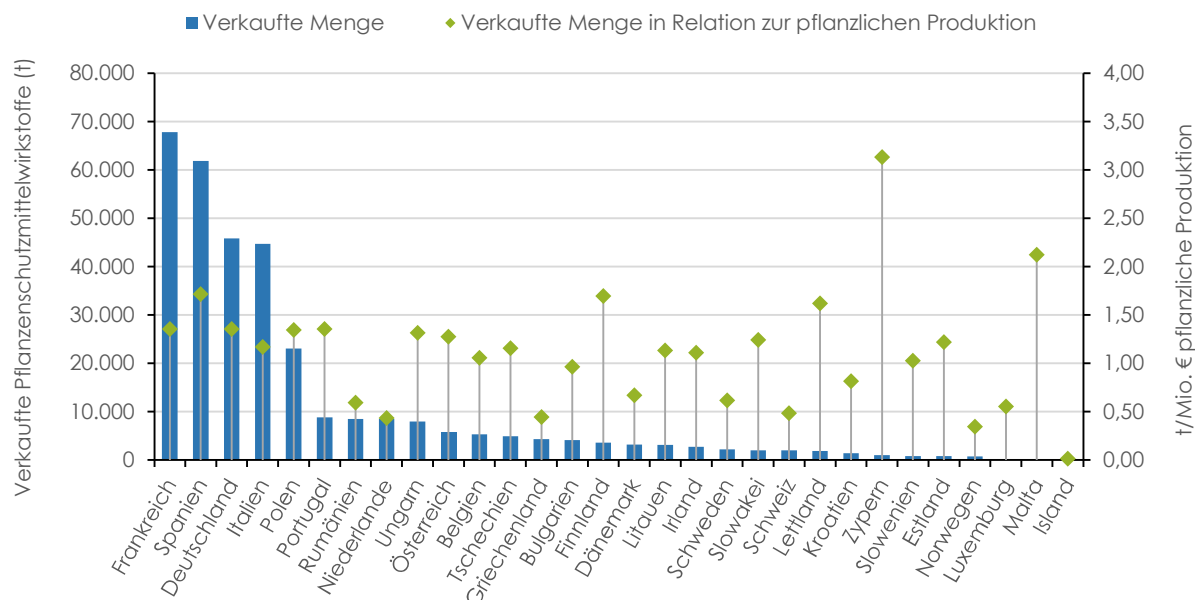
Bevor Pflanzenschutzmittel in Verkehr gebracht werden können, müssen Prüfverfahren durchlaufen werden, in denen die Nutzwirkungen und die Schädwirkungen eingehend geprüft werden.¹² Zugelassene Mittel dürfen nur für definierte Einsatzgebiete verwendet werden. Der Verbrauch an Pflanzenschutzmitteln wird durch verkaufte Wirkstoffmengen gemessen.¹³ Abbildung 2-4 zeigt die in den Ländern der EU abgesetzten Mengen von Pflanzenschutzmitteln (siehe Säulen, linke Skala). In großen Ländern werden auch die meisten Wirkstoffe abgesetzt. Auf der rechten Skala wird die abgesetzte Menge ins Verhältnis zum Wert der pflanzlichen Produktion des jeweiligen Landes gesetzt. Es bestehen große Unterschiede zwischen den Ländern, die mit der Produktionsstruktur und der Höhe des Produktionswerts der Produkte zu erklären sind. Diese Unterschiede deuten an, dass es auch große Heterogenität in den Kosten der Verringerung von Pflanzenschutzmitteln gibt.

¹¹ In der biologischen Landwirtschaft werden z.B. kupferhaltige Präparate als Fungizide oder Mineralöle eingesetzt. Vgl. dazu die Übersicht zu unterschiedlichen Zugängen in den EU-Mitgliedstaaten: <https://www.forschungsring.de/de/projekte/projekt/organic-plus>

¹² Vgl. dazu <https://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/pesticides>. Eine kritische Bestandsaufnahme zur Zulassungspraxis in verschiedenen Ländern und Ansätze zur Verringerung der Aufwandsmengen liefert Neumeister (2022).

¹³ Dabei kann die jährlich „in Verkehr gebrachte Menge“ von den in der Landwirtschaft tatsächlich eingesetzten Mengen abweichen. Zudem beinhaltet die Statistik auch Substanzen, die im gewerblichen und privaten Bereich zur Anwendung kommen.

Abbildung 2-4: **Abgesetzte Mengen an Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (in t, linke Achse) sowie in Relation zur pflanzlichen Produktion (in t je Mio. EUR, rechte Achse) im EU-Vergleich, Ø 2021-2023**



Q: WIFO-Berechnungen nach EUROSTAT, Absatz von Pflanzenschutzmitteln [Online-Datencode: aei_fm_salpest09] und EUROSTAT, Landwirtschaftliche Gesamtrechnung - Werte zu jeweiligen Preisen [Online-Datencode: aact_eaa01]. Daten am 16.9.2015 abgerufen, Datenstand August 2025.

Beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln spielen nicht nur Menge und Art der verwendeten Substanzen eine Rolle, sondern deren spezifische Toxizität. Das Umweltrisiko kann unabhängig von der Wirkstoffmenge mit dem TAT-Indikator (Total Applied Toxicity) quantifiziert werden (Schulz et al. 2021; Bub et al. 2023). TAT ermöglicht es, potenzielle Effekte von Pflanzenschutzmitteln auf die Umwelt umfassend zu bewerten (Wirth, et al., 2024). Während die Ausbringung auf lokaler Ebene erfolgt, sind die kumulativen Auswirkungen auf die europäische Biodiversität kritisch. Ursache ist eine meist unspezifische Wirkungsweise vieler Substanzen, die über Abdrift oder Abschwemmung in angrenzende Biotope gelangen und dort die natürlichen Nahrungsketten stören.

2.2 Der „True Cost“-Ansatz der FAO als Versuch einer globalen Bilanzierung

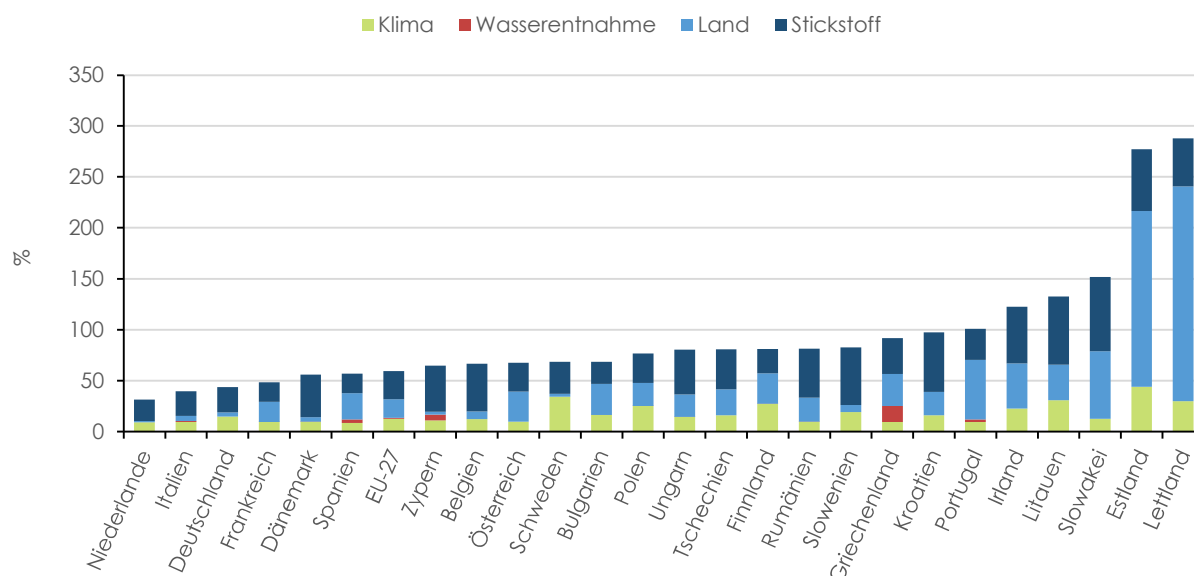
In einer vielbeachteten Studie unternimmt die FAO (2023) den Versuch, mit einem True Cost Accounting (TCA) die nicht im Marktpreis von Lebensmitteln enthaltenen, versteckten (externen) Kosten und Nutzen agrarischer und Ernährungssysteme zu schätzen. Die FAO betont, dass die Landwirtschaft zwar die Basis der Welternährung sichert, die ökologischen Folgekosten jedoch die ökonomische Wertschöpfung des Sektors in vielen Regionen faktisch übersteigen. Die TCA berücksichtigt neben Umweltkosten durch THG-Emissionen, Landnutzungsänderungen, Wasserentnahme und den Verlust an Ökosystemleistungen auch Gesundheitskosten (z.B. Produktivitätsverluste und Krankheitslast durch ungesunde Ernährung) sowie Kosten in Zusammenhang mit Armut und Unterernährung, die Produktivität vermindern. Dabei werden Daten auf

nationaler Ebene aus verschiedenen globalen Datensätzen zur Modellierung der Auswirkungen herangezogen und mit monetären Schätzungen kombiniert, um die externen Kosten monetär zu bewerten. In vielen Ländern übersteigen die umweltbezogenen „versteckten“ Kosten den Produktionswert des Agrarsektors (Abbildung 2-5).

Die FAO schätzt, dass sich die globalen quantifizierten externen Kosten der Agrar- und Ernährungssysteme im Jahr 2020 auf mindestens 10 Billionen US-Dollar pro Jahr belaufen, das entspricht fast 10% des globalen Bruttoinlandsprodukts. In manchen Schätzungen liegen sie sogar bei 12,7 Billionen \$ zu Kaufkraftparitäten. Für Deutschland werden die externen Kosten aufgrund der Treibhausgase mit 10 Mrd. \$ und jene aufgrund der Stickstoffemissionen mit 17 Mrd. \$ beziffert (FAO, 2023, Table A2.1, S. 100). Etwa ein Fünftel der externen Kosten ist direkt auf Umweltfolgen zurückzuführen, die oft nicht im Preis landwirtschaftlicher Produkte berücksichtigt sind (vgl. Tabelle 9-2 im Anhang).

Der FAO-Bericht zeigt, dass die derzeitigen Agrar- und Ernährungssysteme deutlich teurer für die Gesellschaft sind, als die Marktpreise suggerieren, weil viele Folgekosten nicht internalisiert werden. Trotz erheblicher Unsicherheitsmargen unterstreichen die Ergebnisse, dass die marktpreisbasierten Kosten von Lebensmitteln nur einen Teil der tatsächlichen gesellschaftlichen Belastungen widerspiegeln.

Abbildung 2-5: **Verhältnis der umweltbezogenen „versteckten“ Kosten der Landwirtschaft im Vergleich zum Produktionswert der Landwirtschaft**



Q: WIFO-Berechnungen nach FAO, 2023. The State of Food and Agriculture 2023 – Revealing the true cost of food to transform agrifood systems. Rome. <https://doi.org/10.4060/cc7724en> und EUROSTAT, Landwirtschaftliche Gesamtrechnung - Werte zu jeweiligen Preisen [aact_eaa01].

2.3 Räumliche Dimension externer Kosten und politische Regelungszuständigkeiten

Die Schädigung der Atmosphäre durch THG-Emissionen, der Verlust an Biodiversität, die Schädigung der Böden oder die Verschmutzung grenzüberschreitender Gewässer durch den Einsatz von Dünger und Pflanzenschutzmitteln in der landwirtschaftlichen Produktion hat immer auch eine räumliche Dimension.

Während die Notwendigkeit einer Internalisierung externer Kosten in der Landwirtschaft unstrittig ist, bleibt die Frage nach der optimalen politischen Ebene der Regulierung (Governance) Gegenstand intensiver Debatten. Für die normative Frage nach der geeigneten politischen Ebene, die für die Regelung der Internalisierung der externen Kosten der Agrarproduktion zuständig sein sollte, liefern die Theorie öffentlicher Güter (Samuelson, 1954, Musgrave, 1959) und die Ökonomische Theorie des Föderalismus (Olson, 1969; Oates, 1972) eine theoretische Basis. Die Ansätze liefern zwei zentrale Kriterien für die Kompetenzzuordnung.

Das **Dezentralisierungstheorem** (Oates, 1972) besagt, dass eine dezentrale Regulierung den Vorzug hat, lokale Präferenzen und spezifische ökologische Schadenskosten besser abbilden zu können. Das **Prinzip der fiskalischen Äquivalenz** (Olson, 1969) verlangt, dass die räumliche Ausdehnung des politischen Entscheidungsbereichs mit dem Kreis der Nutznießer bzw. Geschädigten übereinstimmen sollte. **Je globaler der Schaden ist, desto zentralisierter muss die Regelung sein. Je lokaler der Schaden, desto effizienter ist eine dezentrale Steuerung.** Die räumliche Ausdehnung von negativen externen Effekten ist wichtig, wenn es darum geht zu bestimmen, welche staatliche Ebene verantwortlich sein sollte, deren Ausmaß zu begrenzen.

Treibhausgase wie CO₂, CH₄ und N₂O werden nach ihrer Emission innerhalb kurzer Zeiträume global durchmischt. Der Ort der Emission ist für die Klimawirkung praktisch irrelevant. Eine Emissionsreduktion in einem Land verändert die globale Treibhausgaskonzentration ebenfalls unabhängig davon, wo sie stattfindet. Der Klimaeffekt hängt nicht von lokalen Emissionsflüssen ab, sondern von der globalen atmosphärischen Konzentration der Gase. Emissionen wirken weltweit, unabhängig von Länder- oder Sektorgrenzen (z.B. Landwirtschaft vs. Industrie).

Die Begrenzung landwirtschaftlicher Treibhausgasemissionen stellt somit ein **globales öffentliches Gut** dar, da der Nutzen der Emissionsminderung nicht rivalisierend und nicht ausschließbar ist und sich global verteilt (Samuelson, 1954). Diese Gut-Eigenschaft ist bei landwirtschaftlichen Emissionen besonders ausgeprägt, denn nicht nur sind vor allem CH₄ und N₂O sehr klimawirksam, ihre landwirtschaftlichen Quellen sind diffus, und nicht punktuell kontrollierbar, die technische Erfassung ist schwierig und eine lokale Emissionsminderung erzeugt keinen exklusiven lokalen Klimanutzen. Diese Struktur erklärt den hohen Koordinationsbedarf staatlicher und internationaler Klimapolitik mit Blick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen. Die Grenzvorteile einer zentralen Koordination überwiegen hier die Vorteile lokaler Flexibilität bei weitem. Gemäß dem Prinzip der fiskalischen Äquivalenz ist die EU-Ebene gefordert:

- Eine nationale Regulierung würde zu „Carbon Leakage“ führen: Betriebe würden in Länder mit niedrigeren Standards abwandern, ohne dass der globale Schaden sinkt.
- Eine EU-weite Regelung sichert ein Level Playing Field im Binnenmarkt.

Der Einsatz von **Düngemitteln** ist die Basis hoher Erträge, führt jedoch bei ineffizienter Anwendung zu massiven Belastungen der Biosphäre. Nitrat belastet Grund- und

Oberflächengewässer, wenn es von Pflanzen nicht aufgenommen werden kann. Stickstoff- und Phosphoreinträge verursachen Externalitäten mit unterschiedlichen räumlichen Radien. Einerseits verschmutzen sie lokale Grundwasserkörper (regionale Dimension), andererseits führen sie über Flusssysteme zur Eutrophierung grenzüberschreitender Gewässer wie der Nord- und Ostsee (supranationale Dimension). Hier ist ein **mehrstufiges Governance-System** optimal. Die konkrete Ausgestaltung und Bepreisung sollten jedoch national oder regional erfolgen:

- Grenzüberschreitende Belastungen von Oberflächen-, Küsten- und Meeresgewässern fallen in erster Linie in die Kompetenz der betroffenen Staaten. Da praktisch in allen Gewässern Stickstoff verfrachtet wird, liegt es nahe, dass die EU die Kompetenz erhält, die Schäden zu begrenzen. Diesem Sachverhalt wird seit 1991 durch die Richtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrate aus landwirtschaftlichen Quellen mit regulativen Vorschriften Rechnung getragen. Im aktuellen Nitratbericht stellen das deutsche Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) fest: „Die Küsten- und Meeresgewässer sind trotz leichter Verbesserungen im Bereich einzelner Parameter weiterhin in schlechtem Zustand“ (BMEL und BMUV, 2024).
- Mineralische Komponenten von Stickstoffdüngern, die das Grundwasser belasten, verursachen regionale negative externe Effekte. Werden zulässige Schwellenwerte des Grundwassers überschritten, sollte dies auf regionaler Ebene reguliert werden. Eine dezentrale Regelung erlaubt es, regionale ökologische Knappheiten und Schadenskosten abzubilden.

Chemische **Pflanzenschutzmittel** haben toxische Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen aufgrund der häufig unspezifischen Wirkungsweise vieler Substanzen. Die Schäden (Biodiversitätsverlust, Toxizität für Bodenorganismen) treten primär lokal auf der Fläche oder in angrenzenden Habitaten auf. Damit spricht das Dezentralisierungstheorem zunächst für eine lokale oder nationale Zuständigkeit. Pflanzenschutzmittel können aber über Abdrift oder Abschwemmung in angrenzende Biotope gelangen und dort die Nahrungsketten stören. **Biodiversität** wird umgekehrt von mehreren Autoren als globales öffentliches Gut mit besonderen Eigenschaften betrachtet (z.B. Anderson et al., 2021). Folgt man dieser Argumentation, so liegt auch in diesem Fall idealerweise die Verantwortung zur Regulierung zentralisiert auf supra-nationaler Ebene. Mit der EU-Verordnung über die Wiederherstellung der Natur wurde erst jüngst diesem Sachverhalt Rechnung getragen. Die Wahl der Instrumente, die in der Verordnung festgelegten Ziele zu erreichen, wird allerdings in die Verantwortung der Mitgliedstaaten übertragen. Eine Folge ist, dass Pflanzenschutzmittel mit der gleichen Wirksubstanz in einzelnen EU-Mitgliedstaaten zugelassen sind, in anderen nicht.

3. Ordnungsrechtliche vs. marktbasierte Instrumente der Agrarumweltpolitik

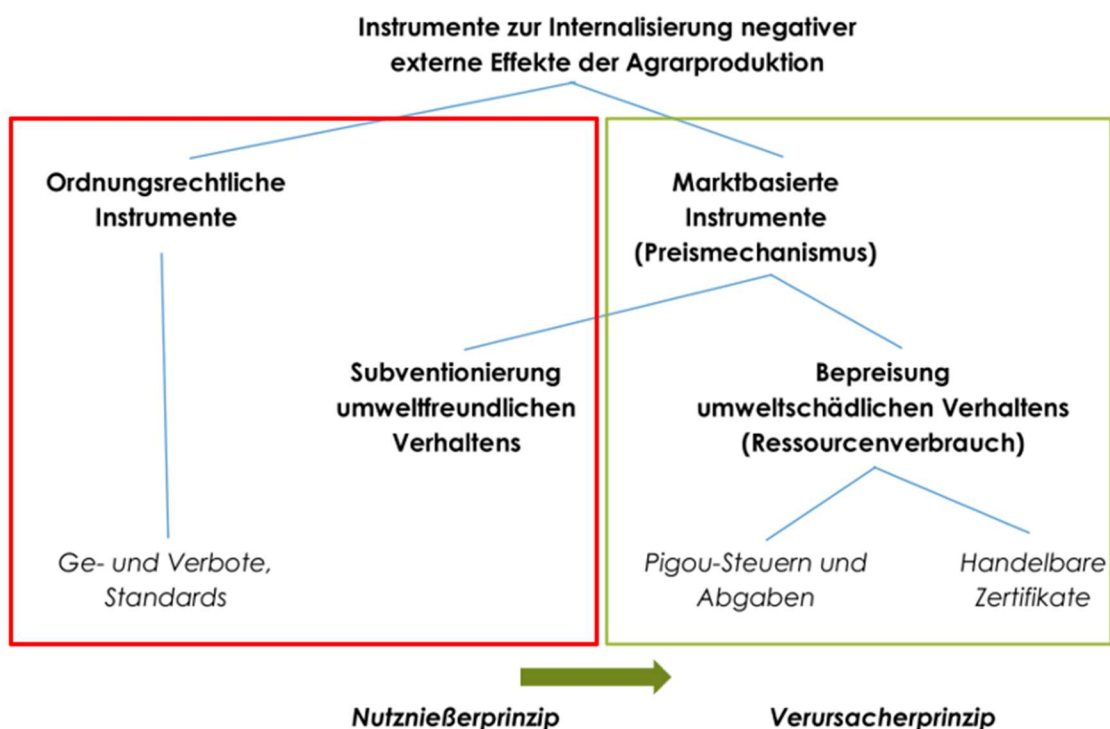
3.1 Theoretische Grundlagen der Instrumentenwahl

Die Internalisierung der sozialen Kosten landwirtschaftlicher Produktion stellt das zentrale Ziel der Agrarumweltpolitik dar (z.B. Cooper et al., 2009; McCann, 2013; Deryugina et al., 2021). Aus ökonomischer Perspektive ist die Wahl geeigneter Instrumente zur Internalisierung von Externalitäten in erster Linie eine Frage der Effizienz (z.B. Stavins, 2007; Goulder & Parry, 2008). Die theoretische Umweltökonomik unterscheidet dabei

- statische Allokationseffizienz, die verlangt, dass ein umweltpolitisches Outcomeziel, z.B. die mengenmäßige Reduktion eines Schadstoffeintrags, zu volkswirtschaftlich geringstmöglichen Kosten erreicht werden sollte;
- dynamische Effizienz, die vorliegt, wenn es permanente Anreize für technologische und organisatorische Innovationen gibt, um die Kosten der Vermeidung von Umweltschädigungen auch zukünftig zu senken.

Es gibt ein breites Portfolio ordnungsrechtlicher oder marktbasierter Politikinstrumente, um Belastungen oder Schädigungen der Umwelt zu reduzieren. Abbildung 3-1 illustriert schematisch die Klassifikation der Instrumente.

Abbildung 3-1: **Politikinstrumente zur Internalisierung externer Kosten**



Q. WIFO.

Ordnungsrechtliche Instrumente sind Vorgaben in Gestalt von Dokumentations- und Berichterstattungspflichten¹⁴, Emissions- und Grenzwertregulierungen, vorgegebenen Technologiestandards und technischen Verfahrensvorschriften, flächenbezogenen Auflagen und Nutzungsregelungen oder auch Beschränkungen des Einsatzes von Produktionsmitteln. Die Einhaltung der Vorschriften wird durch staatliche Akteure überwacht („command and control“, CC).

Im Kontext der Agrarumweltpolitik bezeichnet CC die direkte Steuerung von Umweltbelastungen durch Standards, die vorschreiben, wie die Produktion zu erfolgen hat oder Emissionen kontrolliert werden müssen. Theoretisch ließen sich differenzierte Leistungs- oder Produktionsstandards im CC-Ansatz so ausgestalten, dass die Verringerung der externen Umweltschäden kostenminimal erfolgen kann (statische Allokationseffizienz); in der Praxis fehlt dem Staat, bzw. den regulierenden Behörden, jedoch in der Regel die hierfür notwendige Information über die individuellen Schadensvermeidungskosten der einzelnen Produzenten. Insbesondere bei ausgeprägter Heterogenität technologischer Möglichkeiten und spezifischen Rahmenbedingungen erweisen sich CC-Instrumente als kostenineffizient bei der Internalisierung von Externalitäten (Newell & Stavins, 2003). Sie legen einen „one-size-fits-all“-Ansatz an, der heterogene Rahmenbedingungen, technologische Möglichkeiten und Kostenstrukturen ignoriert. Ein einheitlicher Grenzwert zwingt beispielsweise Betriebe mit geringen Schadensvermeidungskosten zu geringeren Anstrengungen, während er für Betriebe mit hohen Vermeidungskosten sehr teuer sein kann. Insofern fehlt es Regulierungen in der Regel auch an dynamischer Effizienz. Sobald der vorgeschriebene Grenzwert erreicht oder ein Technologiestandard erfüllt ist, entfällt jeder weitere Anreiz, in umweltfreundlichere oder effizientere Technologien zu investieren.

Ordnungsrechtliche Instrumente implizieren aufwendige Informations-, Genehmigungs-, Zulassungsverfahren und bürokratische Monitoring- und Sanktionsmechanismen. Ihre Befolgung und Umsetzung verursachen administrative Lasten oder entgangene Erwerbsmöglichkeiten bei den landwirtschaftlichen Anbietern und Bürokratiekosten im Staat.

Marktbasierte Instrumente (MBI) setzen einen Preis auf die umweltbelastende Aktivität. Sie sind politische Werkzeuge, die Preissignale auf Märkten nutzen, um negative Externalitäten zu reduzieren oder zu eliminieren. MBI zielen darauf ab, umweltfreundliches Verhalten durch finanzielle Anreize, statt durch administrative Vorgaben zu erreichen, und tragen so idealerweise auch zu einem Abbau von Bürokratie bei. Ausschlaggebend für die Anreizwirkungen der MBI ist die Veränderung der relativen Preise zwischen einer umweltbelastenden Produktion und dem Verzicht darauf. MBI bepreisen die Externalitäten, den Umweltressourcenverbrauch, und verteuern den Einsatz umweltschädlicher Produktionsmethoden. Sie schaffen einen Kostenanreiz, Emissionen zu vermeiden, den Einsatz umweltschädlicher Inputs zu reduzieren und/oder umweltfreundlichere Produktionsmethoden zu nutzen.

Zentral ist dabei die **Unterscheidung zwischen dem Verursacher- und dem Nutznießerprinzip**. Marktbasierten Instrumenten (MBI) können grundsätzlich beide Prinzipien zugrunde liegen. In

¹⁴ Initiativen zur Umweltbewusstseinsförderung oder die Verpflichtung, Produkteigenschaften und Umweltwirkungen transparent zu machen (z.B. EU-Richtlinien zur Nachhaltigkeitsberichterstattung) dienen einer langfristigen Verhaltensbeeinflussung. Es geht dabei um Bereitstellung von Informationen, die Verbraucher zu fundierteren Kaufentscheidungen befähigen und Unternehmen zu mehr Umweltverantwortung anregen sollen („moral suasion“).

beiden Fällen zielen sie darauf ab, externe Kosten durch eine relative Verteuerung umweltbelastender Aktivitäten in private Entscheidungsprozesse zu internalisieren. Die beiden Prinzipien unterscheiden sich jedoch in ihren rechtlichen, verteilungspolitischen und politökonomischen Implikationen und damit auch in ihren Wirkungen auf die Allokations- und die dynamische Effizienz.

Das **Nutznießprinzip** (Beneficiary Pays Principle) verlangt, dass diejenigen, die von einer Umweltverbesserung profitieren auch die Schadensvermeidungskosten tragen sollen, unabhängig davon, wer den Schaden verursacht hat. Das Instrument ist nicht die Bepreisung von Verschmutzung, sondern die **Subventionierung umweltfreundlichen Verhaltens**. Damit nehmen die Opportunitätskosten umweltschädlichen Verhaltens zu, wenn der Produzent ohne eine Verhaltensänderung keine Förderung erhält.¹⁵ Die finanziellen Lasten der Reduktion von Umweltbelastungen durch Verringerung der produzierten (landwirtschaftlichen) Güter oder durch Umstellung der Produktionsmethoden, werden auf die Allgemeinheit der Geschädigten und auf die Steuerzahler verteilt, und nicht von den Verursachern der Umweltbelastung getragen. Eine Variante sind direkte Zahlungen für klar definierte Ökosystemleistungen (Payments for Ecosystem Services), die jedoch nur für rein positive externe Effekte infrage kommen.

Während in der theoretischen Diskussion Subventionen ein geeignetes Instrument zur Internalisierung negativer externer Effekte über eine Bezuschussung der Kosten (Senkung des Preises) einer umweltverträglicheren Produktionsweise darstellen, ergibt sich in der Praxis eine Reihe von Problemen, die den Einsatz dieses Instruments ineffizient und teilweise auch fragwürdig machen.

Zum einen entstehen durch die Subventionierung hohe fiskalische Kosten; sie können den Staatshaushalt signifikant belasten. Insbesondere besteht das Risiko von Mitnahmeeffekten, wenn Förderungen an Betriebe fließen, die die Maßnahmen ohnehin umgesetzt hätten, sodass zwar das Budget belastet, aber eine zusätzliche Umweltleistung nicht erzielt wird.

Zum anderen sind Subventionen oft nicht zielgenau genug, um kritische Umweltprobleme direkt und wirksam zu steuern. Das liegt auch daran, dass die Förderungen aufgrund von fehlenden Informationen häufig so konstruiert sind, dass sie nicht an klima- und umweltpolitische Outcomes (z.B. Emissionsreduktion), sondern an den Einsatz bestimmter Technologien geknüpft sind.

Hinzu kommt, dass Subventionen neben der Internalisierung von externen Effekten politisch oft zusätzliche Ziele (z.B. Einkommenssicherung oder Abfederung des Strukturwandels) verfolgen. Insofern werden sie im Umweltausbereich in der ökonomischen Fachliteratur eher kritisch gesehen (Arguedas & van Soest, 2009; Amaglobeli et al., 2024; Bernini & Galli, 2024; Matthews & O'Neill, 2025).

Das **Verursacherprinzip** (Polluter Pays Principle) besagt, dass der Verursacher eines negativen externen Effekts auch die Kosten für dessen Vermeidung oder Reduktion tragen soll. Das

¹⁵ Technisch gesehen entsteht durch den „Verzicht auf die Emission eines negativen externen Effektes“ ein (förderungswürdiger) positiver externer Effekt.

