

Klimaschutzpotenzial und ökonomische Bewertung exemplarischer technischer Adaptationsmaßnahmen sowie Innovationen im konventionellen Ackerbau Deutschlands

Christian Sponagel¹, Jan Weik², Hans Back¹,
Felix Witte¹, Moritz Wagner², Enno Bahrs³

Studie im Auftrag des Industrieverbands Agrar e. V. (IVA)

August 2024



¹ Dr. Christian Sponagel, Dr. Hans Back und Felix Witte sind Mitarbeiter am Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim

² Jan Weik und Prof. Dr. Moritz Wagner, Rubisco GbR

³ Prof. Dr. Enno Bahrs leitet das Fachgebiet für Landwirtschaftliche Betriebslehre an der Universität Hohenheim

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	II
Tabellenverzeichnis	III
1 Einleitung.....	1
2 Einordnung der THG Emissionen aus dem Ackerbau zum Sektor Landwirtschaft und anderen Sektoren.....	5
3 Literaturrecherche zu THG-Reduktionsmaßnahmen im Ackerbau	7
3.1 Green Ammonia	7
3.2 Teilflächenspezifische Düngung mit N-Sensoren.....	9
3.3 Nitrifikationsinhibitoren.....	10
3.4 Neue genomische Techniken (NGT).....	11
3.5 Reduktion Chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel	12
4 Methodik der ökonomisch-ökologischen Modellierung	14
4.1 Allgemeine Beschreibung des Landnutzungsmodells.....	14
4.2 Räumliche Abbildung der Landnutzung im Modell.....	15
4.3 Ableitung regionalspezifischer Fruchtfolgen mit CropRota.....	17
4.4 Ökonomische Bewertung der ackerbaulichen Nutzung sowie des Betriebsmitteleinsatzes	17
4.5 Abschätzung der verfügbaren Stickstoffmengen aus organischen Düngemitteln	18
4.6 Mathematische Formulierung des Modells PALUD_DE.....	19
4.7 Kalibrierung und Validierung des Modells.....	22
4.8 Abschätzung der Treibhausgas-Emissionen aus dem Ackerbau und vorgelagerten Bereichen	23
4.9 Modellierung der THG Emissionen durch indirekte Landnutzungsänderung (iLUC)	25
4.10 Beschreibung der Szenarien mit Operationalisierung ausgewählter Klimaschutzmaßnahmen.....	26
5 Ergebnisse.....	31
6 Diskussion	43
6.1 Diskussion der Ergebnisse.....	43
6.2 Diskussion der Methodik	45
7 Schlussfolgerungen und politische Handlungsempfehlungen	52
8 Zusammenfassung.....	54
9 Summary.....	57
10 Literatur.....	60
Anhang	71

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: THG-Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors nach Emissionsberichterstattung in Deutschland im Zeitverlauf nach der Emissionsberichterstattung. Eigene Darstellung nach Voß et al. (2024)	2
Abbildung 2: Übersicht über das integrierte Landnutzungsmodell	15
Abbildung 3: Gegenüberstellung der Anbauflächen in der modellierten Referenz (REF) einzelner Kulturarten nach NUTS3 Einheit und der beobachteten Landnutzung gemäß der Crop Type Map 2021 (Schwieder et al. 2024).....	23
Abbildung 4: Darstellung der mittleren Deckungsbeiträge in Euro je ha auf NUTS3-Ebene in der modellierten Referenz (BKG 2022).....	31
Abbildung 5: Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge in den Szenarien Green_Ammonia_low, Green_Ammonia_up, N_Sensor_low und N_Sensor_up im Vergleich zum Szenario REF in € je ha auf NUTS3 Ebene (BKG 2022).....	35
Abbildung 6: Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge in den Szenarien N_Inhibitor_low, N_Inhibitor_up, NGT_low und NGT_up im Vergleich zum Szenario REF in € je ha auf NUTS3 Ebene (BKG 2022).....	36
Abbildung 7: Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge in den Szenarien N_Sensor&Inhibitor_low und N_Sensor&Inhibitor_up im Vergleich zum Szenario REF in € je ha auf NUTS3 Ebene (BKG 2022)	37
Abbildung 8: Darstellung der THG-Vermeidungskosten und THG-Minderungen in % im Vergleich zum modellierten Szenario REF auf Bundesebene. Die Größe der Blasen ist dabei proportional zum relativen THG-Minderungspotenzial.	40
Abbildung 9: Darstellung der THG-Vermeidungskosten und THG-Minderungen in % im Vergleich zum modellierten Szenario REF auf Ebene der Bundesländer (ohne Stadtstaaten). Die Größe der Blasen ist dabei proportional zum relativen THG-Minderungspotenzial.	42

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Sektoreuzuordnung der in dieser Studie berücksichtigten THG Emissionen entsprechend der nationalen Berichterstattung nach IPCC	5
Tabelle 2: Vergleich der Anbauflächen und Kulturanteile der betrachteten Kulturen gemäß Agrarstatistik für das Jahr 2023 sowie der Crop Type Map 2021 nach pauschalem Abzug der ökologisch bewirtschafteten Flächen im Rahmen der Studie	16
Tabelle 3: Übersicht über die Flächenanteile der betrachteten Kulturarten gemäß statistischen Daten für 2023, der Crop Type Map 2021 sowie der modellierten Referenz	22
Tabelle 4: Datensätze der Emissionsfaktoren aus ecoinvent v3.10	24
Tabelle 5: Übersicht über die betrachteten Szenarien in der Modellierung.....	26
Tabelle 6: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien Green_Ammonia_low und Green_Ammonia_up (Egerer et al. 2023; Gao und Cabrera Serrenho 2023; IEA 2021).....	27
Tabelle 7: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien N_Sensor_low sowie N_Sensor_up (Deutscher Bundestag 2022; Medici und Canavari 2022; Reckleben 2014; Samborski et al. 2016; Soto et al. 2019; Wagner 2012).....	28
Tabelle 8: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien N_Inhibitor_low und N_Inhibitor_up (Hu et al. 2014; Ni et al. 2023; Ruser und Schulz 2015).....	29
Tabelle 9: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien NGT_low und NGT_up (eigene Annahmen basierend auf Qaim (2020), MacDonald et al. (2023), Kessel et al. (2018) und Parisi and Rodríguez-Cerezo (2021)).....	30
Tabelle 10 Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien N_Sensor&Inhibitor_low und N_Sensor&Inhibitor_up	30
Tabelle 11: Anbauanteile der einzelnen betrachteten Kulturarten in Bezug auf die konventionelle Ackerfläche in Deutschland nach Szenario	32
Tabelle 12: Mittlere Deckungsbeiträge (DB) in den Szenarien sowie Übersicht über den Aufwand an mineralischem Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmitteln.....	33
Tabelle 13: THG-Emissionen nach Szenario und Emissionsquelle aus dem modellierten Ackerbau auf Deutschlandebene, inkl. Vorkette und Feldemissionen	38
Tabelle 14: Darstellung der relativen Veränderung der THG-Emissionen nach Emissionsquelle und Szenario im Vergleich zur modellierten Referenz (REF) auf Deutschlandebene	39

1 Einleitung

Vor dem Hintergrund des Pariser Klimaabkommens sind erhebliche Reduktionen beim Ausstoß von Treibhausgas-Emissionen (THG-Emissionen) nötig. Weltweit entfallen etwa 20% der THG-Emissionen auf den Sektor Agrar, Forst und andere Landnutzungen (AFOLU) (IPCC 2023), was die Bedeutung der Landwirtschaft vor dem Hintergrund des Klimaschutzes aus globaler Perspektive unterstreicht. Gemäß des deutschen Klimaschutzgesetzes wird eine Reduktion der THG-Emissionen um 65% bis 2030 gegenüber 1990 bzw. eine Klimaneutralität bis 2045 angestrebt. Seit der Novelle des Klimaschutzgesetzes 2024 stehen dabei vor allem die Gesamtemissionen im Fokus. Im Hinblick auf die Reduktion der Gesamtemissionen ist somit eine sektorübergreifende Bewertung der Effektivität und ökonomischen Effizienz der THG-Reduktion notwendig. Auch in der Landwirtschaft müssen Produktionsprozesse daher im Zusammenspiel mit allen relevanten Stakeholdern entlang der Wertschöpfungskette betrachtet und optimiert werden. Die Höhe der Treibhausgasvermeidungskosten einzelner Klimaanpassungsmaßnahmen hat somit nicht an Bedeutung eingebüßt.

In Abbildung 1 sind die THG-Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft in Deutschland untergliedert nach den wichtigsten Emissionsquellen. Diese basieren auf der offiziellen nationalen Emissionsberichterstattung und beinhalten deshalb keine Emissionen des Vorleistungsbereiches, wie der Düngerherstellung. Diese werden in der offiziellen Emissionsberichterstattung in anderen Sektoren berichtet (Vos et al. 2022). Mit 49,3% ist der größte Anteil den Methanemissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern zuzuschreiben. Darauf folgen mit 18,2% die Stickstoffdünger-induzierten Lachgasemissionen (direkte und indirekte N₂O-Emissionen) aus Böden (rot markiert in Abbildung 1). Die THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger Management tragen mit 13,8% zu den Gesamtemissionen bei. Die Gesamtemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft betragen im Jahr 2021 ca. 52,9 Mt CO₂-eq. Im Vergleich zu 1990 sind sie um 24% gesunken. Innerhalb des Sektors Landwirtschaft hat der Ackerbau somit einen relevanten Anteil an THG-Emissionen.

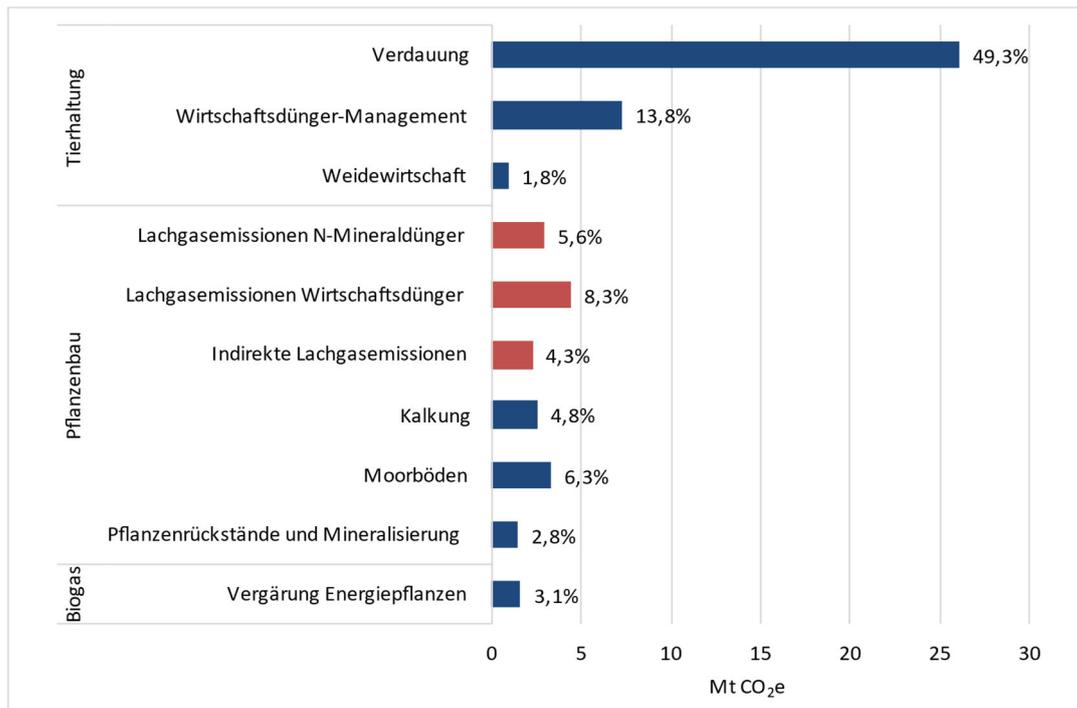


Abbildung 1: THG-Emissionen des landwirtschaftlichen Sektors nach Emissionsberichterstattung in Deutschland im Zeitverlauf nach der Emissionsberichterstattung. Eigene Darstellung nach Voß et al. (2024)

Zur Reduktion der THG-Emissionen in der Landwirtschaft wurden seitens des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) im Zuge des Klimaschutzprogrammes der Bundesregierung zehn Maßnahmen identifiziert (BMEL 2024). Diese beziehen sich im Wesentlichen auf die Bereiche der Senkung von Stickstoffüberschüssen, dem Moorschutz und Humusaufbau sowie die Ausweitung des Ökolandbaus. Auch wenn der Moorschutz große Potentiale in diesem Zusammenhang bietet, gibt es dabei erhebliche Akzeptanzhürden in der Landwirtschaft bzw. unter Eigentümerinnen und Eigentümer landwirtschaftlicher Flächen (Buschmann et al. 2020; Grethe et al. 2021). Auch bei anderen Maßnahmen wie der Anlage von Kurzumtriebsplantagen gibt es aufgrund der Langfristigkeit der Maßnahme und dem einhergehenden Verlust an Flexibilität Akzeptanz- und Umsetzungshürden in der Praxis (Gillich et al. 2019). Im Bereich des Moorschutzes existieren zudem vergleichsweise zahlreiche Studien zu THG-Vermeidungskosten wie z. B. Krimly et al. (2016), Willenbockel (2024) oder Röder et al. (2015).

Eine großflächige Implementierung des Ökolandbaus scheint zumindest vor dem Hintergrund der derzeitigen sozioökonomischen Rahmenbedingungen wie der Nachfrage nach Ökoprodukten nicht ohne weiteres möglich bzw. bedarf einer grundlegenden Transformation des Ernährungssystems (Moschitz et al. 2021). Zudem kann der Ökolandbau zwar je Flächeneinheit mit geringeren THG-Emissionen verbunden sein, in Bezug auf die Produkteinheit sind diese jedoch aufgrund geringerer Erträge oft höher (Meemken und Qaim 2018). Aus Nachhaltigkeitsperspektive kann dennoch eine Kombination von Ökolandbau und konventionellem Anbau sinnvoll sein, was gleichzeitig eine Optimierung beider Systeme hinsichtlich THG-Emissionen erforderlich macht (Meemken und Qaim 2018). Derzeit werden in Deutschland etwa 90% der Ackerflächen konventionell bewirtschaftet (Statistisches Bundesamt 2024). Somit ist ein fokussierter Blick auf diese Flächenkategorie sinnvoll, um günstige THG-Minderungspotentiale zu identifizieren. Dabei könnten insbesondere technische Adaptionsmaßnahmen und Innovationen interessant sein, um THG-Emissionen im Agrarsektor zu reduzieren (Frank et al. 2019).

In der Literatur existieren bereits verschiedene Studien zur Kosten-Nutzen-Analyse von THG-Minderungsmaßnahmen in der deutschen bzw. europäischen Landwirtschaft, die sich unter anderem mit technischen Adaptionsmaßnahmen auseinandersetzen. So beschäftigen sich Fellmann et al. (2021) mit den Kosten und THG-Reduktionspotentialen verschiedener Maßnahmen im Sektor Landwirtschaft auf EU-Ebene, unter anderem der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren und von N-Sensoren zur teilflächenspezifischen Düngung. Sie nutzen dafür das CAPRI Modell (Britz 2005) und unterstreichen die Relevanz und das hohe Potential technologischer THG-Minderungsmaßnahmen. Ihre Arbeit unterstreicht ebenfalls den Bedarf nach einer regionalisierten Betrachtung der Potentiale verschiedener technologischer Anpassungsmechanismen sowie ihrer Interaktion hinsichtlich einer effektiven und effizienten Politikgestaltung. Dabei liegt der Fokus jedoch auf dem Sektor Landwirtschaft. Dagegen werden die Effekte der THG-Minderungsmaßnahmen der vor- und nachgelagerten Bereiche wie die Düngemittelproduktion nicht betrachtet. Im Sinne einer sektorübergreifenden Bewertung der Effektivität und Effizienz von Maßnahmen ist dies jedoch bedeutsam.

Osterburg et al. (2019) kommen in einer Analyse von zehn verschiedene Maßnahmenoptionen vor dem Hintergrund des „Klimaschutzplans 2050“ u.a. zu dem Schluss, dass Klimaschutzmaßnahmen sektorübergreifend betrachtet werden müssen, um Fehlentscheidungen vorzubeugen. Sie unterstreichen ebenfalls den weiteren Forschungsbedarf bei verschiedenen Maßnahmen in Bezug auf Vermeidungskosten, Wirksamkeit und Umsetzbarkeit. So sehen sie etwa weiteren Forschungsbedarf in Bezug auf eine Effizienzsteigerung beim Einsatz von Stickstoffmineraldünger.

Insbesondere die Produktion von stickstoffhaltigem Mineraldünger ist derzeit mit hohen THG-Emissionen verbunden. Innovationen wie der Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion könnten somit einen relevanten Beitrag zur Reduktion von THG-Emissionen im konventionellen Ackerbau darstellen (Ornes 2021). Neben einzelnen Studien zu möglichen Änderungen der Produktionskosten durch Green Ammonia in der Industrie (Egerer et al. 2023; IEA 2021), gibt es nach unserem Kenntnisstand keine Studie, die das THG-Minderungspotenzial im Ackerbau mit Hilfe eines ökonomischen Landnutzungsmodells analysiert und dabei ökonomisch regional kontextualisiert.

Ein weiterer relevanter Hebel im Kontext der Optimierung von Anbausystemen aus Klimaschutzsicht stellt die Pflanzenzüchtung und insbesondere der Teilbereich neuer genomischer Techniken (NGT) dar. Denn NGT-Sorten könnten beispielsweise eine höhere Stickstoffnutzungseffizienz aufweisen als derzeit im deutschen Ackerbau eingesetzte Sorten haben (Qaim 2020), bzw. durch einen zügigeren Züchtungsfortschritt als andere Züchtungsmethoden frühzeitigere Effizienzsteigerungen auch im Sinne des Klimaschutzes realisieren. Nur wenige Studien wie z. B. Schneider et al. (2023) haben sich zumindest partiell mit diesem Aspekt aus agrarökonomischer Perspektive befasst, wobei kein Fokus auf THG-Minderungseffekte im Ackerbau gelegt wurde.

Aus den in der obigen Literatur identifizierten Forschungsbedarfen, insbesondere auch vor dem Hintergrund der möglichen Bedeutung von technologischen Adaptionsmaßnahmen und Innovationen wie Green Ammonia oder NGT-Sorten ergibt sich das folgende zentrale **Forschungsziel**: Wie können exemplarische technologische Adaptionsmaßnahmen bzw. Innovationen sowie dazugehörige Stakeholder sektorübergreifend im konventionellen deutschen Ackerbau zu einer effizienten und effektiven THG-Vermeidung beitragen?

Aus dem oben Beschriebenen ergeben sich vor dem Hintergrund des Forschungszieles die folgenden **Forschungsfragen**:

F1: Inwieweit unterscheiden sich die Vorzüglichkeiten einzelner technischer Adaptationsmaßnahmen und Innovation im deutschen Ackerbau sowie des vorgelagerten Bereichs im Hinblick auf ihre THG-Reduktion und THG-Vermeidungskosten?

F2: Inwiefern unterscheiden sich die Effekte nach Standort und Größe landwirtschaftlicher Betriebe?

Um sowohl die Standorteigenschaften als auch die in Deutschland heterogenen Betriebsgrößenstrukturen und Anbauspektren berücksichtigen zu können wird das georeferenzierte Landnutzungsmodell PALUD (Sponagel et al. 2022, Sponagel et al. 2024) verwendet und auf ganz Deutschland ausgeweitet. Das Modell basiert auf einer ökonomischen Optimierung auf der Schlagebene mittels Linearer Programmierung. Das Modell ermöglicht es, das THG-Reduktionspotential und die in Verbindung stehenden ökonomischen Konsequenzen regionalisiert zu analysieren, wie es etwa von Fellmann et al. (2021) gefordert wird.

Das Potential technologischer Innovationen zur Vermeidung von THG-Emissionen, die etwa zu einer Reduktion des Einsatzes von Inputfaktoren, wie Düngemitteln, beitragen können, geht über die in Abbildung 1 gezeigten THG-Emissionen hinaus, da bei einzelnen Maßnahmen vermutlich auch in der Vorkette THG-Emissionen eingespart werden können. Deshalb werden die Ergebnisse der ökonomischen Landnutzungsmodellierung mit einer Lebenszyklusanalyse (engl. life cycle assessment (LCA)) verknüpft. Die hohe räumliche Auflösung des Landnutzungsmodelles ermöglicht es dabei, die N₂O-Emissionen regionalisiert in der LCA abzubilden. Das hebt diese Arbeit von anderen Studien ab und trägt der Anpassung in der nationalen Emissionsberichterstattung Rechnung. Der weitere Aufbau der Studie ist der Folgende: Zunächst erfolgt eine Literaturanalyse zu technologischen THG-Reduktionsmaßnahmen und Innovationen. Ausgewählte Maßnahmen werden anschließend mit Hilfe des ökonomischen Landnutzungsmodell und verknüpfter LCA in Bezug auf ihr THG-Minderungspotenzial und ökonomischen Effekte analysiert. Auf der Basis daraus resultierender Ergebnisse werden politische Handlungsempfehlungen abgeleitet.

2 Einordnung der THG Emissionen aus dem Ackerbau zum Sektor Landwirtschaft und anderen Sektoren

Als Vertragspartner der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) erstellt Deutschland jedes Jahr ein nationales THG Inventar. Hierbei werden die Emissionen in fünf Sektoren aufgeteilt: Energiewirtschaft, Industrie, Landwirtschaft, Abfallwirtschaft sowie Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (Umweltbundesamt 2023)¹. Die in dieser Studie untersuchten Maßnahmen haben Einfluss auf die THG-Emissionen verschiedener Sektoren (Tabelle 1). Der Fokus liegt jedoch auf dem Sektor Landwirtschaft. Auf nationaler Ebene werden dem Sektor Landwirtschaft für das Jahr 2021 ca. 7,4% der 764 Mt CO₂-eq. zugeschrieben. Der größte Emittent von THG-Emissionen ist der Energiesektor mit 84% der Gesamtemissionen, gefolgt von der Industrie mit 7,5% (Umweltbundesamt 2023).