Verursacherprinzip ist die Grundlage der **EU-Umweltpolitik** (Art. 191 Abs. 2 AEUV) und gilt in diesem Kontext auch als Leitlinie für die Internalisierung negativer externer Effekte. **Steuern auf umweltschädliche Produktionsinputs, Emissionssteuern (CO₂-Abgaben, bzw. Ökosteuern) und Emissionshandel sind marktbasierte Mechanismen zur Internalisierung der externen Kosten der Agrarwirtschaft im Sinne des Verursacherprinzips.** Emittenten werden veranlasst, umweltschädliche Emissionen zu reduzieren, weil der Schadstoffeinsatz bzw. der Schadstoffausstoß bepreist wird.

Steuern und Abgaben fixieren einen Preis für die Nutzung knapper Umweltressourcen, bzw. jede Emissionseinheit oder für den Schadstoffeinsatz, legen allerdings keine quantitative Obergrenze für die Verschmutzung fest. Die erreichte gesamte Schadensreduktion hängt vom Steuersatz und den Anpassungsoptionen ab. Die Verursacher können flexibel entscheiden, ob man die Emissionen vermeidet (Investition in Technik/andere Anbaumethoden) oder die Steuer zahlt. Die Vermeidung der externen Schäden erfolgt automatisch dort, wo die (marginalen) Vermeidungskosten am geringsten sind.

Die Idee der steuerlichen Belastung negativer externer Effekte geht auf Pigou (1920) zurück. Für eine effiziente Allokation sollte die Verursachung („Emission“) negativer Externalitäten den Verursacher so treffen, dass marginale Belastungen die externen Schäden der Aktivität widerspiegeln (z.B. de Mooij et al., 2012).¹⁶

Befürworter von Pigou-Steuern betonen deren Vorteile in administrativer Einfachheit (Bürokratieabbau) und Kostenvorhersehbarkeit. Durch den festen Preis je Emissions- bzw. Schadstoffeinheit erhalten Landwirte stabile Anreize und Investitionssignale für den Einsatz von Emissionsminderungstechnologien oder für eine Diversifizierung des Produktportfolios. Pigou-Steuern generieren zudem Einnahmen für den Staat, die beispielsweise für die Kompensation der Konsumenten (Sozialausgleich) oder zur Senkung wachstumshemmender Abgaben verwendet werden verwendet werden können (These von der „doppelten Dividende“).

Nachteilig ist, dass das Ausmaß der verursachten Umweltschäden durch die Menge der Emissionen oder der Schadstoffinputs durch Steuern nicht direkt gesteuert werden kann. Speziell in der Agrarwirtschaft liegt die Schwäche direkt schadensbasierter Steuern in der praktischen Implementierung, da die Landwirtschaft von vielen diffusen Emissionsquellen (non-point pollution) geprägt ist. Dies zwingt dazu, auf inputbasierte Steuern auszuweichen, die unterschiedliche Emissionspotenziale (z. B. bei unterschiedlichen Böden) ignorieren.

Dem Verursacherprinzip entspricht ebenfalls die Idee eines **Zertifikathandelssystems (Cap-and-Trade)**. Es werden individuelle Genehmigungen („Verschmutzungsrechte“) zur Emission von Schadstoffen (z.B. Treibhausgase) oder zum Einsatz von Produktionsmitteln (z.B. Düngemitteln) geschaffen und gehandelt. Durch die Menge der ausgegebenen Zertifikate wird eine Obergrenze („Cap“) für zulässige Emissionen (Umweltschädigungen) gesetzt. Diese regulative Vorgabe wird kombiniert mit der Möglichkeit des Handels („Trade“) der Rechte. Cap-and-Trade

¹⁶ Liegen unvermeidbare Verzerrungen auf Drittmärkten vor, so impliziert das Verursacherprinzip im Sinne von Pigou die Implementierung von ‚second-best-Lösungen‘, jedoch keine prinzipielle Abkehr vom Prinzip des Ausgleichs marginaler sozialer Kosten.

schafft marktliche Anreize dadurch, dass Rechte zur Verursachung negativer externer Effekte im Produktionsprozess erworben werden müssen, bzw. nach erfolgter Zuteilung auf einem Markt gehandelt werden können. Auf dem Markt bildet sich ein Preis für das verbriefte Recht auf Emission oder Produktionsmitteleinsatz. Nicht genutzte Rechte können von den Inhabern veräußert werden, und Produzenten, die zusätzliche Genehmigungen benötigen, können diese am Markt hinzukaufen. Je höher die Nachfrage nach Zertifikaten ist, desto stärker steigt bei einem limitiertem Gesamtangebot der Preis (z.B. Meckling & Jenner; 2016; Stavins, 2022).

Ein Cap-and-Trade-System wirkt im Grundsatz wie die Bepreisung der Umweltschädigung durch Besteuerung, wobei im Unterschied dazu die zulässige Menge an Schadstoffemissionen oder verwendeter umweltschädlicher Input fixiert ist, und der Preis für die Verschmutzungsrechte von dem Angebot und der Nachfrage nach Zertifikaten bestimmt wird. Produzenten haben Anreize, weniger externe Kosten zu generieren und/oder in umweltfreundliche Innovationen zu investieren, um die Kosten des Zertifikatzukaufs gering zu halten, oder ggf. sogar eigene Erlöse aus dem Rechteverkauf zu erzielen. Damit fördert dieses System sowohl die statische als auch die dynamische Effizienz. Im Ergebnis werden rationale gewinnmaximierende Produzenten so viele Genehmigungen nachfragen, bis der Zertifikatspreis ihren (marginalen) Schadensvermeidungskosten entspricht.

Wie bei der Steuerlösung führt der Rechtehandel zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten über alle Produzenten, was die Gesamtkosten minimiert. Damit ist der Ansatz auch mit mehr oder weniger starken Preisschwankungen verbunden. Das kann die Planungssicherheit für alle Marktteilnehmer verringern. Es bietet aber den **Vorteil, dass mit dem fixierten Cap die angestrebten Emissions- oder Verschmutzungsmengen eingehalten werden**. Cap and Trade gilt in der Ökonomie infolgedessen als das bevorzugte Instrument, wenn die Einhaltung eines Umweltziels im Vordergrund steht, da das Cap gewährleistet, dass das ökologische Ziel (die Reduktionsmenge) erreicht wird.

Für den Staat ergeben sich je nach institutioneller Ausgestaltung der Zertifikatausgabe entweder gar keine Einnahmen oder Erlöse aus dem Verkauf von Emissions- bzw. Bezugsrechten. Die Messbarkeits- und Verifizierungsprobleme, die bereits bei den Pigou-Steuer-Lösungen zentral sind, entstehen auch beim Zertifikathandel. Handelbare Rechte an Emissionen sind nicht exakt definierbar, was eine strenge Output-basierte Definition von handelbaren Rechten gerade in der Landwirtschaft erschwert. Ohne exakte Messung von Emissionen auf Betriebsebene kann die Einhaltung des Caps weder überprüft noch sanktioniert werden. **Ein Input-basierter Zertifikathandel erscheint insofern die ökonomisch und politisch realistischere MBI-Lösung für eine Mengensteuerung im Zusammenhang mit negativen externen Effekten der Landwirtschaft.**

Die theoretische Dichotomie zwischen MBI und CC-Ansätzen ist allerdings stark vereinfachend. Die Umsetzung von MBI bedarf in der Regel einer komplementären Regulierung. Cap-and-Trade-Systeme erfordern eine regulatorisch fixierte Obergrenze für Emissionen oder Schadstoffeinsatz, und Pigou-Steuern benötigen nicht nur rechtliche Rahmenbedingungen für ihre Erhebung und Einziehung, vielmehr liegt der Festsetzung der Abgabenhöhe ebenfalls eine implizite Vorstellung von der quantitativ zu begrenzende Schadstoffmenge zugrunde, die im politisch-regulativen Prozess festgelegt werden muss.

Insgesamt schreiben **Marktbasierte Instrumente (MBIs)** keine spezifische Technologie vor und quantifizieren keine Emissionsreduktionsziele für die einzelnen Produzenten. Dies begünstigt die Suche nach den kostengünstigsten Methoden der Verringerung der externen Effekte. Entsprechend wird von Ökonomen die verursachergerechte Bepreisung über Pigou-Steuern oder Etablierung eines Marktes für Zertifikate gegenüber Subventionen und ordnungsrechtlichen Eingriffen zumeist bevorzugt (z.B. Krupnick & Parry, 2012; Berendse, 2017; Finger et al., 2017; Arvanitopoulos et al., 2021).

Eine Übersicht zu den Vor- und Nachteilen der verschiedenen Zugänge zur Internalisierung externer Effekte zeigt Tabelle 3-1. Sie verdeutlicht, dass die Messung der Schadwirkungen bzw. der Emissionen und die administrative Last in allen betrachteten Optionen nicht zu vernachlässigen ist aber sich zwischen den Instrumenten (Ordnungsrecht, Subventionen, Steuern und Cap & Trade) kaum unterscheidet.

Tabelle 3-1: **Bewertung umweltpolitischer Instrumente im Überblick**

Kriterium	Ordnungsrecht	Subventionen	Steuern, Cap & Trade
Grundlogik	Gebote, Verbote, Grenzwerte, Standards	Belohnung gewünschter Praktiken	relative Preise steuern Verhalten
Umweltzielerreichung	hoch (bei Einhaltung)	unsicher	hoch (v.a. Cap & Trade)
Statische Effizienz	gering: gleiche Vorgaben für alle	gering - mittel: Mitnahmeeffekte	hoch: Reduktion, wo sie am günstigsten ist
Innovationsanreize	schwach	schwach - mittel	stark
Erfassung und Messkosten			
diffuse Emissionen	hoch	hoch	hoch
Punkt-Emissionen	begrenzt	begrenzt	begrenzt
Bürokratiekosten	hoch	mittel-hoch	begrenzt
Verteilungseffekte	unklar	einkommensstützend für Landwirte	potenziell regressiv
Politische Akzeptanz			
landwirtschaftliche Verbände	mittel	hoch	gering - mittel
Agrarbürokratie	hoch	hoch	gering - mittel
Verbraucher	unklar	gering	abhängig von Gestaltung
EU-Kompatibilität	hoch	hoch (GAP)	begrenzt / reformbedürftig

Q: WIFO-Zusammenstellung.

3.2 Ansätze in der GAP zur Internalisierung externer Kosten der Landwirtschaft

3.2.1 Entwicklungslinien einer Agrarumweltpolitik

Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) entstand 1957 mit dem primären Ziel, Ernährungssicherheit für die Bevölkerung zu gewährleisten und Einkommen der Landwirte zu stabilisieren. Landwirtschaft ist nach diesen Vorstellungen von sehr langen Produktionszyklen und kurzfristigen Wetterbedingungen geprägt, was sie für wirtschaftliche Schwankungen anfälliger macht und spezielle politische Eingriffe zur Sicherung der Lebensmittelversorgung rechtfertigen würde. Spezifische Merkmale begründen danach einen „Exzeptionalismus“ der Agrarpolitik (z.B. Greer, 2017).

Mit ihrem faktischen Inkrafttreten im Jahr 1962 zielte die GAP darauf ab, die Preise mithilfe von planwirtschaftlichen Instrumenten wie Angebotsquoten, Interventionskäufen, Zollbarrieren und Exportsubventionen über dem Niveau der Weltmarktpreise zu halten.¹⁷

In den Jahrzehnten seit ihrem Bestehen wurde die GAP wiederholt Reformprozessen unterzogen. Dabei haben sich die umweltregulatorischen Bestimmungen schrittweise entwickelt und an Bedeutung gewonnen (Europäischer Rechnungshof, 2024). Mit den MacSharry-Reformen (1992) wurden erste Schritte zu einer Marktliberalisierung, sowie der Integration von Klima- und Umweltzielen gemacht (Henke et al., 2011; Lakner & Röder, 2024). Preise wurden gesenkt, und Marktstützungsausgaben deutlich reduziert, um die landwirtschaftliche Überproduktion zu begrenzen. Stattdessen wurden an Agrarflächen und Nutztierzahl gekoppelte Subventionen (Direktzahlungen) eingeführt, um Einkommensverluste der Landwirte auszugleichen.

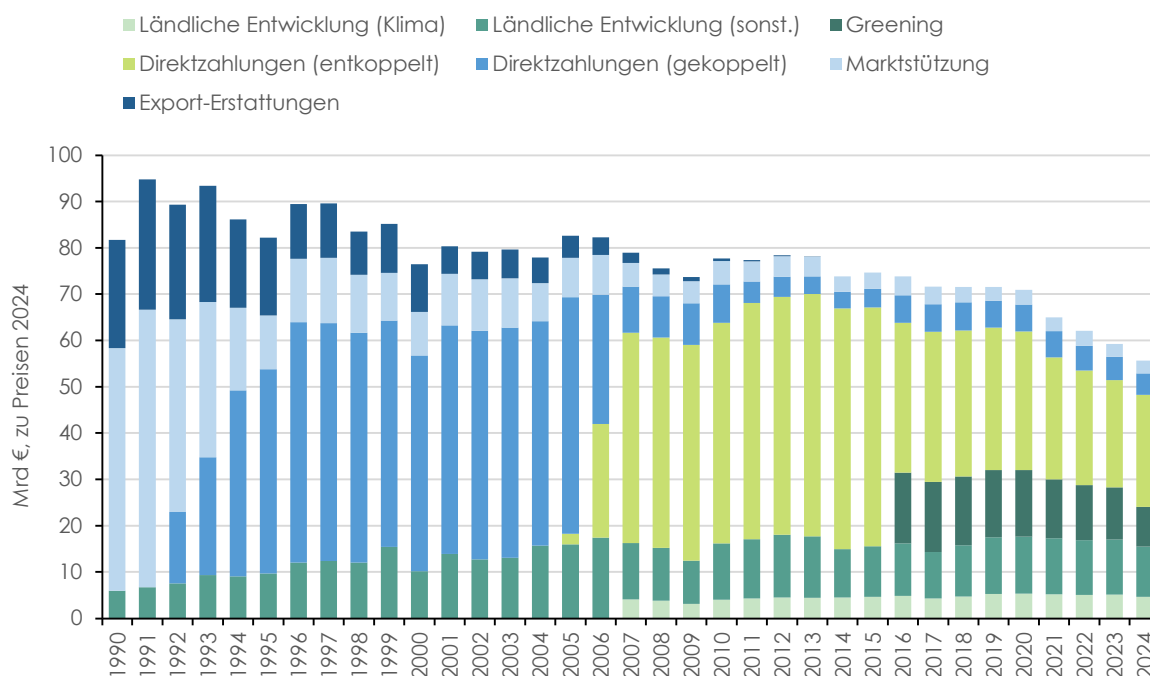
Fischler-Reform (2003) und Health Check (2008) vertieften die Entkopplung von Agrarförderungen und Produktion. Einerseits wurden weitere Schritte zur Marktliberalisierung eingeleitet, einschließlich der Abschaffung von Milch- und Zuckerrübenquoten. Andererseits wurden vor allem ordnungsrechtliche Umweltkonditionalitäten („cross compliance“) implementiert. Direktzahlungen an Landwirte wurden dabei an die Einhaltung bestimmter Umwelt-, Tier- und Pflanzenschutzauflagen gebunden, wie umweltrechtlichen Grundanforderungen an die Betriebsführung (GAB/SMR) oder die Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ/GAEC).

Ab 2015 wurden umweltregulatorische Bestimmungen ausgeweitet und wachsende Teile des Agrarbudgets als Direktzahlungen zur Abgeltung von Ökosystemleistungen („Greening“, ab 2023 Eco-Schemes) verwendet, die über die Einhaltung festgelegter Mindeststandards hinaus gehen (Pufahl, et al., 2025). Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) wurden mit der GAP-Periode 2023–2027 neu strukturiert, während Agrarumweltprogramme (z.B. Natura-2000-Zahlungen) bereits im Zuge der GAP-Reformen der 1990er Jahre etabliert wurden und seither fortgeführt werden. Umwelt- und Klimaschutz ist damit zwar integraler Bestandteil des aktuellen GAP-Strategieplans, zählt aber nach wie vor nicht zu den expliziten Zielen der Agrarpolitik.

Abbildung 3-2 illustriert die Ausgaben im Rahmen der GAP seit 1980 und die Bedeutung der umwelt- und klimabezogenen Ausgaben im Vergleich zu anderen GAP-Zielen. Traditionell ist die GAP das mit Abstand größte ausgabenrelevante Politikfeld der EU. Gemäß der ursprünglichen Finanzplanung sollte die GAP über die Periode 2021-2027 insgesamt 386,6 Mrd. Euro verausgaben (Becker et al., 2022). Zwischen 2021 und 2024 beliefen sich die tatsächlichen Auszahlungen auf 224,2 Mrd. Euro. Der Anteil der GAP an den gesamten EU-Ausgaben, der 1980 noch 73,2% betragen hatte, ist dabei bis 2024 auf 23,3% gesunken, was aber primär auf einen substanziellen Anstieg bei andern EU-Ausgaben zurückzuführen ist – einschließlich der krisenbedingten Ausgabenzuwächse der Recovery and Resilience Facility (Aufbau- und Resilienzfähigkeit) RRF.

¹⁷ Eine Übersicht über die Entwicklung der GAP findet sich bei <https://www.bmleh.de/DE/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-und-foerderung/gap/gap-geschichte.html>

Abbildung 3-2: **Ausgaben im Rahmen der GAP 1990-2024, real zu Preisen von 2024**



Q: WIFO-Berechnung nach European Commission, CAP expenditure and CAP reform path post-2013. https://agriculture.ec.europa.eu/data-and-analysis/financing/cap-expenditure_en. Anmerkung: Die nominellen Werte wurden mit dem BIP-Deflator der Weltbank für die Europäische Union deflationiert (Worldbank, World Development Indicators, Inflation, GDP deflator (annual %)). <https://data.worldbank.org>.

Im Jahr 2024 wurden aus dem EU-Agrarbudget 55,6 Mrd. Euro ausgezahlt. Davon entfielen rd. 13,3 Mrd. Euro (23,8%) auf „Greening“-Direktzahlungen und Zahlungen mit klimapolitischem Bezug im Rahmen der Ländlichen Entwicklung. Die von der Produktion entkoppelten Direktzahlungen machten rd. 24,2 Mrd. Euro, bzw. 43,5% des EU-Agrarbudgets aus. Marktstützung, produktionsgekoppelte Direktzahlungen und Exporterstattungen beliefen sich in Summe auf 7,4 Mrd. Euro (13,3% der GAP-Ausgaben). Für Ländliche Entwicklung ohne expliziten klimapolitischen Bezug wurden 10,8 Mrd. Euro (19,5% des GAP-Budgets) ausgezahlt.

Insgesamt ist die Transformation von der planwirtschaftlichen zu einer stärker liberalisierten und marktwirtschaftlichen Agrarpolitik zwar fortgeschritten¹⁸, in **der Gesamttendenz bleibt die GAP jedoch immer noch interventionistisch und regulierungsaffin**. Der explizit ‚grüne‘ Ausgabenanteil liegt seit Einführung der grünen Direktzahlungen bei rund einem Viertel des GAP-Budgets.

¹⁸ Politisch war die Liberalisierung vor allem durch die Einführung der Direktzahlungen erreichbar, trug aber nur wenig zur Internalisierung von negativen Externalitäten des Agrarsektors bei. Studien der OECD (Henderson & Lankoski, 2019; De Boe, 2020; OECD, 2023) zeigen allerdings, dass Politiken mit starken Marktverzerrungen (z.B. administrativ garantierte Agrarpreise) oft auch negative Umwelteffekte haben.

Die GAP kombiniert beim Umwelt- und Klimaschutz vor allem umweltregulatorische Vorgaben und die systematische Vergütung von Umweltleistungen. Klimaschutzfolge, Umwelt- und Tiererschutz sowie die Bewahrung der Artenvielfalt bleiben dennoch weit hinter den Zielen und Erwartungen zurück (Pe'er et al., 2019; Leahy et al., 2020; Acampora et al., 2023; Lakner & Röder, 2024; Marelli et al., 2025). Dieser Befund trifft besonders auf Ziele zum Schutz der Biodiversität zu (Marelli, et al., 2025).

Agrarpolitische Maßnahmen zur Förderung einer nachhaltigen Landwirtschaft oder zur Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen und des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln sowie zum Schutz der Artenvielfalt scheinen kaum nennenswerte Wirkungen zu zeigen (European Court of Auditors, 2021; 2024). Bei der Nichterreichung der Umwelt- und Klimazeile kommt auch der Agrarsubventionspolitik eine zentrale Bedeutung zu, da staatliche Unterstützungsleistungen den mit Emissionspreispolitiken angestrebten Effekten zuwiderlaufen und zu einem Anstieg der Emissionen führen können (Henderson & Lankoski, 2019).

3.2.2 Die Umwelt- und klimapolitische Sonderstellung der Landwirtschaft

Die GAP kennt bislang keine Marktbasierten Instrumente (MBI) wie Umweltbesteuerung oder Zertifikathandelssysteme, die in anderen (europäischen) Industrien und Sektoren bereits Anwendung finden.

Das Europäische Emissionshandelssystem (EU-ETS) fungiert als zentrales marktwirtschaftliches Klimaschutzinstrument der Europäischen Union und umfasst seit 2005 die Energiewirtschaft sowie energieintensive Industriezweige. Seit 2012 ist der innereuropäische Luftverkehr in den EU-ETS einbezogen und seit 2024 auch der Seeverkehr. Das EU-ETS deckt damit Schlüsselindustrien und -branchen ab, die für einen signifikanten Anteil der Treibhausgas-Emissionen verantwortlich sind. Der Agrarsektor, ist jedoch nach wie vor nicht vom EU-ETS abgedeckt. Direkte Emissionen wie Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O), die im Agrarsektor durch Prozesse in der Tierhaltung, Düngung und Bodenbewirtschaftung entstehen, unterliegen nicht der EU-ETS-Regulierung (EU-Verordnung 2003/87/EG). Indirekte Emissionen, etwa aus dem Energieverbrauch der Landwirtschaft durch den Dieserverbrauch für landwirtschaftliche Nutzmachines, sind im ETS enthalten, tragen lediglich etwa 4% zu den Gesamtemissionen des Sektors bei. Die Herstellung von Düngemitteln (insb. Ammoniak) ist als energieintensive Industrie im ETS erfasst. Dadurch werden zumindest die Emissionen aus der Produktion von Vorleistungen wie Mineraldünger bepreist. Insofern ergibt sich eine indirekte Erfassung bestimmter Teile der Agrarwirtschaft im Carbon Pricing.

Die Lastenteilungsverordnung (ESR) legt Treibhausgas-Reduktionsziele fest und betrifft Sektoren, die nicht vom EU-ETS erfasst werden. ESR ist ein zentrales Instrument der europäischen Klimaarchitektur und ergänzt den EU-ETS. Zielgröße ist eine EU-weite Emissionsminderung von -40 % bis 2030 (gegenüber 2005) für die ESR-Sektoren, wobei die Lasten differenziert nach wirtschaftlicher Leistungsfähigkeit (BIP pro Kopf) auf die Mitgliedstaaten verteilt werden. Die ESR ist dabei als nationales Gesamtemissionsbudget konstruiert, um den Mitgliedstaaten Spielräume zu geben, in welchen Sektoren es für sie am günstigsten ist, die Emissionsreduktionsziele zu erreichen. Die Landwirtschaft wird durch Nicht- CO_2 -Emissionen (Methan aus Tierhaltung und Lachgas aus Düngung) abgedeckt. Es gibt keine sektorspezifischen Reduktionsziele für die Agrarwirtschaft

(es sei denn, EU-Mitgliedstaaten haben diese festgelegt). Die Landwirtschaft konkurriert damit emissionspolitisch mit anderen Nicht-ETS-Sektoren (v.a. Verkehr, Gebäude). Ergänzend bilanziert und reguliert die LULUCF-Verordnung (2018/841/EU) Emissionen und Kohlenstoffsinken aus Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft separat. Danach müssen die Emissionen und der Abbau in den kombinierten Landnutzungs- und Forstsektoren, einschließlich der landwirtschaftlichen Nutzung von Ackerland und Grünland, ausgeglichen sein oder sogar Überschüsse generieren. Carbon-Farming-Initiativen, freiwillige Programme zur Kohlenstoffbindung im Boden und zur Förderung regenerativer Landwirtschaft, sind im Aufbau, aber bisher nicht an das ETS angebunden. Die Fragmentierung der Klimapolitik durch die Trennung von ETS- und Nicht-ETS-Sektoren verursacht höhere volkswirtschaftliche Minderungskosten– insbesondere bei der Erreichung klimapolitischer Ziele (Böhlinger et al., 2017).

Das zukünftige ETS2 verändert die Klimapolitik in den Nicht-ETS-Sektoren grundlegend, da Verkehr und Gebäude einbezogen werden, aber die Landwirtschaft bleibt mit ihren klimarelevanten Emissionen explizit außen vor.¹⁹ Mit Einführung des ETS2 bleibt ESR bestehen, aber mit reduziertem Umfang, der sich auf die Sektoren Landwirtschaft, Abfallwirtschaft und kleinere Nicht-ETS-Industrien beschränken wird. Mit der Einführung des ETS2 verschärft sich die asymmetrische Behandlung der Landwirtschaft innerhalb der europäischen Klimapolitik. Während für andere Nicht-ETS-Sektoren, insbesondere Verkehr und Gebäude, künftig ein EU-weit einheitlicher CO₂-Preis gilt und deren Emissionen einer verbindlichen mengenmäßigen Begrenzung unterliegen, bleibt die Landwirtschaft weiterhin von MBI ausgenommen. Stattdessen erfolgt die klimapolitische Steuerung landwirtschaftlicher Emissionen weiterhin über nationale Reduktionsverpflichtungen im Rahmen der Lastenteilungsverordnung ESR.

Die institutionelle Trennung geht mit unterschiedlichen Steuerungslogiken einher: In den ETS2-Sektoren dominiert das Verursacherprinzip in Form eines marktbasierten Preissignals, während die Landwirtschaft nach wie vor über kompensations- und anreizbasierte Instrumente adressiert wird. Die resultierende sektorale Ungleichbehandlung verstärkt die Sonderstellung der Landwirtschaft als weitgehend nicht bepreister Emissionssektor und wirft aus ökonomischer Perspektive Fragen hinsichtlich Effizienz, Kostenverteilung und Zielerreichung der EU-Klimapolitik auf. Die systemischen Schwächen unterstreichen die Notwendigkeit integrierter Politikinstrumente, die ökologische Effektivität mit ökonomischer Effizienz verbinden.

3.2.3 Ebene der Mitgliedstaaten

Auch auf Ebene der Mitgliedstaaten genießt die Agrarumweltpolitik eine Sonderstellung. Obwohl Umweltsteuern in einer zunehmenden Zahl von Ländern und in einer zunehmenden Zahl von wirtschaftlichen Sektoren Anwendung finden, wird die Agrarwirtschaft von marktbasierten Ansätzen zumeist ausgenommen und nur selten durch spezifische Umweltabgaben erfasst. Zahlreiche europäische Länder kennen zwar CO₂-Steuern, diese umfassen jedoch typischerweise nicht direkt diffuse landwirtschaftliche Emissionen aus Viehzucht oder

¹⁹ ETS2 sollte ursprünglich zum 1. Januar 2027 vollständig starten. Allerdings wurde dieser Zeitplan im Zuge der europäischen Verhandlungen über das überarbeitete Klimagesetz aufgrund politischer und wirtschaftlicher Bedenken von Mitgliedstaaten um ein Jahr auf Januar 2028 verschoben.

Bodenbewirtschaftung. Insgesamt gibt es nur in wenigen EU-Ländern Ansätze zu einer expliziten steuerlichen Erfassung von Umweltbelastungen durch landwirtschaftliche Aktivitäten. Wie oben diskutiert, bleibt Überwachung, Berichterstattung und Verifizierung (MRV) diffuser landwirtschaftlicher Kostenexternalitäten eine erhebliche technische und praktische Hürde für die outputorientierte Besteuerung von Emissionen und Schadstoffeinträgen. Umgekehrt gibt es in vielen Ländern reduzierte Umsatzsteuersätze auf Pflanzenschutzmittel oder Agrardiesel, was als indirekte Subvention die umweltpolitischen Ziele untergräbt.

Dänemark wird 2030 das erste Land mit **direkten Steuern auf CO₂-Emissionen im Agrarbereich** sein (Searchinger & Waite, 2024; Matthews & O'Neill, 2025). Die Abgabe verpflichtet Produzenten, für Emissionen aus wichtigen landwirtschaftlichen Quellen (v.a. Viehbestand, Düngemiteleininsatz) eine Abgabe zu zahlen. Planmäßig werden die Steuern schrittweise eingeführt und sukzessive angehoben. Ein **Eckpfeiler des Plans ist die Verpflichtung, die durch die Steuer generierten Einnahmen an den Agrarsektor zurückzuführen.**

Steuern auf den Pestizideinsatz in der Landwirtschaft kennt man in Schweden, Dänemark, Italien und Frankreich (Björnavold et al., 2023).²⁰ Die Entwicklung der wenigen existierenden Pestizidsteuern zeigt eine ansatzweise Verschiebung von einer volumenbasierten Besteuerung hin zu einer risikodifferenzierten Besteuerung. Schweden war dabei 1984 das erste Land weltweit, das eine spezielle Pauschalsteuer auf Pestizide einführte. Bis 1995 wurden die durch diese Steuer generierten Einnahmen gezielt für Agrarumweltprogramme verwendet. In Dänemark existiert seit den 1990er Jahren eine Pflanzenschutzmittelsteuer („pesticide tax“), die darauf abzielt, den Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren. Das bis dahin wertbasierte System wurde 2013 durch eine Steuer ersetzt, bei der die Höhe der Abgabe von den gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen eines Produkts abhängt.

4. Politökonomische Aspekte der Umsetzung einer marktbasierten Agrarumweltpolitik

4.1 Politische Attraktivität von Subventionen und ordnungsrechtlicher Regulierung

Traditionelle Instrumente der Klima- und Umweltpolitik wie Subventionen und detaillierte Regulierungen stoßen angesichts der mit ihnen verbundenen Ineffizienzen, angespannter Budgets auf EU- und nationaler Ebene sowie hoher Bürokratielasten an ihre Grenzen. Jüngere Initiativen unterstreichen das Interesse, auf eine stärker marktbasierte Agrarumweltpolitik umzustellen und das Verursacherprinzip zur Politikgrundlage zu machen (z.B. van Dijk et al., 2023; Bognar et al., 2024; Cammeo et al., 2024). Trotz des weitgehenden Konsenses in der Ökonomie²¹ zur Wünschbarkeit einer verursacherorientierten Bepreisung von externen Kosten bleibt die Bedeutung von

²⁰ Vgl. dazu auch das Pesticide Action Network PAN <https://www.pan-europe.info/issues/pesticide-taxation>

²¹ Drews et al (2024) zeigen in einer Survey-Studie, dass wissenschaftliche Vertreter anderer Disziplinen als der Ökonomie zur Bekämpfung der Ursachen des anthropogenen Klimawandels eher direkte Regulierungen gegenüber marktlichen Instrumenten unterstützen. Vertrauen in Marktmechanismen ist im Wesentlichen nur bei Ökonomen ausgeprägt.

MBI im Vergleich zu CC-Regulierungen und Subventionen im Agrarsektor begrenzt. Die Persistenz eines Regulierungsregimes, das mit hohen gesellschaftlichen Kosten und geringerer Flexibilität und Effizienz verbunden ist, lässt schließen, dass bei der Wahl der Politikinstrumente Effizienzüberlegungen nicht die ausschlaggebende Rolle spielen.

Klima- und Agrarpolitik werden nicht nur durch die strukturellen Besonderheiten des Primärsektors geprägt. Sie sind Ausdruck erfolgreichen politischen Rentenstrebens²² von Interessenvertretungen der Landwirtschaft, vor- und nachgelagerten Industrien, im Zusammenspiel mit wahlpolitischen Überlegungen und bürokratischen Regulierungsinteressen.

Die politökonomische Analyse zeigt, dass Instrumentenauswahl und Durchsetzbarkeit von Reformen weniger von theoretischen Effizienzvorteilen abhängen, als vielmehr von der Fähigkeit der Politik, Verteilungskonflikte zu managen.

Tendenzen zu partikulärem Interventionismus und Überregulierung lassen sich im Zusammenspiel von Wähler- und Politikerinteressen, Verbändeeinfluss und Agrarbürokratie nachvollziehen (z.B. Daugbjerg & Swinbank, 2011; Cullenward & Victor, 2021; Swinnen, 2018; Anderson et al., 2013; Resnick & Swinnen, 2013; Lovéc et al., 2024).

Im Interessengeflecht der Agrarpolitik zählen Bauernverbände, Konsumenten und Steuerzahler und Umweltverbände zu zentralen Stakeholder-Gruppen. Politiker agieren in der Konkurrenz um Wählerstimmen als „Makler“ von Gruppeninteressen. Die Literatur erklärt die starke Einflussnahme landwirtschaftlicher Interessenverbände mit der Logik des kollektiven Handelns (Olson 1965, 1982). Demnach können kleine, homogene Produzentengruppen ihre Interessen mit geringeren Koordinationskosten und höherer Erfolgswahrscheinlichkeit organisieren als große, heterogene gesellschaftliche Gruppen. Landwirtschaftliche Verbände sind gut organisierte Gruppen mit effektiver Lobbyarbeit.²³ Als potenzielles Gegengewicht zu Agrarindustrieinteressen (Dür et al., 2015; Orach et al., 2017; van Hoof, 2023) sind Verbraucher- oder Steuerzahlerinteressen und Umweltschutzverbände schwach organisiert (Nedergaard, 2006; Mennig, 2024) und ihr Einfluss eher gering (Gawel, Strunz, & Lehmann, 2014).²⁴

Eine Agrarpolitik, die die Verursacher von Umweltschäden belastet, ist für wiederwahlorientierte Regierungen wenig attraktiv, weil Vorteile einer Begrenzung der Umweltschäden diffus streuen und sich teilweise erst in einer (fernen) Zukunft materialisieren (z.B. Oates & Portney, 2003), die Kosten jedoch konzentriert bei den landwirtschaftlichen Betrieben anfallen.

Im Wettbewerb um politische Unterstützung ist es rational, Subventionen für eine kohärente Wählergruppe wie die Landwirte bereitzustellen und Kostenbelastung dieser Gruppen zu

²² Dieses in der Literatur „rent seeking“ genannt Verhalten beschreibt die Prozesse, bei denen Produzenten ihre Energie vornehmlich dafür einsetzen, Vorteile zu erhalten, anstatt sie für innovative Veränderungen einzusetzen.

²³ COPA-COGECA vertritt als die einflussreichste europäische Lobbyorganisation im Agrarbereich vor allem die Interessen der industriell organisierten Landwirtschaft. Salhofer et al. (2000) illustrieren am Beispiel Österreichs den hohen politischen Einfluss der Agrarlobby im Vergleich zu weniger gut organisierbaren Gruppen der Lebensmittelkonsumenten und der Steuerzahler.

²⁴ Die strukturelle Asymmetrie wird verstärkt, wenn Agrarverbände in korporatistische Beratungs- und Entscheidungsstrukturen eingebettet sind und öffentliche Mittel für Dienstleistungen erhalten.

vermeiden, da die Lasten von Abgabenerhöhungen oder der Staatsverschuldung auf die Gesamtheit der (zukünftigen) Steuerzahler streuen. Subventionen oder Marktstützungsmaßnahmen (Preisgarantien), die die GAP historisch geprägt haben, schaffen Einkommen für Landwirte und schirmen die Agrarwirtschaft vor internationaler Konkurrenz ab. Ökologisch gewünschte Verhaltensänderungen werden daher vorzugsweise durch Abgeltung von Umweltleistungen im Rahmen der Cross-Compliance oder Eco-Schemes organisiert (Sinabell et al., 2012).

Umweltschutzanforderungen nach dem Polluter Pays-Prinzip gehen zulasten der Gewinne (z.B. van Hoof, 2023; Matthews & O'Neill, 2025). Landwirtschaftsverbände setzen spezielle Vorteile für ihre Mitglieder auch dadurch durch, dass sie ambitioniertere Klimavorhaben verzögern, verwässern oder verhindern (Keeler, 1996; Gawel et al., 2014; Swinnen, 2015; Baranzani et al, 2017; Meng & Rode, 2019; Grant, 2024). Dabei reduziert sowohl eine strikte CC-Regulierung als auch eine Bepreisung externer Kosten die Gewinne vor allem jener Agrarbetriebe, die nicht in der Lage sind, diese Kosten zu überwälzen, besonders für kleine Betriebe. Die Interessen innerhalb der Landwirtschaft sind allerdings nicht gleich repräsentiert. Größere, kapital- und flächenintensive Produzenten haben zumeist mehr Gewicht als Kleinbetriebe oder Neueinsteiger.

Während Finanzhilfen an die Landwirtschaft durch die Notwendigkeit der Gegenfinanzierung begrenzt werden, stellen umweltpolitische CC-Regulierungen aus Sicht der Politik budgetschonende Instrumente dar. Regulierungsaufgaben führen aber zu Belastungen der Agrarproduzenten und sind daher auf den ersten Blick kein attraktives Instrument. Die politökonomische Regulierungstheorie (Stigler, 1971; Buchanan & Tullock, 1975; Peltzman, 1976) liefert auf den ersten Blick kontraintuitive, aber robuste Erklärungen dafür, warum ordnungsrechtliche Auflagen und Standards trotz ihrer Ineffizienz und Produzentenbelastung häufig eingesetzt werden.

Direkte CC-Regelungen ermöglichen der Politik, Unterstützung zu generieren, indem sie bestimmten Anbietern oder Interessengruppen spezifische Vorteile gewähren, etwa durch unterschiedliche technologische Standards für etablierte und neue in den Markt eintretende Anbieter, oder unterschiedliche Übergangszeiten für die Anpassung an neue Regulierungsvorgaben. Bestehende Betriebe werden besonders geschützt, wenn Newcomer strengeren Auflagen unterliegen als etablierte Anbieter. Die Befolgung administrativer Vorschriften („compliance“) bringt vor allem für kleine Betriebe substantielle Lasten mit sich, während größere Betriebe in Relation zum Umsatz geringere administrative Lasten tragen (Espinoza Diaz et al, 2023).

Aus Sicht der Politik sind CC-Regulierungen aufgrund ihrer Sichtbarkeit politisch besser zu verkaufen als MBI. Dabei spielt eine Rolle, dass Politiker in kurzen Wahlzyklen agieren und Maßnahmen präferieren, die schnelle Erfolge zeigen. **Regulierung erlaubt symbolische Klimapolitik bei begrenzter realer Belastung.** Die Politik kann durch Grenzwertvorgaben demonstrieren, dass konkrete Schritte für den Klima- oder Umweltschutz unternommen werden. Physikalische Emissionsreduktionsziele sind für die Öffentlichkeit leicht verständlich kommunizierbar, auch wenn sie den Aspekt des Abwägens von Grenzkosten und Grenznutzen der Schadensreduktion außer Acht lassen (Edenhofer et al., 2021). **Entsprechend zeigt sich, dass Umweltmaßnahmen politisch verwässert und oft nur symbolisch umgesetzt werden ("Greenwashing")** (Alons, 2017). Es werden vermeintlich strikte Regulierungen erlassen, die jedoch de facto kaum Anpassungen der Produktionsweise erfordern. **Umweltauflagen bei Cross-Compliance, Greening-Zahlungen oder Eco-Schemes sind oft wenig ambitioniert, wenig kontrollierbar und somit auch wenig**

effektiv (European Court of Auditors, 2021). Nationale Spielräume für die Umsetzung können von Mitgliedstaaten genutzt werden, um Auflagen real zu entschärfen.

Hinzu kommt, dass Umweltorganisationen und Klimaschutz-NGOs zögern, MBI zu unterstützen; zum Teil aus der – theoretisch und empirisch unbegründeten – Sorge, dass durch die Orientierung an marktlichen Anreizsystemen das Gesamtniveau des Klimaschutzes sinken oder dass gar ein unmoralisches "Recht auf Verschmutzung" etabliert würde. Insofern kann gerade erfolgreiches Engagement von NGOs zur Prävalenz regulierungsbasierter, de facto wenig effektiver Politikansätze beitragen.

Europaweite Bauernproteste 2023/24 reflektierten in diesem Kontext nicht nur Widerstand gegen sinkende Erlöse für landwirtschaftliche Produkte, gekoppelt mit steigenden Produktionskosten für Energie, Diesel, Dünger und Transport. Die Landwirte kritisierten, dass die Bedingungen für EU-Direktzahlungen inzwischen mit einer Vielzahl von Auflagen, Kontrollen und Verwaltungshemmnissen verbunden seien. Dabei wurde eine tiefgreifende Unzufriedenheit der Bauern mit Umweltauflagen vorgebracht, die als Bedrohung für Einkommen und Wettbewerbsfähigkeit der Bauern wahrgenommen werden (Matthews, 2024; Finger et al., 2024; Carbon Brief, 2024; Mayol & Porcher, 2025).²⁵

In der politökonomischen Sicht wird die **Verwaltung nicht als neutrale Vollzugsinstanz verstanden, sondern als eigenständiger Akteur mit spezifischen Interessen und Handlungsspielräumen** (Niskanen, 1975; Majone, 1994). Die Agrarbürokratie spielt auf nationaler und EU-Ebene eine wichtige Rolle bei der Gestaltung und Umsetzung der Politik. Administration, Vergabe und Kontrolle von Subventionen, Quotenregelungen und regulatorischer Auflagen binden Personal und Ressourcen.

Eigeninteressen an einer Ausweitung der Agrarbudgets und die Absicherung der eigenen Pfründe durch Regulierungskomplexität verstärken die politische Neigung zu Interventionismus und die Ablehnung von Marktmechanismen. Legitimität der Bürokratie ist nicht durch ökonomische Effizienz, sondern über regelbasierte Steuerung, Rechtskonformität und Prüfbarkeit gesichert. Flächenbasierte Direktzahlungen, Standardauflagen (Greening, Eco-Schemes) oder vorgeschriebene Bewirtschaftungspraktiken werden in der Verwaltung präferiert, da sie in bestehende Kontrollinfrastrukturen integriert sind und Handlungsroutinen institutionalisieren.

So haben sich in Verwaltungen spezifische Kenntnisse und Expertise entwickelt, die auf die bestehende Subventions- und Regulationspolitik zugeschnitten sind. Ein Übergang zu marktbasierter Lösungen würde die spezifischen Fähigkeiten der Verwaltung entwerten und neue Anforderungen stellen.

²⁵ Die Proteste waren nicht nur Reaktion auf spezifische Umweltambitionen der EU, sondern spiegelten grundlegende Probleme der Landwirtschaft in einzelnen Ländern wider. Vielfach richteten sich die Proteste gegen Entscheidungen in den Mitgliedstaaten, etwa die Beseitigung von Steuervorteilen landwirtschaftlicher Betriebe. Vgl. <https://www.swissinfo.ch/eng/explainer-why-farmers-are-protesting-in-europe/>

4.2 Umweltabgaben vs. Zertifikathandel in politökonomischer Perspektive

Auch die (theoretische) Wahl zwischen einer Umweltsteuer und einem Zertifikathandel ist keine rein technische, sondern eine strategisch-politische Entscheidung. Dabei zeigt sich auch ein Unterschied mit Blick auf die Frage, ob die Bepreisung externer Kosten eher durch Abgaben oder Emissionshandelssysteme aus politischer Sicht attraktiver ist. Durch Ausnahmeregelungen unverwässerte Abgabenlösungen könnten einfach und transparent sein, was den Spielraum für Lobbyismus verringert. Ihre größte Schwäche ist der Widerstand der Wähler und Interessengruppen gegen neue Steuern.

Wenngleich eine Mehrheit der Bevölkerung den Klimawandel als ernsthaftes Problem ansieht, und zumeist hohe öffentliche Unterstützung für den Klimaschutz zu beobachten ist (OECD, 2022: 123) bedeutet das nicht automatisch auch Akzeptanz konkreter spezifischer klimapolitischer Maßnahmen. Unterstützung wird maßgeblich durch die öffentliche Wahrnehmung der Be- oder Entlastungen durch Politikmaßnahmen beeinflusst.

Die politische Sensibilität von Ökosteuererhöhungen zeigt vor allem die „Gelbwesten“-Bewegung in Frankreich, die 2018 als Reaktion auf eine geplante Erhöhung der Mineralölsteuer entstand und zu einer wochenlangen Politikblockade geführt hat (Douenne & Fabre, 2022).

Befragungsstudien (z.B. Dresner et al., 2006; Kallbekken & Sælen, 2011; Drews & van den Bergh 2016; Carattini et al., 2017; Baranzini & Carattini, 2017; Sommer et al., 2022) und experimentelle Befunde (Gampfer, 2014; Diederich & Göschl, 2014; Muhammad et al., 2021; Bergquist et al., 2022) finden, dass das Verständnis der Bevölkerung für Klimaziele wichtig für die Akzeptanz von Ökosteuern ist. Umweltabgaben werden eher befürwortet, wenn Einnahmen transparent und zweckgebunden für Umweltprojekte oder zur Entlastung der Bürger verwendet werden.

Der Zertifikathandel ermöglicht hingegen bereits durch Festlegung der zulässigen Gesamtemissionsmenge die Schaffung von ökonomischen Renten für Produzentengruppen. Für die aus dem Cap abgeleiteten handelbaren Emissionsrechte ist die Zuteilungsmethode auf die Unternehmen von zentraler Bedeutung. Werden Zertifikate selektiv oder unentgeltlich, etwa auf Basis historischer Emissionsdaten („grandfathering“) vergeben, wirkt dies als Markteintrittsbarriere für neue Anbieter und kann bestehenden Unternehmen sogar zusätzliche Einkommen verschaffen, sofern sie Zertifikate veräußern (Keohane et al., 2019). Durch kostenlose Zuteilung von Zertifikaten bedienen Politiker organisierte Produzenteninteressen und können sich so deren Unterstützung sichern (Mathys & de Melo, 2011). Dabei kann diese Methode sogar ambitioniertere Klimaziele ermöglichen, als sie unter einer reinen Abgabenlösung politisch durchsetzbar wären (Goulder & Parry 2008; Gawel, et al., 2014). Allerdings ist möglicherweise auch die Höhe des Emissionsdeckels das Ergebnis eines politischen Verhandlungsprozesses. Dies birgt die Gefahr einer lockeren Obergrenze, was zu niedrigen Preisen und geringer Lenkungswirkung führt.

Schritte zur Kompensation einkommensschwacher Haushalte können die politische Unterstützung in der Bevölkerung erhöhen (Brännlund & Persson, 2012; Dreyer & Walker, 2013; Baranzini & Carattini, 2017), wenngleich die Effekte von der Ausgestaltung (pauschaler Klimabonus oder soziale Staffelung) und der Umwelt-Awareness beeinflusst wird (Sommer et al., 2022).

Politische Ökonomie der EU-ETS Einführung

Eine politökonomische Analyse von Skjærseth und Wettstad (2009) liefert Erkenntnisse zur Entstehung und zum Erfolg des EU-Emissionshandels (EU-ETS) im Vergleich zu Umweltsteuern. Für die EU-Kommission war das EU-ETS politisch attraktiver als eine CO₂-Steuer, da Umweltsteuern auf EU-Ebene Einstimmigkeit erfordern, während das ETS mit qualifizierter Mehrheit verabschiedet werden konnte. Um die nationalen Regierungen zur Zustimmung zu bewegen, schlug die Kommission - National Allocation Plans vor, die den Mitgliedstaaten Autonomie bei der Festlegung ihrer nationalen Deckel (Caps) und der Zuteilung an die Industrie belassen. Die Industrie akzeptierte den Emissionshandel eher als Steuern, da er als kosteneffizienter wahrgenommen wurde und durch den Handel sogar ökonomische Chancen für schrumpfende Emittenten bot. **Entscheidend für die Attraktivität war das Grandfathering basierend auf historischen Emissionen, das den Widerstand der Industrie-Lobbys neutralisierte.** Durch Gratiszuteilung wurden direkte Preisschocks für Endverbraucher in der Anfangsphase weitgehend vermieden und Umweltschutzorganisationen wurden durch das Versprechen der ökologischen Effektivität durch den „Cap“ gewonnen.

4.3 Institutionelle Entscheidungsprozesse und Restriktionen auf EU-Ebene

Die Erstellung des Agrarbudgets ist einerseits gekennzeichnet durch fehlende Transparenz, und die – für Haushaltserstellungsprozesse allerdings typische – Prädeterminierung struktureller Entscheidungen, die budgetären Inkrementalismus begünstigt und grundlegende Reformen behindert (Pe'Er et al., 2019). **Das System belohnt immer noch Staaten, die in der Vergangenheit große Agrarsektoren hatten und hohe Subventionen erhalten haben. Eine Umstellung von Subventionen auf Marktmechanismen würde diesen Verteilungsmechanismus fundamental ändern und damit den "Deal" der letzten Jahrzehnte aufbrechen.**

Die GAP ist das Resultat komplexer Mitentscheidungsverfahren im Rat und im Europäischen Parlament, die auf Konsens abzielen und ambitionierte umwelt-, tierschutz- und klimapolitische Reformen verwässern (Swinen 2015). Die Governance-Strukturen der EU-Agrarpolitik sind zwar prädestiniert, eine Reform zu marktbasierten klimaorientierten Ansätzen zu unterlaufen, aber zunehmende fiskalischen Zwänge könnten möglicherweise ein Reformfenster öffnen.

GAP-Budgets sind das Ergebnis komplexer Verhandlungen, bei denen die Mitgliedstaaten darum konkurrieren, den größtmöglichen Anteil zu erhalten. Nettozahlerstaaten betrachten die GAP häufig als kostenintensives Transferregime mit begrenztem europäischem Mehrwert. Sie drängen auf ein „schlankes und effizientes“ Budget. Verhandlungen über den Mehrjährigen Finanzrahmen (MFR) und GAP verlaufen parallel, was zu politökonomischen Abhängigkeiten führt. Um die nationalen Beiträge der Nettozahler zu entlasten, gibt es auch Forderungen nach neuen Eigenmitteln. **Einnahmen aus dem Emissionshandel (ETS) oder eigene EU-Abgaben würden den Druck auf Agrarkürzungen mildern.**

Die Nettozahlerdiskussion führt aber nicht automatisch zu einer ökologischen Neuausrichtung der GAP. **Jeder Mitgliedstaat verfolgt ein Eigeninteresse, die Vorteile der GAP für die eigenen Landwirte zu maximieren und Kosten auf andere abzuwälzen.** Die ökonomische und soziale Bedeutung der Landwirtschaft ist im zwischenstaatlichen Vergleich sehr heterogen.

Nettoempfänger aus der GAP verteidigen Agrardirektzahlungen, da sie Einkommensstabilität im Landwirtschaftssektor garantieren. Ergebnis sind inkrementelle Reformen, die die Ausgabenstruktur weitgehend erhalten, aber politisch neu legitimieren (z. B. „Greening“, Eco-Schemes). Starke Klimakonditionalitäten gelten jedoch als Bedrohung für den Transferfluss (Garzon 2006).

Marktbasierte Mechanismen zur Internalisierung externer Effekte im Sinne eines Verursacherprinzips würden bedeuten, dass Kosten dort anfallen, wo externe Effekte verursacht werden. Dies würde zu einer deutlichen Verschiebung der Verteilung der Lasten und potenziellen Nachteile führen. Heterogene Emissionsprofile und asymmetrische Belastungen zwischen den Mitgliedstaaten stellen ein Hindernis für die Adaption einer marktbasierten Agrarklimapolitik dar. Da der Anteil landwirtschaftlicher Emissionen an den Treibhausgas-Gesamtemissionen stark variiert, trafen strikte Caps einzelne Länder stark.

Feindt et al. (2022) und Rac et al. (2024) sehen in der Vielzahl scheinbar gleichrangiger Zielvorgaben für die Europäische Agrarpolitik eine Ursache für die Verwässerung umwelt- und klimapolitischer Ambitionen in den Mitgliedstaaten, die durch die Dezentralisierung der agrarpolitischen Implementierungsverantwortlichkeiten an die Mitgliedstaaten verstärkt würde.

Aus ökonomischer Perspektive wäre eine EU-Abgabenkompetenz für agrarspezifische THG-Emissionen sinnvoll, da sie global homogene Schäden erzeugen. Nationale Alleingänge mit unterschiedlichen Steuersätzen bergen die Gefahr von fiskalisch induzierten Wettbewerbsverzerrungen und eines innereuropäischen Steuersenkungswettlaufs bei den Ökoabgaben.

Anders ist die Ausgangslage für Schadstoffeinträge durch Düngemittel und Pflanzenschutzmittel. Schäden durch Stickstoff/Nitrat und Pestizide/Fungizide sind stark regional und standortabhängig. Eine einheitliche EU-weite Steuer würde regional unterschiedliche Grenzschadenskosten zwischen den Ländern ignorieren, eine harmonisierte EU-weite Abgabe wäre aber überall gleich. Das ist aus dem Blickwinkel der Allokationseffizienz unerwünscht, weil statisch ineffizient. Hier wäre eine harmonisierte Rahmenrichtlinie, die Mitgliedstaaten Mindeststeuersätze vorschreibt und ihnen die Kompetenz zur regionalen Differenzierung (z. B. in Wassereinzugsgebieten) belässt.

Institutionell-rechtliche Restriktionen beschränken die mögliche Implementierung von Umweltabgaben. Die EU besitzt keine originäre Kompetenz zur Erhebung von Steuern oder Abgaben. Sie kann Steuern nur indirekt über Richtlinien zur Harmonisierung des Binnenmarktes oder Erreichung von Umweltzielen vorschreiben. Die größte rechtliche Hürde ist das Einstimmigkeitsprinzip im Bereich der Steuern. Nach Art. 113 AEUV müssen alle Mitgliedstaaten der Erlassung einer Richtlinie zur Harmonisierung indirekter Steuern zustimmen. Dies gibt jedem Mitgliedstaat ein Vetorecht. Länder mit starken Agrarlobbies können eine EU-Agrar-Umweltsteuer blockieren.

Umweltpolitik ist geteilte Zuständigkeit zwischen der EU und Mitgliedstaaten. Dies erlaubt es den Mitgliedstaaten, nationale Umweltsteuern zu erheben, auch wenn die EU keine harmonisierte Steuer beschließt. Im Gegensatz zum Steuerbereich erlaubt der Umweltschutz unter bestimmten Umständen die qualifizierte Mehrheit statt Einstimmigkeit, eröffnet aber die Option einer zertifikathandelsbasierten Agrarumweltpolitik.

4.4 Agrarumweltpolitik, Lebensmittelpreise und soziale Ausgleichsmechanismen

Die Bepreisung der externen Kosten landwirtschaftlicher Produktion würde grundsätzlich auch die Verbraucher treffen. Im Mittelpunkt politischer Widerstände gegen eine marktbasierende Reform der Agrarumweltpolitik steht die Befürchtung, dass die Internalisierung der externen Kosten landwirtschaftlicher Produktion durch höhere Abgaben oder einen Zertifikathandel, bei gleichzeitigem Wegfall der Agrarsubventionen nicht nur die marktlichen Einkommen der Agrarproduzenten unter Druck setzt, sondern bei steigenden Kosten auch zu höheren Endverbraucherpreisen der Agrarprodukte führt.

Empirische Studien finden in Entwicklungsländern einen signifikanten Zusammenhang zwischen Lebensmittelpreisen und politischen Unruhen (Arezki & Bruckner, 2011; Hendrix & Haggard, 2015; Weinberg & Bakker, 2015; Rudolfsen, 2021). Befragungsevidenz lässt auch vermuten, dass der Anstieg der Lebensmittelpreise eine Antriebsfeder für die erneute Wahl von Donald Trump zum US-Präsidenten war (Kalaitzandonakes et al., 2024).

Grundsätzlich dürfte die ökonomische Lastenverteilung (Inzidenz) von Ökoabgaben oder Kosten nicht vollständig auf Seite der landwirtschaftlichen Produzenten zum Liegen kommen. Es ist zu erwarten, dass die Verbraucher einen Teil der Lasten in Form von Preiserhöhungen bei Lebensmitteln mittragen. Sowohl preisbasierte Instrumente (z.B. Steuern) als auch mengenbasierte Instrumente (z.B. Cap-and-Trade-Systeme) erhöhen die relativen Preise umweltbelastender Inputs und setzen damit Anreize zur Reduktion ihres Einsatzes oder zur Substitution durch alternative Produktionsverfahren und Technologien. Kurzfristig erfordern beide Instrumententypen Anpassungen, die mit Investitions- und Umstellungskosten verbunden sind. Preisbasierte Instrumente wirken nach gängiger Auffassung tendenziell regressiv (gehen zu Lasten ärmerer Haushalte), insbesondere bei Grundnahrungsmitteln, während mengenbasierte Instrumente durch Rationierungseffekte zusätzliche Marktverwerfungen verursachen können. So führen sowohl Steuern auf tierische Emissionen als auch mengenbasierte Begrenzungen der Tierzahlen kurzfristig zu höheren Preisen für Fleisch- und Milchprodukte. Langfristig sollten technologische und züchterische Fortschritte diese Effekte zwar abschwächen; die Geschwindigkeit der dynamischen Anpassungsprozesse ist indes schwer prognostizierbar.

Spezifische Inzidenzanalysen implizieren zumeist, dass CO₂-Steuern auf Agrargüter tendenziell regressiv wirken, also Haushalte mit niedrigen Einkommen besonders treffen (Burke et al., 2020; Schaffer, 2021), wenngleich die Evidenz keineswegs robust ist (Köppl & Schratzenstaller, 2023).

Modellrechnungen von Kornher et al. (2024) zeigen, dass die Lebensmittelpreise in Europa auf Änderungen der Produktionskosten reagieren und erst in zweiter Linie auf Weltmarktpreise. Simulationsrechnungen (Chen et al., 2025) deuten aber darauf hin, dass lange Wertschöpfungsketten in entwickelten Volkswirtschaften einen großen Teil der Effekte von Rohstoffkosten auf die Verbraucherpreise absorbieren. Erstellungskosten von Agrargütern haben einen immer geringeren Anteil an den Lebensmittelpreisen (Sinabell, 2025). Damit würde eine ambitioniertere Agrarumweltpolitik Lebensmittelpreise in reichen EU-Ländern nur geringfügig ansteigen lassen, zumal sich ja auch schon bisherige Regulierungen, die obsolet würden, teilweise in den Preisen widerspiegeln. Gegenteilige Hinweise liefern Berechnungen von Oebel et al. (2024), wonach

die Internalisierung der externen Kosten etwa die Preise tierischer Agrarprodukte verdoppeln würde.

Machen Lebensmittel einen überproportional hohen Anteil am Konsum ärmerer Haushalte aus, könnte die Inzidenz der Agrarumweltpolitik zumindest kurzfristig regressiv ausfallen (z.B. Grainger & Kolstad, 2010; Klenert & Mattauch, 2016; Sager, 2023). Tabelle 4-1 zeigt, dass in der EU der Anteil der Lebensmittelausgaben am Gesamthaushaltseinkommen stark variiert und in Ländern mit höherem Pro-Kopf-Einkommen zumeist niedriger ist. Innerhalb der Länder zeigen sich ebenfalls Unterschiede. Während in der Mehrzahl der Länder der Anteil der Lebensmittelausgaben mit steigendem Haushaltseinkommen deutlich sinkt, verzeichnen andere Mitgliedstaaten (z.B. Niederlande oder Dänemark) kaum Unterschiede zwischen Einkommensquintilen.