Tabelle 1: Sektoreuzuordnung der in dieser Studie berücksichtigten THG Emissionen entsprechend der nationalen Berichterstattung nach IPCC

Emissionsquelle	Emissionsbereich	Sektoren in der nationalen Berichterstattung (IPCC)
Diesel (Herstellung)	Vorkette	Energiewirtschaft: 1.A.1.b Erdölraffinerien
Maschinen (Herstellung)	Vorkette	Energiewirtschaft: 1A2h: Maschinen
Mineraldünger (Herstellung)	Vorkette	Industrielle Prozesse und Produktnutzung: 2.B.1. Chemische Industrie: Ammoniak Produktion Energiewirtschaft: 1A2c: Chemikalien
Pflanzenschutz (Herstellung)	Vorkette	Industrielle Prozesse und Produktnutzung: 2B: Chemische Industrie Energiewirtschaft: 1A2c: Chemikalien
Diesel (Verbrennung)	Feld	Energiewirtschaft: 1.A.4.c Landwirtschaftliche Tätigkeiten und Fischerei
Stickstoffdünger-induzierte Lachgasemissionen	Feld	Landwirtschaft: 3.D Böden

Die Maßnahmen, die in dieser Studie untersucht werden, betreffen den Ackerbau, der den größten Teil der THG-Emissionen aus dem Pflanzenbau ausmacht. Der exakte Anteil der THG-Emissionen aus dem Ackerbau lässt sich anhand der Datenaggregation aus der Berichterstattung jedoch nicht ohne weiteres abgrenzen, da der Düngemittelaufwand und die Bodennutzung nicht nach pflanzenbaulichen Aktivitäten aufgeteilt werden. Festzuhalten ist jedoch, dass die Maßnahmen hauptsächlich die Stickstoffdünger-induzierten Lachgasemissionen (N₂O aus Mineral- und Wirtschaftsdüngerausbringung sowie indirekte N₂O Emissionen) ansprechen. Im Fokus dieser Studie stehen also ca. 18,2% der THG-Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft (in Abbildung 1 in Rot gehalten). Das sind 1,3% der Gesamtemissionen aus Deutschland in 2021. Kategorien wie Kalkung, Moorböden, sowie Pflanzenrückstände und Mineralisierung bleiben von den Annahmen für die Modellierung weitgehend unangetastet. Die Modellierung dieser Kategorie auf nationaler Ebene wäre mit

¹ In dieser Studie wird die Sektoreuzuordnung der nationalen Berichterstattung nach IPCC verwendet. Die Sektorenzuteilung der THG Emissionen die um Rahmen des Deutschen Klimaschutzgesetzes (KSG) berichtet werden, unterscheidet sich leicht. U.a. wird die Verbrennung von Diesel in Landmaschinen im KSG dem Sektor Landwirtschaft zugeschrieben, in der IPCC Berichterstattung dem Sektor Energiewirtschaft.

dem in dieser Studie verwendeten Ansatz aufgrund fehlender Datengrundlage mit hoher Unsicherheit verbunden und zu unscharf. Potentielle Auswirkungen auf diesen Kategorien konnten deshalb nicht berücksichtigt werden. Bei der Ausbringung von Düngemitteln konnten zudem potentielle einzelbetriebliche Nährstoffüberschüsse nicht berücksichtigt werden, d. h. die Düngieranwendung wurde generell nach guter fachlicher Praxis gemäß Düngeverordnung angenommen (Chmelíková et al. 2021).

Für die Abschätzung der Klimawirkung der untersuchten Maßnahmen wird in dieser Studie neben den THG-Emissionen, die in der nationalen Berichterstattung dem Sektor Landwirtschaft zugeschrieben werden, auch Emissionen aus vorgelagerten Sektoren berücksichtigt (siehe Tabelle 1). Dazu gehören die THG-Emissionen, die bei der Produktion von Diesel, Mineraldünger, Pflanzenschutzmitteln und Maschinen entstehen, sowie die direkten THG-Emissionen aus der Verbrennung von Diesel in landwirtschaftlichen Maschinen.

3 Literaturrecherche zu THG-Reduktionsmaßnahmen im Ackerbau

Zur Identifikation potentieller technologischer Adaptionsmaßnahmen und Innovationen zur Reduktion von THG-Emissionen im konventionellen Ackerbau erfolgte zunächst eine Literaturanalyse.

3.1 Green Ammonia

Kurzbeschreibung der Maßnahme

Die Produktion sowie der Einsatz von Stickstoffdüngemittel trägt mit 2-3 % der globalen THG Emissionen einen relativ großen Anteil zur Treibhausgasbilanz im Pflanzenbau bei (IFA 2009). THGE aus der Anwendung von Düngemitteln lassen sich in zwei Gruppen einteilen. (1) Emissionen die bei der Produktion von Düngemitteln entstehen, sowie (2) Stickstoffdünger-induzierte Lachgasemissionen. Dieses Kapitel thematisiert Reduktionsmaßnahmen für Ersteres, der Düngemittelproduktion. Reduktionsmaßnahmen zu (2), insbesondere Nitrifikationsinhibitoren werden in 3.3 beschrieben.

Ammoniak ist weltweit eine der meistproduzierten Chemikalien und dient als Grundlage für weitere Stickstoffverbindungen. Jedes Jahr werden weltweit rund 170 Millionen Tonnen Ammoniak produziert, von denen etwa 85 % in Düngemitteln verwendet werden (Lee et al. 2022). THG-Emissionen aus der Stickstoffdüngemittelproduktion (1-3 % der globalen THG Emissionen) stehen im Zusammenhang mit dem energieintensiven Haber-Bosch-Verfahren, dass ca. 1-2 % der gesamten weltweiten Energieproduktion verwendet (Lee et al. 2022). Dabei reagiert Stickstoff und Wasserstoff unter hohen Drücken und Temperaturen zu NH_3 . Der Wasserstoff wird meist aus fossilen Brennstoffen wie Erdgas gewonnen, was erhebliche Mengen an Kohlendioxid freisetzt. An diesem Punkt setzen neue Technologie an, die unter dem Namen „Green Ammonia“ zusammengefasst werden. Dabei wird Wasserstoff verwendet, der mittels erneuerbarer Energie hergestellt wird. Damit kann die THG Fußabdruck erheblich gesenkt werden (Gao und Cabrera Serrenho 2023; Kyriakou et al. 2020; Lee et al. 2022). Die Technologie zur Herstellung von Green Ammonia ist aufgrund hoher Investitionskosten noch nicht etabliert. Als Übergangstechnologie wird mittelfristig die Ausstattung bestehender Anlagen mit Carbon capture and storage (CCS) angesehen. Dieser als „Blue Ammonia“ bezeichneter Ammoniak basiert weiterhin auf fossilen Rohstoffen, ist allerdings klimafreundlicher durch das Abfangen der THG Emissionen bei der Herstellung (IEA 2021).

Implikationen auf THG-Emissionen

Prognostizierte THG-Reduktionspotentiale sind stark von der betrachteten Technologie, der Vergleichsszenarien sowie des Zeithorizonts abhängig (Tabelle A1). Gao, Cabrera Serrenho (2023) gehen von einer Reduktion der mit der Düngerproduktion assoziierten CO_2 -Emissionen durch den Einsatz von Green Ammonia um 75% bis 2050 aus. Lee et al. (2022) sehen in der Technologie das Potential für 60-70% verringerte CO_2 -Emissionen im Vergleich zum herkömmlichen Haber-Bosch-Verfahren in 2050 (Lee et al. 2022). Kyriakou et al. (2020) zeigen die Halbierung der CO_2 -Emissionen ($1,45 \text{ kg CO}_2/\text{kgNH}_3$ statt $2,89 \text{ kg CO}_2/\text{kgNH}_3$) bei effizienten Ammoniakanlagen unter Einsatz des elektrochemischen Haber Bosch Verfahrens. Die THG Reduktion bei der Herstellung von „Blue Ammonia“ kann sich in einem ähnlichen Bereich bewegen wie bei „Green Ammonia“ (Gao und Cabrera Serrenho 2023).

Nebeneffekte

Zu den positiven Nebeneffekten gehören neben der Senkung der THG-Emissionen in verschiedenen Sektoren die Verringerung der Abhängigkeit von fossilen Brennstoffen und die Förderung von erneuerbaren Energien. Zudem kann die neue Technologie in Europa zu einer geringeren Marktabhängigkeit und Volatilität führen auf Grund einer zunehmend diversifizierten Düngemittelproduktion (z.B. dezentrale Produktion auf landwirtschaftlichen Betrieben) (Tonelli et al. 2024).

Potenzielle negative Nebeneffekte umfassen die hohen Anfangsinvestitionen und die Notwendigkeit, die bestehende Infrastruktur anzupassen oder neu zu bauen. Es könnte auch zu Marktverzerrungen kommen, wenn Regierungen Subventionen oder andere finanzielle Anreize bieten, um die Einführung von Green Ammonia zu fördern. Dies könnte kurzfristig zu wirtschaftlichen Ungleichgewichten führen.

Fazit

Green Ammonia stellt eine vielversprechende Technologie zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen und zur Förderung einer nachhaltigen Landwirtschaft dar. Trotz der derzeit höheren Kosten im Vergleich zur konventionellen Ammoniakproduktion bietet Green Ammonia langfristige wirtschaftliche und ökologische Vorteile. Die Etablierung erfordert umfassende Investitionen in Technologie, Infrastruktur und regulatorische Rahmenbedingungen. Durch die Nutzung erneuerbarer Energien kann der CO₂-Fußabdruck der Agrarproduktion erheblich gesenkt werden, was einen bedeutenden Beitrag zur globalen Klimaschutzstrategie leistet. Aufgrund des zu erwartenden THG-Minderungseffekts wird die Maßnahme nachfolgend modellbasiert näher analysiert. Aufgrund der weiterhin verwendeten fossilen Ressourcen und der zumindest in Deutschland umstrittenen CO₂-Abscheidung und -Speicherung wird dabei jedoch das „Blue Ammonia“ im Rahmen dieser Studie nicht weiterverfolgt, zumal es sich lediglich um eine Übergangstechnologie handeln kann.

3.2 Teilflächenspezifische Düngung mit N-Sensoren

Kurzbeschreibung der Maßnahme

Durch den Einsatz von optischen N-Sensoren kann die Stickstoffnutzungseffizienz im Pflanzenbau erhöht werden. Denn die Aufwandmenge an Stickstoffdünger kann reduziert werden bzw. es sind Ertragssteigerungen bei gleicher Aufwandmenge durch eine optimierte Düngerverteilung bei heterogenen Flächen möglich (Medici und Canavari 2022; Samborski et al. 2016; Soto et al. 2019). Optische N-Sensoren sind somit mit einer anfänglichen Investition verbunden und bedürfen eines zusätzlichen zeitlichen Aufwands zur optimalen Anwendung der Technik im Betrieb (Reckleben 2014).

Implikationen auf THG-Emissionen

In Tabelle A2 werden die wesentlichen Ergebnisse der Literaturlauswertung zu THG relevanten Implikationen des Einsatzes von N-Sensoren dargestellt. Dabei zeigen sich zunächst standort- und jahresspezifische Unterschiede bezüglich Einsparungen bei Stickstoffdünger oder Mehrerträgen (Deutscher Bundestag 2022; Samborski et al. 2016). Ein bis zu 10% reduzierter Aufwand bei Stickstoffdünger scheint demnach unter den Bedingungen im konventionellen Ackerbau in Deutschland möglich (Deutscher Bundestag 2022; Soto et al. 2019). Durch eine Reduktion der N-Mineraldünger aufwandmenge können THG-Emissionen in der Produktion von Düngemitteln sowie düngeinduzierte Lachgasemissionen auf dem Feld reduziert werden (Feike et al. 2020).

Nebeneffekte

Durch den Einsatz von N-Sensoren können weitere positive Umwelteffekte entstehen. So zeigen Denora et al. (2023) einen reduzierten ökologischen Fußabdruck gemäß LCA (ReCiPe single score Analyse), z. B. durch eine reduzierte Bildung von Feinstaub oder reduzierte Versauerung von Böden. Zudem konnten positive Effekte von teilflächenspezifischer Düngung auf andere Wirkungskategorien der LCA wie die Frischwasser Ökotoxizität gezeigt werden (Medel-Jiménez et al. 2022). Im Hinblick auf die Nitratbelastung des Grundwassers sind bis zu 25% geringere Stickstoffüberschüsse durch den Einsatz der Technologie möglich (Deutscher Bundestag 2022).

Fazit

Der Einsatz von N-Sensoren kann mit deutlichen Einsparungen beim Einsatz mineralischer Stickstoffdünger und entsprechender THG-Minderung einhergehen. Daher wird die Maßnahme aufgrund des zu erwartenden relevanten THG-Minderungspotenzials nachfolgend tiefergehend modellbasiert analysiert.

3.3 Nitrifikationsinhibitoren

Kurzbeschreibung der Maßnahme

Nitrifikationsinhibitoren hemmen die Umsetzung von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation). Sie haben damit grundsätzlich das Potential, Verluste von Nitrat zu verhindern und die Stickstoffnutzungseffizienz zu erhöhen. Denn Nitrat unterliegt im Vergleich zum positiv geladenen Ammonium-Ion stärker der Auswaschung (Ruser und Schulz 2015). Die grundsätzliche Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf THG-Emissionen entsteht durch die Reduktion von Lachgasemissionen (N_2O) und eine reduzierte Auswaschung von Nitrat (NO_3). Diesem Effekt kann eine Steigerung der Ammoniakemissionen gegenüberstehen, die wiederum zu einer gesteigerten indirekten Lachgasemission führen können (Lam et al. 2017).

Implikationen auf THG-Emissionen

Die exakte Wirkung auf die THG-Emissionen und ihr Umfang ist neben der Kultur, vom Düngenniveau, dem Standort, dem Klima und der Witterung in der jeweiligen Vegetationsperiode abhängig (Ruser und Schulz 2015). Auch die verschiedenen marktverfügbaren Nitrifikationsinhibitoren können sich in ihrer Wirkung unterscheiden (Tabelle A3). Weiterhin spielt es eine Rolle, ob sie mit Ureasehemmstoffen kombiniert werden (Ni et al. 2023). Tabelle A3 verdeutlicht anhand verschiedener Metastudien in Mittel- bzw. Nordeuropa die Auswirkungen auf die THG-Emissionen. Dabei scheint eine Reduktion der Lachgasemissionen von bis zu 35% bei einer ganzjährigen Betrachtung realistisch (Ruser und Schulz 2015).

Nebeneffekte

Einige Studien (siehe z. B. Schaffer und Schmid, 2019 oder Kössler et al., 2019) weisen auf negative ökologische Begleiterscheinungen von Nitrifikationsinhibitoren hin, bei denen aus heutiger Sicht jedoch davon auszugehen ist, dass sie nicht mehr maßgeblich oder nicht unmittelbar auf Feldbedingungen übertragbar sind, solange es zu einer sachgemäßen Anwendung von zugelassenen und in der deutschen Praxis angewendeten Nitrifikationsinhibitoren kommt (siehe dazu auch Pasda und Schmid, 2020). Grundsätzlich müssen alle zugelassenen und in Deutschland vertriebenen Nitrifikationshemmer über eine REACH-Registrierung verfügen und auf Konformität gemäß EU-Recht geprüft oder nach nationalen Düngemittelverordnungen zugelassen werden, womit auch Risikobewertung verbunden sind. D.h., mögliche toxikologische und ökotoxikologische Wirkungen von Nitrifikationsinhibitoren werden im Zulassungsverfahren auf der Grundlage einschlägiger Studien bewertet (Reineke und Schlömann 2020).

Fazit

Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden haben insgesamt einen hohen Anteil an den THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft, welche durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren erheblich reduziert werden könnten. Aufgrund des zu erwartenden THG-Minderungseffekts wird die Maßnahme nachfolgend modellbasiert näher analysiert.

3.4 Neue genomische Techniken (NGT)

Kurzbeschreibung der Maßnahme

Durch den Einsatz neuer genomischer Techniken (NGT) ist eine gezielte genetische Modifikation von Organismen möglich, z. B. durch die CRISPR-Cas-Nuklease-Technologie. Damit ist eine präzisere genetische Editierung als bei herkömmlichen Methoden der Gentechnik möglich, die auch ohne artfremdes genetisches Material auskommt und einer natürlichen Mutation sehr nahe kommen kann (Broothaerts et al. 2021). Durch die dadurch ermöglichten Potenziale in der Pflanzenzüchtung wird erwartet, eine Steigerung von Erträgen, eine erhöhte Stickstoffnutzungseffizienz sowie eine höhere Resilienz gegenüber abiotischen und biotischen Stressoren zu ermöglichen (Qaim 2020).

Implikationen auf THG-Emissionen

Durch Ertragssteigerungen und eine höhere Stickstoffnutzungseffizienz könnten Betriebsmittel und damit THG-Emissionen beim Einsatz von neuen NGT-Sorten reduziert werden. Es gibt jedoch kaum quantitative Angaben, wie z. B. eine mögliche Fungizideinsparung von bis zu 90% bei Kartoffeln (Kessel et al. 2018), weil die Technologie vergleichsweise neu und die Zulassung in der EU noch nicht möglich ist.

Nebeneffekte

In Bezug auf NGT-Sorten bestehen vor allem soziale und ökonomische Bedenken, die die Akzeptanz der entsprechenden Produkte betreffen (Qaim 2020). Dies ist insbesondere vor dem Hintergrund der möglichen schwierigen bzw. aufwendigen Rückverfolgbarkeit der Produkte relevant (Broothaerts et al. 2021; Qaim 2020). Zudem gibt es ökonomische Bedenken im Zusammenhang mit einer möglichen Marktmacht einzelner Unternehmen und möglichen Patenten auf NGT-Sorten (Qaim 2020).

Fazit

Der Einsatz von NGT-Sorten kann aus Sicht der THG-Minderung künftig eine innovative und relevante Maßnahme darstellen. Auch wenn es bisher eine vergleichsweise hohe Unsicherheit bezüglich der quantitativen Effekte auf Erträge oder ähnlichem gibt, scheint die modellbasierte Analyse auf Basis vergleichsweise konservativer Annahmen hochgradig informativ.

3.5 Reduktion Chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel

Kurzbeschreibung der Maßnahme

Der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel stellt ein Instrument zur Absicherung landwirtschaftlicher Ernteerträge dar und ist damit auch eine Komponente des betrieblichen Risikomanagements. Die Reduktion von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln kann auf verschiedenen Wegen, wie z. B. durch eine gezielte Spot Applikation bzw. Smart Spraying Technologie von Herbiziden erfolgen (Spaeth et al. 2024). Darüber hinaus gibt es laufende Forschungsarbeiten zu Anbausystemen mit vollständigem Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel (Zimmermann et al. 2021).

Implikationen auf THG-Emissionen

Basierend auf der in Tabelle A4 dargestellten Literatur, führt der Verzicht auf chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln in Systemen unter Beibehaltung der mineralischen Düngung im Durchschnitt zu reduzierten Ernteerträgen und höheren Ertragsschwankungen (Claß-Mahler et al. 2024; Mack et al. 2023; Pergner et al. 2024; Saltzmann und Kehlenbeck 2018). Durch reduzierte Erträge wie im Ökolandbau könnten die produktspezifischen THG-Emissionen steigen und somit ein Risiko von potentiellen Verlagerungseffekten im Sinne indirekter Landnutzungsänderung bei unverändertem Konsum entstehen (Meemken und Qaim 2018). Daher ist der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmitteln auch vor dem Hintergrund des Klimaschutzes gegenwärtig von Bedeutung. Die THG-Emissionen der Herstellung eingesetzter Pflanzenschutzmittel haben insgesamt einen sehr geringen Anteil von unter 1% an den gesamten THG-Emissionen je Hektar. Im Rahmen einer Studie zu THG-Emissionen und Pflanzenschutzinsatz konnten durch den Einsatz von Fungiziden in sieben der 12 Versuchsjahre zwischen 2008 und 2019 positive Effekt auf den produktspezifischen CO₂-Fußabdruck erzielt werden (Feike et al. 2020). Durch technische Adaptionenmaßnahmen wie Smart Spraying könnten bei Kulturen wie Zuckerrüben und Mais bis zu 55% bzw. 30% der Aufwandmenge bei Herbiziden je ha eingespart werden (Spaeth et al. 2024).

Nebeneffekte

Der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel kann positive Implikationen für den Klimaschutz haben, jedoch müssen diese sorgfältig vor dem Hintergrund weiterer Umwelteffekte abgewogen werden. Chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel tragen auch zum Rückgang der Artenvielfalt bei (IPBES 2019). Aufgrund zahlreicher direkter Treiber auf die Artenvielfalt im Agrar- und Offenland, welche in komplexer Interaktion stehen, lässt sich die exakte Einflussgröße jedoch nicht bestimmen. Beispielsweise zeigen einzelne Studien, dass negative Effekte von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln auf Wildbienen durch einen höheren Anteil semi-natürlicher Habitats auf Landschaftsebene teilweise kompensiert werden können (Park et al. 2015). Dementsprechend sind auch die Effekte des Managements auf die Artenvielfalt (konventionell oder ökologisch) je nach Landschaftskontext spezifisch (Batáry et al. 2017). Vor diesem Hintergrund muss ebenfalls beachtet werden, dass Interdependenzen zwischen Klimaschutz bzw. Klimawandel und Biodiversität bestehen (Outhwaite et al. 2022). Aus Sicht der Biodiversität ist der Anteil semi-natürlicher Habitats in der Agrarlandschaft sehr relevant (Garibaldi et al. 2021; Tschardt et al. 2021). Da der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel in der Regel mit Ertragsverlusten

einhergeht und damit zur Erreichung der gleichen Produktivität mehr Fläche benötigt werden würde (Claß-Mahler et al. 2024; Möhring et al. 2021), könnten an dieser Stelle auch Zielkonflikte zwischen der Reduktion chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel und Biodiversität entstehen (Tscharnatke et al. 2021).

Fazit

Der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel ist unter dem Aspekt der produktspezifischen THG-Emissionen im Sinne eines Ertragssicherungseffekts gegenwärtig als positiv zu bewerten. Jedoch existieren vor allem in Bezug auf die Artenvielfalt auch negative Umwelteffekte, die sorgfältig abgewogen werden müssen. Die THG-Minderungspotenziale durch einen Verzicht von Pflanzenschutzmitteln und entsprechenden Einsparungen von Betriebsmitteln liegen insgesamt auf einem sehr niedrigen Niveau. Unter Berücksichtigung teilweise hoher Ertragsreduktionen ohne Einsatz jeglicher chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel wird erwartet, dass die THG-Vermeidungskosten eher hoch sein werden, unabhängig potentieller indirekter Landnutzungsänderung. Auch bei technischen Reduktionsmaßnahmen wie Smart Spraying werden daher nur geringe Effekte auf die THG-Bilanz im Ackerbau erwartet. Die Maßnahme wird daher im Rahmen der nachfolgenden modellbasierten Analyse nicht näher betrachtet.

4 Methodik der ökonomisch-ökologischen Modellierung

4.1 Allgemeine Beschreibung des Landnutzungsmodells

Im Rahmen der Studie wurde ein integriertes ökonomisches Landnutzungsmodell angewendet (Abbildung 2). Dieses bestand aus dem Fruchtfolgenmodell CropRota (Schönhart et al. 2011) und dem ökonomischen Landnutzungsmodell PALUD_DE sowie einer auf den PALUD_DE Modellergebnissen basierenden LCA. Mit Hilfe von CropRota wurden auf Basis von Fernerkundungsdaten (Blickensdörfer et al. 2022; Schwieder et al. 2024) zunächst typische regionale Fruchtfolgen abgeleitet, welche nachfolgend als entsprechende Landnutzungsoptionen in das Modell PALUD_DE eingeflossen sind. PALUD_DE wurde aufbauend auf dem geodatenbasierten ökonomischen Landnutzungsmodell PALUD (Sponagel et al. 2022; Sponagel, Weik, et al. 2024; Sponagel, Witte, et al. 2024) zur Anwendung auf der Deutschlandebene und zur Analyse des konventionellen Ackerbaus weiterentwickelt und skaliert. PALUD_DE wählte die optimale Landnutzung auf Ebene der Kommunen als kleinste räumliche Einheit unter Maximierung des Gesamtdeckungsbeitrags über alle Kommunen auf Basis linearer Programmierung. Dabei wurden weitere agronomische Restriktionen und Rahmenbedingungen berücksichtigt. Die Struktur von PALUD_DE folgte dabei einem Regionshofansatz. D. h., eine NUTS3-Einheit wurde als Betrieb betrachtet, z. B. hinsichtlich der Verfügbarkeit und Anwendung von organischen Düngemitteln. Der Output des Modells PALUD_DE enthält neben den ökonomischen Effekten auch Daten zum Betriebsmitteleinsatz auf NUTS3-Ebene, d. h. Aufwand an Diesel (l), Pflanzenschutzmittel (in kg Wirkstoffmasse) sowie organischen und mineralischen Düngemitteln (Stickstoff, Phosphor und Kalium) und der Produktionsmenge landwirtschaftlicher Erzeugnisse in Getreideeinheiten (Mönking et al. 2010). Diese Daten wurden anschließend in der LCA mit Hilfe von THG-Emissionsfaktoren für die Vorkette aus ecoinvent 3.10 (Wernet et al. 2016) zur Kalkulation der Treibhausgasbilanz genutzt. Als weitere Eingangsdaten wurden für die LCA regionalisierte Lachgasemissionsfaktoren auf Bundeslandebene (Vos et al. 2024) verwendet sowie Annahmen zu Emissionen aus indirekter Landnutzungsänderung (iLUC) getroffen (Schmidt et al. 2015).