Aus politökonomischer Sicht spricht dies für eine **Kombination marktbasierter Reformen mit flankierenden Maßnahmen wie Übergangsregelungen und sozialen Ausgleichsmechanismen, um die Akzeptanz der marktbasierten agrarumweltpolitischen Umgestaltung in der Bevölkerung und bei den Wählern zu erhalten.**

Tabelle 4-1: **Anteile der Ausgaben für Nahrungsmittel nach Einkommensquintilen, 2020**

		Erstes (niedrigstes) Quintil	Zweites Quintil	Drittes Quintil	Viertes Quintil	Fünftes (höchstes) Quintil	Verhältnis zwischen dem höchsten und dem niedrigsten Einkommensquintil
Land		Anteil in %					
EU-27	EU-27	.	.	.	.	.	.
BE	Belgien	13,3	14,2	14,4	14,3	14,9	1,12
BG	Bulgarien	31,2	27,1	25,3	22,9	18,9	0,61
CZ	Tschechien	.	.	.	.	.	.
DK	Dänemark	11,2	11,9	11,8	11,4	10,5	0,94
DE	Deutschland	12,7	11,4	10,6	10,2	8,9	0,70
EE	Estland	25,5	19,8	18,8	17,6	13,2	0,52
IE	Irland	12,1	12,0	11,6	10,9	10,0	0,83
EL	Griechenland	21,0	21,5	19,9	18,6	16,6	0,79
ES	Spanien	18,3	17,5	16,5	15,8	13,8	0,75
FR	Frankreich	13,4	13,8	14,3	13,8	11,9	0,89
HR	Kroatien	25,5	21,8	20,4	18,3	16,7	0,65
IT	Italien	.	.	.	.	.	.
CY	Zypern	20,4	17,7	15,2	13,1	10,4	0,51
LV	Lettland	25,0	22,3	20,3	20	15,5	0,62
LT	Litauen	26,6	22,6	22,2	22,5	19,8	0,74
LU	Luxemburg	11,0	8,9	8,9	8,4	7,5	0,68
HU	Ungarn	16,0	15,5	15,6	14,7	13,8	0,86
MT	Malta	22,7	22,6	18,5	16,7	14,6	0,64
NL	Niederlande	10,6	10,5	10,7	10,6	10,4	0,98
AT	Österreich	12,5	11,3	11,4	10,5	9,5	0,76
PL	Polen	22,5	23,8	24,0	23,2	20,4	0,91
PT	Portugal	.	.	.	.	.	.
RO	Rumänien	.	.	.	.	.	.
SI	Slowenien	16,7	14,4	12,9	11,9	10,7	0,64
SK	Slowakei	20,5	19,6	18,9	18,2	16,9	0,82
FI	Finnland	14,3	12,8	14,2	13,2	11,9	0,83
SE	Schweden	.	.	.	.	.	.

Q: EUROSTAT, Struktur der Verbrauchsausgaben nach Quintil des Haushaltseinkommens und COICOP Verwendungszweck [Online-Datencode: hbs_str_t223]. Datenstand 15.10.2025.

4.5 Fazit

Im Kontext der Agrarpolitik der Europäischen Union wirken mehrere politökonomische Faktoren zusammen, die reformhemmend wirken. Der politische Wunsch nach Wiederwahl, die hohe Organisations- und Einflussfähigkeit der Agrarlobby sowie die Tendenz bürokratischer Akteure zur Budgetmaximierung und zur Bewahrung bestehender Strukturen wirken innerhalb komplexer nationaler und europäischer Governance-Systeme zusammen. Diese Konstellation begünstigt eine Agrarpolitik, die Reformen skeptisch gegenübersteht, insbesondere wenn diese auf marktbasierten Preismechanismen beruhen. Preisbasierte Instrumente erzeugen transparente Kostenwirkungen und Umverteilungseffekte, die politisch sichtbar sind und daher eher auf

Widerstand stoßen als weniger explizite, regulative Maßnahmen. Eingebettet in die komplexen Mehrebenen-Strukturen der EU, insbesondere der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP), begünstigt diese Konstellation Politiken, die inkrementelle Anpassungen gegenüber grundlegenden Reformen bevorzugen. Reformansätze, die auf Preismechanismen wie Steuern oder handelbare Emissionsrechte setzen, stoßen dabei auf besonderen Widerstand, da sie Kosten und Umverteilungseffekte offenlegen und damit politisch schwerer vermittelbar sind als regulative oder förderbasierte Instrumente.

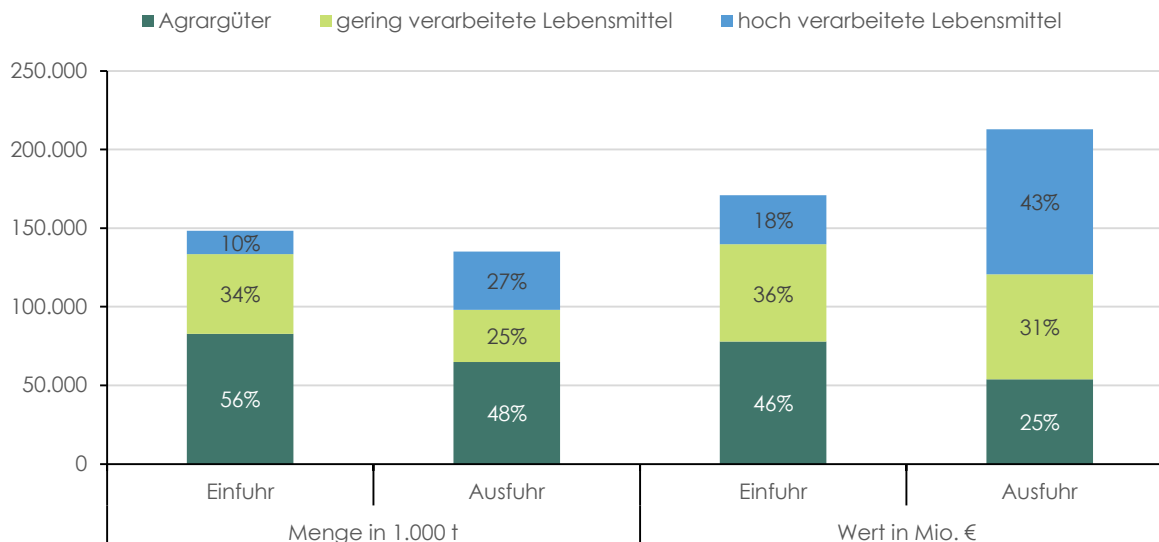
Gleichwohl zeigen Beispiele wie Dänemark, dass auch MBI im Agrarsektor politisch machbar sind, wenn sie in einen breiten gesellschaftlichen Konsens („Eco Partnership“) eingebettet werden und die Einnahmen zur Unterstützung der grünen Transformation vollständig in den Sektor zurückfließen. Die Wahl des Instruments hängt somit weniger von seiner theoretischen Überlegenheit ab, sondern von der Fähigkeit der Politik, Verteilungskonflikte durch Kompensationen und geschickte Kommunikation zu entschärfen.

5. Außenhandelspolitische Absicherung der marktbasierten Agrarumweltpolitik

5.1 Die Bedeutung des internationalen Handels von Agrargütern und Lebensmitteln der EU

Die Bedeutung der Landwirtschaft in der Volkswirtschaft gemessen am Bruttoinlandsprodukt ist in hochentwickelten Ländern wie Deutschland sehr gering. Betrachtet man die Landwirtschaft in Verbindung mit der Lebensmittelwirtschaft, so ändern sich die Relationen. Die Wertschöpfung der Landwirtschaft (Sektor A01) und der Lebensmittelwirtschaft, Getränkeherstellung und Tabakverarbeitung (Sektoren C10-C12) machen in der EU zusammen 3,5 % am Bruttoinlandsprodukt bzw. 2,5 % in Deutschland und 2,8 % in Österreich aus.

Abbildung 5-1: Internationaler Warenverkehr der EU mit den Ländern außerhalb der EU mit Agrargütern sowie gering und hochverarbeiteten Lebensmitteln (Ø 2020-2024)



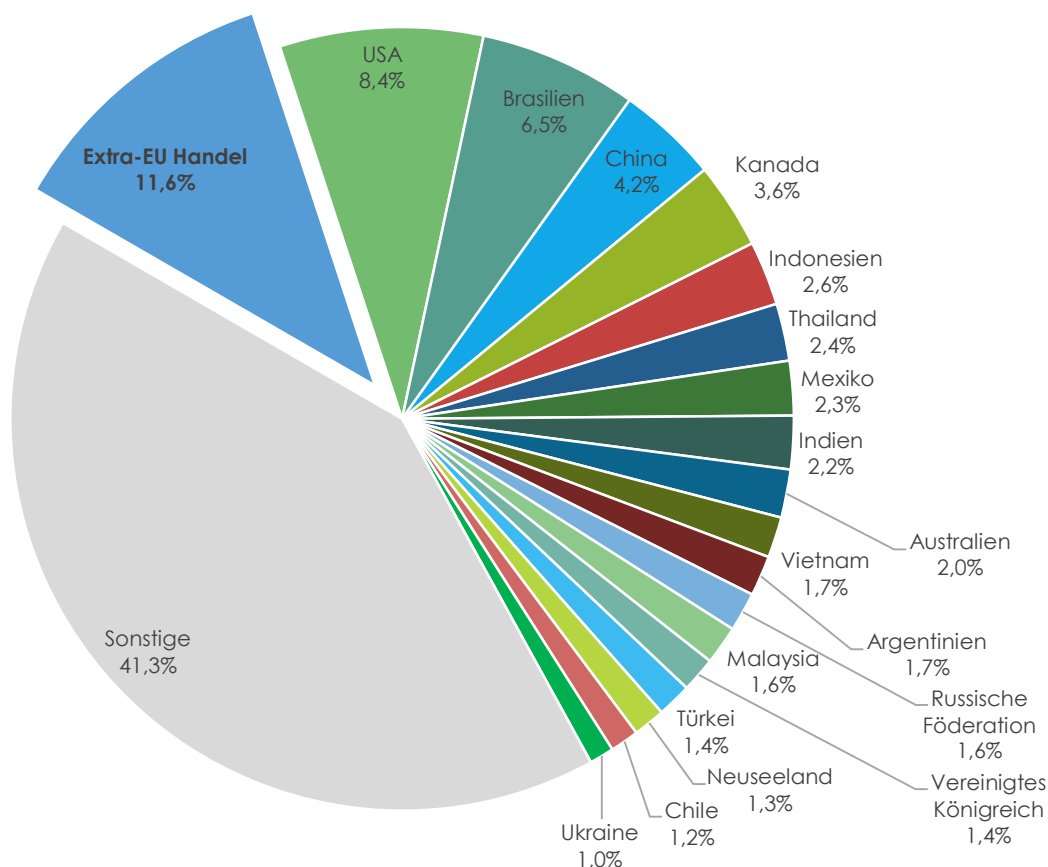
Q: EUROSTAT, Internationaler Warenhandel der EU- und Nicht-EU-Länder seit 2002, nach SITC [ds-059331], Ø 2020-2024.

Diese Relationen spiegeln sich im internationalen Warenverkehr wider. Der Anteil der Importe der Agrargüter und Lebensmittel in Geldwerten aus dem EU-Ausland entspricht 7,3 % der Gesamtimporte von Gütern in der EU bzw. 4,8 % in Deutschland und 4,5 % in Österreich. Der Anteil der Exporte von Agrargütern und Lebensmitteln in Geldwerten in Länder außerhalb der EU entspricht 9 % der EU-Gesamtexporte von Gütern in diese Länder, bzw. 3,5% der Exporte Deutschlands bzw. 6,3 % von Österreichs Warenexporten.

Agrargüter und Lebensmittel werden in der Systematik der internationalen Güterklassifizierung gemäß SITC²⁶ statistisch erfasst und die Statistik zum Außenhandel liefert ein detailliertes Bild über die Entwicklung der Warenströme. Alle international gehandelten Güter werden gemäß dieser Systematik klassifiziert und somit können die Warenströme genau beobachtet werden.

²⁶ SITC ist die Abkürzung für Standard International Trade Classification (Internationales Warenverzeichnis für den Außenhandel).

Abbildung 5-2: **Anteile am weltweiten Export von Agrargütern und Lebensmitteln 2024**



Q: World Trade Organization (WTO), Merchandise Trade Statistics, Merchandise exports by product group – annual, <https://stats.wto.org/>.

Auf der Grundlage von einzelnen Gütern können Klassen gebildet werden und somit können unverarbeitete Lebensmittel (= Agrargüter wie z.B. Getreide) gesondert von Lebensmitteln mit geringem (z.B. Mehl) und Lebensmittel mit hohem (z.B. Kekse) Verarbeitungsgrad unterschieden werden. Folgt man einer Zuordnung zu diesen drei Gruppen, so zeigt sich, dass die EU insgesamt deutlich mehr Agrargüter (unverarbeitete Lebensmittel) importiert als exportiert, und zwar sowohl gemessen in Mengeneinheiten als gemessen am Wert der Produkte. Die Bedeutung der EU am globalen Markt für Agrargüter und Lebensmittel liegt gerade darin, aus Agrargütern und Lebensmitteln geringen Verarbeitungsgrads hochwertige Lebensmittel herzustellen, die auf internationalen Märkten einen guten Absatz finden. Die EU ist mit Abstand der größte Exporteur von Agrargütern und Lebensmitteln (Abbildung 5-2).

Diese kurze statistische Darstellung zeigt, dass der Außenhandel für Agrargüter und Lebensmittel bedeutend ist und daher beim Design eines neuen Instrumentes zur Internalisierung externer Effekte der Landwirtschaft beachtet werden sollte. Mit welchen Optionen diesem Sachverhalt Rechnung getragen werden kann, wird in den folgenden Abschnitten im Detail dargestellt.

5.2 Leakage im internationalen Agrarhandel am Beispiel Klimaschutz

Die europäische Klima- und Umweltpolitik setzt außerhalb des Agrarsektors in den vergangenen Jahren verstärkt auf unilaterale Instrumente zur Emissionsbepreisung, während wichtige Handelspartner außerhalb Europas bisher unzureichende oder gar keine Preismechanismen implementiert haben.²⁷⁾ Die asymmetrische Konstellation erzeugt zunehmende Wettbewerbsnachteile für Produzenten in der EU in emissionsintensiven Sektoren und schafft Anreize zur Produktionsverlagerung in Jurisdiktionen mit niedrigeren oder fehlenden Emissions-Preisvorgaben. Dieser Sachverhalt ist unter dem Begriff (Carbon) Leakage bekannt.

Wenn Treibhausgasemissionen sowie die Verwendung von Pflanzenschutz- und Düngemitteln aus Ländern oder Regionen mit strikteren Klimaschutzvorgaben in solche mit weniger restriktiven Regelungen verlagert werden könnten, wird die Effektivität der Klimaschutzstrategien aufgrund der globalen Wirkungen erheblich beeinträchtigt (Böhringer et al., 2022; Jakob, 2021). Zudem stellt das Risiko der Verlagerung von Produktion und THG-Emissionen eine erhebliche Herausforderung dar, da es die Akzeptanz von Klimaschutzmaßnahmen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors verringert (Grosjean et al., 2018; Wreford et al., 2017) und wirtschaftliche Verluste verursacht (Martin et al., 2014). Carbon Leakage durch unilaterale Klimapolitiken im Agrarsektor manifestiert sich über mehrere interdependente Wirkungskanäle.

Wenn Klimapolitiken (z. B. CO₂-Bepreisung oder Düngemittelregulierung) die Produktionskosten in regulierten Volkswirtschaften erhöhen, führt dies zu Wettbewerbsnachteilen gegenüber Produzenten in Regionen mit schwächeren Auflagen. Dadurch wird emissionsintensive Produktion in Drittländer verlagert. Dieser Effekt trifft nicht nur den Agrarsektor, sondern auch Upstream-Sektoren wie Energie oder Düngemittelherstellung, deren Kostensteigerungen sich kaskadenartig auf die Landwirtschaft übertragen (Arvanitopoulos et al., 2021).

Reduziert die Klimapolitik den Konsum bestimmter Agrarprodukte im regulierten Land ohne zunächst die Produktion zu beeinflussen, sinken die Weltmarktpreise. Dies stimuliert wiederum den Konsum in Ländern ohne vergleichbare Regulierung, wodurch emissionsintensive Produktion in Drittländern ausgeweitet wird (Matthews, 2022; Jansson et al., 2024). Im Energiebereich als "Fossil Fuel Channel" bekannt, zeigt sich dieser Mechanismus im Agrarsektor besonders bei handelbaren Gütern wie Soja oder Palmöl, die auch für die Herstellung von Biokraftstoffen essenziell sind. Nachfrageverschiebungen verursachen nicht nur Emissionen, sondern auch Entwaldung bzw. Landnutzungsänderungen.

Ambitionierte Klimaziele in führenden Volkswirtschaften können in Drittländern sowohl negative als auch positive Anreizeffekte auslösen. Negativ wirkt ein Trittbrettfahrer-Effekt, bei dem Länder ihre eigenen Klimaanstrengungen reduzieren, weil sie sich auf die Emissionsreduktionen anderer Staaten verlassen (Copeland & Taylor, 2005). Hingegen könnten Umweltbestimmungen in Handelsabkommen verbindliche Mindeststandards durchsetzen oder technologische Kooperationen etablieren und in der Folge selbst wieder positive Effekte induzieren (Arvanitopoulos et al., 2021). Dynamisch effiziente Klimapolitiken in Vorreiterregionen können die Entwicklung

²⁷ Einen guten Überblick gibt das Carbon-Pricing Dashboard der Weltbank: <https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/>.

emissionsarmer Technologien (z. B. Präzisionslandwirtschaft oder grüne Düngemittel) beschleunigen, die später global adaptiert werden (Technologie-Spillover-Kanal).

Studien, die eine Einführung einer Emissionsbepreisung in der Landwirtschaft anhand allgemeiner Gleichgewichtsmodelle simulieren, zeigen, dass Leakage im Agrarsektor beträchtlich ausfallen und sogar Verlagerungseffekte in energieintensiven Industrien übertreffen könnte (Arvanitopoulos et al., 2021; Fournier Gabela & Freund, 2023). So liegen die Verlagerungsraten im Agrarsektor zwischen -5% und 111% (u.a. Pérez-Domínguez et al., 2012; Frank et al., 2021; Himics et al., 2018; van Doorslaer et al., 2015; Nordin et al., 2019), wobei die Bandbreite in einzelnen Subsektoren stark variieren kann. Im Gegensatz dazu zeigt die Metaanalyse von Branger & Quirion (2014), dass in energieintensiven Sektoren die Bandbreite der Carbon-Leakage-Raten ohne politische Maßnahmen zwischen 5% und 25% (Mittelwert 14 %) und mit Grenzausgleichssystemen zwischen -5 % und 15% (Mittelwert 6 %) liegt. Eine jüngere Studie von Fournier Gabela & Freund (2023), die das potenzielle Risiko der Verlagerung von CO₂-Emissionen zwischen verschiedenen Sektoren untersucht, zeigt, dass in landwirtschaftlichen Sektoren das Risiko einer Verlagerung von CO₂-Emissionen durch indirekte CO₂-Kosten – etwa steigende Inputpreise wie Düngemittel – höher sein könnte als das Risiko, das durch eine direkte Internalisierung externer Kosten entsteht. Zudem sollte berücksichtigt werden, dass auch minderungspolitische Maßnahmen, die nicht auf Preismechanismen basieren, eine Verlagerung von Emissionen begünstigen können. Modellrechnungen von Zech und Schneider (2019) zeigen, dass die Effektivität einer EU-Treibhausgassteuer auf Lebensmittel durch Handelsreaktionen erheblich begrenzt wird. Wird die Steuer ohne weitere handelspolitische Maßnahmen eingeführt, kompensieren zusätzliche Nettoexporte treibhausgasintensiver Fleischprodukte etwa 70 % der nachfrageinduzierten Emissionsreduktionen. Zwar dämpfen produktionsseitige Anpassungen diesen Effekt teilweise, dennoch verbleibt eine erhebliche Emissionsverlagerung von rund 43 %.

Mit der Ausweitung des EU-ETS steigt der Anteil der EU-Emissionen, die unter einen unionsweiten CO₂-Preis fallen, von derzeit rund 40% auf rund drei Viertel (ESABCC, 2024). Die verbleibende Lücke resultiert primär aus der fehlenden Einbindung der Sektoren **Landwirtschaft** und **LULUCF** (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft) sowie Teilausschlüssen im internationalen Luftverkehr.

Eine EU-weite THG-Bepreisung für Landwirtschaft und LULUCF würde finanzielle Anreize für emissionsmindernde Bewirtschaftungsmethoden setzen, die Verlagerung von Emissionen innerhalb der EU durch nationale Bepreisungsmechanismen ("intra-EU-Leakage") reduzieren (Stepanyan et al., 2023) und Konsumenten zu klimafreundlicheren Agrarprodukten lenken. Allerdings erfordern die spezifischen Herausforderungen dieser Sektoren – etwa die Fragmentierung landwirtschaftlicher Betriebe und die komplexe Messbarkeit von Lachgas- und Methanemissionen – sektorspezifische Lösungsansätze

5.3 Das Konzept des derzeit implementierten EU-Grenzausgleichsystems

5.3.1 Grundgedanke und Funktionsweise

Um Standortverlagerungsrisiken zu adressieren und die Effektivität unilateraler Klima- und Umweltpolitik zu bewahren, entwickelte die EU das Carbon Border Adjustment Mechanism (CBAM) als komplementäres Instrument und außenwirtschaftliche Ausgleichsmaßnahme zum EU-ETS.

Es verpflichtet Importeure aus Extra-EU-Ländern für Emissionen, die bei der Herstellung ausgestoßen, aber nicht bepreist wurden, ab Januar 2026 CBAM-CO₂-Zertifikate zu erwerben. Deren Preis richtet sich nach dem durchschnittlichen wöchentlichen Zertifikatspreis im Emissionshandelssystem. Damit soll sichergestellt werden, dass EU-Importe mit gleich hohen Umweltkosten wie inländisch hergestellte Waren, die dem EU-ETS unterliegen, belastet werden.

Ein zentrales Element des Systems ist die Anrechnungsmöglichkeit bereits in Drittstaaten gezahlter externer Kosten. Auf diese Weise sollen am europäischen Markt für Hersteller in der EU und in Drittländern gleiche Wettbewerbsbedingungen (Level Playing Field) in Bezug auf Bepreisung von Umweltzielen erzielt, Carbon Leakage verhindert und ein Anreiz für höhere Klimaambitionen geschaffen werden (Wolfmayr et al., 2024). Diesbezüglich ergeben sich allerdings auch zwei Kritikpunkte. Erstens setzt der gegenwärtige Anrechnungsmechanismus eine hinreichende Vergleichbarkeit der Systeme voraus. Zweitens sehen sich exportorientierte EU-Produzenten mit Wettbewerbsnachteilen am Weltmarkt konfrontiert (Marcu et al., 2022). Die Implementierung eines funktionierenden Grenzausgleichs ist für die EU zentral, ohne eine solche Ausgleichsmaßnahme droht die ambitionierte Emissionsbepreisung der EU diskreditiert und durch ineffiziente Regulierung ersetzt zu werden.

Das **konzeptionelle Ideal** eines solchen Mechanismus folgt dem etablierten Vorbild der Mehrwertsteuerbehandlung im internationalen Handel: Durch Importabgaben im Umfang der externen Kosten der Emissionen einerseits und Exportentlastungen von EU-Produzenten andererseits würde eine verbrauchsbasierte, nichtdiskriminierende Bepreisung realisiert.

Die **praktische Umsetzung** dieses Konzepts stößt jedoch auf zwei zentrale Hindernisse: Zum einen erfordert das System die objektive und rechtssichere Quantifizierung des Emissionsgehalts importierter Güter entlang der Wertschöpfungsketten als Grundlage der Bepreisung. Dies scheitert bisher an der Komplexität. Zum anderen zwingt die Kompatibilität mit dem internationalen Handelsrecht (GATT) die EU, den Grenzausgleich unter Artikel XX, der ein Abweichen der Inländerbehandlung (Artikel III) erlaubt²⁸, zu begründen, was ein Rückerstattungssystem für Exporte von EU-Produzenten ausschließt. Während Exporteure aus der EU ihre Waren ausführen, ohne Mehrwertsteuer abzuführen, können die zusätzlichen Kosten für die erzwungene Teilnahme am ETS1 beim Export nicht abgezogen werden.

Die **operative Ausgestaltung** des CBAM weicht daher vom idealen Grenzausgleichssystem ab: Der Mechanismus ist bislang auf eine kleine Gruppe CO₂-intensiver Grundstoffe (Stahl,

²⁸ Gemäß Artikel XX (b) des GATT können „Maßnahmen zum Schutze des Lebens oder der Gesundheit von Menschen oder Tieren oder zum Pflanzenschutz“, die gegen andere Regeln des GATT verstoßen, zulässig sein, sofern sie nicht eine „willkürliche und ungerechtfertigte Diskriminierung zwischen Ländern“ oder eine „verschleierte Beschränkung des internationalen Handels“ darstellen.

Aluminium, Zement, Düngemittel, Wasserstoff, Elektrizität) beschränkt. Mit den jüngsten Vereinfachungen im Omnibuspaket I wurde zudem eine Mengenschwelle eingeführt, sodass nur große Unternehmen, die mehr als 50 Tonnen pro Jahr dieser Grundstoffe einführen, Emissionsrechte nachweisen müssen und der administrative Aufwand für KMU somit reduziert wird (COM(2025) 87). Mit Jahresbeginn 2026 endet die Übergangsphase der reinen Berichtspflicht und importierte Emissionen werden sukzessive durch CBAM-Zertifikate abgedeckt, wobei die betroffene Emissionsmenge von 2,5% schrittweise bis 2034 auf 100% ansteigt - analog mit dem graduellen Auslaufen der kostenlosen Zuteilung im EU-ETS.

5.3.2 Strukturelle Defizite des derzeitigen EU-Grenzausgleichsystems

Neben den erheblichen administrativen und messtechnischen Anforderungen zur Ermittlung der Emissionen entlang komplexer Wertschöpfungsketten weist das implementierte Konzept des EU-Grenzausgleichssystems **vier konkrete Problemfelder** auf, die sich zu weiten Teilen analog auch auf eine mögliche Integration von Agrargütern auswirken könnten.

- **Wettbewerbsverzerrung durch fehlende Kompensation der Exporte:** Im Grenzausgleichssystem ist die Rückerstattung der Emissionsbepreisung bei der Ausfuhr von Waren in Drittländer derzeit nicht implementiert. Dies erzeugt eine Wettbewerbsverzerrung zugunsten außereuropäischer Produzenten, die in Auslandsmärkten ohne äquivalente Emissionsbepreisung konkurrenzfähiger werden, während die Marktposition europäischer Hersteller geschwächt wird und Marktanteilsverluste im Ausland zu erwarten sind.
- **Kaskadeneffekte durch selektive Abdeckung:** Indem sich der EU-CBAM auf eine ausgewählte Gruppe von emissionsintensiven Grundstoffen beschränkt, werden diese Importe für europäische Unternehmen teurer und setzen sich in nachgelagerten Wertschöpfungsketten fort. Unternehmen, die diese Vorprodukte weiterverarbeiten (z.B. Landwirtinnen und Landwirte), müssen diese höheren Inputpreise absorbieren und einen Verlust der internationalen Wettbewerbsfähigkeit in Kauf nehmen. Außereuropäische Konkurrenten haben diesen Kostennachteil nicht, da niedrigere oder fehlende Emissions-Bepreisungssysteme die Intermediärprodukte in diesen Ländern weniger oder gar nicht belasten. Diese indirekten Wettbewerbsverzerrungen können eine Verlagerung der Produktion nachgelagerter Produktionsprozesse ins außereuropäische Ausland induzieren. Besonders kritisch ist einzustufen, dass davon technologisch anspruchsvolle und wertschöpfungsintensive Fertigungsstufen betroffen sind.
- **Resource Shuffling** in den Importländern, also eine strategische Differenzierung von Exportdestinationen nach Emissionsintensität. Durch den EU-Grenzausgleich haben Importländer den Anreiz, klima- und umweltfreundlich produzierte Güter primär für den EU-Markt umzulenken (z.B. Stahl, der mit Schrott und Strom aus Wasserkraft erzeugt wird), während emissionsintensivere Produkte (Stahl produziert mit Koks aus Kohle) in Drittmärkten mit geringeren regulatorischen Anforderungen platziert werden. Diese gezielte Umleitung von Handelsströmen vermindert die Effektivität des Grenzausgleichsmechanismus erheblich.
- **Geopolitische Retorsionsmaßnahmen der Handelspartner:** Die Ausdehnung des Bepreisungssystems auf extraterritoriale Emissionen birgt die Gefahr protektionistischer

Gegenreaktionen durch betroffene Handelspartner. Diese können CBAM als handelspolitische Schutzmaßnahme der EU betrachten. Angesichts zunehmender geoökonomischer Handelsspannungen, Zollstreitigkeiten und Exportrestriktionen, z.B. im Handel mit den USA oder China, sollte das Risiko von Handelskonflikten und Retorsionsmaßnahmen nicht unterschätzt werden, da sie die Anwendung von CBAM für die EU massiv verteuern können. Zusätzlich erzeugt die regulatorische Notwendigkeit von EU-seitigen Vereinfachungen – die teilweise mit internationalen Handelsabkommen (insbesondere GATT-Artikel XX) nur schwer vereinbar sind – eine erhöhte Konfliktwahrscheinlichkeit vor WTO-Schiedsverfahren, was den Handelspartnern legitime Gründe für Vergeltungsmaßnahmen bietet.

5.4 Implementierungsprobleme des CBAM im Agrarsektor

Für den Agrarsektor ist insbesondere die Einbeziehung von Stickstoffdüngemitteln von Bedeutung, da diese einen erheblichen Anteil der landwirtschaftlichen Betriebsmittel ausmachen und über ihren gesamten Lebenszyklus sowohl CO₂ als auch Lachgas (N₂O) emittieren. Der CBAM in seiner derzeitigen Ausgestaltung erfasst fünf Kategorien von Düngemitteln: Salpetersäure, Ammoniak, Kaliumnitrat, mineralische oder chemische Stickstoffdünger sowie Mischdünger. Die EU importierte 2022 etwa 30 Prozent ihres Stickstoffbedarfs, hauptsächlich aus Russland, Algerien und Ägypten (Christen, 2024). Die Einbeziehung von Düngemitteln in den CBAM betrifft den Agrarsektor damit vorerst nur indirekt.

Die Diskussion über eine umfassendere Integration des Agrarsektors in den CBAM hat in den vergangenen Jahren an Dynamik gewonnen. Eine Erweiterung des CBAM auf landwirtschaftliche Produkte ist konzeptionell mit erheblich größeren Herausforderungen verbunden als die Einbeziehung industrieller Grundstoffe.

Ein mögliches Szenario einer graduellen Erweiterung könnte sich auf die Tierhaltung mit relativ hohen und gut quantifizierbaren Emissionen konzentrieren. Ein zweites, ambitionierteres Szenario würde eine umfassende Integration des Agrarsektors in den CBAM vorsehen. Bei allen Erweiterungsszenarien ist die internationale Dimension zu berücksichtigen. Eine unilaterale Ausweitung des CBAM auf landwirtschaftliche Produkte durch die EU könnte erhebliche handelspolitische Spannungen auslösen, insbesondere mit wichtigen Agrarexporturen wie Brasilien, Argentinien oder den USA. Die Gefahr von Handelskonflikten und WTO-Klagen ist real und könnte die wirtschaftlichen Vorteile eines erweiterten CBAM zunichtemachen.

6. Implementierung des Polluter Pays Principle in der EU-Landwirtschaft

Landwirtschaft verursacht vielfältige negative externe Effekte, darunter vor allem Treibhausgasemissionen, Biodiversitätsverluste und Belastungen von Böden und Gewässern mit chemischen Substanzen. Das Fehlen korrigierender Preissignale führt zu einer Fehlallokation von Ressourcen und einer Überproduktion emissionsintensiver Güter. Zur Korrektur solcher Marktversagen nach dem Verursacherprinzip gibt es zwei grundlegende marktorientierte Ansätze: preisbasierte Instrumente wie Steuern und Abgaben, sowie mengenbasierte Instrumente wie

handelbare Emissionsrechte. Dieses Kapitel stellt die theoretischen und praktischen Handlungsoptionen der Umsetzung des Polluter-Pays-Principle im Rahmen der Europäischen Agrar- und Umweltpolitik dar.

6.1 Implementierungsebene

Die normative Bestimmung der (politischen) Implementierungsebene hängt wesentlich von der räumlichen Charakteristik der jeweiligen Schadstoffe, bzw. der damit einher gehenden negativen Externalitäten ab.

Die räumliche Wirkdynamik von Treibhausgasen, Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln ist zentral für die Wahl geeigneter Regulierungsinstrumente und deren politische Ebene. Treibhausgase (THG) vermischen sich global in der Atmosphäre; daher entfaltet jede Emission unabhängig vom Entstehungsort den gleichen globalen Klimaschaden (IPCC 2022). Die Vermischung führt umgekehrt aber auch dazu, dass Emissionseinsparungen unabhängig vom Ort identische Verringerungen der Klimabelastung entfalten. Die technische und ökonomische Nutzenreichweite der Maßnahmen ist mithin eindeutig global.

Aus ökonomischer Perspektive rechtfertigt dies supranationale Regulierungsrahmen und spricht dafür, zukünftige landwirtschaftliche THG-Politiken ebenfalls auf EU-Ebene zu verankern, um Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Agrarproduzenten in den Mitgliedstaaten zu vermeiden und Effizienzgewinne durch größere Märkte zu realisieren.

Nährstoff- und Pflanzenschutzmittelbelastungen hingegen sind häufig räumlich konzentrierte Umweltprobleme. Stickstoff- und Phosphoreinträge führen zur Eutrophierung von Binnengewässern und Meeresgebieten wie Ost- und Nordsee, deren ökologische Belastungsgrenzen deutlich differieren (Sutton et al. 2011). Die räumliche Heterogenität ist hoch: Bodentexturen, Niederschlagsmuster und hydrologische Fließeigenschaften beeinflussen, wie stark ein Gebiet auf Nährstoffüberschüsse reagiert (Carpenter et al. 1998). Pflanzenschutzmittel zeigen ebenfalls räumlich begrenzte Wirkungen betreffend Rückstände und Abbauprodukte, können jedoch über atmosphärischen Ferntransport oder Fließgewässer grenzüberschreitende Auswirkungen erzeugen (Stehle & Schulz 2015). Belastungen der Wasserqualität durch Nährstoffe und Abbauprodukte in grenzüberschreitenden Gewässern legen eine klare europäische bzw. internationale Dimension nahe. Im Zusammenhang mit Pflanzenschutzmitteln sind zudem die Folgewirkungen auf die Artenvielfalt zu nennen, die eine globale Dimension haben.

Daher ist eine Kombination aus regional differenzierter Regulierung in der Verantwortung der Mitgliedstaaten (oder nachgeordneter politischer Einheiten) und EU-weit koordinierter Mindeststandards sinnvoll. Es ergibt sich folgendes Bild, dass

- für die Regelung von Treibhausgasen die EU-Ebene besonders geeignet erscheint;
- für Dünger und Pflanzenschutzmittel aufgrund der räumlichen Wirkdynamik ein Mehrebenenansatz notwendig ist, der regional differenzierte Lösungen erlaubt, aber EU-weite Mindeststandards enthält, um Wettbewerbsverzerrungen und regulatorische Arbitrage zu vermeiden.

6.2 Agrarumweltsteuern

Die auf teuren Subventionen und starren Regulierungen basierende GAP ist ökonomisch ineffizient und verfehlt ihre langfristigen Ziele. Sie verstößt mit Blick auf Umweltziele gegen das Verursacherprinzip, begünstigt Mitnahmeeffekte und bietet nur geringe Anreize zur Innovation landwirtschaftlicher Produktionsmethoden, um die externen Kosten der Landwirtschaft zu verringern. Die aus ökonomischer Perspektive überlegenen marktbasierten Instrumente im Rahmen des Polluter Pays Principle (Umweltsteuern und handelbare Zertifikate) wären besser in der Lage, die statische Allokationseffizienz zu verbessern (Internalisierung externer Umweltkosten) und dynamische Innovation im Agrarsektor zu incentivieren, die Produktionsmethoden umweltgerechter machen. Ihre Implementierung wird jedoch durch das zentrale Problem der diffusen, schwer messbaren Emissionen erschwert.

6.2.1 Grundlagen

Im Lichte einer Implementierung des Verursacherprinzips für agrarspezifische Kostenexternalitäten wäre eine Abgabenkompetenz der EU vor allem für Klimaemissionen sinnvoll. Treibhausgasemissionen erzeugen einen global homogenen Schaden. Eine europäisch harmonisierte Bepreisung durch THG-Steuern gewährleistet die kosteneffizienteste Reduktion über alle Mitgliedstaaten hinweg und schafft gleiche Wettbewerbsbedingungen für landwirtschaftliche Produktion im gesamten Wirtschaftsraum.

Schäden durch Stickstoff/Nitrat und durch Pflanzenschutzmittel sind dagegen stark regional differenziert und standortabhängig. Eine einheitliche EU-weite Steuer auf Düngemittel würde die regional unterschiedlichen Schadenskosten ignorieren. Eine harmonisierte Rahmenrichtlinie wäre sinnvoller, die den Mitgliedstaaten Mindeststeuersätze (für lenkungsintensive Inputs) vorschreibt und ihnen gleichzeitig auch Möglichkeit zur regionalen Differenzierung (z. B. in Wassereinzugsgebieten) lässt. Dies kombiniert Binnenmarkt-Neutralität mit ökologischer Zielgenauigkeit.

Umweltabgaben gelten aufgrund ihrer potenziellen administrativen Einfachheit, der Einnahmengenerierung und der bestehenden nationalen Abgabenkompetenzen oft als besonders präferiertes Instrument zur Internalisierung der externen Kosten gemäß dem Verursacherprinzip. Eine effiziente Pigou-Steuer soll theoretisch mit der Höhe der Grenzschadenskosten angesetzt werden, um die verursachten externen Kosten im Preis zu internalisieren. Das Steuerdesign muss dabei jedoch die unterschiedlichen Messbarkeits- und Regionalitätsprobleme bei den externen Kosten des Agrarsektors überwinden.

Da die marginalen Umweltschäden in der Landwirtschaft aufgrund der zahllosen diffusen Quellen und wegen Unterschieden in der Vulnerabilität der Umweltmedien zumeist nicht direkt messbar sind, sollte ein effizientes Steuerdesign auf Input-Proxys (stellvertretende Produktionsmittel) basieren. Zentrales Ziel ist dabei nicht die Einnahmenerzielung, sondern die durch die Abgabe erzeugte Lenkungswirkung.

Die Besteuerung von Emissionen (schädlichen Outputs) oder Inputs, die mit der Schadwirkung eng in Verbindung stehen, ist eine marktkonforme und effiziente Lösung zur Verringerung der Schäden, die durch negative externe Effekte entstehen.

Die CO₂-Abgabe auf fossile Treibstoffe, durch welche die Verringerung von Treibhausgasemissionen forciert wird, ist ein aktuelles Beispiel. In der Landwirtschaft wurden und werden in verschiedenen Ländern Inputs verteuert, um deren Anwendungsumfang zu verringern. In Österreich gab es vor 1995 eine Steuer auf Mineraldünger und Maissaatgut. In Dänemark gibt es seit 2013 eine Steuer auf Pflanzenschutzmittel in Abhängigkeit von der Umweltwirkung und Düngemittel sind schon seit 2002 besteuert (Möckel, et al., 2021).

Ein wesentlicher Nachteil der Besteuerung von Emissionen oder Inputs, die mit Schädwirkungen einhergehen ist, dass die Belastungsänderung nicht gut kontrolliert werden kann. Mit der Steuer wird zwar ein Lenkungseffekt erzielt (Drosselung der Belastung), wie stark die Wirkung ist, kann aber nicht genau vorhergesehen werden.

6.2.2 Besteuerung von landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen

Da alle Arten von THG-Emissionen (CO₂, N₂O, CH₄) unabhängig vom Emittenten und auch unabhängig von der räumlichen Lage der Emissionsquelle global homogen wirken, ist eine EU-weite Harmonisierung des Steuersatzes aus Effizienzgründen optimal, um mögliche Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Agrarproduzenten zu vermeiden (level playing field). In der Landwirtschaft spielen dabei primär Methan und Lachgas aus Tierhaltung und Düngemitelein-satz eine Rolle.

- Für Methanemissionen (CH₄) bietet sich eine Proxy-Steuer je Vieheinheit an, wobei eine Gewichtung nach Tierarten erforderlich wäre, um deren unterschiedliche Emissionsintensitäten abzubilden. Vorstellbar sind in diesem Kontext auch Steuerrabatte für Betriebe, die emissionsmindernde Technologien (z. B. Futterzusätze, Gärrestbehandlung) nachweisen. Da im Dung von Tieren Stickstoff enthalten ist, führt eine Begrenzung der Tierbestände je nach Ausgestaltung auch zu einer Verringerung der N₂O-Emissionen.
- Für Lachgasemissionen (N₂O) ist eine ergänzende Input-Steuer pro Mengeneinheit mineralischen Stickstoffs denkbar. Die Stickstoff-Abgabe erfasst auf den ersten Blick nur den mengenmäßigen Input, aber nicht die Effizienz der Stickstoffnutzung. Da die Emission von Lachgas die Düngewirkung verringert, wird durch die Abgabe der Anreiz verstärkt, diese Verluste möglichst gering zu halten.
- Besteuerung oder Bepreisung von Treibhausgasen sind in der Landwirtschaft eher selten. Dänemark diskutiert aktuell eine Steuer auf Methan-intensive Tierhaltung.

6.2.3 Besteuerung von Düngemitteln

Nährstoffeinträge verursachen vorwiegend regionale oder lokale Umweltschäden. Eine Besteuerung des Düngemitelein-satzes (Inputs) sollte daher entsprechend räumlich differenziert werden. Dabei kann die Steuer auf Düngemittel beim Hersteller oder Inverkehrbringer ansetzen („upstream“), um die administrativen Kosten der Besteuerung gering zu halten.

Der Steuersatz sollte sich auf EU-Ebene an der Höhe des Schadens für grenzüberschreitende Belastungen orientieren. Ein höherer Steuersatz in Nitrat-Hotspots und Wasserschutzgebieten als in Regionen mit geringer Belastung ist nicht praktikabel, daher sind verbleibende regionale und lokale Probleme durch komplementäre Regelungen zu lösen (Mehrebenen-Ansatz).

6.2.4 Besteuerung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes

Die Bepreisung von Pflanzenschutzmitteln muss den Schaden (Toxizität/Risiko) internalisieren, nicht den reinen mengenmäßigen Einsatz. Eine lediglich auf Pflanzenschutzmittelmengen ausgerichtete Abgabe wäre ineffizient, da sie den Verwendern einen Anreiz gibt, auf geringere Mengen, aber dafür hochtoxische Substanzen auszuweichen. Die Abgabe sollte daher eine umwelttoxizitätsgewichtete Bemessungsgrundlage haben, um sicherzustellen, dass das Verursacherprinzip das tatsächliche Risiko (nicht nur die Menge) bepreist. Die Höherbesteuerung von umweltgefährdenderen Pflanzenschutzmitteln schafft einen Innovationsanreiz zur Substitution durch weniger toxische Mittel. Auch hier könnte die Steuer beim Hersteller oder Inverkehrbringer ansetzen („upstream“), um die administrativen Kosten gering zu halten.

Dänemark, Schweden und Frankreich haben oder hatten bereits Steuersysteme, die auf der Toxizität oder dem Risiko basieren.

6.2.5 Europa- und kompetenzrechtliche Hindernisse

Die Frage der rechtlichen Machbarkeit und Sinnhaftigkeit von EU-weiten Umweltsteuern in der Landwirtschaft ist von zentraler Bedeutung, da sie direkt die Souveränität der Mitgliedstaaten und die politische Akzeptanz betrifft. Die Einführung harmonisierter Umweltsteuern auf EU-Ebene ist rechtlich möglich, stößt jedoch auf verfahrensrechtliche Hindernisse und Hürden in der Kompetenzverteilung:

Die größte rechtliche Hürde ist das Einstimmigkeitsprinzip im Bereich der Steuern. Nach Artikel 113 AEUV müssen alle EU-Mitgliedstaaten der Erlassung einer Richtlinie zur Harmonisierung indirekter Steuern zustimmen. Dies gibt jedem Mitgliedstaat ein Vetorecht. Die Erfahrung zeigt, dass Steuerharmonisierungen in der EU grundsätzlich extrem langsam vorankommen. Länder mit einer besonders starken Agrarlobby könnten eine Agrar-Umweltsteuer blockieren.

Die EU besitzt auch keine allgemeine, originäre Kompetenz zur Erhebung von Steuern oder Abgaben (kein "EU-Steuerrecht"). Die EU finanziert sich primär aus Eigenmitteln; Umweltsteuern können allenfalls indirekt über Richtlinien zur Harmonisierung des Binnenmarktes als Lenkungsinstrument eingeführt werden. Die Umweltpolitik ist in geteilter Zuständigkeit zwischen der EU und den Mitgliedstaaten. Dies erlaubt es den Mitgliedstaaten, nationale Umweltsteuern zu erheben, auch wenn die EU keine harmonisierte Steuer beschließt.

Die EU könnte jedoch theoretisch nach Artikel 192 AEUV (Umweltschutz) handeln. Im Gegensatz zum Steuerbereich erlaubt der Umweltschutz (unter bestimmten Umständen) die qualifizierte Mehrheit statt der Einstimmigkeit – dies ist jedoch im Steuerkontext regelmäßig umstritten.

6.3 Cap-and-Trade in der Landwirtschaft

Dieses Unterkapitel stellt die theoretischen und praktischen Möglichkeiten eines Cap-and-Trade-Systems (Zertifikathandel) in der europäischen Landwirtschaft dar und analysiert Chancen und Herausforderungen für drei zentrale Anwendungsbereiche: Treibhausgase, Nährstoffeinträge (Düngemittel) und Pflanzenschutzmittel. Aufbauend auf politökonomischen und sozialpolitischen Überlegungen wird diskutiert, ob eine Implementierung auf EU-, nationaler oder regionaler Ebene geeigneter ist. Die Analyse zeigt, dass Cap-and-Trade-Systeme in der

Landwirtschaft grundsätzlich hohe ökologische Wirksamkeit und ökonomische Effizienz vereinbaren können, ihre technische und politische Umsetzbarkeit jedoch stark von der jeweiligen Problemkategorie abhängt.

Die Rolle und Bedeutung von Verfügungsrechten

Die Verortung der Quellen von Schadstoffen und die Identifikation der Verursacher ist ein wichtiger Aspekt, aber nur einer unter vielen. Es kann ja sein, dass dem Emittenten das Recht zusteht, Emissionen unbeschränkt oder in einem bestimmten Umfang freizusetzen. Diese Perspektive knüpft an das Konzept der Verfügungsrechte an, das von Coase (1960) im Zusammenhang mit der Ressourcennutzung entwickelt wurde und in der Umweltökonomie eine große Rolle spielt. Coase behandelt Ressourcen ausdrücklich als Bündel von Rechten und analysiert, wie sich die Zuteilung und der Austausch von Eigentumsrechten unter verschiedenen Bedingungen auf die Lösung von Externalitäten und die Effizienz der Ressourcennutzung auswirken.

Manche Verfügungsrechte sind explizit (z.B. eine zulässige Lärmbelästigung, die im Zuge einer Betriebsanlagengenehmigung festgelegt wird), andere sind implizit (etwa das Recht Lachgas als Begleiteffekt der Düngung zu emittieren). Die Zuordnung von Verfügungsrechten kann sich im Zeitablauf ändern (z.B. die Verordnung, dass nicht überdachte Güllelagerbehälter nachträglich abgedeckt werden müssen) und implizite Rechte können in explizite Rechte umgewandelt werden. Die Umweltpolitik greift explizit oder implizit in die Verteilung der Verfügungsrechte zwischen Produzenten, deren unmittelbare Nachbarschaft und die Gesellschaft ein.

Ein Instrument zur Internalisierung externer Effekte, sei es Umweltsteuer oder Cap-and-Trade, sollte so gestaltet werden, dass die zugrundeliegende Struktur der Verfügungsrechte gewahrt werden kann. Dabei muss den veränderten Zuteilungen von Verfügungsrechten Rechnung getragen werden. Bei der Einführung oder bei der Änderung von Instrumenten zur Internalisierung externer Effekte ist daher die Ausgangssituation der Verfügungsrechte zu beachten. Die Instrumente sollten so gewählt werden, dass sie an unterschiedliche Konstellationen von Verfügungsrechten angepasst werden können, um den angestrebten Zweck (die Internalisierung externer Effekte) zu ermöglichen. Handelbare Zertifikate haben hier besondere Vorteile gegenüber anderen Instrumenten. Die Wirkungsweise dieses Instruments kann unabhängig davon untersucht werden, wie Verfügungsrechte in einem gegebenen Kontext verteilt sind.

6.3.1 Grundidee

Neben der Option, die externen Effekte gemäß dem Verursacherprinzip durch Pigou-Steuern zu internalisieren, stellt ein System handelbarer Zertifikate ein alternatives marktbasiertes Instrument auf EU-Ebene dar. Dazu wird im politischen Prozess die Menge eines umweltschädigenden Betriebsmittels im Agrarbereich (z.B. Menge von Stickstoffdünger oder/und Pflanzenschutzmitteln) oder die Emission von Schadstoffen (Treibhausgase) beschränkt („Cap“). In Relation

zur festgelegten Gesamtmenge werden handelbare Zertifikate aufgelegt („Trade“). Dabei wird die Obergrenze von umweltschädlichem Produktionsmitteleinsatz und Emissionen als regulatorische Vorgabe vorab fixiert und die erwünschte Umweltwirkung kann somit sehr genau gesteuert werden.

Cap-and-Trade-Systeme haben sich im europäischen Energie- und Industriesektor bereits bewährt. Viele Landwirtinnen und Landwirte sind mit diesem System bestens vertraut, weil die Lieferung von Milch und von Zuckerrüben bis 2015 bzw. 2017 durch Quoten beschränkt war und – je nach Land – ein Handel von Lieferrechten möglich war. In EU-Mitgliedstaaten wurden auch handelbare Zahlungsansprüche nach der Agrarmarktreform von Luxemburg im Jahr 2004 aufgelegt. Die Frage ist, ob sich solche Systeme auch auf die speziellen Bedingungen der Landwirtschaft im Kontext negativer externer Effekte übertragen lassen. Die Besonderheiten der negativen externen Effekte in der Landwirtschaft – hohe Heterogenität, diffuser Schadstoffeintrag und begrenzte Messbarkeit – stellen die Implementierung vor besondere Herausforderungen.

6.3.2 Cap-and-Trade für Treibhausgasemissionen von Nutztieren im Agrarsektor

Cap-and-Trade setzt eine Emissionsmengenobergrenze fest und überlässt dem Markt die Preisfindung. Der Zertifikathandel gilt in der Ökonomie als das bevorzugte Instrument, wenn die Erreichung eines Umweltziels und damit die „Mengensicherheit“ im Vordergrund steht. Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft, insbesondere Methan aus der Tierhaltung und Lachgas im Zusammenhang mit der Düngerausbringung, lassen sich grundsätzlich mittels standardisierter Emissionsfaktoren modellieren (Pérez Domínguez et al., 2009). Ein Cap-basiertes Mengeregime bietet grundsätzlich eine klare ökologische Steuerungswirkung (statische Effizienz) und kann durch handelbare Zertifikate kosteneffiziente Emissionsminderungen (dynamische Effizienz) auslösen.

Ansatzpunkte für Emissionshandelssysteme in der Landwirtschaft (AgETS)

Auf europäischer Ebene prüft die Europäische Kommission derzeit Optionen für die Bepreisung von Emissionen und die Belohnung von Emissionsminderungen im Agrarsektor. Im Rahmen dieser Bemühungen evaluiert Trinomics (2023) fünf unterschiedliche Ausgestaltungsoptionen für die Einführung eines Emissionshandelssystems in der Landwirtschaft (AgETS). Im Einklang mit dem EU ETS würde ein solches AgETS-System die Emissionen des Agrar- und Lebensmittelsektors mit einem Preis belegen und eine Emissionsobergrenze einführen, die jedes Jahr sinken würde:

- **On-farm ETS für alle Treibhausgasemissionen:** Diese Option umfasst alle Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft, einschließlich der Netto-LULUCF-Emissionen aus Acker- und Grünland. Verpflichtet wären alle landwirtschaftliche Betriebe (Ackerbau, Viehzucht und Mischbetriebe).
- **On-farm ETS für Emissionen aus der Tierhaltung:** Diese Option konzentriert sich auf Emissionen im Zusammenhang mit der Viehzucht, insbesondere aus der enterischen Fermentation und der Güllebewirtschaftung. Verpflichtet wären Tierhaltungs- und Mischbetriebe.

- **On-farm ETS für Moorböden:** Diese Option gilt für Emissionen aus entwässerten Moorböden, die für die landwirtschaftliche Produktion genutzt werden.
- **Vorgelagertes ETS:** Diese Option konzentriert sich auf Emissionen aus der enterischen Fermentation (Futtermittelproduktion und -importe), Lachgasemissionen aus Böden (Einsatz von Düngemitteln) und Einsatz von Düngemitteln. Verpflichtet wären Düngemittel- und Futtermittelhersteller sowie -importeure.
- **Nachgelagertes ETS:** Diese Option konzentriert sich auf Emissionen aus der enterischen Fermentation und der Güllebewirtschaftung. Die Verpflichtung würde bei den Fleisch- und Milchverarbeitern liegen.

Gestaffelte oder de-minimis-Schwellenwerte wie beim EU-Emissionshandelssystem würden die Anzahl der potenziell regulierten landwirtschaftlichen Betriebe reduzieren. Nach- und vorgelagerte Optionen betreffen eine vergleichsweise geringere Anzahl an Betrieben und könnten den Verwaltungsaufwand eines Emissionshandelssystems verringern.

Bei On-farm ETS-Modellen könnte ein Preissignal Anreize für kosteneffiziente Maßnahmen in verschiedenen Arten der Landwirtschaft schaffen, indem emissionsärmere Anbaumethoden und Produktionsverfahren eingeführt werden. Die Berücksichtigung aller THG-Emissionen bei einer Vielzahl von unterschiedlichen landwirtschaftlichen Betrieben ist hinsichtlich des administrativen Aufwands sehr komplex. Um den administrativen Aufwand zu begrenzen, könnte zur Vereinfachung der CO₂-Bepreisung auf Betriebsebene der Menge der eingekauften Stickstoffdüngemittel oder Tierbestandszahlen nach Kategorien ansetzen.

Bei wertschöpfungskettenbasierten ETS-Modellen (vor- und nachgelagerte Ansätze) besteht ein zentraler Trade-off darin, dass ihre Wirksamkeit maßgeblich von der Anreizweitergabe an landwirtschaftliche Betriebe abhängt. Die Stärke der Umsetzung in vor- und nachgelagerten Sektoren liegt in der potenziell positiven gesellschaftlichen Akzeptanz dieser beiden Optionen im Vergleich zu On-Farm-ETS Optionen (Trinomics, 2023).

Je nach Ausgestaltung des Systems könnten Landwirte durch emissionsreduzierende Maßnahmen bei Fütterung, Güllebehandlung oder Moorböden sogar neue handelbare Credits generieren und verkaufen. Innovation wird belohnt, wenn Landwirte und Landwirtinnen Emissionen unter ihr zugeteiltes Zertifikate-Niveau senken und ihre Rechte veräußern. Insofern bietet ein Agrar-Cap-and-Trade für Treibhausgasemissionen erhebliche Chancen durch Innovationsanreize sowie ökologische Zielerreichung. In bestimmten Fällen können sie eine potenzielle zusätzliche Einkommensquelle für Landwirtinnen und Landwirte sein, etwa wenn Betriebe auf der Basis historischer Produktion Rechte gratis zugeteilt bekommen und den Betrieb umstellen wollen. Sie können Erlöse aus dem Verkauf der Zertifikate zur Finanzierung der Umstellung verwenden.

Ein solches System sollte perspektivisch in das europäische Emissionshandelssystem (ETS) integriert werden. Das ETS1 für Industrie und Energiewirtschaft basiert jedoch auf dem Output-Prinzip, in dem große, stationäre Emittenten CO₂-Emissionen exakt messen und verifizieren. Die wesentlichen Schwierigkeiten in der Agrarwirtschaft liegen in der Messbarkeit und Verifizierung (Schulte, Lanigan & Donnellan 2021). Ein funktionierender Markt setzt voraus, dass handelbare Eigentumsrechte exakt definiert sind. Landwirtschaftliche Emissionen variieren jedoch in Abhängigkeit von Wetterbedingungen, Bodenstruktur und Art der Bewirtschaftung: Methan (CH₄)

entsteht bei der enterischen Fermentation (Verdauung von Wiederkäuern), Lachgas (N_2O) bei der Lagerung von Gülle und der Ausbringung von Stickstoffdüngung auf den Boden. Diese Emissionen sind diffus und variabel und stammen von einer Vielzahl kleiner landwirtschaftlicher Betriebe.

Eine direkte Messung und Zurechnung der tatsächlichen Emissionen auf Betriebsebene (wie im Industrie-ETS1 erforderlich) würde erhebliche Überwachungs- und Verwaltungskosten verursachen. Die Einbindung landwirtschaftlicher Betriebe in das bestehende ETS1 wird von Ökonomen bisher aufgrund der oben genannten Messprobleme abgelehnt. Es würde das ETS administrativ überlasten und die Markttransparenz durch die hohe Zahl an Kleinemittenten stören.

Im ETS2, das ab 2028 den Brennstoffverbrauch von Gebäuden und Verkehr bepreist, erfolgt die Bepreisung Upstream beim Großhändler/Importeur des Brennstoffs, nicht beim Endverbraucher. Im Rahmen des ETS2 wird der Dieselverbrauch in der Landwirtschaft integriert, da es sich um eine leicht messbare Input-Quelle handelt. Die beiden anderen Quellen für Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft, Methan und Lachgas, werden allerdings über den ETS2 nicht erfasst.

Ein eigenständiges Agrar-ETS müsste ein spezifisches Cap für die Landwirtschaft festlegen, um Emissionen zu steuern. Die Ausgestaltung des Cap-and-Trade-Systems muss am downstream-Level der landwirtschaftlichen Produzenten die Herausforderungen der diffusen Quellen (Non-Point Pollution) und der Messbarkeit des Umweltschadens berücksichtigen. Eine mögliche Lösung liegt in der Abkehr von einer Output-Bepreisung hin zu einem Handelssystem, das auf den Input abzielt, also die Ressource im Produktionsprozess, die potenziell Umweltschäden verursacht. Das Handelsobjekt ist dabei das Zertifikat zur Anwendung/zum Kauf dieses Inputs und damit das Recht zur Nutzung des potenziellen Schadstoffträgers.