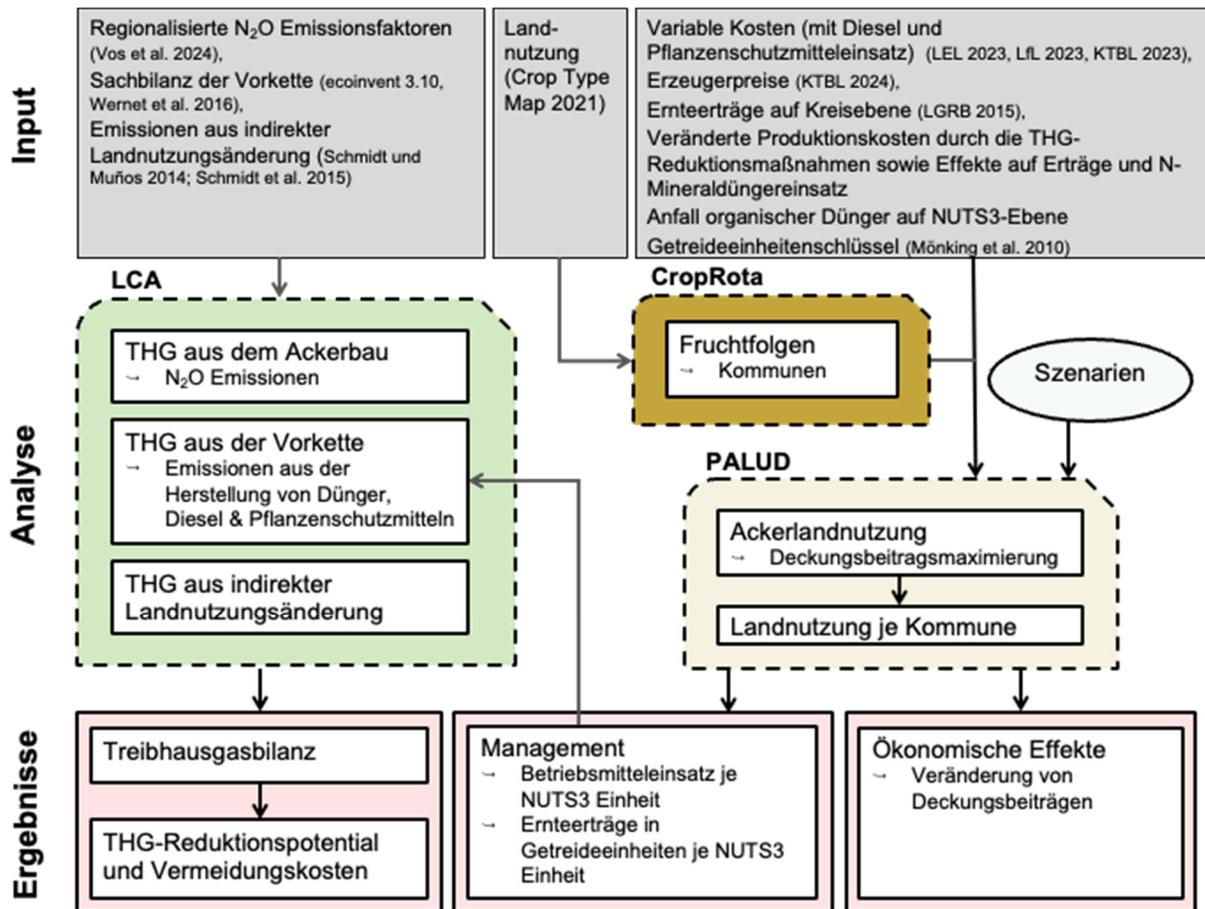


Abbildung 2: Übersicht über das integrierte Landnutzungsmodell

4.2 Räumliche Abbildung der Landnutzung im Modell

Für die Umsetzung der Modellierungen wurden deutschlandweite hochaufgelöste Landnutzungsdaten benötigt. Die Daten des Gemeinsamen Antrags stellen dabei eine der bestmöglichen Grundlagen dar, sind aber nicht für alle Bundesländer frei verfügbar. Aus diesem Grund wurde die sogenannte Crop Type Map verwendet, welche auf Basis von Fernerkundungsdaten erstellt wurde und 24 landwirtschaftliche Landnutzungskategorien enthält (Blickensdörfer et al. 2022; Schwieder et al. 2024). Die Karte bildet die Landnutzung in Deutschland somit auf Parzellenebene ab und wurde unter anderem mit Daten des Gemeinsamen Antrags validiert. Demnach liegt die Gesamtgenauigkeit mit ca. 80% vergleichsweise hoch, d. h. die Wahrscheinlichkeit, dass die vorgesagte Kultur am jeweiligen Standort mit der Realität übereinstimmt. Auf regionaler und nationaler Ebene zeigte sich ebenfalls eine relativ hohe Übereinstimmung bezüglich der Kultursummen (Blickensdörfer et al. 2022). Die aktuellste verfügbare Version aus dem Jahr 2022 konnte im Vergleich zum Vorjahr bisher mit vergleichsweise weniger Referenzdaten validiert werden als in den Jahren davor (Schwieder 2024). Aus diesem Grund wurde im Rahmen der Studie die Crop Type Map aus dem Jahr 2021 als Grundlage für die Modellierung genutzt. Dabei wurden zwölf Kulturarten berücksichtigt, die im Jahr 2023 mehr als 96% der konventionell bewirtschafteten Ackerfläche ausmachten: Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Winterraps, Körnerleguminosen, Zuckerrüben, Körnermais, Silomais, Kartoffeln und Kleegras (Statistisches Bundesamt 2024). Zur Differenzierung von Körnermais und Silomais wurden jedoch statistische Daten auf NUTS3 Ebene (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2024a) herangezogen und die jeweiligen Anteile an Körnermais an der gesamten Maisfläche

auf alle Kommunen in der jeweiligen NUTS3 Einheit (BKG 2022) übertragen. Denn hier ist die Vorhersagegenauigkeit der Crop Type Map vergleichsweise geringer als bei anderen Kulturen (Blickensdörfer et al. 2022). Aufgrund der fehlenden Klassifizierung konventionell und ökologisch bewirtschafteter Flächen, wurde die Gesamtfläche je Kommune bzw. NUTS3 Gebiet und Kulturart entsprechend der Anteile ökologisch bewirtschafteter landwirtschaftlich genutzter Flächen auf NUTS3 Ebene skaliert (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2024b). Die gesamte berücksichtigte konventionelle Ackerfläche im Modell betrug somit ca. 10,448 Mio. ha. Dies liegt etwas höher als die Daten der Agrarstatistik für das Jahr 2023 ausweisen (Tabelle 2). Jedoch wurde möglicherweise im Rahmen der Crop Type Map auch Triticale als Winterroggen klassifiziert, die nicht explizit als Kultur aufgenommen wurde. Implizit wird Triticale im konventionellen Anbau mit knapp 300.000 ha somit im Rahmen der Modellierung dennoch berücksichtigt, jedoch mit den identischen Annahmen wie Winterroggen. Im Rahmen der Agrarstatistik für das Jahr 2023 (Statistisches Bundesamt 2024) wurden im Vergleich zu früheren Jahrgängen explizit die Gesamtanbauflächen sowie die Anbauflächen im Ökolandbau je Kulturart ausgewiesen, weshalb sie zum Vergleich herangezogen wurde. Insgesamt konnte geschlussfolgert werden, dass anhand der Crop Type Map 2021 und der Annahmen zu den Ökoflächen, die typische aktuelle landwirtschaftliche Nutzung der konventionellen Ackerfläche in Deutschland hinreichend gut abgebildet werden kann und sie somit als valide zur Verwendung als Datengrundlage zur Landnutzung in Deutschland in der vorliegenden Studie eingeschätzt werden kann.

Tabelle 2: Vergleich der Anbauflächen und Kulturanteile der betrachteten Kulturen gemäß Agrarstatistik für das Jahr 2023 sowie der Crop Type Map 2021 nach pauschalem Abzug der ökologisch bewirtschafteten Flächen im Rahmen der Studie

Kulturart	Konventionell bewirtschaftete Fläche in ha nach		Anteil an der konventionell bewirtschafteten Ackerfläche nach	
	Statistisches Bundesamt (2024)	Crop Type Map 2021*	Statistisches Bundesamt (2024)	Crop Type Map 2021*
Winterweizen	2.746.100	2.698.198	28,1%	25,8%
Winterroggen	544.700	849.509	5,6%	8,1%
Wintergerste	1.263.100	1.354.613	12,9%	13,0%
Sommergerste	298.200	312.857	3,1%	3,0%
Hafer	86.400	239.868	0,9%	2,3%
Winterraps	1.169.500	978.819	12,0%	9,4%
Hülsenfrüchte	203.600	333.155	2,1%	3,2%
Zuckerrüben	389.600	385.576	4,0%	3,7%
Körnermais	442.600	319.011	4,5%	3,1%
Silomais	1.965.600	2.118.737	20,1%	20,3%
Kartoffeln	252.900	251.951	2,6%	2,4%
Klee gras	413.400	605.779	4,2%	5,8%
Summe	9.775.700	10.448.074	100%	100%

*Nach pauschalem Abzug der Ökolandbauanteile auf NUTS3 Ebene

4.3 Ableitung regionalspezifischer Fruchtfolgen mit CropRota

Das Modell CropRota (Schönhart et al. 2011) generiert anhand einer agronomischen Bewertung der Vor- und Nachfruchtkombinationen einzelner Kulturarten typische Fruchtfolgen, die die beobachtete Landnutzung in einem bestimmten regionalen Kontext widerspiegeln. Im Rahmen der Studie wurde das Modell verwendet, um anhand der Landnutzungsdaten gemäß der Crop Type Map 2021 wie oben beschrieben (Schwieder et al. 2024), typische drei- und vierfeldrige Fruchtfolgen auf kommunaler Ebene abzuleiten. Um eine potentielle starke Ausdehnung der Körnermaisbaufläche an Grenzertragsstandorten im Rahmen der Modellierung zu vermeiden, wurden Fruchtfolgen mit Körnermais in Kommunen mit einem Anbauanteil von unter 2% ausgeschlossen. Ansonsten könnte eine Form der Überspezialisierung in den Modellergebnissen auftreten, d. h. eine starke Ausdehnung der Körnermaisfläche im Vergleich zur beobachteten Landnutzung, die in Realität vermutlich nicht möglich wäre (Mérel und Howitt 2014).

4.4 Ökonomische Bewertung der ackerbaulichen Nutzung sowie des Betriebsmitteleinsatzes

Die ökonomische Bewertung der ackerbaulichen Nutzung erfolgte anhand von kultur- und regionalspezifischen Deckungsbeiträgen. Zunächst erfolgte die Kalkulation fünfjähriger mittlerer Ernteerträge auf Basis der Ernte- und Betriebsberichtserstattung 2018 bis 2022 auf NUTS3 Ebene (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2024c). Die Daten lagen teilweise jedoch nicht für alle Kulturen und NUTS3 Einheiten vor, z. B. nur für 70% der NUTS3 Gebiete bei Winterweizen. Daher wurden Fehlwerte auf der Basis von vorliegenden Daten für umliegende NUTS3 Gebiete kalkuliert und entsprechend der räumlichen Distanz gewichtet, um eine flächendeckende Datengrundlage zu generieren. Weil die Datend der Ernte- und Betriebsberichterstattung jedoch keine Daten zu Körnerleguminosen, Klee gras und Körnermais enthalten, wurde in diesem Fall die Daten auf NUTS2 Ebene nach KTBL Standarddeckungsbeiträgen (KTBL 2024a) herangezogen und dieser Ertrag für alle jeweils regionalzugehörigen NUTS3 Gebiete angenommen. Die Erzeugerpreise wurden ebenfalls aus den KTBL Standarddeckungsbeiträgen für die Jahre 2020 bis 2022 entnommen (KTBL 2024a). Die Kalkulation der variablen Kosten erfolgte gemäß drei Intensitätsstufen der Bewirtschaftung (gering, mittel, hoch) sowie vier unterschiedlichen durchschnittlichen Schlaggrößenkategorien von (1-2 ha, >2-5 ha, >5 bis 10 ha und >10ha). Dazu wurden ebenfalls Standardkalkulationsdaten genutzt (KTBL 2024b; LfL 2024). Die variablen Kosten stellen somit einen dreijährigen Mittelwert dar. So wurden beispielsweise Kosten von 1,20 € je kg Stickstoff und 1,48 € je l Diesel angenommen. Alle Preise und Erlöse waren aus umsatzsteuerlicher Sicht netto Werte. Zudem erfolgte die Kalkulation der variablen Kosten in Abhängigkeit des Düngungsmanagements, d. h. überwiegend organische bzw. rein mineralische Düngung. Eine organische Düngung wurde dabei bei Klee gras, Körner- und Silomais sowie Getreide als Option zur rein mineralischen Düngung betrachtet. Der Nährstoffaufwand wurde gemäß dem Ernteertrag und Entzugsfaktoren gemäß Anlage 7 der Düngeverordnung (DüV) kalkuliert. Dabei wurde ein Aufschlag in Höhe von 13% bei Stickstoff angenommen, was die tatsächlich ausgebrachte Menge widerspiegelt (Häußermann et al. 2019). Davon abweichend wurden die Deckungsbeiträge auch mit 20% reduzierter Stickstoffdüngung in Anlehnung an die Auflagen in nitratbelasteten Gebieten gemäß DüV kalkuliert. Dabei wurden Ertragsminderungen in Höhe von 10% bei Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste, Winterraps, Sommergerste und Hafer angesetzt sowie in Höhe von 5% bei Zuckerrüben, Silo- und Körnermais, Klee gras und Kartoffeln (Schröer et al. 2022). In Anlehnung an den Ernteertrag bei einer Kultur auf

NUTS3 Ebene sowie der durchschnittlichen Schlaggröße der Ackerflächen auf kommunaler Ebene gemäß der Crop Type Map 2021 (Schwieder et al. 2024), wurde jeder Kommune pro Kultur ein Deckungsbeitrag differenziert nach Art der Düngung (organisch und mineralisch) sowie der Höhe der Stickstoffdüngung (nach Entzug bzw. 20% unter Entzug) zugeordnet. Auf dieser Basis wurden die Deckungsbeiträge für die in der jeweiligen Kommune mit CropRota abgeleiteten Fruchtfolgen gemäß der Kulturanteile kalkuliert.

Die angenommenen Wirkstoffmassen für Pflanzenschutzmittel in den einzelnen Kulturen entsprechen für das mittlere Intensitätsniveau mehrjährigen Durchschnitten des PAPA-Panel des JKI (JKI 2022). Verschiedene der in PALUD_DE betrachteten Kulturen werden im PAPA-Panel nicht erfasst. Für Sommergerste, Hafer und Körnerleguminosen wurden Werte aus der Pflanzenschutzmittelberichterstattung des Landes Baden-Württemberg verwendet (MLR 2023). Für verschiedene Kulturen wurde die angenommene Wirkstoffmasse mit der angenommenen Intensität variiert. Das Vorgehen ist detaillierter beschrieben in Witte et al. (2024a).

4.5 Abschätzung der verfügbaren Stickstoffmengen aus organischen Düngemitteln

Zur Abschätzung des Anfalls an organischem Stickstoffdünger auf NUTS3 Ebene, wurden die Daten der Klimaberichterstattung aus dem Jahr 2022 (Vos et al. 2024) für die Anwendung von N aus vergorenen Energiepflanzen sowie der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung auf Bundeslandebene herangezogen. Im Hinblick auf Stickstoff aus Gärprodukten erfolgte eine anteilige Verteilung der Gesamtmenge pro Bundesland im Jahr 2022 (Vos et al. 2024) auf die Landkreise unter Bezug auf die jeweilige installierte elektrische Leistung von Biogasanlagen auf NUTS3 Ebene (Auburger et al. 2016).

Zur Aufschlüsselung der Mengen organischer N-Dünger aus der Tierhaltung von der Bundeslandebene (Vos et al. 2024) auf die NUTS3 Ebene wurde die Anzahl der Großvieheinheiten pro Landkreis im Jahr 2020 verwendet (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2024d). Da die ökologisch bewirtschaftete Fläche im Modell nicht berücksichtigt wurde, erfolgte eine Abschätzung der Wirtschaftsdüngermengen im Ökolandbau. Die kalkulierte durchschnittliche Menge an organischem N Dünger pro Großvieheinheit und Landkreis wurde dafür mit der Anzahl an GV Einheiten in ökologisch wirtschaftenden Betrieben (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2024b) multipliziert und entsprechend von der gesamten Wirtschaftsdüngermenge auf NUTS3 Ebene subtrahiert. Aufgrund der ausschließlichen Betrachtung des Ackerlands im Modell wurde abschließend ein Abzug für die auf Grünland ausgebrachte Menge an organischem Stickstoffdünger vorgenommen. Dafür wurden durchschnittliche Ernteerträge zwischen 2017 und 2022 für Ackerwiesen und -weiden auf NUTS2 Ebene (KTBL 2024a) und ein Entzugsfaktor von 1,1 kg N/dt TM angesetzt. Damit ergab sich ein durchschnittlicher Anteil des auf Grünland ausgebrachten Wirtschaftsdüngers in Deutschland von ca. 34%, was im Einklang zu entsprechenden nationalen Statistiken steht (Statistisches Bundesamt 2021).

4.6 Mathematische Formulierung des Modells PALUD_DE

Im Modell PALUD_DE gibt es insgesamt 10.187 Kommunen mit $i = \{1, \dots, 10.187\}$, 401 NUTS3 Einheiten bzw. Stadt- und Landkreise mit $d = \{1, \dots, 401\}$, und insgesamt 525 Fruchtfolgen als Landnutzungsoptionen mit $CR = \{CR_1, \dots, CR_{525}\}$. Davon waren pro Kommune im Durchschnitt neun verfügbar, was mit einem binären Parameter b codiert wurde mit $b = \{0, 1\}$. Die Deckungsbeiträge der Fruchtfolgen GM wurden zudem hinsichtlich des Einsatzes von Wirtschaftsdünger mit $Org = \{Ja, Nein\}$ sowie einer für Nitratgebiete angepassten Düngung mit $N = \{Ja, Nein\}$ differenziert. Außerdem wurde der Deckungsbeitrag jeweils in Abhängigkeit des Einsatzes von Klimaschutzmaßnahmen mit $k = \{Keine, N\text{-Sensor, Nitrifikationsinhibitor, NGT, Green Ammonia}\}$ kalkuliert. In der Zielfunktion (1) des Modells wurde nun der Gesamtdeckungsbeitrag über alle Kommunen in Deutschland TGM maximiert. Durch Gleichung (2) wurde die Flächensumme aller in der Lösung gewählten Fruchtfolgen über alle Managementoptionen Org, N, K pro Kommune auf die Gesamtackerfläche der Kommune begrenzt (ha).

$$\max TGM = \sum_{i, CR, Org, N, k} (GM_{i, CR, Org, N, k} * X_{i, CR, Org, N, k} * b_{i, CR}) \quad (1)$$

mit

$$\sum_{CR, Org, N, k} X_{i, CR, Org, N, k} \leq ha_i \quad \forall i \quad (2)$$

Aufgrund der Systemgrenzen des Modells in Bezug auf die Nachfrage nach Agrargütern, wurde die maximale Anbaufläche bei Kartoffeln und Zuckerrüben mit $Root_crops = \{Kartoffeln, Zuckerrüben\}$ auf maximal 1% Abweichung vom beobachteten Niveau SQ_root auf NUTS3-Ebene gemäß der Crop Type Map 2021 (Schwieder et al. 2024) begrenzt (Gleichung 3). Denn es kann davon ausgegangen werden, dass der Anbauumfang dieser Kulturen im Wesentlichen in Realität durch die Absatzmöglichkeiten begrenzt ist. Der Parameter $CropShare$ enthält dabei die Information über die relative Kulturartenzusammensetzung mit $Crop = \{Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Winterraps, Körnerleguminosen, Zuckerrüben, Körnermais, Silomais, Kartoffeln, Klee gras\}$ der einzelnen Fruchtfolgen CR . Der Parameter $NUTS$ codierte die Informationen über die Zugehörigkeit der Kommunen zu den NUTS3 Einheiten in einem binären Format.

$$\sum_{CR, Org, N, k} X_{i, CR, Org, N, k} * CropShare_{CR, root_crops} * NUTS_{i, d} \leq SQ_root_{root_crops, d} * 1.01 \quad \forall root_crops, d \quad (3)$$

Zudem wurde die Tierhaltung im Modell nicht explizit betrachtet. Gemäß Statistisches Bundesamt (2024) entfallen ca. 65% der Klee gras- bzw. Ackergrasanbauflächen in Deutschland auf den konventionellen Landbau (Gleichung 4). Dementsprechend wurde die Restriktion eingeführt, dass die Anbaufläche von Klee gras auf NUTS3 Ebene mindestens 65% vom Anbauumfang gemäß der Crop Type Map 2021 entsprechen muss, SQ_Clover . Da etwa 60% der Erntemenge an Getreide in der Tierhaltung verwertet wird, wurde zudem angenommen, dass bei Futtergetreide $cereals = \{Hafer, Sommergerste, Winterroggen, Wintergerste\}$, der

Anbauumfang auf NUTS3 Ebene mindestens 60% (BLE 2023) dem Umfang gemäß der Crop Type Map 2021 entsprechen muss $SQ_cereals$ (Gleichung 5).

$$\sum_{CR,Org,N,k,i} X_{i,CR,Org,N,k} * CropShare_{CR,Klee\text{gras}} * NUTS_{i,d} \geq SQ_Clover_d * 0,65 \forall d \quad (4)$$

$$\sum_{CR,Org,N,k,i} X_{i,CR,Org,N,k} * CropShare_{CR,cereals} * NUTS_{i,d} \geq SQ_cereals_{cereals,d} * 0,6 \forall cereals, d \quad (5)$$

Da der Anbauumfang von Silomais im Wesentlichen durch die regionale Tierhaltung sowie der Nachfrage nach Gärsubstraten für Biogasanlagen begrenzt (Haß et al. 2022) ist, wurde eine maximale Ausdehnung der Silomaisanbaufläche von 5% im Vergleich zur beobachteten Landnutzung in der Crop Type Map 2021 SQ_Silage angenommen (Gleichung 6). Zudem wurde die Ausdehnung von Körnermais und Winterraps auf max. 50% im Vergleich zur beobachteten Landnutzung SQ_Maize bzw. $SQ_Rapeseed$ begrenzt (Gleichungen 7 und 8).

$$\sum_{CR,Org,N,k,i} X_{i,CR,Org,N,k} * CropShare_{CR,Silomais} * NUTS_{i,d} \leq SQ_Silage_d * 1,05 \forall d \quad (6)$$

$$\sum_{CR,Org,N,k,i} X_{i,CR,Org,N,k} * CropShare_{CR,Mais} * NUTS_{i,d} \leq SQ_Maize_d * 1,5 \forall d \quad (7)$$

$$\sum_{CR,Org,N,k,i} X_{i,CR,Org,N,k} * CropShare_{CR,Winterraps} * NUTS_{i,d} \leq SQ_Rapeseed_d * 1,5 \forall d \quad (8)$$

In Bezug auf den Einsatz von Wirtschaftsdüngern wurde im Modell angenommen, dass die Ausbringungsmengen von organischen Düngemitteln gemäß der geschätzten Mengen an organischem Stickstoff N_org_DE in Deutschland begrenzt bzw. diese ausgebracht werden muss (Gleichung 9). Zudem wurde unterstellt, dass die Menge auf NUTS3-Ebene um maximal 20% gemäß der anfallenden Menge N_org ausgedehnt werden kann (Gleichung 10). Da der überregionale Transfer von Wirtschaftsdüngern nicht explizit im Modell abgebildet wurde, sollte dies implizit eine teilweise räumlich flexible Ausbringung von Wirtschaftsdünger abseits des Ursprungsorts widerspiegeln.

$$\sum_{i,CR,Org,N,k} X_{i,CR,Org,N,k} * Nor\text{g}input_{i,CR,Org,N,k} = N_org_DE \quad (9)$$

$$\sum_{i,CR,Org,N,k} X_{i,CR,Org,N,k} * Nor\text{g}input_{i,CR,Org,N,k} * NUTS_{i,d} \leq N_org_d * 1,2 \forall d \quad (10)$$

Um die Anforderungen der Düngeverordnung (DüV) in Bezug auf die 170 kg Obergrenze je ha LF und Betrieb für Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern zu berücksichtigen, wurde eine Obergrenze für die durchschnittliche Aufwandmenge an organischen Stickstoff in Bezug auf die Ackerfläche je Kommune $ha_Kommune$ eingeführt (Gleichung 11).

$$\sum_{CR,Org,N,k} X_{i,CR,Org,N,k} * Norg_{input_{i,CR,Org,N,k}} * ha_Kommune_i^{-1} \leq 170 \forall i \quad (11)$$

Um die Anforderungen an die Düngung in „Nitratgebieten“ im Modell abzubilden, wurde zunächst der Anteil der Ackerflächen in roten Gebieten auf kommunaler Ebene kalkuliert. Dazu wurden GIS-Layer zu den „Nitratgebieten“, den kommunalen Gebieten sowie der Crop Type Map 2021 (BKG 2022; Schwieder et al. 2024; Umweltbundesamt 2024) verschnitten und der Parameter No_red kalkuliert, d. h. die Summe der Ackerfläche außerhalb roter Gebiete. Die Anbaufläche der gewählten Fruchtfolgen auf kommunaler Ebene ohne angepasste Düngung $N = \{Nein\}$ wurde somit auf die Summe der Ackerfläche außerhalb von „Nitratgebieten“ je Kommune begrenzt (Gleichung 12).

$$\sum_{CR,Org,k} X_{i,CR,Org,N=Nein,k} \leq No_red_i \forall i \quad (12)$$

Mit Hilfe von Gleichung (13) wurde ein bestimmter Flächenumfang Res_ha mit Umsetzung einer Klimaschutzmaßnahme k je nach Szenario s in der Optimallösung in Deutschland bzw. eine Mindestfläche Min_ha auf NUTS3 Ebene (Gleichung 14) festgelegt.

$$\sum_{i,CR,Org} X_{i,CR,Org,N,k} = Res_ha_{s,k} \forall k \quad (13)$$

$$\sum_{i,CR,Org} X_{i,CR,Org,N,k} * NUTS_{i,n} \geq Min_ha_n \forall n, k \quad (14)$$

4.7 Kalibrierung und Validierung des Modells

Zur Kalibrierung und Validierung des Modells wurden die Flächenanteile der einzelnen betrachteten Kulturarten in Deutschland nach der Crop Type Map 2021 (Schwieder et al. 2024) nach Abzug der Flächenanteile des Ökolandbaus, wie oben erläutert, mit der modellierten Referenzsituation (REF) verglichen (Tabelle 3). Bei den Kulturarten mit den größten Flächenanteilen an der Ackerfläche wie Winterweizen, Winterraps, Winterroggen, Wintergerste zeigt sich insgesamt eine vergleichsweise geringe Differenz zwischen der modellierten Referenz und den Daten nach der Crop Type Map 2021.

Tabelle 3: Übersicht über die Flächenanteile der betrachteten Kulturarten gemäß statistischen Daten für 2023, der Crop Type Map 2021 sowie der modellierten Referenz

Kultur	Flächenanteil in % (konventionelle Ackerfläche)	
	Crop Type Map 2021*	Modellierte Referenz (REF)
Winterweizen	25,8%	27,3%
Roggen	8,1%	7,6%
Wintergerste	13,0%	11,3%
Sommergerste	3,0%	3,3%
Hafer	2,3%	2,8%
Winterraps	9,4%	12,8%
Hülsenfrüchte	3,2%	1,5%
Zuckerrüben	3,7%	3,7%
Körnermais	3,1%	3,9%
Silomais	20,3%	19,4%
Kartoffeln	2,4%	2,4%
Kleegras	5,8%	3,9%
Summe	100%	100%

*Nach pauschalem Abzug der Ökolandbauanteile auf NUTS3 Ebene

Neben der Betrachtung der Gesamtflächenanteile auf Bundesebene, erfolgte ebenfalls eine Validierung auf Ebene der NUTS3 Gebietseinheiten anhand einer visuellen Darstellung der Zusammenhänge zwischen den Flächenumfängen der Kulturarten auf NUTS3 Ebene in der modellierten Referenz sowie gemäß der Crop Type Map 2021 (Abbildung 3). Dadurch sollte sichergestellt werden, dass im Rahmen der modellierten Referenz auch auf regionaler Ebene die beobachtete Landnutzung hinreichend gut abgebildet wurden. Gerade bei den Hauptkulturarten wie Winterweizen, Wintergerste, Winterraps sowie Silo- und Körnermais zeigte sich visuell ein starker Zusammenhang, bei einzelnen Kulturarten wie z. B. Hafer, Körnerleguminosen oder Sommergerste war dieser jedoch vergleichsweise geringer. Es zeigte sich jedoch grundsätzlich, dass NUTS3 Gebiete mit hohem bzw. geringem Anbauumfang einer Kultur in der Crop Type Map 2021 auch in der modellierten Referenz hohe bzw. eher geringe Anbauumfänge aufweisen, was für eine plausible räumliche Verteilung der Kulturen im Modell spricht.

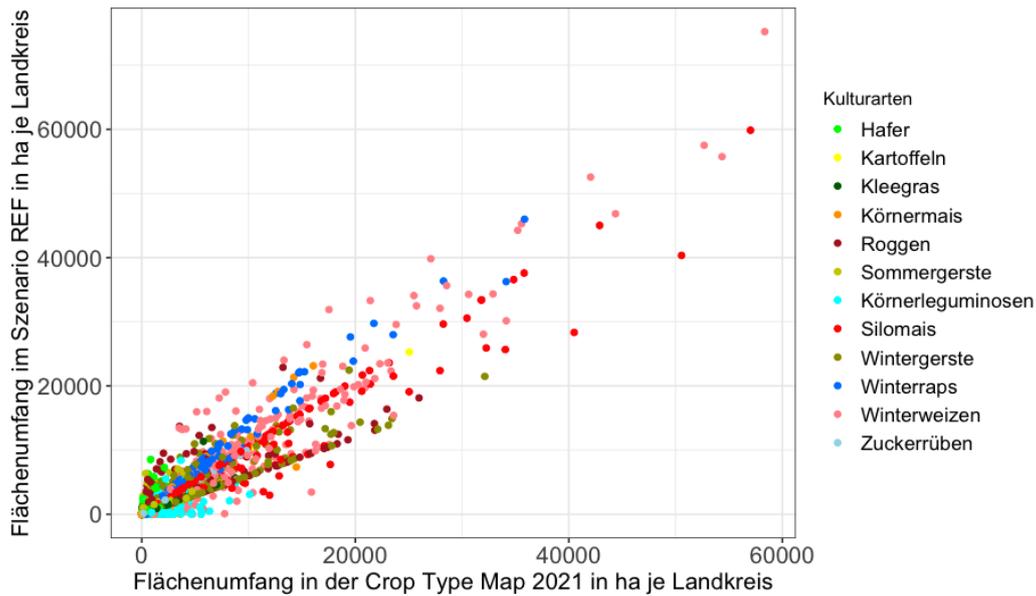


Abbildung 3: Gegenüberstellung der Anbauflächen in der modellierten Referenz (REF) einzelner Kulturarten nach NUTS3 Einheit und der beobachteten Landnutzung gemäß der Crop Type Map 2021 (Schwieder et al. 2024)

Das Modell wurde zudem hinsichtlich der Gesamtaufwandmenge des N-Mineraldüngereinsatzes validiert. Dazu wurden die Daten der Klimaberichterstattung für das Jahr 2022 herangezogen (Vos et al. 2024). Die Gesamtaufwandmenge des N-Mineraldüngereinsatzes betrug in der modellierten Referenz 1.106.000 t und war somit ca. 4% geringer als die Angaben in der Klimaberichterstattung. Jedoch wurde im Rahmen der Modellierung nicht die gesamte konventionelle Ackerfläche betrachtet und Sonderkulturen wie Gemüse wurden nicht betrachtet. Bei gleichmäßiger Verteilung der 4% Restmenge auf die konventionell bewirtschaftete Gartenbau-, Dauerkultur- und Weinbaufläche würde sich somit ein durchschnittlicher N-Mineraldüngeraufwand von ca. 122 kg je ha ergeben (Statistisches Bundesamt 2024).

Insgesamt bildete die modellierte Referenz den Ackerbau in Deutschland im Hinblick auf die Zielsetzung der Studie bezüglich der Gesamtanbauumfänge sowie räumlichen Verteilung der Kulturen und dem Gesamtaufwand an mineralischem N-Dünger hinreichend gut ab.

4.8 Abschätzung der Treibhausgas-Emissionen aus dem Ackerbau und vorgelagerten Bereichen

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden die THG-Emissionen von technischen Adaptionenmaßnahmen sowie Innovationen in der deutschen Landwirtschaft mittels Lebenszyklusanalysen (engl. life cycle assessment, LCA) abgeschätzt. LCA ist eine standardisierte Methode zur Bewertung der Umweltauswirkungen eines Produkts oder einer Dienstleistung über dessen gesamten Lebenszyklus (ISO 2006). Dieser Lebenszyklus umfasst die Rohstoffgewinnung, Produktion, Transport, Nutzung und Entsorgung. Das Ziel der LCA besteht darin, Umweltauswirkungen wie Ressourcenverbrauch und Emissionen zu quantifizieren und zu bewerten. Im Kontext des Ackerbaus bedeutet dies, dass LCA aufgrund seines umfassenden Ansatzes nicht nur die Feldemissionen, sondern auch die Umweltwirkungen aus den vorgelagerten und nachgelagerten Prozessen (z.B. aus der Düngerherstellung) berücksichtigt. Während diese Umweltwirkungen normalerweise anhand

verschiedener Indikatoren (mid-point Wirkungskategorien) beschrieben werden, konzentriert sich diese Studie ausschließlich auf die Wirkungskategorie Klimawandel und die damit verbundenen THG-Emissionen.

Die definierte Systemgrenze der LCA ist analog zur der in der ökonomischen Modellierung. Ackerbauliche Tätigkeiten werden vereinfacht dargestellt durch die Produktionsfaktoren Dünger (deutscher Marktmix NPK), Diesel (deutscher Marktmix, Herstellung und Verbrennung) und chemische Pflanzenschutzmittel (globaler Marktmix). Die benötigten Inventardaten für die Berechnungen der THG-Emissionen auf Kreisebene stammen aus dem ökonomischen Modell PALUD_DE. In der Sachbilanz wurden zudem direkte und indirekte Lachgasemissionen aufgeführt, die im Zusammenhang mit der Düngemittelanwendung (mineralisch und organisch) stehen. Hierfür wurden die bundesland-spezifischen Emissionsfaktoren aus dem nationalen THG-Inventar verwendet (Vos et al. 2024).

Für die Berechnungen der Emissionsfaktoren wurde die Software openLCA v2.0.1 in Kombination mit der Datenbank ecoinvent v3.10 Cut-off, letztes Update 03/2024 (GreenDelta 2022; Wernet et al. 2016) verwendet. Die verwendeten ecoinvent-Datensätze sind in Tabelle 4 aufgeführt. Soweit verfügbar wurden Datensätze gewählt, die den deutschen Marktmix abbilden. Die Datensätze enthalten zudem den Transport mittels der durchschnittlichen Distanzen für die jeweiligen Beförderungsarten. Für die Wirkungsabschätzung wurde die Methode "IPCC 2021" und darin die Wirkungskategorie „Climate Change (GWP100)“ gewählt (IPCC 2021).

Tabelle 4: Datensätze der Emissionsfaktoren aus ecoinvent v3.10²

Produktionsmittel	Datensatzbezeichnung	Geographie
N-Dünger Herstellung	market for inorganic nitrogen fertiliser, as N inorganic nitrogen fertiliser, as N Cutoff	DE
P-Dünger Herstellung	market for inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5 inorganic phosphorus fertiliser, as P2O5 Cutoff	DE
K-Dünger Herstellung	market for inorganic potassium fertiliser, as K2O inorganic potassium fertiliser, as K2O Cutoff, S	DE
PSM Herstellung	market for pesticide, unspecified pesticide, unspecified Cutoff	Global
Diesel Herstellung und Verbrennung ³	market for diesel, burned in agricultural machinery diesel, burned in agricultural machinery Cutoff	DE

² Lizenzierte Emissionsfaktoren aus der ecoinvent Datenbank dürfen laut EULA nicht veröffentlicht werden.

Genaue Beschreibungen der Datensätze sind hier zu finden: <https://ecoquery.ecoinvent.org/3.10/cutoff/search>

³ Dieser Datensatz enthält neben der Diesel Herstellung und Verbrennung, die Herstellung eines Traktors plus Anhänger und Schuppen. Für die Ergebnisdarstellung wurde die Diesel Verbrennung aus diesem Datensatz separat aufgeführt.

4.9 Modellierung der THG Emissionen durch indirekte Landnutzungsänderung (iLUC)

Bei manchen der untersuchten THG-Minderungsmaßnahmen ist durch die agrarstrukturelle Veränderung ein Rückgang der landwirtschaftlichen Produktionsmenge (in dieser Studie ausgedrückt in Getreideeinheiten) zu erwarten. Dieser Rückgang birgt die Gefahr einer indirekten Landnutzungsänderung (iLUC). Dies beruht auf der Annahme, dass die weltweite Nachfrage nach Produkten konstant ist. Daher wird die landwirtschaftliche Produktion entweder auf einer anderen Fläche intensiviert oder eine andere Fläche in Ackerland umgewandelt, um die "verlorenen" Erträge zu kompensieren. Zur Abschätzung der THG-Emissionen im Zusammenhang mit iLUC wurden für diese Studie ein biophysikalisches Modell gewählt und angepasst (Schmidt et al. 2015; Schmidt und Muñoz 2014). Hierfür wurden die hektarbezogenen Emissionen aus dem Modell (2,22 t CO₂-eq. pro Hektar und Jahr) auf Getreideeinheiten (Mönking et al. 2010) umgerechnet, um nicht nur den Flächenverlust, sondern auch Änderungen in der Produktionsmenge abbilden zu können. Es wurde angenommen, dass der Hektar, auf dem die Landnutzungsänderung stattfindet auf einem globalen Durchschnittshektar stattfindet. Laut FAOSTAT war der globale Durchschnittsertrag der Jahre 2017-2021 pro Hektar 45 Getreideeinheiten (FAO 2024). Somit können auf diesem iLUC Hektar 45 Getreideeinheiten produziert werden. Folglich ist jede Getreideeinheit die in Deutschland weniger produziert wird mit der Emission von 49 kg CO₂-eq (2,22 t CO₂-eq. geteilt durch 45 GE) zu verbinden. Bei einer Erhöhung der Produktionsmenge in Deutschland wird dieser Wert gutgeschrieben.

4.10 Beschreibung der Szenarien mit Operationalisierung ausgewählter Klimaschutzmaßnahmen

Insgesamt vier Maßnahmen der zuvor beschriebenen Maßnahmen wurden für eine tiefergehende modellgestützte Analyse in Bezug auf ihr THG-Minderungspotenzial sowie den resultierenden agronomischen und ökonomischen Effekten ausgewählt: der Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion, der Einsatz von Stickstoffsensoren (N-Sensor) bei der Ausbringung von N-Mineraldünger, die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren sowie Innovationen in der Pflanzenzüchtung durch den Einsatz neuer genomischer Techniken (NGT) (Broothaerts et al. 2021). Zu diesem Zweck wurden elf Szenarien definiert und mit PALUD modelliert (Tabelle 5). Das Szenario REF stellte dabei das Referenzszenario dar (Tabelle 3). In REF wurde unterstellt, dass keine der genannten Maßnahmen implementiert ist, d. h. der Effekt der Maßnahmen wurde jeweils nachfolgend *ceteris paribus* analysiert. Zu jeder Maßnahme wurden zwei Szenarien definiert, nämlich ein upper mitigation rate (up) sowie ein lower mitigation rate (low) Szenario in Bezug auf die zu erwartende THG-Reduktion. Die maßnahmenspezifischen Annahmen zu den Effekten auf die THG-Bilanz (z. B. potentielle Einsparung von N-Düngemitteln beim Einsatz von N-Sensoren) sowie den unterstellten Implementierungskosten im upper und lower mitigation rate Szenario reflektierten somit in ihrer Spanne die potentielle Unsicherheit bezüglich der unterstellten Effekte, welche aus der Literatur abgeleitet werden konnte (siehe Anhang). Zusätzlich zu der Modellierung einzelner Maßnahmen, wurde die Kombination aus N-Sensor und Nitrifikationsinhibitoren als best practice Szenario betrachtet. Denn im Vergleich zu den Maßnahmen Green Ammonia und NGT-Sorten, die hinsichtlich ihrer Umsetzung bzw. Einsatzmöglichkeit aus heutiger Sicht noch relativ unsicher sind, könnten diese beiden Maßnahmen aktuell zumindest aus theoretischer Sicht schon flächendeckend im Ackerbau in Deutschland implementiert werden.

Tabelle 5: Übersicht über die betrachteten Szenarien in der Modellierung

Bezeichnung	Maßnahme	Einsatzumfang
REF	-	-
Green Ammonia_up	Green Ammonia (upper mitigation rate)	100% des eingesetzten
Green Ammonia_low	Green Ammonia (lower mitigation rate)	N-Mineraldüngers
N_Sensor_up	N-Sensor (upper mitigation rate)	100% des eingesetzten
N_Sensor_low	N-Sensor (lower mitigation rate)	N-Mineraldüngers
N_Inhibitor_up	Nitrifikationsinhibitor (upper mitigation rate)	100% des eingesetzten
N_Inhibitor_low	Nitrifikationsinhibitor (lower mitigation rate)	N-Mineraldüngers
NGT_low	NGT (upper mitigation rate)	100% der Ackerfläche
NGT_up	NGT (lower mitigation rate)	100% der Ackerfläche
N_Sensor&Inhibitor_up	N-Sensor und Nitrifikationsinhibitor (upper mitigation rate)	100% des eingesetzten
N_Sensor&Inhibitor_low	N-Sensor und Nitrifikationsinhibitor (lower mitigation rate)	N-Mineraldüngers

In den folgenden Absätzen und Tabellen werden die Annahmen, die den Szenarien zugrunde liegen detaillierter beschrieben.

In den Szenarien Green_Ammonia_low (low) sowie Green_Ammonia_up (up) wurde jeweils unterstellt, dass der gesamte eingesetzte mineralische Stickstoffdünger im konventionellen Ackerbau ausschließlich unter Einsatz von grünem Wasserstoff zur Bereitstellung der Prozessenergie in der Düngemittelproduktion hergestellt wird. Im lower bzw. upper mitigation rate Szenario wurde deshalb eine Kostensteigerung bei N-Mineraldünger in Höhe von 200% bzw. 100% (Tabelle 6) angenommen (Egerer et al. 2023; IEA 2021). Zudem wurde von einer Reduktion der THG-Emissionen bei der N-Mineraldüngerproduktion in Höhe von 80% (low) bzw. 95% (up) ausgegangen (Gao und Cabrera Serrenho 2023; IEA 2021).

Tabelle 6: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien Green_Ammonia_low und Green_Ammonia_up (Egerer et al. 2023; Gao und Cabrera Serrenho 2023; IEA 2021)

Parameter	Annahme im Szenario	
	Green_Ammonia_low	Green_Ammonia_up
Veränderte Kosten je kg N (Annahme in REF: 1,20 € je kg N)	200%	100%
Veränderung der THG-Emissionen in der Herstellung von N-Mineraldünger	-80%	-95%

Der Einsatz von optischen N-Sensoren bei 100% der ausgebrachten N-Mineraldünger Menge wurde in den Szenarien N_Sensor_low und N_Sensor_up gemäß der in Tabelle 7 dargestellten Annahmen analysiert. Dabei wurde von Anschaffungskosten in Höhe von 35.000 € sowie einer Nutzungsdauer von 10 Jahren ausgegangen (Reckleben 2014). Die Fixkosten wurden in PALUD bei der Kalkulation der Deckungsbeiträge gemäß der durchschnittlichen Betriebsgröße in Bezug auf die bewirtschaftete Ackerfläche sowie der Nutzungsdauer berücksichtigt. Dazu wurde für jede Kommune die Betriebsgröße nach Agrarstrukturerhebung 2020 auf NUTS3 Ebene (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2024e) herangezogen und auf alle Kommunen innerhalb der jeweiligen NUTS 3 Gebietseinheit übertragen. Da der Einsatz von Stickstoffsensoren auch mit einem zusätzlichen zeitlichen Aufwand verbunden ist, z. B. die regelmäßig notwendige Kalibrierung, wurde eine Steigerung des zeitlichen Aufwands bei der N-Mineraldüngerbringung (KTBL 2024b) von 25% im Vergleich zur Referenz (Reckleben 2014) in Abhängigkeit der durchschnittlichen Schlaggröße auf kommunaler Ebene sowie den drei Stufen des Intensitätsniveaus in PALUD unterstellt und mit Kosten in Höhe von 25 € je Arbeitskraft-Einheit in der Stunde (Akh) bewertet. Die potentiell mögliche Einsparung beim Einsatz von N-Mineraldünger ist generell jahres- und standortspezifisch (Samborski et al. 2016) und wurde entsprechend im lower mitigation rate Szenario mit 3% und im upper mitigation rate Szenario mit 10% angesetzt (Deutscher Bundestag 2022). Obwohl eine Reduktion des N-Einsatzes um 10% erreicht werden könnte, wird dies nicht durch alle Feldversuche und Studien bestätigt (Deutscher Bundestag 2022). Auch eine Umfrage unter 50 Betrieben in Deutschland zu den Praxiserfahrungen zu teilflächenspezifischer Düngung zeigte Einsparungen von bis zu 10%, wobei etwa 50% der Betriebe Einsparungen unter 5% angaben (Soto et al. 2019). Dies steht auch im Einklang mit Wagner (2012) und Medici and Canavari (2022). In Konsequenz einer potentiell erwartbaren steigenden Stickstoffnutzungseffizienz in Höhe von ca. 10% sowie verringerten Stickstoffüberschüssen um bis zu 25% (Deutscher

Bundestag 2022), wurde zusätzlich eine Reduktion der düngereinduzierten Lachgasemissionen um 5% (low) bzw. 15% (up) unterstellt.