Das Konzept, den Viehbestand als Proxygröße in einem inputorientierten Handelssystem zu wählen, kann das administrative Problem der Messung weitgehend umgehen. Es ist primär ein Ansatz zur Steuerung der Methan-Emissionen aus der enterischen Fermentation und der mit dem Dung im Zusammenhang stehenden Emissionen. Da Methan- und Lachgasemissionen wesentlich vom Viehbestand auf Betriebsebene als Inputgröße im Produktionsprozess bestimmt sind, kann somit der Viehbestand als eine solche Proxy-Steuerungsgröße dienen. Der Viehbestand (Anzahl der Tiere und deren Kategorisierung) ist leicht messbar und bereits heute durch Tierdatenbanken leicht überprüfbar.

Emissionen von Methan sind eng mit der Anzahl und dem Typ der Wiederkäuer korreliert. Betriebe müssten Zertifikate für jede Vieheinheit erwerben. Das System steuert ausschließlich die Menge des Inputs (das Tier, das Fleisch oder die Milch – die Outputs – liefert), jedoch nicht die Umweltverträglichkeit der Produktionsweise (Emissionsintensität), da man bei der theoretischen Bemessung der Emissionen auf standardisierte Durchschnittswerte Bezug nehmen muss. Es sollte daher durch differenzierte Emissionsfaktoren, ggf. mit einem Credit-System, ergänzt werden. Ein solcher Ansatzpunkt könnte sein, dass etwa die Lebensdauer von Kühen berücksichtigt wird. Bevor eine Kuh den ersten Liter Milch gibt, entstehen bereits erhebliche Emissionen. Werden diese auf viele Nutzungsjahre aufgeteilt, besteht ein Anreiz, Tiere möglichst lange gesund und fit zu halten. Dieses Beispiel zeigt, dass es möglich ist, das Zertifikatsystem zu modifizieren, um die angestrebten Ziele besser zu erreichen.

6.3.3 Cap-and-Trade für mineralischen Stickstoffdünger

Landwirtschaftlicher Düngemittleinsatz (vor allem Stickstoff und Phosphor) verursacht erhebliche Belastungen für Grundwasser, Seen und Küstengewässer. Ein bestimmter Anteil von Stickstoff entweicht zudem unmittelbar nach der Ausbringung als Lachgas (N_2O) und trägt somit auch zum Klimawandel bei.

Während für die Messung der dabei verursachten Umweltschäden eine beträchtliche Messunsicherheit besteht (outcome-basierter Ansatz) stellen die Nährstoffeinträge eine gut erfassbare Inputgröße im landwirtschaftlichen Produktionsprozess dar. Die Menge an Stickstoff und Phosphor kann auf der Grundlage von Einkaufs-, Lager- und Ausbringungsdaten gut quantifiziert werden. Dadurch eignen sich Düngemittel für ein mengenbasiertes (inputorientiertes) Handelsinstrument. Dies vermeidet die direkte Messung der verursachten Umweltschäden. Ein Zertifikathandel für Nährstoffeinträge könnte emissionsarme Betriebe bei geringerem Inputeinsatz finanziell belohnen und damit auch einen Anreiz für Innovation auslösen und die dynamische Effizienz erhöhen.

Ein zentraler Problempunkt ist die räumliche Heterogenität der Nährstoffeinträge (Horan & Shortle 2011). Die Schädlichkeit von Stickstoff hängt stark vom Ausbringungsgebiet ab. Da Nährstoffeinträge erhebliche regionale Schäden (Verringerung der Gewässergüte) verursachen, sollte das Cap auch regional auf kritische Einzugsgebiete zugeschnitten werden. Ziel wäre die Festlegung und Einhaltung eines räumlich begrenzten Reduktionsziels für den Nährstoffeintrag in kritischen Gewässer-Einzugsgebieten. Das Cap beschreibt dann die maximal zulässige Gesamtmenge an Stickstoff- und Phosphoreinsatz aus mineralischen und ggf. organischen Handelsdüngern in der Region in einem Jahr. Die Zertifikatpreise spiegeln so die regionale Knappheit und die Grenzvermeidungskosten wider. Ein Zertifikat aus einer Region mit geringer Belastung ist nicht mit einem Zertifikat aus einem Verschmutzungs-Hotspot handelbar.

Das Nutrient Trading in der amerikanischen Chesapeake Bay zeigt, dass ein modellbasierter Nährstoffhandel funktionieren kann, bei dem Landwirtinnen und Landwirte auch handelbare Credits erzeugen, indem sie nachweislich Maßnahmen (z.B. Pufferstreifen oder angepasste Düngestrategien) umsetzen, deren Reduktionsleistung anhand von standardisierten Modellen berechnet wird. Richtig ausgestaltete Düngemittel-Cap-and-Trade-Systeme bieten erhebliche Potenziale: eine gezielte regionale Steuerung, ökonomische Effizienz und spürbare Verbesserungen der Wasserqualität. Sie ermöglichen Landwirtinnen und Landwirten zudem, von ökologisch vorteilhaften Bewirtschaftungsformen finanziell zu profitieren.

Wie diese Ausführungen zeigen, ist ein Cap-and-Trade-System für alle negativen externen Effekte von Düngern nicht zielführend, da der wesentliche Vorteil – die leichte Administrierbarkeit – verloren gehen würde. Ein Cap-and-Trade System für mineralischen Stickstoffdünger ist jedoch gut geeignet, die mit den einhergehenden Emissionen in die Atmosphäre (Lachgas) und Küstengewässer (über die Auswaschungen von Nitrat) verbundenen Schäden zu begrenzen. Reagible Stickstoffverbindungen, die über die Luft verfrachtet werden und über den Regen auf den Boden gelangen, tragen auch erheblich zur Nährstoffanreicherung auf naturnahen Standorten (etwa in Höhenlagen der Alpen oder auf Heidestandorten) bei, wodurch die natürliche Artenzusammensetzung verändert wird (nährstoffliebende Organismen verdrängen lebensraumtypische Arten).

Stickstoffverbindungen sind ein wesentlicher Bestandteil von Wirtschaftsdünger, den Exkrementen von Nutztieren. Eine Begrenzung der Emissionen von Methan geht Hand in Hand mit einer Begrenzung von Wirtschaftsdünger und verringert somit auch das Problem der Stickstoffbelastung. Somit besteht kein weiterer Bedarf für weitere Maßnahmen, wenn ein System handelbarer Zertifikate bezüglich Methan implementiert wird (siehe oben).

Die Verringerung der Menge von mineralischem Stickstoffdünger, die in der EU zum Einsatz kommt, kann vergleichsweise leicht implementiert werden, indem die vorgesehene Menge von Zertifikaten von Produzenten bzw. Inverkehrbringern erworben werden müssen. Für bestimmte Einzugsgebiete oder Hot-Spots in Grundwasserregionen sind ergänzende nationale oder lokale Regelungen notwendig (Mehr-Ebenen-Ansatz).

Stickstoffdünger, der in der EU in Stickstoffwerken hergestellt wird, ist bereits heute teurer als auf dem Weltmarkt. Die EU-Erzeuger sind Teil des ETS1 und müssen somit Zertifikate erwerben für jene THG-Emissionen, die mit der *Herstellung* von N-Dünger einhergehen. Mit ETS2 werden ab 2028 auch die Emissionen verteuert, die mit der *Distribution* verbunden sind. Mit dem vorgeschlagenen System von handelbaren Zertifikaten für die Stickstoffdüngermenge sollen folglich die mit der *Anwendung* in Verbindung stehenden Emissionen verringert werden. Durch die *dreifache* marktkonforme Begrenzung könnten die externen Effekte der Landwirtschaft in der EU durch die Belastung mit mineralischem Stickstoff bepreist und folglich maßgeblich gedrosselt werden.

6.3.4 Cap-and-Trade für die Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln

Auch die Begrenzung von Pflanzenschutzmitteln ist prinzipiell über ein Cap-and-Trade steuerbar. Ziel ist dabei die Reduktion des ökologischen Risikos von Pflanzenschutzmitteln und nicht nur der Einsatzmenge. Die Lenkungswirkung soll entsprechend von toxischen zu weniger toxischen Mitteln erfolgen. Ein Zertifikatmarkt für Pflanzenschutzmittel basiert daher idealerweise auf einem toxizitätsgewichteten Risikomaß (Shortle 2013), das sowohl Wirkstoffgehalte als auch ökologisches Schadenpotential berücksichtigt. Diesem Aspekt wird bereits heute Rechnung getragen, allerdings in sehr kruder Weise. Die EU-Mitgliedstaaten sind in Nordzone (z. B. Dänemark, Finnland, Schweden), Zentralzone (z. B. Deutschland, Österreich, Niederlande, Polen) und Südzone (z. B. Spanien, Italien, Frankreich) eingeteilt, basierend auf ähnlichen agroklimatischen Bedingungen.

Der entscheidende Schritt in diesem Kontext ist die rechnerische Umwandlung der Menge eines eingesetzten Pflanzenschutzmittels in ein handelbares Risikomaß, das dessen Toxizität widerspiegelt. Die Ausgestaltung eines solchen Systems ist – aus dem Blickwinkel eines Cap-and-Trade-Systems – nicht besonders komplex. Es muss jedem zugelassenen Wirkstoff ein Toxizitätsfaktor zugeordnet werden, der das potenzielle Risiko für Biodiversität (Insekten, Vögel), Gewässer und Boden reflektiert. Es besteht allerdings die Gefahr, dass die Fehlkalibrierung von Gewichtungsfaktoren zu nicht vorhersehbaren und unerwünschten Substitutionseffekten führt.

Eine Möglichkeit ist, dass die Agrarproduzenten Risikozertifikate erhalten und diese handeln. Ein Landwirt, der ein hochtoxisches Mittel einsetzen will, muss mehr Zertifikate erwerben als ein Landwirt, der ein geringtoxisches Mittel anwendet. Dieser Mechanismus lenkt den Markt automatisch hin zu effizienteren Mitteln, da diese weniger Zertifikate pro Anwendung kosten. Da die

Gesamtmenge der weniger toxischen Substanzen auch begrenzt ist, sollte eine Überverwendung verhindert werden. Ein Cap-and-Trade-System könnte damit ein flexibles Werkzeug darstellen, das Landwirtinnen und Landwirte vor die Wahl stellt, entweder die Menge von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren oder zusätzliche Einsatzrechte zu erwerben.

Eine andere Möglichkeit ist, dass die Inverkehrbringer von Pflanzenschutzmitteln eine entsprechende Menge an Zertifikaten für ihre Produkte erwerben müssen. Dies würde die Transaktionskosten deutlich senken und einen ähnlichen Lenkungseffekt entfalten. Bei einem solchen Zugang müssten komplementäre nationale oder regionale Regulierungen etabliert werden, um Hot-Spots der Belastung zu vermeiden. In diesem Fall wäre ebenfalls ein Mehr-Ebenen-Zugang notwendig. Dies ist strukturell bereits heute in Gestalt der Pflanzenschutzdienste der Bundesländer der Fall. Diese führen Kontrollen durch, überwachen die Einhaltung von Auflagen (z. B. Anwendung, Handel), beraten Landwirte und Landwirtinnen beraten und setzen somit das Pflanzenschutzgesetz mit einem Schwerpunkt auf den Status quo um.

Pflanzenschutzmittelbezogene Cap-and-Trade-Systeme fördern damit auch Innovationen im Bereich biologischer Pflanzenschutz und schaffen ökonomische Anreize zur Reduktion von Risiken.

Wie ein CAP-and-Trade-System in der Landwirtschaft konkret implementiert werden kann

Die GAP ist eine ausdifferenzierte Sektorpolitik, aber sie ist nur eine von vielen Politiken, die auf die Landwirtschaft regelnd einwirken. Die Umweltpolitik zählt dazu, aber darüber hinaus spielt auch die Lebensmittelpolitik²⁹ und die Gesundheitspolitik eine wichtige Rolle. Da viele Agrargüter zu Lebensmitteln verarbeitet werden, gibt es eine Fülle von Regeln, die aus gesundheitspolitischen Gesichtspunkten motiviert sind. Es gibt somit ein engmaschiges Netz von Kontrollen bzw. Berichtspflichten über alle Stufen der Wertschöpfungskette. Der Zweck dieser Kontrollsysteme ist sicherzustellen, dass die Herkunft von Nahrungsmitteln (etwa, wenn sie mit EHEC belastet sind) bis zur Quelle zurückverfolgt werden kann. Somit gibt es ein dichtes Netz sich ergänzender Kontrollpunkte, das zur Entwicklung eines CAP-and-Trade-Systems herangezogen werden kann, ohne völlig neue Lösungszugänge entwickeln zu müssen.

²⁹ Vgl. Grundsätze und Anforderungen des Lebensmittelrechts, zur Errichtung der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit und zur Festlegung von Verfahren zur Lebensmittelsicherheit (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32002R0178>)

- **Nutztiere und Wirtschaftsdünger:** Nutztierarten verschiedener Tierarten (Wiederkäuer, Schweine, Geflügel, und andere) emittieren je nach Art und Nutzung im Zuge des Stoffwechsels Treibhausgase und ihre Ausscheidungen setzen ebenfalls Treibhausgase frei. Da die Anzahl und die Art bereits jetzt in Registern aufscheint und einzelnen Tierhaltern zugeordnet werden kann, können diese Register genutzt werden, um ein Handelssystem von Tiereinheiten (differenziert nach Art und Nutzung, also z.B. Mastbulle und Milchkuh) zu etablieren. Aus der Art und der Lebensdauer der Tiere kann auf die Emissionen rückgeschlossen werden, wenn Standardkoeffizienten verwendet werden. Auf aggregierter Ebene können die gesamten mit der Tierhaltung und dem Wirtschaftsdüngermanagement verbundenen Emissionen somit einzelnen Tieren und deren Haltern zugerechnet werden. Die Zahl der Zertifikate entspricht der Zahl der unterschiedlich gewichteten Tiere.
- **Mineralische Stickstoffdünger und andere Handelsdünger:** Die mit verschiedenen Arten von Düngern einhergehenden Luftemissionen sind bekannt. Sie werden aus Standardkoeffizienten abgeleitet. Aus der Menge von Dünger kann somit die erwartete Emissionsmenge berechnet werden. Daraus kann die Zahl der Zertifikate in der Ausgangssituation abgeleitet werden. Jene, die Handelsdünger in Verkehr bringen, müssen über eine adäquate Menge an Zertifikaten verfügen.
- **Pflanzenschutzmittel:** Dieses System kann ähnlich implementiert werden wie jenes von mineralischem Handelsdünger. Die Zertifikate beziehen sich dabei jedoch nicht auf die Menge der Wirksubstanzen, sondern auf einen Ökotoxizitätsindex, der jeder einzelnen Produkteinheit zugeordnet wird.
- **Böden:** Landwirtschaftliche Böden können in ein Cap-and-Trade-System einbezogen werden. Dies ist vor allem für solche Böden von Relevanz, die Humus in nennenswertem Umfang aufbauen können bzw. abbauen, wenn ihre Art der Nutzung verändert wird. Kennt man den Ausgangshumusgehalt kann aus der veränderten Nutzung auf die Emissionen in bzw. auf die Aufnahme von Kohlendioxid aus der Atmosphäre geschlossen werden. Die Kenntnis vom Flächenumfang solcher Böden – in Verbindung mit der Kenntnis ihrer Bewirtschaftung – kann in ein System von handelbaren Zertifikaten von Treibhausgasen integriert werden.

Ein derartiges System kann entweder einzelne Umweltmedien (z.B. nur Luft) oder mehrere einbeziehen (z.B. Luft und Küstengewässer), je nachdem welche Emissionen betrachtet werden. Die Grundelemente der Herangehensweise können auf vielfältige Weise ausdifferenziert werden, um unterschiedlichen Konstellationen von Verfügungsrechten oder alternativen Technologien Rechnung zu tragen. Je kg Milch emittiert eine Kuh, die 6.000 kg pro Jahr gibt, deutlich mehr Treibhausgase als eine, die 12.000 kg Milch gibt. Es macht auch einen Unterschied, ob Wirtschaftsdünger unmittelbar nach der Ausbringung in den Boden eingebracht wird oder nicht. Bei einer genauen Betrachtungsweise sind diese und viele andere Faktoren wichtig. Bei der Implementierung eines konkreten Systems ist zu bedenken, dass ein Zugewinn an Genauigkeit mit einem Aufwand zur Gewinnung dieser Information verbunden ist. Die Kosten der Informationsgewinnung und der Kontrolle sind bei einer systemischen Betrachtung mit zu berücksichtigen. Daher können einfachere, aber etwas ungenauere Systeme effizienter sein als Genauere, aber Kompliziertere.

6.4 Begleitmaßnahmen zur Absicherung der sozialen Verträglichkeit

Zu den politökonomischen Erfolgsvoraussetzungen der Umsetzung einer Kehrtwende der Agrarumweltpolitik hin zu einer am Verursacherprinzip ausgerichteten Bepreisung von Umweltschäden gehört ein sozialer Ausgleich, der präventiven Charakter hat, um die Zustimmung und Unterstützung der Bürger für eine umwelt- und agrarpolitische Kehrtwende zu gewinnen und politische Blockaden zu vermeiden (Blattner, 2020). Damit die angestrebte Transformation politisch stabil und gesellschaftlich akzeptiert bleibt, ist ein präventives Ausgleichskonzept notwendig, um Anpassungslasten abzufedern. Ziel ist es nicht, den ökonomischen Lenkungseffekt (das Preissignal) zu verwässern, sondern die daraus resultierenden Härten für besonders betroffene Gruppen durch flankierende Maßnahmen abzufedern. Drei gesellschaftliche Gruppen sind von den marktorientierten Reformen, sollten sie auf EU-Ebene umgesetzt werden, besonders stark betroffen:

- Landwirtinnen und Landwirte stehen vor der Herausforderung, ihre Produktionsmethoden umzustellen. Die Kompensation sollte hier nicht durch dauerhafte Einkommensbeihilfen erfolgen, sondern durch eine gezielte Transformationsunterstützung. Denkbare Maßnahmen könnten etwa eine Kofinanzierung von Investitionen in emissionsmindernde Technologien (Precision Farming, Stallumbau, Güllemaangement) beinhalten. Der Ausgleich sollte hier lediglich den Charakter einer Anschubfinanzierung haben.
- Nachgelagerte Unternehmen wie Schlachthöfe und Molkereien sowie deren Beschäftigte sind von Strukturbrüchen betroffen, wenn Tierbestände sinken oder Rohstoffströme sich verändern. Hier bietet sich die Anwendung des „Just Transition“-Ansatzes der EU auf den Agrar- und Ernährungssektor an, mit dem Fokus auf staatlich kofinanzierte Umschulungs- und Qualifizierungsprogramme. Ziel wäre die Vermeidung regionaler Arbeitslosigkeit in besonders betroffenen ländlichen Räumen.
- Der Anteil der Kosten von landwirtschaftlichen Rohstoffen an den Preisen von Lebensmitteln ist zwar gering und nimmt zunehmend ab. Verteuerungen von Agrargütern haben daher nur einen kleinen Effekt auf die Preise von Lebensmitteln. Verbraucherinnen

und Verbraucher haben dennoch zumindest vorübergehend in der Transition höhere Lebensmittelpreise zu bezahlen. Höhere Preise für Fleisch- oder Milchprodukte treffen Haushalte mit geringem Einkommen relativ stärker (regressive Wirkung).

Da die Sozialpolitik kein primäres EU-Mandat ist, muss der Ausgleich auf Ebene der Mitgliedstaaten erfolgen. Ein „Klimageld“ oder eine „Öko-Dividende“, deren potenzielle Einnahmen aus Agrar-Ökosteuern oder Agrar-Umwelt-Zertifikaten pro Kopf oder sozial gestaffelt an die Bürger zurückgegeben werden, könnte diesbezüglich als flankierende Maßnahme in einer Übergangszeit helfen. Schaper et al. (2025) zeigen am Beispiel Deutschland, dass die durch eine Klima-Abgabe generierten Einnahmen als Klimageld an die Konsumenten zurückgegeben werden können. Ärmere Haushalte können damit entlastet werden, während wohlhabendere Haushalte eher höhere Kosten zu tragen haben. Dies entlastet Geringverdiener überproportional, während der preisliche Anreiz, auf den Konsum umweltschädlicher Produkte eher zu verzichten, voll erhalten bleibt.

Insgesamt ist es die Aufgabe der allgemeinen Sozialpolitik der Mitgliedstaaten, einkommensschwachen Haushalten die Möglichkeit zu geben, sich ausgewogen und mit einer ausreichenden Menge von Lebensmitteln zu versorgen.

Je nachdem wie das System der Bepreisung von externen Kosten der Landwirtschaft durch Agrar-Ökosteuern oder handelbare Zertifikate ausgestaltet ist, können für die EU oder die Mitgliedstaaten Einnahmen verbunden sein oder nicht. Wenn Einnahmen erzielt werden, können zweckgebundene Ausgaben für die drei oben genannten Gruppen gedeckt oder kofinanziert werden. Ein solches „Earmarking“ hat aber den Nachteil, dass möglicherweise effizientere Lösungen später eingeführt werden. Da die avisierten Umstellungen zumindest mittelfristig auch zu einer Verringerung der teuren Agrarsubventionierung führen sollten, könnte sich dadurch auch eine Finanzierungsquelle auftun – vorausgesetzt, dass die Mittel nicht für andere Zukunftsbereiche der EU-Politik (Verteidigung, Migration, industrielle Transformation) umgewidmet werden müssen.

Einkommensbeihilfen (wie die Direktzahlungen in der Agrarwirtschaft, aber auch sonstige soziale Hilfen) neigen zur Permanenz, da sie als „soziale Notwendigkeit“ geframed werden. Um sicherzustellen, dass Kompensationen nur eine Brücke in ein neues System schlagen und nicht zur dauerhaften budgetären Belastung werden, müssen sie institutionell und zeitlich „hart“ konfrontiert werden. Dazu sind mehrere Strategien vorstellbar:

- Anstatt fixer jährlicher Beträge muss das Design der Kompensation eine systematische Degression vorsehen. Der Gesetzgeber legt bereits bei Einführung fest, dass die Zahlungen jährlich um einen festen Prozentsatz sinken.
- Sunset Clauses (Verfallsklauseln): Die rechtliche Grundlage der Kompensationszahlungen wird mit einem automatischen Ablaufdatum versehen. Eine Verlängerung erfordert eine neue wissenschaftliche Evaluation der Notwendigkeit.

6.5 Handlungsoptionen zur außenwirtschaftlichen Absicherung der Umsetzung eines unilateralen Polluter Pays Principle in der Landwirtschaft der EU

6.5.1 Die Option der Ausweitung von CBAM auf Agrargüter

Die Einführung einer Emissions-Bepreisung in der Landwirtschaft wirft auch Fragen des internationalen Handels und der Emissionsverlagerung in der Agrarproduktion auf (Henderson und Verma, 2021; Zech und Schneider, 2019). Die vorgeschlagenen Optionen an unilateralen EU-Maßnahmen könnten in allen Modelloptionen (mit Ausnahme von Moorböden) Produktionsverlagerungen in Regionen ohne Klimaauflagen auslösen und mögliche Gegenstrategien, wie einen sektorspezifischen Agrar-Grenzausgleichsmechanismus (Agrar-CBAM) für Agrarimporte, erforderlich machen, um gleiche Wettbewerbsbedingungen zu schaffen.³⁰ Grenzausgleichssysteme sind handelspolitische Maßnahmen, die darauf abzielen, gleiche Wettbewerbsbedingungen (Level Playing Field) zwischen inländischen und ausländischen Produzenten herzustellen, wenn im Inland Umwelt- oder CO₂-Steuern erhoben werden.

Agrargüter sind die Rohstoffe für Lebensmittel und viele andere Produkte. Viele der Agrargüter, die in der EU erzeugt werden (Weizen, Milchpulver, Sojabohnen, Butter, Zucker, Rapsöl, usw.), sind wohldefiniert und werden auf internationalen Börsen gehandelt, es handelt sich also um fungible Produkte.

Ein an CBAM angelehntes Modell für Agrargüter müsste anders implementiert werden als derzeit etwa CBAM für Stahl oder Dünger, das die Emissionen sowohl der Produktionsanlage als auch des Landes berücksichtigt. Da Agrargüter von einer Vielzahl von Produzenten erzeugt werden, ist es administrativ nicht zu bewältigen, die Produzenten-spezifischen Emissionen zu berücksichtigen. Daher müssten länderspezifische Emissionsfaktoren für Agrargüter ermittelt werden. Die FAO veröffentlicht bereits entsprechende Emissionsfaktoren für die wichtigsten Agrargüter der meisten Länder (vgl. <https://www.fao.org/faostat/en/#data/EI>).

Nach Ausweitung der vorliegenden Berechnungen auf eine größere Zahl von Agrargütern könnte CBAM für Agrargüter im Vergleich zu Industriegütern etwas einfacher implementiert werden (es müsste nur nach Gütern und Ländern differenziert werden).

Da Lebensmittel (z.B. Schokolade) zwar aus der pflanzlichen Produktion (z.B. Kakao) hervorgehen, aber nicht unmittelbar dort herkommen, wo die Agrargüter weiterverarbeitet werden (z.B. in Ghana), sondern erst am Verarbeitungsort zu Lebensmitteln werden (z.B. im Vereinigten Königreich), bleiben die oben angeführten Problembereiche weiterhin bestehen.

Somit ist eine Handlungsoption, um höhere Produktionskosten für Agrargüter durch handelbare **Zertifikate für Treibhausgase an der Grenze auszugleichen, ein Agrar-CBAM-Konzept einzuführen**. Die Abschöpfung kann auf der Grundlage von Berechnungen erfolgen, die länderspezifische Koeffizienten für Agrargüter berücksichtigen. **Analoge Daten für einen Ausgleich von**

³⁰ Auch die Neuverhandlung von Handelsabkommen mit Umweltbestimmungen könnte in Erwägung gezogen werden (siehe dazu Felbermayr et al., 2022).

höheren Produktionskosten wegen der Begrenzung von mineralischem Dünger und Pflanzenschutzmittel sind derzeit nicht verfügbar.

6.5.2 Handelspolitische Neutralisierungsinstrumente

Ein alternativer Ansatz zur Bewältigung der durch unilaterale Emissionsbepreisung entstehenden Wettbewerbsverzerrungen interpretiert die einseitige Erhöhung der Produktionskosten durch eine marktwirtschaftliche Bepreisung der Emissionen nicht primär als Umweltmaßnahme, sondern als unbeabsichtigte wettbewerbspolitische Intervention, die ausländischen Produzenten faktisch Wettbewerbsvorteile verschafft (Mehling & Jakob, 2024). Nach dieser Logik lässt sich die resultierende Wettbewerbsverzerrung durch zielgerichtete Handelsinstrumente kompensieren, ohne dass detaillierte Informationen über die tatsächliche Emissionsintensität ausländischer Produktion erforderlich sind. Dieser Ansatz reduziert den Informationsbedarf gegenüber einem idealtypischen CBAM-Design erheblich und ermöglicht damit die Ausweitung auf ein breiteres Spektrum von Importgütern.

Das **Kernprinzip** dieses alternativen Ansatzes basiert auf Ausgleichszöllen und -subventionen, die die potenziellen Auswirkungen der unilateralen Internalisierung auf Importe (Zunahme) und Exporte (Abnahme) neutralisieren (Staiger, 2022).

Die **Anwendung** führt zum sogenannten **Leakage Border Adjustment Mechanism (LBAM)** (Campolmi et al. 2025), der mit den zentralen GATT-Prinzipien kompatibel ist und darauf abzielt **die Verlagerung von Produktion ins Ausland zu neutralisieren** und Handelsströme zu stabilisieren. Dadurch werden ausländische Produzenten nicht diskriminiert, es wird lediglich der Kostennachteil europäischer Produzenten ausgeglichen, unabhängig von der Emissionsintensität im Ausland.

Zunächst wird erfasst, in welchem Ausmaß die Produktionskosten aller Güter innerhalb der EU infolge der Internalisierung externer Kosten steigen. Darauf aufbauend wird der Grenzausgleichsmechanismus so kalibriert, dass durch die Einhebung von nichtdiskriminierenden, produktspezifischen Importzöllen die Importpreise in einem Ausmaß steigen, das die Importmengen trotz der veränderten inländischen Kostenstruktur konstant bleiben. Parallel dazu können Exportsubventionen geleistet werden, die sicherstellen, dass die Ausfuhrmengen europäischer Produzenten trotz gestiegener inländischer Produktionskosten unverändert bleiben (Campolmi et al., 2025). Effektiv bedeutet das, dass die Auswirkungen der heimischen Emissionsbepreisung auf Importe und Exporte genau neutralisiert werden. Durch diese Anpassung der Handelsvolumina erreicht LBAM die Leakage-Vermeidung unmittelbarer als CBAM, setzt allerdings keine Anreize, die Emissionen im Ausland zu verringern bzw. zu bepreisen.