Tabelle 7: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien N_Sensor_low sowie N_Sensor_up (Deutscher Bundestag 2022; Medici und Canavari 2022; Reckleben 2014; Samborski et al. 2016; Soto et al. 2019; Wagner 2012)

Parameter	Annahme im Szenario	
	N_Sensor_low	N_Sensor_up
Anschaffungskosten (Netto)	35.000 €	
Nutzungsdauer	10 Jahre	
Veränderter Arbeitszeitbedarf bei der Düngung	+ 25% (25 € je Arbeitskraft-Einheit in der Stunde)	
Durchschnittliche Veränderung des N-Mineraldüngereinsatzes im Vergleich zur kultur- und ertragsspezifischen Aufwandmenge je ha im Vergleich zu den Annahmen in REF	-3%	-10%
Durchschnittliche Veränderung der Lachgasemissionen je kg mineralischem Stickstoffdünger	-5%	-15%

In den Szenarien N_Inhibitor_low und N_Inhibitor_up wurde unterstellt, dass die Ausbringung von N-Mineraldünger in ganz Deutschland ausschließlich mit Nitrifikationsinhibitoren erfolgt (Tabelle 8). Durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren können direkte und indirekte Lachgasemissionen durch die Verzögerung der Nitrifikation sowie geringere Nitratüberschüsse erwartet werden. Da ein Großteil der Lachgasemissionen in den Wintermonaten im Kontext von Frost- und Tauereignissen auftritt, werden für eine Bewertung der Klimawirksamkeit ganzjährige Messergebnisse benötigt (Flessa et al. 2014; Ruser und Schulz 2015). Die Reduktion von Lachgasemissionen durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren kann zwar in Bezug auf den reinen Vegetationszeitraum auch bei über 70% liegen (Ni et al. 2023), in Bezug auf eine ganzjährige Betrachtung scheint jedoch eine Reduktion um bis zu 35% potentiell möglich (Fan et al. 2022; Gilsanz et al. 2016; Ruser und Schulz 2015). Obgleich Effekte auf die Naturalerträge möglich sein können, zeigten verschiedene Studien keine signifikanten Unterschiede beim Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren (Hu et al. 2014; Ni et al. 2023). Insofern wurden keine Effekte auf die Naturalerträge unterstellt. Abgeleitet aus Preisstatistiken zu Düngemitteln in den Jahren 2023 und 2024, zeigte sich ein mittlerer Preisaufschlag durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren bei ansonsten vergleichbaren Produkteigenschaften in Höhe von 11%, der jedoch im Zeitverlauf auch niedriger oder höher lag (AMI 2023, 2024). In den Szenarien wurde daher ein Preisaufschlag je kg N-Mineraldünger in Höhe von 5% (upper mitigation rate) bzw. 15% (lower mitigation rate) angesetzt.

Tabelle 8: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien N_Inhibitor_low und N_Inhibitor_up (Hu et al. 2014; Ni et al. 2023; Ruser und Schulz 2015)

Parameter	Annahme im Szenario	
	N_Inhibitor_low	N_Inhibitor_up
Veränderte Kosten je kg N-Mineraldünger	15%	5%
Durchschnittliche Veränderung der Lachgasemissionen je kg mineralischem Stickstoff	-10%	-35%

In den Szenarien NGT_low und NGT_up wurde die breite Etablierung von NGT-Sorten analysiert. Durch den Einsatz neuer genomischer Techniken wird erwartet, dass die Stickstoffnutzungseffizienz und das Ertragspotenzial von NGT-Sorten unter anderem durch eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber abiotischem oder biotischen Stress erhöht werden kann (Parisi und Rodríguez-Cerezo 2021; Qaim 2020). Im Rahmen von Feldversuchen in den Niederlanden und Irland konnte beispielsweise gezeigt werden, dass der Fungizidaufwand bei cis-genetischen Kartoffelsorten um bis zu 90% reduziert werden kann (Kessel et al. 2018). Jedoch werden NGT aktuell zumindest im Bereich der Forschung und Entwicklung auch schon bei anderen Kulturarten wie Getreide oder Ölsaaten eingesetzt (Parisi und Rodríguez-Cerezo 2021). Insofern wurde in den Szenarien angenommen, dass auf 100% der konventionellen Ackerfläche in Deutschland NGT-Sorten angebaut werden. Mit dem Ziel der Betrachtung eines theoretischen Potenzials von NGT-Sorten hinsichtlich der THG-Minderung im Ackerbau, wurden dann dementsprechende hypothetische Annahmen zu möglichen Fungizideinsparungen und Ertragssteigerungen bei NGT-Sorten angesetzt, die in dieser Form zumindest potentiell möglich sein könnten. So wurden eine Fungizidreduktion zwischen 10% (low) und 30% (up) sowie Ertragssteigerungen zwischen 1% (low) und 2% (up) angesetzt. Infolge einer potentiell erhöhten Stickstoffnutzungseffizienz wurde zudem eine Minderung der Lachgasemissionen um 5% (low) bzw. 10% (up) angenommen. Aufgrund der erwartbaren verbesserten Sorteneigenschaften, wurde zudem eine Preissteigerung bei Saatgut in Höhe von 15% (low) bzw. 25% (up) angesetzt (Tabelle 9). Denn auch bei genetisch modifizierten Mais- oder Sojasorten können am Markt höhere Saatgutpreise in Folge der Sorteneigenschaften erzielt werden (MacDonald et al. 2023).

Tabelle 9: Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien NGT_low und NGT_up (eigene Annahmen basierend auf Qaim (2020), MacDonald et al. (2023), Kessel et al. (2018) und Parisi and Rodríguez-Cerezo (2021))

Parameter	Annahme im Szenario	
	NGT_low	NGT_up
Veränderung der Aufwandmenge bei Fungiziden im Vergleich zur kultur- und ertragsspezifischen angenommenen Aufwandmenge je ha in REF	-10%	-30%
Veränderung der Saatgutkosten	15%	25%
Durchschnittliche Veränderung der Lachgasemissionen je kg gedüngtem Stickstoff (organisch und mineralisch)	-5%	-10%
Durchschnittliche Veränderung der Naturalerträge	1%	2%

Die Szenarien N_Sensor&Inhibitor_low sowie N_Sensor&Inhibitor_up stellen eine Kombination der Szenarien N_Sensor_low und N_Inhibitor_low bzw. N_Sensor_up und N_Inhibitor_up dar. Demnach unterliegt den Szenarien die Annahme, dass die Ausbringung von mineralischen Stickstoffdüngemitteln bundesweit unter Einsatz von N-Sensoren und Nitrifikationshemmstoffen erfolgt. Die Annahmen sind demnach aus den obigen Szenarien abgeleitet. Beide Maßnahmen tragen zur Reduktion von Lachgasemissionen bei, jedoch wurde als Maximum die Reduktion gemäß Nitrifikationsinhibitoren von 35% (up) bzw. 10% (low) unterstellt (Tabelle 10). Dies stellt somit eine eher konservative Maßnahme vor dem Hintergrund möglicher, aber nach unserem Kenntnisstand unsicherer additiver Effekte dar.

Tabelle 10 Übersicht über die getroffenen Annahmen in den Szenarien N_Sensor&Inhibitor_low und N_Sensor&Inhibitor_up

Parameter	Annahme im Szenario	
	N_Sensor&Inhibitor_low	N_Sensor&Inhibitor_up
Anschaffungskosten (Netto)	35.000 €	
Nutzungsdauer	10 Jahre	
Veränderter Arbeitszeitbedarf bei der Düngung	+ 25% (25 € je Arbeitskraft-Einheit in der Stunde)	
Durchschnittliche Veränderung des N-Mineraldüngereinsatzes im Vergleich zur kultur- und ertragsspezifischen Aufwandmenge je ha in REF	-3%	-10%
Durchschnittliche Veränderung der Lachgasemissionen	-10%	-35%

5 Ergebnisse

In der modellierten Referenz bzw. dem Szenario REF liegen die mittleren Deckungsbeiträge je ha Ackerland in Deutschland bei ca. 805 €. Es existieren jedoch starke räumliche Disparitäten (Abbildung 4), die auf die agronomischen Rahmenbedingungen zurückzuführen sind. So liegen die mittleren Deckungsbeiträge in Regionen wie Brandenburg mit klimatisch und naturräumlich bedingten eher geringen Ernteerträgen bei ca. 400 € je ha und in Niedersachsen oder Nordrhein-Westfalen (NRW) bei ca. 1.150 € bzw. 1.100 € je ha. Viele Standorte in Niedersachsen und NRW weisen ein vergleichsweise hohes Ertragspotenzial auf, z. B. die Hildesheimer Börde. Zudem liegt der Anteil von Hackfrüchten mit hohen Deckungsbeiträgen wie Kartoffeln in den beiden Bundesländern mit durchschnittlich 13% in Niedersachsen bzw. 10% in NRW relativ hoch. Im Vergleich dazu liegen die Anbauanteile von Hackfrüchten in Brandenburg im Mittel auf einem niedrigen Niveau von unter 2% und der Anbau von extensiverem Getreide wie Roggen mit 17% vergleichsweise hoch. Im Südwesten wie Baden-Württemberg liegen die mittleren Deckungsbeiträge auf einem mittleren Niveau bei ca. 710 € je ha und der Anbauanteil von Hackfrüchten bei ca. 4%.

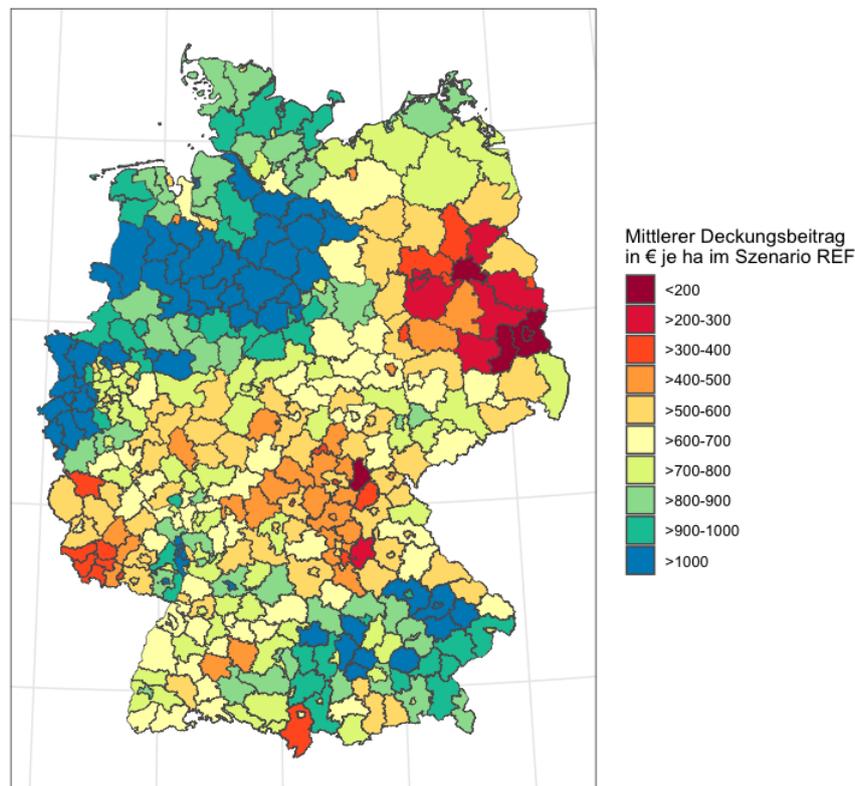


Abbildung 4: Darstellung der mittleren Deckungsbeiträge in Euro je ha auf NUTS3-Ebene in der modellierten Referenz (BKG 2022)

In Bezug auf das Anbauspektrum zeigen sich generell nur geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Szenarien und damit geringe Auswirkungen durch die betrachteten THG-Reduktionsmaßnahmen (Tabelle 11). Lediglich in den Szenarien Green_Ammonia_low bzw. Green_Ammonia_up wird der Anbauumfang von Körnerleguminosen ausgedehnt, da diese als Konsequenz der steigenden Preise für N-Mineraldünger in Höhe von 100% bzw. 200% an relativer ökonomischer Vorzüglichkeit gewinnen.

Tabelle 11: Anbauanteile der einzelnen betrachteten Kulturarten in Bezug auf die konventionelle Ackerfläche in Deutschland nach Szenario

Kulturart	Anbauanteil auf je Kulturart und Szenario auf Bundesebene										
	REF	Green_ Ammonia _low	Green_ Ammonia _up	N_Sensor _low	N_Sensor_u p	N_Inhibitor_l ow	N_Inhibitor_u p	NGT_low	NGT_up	N_Sensor& Inhibitor_up	N_Sensor& Inhibitor_low
Winterweizen	27,3%	24,9%	26,6%	27,3%	27,3%	27,2%	27,3%	27,4%	27,6%	27,3%	27,2%
Winterroggen	7,6%	6,5%	7,1%	7,6%	7,6%	7,5%	7,5%	7,7%	7,8%	7,6%	7,6%
Wintergerste	11,3%	11,3%	11,7%	11,3%	11,3%	11,4%	11,4%	11,5%	11,6%	11,3%	11,4%
Sommergerste	3,3%	4,0%	3,6%	3,4%	3,4%	3,4%	3,3%	3,4%	3,4%	3,4%	3,4%
Hafer	2,8%	2,7%	2,8%	2,8%	2,9%	2,9%	2,9%	2,8%	2,7%	2,9%	2,8%
Winterraps	12,8%	12,9%	12,9%	12,7%	12,8%	12,8%	12,8%	12,8%	12,7%	12,7%	12,7%
Körnerleguminosen	1,5%	6,6%	2,7%	1,4%	1,4%	1,6%	1,5%	1,4%	1,4%	1,5%	1,6%
Zuckerrüben	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%	3,7%
Körnermais	3,9%	3,8%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,8%	3,9%	3,9%
Silomais	19,4%	17,3%	18,7%	19,4%	19,4%	19,3%	19,4%	19,1%	18,9%	19,4%	19,3%
Kartoffeln	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%	2,4%
Klee gras	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%	3,9%

Die Veränderungen der mittleren Deckungsbeiträge je ha konventioneller Ackerfläche in Deutschland liegen je nach Szenario zwischen +2% (NGT_up) und -28% (Green_Ammonia_low). Durch den Einsatz des N_Sensors liegt der Rückgang der Deckungsbeiträge zwischen 5% und 6% und bei Einsatz der Nitrifikationsinhibitoren zwischen 1% und 2%. Wohingegen der flächendeckende Anbau von NGT-Sorten damit zu nahezu keinen bzw. leicht positiven Deckungsbeitragsveränderungen führt. Damit sind die negativen ökonomischen Effekte bei Anwendung der Nitrifikationsinhibitoren von allen untersuchten Maßnahmen am geringsten. Die Kombination aus N-Sensor und Nitrifikationsinhibitoren führt zu einer leicht geringeren Deckungsbeitragsreduktion als bei additiver Betrachtung der beiden Maßnahmen aufgrund von Interaktionseffekten (Tabelle 12). Denn der Preisaufschlag für die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren bezieht sich dann nur auf die reduzierte Düngeraufwandmenge.

Neben den ökonomischen Implikationen zeigen sich je nach Szenario unterschiedliche Effekte auf den Einsatz von N-Mineraldünger bzw. Pflanzenschutzmitteln gemäß der Wirkstoffmasse. Der stärkste Rückgang des Einsatzes von N-Mineraldünger kann bei Green_Ammonia_low beobachtet werden. Dieser Effekt ist hauptsächlich durch eine Abnahme der Produktionsintensität in Folge stark erhöhter Preise von 1,20 € je kg N auf 3,60 € je kg N sowie einer starken Zunahme des Anbauumfangs von Körnerleguminosen zurückzuführen. Durch den Einsatz des N-Sensors bzw. Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren wird der Einsatz von N-Mineraldünger um maximal ca. 10,1% bzw. 0,3% reduziert. Bei kombinierter Anwendung dieser beiden Maßnahmen liegt die Reduktion bei maximal 10,2% (N_Sensor&Inhibitor_up). Nennenswerte Effekte auf den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zeigen sich lediglich bei Einsatz von NGT-Sorten. Der maximale Rückgang des Aufwands von Pflanzenschutzmitteln liegt in Bezug auf die Wirkstoffmasse bei etwa 8% (NGT_up).

Tabelle 12: Mittlere Deckungsbeiträge (DB) in den Szenarien sowie Übersicht über den Aufwand an mineralischem Stickstoffdünger und Pflanzenschutzmitteln

Szenario	Mittlerer DB in € je ha		N Mineraldünger		Pflanzenschutzmittel	
	in € je ha	Relativ zu REF	kg je ha	Relativ zu REF	in kg je ha	Relativ zu REF
REF	804,9	0%	105,9	0,0%	2,0	0%
Green_Ammonia_low	583,1	-28%	90,1	-14,9%	2,0	-1%
Green_Ammonia_up	689,3	-14%	102,1	-3,6%	2,0	0%
N_Sensor_low	754,5	-6%	102,6	-3,1%	2,0	0%
N_Sensor_up	762,7	-5%	95,2	-10,1%	2,0	0%
N_Inhibitor_low	787,2	-2%	105,6	-0,3%	2,0	0%
N_Inhibitor_up	798,9	-1%	105,8	-0,1%	2,0	0%
NGT_low	804,9	0%	105,9	0,0%	1,9	-3%
NGT_up	818,1	2%	105,9	0,0%	1,8	-8%
N_Sensor&Inhibitor_up	757,4	-6%	95,1	-10,2%	2,0	0%
N_Sensor&Inhibitor_low	737,4	-8%	102,3	-3,4%	2,0	0%

In den Szenarien mit Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion zeigen sich in allen NUTS3 Gebieten in Deutschland negative Auswirkungen auf die mittleren Deckungsbeiträge von bis zu 400 € je ha (Green_Ammonia_low) bzw. bis zu ca. 200 € je ha (Green_Ammonia_up). Dabei zeigen sich auch räumliche Disparitäten (Abbildung 5), die auf Ertragsunterschiede, Fruchtfolgeunterschiede und den Wirtschaftsdüngereinsatz zurückzuführen sind. So variiert der Anteil des Einsatzes von mineralischen N-Dünger im Verhältnis zur gesamten Stickstoffdüngeraufwandmenge zwischen 44% in NRW und 92% im Saarland im Szenario REF. Demnach verursacht der Einsatz von Green Ammonia in den beiden Szenarien höhere zusätzliche Kosten in Regionen mit vergleichsweise geringer Verfügbarkeit an organischem N-Dünger bzw. hoher Stickstoffdüngungsintensität auf ertragsreichen Standorten wie der Börderegion (Abbildung 6). Die geringsten Kosten zeigen sich daher z. B. im Eifelkreis Bitburg-Prüm mit einem vergleichsweise hohen Anteil organischer Stickstoffdüngung von 70% in REF und vergleichsweise niedriger mittlerer Aufwandmenge an Mineraldünger von etwa 64 kg je ha. Im Vergleich dazu ist die Reduktion des mittleren Deckungsbeitrags im Landkreis Hildesheim vergleichsweise hoch. Hier liegt die durchschnittliche Aufwandmenge an mineralischem Stickstoffdünger bei ca. 170 kg je ha in REF. Obwohl der Anteil des Mineraldüngers bei der Stickstoffdüngung z. B. im Kreis Neunkirchen im Saarland mit ca. 97% mit am höchsten liegt, waren hier nicht die höchsten Deckungsbeitragsveränderungen zu beobachten, da die durchschnittliche Aufwandmenge an mineralischem Stickstoffdünger mit ca. 130 kg je ha deutlicher niedriger als z. B. im Kreis Hildesheim liegt.

Beim Einsatz von N-Sensoren zeigen sich ebenfalls starke räumliche Disparitäten hinsichtlich der ökonomischen Auswirkungen. Im Szenario N_Sensor_up ergeben sich in etwa 6% der NUTS3 Gebiete bzw. in Bezug auf 18% der konventionellen Ackerfläche in Deutschland leicht positive Auswirkungen auf die mittleren Deckungsbeiträge. Im Szenario N_Sensor_low ergeben sich in keiner NUTS3 Region positive Auswirkungen auf den Deckungsbeitrag. Im Median über alle NUTS3 Gebiete zeigen sich jedoch DB-Minderungen zwischen ca. 102 € (N_Sensor_low) und ca. 67 € (N_Sensor_up). Die regionalen Disparitäten lassen sich in diesem Kontext überwiegend auf die unterschiedlichen regionalen Betriebsgrößenstrukturen und den resultierenden durchschnittlichen Fixkosten des N-Sensors je ha zurückführen.

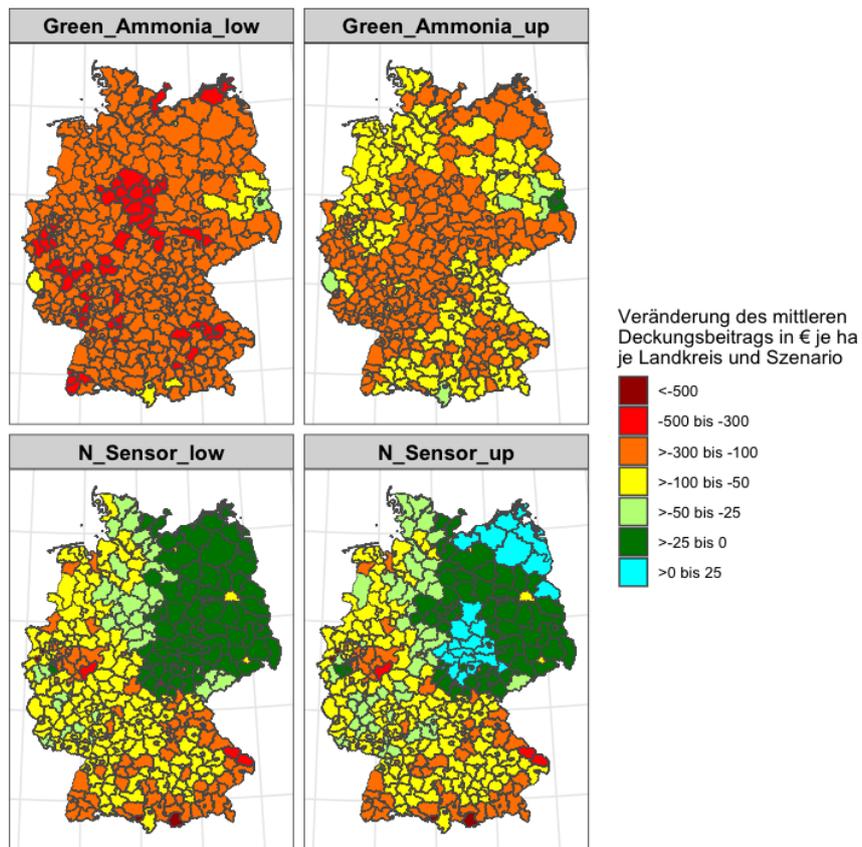


Abbildung 5: Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge in den Szenarien Green_Ammonia_low, Green_Ammonia_up, N_Sensor_low und N_Sensor_up im Vergleich zum Szenario REF in € je ha auf NUTS3 Ebene (BKG 2022)

Im Vergleich zu den Szenarien mit Einsatz des N-Sensors sind die räumlichen Disparitäten in Bezug auf die absolute Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge bei Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren bzw. Anbau von NGT-Sorten eher gering (Abbildung 6). Die Minderung der Deckungsbeiträge liegt bei Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren bei maximal ca. 32 € je ha (N_Inhibitor_low) bzw. ca. 10 € je ha (N_Inhibitor_up). Es existieren jedoch auch regionale Disparitäten. So sind die Deckungsbeitragsveränderungen an Standorten mit vergleichsweise hohem Stickstoffmineraldüngereinsatz wie in der Börderegion am stärksten ausgeprägt, obgleich es sich aus absoluter Sicht dennoch um eher geringe Differenzen der Deckungsbeitragsveränderung handelt.