Der entscheidende Vorteil dieser alternativen Ausgleichsmaßnahme liegt beim geringeren Informationsbedarf und weniger Bürokratie. Denn die erforderlichen Parameter – Preiselastizitäten der heimischen Importnachfrage und ausländischen Nachfrage nach EU-Exporten – können robuster ermittelt werden als die Emissionsintensitäten von Produkten aus unterschiedlichen Produktionsprozessen und Jurisdiktionen. Wenngleich die zentralen Prinzipien des WTO-Rechts eingehalten werden, könnte dieser Vorschlag für eine mögliche Ausgestaltung eines Grenzausgleichsystems im Hinblick auf die Akzeptanz der Handelspartner WTO-rechtliche Fragen aufwerfen. Prinzipiell kann ein LBAM für alle international gehandelten Güter in gleicher Weise

angewendet werden. Zwar haben **Agrargüter** spezifische Preiselastizitäten, sodass sich Importzölle (und eventuell Exportsubventionen) von jenen anderer Güter unterscheiden würden, der Zugang würde sich jedoch nicht unterscheiden. Folglich ist ein LBAM, wie hier skizziert, eine weitere Option, um höhere Produktionskosten aufgrund von Umweltregulierungen auf EU-Ebene im Außenhandel auszugleichen. Einer Verteuerung der Produktion in der EU durch Begrenzung von Treibhausgasen in der Landwirtschaft, durch Verringerung von mineralischem Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln kann in einem solchen System Rechnung getragen werden, indem diese Preiserhöhungen durch einen adäquaten Importzoll ausgeglichen werden. Dieser Zugang wird allerdings derzeit vorrangig auf wissenschaftlicher Ebene diskutiert und nicht auf politischer. Denn trotz des theoretischen Anspruchs minimaler Informationsanforderungen zeichnen sich bei der praktischen Umsetzung des LBAM-Ansatzes einige Hürden ab. Ein zentrales Hindernis betrifft die parametrische Kalibrierung des Ansatzes. LBAM erfordert präzise ökonometrische Schätzungen von Importnachfrage- und Exportangebotselastizitäten, die eine hohe sektorale Variabilität aufweisen. Zudem bedarf dieser Ansatz einer kontinuierlichen Neukalibrierung und sektorspezifischen Anpassung des Einfuhrzolls, wodurch die administrative Komplexität nicht außer Acht gelassen werden darf. Darüber hinaus erfordert der LBAM zur vollständigen Leckage-Prävention Exportsubventionen, die unter WTO-rechtlichen Aspekten heikel sind und somit ein rechtliches Friktionsproblem darstellen, das die politische Implementierbarkeit gefährdet und die EU in Dispute-Settlement-Verfahren exponiert.

6.5.3 Belastung des heimischen Verbrauchs

Als dritte konzeptionelle Alternative könnte ein hybridisiertes System in Betracht gezogen werden, das die freie Zuteilung von Emissionszertifikaten im Rahmen des ETS beibehält, aber für die gewünschte Verhaltensanpassung den heimischen Verbrauch bestimmter emissionsintensiver Produkte mit einer nicht-diskriminierenden Verbrauchssteuer belegt. Diese konkrete Gestaltungsoption wurde bereits in der von der Europäischen Kommission (2021) beauftragten Machbarkeitsstudie berücksichtigt. Die Bewertung dieses Ansatzes fiel im Hinblick auf Leakage-Schutz, Anreiz für Investitionen zur Dekarbonisierung und administrativer Umsetzbarkeit gut aus, allerdings wurde diese Option bislang nicht priorisiert.

Das **Kernprinzip** besteht darin, EU-Produzenten emissionsintensiver Güter weiterhin kostenlose Emissionshandelszertifikate zuzuteilen, wodurch ihre Wettbewerbsfähigkeit auf In- und Auslandsmärkten durch progressive Preiserhöhungen nicht erodiert wird. Diese Ausgestaltung bewahrt gleichzeitig die ökonomischen Lenkungsinstrumente des ETS, da nicht genutzte Zertifikate am Markt veräußert werden können und ein Mehrbedarf durch Zukäufe gedeckt werden muss, womit die Anreizstruktur für Emissionsreduktion erhalten bleibt.

Um diese Preissignale auch im heimischen Verbrauch abzubilden und folglich eine Verhaltensanpassung in Richtung geringerer Nachfrage nach emissionsintensiven Produkten zu bewirken, wird der heimische Verbrauch bestimmter Güter durch eine produktspezifische Umweltabgabe mit standardisierten Sätzen (pro Mengeneinheit auf Basis des ETS) erfasst, die an der Grenze ausgeglichen werden kann (Neuhoff et al., 2025a, Neuhoff et al. 2025b).

In der **Anwendung** wäre die Abgabe so zu kalibrieren, dass sie die Zuteilung der freien Zertifikate neutralisiert. Da die **Verbrauchsabgabe** unabhängig vom Warenursprung in identischer Höhe

erhoben wird, entstehen keine Diskriminierungen zwischen inländischen und importierten Produkten und somit keine WTO-Rechtskompatibilitätsprobleme.

Allerdings erfordert die praktische Umsetzung eine sorgfältige rechtliche Konstruktion, in der das Instrument als *regulatorische Abgabe* statt als klassische *Verbrauchssteuer* zu klassifizieren ist. Damit können Kompetenzfragen innerhalb der europäischen Governance-Ordnung vermieden werden.

Der Vorteil dieses Ansatzes liegt im geringen bürokratischen Aufwand bei der Ausgestaltung des Grenzausgleiches. Durch die Ausrichtung der Bepreisung auf im Inland konsumierte Emissionen belastet sie primär Konsumentinnen und Konsumenten und erzeugt auch keine Dekarbonisierungsanreize im Ausland. Ein solches System ermöglicht ebenso eine schrittweise Anpassung von Marktakteuren an veränderte Preissignale. Abrupte Wettbewerbsdiskontinuitäten und das Risiko handelspolitischer Vergeltungsmaßnahmen könnten damit vermieden werden.

Wie im Zusammenhang mit CBAM erläutert, liegen für die wichtigsten Agrargüter bereits jetzt Emissionskoeffizienten vor. Die Gemeinsame Forschungsstelle der EU, das Joint Research Center (JRC), veröffentlicht außerdem Daten zur Treibhausgasintensität der Lebensmittelwertschöpfungskette (<https://edgar.jrc.ec.europa.eu/>). Unter Anwendung von Standardrezepturen kann somit zumindest die Emission von Treibhausgasen von Lebensmitteln gut eingeschätzt werden. Daher kann das hier vorgestellte System als weitere Option in Betracht gezogen werden, um die Belastung durch die Einführung des Verursacherprinzips im Agrar- und Ernährungssektor der EU im internationalen Warenverkehr zu kompensieren. Zu allfälligen Verteuerungen der Produktion in der EU durch Begrenzung von mineralischem Stickstoff und Pflanzenschutzmittel liegen derzeit keine Berechnungen vor. Die Folgen sollten daher in Studien quantifiziert werden. Auch dieser Zugang wird derzeit vorrangig auf wissenschaftlicher Ebene diskutiert und nicht auf politischer, wenngleich diese Option auch bereits auf EU-Ebene diskutiert wurde. Ein solches System könnte als **Übergangslösung** fungieren, während kostenlose Zertifikate schrittweise auslaufen, um schließlich in ein umfassendes adaptiertes Grenzausgleichsregime überzugehen.

7. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Studie analysiert Wege zur Reduzierung externer Kosten der Landwirtschaft in der EU durch eine marktorientierte Reform der Agrar- und Umweltpolitik. Um zu vermeiden, dass es zur Verlagerung der Produktion in Regionen mit möglicherweise noch größeren externen Effekten globaler Relevanz außerhalb der EU kommt, werden zudem Optionen zum Grenzausgleich vorgestellt.

Die Landwirtschaft verursacht global erhebliche Umweltbelastungen: weltweit ca. 20% der Treibhausgasemissionen, global über 50 kg Stickstoff-Überschuss pro Hektar Ackerfläche und einen maßgeblichen Beitrag zum Artensterben durch Pflanzenschutzmittel und die dadurch ermöglichten Anbauverfahren. Auch in der EU trägt die Landwirtschaft zur globalen Umweltbelastung bei. Diese externen – nicht im Preis von Agrargütern internalisierten – Kosten führen dazu, dass umweltschädliche Produktionsmethoden eingesetzt werden. Langfristig wird damit

auch die Versorgungssicherheit aufgrund der Degradation der natürlichen Ressourcen gefährdet.

Die bisherigen Ansätze der EU, um die negativen Folgen der Agrarproduktion zu reduzieren, sind nicht sehr wirksam. In der EU verschärfen eine unkoordinierte GAP, Umwelt- und Handelspolitik ineffiziente Subventionen und Regulierungen. Dies führt zu hohen Kosten (31% EU-Haushalt bis 2027), bürokratischen Lasten und zum Verfehlen von Umweltzielen. Der vorherrschende Zugang mit regulatorischen Auflagen und Direktzahlungen, die unter Umweltauflagen gewährt werden, ist wenig effektiv. Aus einem politökonomischen Blickwinkel ist dies das Ergebnis starker Interessengruppen, denen effektive und die Agrarproduktion drosselnde Maßnahmen widerstreben.

Marktbasierte Lösungen wie Umweltsteuern oder handelbare Zertifikate sind die Instrumente, mit denen wirksame Veränderungen herbeigeführt werden können. Sie sind am effektivsten, um dem Verursacherprinzip, das in der EU Geltung hat, Rechnung zu tragen. Steuern auf umweltbelastende Aktivitäten auf EU-Ebene scheiterten aber bisher an nicht überwindbaren Barrieren wie der nötigen Einstimmigkeit im Rat. EU-weite handelbare Zertifikate für Emissionen können politisch leichter durchgesetzt werden, wie das EU-Handelssystem für Treibhausgasemissionen (ETS) zeigt.

Ökonominnen und Ökonomen bevorzugen marktbasierte Instrumente nach dem Verursacherprinzip, weil sie Umweltschäden einen Preis geben und dort ansetzen, wo sie entstehen, gleichzeitig aber den Betrieben die Freiheit lassen, diese Kosten des Umweltverbrauchs auf die für sie günstigste Weise zu senken.

Die Landwirtschaft ist bisher nicht Teil des ETS, sondern unterliegt vor allem nationalen Regulierungen, die höchst unterschiedlich zwischen den Mitgliedstaaten sind. Dies verursacht Wettbewerbsverzerrungen innerhalb der EU. Infolgedessen hat sich die Reduktion von Treibhausgasen in der Landwirtschaft in den letzten Jahren verlangsamt.

Die Studie schlägt einen neuen Lösungsweg zur Integration der Landwirtschaft in das ETS vor, dessen Details noch weiter ausgearbeitet werden müssen. Dabei setzt der Mechanismus nicht an den Emissionen an, die im Agrarsektor praktisch nicht messbar sind, sondern an wichtigen Inputs zur Erzeugung von Agrargütern. Konkrete Modelle werden für mineralische Stickstoffdünger, Nutztiere und Pflanzenschutzmittel ausgearbeitet.

Die Vorteile eines Systems handelbarer Zertifikate sind eine wirksame Begrenzung von Inputs mit denen negative externe Effekte einhergehen, sowie Anreize für Innovation und die Möglichkeit, Technologien an die jeweiligen Gegebenheiten anzupassen. Je nach Ausgestaltung des Systems können damit Einnahmen für den Staat generiert werden oder Vorkehrungen getroffen werden, um die Kostenbelastung zur Anpassung an das neue Regime zu Beginn abzufedern.

Zumindest vorübergehend ist damit zu rechnen, dass sich Agrargüter verteuern und Einkommen verringern, wenn wichtige Inputs zur Produktion wirksam begrenzt werden. Für die betroffenen Landwirte und Beschäftigten in der Lebensmittelwirtschaft gibt es bereits Instrumente auf EU-Ebene, um die Anpassungskosten abzuschwächen. Da höhere Produktionskosten in der Landwirtschaft Agrargüter und damit auch Lebensmittel verteuern werden, sind auch

einkommensschwache Haushalte von einer wirksameren Agrar-Umweltpolitik betroffen. Für sie sollten Unterstützungsmaßnahmen im Zuge der Sozialpolitik entwickelt werden.

Werden die externen Effekte der EU-Landwirtschaft internalisiert, so besteht ein Leakage-Risiko, das heißt, es kann zu Produktionsverlagerungen in Regionen außerhalb der EU kommen. Derzeit gibt es mit dem Carbon Border Adjustment Mechanism (CBAM) einen europäischen Ausgleichsmechanismus für bestimmte Industriegüter und Strom. Die Einbeziehung von Agrargütern in dieses System ist prinzipiell möglich. Da CBAM jedoch mehrere Mängel aufweist, werden zwei weitere Optionen vorgestellt, um einen wirksamen Grenzausgleich zu ermöglichen. In einem dieser Systeme werden die Kostenbelastungen der Produzenten innerhalb der EU über veränderte Importzölle bzw. Exportsubventionen neutralisiert. Konzepte, die für Industriegüter entwickelt wurden, lassen sich auch auf Agrargüter anwenden. Bei der zweiten Alternative werden Konsumgüter verteuert, bei deren Herstellung hohe externe Kosten anfallen. Diese Option wurde bereits in der von der EU 2021 beauftragten Machbarkeitsstudie für ein Grenzausgleichssystem berücksichtigt. Die Bewertung für diesen Gestaltungsansatz fiel im Hinblick auf Leakage-Schutz, Anreiz für Investitionen zur Dekarbonisierung und administrative Umsetzbarkeit gut aus, allerdings wurde diese Option bislang nicht priorisiert. Dieser Ansatz könnte allerdings als Übergangslösung fungieren, um schließlich in ein umfassendes adaptiertes Grenzausgleichsregime überzugehen.

Diese Kombination marktbasierter Instrumente innerhalb der EU mit einer Absicherung im internationalen Handel zeigt einen Weg auf, wie Innovationen zu umweltfreundlicheren Produktionsweisen stimuliert, die administrative Last verringert, die Verteuerung von Lebensmitteln geringgehalten und die Reduzierung umweltbeeinträchtigender Schadstoffe in vorhersehbarer Weise erreicht werden können.

In den aktuellen Vorschlägen der EU-Kommission zu einer reformierten GAP (Gemeinsamen Agrarpolitik) wird jedoch vorrangig auf den bisherigen Instrumentenmix gesetzt, dessen Effektivität zur Verringerung der Umweltbelastung bisher gering war. Wirksame Maßnahmen zur Drosselung der Emissionen des Agrarsektors werden nicht angestrebt, weil marktbasierende Instrumente zur Emissionssenkung in der GAP nicht vorgesehen sind. Stattdessen werden erhebliche Mittel dafür vorgesehen, klimabedingte Produktionsausfälle auszugleichen. Die hier ausgearbeiteten Vorschläge zeigen, wie durch die Kombination von Maßnahmen in der Agrar-, Umwelt- und Handelspolitik negative externe Effekte der Landwirtschaft wirksam gedrosselt werden können, während der Agrarsektor wettbewerbsfähig und innovativ bleibt.

8. Literaturverzeichnis

- Acampora, A., Ruini, L., Mattia, G., Pratesi, C. A., & Lucchetti, M. C. (2023). Towards carbon neutrality in the agri-food sector: drivers and barriers. *Resources, Conservation and Recycling*, 189, 106755.
- Alons (2017) Environmental policy integration in the EU's common agricultural policy: greening or greenwashing? *Journal of European Public Policy*, 24:11, 1604-1622.
- Amaglobeli, D., Benson, T., & Mogues, M. T. (2024). Agricultural producer subsidies: Navigating challenges and policy considerations. International Monetary Fund.

- Andersson, D., Bratsberg, S., Ringsmuth, A. K., & De Wijn, A. S. (2021). Dynamics of collective action to conserve a large common-pool resource. *Scientific Reports*, 11(1), 9208. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87109-x>
- Arezki, M. R., & Bruckner, M. (2011). Food prices and political instability. International Monetary Fund Working Paper
- Arguedas, C., & van Soest, D. P. (2009). On reducing the windfall profits in environmental subsidy programs. *Journal of Environmental Economics and Management*, 58(2), 192-205.
- Arvanitopoulos, T., Garsous, G., & Agnolucci, P. (2021). Carbon leakage and agriculture: A literature review on emissions mitigation. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, 169.
- Baranzini, A., & Carattini, S. (2017). Effectiveness, earmarking and labeling: testing the acceptability of carbon taxes with survey data. *Environmental Economics and Policy Studies*, 19(1), 197-227.
- Baranzini, A., Van den Bergh, J. C., Carattini, S., Howarth, R. B., Padilla, E., & Roca, J. (2017). Carbon pricing in climate policy: seven reasons, complementary instruments, and political economy considerations. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 8(4), e462.
- Becker, S., Grajewski, R., & Rehburg, P. (2022). Where does the CAP money go? Design and priorities of the draft CAP Strategic Plans 2023-2027 (No. 191a). Thünen Working Paper.
- Berendse, F. (2017). Add a tax to the EU agricultural policy. *Nature*, 543(7645), 315.
- Bergquist, M., Nilsson, A., Haring, N. et al. (2022). Meta-analyses of fifteen determinants of public opinion about climate change taxes and laws. *Nat. Clim. Chang.* 12, 235–240 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41558-022-01297-6>
- Bernini, C., & Galli, F. (2024). Economic and environmental efficiency, subsidies and spatio-temporal effects in agriculture. *Ecological Economics*, 218, 108120.
- Bjørnåvold, A., David, M., Mermet-Bijon, V., Beaumais, O., Crastes dit Sourd, R., Van Passel, S., & Martinet, V. (2023). To tax or to ban? A discrete choice experiment to elicit public preferences for phasing out glyphosate use in agriculture. *PLoS One*, 18(3), e0283131.
- Blattner, C. (2020). Just transition for agriculture? A critical step in tackling climate change. *Journal of Agriculture, Food Systems, and Community Development*, 9(3), 53-58.
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) und BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz). 2024, Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz der Gewässervor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/2875/dokumente/nitratbericht_2024_bf.pdf
- Bognar, J., et al. L. (2024). Pricing agricultural emissions and rewarding climate action in the Agri-food value chain. Studie für European Commission, DG CLIMA Applying the polluter-pays principle to agricultural emissions CLIMA/2022/OP/0006.
- Böhringer, C., Carbone, J.C., & Rutherford, T.F. (2017). Unilateral Climate Policy Design: Efficiency and Equity Implications of Alternative Instruments to Reduce Carbon Leakage. *Energy Economics*, 64, 583–593.
- Böhringer, C., Fischer, C., Rosendahl, K. E., & Rutherford, T. F. (2022). Potential impacts and challenges of border carbon adjustments. *Nature Climate Change*, 12(1), 22–29.
- Branger, F., & Quirion, P. (2014). Would border carbon adjustments prevent carbon leakage and heavy industry competitiveness losses? Insights from a meta-analysis of recent economic studies. *Ecological Economics*, 99, 29-39.
- Brännlund, R., & Persson, L. (2012). To tax, or not to tax: preferences for climate policy attributes. *Climate Policy*, 12(6), 704-721.
- Bub S., Wolfram J., Petschick L. L., Stehle S. & Schulz R., 2023, Trends of Total Applied Pesticide Toxicity in German Agriculture. *Environmental Science & Technology* 57 (1): 852 – 861. DOI: 10.1021/acs.est.2c07251 Buchanan, J.M. & Tullock, G. (1975). Polluters' Profits and Political Response: Direct Control Versus Taxes. *American Economic Review*, 65, 139–147.
- Burke, J., et al. (2020). Distributional impacts of a carbon tax in the UK: Report 2–Analysis by income decile. London: Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment and Centre for Climate Change Economics and Policy, London School of Economics and Political Science, and Vivid Economics.
- Cammeo, J., Ferrari, A., Borghesi, S., Zens, G., & de Bonfils, L. (2024). The functioning and socio-economic impacts of the EU Emission Trading System: updated evidence and insights. SPES Working paper no. 7.1, SPES project – Sustainability Performances, Evidence and Scenarios. University of Florence.

- Campolmi, A., Fadinger, H., Forlati, C., Stillger, S., & Wagner, U. J. (2025). Designing effective carbon border adjustment with minimal information requirements. Theory and evidence. Collaborative Research Center Transregio 224 - Discussion Paper No. 495.
- Carbon Brief (2024): Analysis: How do the EU farmer protests relate to climate change? <https://www.carbon-brief.org/analysis-how-do-the-eu-farmer-protests-relate-to-climate-change/>
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N. and Smith, V.H. (1998), NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. *Ecological Applications*, 8: 559-568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Carattini, S., Baranzini, A., Thalmann, P., Varone, F., & Vöhringer, F. (2017). Green taxes in a post-Paris world: are millions of nays inevitable?. *Environmental and Resource Economics*, 68(1), 97-128.
- Chen, D. M. C., Bodirsky, B., Wang, X., Xuan, J., Dietrich, J. P., Popp, A., & Lotze-Campen, H. (2025). Future food prices will become less sensitive to agricultural market prices and mitigation costs. *Nature Food*, 6(1), 85-96.
- Christen, E. (2024). *EU-Grenzausgleich. Ambitionierte Klimaziele und Wettbewerbsfähigkeit in Einklang bringen?* Research Brief No. 2. WIFO.
- Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1–44.
- Cooper, T., Hart, K., & Baldock, D. (2009). Provision of public goods through agriculture in the European Union. London: Institute for European Environmental Policy.
- Copeland, B. R., & Taylor, M. S. (2005). Free trade and global warming: A trade theory view of the Kyoto Protocol. *Journal of Environmental Economics and Management*, 49(2), 205–234.
- Cullenward, D., & Victor, D. G. (2021). Making climate policy work. Cambridge.
- Daugbjerg, C. & Swinbank, A. (2011): Explaining the 'Health Check' of the Common Agricultural Policy: Budget, Trade and Institutional Factors. *European Integration* 33(3): 349–367.
- De Mooij, R. A., Keen, M. M., & Parry, I. W. (2012). Fiscal policy to mitigate climate change: A guide for policymakers. International Monetary Fund.
- De Boe, G. (2020). Impacts of agricultural policies on productivity and sustainability performance in agriculture: A literature review. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers No. 141, Paris.
- Deryugina, T., Moore, F., & Tol, R. S. (2021). Environmental applications of the Coase Theorem. *Environmental Science & Policy*, 120, 81-88.
- Diederich, J., & Goeschl, T. (2014). Willingness to pay for voluntary climate action and its determinants: Field-experimental evidence. *Environmental and Resource Economics*, 57(3), 405-429.
- Douenne, T., & Fabre, A. (2022). Yellow vests, pessimistic beliefs, and carbon tax aversion. *American Economic Journal: Economic Policy*, 14, 81–110
- Dresner, S., Dunne L., Clinch P. & Beuermann C. (2006) Social and political responses to ecological tax reform in Europe: an introduction to the special issue. *Energy Policy* 34(8), 895–904.
- Drews, S., & Van den Bergh, J. C. (2016). What explains public support for climate policies? A review of empirical and experimental studies. *Climate Policy*, 16(7), 855-876.
- Drews, S., Savin, I., & van den Bergh, J. (2024). A global survey of scientific consensus and controversy on instruments of climate policy. *Ecological Economics*, 218, 108098.
- Dreyer, S. J., & Walker, I. (2013). Acceptance and support of the Australian carbon policy. *Social Justice Research*, 26, 343–362.
- Dür, A., Bernhagen, P., & Marshall, D. (2015). Interest group success in the European Union: When (and why) does business lose?. *Comparative Political Studies*, 48(8), 951-983.
- EEA (European Environment Agency) (2025). Trends and projections in Europe 2025. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/6474400>
- Edenhofer, O., Franks, M., & Kalkuhl, M. (2021). Pigou in the 21st Century: a tribute on the occasion of the 100th anniversary of the publication of *The Economics of Welfare*. *International Tax and Public Finance*, 28(5), 1090-1121.
- Erisman, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., & Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1(10), 636–639. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>

- ESABCC (2024). Towards EU climate neutrality: Progress, policy gaps and opportunities. Copenhagen, Denmark.
- Espinosa Diaz, S., Riccioli, F., Di Iacovo, F., & Moruzzo, R. (2023). Transaction costs in agri-environment-climate measures: A review of the literature. *Sustainability*, 15(9), 7454.
- Europäische Kommission (2021). Study on the possibility to set up a carbon border adjustment mechanism on selected sectors. Final report. TAXUD/2020/AO-14.
- Europäisches Parlament (2025). Agrarpolitik der EU in Zahlen (Infografik), Stand 17.10.2025. Verfügbar unter: <https://www.europarl.europa.eu/topics/de/article/20211118STO17609/agrarpolitik-der-eu-in-zahlen-infografik>
- European Court of Auditors (2021): Common Agricultural Policy and climate. Half of EU climate spending but farm emissions are not decreasing. Special report. Brussels
- European Court of Auditors (2024), Special report 20/2024: Common Agricultural Policy Plans – Greener, but not matching the EU's ambitions for the climate and the environment.
- FAO - Food and Agriculture Organisation (2023): The State of Food and Agriculture. Revealing the true cost of food to transform agrifood systems. FAO, Rom.
- Feindt, P. H., Grohmann, P., & Häger, A. (2022). The CAP post-2020 reform and the EU budget process. In Münch, S., & Heinelt, H. (Eds.): *EU Policymaking at a Crossroads: Negotiating the 2021–2027 Budget*. London, 95–121.
- Felbermayr, G., Wolfmayr, Y., Bärenthaler-Sieber, S., Böheim, M., Christen, E., Friesenbichler, K., Meinhart, B., Meyer, B., Pekanov, A., & Sinabell, F. (2022). *Strategische Außenwirtschaftspolitik 2030 – Wie kann Österreich Geoökonomie Konzepte nutzen?*. WIFO. <https://www.wifo.ac.at/publication/pid/23076381>.
- Finger, R., Fabry, A., Kammer, M., Candel, J., Dalhaus, T., & Meemken, E. M. (2024b). Farmer protests in Europe 2023–2024. *EuroChoices*, 23(3), 59–63.
- Finger, R., Möhring, N., Dalhaus, T., & Böcker, T. (2017). Revisiting pesticide taxation schemes. *Ecological Economics*, 134, 263–266.
- Finger, R., Schneider, K., Candel, J., & Möhring, N. (2024). Europe needs better pesticide policies to reduce impacts on biodiversity. *Food Policy*, 125, 102632.
- Fournier Gabela, J. G., & Freund, F. (2023). Potential carbon leakage risk: A cross-sector cross-country assessment in the OECD area. *Climatic Change*, 176(65), 1–21.
- Frank, S., Havlík, P., Tabeau, A., Witzke, P., Boere, E., Bogonos, M., Deppermann, A., van Dijk, M., Höglund-Isaksson, L., Janssens, C., Kesting, M., van Meijl, H., Pérez-Domínguez, I. and Valin, H. (2021). How much multilateralism do we need? Effectiveness of unilateral agricultural mitigation efforts in the global context. *Environmental Research Letters*, 16(10), 104038.
- Gampfer, R. (2014). Do individuals care about fairness in burden sharing for climate change mitigation? Evidence from a lab experiment. *Climatic change*, 124(1), 65–77.
- Garzon, I. (2006): *Reforming the Common Agricultural Policy: History of a Paradigm Change*. Palgrave Macmillan.
- Gawel, E., Strunz, S., & Lehmann, P. (2014). A public choice view on the climate and energy policy mix in the EU—How do the emissions trading scheme and support for renewable energies interact?. *Energy Policy*, 64, 175–182.
- Goulder, L. H., & Parry, I. W. (2008). Instrument choice in environmental policy. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2), 152–174.
- Grainger, C. A., & Kolstad, C. D. (2010). Who pays a price on carbon?. *Environmental and Resource Economics*, 46(3), 359–376.
- Grant, W. (2024). Agricultural sector lobbying. In: Coen, D., & Katsaitis, A. (Hrsg): *Handbook on lobbying and public policy*, Cheltenham. 408–419.
- Greer, A. (2017). Post-exceptional politics in agriculture: an examination of the 2013 CAP reform. *Journal of European Public Policy*, 24(11), 1585–1603.
- Grosjean, G., Fuss, S., Koch, N., Bodirsky, B. L., De Cara, S., & Acworth, W. (2018). Options to overcome the barriers to pricing European agricultural emissions. *Climate Policy*, 18(2), 151–169.
- Henderson, B., & Lankoski, J. (2019). Evaluating the environmental impact of agricultural policies. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers* No. 130, Paris.