Der Einsatz von NGT-Sorten führt in etwa 90% (NGT_up) bzw. ca. 60% (NGT_low) der NUTS3 Gebiete zu positiven Deckungsbeitragsveränderungen. Diese liegen im Median über alle NUTS3 Gebiete bei ca. 14 € je ha (NGT_up) bzw. knapp 1 € je ha (NGT_low). Ähnlich wie bei Nitrifikationsinhibitoren existieren aufgrund von agronomischen Voraussetzungen wie den vorherrschenden Fruchtfolgen und der Ertragsfähigkeit der Standorte zwar räumliche Disparitäten hinsichtlich der Deckungsbeitragsveränderungen, diese liegen aus absoluter Sicht jedoch ebenfalls auf einem eher niedrigen Niveau.

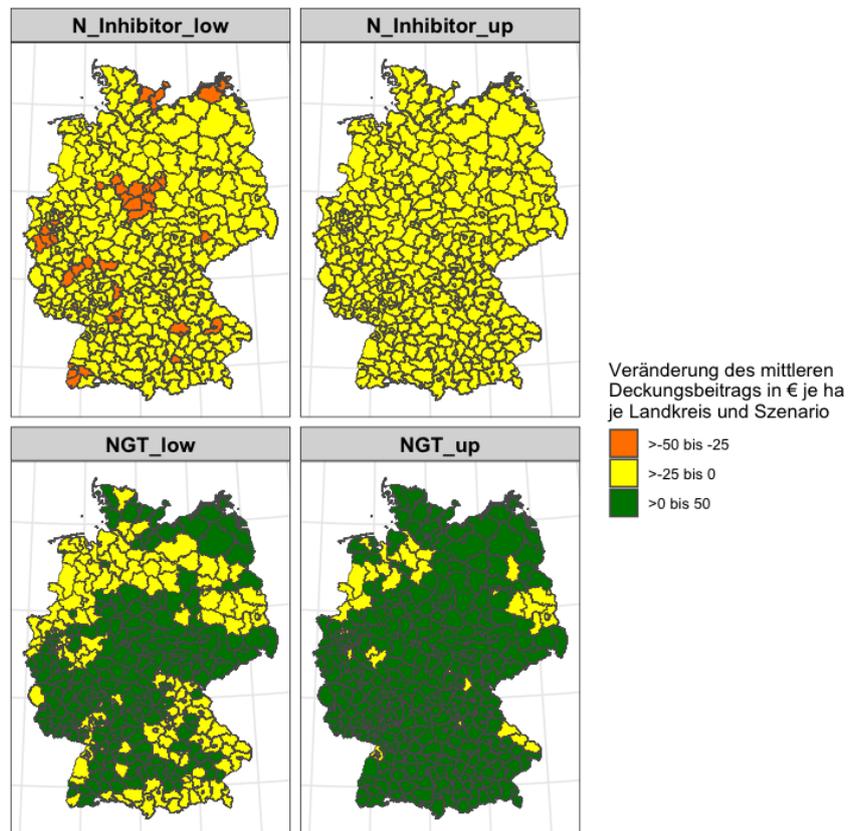


Abbildung 6: Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge in den Szenarien N_Inhibitor_low, N_Inhibitor_up, NGT_low und NGT_up im Vergleich zum Szenario REF in € je ha auf NUTS3 Ebene (BKG 2022)

Im Vergleich zum Szenario N_Sensor_up zeigen sich bei Betrachtung der Kombination aus N-Sensor und gleichzeitiger Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren lediglich in Bezug auf maximal ca. 2% der Ackerfläche positive Deckungsbeitragsveränderungen (N_Sensor&Inhibitor_up). Im Median über alle NUTS3 Gebiete liegen die Minderungen des mittleren Deckungsbeitrags zwischen ca. 73 € je ha (N_Sensor&Inhibitor_up) und ca. 92 € je ha (N_Sensor&Inhibitor_low). Das Muster der regionalen Disparitäten bezüglich der Deckungsbeitragsveränderungen ist ähnlich zu den Szenarien N_Sensor_low bzw. N_Sensor_up (Abbildung 5 und Abbildung 7).

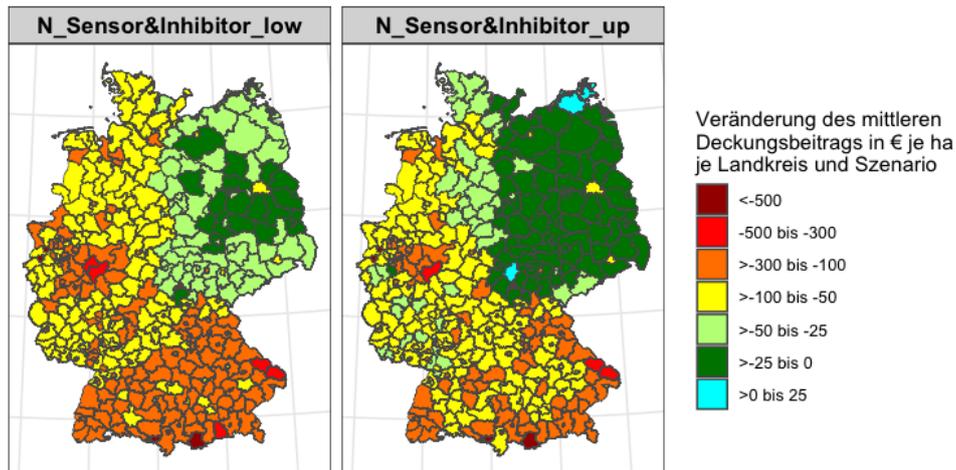


Abbildung 7: Veränderung der mittleren Deckungsbeiträge in den Szenarien N_Sensor&Inhibitor_low und N_Sensor&Inhibitor_up im Vergleich zum Szenario REF in € je ha auf NUTS3 Ebene (BKG 2022)

Die Ergebnisse der LCA stellt die THG-Emissionen aus dem in PALUD vereinfacht modellierten Ackerbau dar (Tabelle 14). Sie setzen sich zusammen aus den in dieser Studie berücksichtigten Emissionsquellen (siehe Tabelle 1). Die Ergebnisse liegen in einer Spanne zwischen 21,4 Mio. t CO₂-eq. (REF) und 16,7 Mio. t CO₂-eq. (Green_Ammonia_up). Ferner wird unterschieden zwischen Emissionen aus der Vorkette und Feldemissionen. Beide Kategorien nehmen etwa 50% der Gesamtemissionen im REF Szenario ein. Den größten Anteil in der Vorkette trägt hier die Herstellung von mineralischen Düngern bei, mit ca. einem Drittel der berechneten Gesamtemissionen. Dem gegenüber steht ein zweites Drittel aus den Stickstoffdünger-induzierten Feldemissionen (mineralischer und organischer Dünger). An dritter Stelle stehen die Feldemissionen aus der Verbrennung von Diesel (17%) gefolgt von der Diesel- und Maschinenherstellung (16%) aus der Kategorie Vorkette. An letzter Stelle steht die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln (1%, Vorkette).

Die Emissionen aus der Diesel- und Maschinenherstellung sowie Dieselverbrennung sowie der Pflanzenschutzmittelherstellung unterscheiden sich kaum zwischen den Szenarien. Durch den Einsatz von Green Ammonia sinken die THG-Emissionen aus der Düngemittelproduktion um bis zu 5,1 M t CO₂-eq. (Green_Ammonia_up). In den Szenarien Green_Ammonia_low und Green_Ammonia_up treten vergleichsweise hohe THG-Emissionen aus iLUC auf. Denn diese haben im Szenario Green_Ammonia_low einen Anteil von ca. 11% an den Gesamtemissionen. Durch den im Modell angenommenen starken Anstieg der Preise für Stickstoffmineraldünger in Höhe von 200% sinkt die Produktivität durch Extensivierung und Verschiebungen im Kulturartenspektrum gemessen in Getreideeinheiten zwischen ca. 2,5% in Niedersachsen und ca. 10% im Saarland. Diese regionalen Unterschiede können unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass der Anteil mineralischer Stickstoffdünger in Niedersachsen nur bei ca. 47% und im Saarland bei ca. 92% liegt. In den Szenarien mit NGT-Sorten (NGT_low und NGT_up) kommt es hingegen zu positiven THG-Emissionseffekten durch iLUC aufgrund der höheren Naturalerträge. Dies ist bedingt durch die angenommenen potentiellen Ertragssteigerungen in Höhe von 1% bzw. 2%. Bei allen anderen Szenarien sind indirekte Landnutzungsänderungen auf einem vergleichsweise niedrigeren Niveau und sind daher kaum relevant. Sie können vor allem durch leichte Verschiebungen im Kulturartenspektrum und eine teilweise Verringerung der Bewirtschaftungsintensität wegen steigender Kosten bei der mineralischen Stickstoffdüngung (N_Inhibitor_low und N_Inhibitor_up) erklärt werden.

Tabelle 13: THG-Emissionen nach Szenario und Emissionsquelle aus dem modellierten Ackerbau auf Deutschlandebene, inkl. Vorkette und Feldemissionen

Szenario	THG-Emissionen in 1.000 t CO ₂ -eq. nach Emissionsquelle						
	Emissionen aus der Vorkette			Feldemissionen		Indirekte Landnutzungsänderung	Gesamt
Mineralische Dünger: Herstellung	Pflanzenschutzmittel: Herstellung	Diesel & Maschinen: Herstellung	Diesel: Verbrennung	Lachgas			
REF	7.206	234	3.327	3.575	7.098	0	21.441
Green_Ammonia_low	2.635	231	3.310	3.556	6.524	2.036	18.292
Green_Ammonia_up	2.106	233	3.319	3.566	6.957	515	16.697
N_Sensor_low	7.040	234	3.322	3.570	6.801	46	21.014
N_Sensor_up	6.671	234	3.324	3.571	6.225	28	20.053
N_Inhibitor_low	7.189	234	3.324	3.571	6.717	57	21.093
N_Inhibitor_up	7.199	234	3.326	3.574	5.799	24	20.156
NGT_low	7.204	228	3.321	3.569	6.742	-351	20.713
NGT_up	7.204	215	3.317	3.564	6.388	-714	19.974
N_Sensor&Inhibitor_low	7.026	234	3.322	3.569	6.614	75	20.840
N_Sensor&Inhibitor_up	6.667	234	3.323	3.570	5.557	46	19.397

In Tabelle 14 sind die relativen Veränderungen der betrachteten THG-Emissionen nach Szenario und Emissionsquelle im Vergleich zur modellierten Referenz (REF) dargestellt. Je nach Szenario liegt die Gesamtreduktion der THG-Emissionen zwischen 1,6% (N_Inhibitor_low) und 22,1% (Green_Ammonia_low). Das größte THG-Minderungspotenzial im Ackerbau liegt damit beim Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion. Durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren und N-Sensoren können die THG-Emissionen um maximal 6% bzw. 6,5% reduziert werden. Eine Kombination der beiden Maßnahmen führt im Szenario N_Sensor&Inhibitor_up zu einer THG-Minderung von etwa 9,5%. Das maximale THG-Reduktionspotenzial liegt bei NGT-Sorten bei ca. 6,8% (NGT_up). Je nach Szenario unterscheidet sich die relative Veränderung der THG-Emissionen in Bezug auf die einzelnen Emissionsquellen. Durch den Einsatz von Green Ammonia werden die THG-Emissionen aus der Düngemittelproduktion um bis ca. 71% reduziert. Die Lachgasemissionen auf dem Feld können durch eine Kombination von N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren um maximal ca. 22% reduziert werden.

Wie bereits eingeführt in Kapitel 1 und 2 sind nicht alle der in dieser Studie berechneten THG-Emissionen dem Sektor Landwirtschaft zuzurechnen (nach der nationalen Emissionsberichterstattung), sondern lediglich die Lachgasemissionen auf dem Feld. Die Emissionen im Sektor Landwirtschaft lagen im Referenzjahr 2021 bei ca. 52,8 Mio. t CO₂-eq. (Vos et al. 2024). Unter Berücksichtigung der reduzierten Lachgasemissionen in den Szenarien liegt die Minderung der gesamten THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft demnach zwischen 0,3% (Green_Ammonia_up) und knapp 3% (N_Sensor&Inhibitor_up). Der Einsatz von NGT-Sorten führt ebenfalls zu einer vergleichsweise geringen Reduktion der THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft von ca. 1%. Allerdings sollte bei diesen Darstellungen berücksichtigt werden, dass die THG-Reduktion eine gesamtsektorale Aufgabe darstellt, die

aus ökonomischer Sicht auch gesamtsektoral mit den dazugehörigen THG-Vermeidungskosten betrachtet werden sollte, die nachfolgend illustriert werden (siehe dazu auch Abbildung 8).

Tabelle 14: Darstellung der relativen Veränderung der THG-Emissionen nach Emissionsquelle und Szenario im Vergleich zur modellierten Referenz (REF) auf Deutschlandebene

Szenario	Emissionen aus der Vorkette			Feldemissionen		Gesamt
	Mineralische Dünger: Herstellung	Pflanzenschutzmittel: Herstellung	Diesel & Maschinen: Herstellung	Diesel: Verbrennung	Lachgas	
Green_Ammonia_low	-63,4%	-1,2%	-0,5%	-0,5%	-8,1%	-14,7%
Green_Ammonia_up	-70,8%	-0,3%	-0,3%	-0,3%	-2,0%	-22,1%
N_Sensor_low	-2,3%	-0,1%	-0,1%	-0,1%	-4,2%	-2,0%
N_Sensor_up	-7,4%	0,0%	-0,1%	-0,1%	-12,3%	-6,5%
N_Inhibitor_low	-0,2%	-0,1%	-0,1%	-0,1%	-5,4%	-1,6%
N_Inhibitor_up	-0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	-18,3%	-6,0%
NGT_low	0,0%	-2,7%	-0,2%	-0,2%	-5,0%	-3,4%
NGT_up	0,0%	-8,2%	-0,3%	-0,3%	-10,0%	-6,8%
N_Sensor&Inhibitor_low	-2,5%	-0,1%	-0,2%	-0,2%	-6,8%	-2,8%
N_Sensor&Inhibitor_up	-7,5%	-0,1%	-0,1%	-0,1%	-21,7%	-9,5%

Die THG-Vermeidungskosten unterscheiden sich stark zwischen den Maßnahmen. Während der Einsatz von NGT-Sorten im Bundesdurchschnitt zu keinen THG-Vermeidungskosten führt, liegen die THG-Vermeidungskosten bei den anderen Maßnahmen im Bundesdurchschnitt zwischen ca. 48 € je t CO₂-eq. (N_Inhibitor_up) und ca. 1.233 € je t CO₂-eq. (N-Sensor_low). Im Kontext der upper mitigation rate Annahmen stellen Nitrifikationsinhibitoren somit eine THG-Minderungsoption mit vergleichsweise hohem THG-Reduktionspotenzial sowie vergleichsweise geringen THG-Vermeidungskosten dar. Beim Einsatz von N-Sensoren und Green Ammonia liegen die THG-Vermeidungskosten im upper mitigation Szenario höher als bei Nitrifikationsinhibitoren. Sie liegen dabei jeweils in einer ähnlichen Größenordnung zwischen ca. 317 und 255 € je t CO₂-eq. Durch die Kombination von N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren können die THG-Vermeidungskosten im upper mitigation Szenario im Vergleich zum Einsatz des N-Sensors ohne Nitrifikationsinhibitoren um ca. 74 € je t CO₂-eq reduziert werden (siehe auch Tabelle A6 im Anhang).

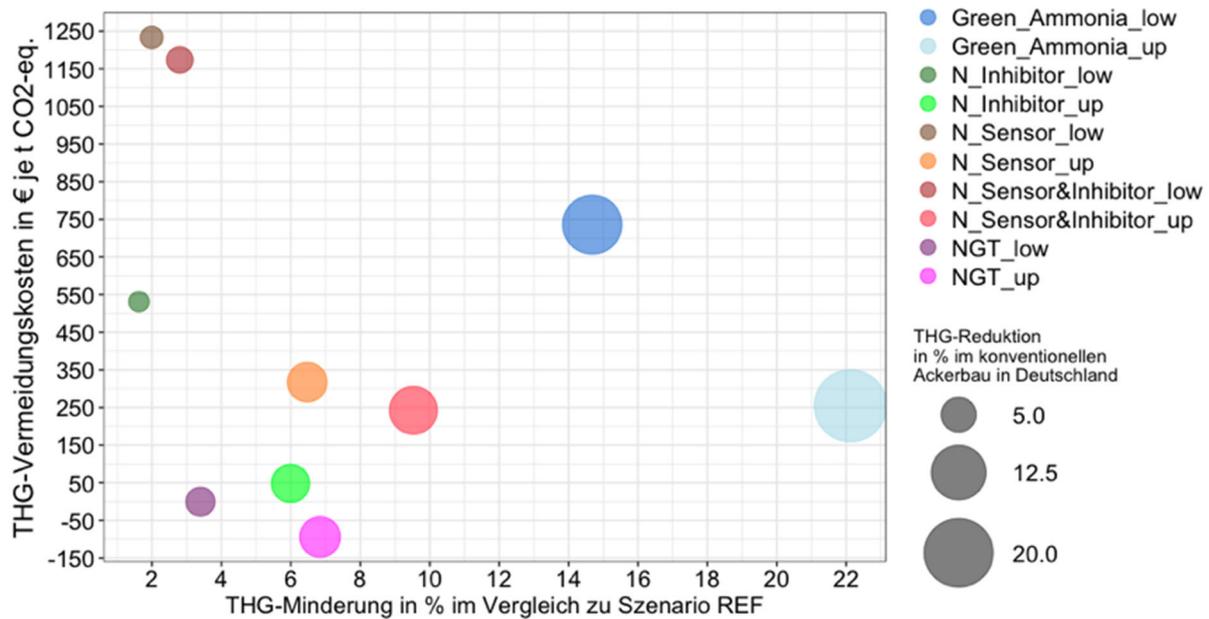


Abbildung 8: Darstellung der THG-Vermeidungskosten und THG-Minderungen in % im Vergleich zum modellierten Szenario REF auf Bundesebene. Die Größe der Blasen ist dabei proportional zum relativen THG-Minderungspotenzial.

Abbildung 9 zeigt die bundeslandspezifischen THG-Vermeidungskosten sowie THG-Minderungspotenziale nach Szenario. Dabei zeigen sich je nach Maßnahme mehr oder weniger starke regionale Disparitäten, die auf unterschiedliche Betriebsgrößenstrukturen, Fruchtfolgeunterschiede, Ertragsunterschiede sowie den Wirtschaftsdüngereinsatz zurückzuführen sind (siehe auch Tabelle A7 im Anhang).

Deutliche regionale Disparitäten zeigen sich in Bezug auf die THG-Vermeidungskosten bei N-Sensoren. Während in Mecklenburg-Vorpommern im upper mitigation rate Szenario keine Vermeidungskosten entstehen, liegen diese in Nordrhein-Westfalen bei ca. 685 € je t CO₂-eq. Dies kann vor allem auf Betriebsgrößenunterschiede zurückgeführt werden. Während ein Betrieb in Mecklenburg-Vorpommern im Durchschnitt über 200 ha Ackerland bewirtschaftet, sind es in Nordrhein-Westfalen lediglich etwa 40 ha, was zu deutlich höheren Fixkosten beim Einsatz des N-Sensors führt. In Baden-Württemberg liegen die THG-Vermeidungskosten bei N-Sensoren mit ca. 520 € je t CO₂-eq. jedoch trotz kleinerer Betriebsgrößenstrukturen niedriger als in Nordrhein-Westfalen. Denn neben Betriebsgrößenunterschieden ist auch der Wirtschaftsdüngereinsatz maßgeblich für das THG-Reduktionspotenzial. So ergibt sich in Baden-Württemberg eine relative THG-Reduktion im konventionellen Ackerbau von etwa 6,6% im Vergleich zu ca. 5,0% in Nordrhein-Westfalen. Denn der Aufwand an mineralischem Stickstoffdünger liegt im Szenario REF mit ca. 110 kg je ha im Mittel in Baden-Württemberg höher als in Nordrhein-Westfalen mit durchschnittlich ca. 94 kg je ha. Bei ähnlich hohen Deckungsbeitragsveränderungen je ha ergeben sich somit unterschiedliche THG-Vermeidungskosten. Unter den lower mitigation rate Annahmen liegen die THG-Vermeidungskosten bei N-Sensoren in vielen Bundesländern wie Baden-Württemberg oder Bayern bei knapp 2.000 € je t CO₂-eq., in Mecklenburg-Vorpommern sind diese mit ca. 163 € je t CO₂-eq. auch dann noch am vergleichsweise günstigsten. Die regionalen Unterschiede bezüglich der THG-Vermeidungskosten beim N-Sensor sind damit vor allem auf die regionalen Betriebsgrößenstrukturen sowie den standortspezifischen Aufwand an mineralischem Stickstoffdünger in der modellierten Referenz zurückzuführen.

Bei den Nitrifikationsinhibitoren zeigen sich ebenfalls Unterschiede zwischen den Bundesländern in Bezug auf die THG-Vermeidungskosten und die THG-Reduktion. In Sachsen-Anhalt, Thüringen und Mecklenburg-Vorpommern liegen die THG-Vermeidungskosten mit ca. 52 bis 67 € je t CO₂-eq. (up) über den Vermeidungskosten bei N-Sensoren, wohingegen der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren in allen anderen Bundesländern mit deutlich geringeren THG-Vermeidungskosten als bei N-Sensoren einhergeht. Eine Ausnahme stellt jedoch Brandenburg dar, wo die Vermeidungskosten bei beiden Maßnahmen auf einem ähnlichen Niveau liegen. In Bayern und Baden-Württemberg liegen die THG-Vermeidungskosten mit 34 bzw. 36 € je t CO₂-eq. im Szenario N_Inhibitor_up am niedrigsten. Eine Erklärung liegt in den unterschiedlichen regionalen Lachgasemissionsfaktoren, welche in Baden-Württemberg und Bayern in Bezug auf die applizierte N-Düngermenge am vergleichsweise höchsten sind. Die relative Lachgasreduktion beim Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren führt somit in diesen beiden Bundesländern aus absoluter Sicht zur höchsten THG-Minderung von bis zu ca. 8,3%. Unter den lower mitigation rate Annahmen liegen die THG-Vermeidungskosten bei Nitrifikationsinhibitoren zwischen ca. 380 € je t CO₂-eq. in Bayern und ca. 808 € je t CO₂-eq. in Sachsen-Anhalt.