- Hendrix, C. S., & Haggard, S. (2015). Global food prices, regime type, and urban unrest in the developing world. *Journal of Peace Research*, 52(2), 143-157.
- Henke, M. R., Sorrentino, A., & Severini, S. (Hrsg.). (2012). *The Common Agricultural Policy After the Fischler Reform: National Implementations, Impact Assessment and the Agenda for Future Reforms*. Farnham, Burlington.
- Himics, M., Fellmann, T., Barreiro-Hurlé, J., Witzke, H. P., Domínguez, I. P., Jansson, T., & Weiss, F. (2018). Does the current trade liberalization agenda contribute to greenhouse gas emission mitigation in agriculture?. *Food policy*, 76, 120-129.
- Horan, R.D. and James S. Shortle, J.S. (2011). Economic and Ecological Rules for Water Quality Trading. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 47(1):59-69. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2010.00463.x
- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2025). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services*. Online verfügbar unter: <https://www.ipbes.net/global-assessment>.
- IPCC (2022). *IPCC Sixth Assessment Report. Chapter 7: Agriculture, Forestry, and Other Land Uses (AFOLU)*. Online verfügbar unter: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg3/chapter/chapter-7/>
- IPCC (2022). *AR6 Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change*.
- Jakob, M. (2021). Why carbon leakage matters and what can be done against it. *One Earth*, 4(5), 609-614.
- Jansson, T., Johansson, H., & Choi, H. (2024). Carbon taxes and agriculture: The benefit of a multilateral approach. *Environmental and Resource Economics*, 77(3), 521-545.
- Kalaitzandonakes, M., Ellison, B. & Coppess, J. (2024) The Importance of Food Prices in 2024 Election: Results from the Gardner Food & Agricultural Policy Survey. *farmdoc daily* (14):220
- Kallbekken, S., & Sælen, H. (2011). Public acceptance for environmental taxes: Self-interest, environmental and distributional concerns. *Energy Policy*, 39(5), 2966-2973.
- Keeler, J. T. (1996). Agricultural power in the European Community: Explaining the fate of CAP and GATT negotiations. *Comparative Politics*, 127-149.
- Keohane, N. O., Revesz, R. L., & Stavins, R. N. (2019). The choice of regulatory instruments in environmental policy. *Environmental Law*, 491-545.
- Klenert, D., & Mattauch, L. (2016). How to make a carbon tax reform progressive: The role of subsistence consumption. *Economics Letters*, 138, 100-103.
- Köppl, A., & Schratzenstaller, M. (2023). Carbon taxation: A review of the empirical literature. *Journal of Economic Surveys*, 37(4), 1353-1388.
- Kornher, L., Balezantis, T., & Santeramo, F. G. (2024). EU food price inflation amid global market turbulences during the COVID-19 pandemic and the Russia-Ukraine War. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 46(4), 1563-1584.
- Krupnick, A. & Parry, I. (2012). What is the Best Policy Instrument for Reducing CO₂ Emissions, in: De Mooij, et al. (eds). *Fiscal policy to mitigate climate change: A guide for policymakers*. International Monetary Fund, 1-25.
- Lakner, S., & Röder, N. (2024). Die Gemeinsame Agrarpolitik der EU: Flaggschiff-Politik oder ewige Reformruine?. *Wirtschaftsdienst*, 104(3), 159-164.
- Leahy, S., Clark, H., & Reisinger, A. (2020). Challenges and prospects for agricultural greenhouse gas mitigation pathways consistent with the Paris Agreement. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 69.
- Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M. A., Vries, W. de, Weiss, F., & Westhoek, H. (2015). Impacts of European livestock production: Nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10(11), 115004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
- Lovec, M., Rac, I., & Erjavec, E. (2024). External shocks, policy spillovers, and veto players:(post) exceptionalist common agricultural policy and the case of the 2023-2027 reform. *Journal of European Integration*, 46(4), 433-453.
- Majone, G. (1994). The rise of the regulatory state in Europe. *West European Politics*, 17(3), 77-101.
- Marcu, A. C., Mehling, M. A., & Cosbey, A. J. (2022). *Border Carbon Adjustments in the EU: Treatment of Exports in the EU CBAM*. European Roundtable on Climate Change and Sustainable Transition (ERCST), Brüssel.
- Marelli, L., Trane, M., Barbero Vignola, G., Gastaldi, C., Guerreiro Miguel, M., Delgado Callicó, L., Borchardt, S., Mancini, L., Sanyé Mengual, E., Gourdon, T., Maroni, M., Georgakaki, A., Seigneur, I., M'Barek, R., Acs, S., Listorti, G., Bosco,

- S., Contipelli, L., Dentener, F., Dowling, P., Grassi, G., Korosuo, A., Manca, G., Migliavacca, M., Sikora, P., Weitzel, M., Acosta Iborra, B., Arrigoni, A., Bavetta, M., Bertoldi, P., Bolard, J., Bravo Diaz, L., Carlsson, J., Castellazzi, L., Dagostino, D., Della Valle, N., Dolci, F., Dunlop, E. D., Hidalgo Gonzalez, I., Jaeger Waldau, A., Maduta, C., Mc Govern, L., Meletiou, A., Szabo, S., Tapoglou, E., Taylor, N., Tsemekidi Tzeiranak, S., Amadei, A., Ardente, F., Bobba, S., Bruchhausen, M., Coelho, F., De Laurentiis, V., Delre, A., Eder, P., Egle, L., Foster, G., Cristobal Garcia, J., Gaudillat, P., Georgitzikis, K., Huygens, D., Lebedeva, N., Manfredi, S., Mathieux, F., Maury, T., Orefice, M., Pennington, D., Pfrang, A., Pierri, E., Saveyn, H., Sala, S., Spiliotopoulos, C., Tonini, D., Ciuffo, B., Fontaras, G., Grosso, M., Krause, J., Lodi, C., Marotta, A., Martini, G., Scarlat, N., Caivano, A., Catarino, R., De Jong, B., Druon, J.-N., Guerrero, I., Gurria, P., Leite, J., Olvedy, M., Puerta Pinero, C., Tóth, K., Wollgast, J., Addamo, A., Barredo, J. I., Bopp, S., Cardoso, A. C., Dubois, G., La Notte, A., Marando, F., Neuville, A., Robuchon, M., Paracchini, M. L., Jones, A., Panagos, P., Tamborra, M., Vallecillo, S., Van der Velde, M., Aschberger, K., Astorga-Llorens, C., Belz, S., Gawlik, B. M., Held, A., Lettieri, T., Pisoni, E., Pistocchi, A., Rauscher, H., Thunis, P., Wojda, P., Worth, A., & Neuwahl, F. (2025). Delivering the EU Green Deal: Progress towards targets (C. Black & S. Cisternino, Eds.; JRC140372). Publications Office of the European Union. [https://www.ufz.de/export/data/global/257265_Study%20Pesticide-Taxes%20\(2021\).pdf](https://data.europa.eu/doi/10.2760/3105205Martin, R., Muûls, M., Preux, L. B. d., & Wagner, U. J. (2014). On the empirical content of carbon leakage criteria in the EU emissions trading scheme. <i>Ecological Economics</i>, 105, 78–88.</p>
<p>Mathys, N. A., & de Melo, J. (2011). Political economy aspects of climate change mitigation efforts. <i>The World Economy</i>, 34(11), 1938–1954.</p>
<p>Matthews, A. & O'Neill, M. (2025). Designing Agricultural Climate Policy in Ireland from 2030 to Net Zero. Dublin, Institute for International and European Affairs.</p>
<p>Matthews, A. (2022). Trade policy approaches to avoid carbon leakage in the agri-food sector. Brussels, The Left in the European Parliament.</p>
<p>Matthews, G. (2024). Farmer Protests and the 2024 European Parliament Elections. <i>Intereconomics</i>, 59(2), 83-87.</p>
<p>Mayol, A., & Porcher, S. (2025). Analysis of the determinants of support and participation in carbon tax riots in France. <i>Applied Economics</i>, 57(15), 1784-1802.</p>
<p>McCann, L. (2013). Transaction costs and environmental policy design. <i>Ecological Economics</i>, 88, 253-262.</p>
<p>Meckling, J., & Jenner, S. (2016). Varieties of market-based policy: Instrument choice in climate policy. <i>Environmental Politics</i>, 25(5), 853-874.</p>
<p>Mehling, M., & Jakob, M. (2024). Subsidy-related aspects of the EU carbon border adjustment mechanism (CBAM). <i>Journal of World Trade</i>, 58(3).</p>
<p>Meng, K. C., & Rode, A. (2019). The social cost of lobbying over climate policy. <i>Nature Climate Change</i>, 9, 472–476.</p>
<p>Mennig, P. (2024). A never-ending story of reforms: on the wicked nature of the Common Agricultural Policy. <i>npj Sustainable Agriculture</i>, 2(1), 20.</p>
<p>Möckel, S., Geawel, E., Liess, M., & Neumeister, L. (2021). Pesticide tax in the EU – various levy concepts and their impact on pesticide reduction [Study on behalf of the GLS Bank and GLS Bank Stiftung]. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung. <a href=)
- Muhammad, I., Mohd Hasnu, N. N., & Ekins, P. (2021). Empirical research of public acceptance on environmental tax: A systematic literature review. *Environments*, 8(10), 109.
- Musgrave, R.A. (1959) *The Theory of Public Finance*, New York.
- Nedergaard, P. (2006). Market failures and government failures: A theoretical model of the common agricultural policy. *Public Choice*, 127(3), 385-405.
- Neuhoff, K., Ballesteros, F., Kurz, A., und Niemöller, P. (2025b), Reform des CO2-Grenzausgleichs ist entscheidend für wettbewerbsfähige Industrie, DIW-Wochenbericht 47/2025.
- Neuhoff, K., Sato, M., Ballesteros, F., Böhringer, C., Borghesi, S., Cosbey, A., Das, K., Ismer, R., Johnston, A., Linares, P., Matikainen, S., Pauliuk, S., Pirlot, A., Quirion, P., Rosendahl, K., Sniegocki, A., van Asselt, H., und Zetterberg, L. (2025a). Industrial decarbonisation in a fragmented world: an effective carbon price with a" climate contribution". Policy insight.
- Neumeister, L., 2022, Locked-In Pesticides, European Union's dependency on harmful pesticides and how to overcome it. food watch report 2022. Online verfügbar unter: https://www.foodwatch.org/fileadmin/-INT/pesticides/2022-06-30_Pesticides_Report_foodwatch.pdf

- Newell, R. G., & Stavins, R. N. (2003). Cost heterogeneity and the potential savings from market-based policies. *Journal of Regulatory Economics*, 23(1), 43-59.
- Niskanen, W. A. (1975). Bureaucrats and politicians. *The Journal of Law and Economics*, 18(3), 617-643.
- Nordin, I., Wilhelmsson, F., Jansson, T., Fellmann, T., Barreiro-Hurle, J., & Himics, M. (2019). Impact of Border Carbon Adjustments on Agricultural Emissions—Can Tariffs Reduce Carbon Leakage?. *AgEcon Search*, 2019-06.
- Oates, W. E. (1972): *Fiscal Federalism*. New York.
- Oates, W. E., & Portney, P. R. (2003). The political economy of environmental policy. In *Handbook of environmental economics* (Vol. 1, pp. 325-354). Elsevier.
- Oebel, B., Stein, L., Michalke, A., Stoll-Kleemann, S., & Gaugler, T. (2024). Towards true prices in food retailing: the value added tax as an instrument transforming agri-food systems. *Sustainability Science*, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s11625-024-01477-Z>.
- OECD (2022). *Building Trust and Reinforcing Democracy. Preparing the Ground for Government Action*, OECD Public Governance Reviews, Paris, <https://doi.org/10.1787/76972a4a-en>.
- Olson, M. (1965) *The Logic of Collective Action*, Cambridge, MA.
- Olson, M. (1969): The Principle of "Fiscal Equivalence: The Division of Responsibilities among Different Levels of Government. *American Economic Review*, 59(2), 479–487.
- Olson, M. (1982). *The Rise and Decline of Nations*. Yale.
- Orach, K., Schlüter, M., & Österblom, H. (2017). Tracing a pathway to success: How competing interest groups influenced the 2013 EU Common Fisheries Policy reform. *Environmental Science & Policy*, 76, 90-102.
- Pe'Er, G., et al. (2019). A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science*, 365(6452), 449-451.
- Peltzman, 1976 S 29
- Pérez Domínguez, I., Fellmann, T., Witzke, P., Weiss, F., Hristov, J., Himics, M., ... & Leip, A. (2020). *Economic assessment of GHG mitigation policy options for EU agriculture: A closer look at mitigation options and regional mitigation costs (EcAMPA 3)* (No. JRC120355). Joint Research Centre.
- Pufahl, A., H. Guyomard, R. Jongeneel, M. Lassalas, N. Röder, T. Runge, R. Schreuder, F. Sinabell, (2025). Are the Eco-Schemes a Step Towards a Greener EU Agriculture Policy or Do They Only Add to Its Complexity?. Poster Presented at the 2025 EAAE-Congress, Bonn, 26th to 28th Aug. 2025.
- Rac, I., Erjavec, K., & Erjavec, E. (2024). Agriculture and environment: friends or foes? Conceptualising agri-environmental discourses under the European Union's Common Agricultural Policy. *Agriculture and Human Values*, 41(1), 147-166.
- Rani, L., Thapa, K., Kanojia, N., Sharma, N., Singh, S., Grewal, A. S., Srivastav, A. L., & Kaushal, J. (2021). An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production*, 283. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>
- Resnick, D., & Swinnen, J. (2023). Food systems transformation requires strategic attention to political economy. *Nature Food*, 4(12), 1020-1021.
- Rudolfson, I. (2021). Food price increase and urban unrest: The role of societal organizations. *Journal of Peace Research*, 58(2), 215-230.
- Sager, L. (2023). The global consumer incidence of carbon pricing: evidence from trade. *Energy Economics*, 127, 107101.
- Salhofer, K., Hofreither, M. F., & Sinabell, F. (2000). Promotion of the agricultural sector and political power in Austria. *Public Choice*, 102(3), 229-246.
- Samuelson, P. A. (1954): The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics*, 36(4), 387–389.
- Schaffer, L. M. (2021). The politics of green taxation. In: Hakelberg, L., & Seelkopf, L. (Hrsg.): *Handbook on the Politics of Taxation*, Cheltenham, 208-227.
- Schaper, J., Franks, M., Koch, N., Plinke, C., & Sureth, M. (2025). On the emission and distributional effects of a CO₂eq-tax on agricultural goods—The case of Germany. *Food Policy*, 130, 102794.
- Searchinger, T. & Waite, R. (2024). Denmark's Groundbreaking Agriculture Climate Policy Sets Strong Example for the World World Resource Institute. <https://www.wri.org/insights/denmark-agriculture-climate->

[policy?apcid=0065832ea341868dfb335e00&utm_campaign=wridigest&utm_medium=email&utm_source=wridigest-2024-11-13](https://www.wifo.at/policy?apcid=0065832ea341868dfb335e00&utm_campaign=wridigest&utm_medium=email&utm_source=wridigest-2024-11-13)

- Shortle, J. (2013). "Economics and Environmental Markets: Lessons from Water-Quality Trading," *Agricultural and Resource Economics Review*, Cambridge University Press, vol. 42(1), pages 57-74, April.
- Sinabell, F., E. Schmid, and H. Pitlik (2011). Options of Financing the CAP - Consequences for the Distribution of Farm Payments. In: Sorrentino, A., Henke, R., Severini, S. (Eds.), *The Common Agricultural Policy after the Fischler Reform. National Implementations, Impact Assessment and the Agenda for Future Reforms*, 79-91; Ashgate Publishing Limited, Surrey; 2011.
- Sinabell, F. (2025). Einfluss der Agrargüter- auf die Lebensmittelpreise schwindet. *WIFO-Monatsberichte*, 98(9), 481–491.
- Sinabell, F. Schmid, E. & Pitlik, H. (2012). Options of Financing the CAP: Consequences for the Distribution of Farm Payments, in: Henke, M. R., Sorrentino, A., & Severini, S. (Eds.), *The Common Agricultural Policy After the Fischler Reform: National Implementations, Impact Assessment and the Agenda for Future Reforms*. Farnham, Burlington, 79-89.
- Skjærseth, J. B., Wettestad, J. (2009). The origin, evolution and consequences of the EU emissions trading system. *Global Environmental Politics*, 9(2), 101-122.
- Sommer, S., Mattauach, L., Pahle, M. (2022). Supporting carbon taxes: The role of fairness. *Ecological Economics*, 195, 107359.
- Staiger, R.W. (2022). *A world trading system for the twenty-first century*. MIT Press.
- Stavins, R. (2007). *Environmental economics*. NBER Working Paper 13574.
- Stavins, R. (2022). The relative merits of carbon pricing instruments: Taxes versus trading. *Review of Environmental Economics and Policy*, 16(1), 62-82.
- Stehle, S., & Schulz, R. (2015). Pesticide authorization in the EU—environment unprotected? *Environmental Science and Pollution Research*, 22(24), 19632–19647. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5148-5>
- Stepanyan, D., Heidecke, C., Osterburg, B., & Gocht, A. (2023). Impacts of national vs European carbon pricing on agriculture. *Environmental Research Letters*, 18(7).
- Stigler, G. J. (1971). The theory of economic regulation. *Bell Journal of Economics and Management Science*, 2(1), 3–21.
- Sutton, M., Howard, C., Erisman, J.W. (2011). The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. 10.1017/CBO9780511976988.
- Swinnen, J. (2018). The political economy of agricultural and food policies. In *The Routledge Handbook of Agricultural Economics* (pp. 381-398). Routledge.
- Swinnen, J. (Hrsg.) (2015) *The Political Economy of the 2014–2020 Common Agricultural Policy*. An Imperfect Storm, Trinomics (2023). *Pricing agricultural emissions and rewarding climate action in the agri-food value chain*. Rotterdam.
- Umweltbundesamt (2025). Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen, Stand 26.05.2025. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft>
- van Dijk, R., Springer, K. & Bognar, J. (2023). Applying the polluter pays principle: an emissions trading system for agriculture. IEEP. <https://ieep.eu/news/applying-the-polluter-pays-principle-an-emissions-trading-system-for-agriculture/>
- Van Doorslaer, B., Witzke, P., Huck, I., Weiss, F., Fellmann, T., Salputra, G., T. Jansson, D. Drabik, & Leip, A. (2015). An economic assessment of GHG mitigation policy options for EU agriculture. Seville: Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies.
- Van Hoof, S. (2023). Climate change mitigation in agriculture: barriers to the adoption of carbon farming policies in the EU. *Sustainability*, 15(13), 10452.
- Wan, N.-F., Fu, L., Dainese, M., Kiær, L. P., Hu, Y.-Q., Xin, F., Goulson, D., Woodcock, B. A., Vanbergen, A. J., Spurgeon, D. J., Shen, S., & Scherber, C. (2025). Pesticides have negative effects on non-target organisms. *Nature Communications*, 16(1), 1360. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-56732-x>
- Weinberg, J., Bakker, R. (2015). Let them eat cake: Food prices, domestic policy and social unrest. *Conflict Management and Peace Science*, 32(3), 309-326.

- Weingarten, P., Bauhus, J., Arens-Azevedo, U., Balmann, A., Biesalski, H.K., Birner, R., Bitter, A.W., Bokelmann, W., Bolte, A., Bösch, M., Christen, O., Dieter, M., Entenmann, S., Feindt, M., Gauly, M., Grethe, H., Haller, P., Nieberg, H., Osterburg, B., Rüter, S. (2016). Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz und des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berlin: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 479 Seiten, Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft Nr. 222, September 2016.
- Wirth, Ch., H. Bruelheide, N. Farwig, J. Maylin Marx, J. Settele (Hrsg.), 2024. Faktencheck Artenvielfalt. Bestandsaufnahme und Perspektiven für den Erhalt der biologischen Vielfalt in Deutschland, oekom-Verlag. DOI: <https://doi.org/10.14512/9783987263361>.
- Wolfmayr, Y., Meyer, B., Christen, E. (2024). Chancen und Herausforderungen der neuen EU-Außenhandelspolitik am Beispiel ausgewählter Instrumente. WIFO-Monatsberichte, 97(6), 333-344.
- Wolfmayr, Y., Christen, E., Mahlkow, H., Meyer, B., Pfaffermayr, M. (2024). Trade and Welfare Effects of New Trade Policy Instruments. FIW. <https://www.fiw.ac.at/publications/trade-and-welfare-effects-of-new-trade-policy-instruments/>.
- Wreford, A., Ignaciuk, A., Grùère, G. (2017), Overcoming barriers to the adoption of climate-friendly practices in agriculture, *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, No. 101, Paris.
- Zech, K. M., Schneider, U. A. (2019). Carbon leakage and limited efficiency of greenhouse gas taxes on food products. *Journal of Cleaner Production*, 213, 99-103.

9. Anhang

Tabelle 9-1: **Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Deutschland**

Quellgruppe	1990	2000	2010	2020	2024
Millionen Tonnen CO ₂ -Äquivalente					
Gesamtemissionen mit LULUCF¹⁾	1.288,42	1.047,04	935,55	809,65	700,35
Gesamtemissionen ohne LULUCF ¹⁾	1.252,40	1.042,35	930,25	732,99	649,06
1, Energie	1.044,28	872,68	795,99	613,28	542,94
2, Industrie	93,28	76,70	61,88	55,35	47,09
3, Landwirtschaft	73,29	63,40	60,19	58,25	53,68
3 A 1, Kühe und Rinder	35,12	28,97	26,60	25,21	23,62
3 A 2, Schafe	0,65	0,55	0,45	0,36	0,36
3 A 3, Schweine	0,78	0,68	0,70	0,71	0,59
3 A 4, Weitere Nutztiere	0,76	0,83	0,79	0,79	0,85
3 A, Fermentation	37,30	31,03	28,53	27,06	25,42
3 B 1 a, Milchkühe	3,60	3,49	3,25	3,36	3,11
3 B 1 b, Rinder	3,75	3,04	2,55	2,35	2,18
3 B 1, Kühe und Rinder	7,35	6,53	5,81	5,71	5,29
3 B 2, Schafe	0,08	0,06	0,05	0,04	0,04
3 B 3, Schweine	3,55	3,28	2,89	2,87	2,30
3 B 4 c, Gehegewild	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3 B 4 d, Ziegen	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
3 B 4 e, Pferde	0,41	0,42	0,39	0,38	0,42
3 B 4 g i, Legehennen	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07
3 B 4 g ii, Masthähnchen	0,02	0,03	0,06	0,07	0,07
3 B 4 g iii, Puten	0,02	0,03	0,05	0,05	0,04
3 B 4 g iv, Weitere Geflügel	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
3 B 4 g, Geflügel	0,12	0,14	0,18	0,20	0,18
3 B 4 h, Andere Nutztiere	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
3 B 4, Weitere Nutztiere	0,55	0,58	0,58	0,59	0,61
3 B 5, Indirekte Emissionen	1,45	1,20	1,17	1,04	0,94
3 B, Wirtschaftsdüngermanagement	12,98	11,65	10,50	10,25	9,18
3 D 1 a, Anorganische N-Dünger (inkl. Harnstoffapplikation)	5,56	4,86	4,14	3,36	2,60
3 D 1 b i, Tiermist	3,20	2,82	2,73	2,71	2,54
3 D 1 b ii, Klärschlamm	0,07	0,08	0,06	0,03	0,03
3 D 1 b iii, Weitere organische N-Dünger (inkl. Kompost)	0,03	0,16	0,62	0,97	1,01
3 D 1 b, Organische N-Dünger	3,30	3,07	3,42	3,71	3,57
3 D 1 c, Urin und Dung von Weidetieren	0,52	0,38	0,33	0,30	0,29
3 D 1 d, Ernterückstände	1,74	1,85	1,94	2,13	2,15
3 D 1 e, Mineralisierung/Immobilisierung ²⁾	0,37	0,37	0,34	0,32	0,32
3 D 1 f, Kultivierung organischer Böden (d. h. Histosole)	3,40	3,47	3,45	3,52	3,34
3 D 1, Direkte Emissionen aus bewirtschafteten Böden	14,89	14,01	13,62	13,33	12,28
3 D 2 a, Atmosphärische Deposition	2,60	2,22	2,25	1,87	1,72
3 D 2 b, Stickstoffauswaschung und -ablauf	2,33	1,79	1,62	1,51	1,13
3 D 2, Indirekte Emissionen aus bewirtschafteten Böden	4,93	4,02	3,88	3,38	2,85
3 D, Landwirtschaftliche Böden	19,82	18,02	17,50	16,71	15,12

Fortsetzung nächste Seite ...

Quellgruppe	1990	2000	2010	2020	2024
Millionen Tonnen CO ₂ -Äquivalente					
3 G, Kalkung	2,20	1,70	1,55	2,01	1,83
3 H, Harnstoffanwendung	0,48	0,59	0,71	0,43	0,33
3 I, Weitere kohlenstoffhaltige Düngemittel	0,51	0,37	0,26	0,19	0,14
3 J, Weitere Landwirtschaft	0,00	0,04	1,14	1,59	1,64
4, Landnutzung Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft	36,03	4,69	5,30	76,66	51,29
4 A 1, Waldbestand	-25,57	-51,96	-39,34	24,46	1,13
4 A 2 a, Ackerland umgenutzt als Wald			-0,02	-0,09	-0,08
4 A 2 b, Grünland umgenutzt als Wald	0,45	0,39	-0,36	0,01	-0,37
4 A 2 c, Feuchtgebiete umgenutzt als Wald			0,05	0,07	0,05
4 A 2 d, Siedlungen umgenutzt als Wald	-0,13	-0,14	-0,38	-0,16	-0,15
4 A 2 e, Weiteres Land umgenutzt als Wald	-0,11	-0,11	-0,13	-0,08	-0,05
4 A 2, Zu Wald umgenutztes Land	0,21	0,13	-0,84	-0,25	-0,59
4 A, Wälder	-25,36	-51,82	-40,18	24,20	0,54
4 B 1, Ackerlandbestand	16,56	16,13	14,19	13,33	12,45
4 B 2 b, Grünland umgenutzt als Ackerland	4,06	4,01	5,72	8,77	7,43
4 B 2 c, Feuchtgebiete umgenutzt als Ackerland			0,02	0,10	0,09
4 B 2 d, Siedlungen umgenutzt als Ackerland	0,25	0,26	0,37	0,27	0,11
4 B 2 e, Weiteres Land umgenutzt als Ackerland	-0,02	-0,02	-0,01	-0,01	0,00
4 B 2, Zu Ackerland umgenutztes Land	4,29	4,24	6,10	9,13	7,63
4 B, Ackerland	20,86	20,38	20,29	22,46	20,08
4 C 1, Grünlandbestand	32,05	32,92	26,68	30,26	26,79
4 C 2 a, Wald umgenutzt als Grünland					0,00
4 C 2 b, Ackerland umgenutzt als Grünland	0,45	0,41	-2,58	-1,69	-1,88
4 C 2 c, Feuchtgebiete umgenutzt als Grünland			0,04	0,22	0,21
4 C 2 d, Siedlungen umgenutzt als Grünland	-0,08	-0,07	-0,62	-0,47	-0,77
4 C 2 e, Weiteres Land umgenutzt als Grünland	-0,15	-0,14	-0,21	-0,21	-0,09
4 C 2, Zu Grünland umgenutztes Land	0,22	0,21	-3,38	-2,15	-2,52
4 C, Grünland	32,27	33,13	23,29	28,12	24,27
4 D 1, Feuchtgebietsbestand	9,15	9,66	9,19	9,91	8,29
4 D 2 a, Wald umgenutzt als Feuchtgebiet			0,03	0,10	0,16
4 D 2 b, Ackerland umgenutzt als Feuchtgebiet			0,00	0,00	0,00
4 D 2 c, Grünland umgenutzt als Feuchtgebiet			0,05	0,22	0,33
4 D 2 d, Siedlungen umgenutzt als Feuchtgebiet			0,00	0,01	0,00
4 D 2 e, Weiteres Land umgenutzt als Feuchtgebiet			0,00	0,00	
4 D 2, Zu Feuchtgebieten umgenutztes Land			0,08	0,33	0,50
4 D, Feuchtgebiete	9,15	9,66	9,28	10,24	8,79
4 E 1, Siedlungsflächenbestand	1,11	1,07	0,98	1,02	1,02
4 E 2 a, Wald umgenutzt als Siedlung	0,01	0,01	0,12	0,67	0,57
4 E 2 b, Ackerland umgenutzt als Siedlung	-0,55	-0,54	-3,31	-2,39	-1,39
4 E 2 c, Grünland umgenutzt als Siedlung	-0,10	-0,10	-1,12	-0,26	-0,38
4 E 2 d, Feuchtgebiete umgenutzt als Siedlung			0,00	0,05	0,01
4 E 2 e, Weiteres Land umgenutzt als Siedlung	-0,01	-0,01	-0,03	0,00	0,00
4 E 2, Zu Siedlungen umgenutztes Land	-0,65	-0,65	-4,34	-1,92	-1,19
4 E, Siedlungen	0,46	0,42	-3,35	-0,90	-0,17
4 G, Holzprodukte	-1,34	-7,07	-4,02	-7,46	-2,23
5 Abfall	41,55	29,57	12,19	6,12	5,36

Q: Umweltbundesamt (UBA) Deutschland, Zentrales System Emissionen (ZSE), Emission von Treibhausgasen nach UNFCCC (Abkommen von Paris). Datenstand 12. Dezember 2025. -¹) Ohne Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft; -²) Im Zusammenhang mit Verlust/Gewinn von organischer Substanz im Boden.

Tabelle 9-2: **Umweltbezogene versteckte (externe) Kosten der Agrar- und Ernährungssysteme in der Europäischen Union, 2020**

		Insgesamt	Umweltbezogene versteckte Kosten			Stickstoff
			Klima	Wasser- entnahme	Land	
Land			Mio. US-\$ 2020			
EU-27	EU-27	291.429	61.376	5.218	88.481	136.354
BE	Belgien	7.089	1.311	0	796	4.982
BG	Bulgarien	3.589	849	3	1.592	1.145
CZ	Tschechien	5.427	1.082	0	1.701	2.644
DK	Dänemark	7.374	1.273	6	567	5.528
DE	Deutschland	30.085	10.027	0	2.813	17.245
EE	Estland	3.293	522	0	2.050	721
IE	Irland	12.856	2.369	0	4.647	5.840
EL	Griechenland	12.409	1.282	2.108	4.241	4.778
ES	Spanien	34.809	5.147	2.217	15.654	11.791
FR	Frankreich	43.203	8.226	20	17.791	17.166
HR	Kroatien	2.814	462	0	666	1.686
IT	Italien	24.965	5.908	567	3.313	15.177
CY	Zypern	564	95	50	23	396
LV	Lettland	5.617	581	0	4.118	918
LT	Litauen	5.274	1.225	0	1.378	2.671
LU	Luxemburg	0	–	–	–	–
HU	Ungarn	8.153	1.464	1	2.212	4.476
MT	Malta	0	–	–	–	–
NL	Niederlande	11.762	3.346	0	556	7.860
AT	Österreich	6.146	883	0	2.703	2.560
PL	Polen	23.460	7.626	1	6.986	8.847
PT	Portugal	10.016	935	239	5.823	3.019
RO	Rumänien	17.611	2.105	1	5.083	10.422
SI	Slowenien	1.263	294	0	104	865
SK	Slowakei	4.099	336	0	1.796	1.967
FI	Finnland	4.505	1.509	5	1.668	1.323
SE	Schweden	5.046	2.519	0	200	2.327

Q: FAO. 2023. The State of Food and Agriculture 2023 – Revealing the true cost of food to transform agrifood systems. Daten aus Tabelle A2.1. Rome. <https://doi.org/10.4060/cc7724en>.