Bei der kombinierten Maßnahme N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren zeigt sich in Bezug auf die Höhe der regionalen THG-Vermeidungskosten ein ähnliches Muster wie beim alleinigen Einsatz von N-Sensoren. Wohingegen die THG-Vermeidungskosten unter upper mitigation rate Annahmen im Vergleich zum singulären Einsatz des N-Sensors z. B. in Baden-Württemberg um ca. 156 € je t CO₂-eq. reduziert werden, steigen diese in Brandenburg um ca. 17 € t CO₂-eq. an.

Die THG-Minderungspotenziale beim Einsatz von Green Ammonia liegen in den einzelnen Bundesländern zwischen etwa 10% in Brandenburg (Green_Ammonia_low) und ca. 28% in Mecklenburg-Vorpommern und Hessen (Green_Ammonia_up), was ebenfalls vergleichsweise starke regionale Disparitäten signalisiert. In Mecklenburg-Vorpommern und Hessen liegt der Anteil des mineralischen Stickstoffdüngers an der gesamten Stickstoffaufwandmenge bei ca. 70% bzw. 80% im Szenario REF. Zudem liegen in beiden Bundesländern die regionalen Lachgasemissionsfaktoren ebenfalls auf einem niedrigen Niveau, sodass der Anteil der Düngemittelproduktion an den gesamten THG-Emissionen in der modellierten Referenz entsprechend höher ausfällt und dadurch eine vergleichsweise hohe relative THG-Minderung durch Green Ammonia erreicht werden kann. Je nach agronomischen und agrarstrukturellen Voraussetzungen liegen die THG-Vermeidungskosten bei Green Ammonia höher oder niedriger als beim Einsatz von N-Sensoren. Unter den lower mitigation rate Annahmen zeigt sich eine vergleichsweise höhere Differenzierung bezüglich den THG-Vermeidungskosten zwischen den Bundesländern als unter upper mitigation rate Annahmen. In den meisten ostdeutschen Bundesländern liegen diese dabei tendenziell höher als in den westdeutschen Bundesländern. Unter anderem kann dies ebenfalls durch den Effekt der iLUC erklärt werden. So liegt der Produktionsrückgang gemessen in Getreideeinheiten in Niedersachsen bei ca. 2,5% und in Brandenburg und Sachsen mit ca. 9% bzw. 10% deutlich höher. Der Produktionsrückgang in Getreideeinheiten kommt dabei durch Änderungen des Kulturartenspektrums sowie einen Rückgang der Bewirtschaftungsintensität zu Stande.

Im Vergleich zum N-Sensor, den Nitrifikationsinhibitoren und Green Ammonia zeigen sich bei NGT-Sorten weniger stark ausgeprägte regionale Disparitäten. Der Einsatz von NGT-Sorten verursacht gemäß den upper mitigation rate Annahmen in allen Bundesländern keine THG-Vermeidungskosten und geht mit einer THG-Minderung von maximal ca. 8% im konventionellen Ackerbau in Niedersachsen einher. In Brandenburg und Sachsen-Anhalt liegt

die maximale THG-Reduktion hingegen nur bei ca. 5%. Diese regionalen Unterschiede können unter anderem durch den Effekt der iLUC erklärt werden, der sich durch die angenommenen Ertragssteigerungen positiv auf die THG-Bilanz auswirkt. Aus diesem Grund spielt dabei auch die Produktivität des Standorts eine Rolle. So liegt im Szenario REF die durchschnittliche Flächenproduktivität in Niedersachsen bei ca. 92 Getreideeinheiten je ha, während diese in Brandenburg und Sachsen-Anhalt mit ca. 52 bzw. 64 Getreideeinheiten deutlich niedriger ist.

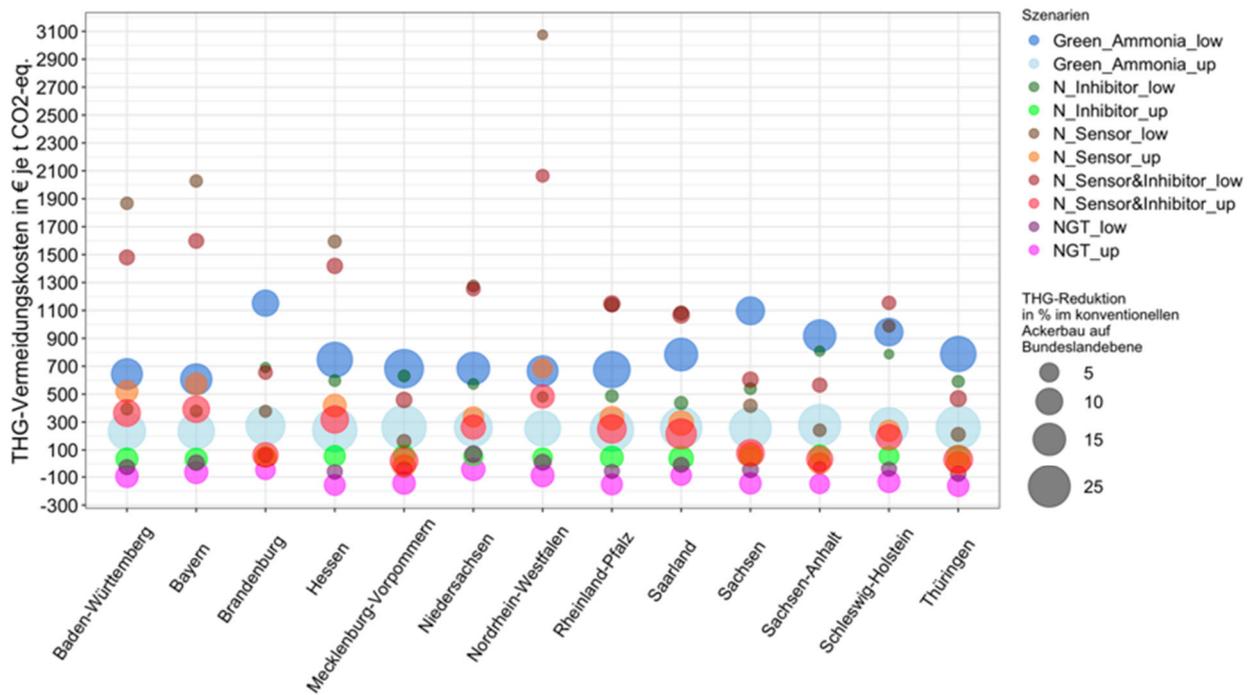


Abbildung 9: Darstellung der THG-Vermeidungskosten und THG-Minderungen in % im Vergleich zum modellierten Szenario REF auf Ebene der Bundesländer (ohne Stadtstaaten). Die Größe der Blasen ist dabei proportional zum relativen THG-Minderungspotenzial.

6 Diskussion

6.1 Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse haben im Hinblick auf Forschungsfrage 1 gezeigt, dass die Vorzüglichkeit der betrachteten technischen Adaptionsmaßnahmen und Innovationen unter den getroffenen Annahmen in Bezug auf ihr THG-Reduktionspotenzial und den damit in Verbindung stehenden THG-Vermeidungskosten unterschiedlich ist. Das höchste THG-Reduktionspotenzial im konventionellen Ackerbau in Deutschland konnte beim Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion in einer Größenordnung zwischen 15% (low) und 22% (up) ermittelt werden, wobei diese Maßnahme auch mit vergleichsweise hohen THG-Vermeidungskosten zwischen 255 und 736 € je t CO₂-eq. einherging. Bei den anderen betrachteten Maßnahmen Nitrifikationsinhibitoren (6,0%), NGT-Sorten (6,8%) und N-Sensoren (6,5%) lagen die THG-Reduktion in der Summe in einer ähnlichen Größenordnung wie Green Ammonia. Allerdings unterschieden sich die THG-Vermeidungskosten deutlich. Während bei NGT-Sorten im Bundesdurchschnitt keine THG-Vermeidungskosten auftraten, wurden bei den anderen Maßnahmen THG-Vermeidungskosten zwischen 48 € je t CO₂-eq. (N_Inhibitor_up) und 1.233 € je t CO₂-eq. (N_Sensor_low) gezeigt. Beim singulären Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren lagen die THG-Vermeidungskosten im Bundesdurchschnitt niedriger als bei N-Sensoren. Durch die Kombination von N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren konnten die THG-Vermeidungskosten im Vergleich zum singulären Einsatz des N-Sensors jedoch je nach Szenario um bis zu 74 € je t CO₂-eq. reduziert werden, was die Relevanz der Analyse von Interaktionseffekten zwischen einzelnen Maßnahmen verdeutlichte (Fellmann et al. 2021).

Im Hinblick auf Forschungsfrage 2 zeigten sich je nach Maßnahme mehr oder weniger stark ausgeprägte regionale Disparitäten hinsichtlich der THG-Reduktion und den THG-Vermeidungskosten durch die betrachteten Maßnahmen. Bei Green Ammonia lag das THG-Minderungspotenzial dabei in Regionen mit vergleichsweise hohem Einsatz an mineralischem N-Dünger je Flächeneinheit und geringem Umfang an organischer Düngung in der modellierten Referenz bei gleichzeitigen niedrigen Lachgasemissionsfaktoren wie z. B. Mecklenburg-Vorpommern oder Rheinland-Pfalz am höchsten.

Zudem gab es regionale Disparitäten bezüglich der THG-Vermeidungskosten bei Nitrifikationsinhibitoren. Diese lagen im upper mitigation Szenario mit ca. 60 € je t CO₂-eq. in Mecklenburg-Vorpommern beispielsweise etwa doppelt so hoch wie in Bayern, was vor allem durch unterschiedliche regionale Lachgasemissionsfaktoren erklärt werden kann (Vos et al. 2024).

Beim gemeinsamen Einsatz von N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren zeigte sich ein THG-Reduktionspotenzial im Ackerbau zwischen 2,2% und 12,9% mit THG-Vermeidungskosten zwischen 20 € und 2.064 € je t CO₂-eq. je nach Szenario und Bundesland. Somit traten auch bei dieser Maßnahme starke regionale Disparitäten auf. Wohingegen der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren im Bundesdurchschnitt mit geringeren THG-Vermeidungskosten als bei N-Sensoren einherging, konnten in Bundesländern mit großen Betriebsstrukturen wie beispielsweise Mecklenburg-Vorpommern auch geringere THG-Vermeidungskosten beim Einsatz von N-Sensoren als beim Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren gezeigt werden.

Im Vergleich zu den anderen Maßnahmen konnten bei NGT-Sorten hingegen kaum regionale Disparitäten hinsichtlich der THG-Minderung und den resultierenden THG-Vermeidungskosten gezeigt werden.

Mit diesen aufgezeigten Ergebnissen leistet die Studie einen erkennbaren Beitrag zu den Möglichkeiten und Grenzen von THG-Reduktionsmaßnahmen im Ackerbau hinsichtlich ihres Klimaschutzpotenzials und ökonomischer Kontextualisierung, zumal sektorübergreifende THG-Minderungseffekte und damit zusammenhängende THG-Vermeidungskosten im konventionellen Ackerbau analysiert werden. Mit dem PALUD_DE Modell wurde zudem ein Modell mit vergleichsweise hoher räumlicher Auflösung verwendet, sodass die Interaktion zwischen regionalen agronomischen Bedingungen und naturräumlichen Standortfaktoren, z. B. durch Integration regionalisierter N₂O-Emissionsfaktoren, berücksichtigt werden konnte. Diese Form der räumlichen Spezifizierung für Deutschland ist ein Fortschritt auch im Hinblick daraus resultierender Handlungsempfehlungen, auch weil die Fixkosten beim N-Sensor anhand der Betriebsgrößen auf NUTS3 Ebene regional differenziert werden konnten. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass die Ergebnisse dieser Studie nicht immer vergleichbar mit vielen anderen Studien sind, weil im Sinne der Zielsetzungen andere Systemgrenzen genutzt wurden.

Nach unserem Kenntnisstand gibt es keine vergleichbaren Analysen des THG-Reduktionspotenzials zu Green Ammonia in der Düngemittelproduktion oder NGT-Sorten. Schneider et al. (2023) fokussierten sich in ihrer modellbasierten Analyse zu NGT-Kartoffelsorten vor allem auf die ökonomischen Effekte und zeigten mögliche Kostenreduktionen zwischen 151 € und 516 € je ha Anbaufläche durch NGT, was im Einklang zu unseren Ergebnissen steht.

Die Ergebnisse haben somit insgesamt gezeigt, dass technische Adaptionsmaßnahmen und Innovationen ein relevantes Potenzial zur Reduktion der THG-Emissionen im konventionellen Ackerbau in Deutschland haben. Die Effektivität und ökonomische Effizienz der Maßnahmen ist dabei jedoch standortspezifisch, was im Einklang mit der ausgewerteten Literatur steht. Es konnte auch gezeigt werden, dass die Analyse von Maßnahmenkombinationen vor dem Hintergrund der Bewertung ihrer THG-Minderung und vor allem ihrer ökonomischen Effizienz wichtig ist. Denn am Beispiel von N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren konnte gezeigt werden, dass die Effekte auf die THG-Bilanz nicht vollständig additiv sind. Würde man dennoch alle vier Maßnahmen als additiv betrachten, läge das THG-Minderungspotenzial zwischen ca. 20% und ca. 40% in Bezug auf die betrachteten Gesamtemissionen im deutschen konventionellen Ackerbau. Wenngleich damit bereits erhebliche Emissionsreduktionen erreicht werden, reichen die betrachteten Maßnahmen somit noch nicht aus, um die angestrebte Klimaneutralität auf EU-Ebene bis 2050 zu erreichen. Bei ausschließlicher Betrachtung der THG-Emissionen im Sektor Landwirtschaft wäre im Vergleich dazu lediglich eine Reduktion um maximal 6% bei additiver Betrachtung aller Maßnahmen möglich, da ein Großteil der THG-Minderungseffekte wie z. B. bei Green Ammonia nicht im Sektor Landwirtschaft, sondern in der Industrie anfallen würden. Insbesondere der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren kann dabei mit vergleichsweise geringen THG-Vermeidungskosten einhergehen. Diese können sogar geringer als die bei Krimly et al. (2016) am Beispiel von Süddeutschland kalkulierten THG-Vermeidungskosten in Höhe von bis ca. 60 € je t CO₂-eq. für die Moorwiedervernässung sein. Wird jedoch eine Klimaneutralität im Ackerbau angestrebt, wird die Nutzung der substanzuell und zeitlich begrenzten Kohlenstoffsenkefunktion von Böden vermutlich künftig noch an Relevanz gewinnen. Am Beispiel von Frankreich konnten in diesem Zusammenhang in Abhängigkeit der realisierten THG-Minderung, THG-Vermeidungskosten zwischen 55 und 250 € je t CO₂-eq. abgeleitet werden (Bamière et al. 2023). Vor dem Hintergrund, dass gemäß dem aktuellen deutschen Klimaschutzgesetz eine sektorübergreifende THG-Reduktion angestrebt wird, muss die Kosteneffizienz von Maßnahmen in der Landwirtschaft jedoch auch mit anderen Maßnahmen außerhalb der

Landwirtschaft verglichen werden, wie z. B. Technologien zur Abscheidung und dauerhaften Speicherung von CO₂ aus der Luft. Deren THG-Vermeidungskosten könnten unter konservativen technischen und ökonomischen Annahmen bei bis zu ca. 270 € je t CO₂-eq. innerhalb der nächsten Jahrzehnte liegen (Lux et al. 2023). In der energetischen Sanierung von Wohngebäuden mit einem Standard von 70 kWh je m² und Jahr können auf Basis der geschätzten veränderten THG-Emissionen durch den veränderten Gasbedarf, Kosten in Höhe von 120 € je t CO₂-eq. veranschlagt werden. Bei höheren gewünschten energetischen Standards können diese jedoch auch deutlich höher liegen (Galvin 2023). Die Umsetzung einzelner hier betrachteter Maßnahmen wie der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren und/oder N-Sensoren könnten somit zur THG-Reduktion aus volkswirtschaftlicher Sicht, insbesondere bei Orientierung an den Ergebnissen des upper mitigation rate Szenarios, je nach Region vergleichsweise kosteneffizient sein. Bei THG-Vermeidungskosten bis 100 € je t CO₂-eq. würde eine entsprechende Förderung des Einsatzes von N-Sensoren jedoch nur bei vergleichsweise großen Betrieben zur Anschaffung ausreichen. Zur Bewertung und Rechtfertigung von THG-Vermeidungskosten können aus volkswirtschaftlicher Sicht die entsprechenden gesellschaftlichen Schadkosten durch THG-Emissionen herangezogen werden. Je nach Zeitpräferenzrate, d. h. der Gewichtung der Wohlfahrt künftiger Generationen im Verhältnis zu den heutigen Generationen, liegen die ermittelten diese beispielsweise nach Umweltbundesamt (2020) zwischen 195 € und 680 € je t CO₂-eq. in Bezug auf das Jahr 2020. Andere Studien weisen im Vergleich dazu leicht geringere bzw. auch höhere gesellschaftliche Schadkosten in einer Größenordnung zwischen 44 und 413 US-\$ je t CO₂-eq. (Rennert et al. 2022) sowie zwischen 0 und über 2.000 US-\$ je t CO₂-eq. aus, was die vergleichsweise hohe Unsicherheit an dieser Stelle unterstreicht (Wang et al. 2019). Die hier ermittelten THG-Vermeidungskosten liegen somit überwiegend im Bereich der hier dargestellten THG-Schadkosten.

6.2 Diskussion der Methodik

Ökonomische Modellierung mit PALUD

Alle Ergebnisse müssen vor dem Hintergrund der Limitationen und Unsicherheit der Modellierungsansätze sorgfältig interpretiert werden (Kirchner et al. 2021). Im Rahmen der Studie wurde das geodatenbasierte ökonomische Landnutzungsmodell PALUD_DE genutzt, welches den konventionellen Ackerbau mit vergleichsweise hoher räumlicher Auflösung auf Ebene der einzelnen Kommunen in Deutschland abbildet. Für die Modellierung wurden mit der Crop Type Map 2021 (Schwieder et al. 2024) hochaufgelöste Geodaten genutzt. Trotz bestehender Unsicherheiten konnte die Genauigkeit bezüglich der schlagspezifischen Kulturartenidentifikation mit ca. 80% als hinreichend gut im Kontext der Zielsetzung der Studie betrachtet werden (Blickensdörfer et al. 2022). Auf aggregierter Ebene konnte zudem eine hohe Übereinstimmung zwischen den Flächensummen nach der Crop Type Map und der offiziellen Agrarstatistik (Statistisches Bundesamt 2024) gezeigt werden. Nach unserem Kenntnisstand existieren für Deutschland neben den Daten des Gemeinsamen Antrags keine genaueren hochaufgelösten räumlichen Geodaten zur landwirtschaftlichen Flächennutzung. Die Daten des Gemeinsamen Antrags sind jedoch nicht für alle Bundesländer öffentlich verfügbar und konnten daher für die vorliegende Analyse nicht genutzt werden. Auf Basis der Crop Type Map wurden mit Hilfe des Modells CropRota typische ackerbauliche Fruchtfolgen auf kommunaler Ebene abgeleitet, die jedoch auch von der Realität betriebsindividuell abweichen können. In den Fruchtfolgen waren folglich nur Kulturarten integriert, die in der jeweiligen Kommune in der Crop Type Map 2021 beobachtet wurden. Dadurch sollte

sichergestellt werden, dass bestimmte Kulturen wie Hackfrüchte nur an offensichtlich geeigneten Standorten im Modell angebaut werden können.

Als weitere Eingangsdaten für PALUD wurden Daten der Ernte- und Betriebsberichterstattung auf NUTS3 Ebene herangezogen, wobei ein fünfjähriger Durchschnittsertrag kalkuliert wurde. An dieser Stelle existieren ebenfalls Unsicherheiten, da nicht für alle NUTS3 Gebiete Daten im Zeitraum 2018 und 2022 verfügbar waren. Zur Vervollständigung des Datensatzes für alle NUTS3 Gebiete musste deshalb eine Interpolation der vorliegenden Datenpunkte erfolgen.

Der Düngebedarf der einzelnen Kulturarten wurde gemäß Entzugsfaktoren nach der Düngeverordnung (DüV) modellendogen kalkuliert, wobei zur besseren Abbildung der tatsächlichen Düngerausbringung ein empirisch ermittelter Aufschlag beim Stickstoffdüngbedarf in Höhe von 13% angesetzt wurde (Häußermann et al. 2019). Dabei konnten jedoch in der Referenz keine regionalen und kulturspezifischen Unterschiede in der Düngeeffizienz berücksichtigt werden. Zudem könnte die Düngeeffizienz zwischenzeitlich gestiegen sein. Der Vergleich zwischen dem Aufwand an mineralischem Stickstoffdünger in der modellierten Referenz zeigte jedoch mit einer Abweichung von -4% eine vergleichsweise gute Übereinstimmung mit Daten gemäß der Klimaberichterstattung 2022 (Vos et al. 2024). In diesem Kontext muss jedoch berücksichtigt werden, dass Kulturen mit vergleichsweise hohem Stickstoffdüngeraufwand wie Gemüse (KTBL 2024b) in der Analyse nicht berücksichtigt wurden. Ebenso wurden Dauerkulturen wie Wein und Obst nicht betrachtet. Die Verfügbarkeit an organischem Wirtschaftsdünger wurde im Modell gemäß der installierten Leistung an Biogasanlagen bzw. der Großvieheinheiten auf NUTS3 Ebene anhand von bundeslandspezifischen Daten der Klimaberichterstattung 2022 festgelegt. In individuellen Fällen könnte dies zu einer Über- oder Unterschätzung geführt haben. Zudem wurde der organische Dünger als bundesweit homogen in seinen Eigenschaften angenommen und somit vereinfacht betrachtet. Es wurde beispielsweise eine mittlere Stickstoffausnutzung von 60% unterstellt. Im Zusammenhang mit der Aufwandmenge an mineralischem Stickstoffdünger in der modellierten Referenz, erschienen die resultierenden Annahmen und Ergebnisse in diesem Kontext jedoch insgesamt als valide.

Die Studienergebnisse müssen ebenfalls vor dem Hintergrund der Systemgrenzen des Modells PALUD_DE betrachtet werden. PALUD_DE ist ein reines Angebotsmodells, d. h. alle Preise und Kosten und damit auch implizit die Nachfrage nach Agrargütern sind exogen unterstellt. Markteffekte, z. B. im Kontext von Preiselastizitäten der Nachfrage, können somit nicht abgebildet werden. Dies betrifft insbesondere den Aspekt von potentiellen Erzeugerpreisänderungen bei sich verändernden Preisen für Stickstoffdünger, was im Zusammenhang mit den Szenarien zum Einsatz von Green Ammonia relevant ist. Demnach könnten die negativen ökonomischen Effekte auf die Deckungsbeiträge in den Modellergebnissen eventuell überschätzt sein, zumindest wenn grundsätzlich Effekte auf Weltmarktpreise zu erwarten sind.

PALUD_DE folgt zudem einem Regionshofansatz. D. h., die Ebene einzelner landwirtschaftlicher Betriebe wurde lediglich vereinfacht abgebildet, nämlich auf der NUTS3 Ebene. Dies betraf vor allem die vereinfachte Integration der Tierhaltung durch Restriktionen zur Futterbereitstellung und die Verfügbarkeit organischer Düngemittel. Aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit konnten diese Restriktionen nicht auf kommunaler Ebene abgebildet werden. Durch die Lokalisierung der Betriebsebene auf NUTS3 Ebene, wurde möglicherweise die Anbauflexibilität überschätzt, da es beispielsweise betriebsindividuelle Restriktionen wie die Maschinenausstattung geben kann, welche nicht abgebildet werden konnten. Da man bei der Anbaufläche von Hackfrüchten wie Zuckerrüben

und Kartoffeln maßgeblich von einer Beschränkung durch die Absatzmöglichkeiten ausgehen kann, wurde der Anbau im Modell auf den beobachteten Anbauumfang nach der Crop Type Map 2021 begrenzt (Witte et al. 2024).

Die ökonomische Bewertung der ackerbaulichen Fruchtfolgen erfolgt anhand von Deckungsbeiträgen, die regional differenziert wurden. Die Erträge wurden dafür auf NUTS3 Ebene integriert, sodass keine Heterogenität zwischen Kommunen innerhalb einer NUTS3 Region berücksichtigt werden konnte. Die variablen Kosten wurden gemäß der durchschnittlichen Schlaggröße auf kommunaler Ebene gemäß vier Größenkategorien sowie der kulturspezifischen Ertragsfähigkeit des Standorts in drei Stufen differenziert. Je Kulturart lagen die variablen Kosten somit in zwölf Stufen vor. Obwohl in der Realität von einer noch stärkeren betriebsindividuellen Differenzierung ausgegangen werden kann, erfolgte die ökonomische Bewertung somit mit vergleichsweise hoher Standortspezifität.

Landnutzungsentscheidungen erfolgten in PALUD_DE ausschließlich aus ökonomischer Perspektive. Bei der Adaption technischer THG-Minderungsmaßnahmen wie z. B. dem N-Sensor können jedoch auch nicht monetäre Aspekte aus Sicht landwirtschaftlicher Betriebe entscheidungsrelevant sein. Denn der Einsatz kann mit einem zusätzlichen Lern- und Zeitaufwand durch die regelmäßig notwendige Kalibrierung verbunden sein, die auch maßgeblich die Effektivität der Maßnahme beeinflusst (Reckleben 2014). Weitere Akzeptanzhürden bei Precision Farming können in der Praxis durch die Kompatibilität zwischen den Maschinen sowie der Bedienfreundlichkeit liegen (Sonntag et al. 2022).

Auswahl und Operationalisierung der Maßnahmen

Im Rahmen der Analyse wurde das theoretische bzw. technische THG-Minderungspotenzial ausgewählter Maßnahmen im konventionellen Ackerbau auf der Basis von explorativen Szenarien analysiert und ökonomisch kontextualisiert. Szenarien stellen in diesem Kontext mögliche und plausible Zukunftszustände dar, die jedoch immer konditional hinsichtlich der getroffenen Annahmen zu betrachten sind und dabei auch keine Aussagen über potentielle Eintrittswahrscheinlichkeiten zulassen (Van Vuuren et al. 2012; Zurek und Henrichs 2007).

Die Effekte auf THG-Emissionen einzelner betrachteter Maßnahmen wie der N-Sensor sind grundsätzlich als nicht homogen über einzelne Standorte und Jahre zu betrachten, was z. B. zu unterschiedlichen Aussagen in der Literatur zu möglichen Stickstoffdüngereinsparungen führt (Deutscher Bundestag 2022; Soto et al. 2019). Um diese Unsicherheit und die damit verbundene Sensitivität der Ergebnisse zu adressieren, wurde pro Maßnahme ein lower und upper mitigation rate Szenario betrachtet. Diese wurden bezüglich der Annahmen so definiert, dass die potentielle Bandbreite bezüglich der Modellergebnisse im Kontext der Studienvielfalt zu THG-Effekten und ökonomischen Effekten der Maßnahmen aufgezeigt werden konnte.

Die THG-Minderungseffekte der Maßnahmen wurden jeweils *ceteris paribus* betrachtet. D. h., in der modellierten Referenz wurde angenommen, dass keine Maßnahme bereits umgesetzt ist. Denn bezüglich von Precision Farming wie N-Sensoren gibt es grundsätzlich keine hinreichend genauen Daten zum Implementierungsgrad (Deutscher Bundestag 2022). In einer Umfrage von Soto et al. (2019) gaben ca. 25% der 195 befragten landwirtschaftliche Betriebe den Einsatz von teilflächenspezifischer Düngung an. Gemäß den Modellergebnissen generierte der Einsatz unter den Annahmen im upper mitigation rate Szenario positive Effekte auf die mittleren Deckungsbeiträge auf ca. 20% der konventionellen Ackerfläche in

Deutschland. Der zusätzliche Beitrag der THG-Minderung durch den Einsatz von N-Sensoren fällt demnach in Realität wahrscheinlich geringer aus. Würde man davon ausgehen, dass der N-Sensor in allen NUTS3 Gebieten mit positiver Deckungsbeitragsänderung im Szenario N_Sensor_up schon etabliert ist, dann wäre das zusätzliche THG-Minderungspotenzial der Maßnahme in Realität um ca. 16% geringer. Insofern kann wahrscheinlich davon ausgegangen werden, dass bei dieser Maßnahme das THG-Minderungspotenzial zum größten Anteil noch nicht ausgeschöpft ist.

Die Fixkosten des N-Sensors wurden entsprechend der durchschnittlich bewirtschafteten Ackerfläche je Betrieb auf NUTS3 Ebene je ha kalkuliert und deswegen bei der Kalkulation der Deckungsbeiträge in PALUD_DE berücksichtigt. Aufgrund der Datenverfügbarkeit konnte somit die Heterogenität bezüglich Betriebsgrößen innerhalb von NUTS3 Gebieten nicht berücksichtigt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die dargestellten Deckungsbeitragsveränderungen bei dieser Maßnahme auf NUTS3 Ebene auf einzelbetrieblicher Ebene geringer oder höher ausfallen können. In der Realität kann davon ausgegangen werden, dass somit zunächst zuerst die überdurchschnittlich großen Betriebe je NUTS3 Ebene die Technologie zu vergleichsweise geringeren THG-Vermeidungskosten adaptieren. Ziel des Beitrags war jedoch die Ableitung eines gesamten theoretischen bzw. technischen THG-Minderungspotenzials für bestimmte Maßnahme, sodass an dieser Stelle die Ableitung von durchschnittlichen THG-Vermeidungskosten adäquat erscheint.

Die Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf Lachgasemissionen variiert ebenfalls je nach Standort, Jahr und Düngerart (Ruser und Schulz 2015). Daher wurde auch an dieser Stelle ein upper und lower mitigation rate Szenario betrachtet. Da im Modell der eingesetzte Stickstoffmineraldünger aufgrund nicht verfügbarer regionaler Statistiken nicht nach Düngeprodukten differenziert werden konnte, wurde vereinfacht pauschal mit einer maximalen Reduktion der Lachgasemissionen von 35% (up) kalkuliert. Obgleich beispielsweise beim Einsatz von geschütztem Harnstoff ebenfalls eine gewisse Reduktion von Lachgasemissionen möglich scheint, kann die zusätzliche Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren die Lachgasemissionen noch deutlich reduzieren, sodass die Annahme einer einheitlichen Effektstärke über alle Düngerarten gerechtfertigt werden kann bzw. mögliche Unsicherheiten durch die zwei Szenarien hinreichend widerspiegelt werden (Ni et al. 2023). Analog zu Fellmann et al. (2021) wurde der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren bei Wirtschaftsdüngern im Rahmen der Studie nicht betrachtet. Denn die Effektivität der Maßnahme hängt von vergleichsweise vielen Faktoren wie der genauen Anwendung auf betrieblicher Ebene ab, was eine vereinfachte modellhafte Betrachtung wie hier vorgenommen, erschwert (Pérez Domínguez et al. 2020).

Die Maßnahmen Green Ammonia und NGT-Sorten stellen im Vergleich zu den anderen Maßnahmen innovative Maßnahmen dar, die so noch nicht in der Praxis unserer Breitengrade zur Verfügung stehen. Aus diesem Grund obliegt den getroffenen Annahmen eine vergleichsweise höhere Unsicherheit als bei den anderen Maßnahmen, die überwiegend als erkenntnisbedingt einzustufen sind (Kirchner et al. 2021). Es ist unklar, wann und zu welchem Preis Stickstoffdüngemittel auf der Basis von Green Ammonia im Produktionsprozess tatsächlich zur Verfügung stehen könnten, zumindest im Kontext eines wie hier flächendeckend unterstellten Einsatzes in Deutschland (IEA 2021). Aus diesem Grund wurde eine breite Spanne von 100% bis 200% Preisaufschlag für den entsprechenden Stickstoffdünger betrachtet, was jedoch eher eine konservative Annahme darstellt (Egerer et al. 2023; IEA 2021). Bezüglich der agronomischen Effekte von NGT-Sorten gibt es in der Literatur viele qualitative Aussagen, jedoch kaum quantitative Angaben zu

Ertragssteigerungen oder ähnlichem (Parisi und Rodríguez-Cerezo 2021; Qaim 2020). Aus der Literatur kann dennoch abgeleitet werden, dass Ertragssteigerungen, eine höhere Stickstoffnutzungseffizienz und Einsparungen bei Pflanzenschutzmittel, gepaart mit höherer Resilienz als realistisch erachtet werden können. Zumindest am Beispiel der Kartoffel konnten bereits vergleichsweise hohe Reduktionspotenziale bei Fungiziden durch den Einsatz von NGT-Sorten zwischen 80% und 90% gezeigt werden (Kessel et al. 2018). Aufgrund der noch hohen Unsicherheiten bezüglich möglicher THG relevanter Effekte von NGT-Sorten, wurden vor diesem Hintergrund vergleichsweise konservative Annahmen getroffen. So wurde beispielsweise von einer maximalen möglichen Fungizidreduktion von 30% im Mittel über alle Kulturarten ausgegangen und von einer maximalen Ertragssteigerung in Höhe von 2%. Höhere Ertragseffekte können in Realität möglich sein. An dieser Stelle müssen jedoch die Systemgrenzen des Modells wiederum beachtet werden. Zumindest bei gleichbleibender Nachfrage nach Agrargütern, könnten sich dann auch Effekte auf die Erzeugerpreise zeigen.

Im Rahmen der Analyse wurde zudem eine Maßnahmenkombination aus N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren betrachtet. Dabei sind potentielle Interaktionen im Sinne synergistischer bzw. antagonistischer Effekte hinsichtlich ihrer THG-Minderung grundsätzlich nicht auszuschließen. Es wurde daher vereinfacht die Annahme getroffen, dass in Bezug auf die reduzierte N-Düngermenge durch Einsatz von N-Sensoren, der Effekt von Nitrifikationsinhibitoren analog zur Anwendung ohne N-Sensoren betrachtet werden kann.

In der Analyse lag der Fokus auf technischen Adaptionsmaßnahmen und Innovationen im konventionellen Ackerbau in Deutschland. Neben technischen Maßnahmen existieren weitere potentielle THG-Minderungsmaßnahmen im Ackerbau, wie z. B. eine Steigerung des Anteils von Leguminosen in der Fruchtfolge (Fellmann et al. 2021) oder die Anlage von Kurzumtriebsplantagen (Röder et al. 2015).

Annahmen zur Modellierung der THG-Emissionen

Wie in Kapitel 4.5 beschrieben, unterscheidet das Modell PALUD_DE bei der Düngung zwischen mineralischen und organischen Düngemitteln. Die THG-Emissionen die im Zusammenhang mit Düngemitteln stehen, setzen sich zusammen aus den Emissionen der Düngemittelherstellung und den Stickstoffdünger-induzierten Lachgasemissionen auf dem Feld bei und nach der Ausbringung. Bei den organischen Düngern liegen die Emissionen aus der „Herstellung“ jedoch außerhalb der Systemgrenzen dieser Studie. Diese Abgrenzung basiert auf der grundlegenden „Polluter Pays“ Annahme (ecoinvent 2024; Wernet et al. 2016). Organische Düngemittel werden dabei als „recyclbarer Abfall“ deklariert, wobei die Ausbringung das Recycling darstellt. Der Verursacher (Polluter) ist der Teilssektor Tierhaltung. Somit werden sämtliche Emissionen der Tierhaltung zugeschrieben, sodass organische Dünger „burden-free“ in das System des Teilssektors „Ackerbau“ eintreten. Berücksichtigt wird jedoch der Transport des organischen Düngers vom Hof zum Feld was in die THG-Emissionen der Dieselnutzung (Herstellung und Verbrennung) einfließt, sowie die Lachgasemissionen des organischen Düngers auf dem Feld.

Bezüglich der Existenz und des Umfangs von iLUC besteht in der wissenschaftlichen Community kein Konsens (De Rosa et al. 2016; Warner et al. 2014). Das betrifft sowohl den theoretischen Rahmen als auch die Modellierungsansätze. Die Entstehung des Konzepts und der Diskurs wird in De Rosa et al. (2016) einleitend skizziert. Die vorliegende Studie folgt der Einschätzung von De Rosa et al. (2016), dass iLUC und damit zusammenhängende THG-

Emissionen von Relevanz sind und in die Analyse von Landnutzungssystemen integriert werden sollten.

In den letzten Jahren wurden verschiedene Ansätze und Modelle vorgeschlagen, um THG-Emissionen aus iLUC zu modellieren. Dabei wird unterschieden zwischen ökonomischen und bio-physikalischen Modellen. Während beide Modellarten Stärken und Schwächen aufweisen (De Rosa et al. 2016) wurde für diese Studie das bio-physikalische Modell von Schmidt et al. (2015) verwendet. Die Autoren Schmidt et al. (2015) argumentieren, dass ökonomische Modelle durch die Anzahl an Annahmen letztendlich nicht weniger Unsicherheit aufweisen als biophysikalische Modelle. Dazu kommt, dass das Modell von Schmidt et al. (2015) anwendungsfreundlich und kompatibel mit LCA ist, da es explizit hierfür entwickelt wurde. Dennoch ist festzuhalten, dass die verwendete Berechnungsmethode eine hohe Unsicherheit aufweist (Schmidt et al. 2015). Bei der Interpretation der aufgezeigten iLUC THG-Emissionen sollte diese Unsicherheit berücksichtigt und die absoluten Zahlen als Tendenz verstanden werden. Zum Beispiel kann sich aufgrund der angewandten Methodik des Getreideeinheitenschlüssels die Gesamtzahl produzierter Getreideeinheiten durch leichte Kulturverschiebungen verändern. In der Realität muss dies jedoch noch nicht zwangsläufig zu einem höheren Importbedarf führen, wenn sich beispielsweise auch das Konsumverhalten dementsprechend anpasst

Die Berücksichtigung der iLUC THG-Emissionen adressiert zudem die Problematik „flächenbezogene vs. produktbezogene Ergebnisse“. Dabei geht es darum, dass bei einem Systemvergleich auf Flächenbasis Ertragsunterschiede nicht abgebildet werden (Meier et al. 2015; Van Der Werf et al. 2020). Angenommen der Einsatz von Stickstoffdünger wird auf Fläche A reduziert, dann sinken auch die entsprechenden THG-Emissionen auf dieser Fläche A. Allerdings sinkt damit auch der Ertrag im Vergleich zur Referenzfläche B mit der ursprünglichen Aufwandmenge an Stickstoff. Im flächenbezogenen Ergebnis ist die Fläche A mit verringerter Aufwandmenge besser als die Referenzfläche B. Teilt man die THG-Emissionen durch den Ertrag ist das produktbezogene Ergebnis von Fläche A nur dann geringer als das von Fläche B, wenn die Reduktion der THG-Emissionen überproportional größer ist als der Ertragsverlust. Dies ist häufig nicht der Fall, sodass intensiv bewirtschaftete Systeme pro Produkteinheit meist besser abschneiden als extensive Systeme. Bei flächenbezogenen Systemvergleichen mit unterschiedlichen Ertragsniveaus wird argumentiert, dass die Funktion der beiden Systeme nicht äquivalent sei, da sie nicht dieselbe Menge an z.B. Getreideeinheiten produzieren. Dasselbe Argument wird jedoch auch gegen die produktbezogenen Ergebnisse verwendet, da hier die Funktion des Systems auf nur eine Funktion (den Naturalertrag) reduziert wird. Andere Funktionen in Form von Ökosystemdienstleistungen werden dabei vernachlässigt (Van Der Werf et al. 2020).

Die verwendete Methodik zur Ermittlung von iLUC THG-Emissionen hilft dabei die Funktion der Systeme anzugleichen, da die Emissionen an Getreideeinheiten geknüpft sind. Beide Systeme liefern somit dieselbe Menge an Getreideeinheiten. Die produktbezogene Ergebnisabbildung wird dadurch obsolet. Zu bemerken ist jedoch, dass auch bei dieser Herangehensweise die Funktion des Systems auf den Naturalertrag reduziert wird.

Der CO₂-Fußabdruck der in Deutschland eingesetzten mineralischen Stickstoffdünger ist sehr stark vom Produktionsstandort abhängig. Insbesondere in Europa produzierte Stickstoffdünger weisen deutlich niedrigere Emissionswerte auf, als importierte Dünger beispielsweise aus Russland oder aus China. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Produktionsstandorten sind neben dem Vorhandensein und der Effizienz der N₂O-Vermeidungstechnologien bei der Salpetersäureherstellung insbesondere von der Quelle der

für die Ammoniakproduktion verwendeten fossilen Brennstoffe bedingt (Brentrup et al. 2018). Da der Einsatz aus rein europäischer Produktion aktuell in Deutschland nicht vorliegt wurde in dieser Studie für die Berechnungen der THG-Emissionen jedoch der deutsche Marktmix verwendet. Ausgehend von dem deutschen Marktmix für mineralische Stickstoffdüngemittel aus der ecoinvent Datenbank (Wernet et al. 2016) würde der alleinige Einsatz von europäischen Stickstoffdüngemitteln, die mit der Produktion der benötigten Dünger assoziierten THG-Emissionen um rund 38% senken. Da der Einsatz aus rein europäischer Produktion aktuell in Deutschland nicht vorliegt wurde in dieser Studie für die Berechnungen der THG-Emissionen jedoch der deutsche Marktmix verwendet.

Generell ist anzumerken, dass diese Studie einen Fokus auf die THG Emissionen und Vermeidungskosten legt. Positive oder negative Auswirkungen der Maßnahmen auf andere Umweltaspekte wie z.B. Biodiversität, Versauerung, Ökotoxizität und Eutrophierung werden nicht quantifiziert und somit bei der Entwicklung von Handlungsempfehlungen lediglich qualitativ berücksichtigt.

7 Schlussfolgerungen und politische Handlungsempfehlungen

Die Ergebnisse dieser Studie haben gezeigt, dass die Klimaschutzpotenziale einzelner technischer Maßnahmen im konventionellen Ackerbau in einer relevanten Größenordnung liegen und dabei zum Teil vergleichsweise geringe THG-Vermeidungskosten aufweisen. Insbesondere der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren kann eine vergleichsweise kostengünstige THG-Reduktionsmaßnahme sein. Die Ergebnisse können zudem sehr informativ für andere EU-Mitgliedsstaaten mit ähnlichen sozioökonomischen und agronomischen Rahmenbedingungen sein.

Die Ergebnisse müssen dabei jedoch vor dem Hintergrund der Unsicherheiten der im Rahmen der Modellierung unterstellten Effekte auf THG-Emissionen sowie ökonomischen Wirkungen sorgfältig interpretiert werden. Um diese Unsicherheit widerzuspiegeln, wurde die Sensitivität der Ergebnisse durch die Darstellung eines sogenannten upper und lower mitigation rate Szenarios dargestellt. Dies getroffenen Annahmen stellten dabei aus der Literatur abgeleitete plausible minimale bzw. maximale Effektausprägungen bezüglich THG-Emissionen dar. Trotz der vergleichsweise hohen Unsicherheit bei den Szenarien mit NGT-Sorten sind die Ergebnisse zumindest hochgradig informativ, wenn es künftig um die abwägende Zulassung entsprechender Sorten geht. Sollten dann z. B. nähere Informationen zu Ertragssteigerungen vorliegen, kann der Vergleich mit den Modellergebnissen unter den in dieser Studie getroffenen Annahmen zumindest Anhaltspunkte zur Größenordnung der THG-Minderungseffekte geben. Generell müssen die Limitationen von PALUD_DE berücksichtigt werden. So konnten mit dem Modell beispielsweise keine Markteffekte, d. h. Änderungen von Preisen und Nachfrage bei Agrargütern bei der Umsetzung bestimmter THG-Minderungseffekte berücksichtigt werden.

Unabhängig von den der Modellierung inhärenten Unsicherheiten haben die Ergebnisse auch politische Implikationen, die zu nachfolgenden 5 Handlungsempfehlungen führen:

1. Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren forcieren

Aufgrund der auch ökonomisch vorteilhaften Klimaschutzwirkung sollte ein umfangreicherer Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren beim Einsatz mineralischer N-Dünger in Erwägung gezogen werden, zumal gemäß gegenwärtiger Rechtslage dies auch möglich ist. Nitrifikationsinhibitoren wären somit eine aus Klimaschutzperspektive gute Ergänzung der bislang in der Düngeverordnung bereits vorgegebenen Ureasehemmer für den Einsatz beim Harnstoff. Allerdings sollte dieser umfangreichere Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren mit intensiver wissenschaftlicher Begleitung erfolgen, um jedwede langfristige Umweltbeeinträchtigung auszuschließen (vgl. dazu IPCC (2023)). Der umfangreichere Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren könnte durch Kombination sowohl ordnungs- als auch förderrechtlicher Maßnahmen flankiert werden, um eine ausreichende Breitenwirksamkeit mit höchstmöglichen Klimaschutzeffekt bei gleichzeitig geringstmöglichen Transaktionskosten sicherzustellen. So könnte der Einsatz z. B. im Rahmen der 1. oder 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik forciert werden. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse der Analyse sind auch auf den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren bei Wirtschaftsdünger zu prüfen.

2. Zulassung von NGT aus Klimaschutzperspektive fördern

Die Ergebnisse der Analyse haben angedeutet, dass der Einsatz von NGT-Sorten im konventionellen Ackerbau in Deutschland mit einem nicht zu unterschätzendem THG-Minderungspotenzial ohne THG-Vermeidungskosten einhergehen kann. Gleichzeitig können noch weitere positive Nebeneffekte auf andere Umweltgüter wie die Biodiversität durch einen reduzierten Pflanzenschutzmitteleinsatz verbunden sein. Somit ist die Zulassung von NGT-Sorten aus vielerlei Gründen erwägenswert. Strukturelle und ökonomische sowie soziologische und naturwissenschaftliche Akzeptanzhürden in Landwirtschaft und/oder Gesellschaft sollten durch weitere Forschung sowie Aufklärungs- und Beratungsmaßnahmen mit entsprechender evidenzbasierter öffentlicher bzw. politischer Diskussion von NGT flankiert werden. Die Forschungsförderung sollte hierbei vor allem auf EU- oder Bundesebene erfolgen.

3. Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion fördern

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass im Einsatz von Green Ammonia im Rahmen der Produktion von Stickstoffmineralproduktion erhebliche sektorübergreifende THG-Minderungspotenziale im konventionellen Ackerbau liegen. Die Technologie hat die Marktreife jedoch noch nicht vollständig erreicht und es sind erhebliche Investitionen in entsprechende Infrastruktur notwendig (IEA 2021). Weltweit gibt es dennoch bereits Investitionen in kommerzielle Anwendungen von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion (Ojelade et al. 2023). Insgesamt besteht noch Entwicklungsbedarf wie ein Einsatz von Green Ammonia im - wie in dieser Studie - unterstellten großen Maßstab und möglichst kostengünstig in der Produktion von Düngemitteln realisierbar ist (IEA 2021). In diesem Kontext könnte z. B. seitens des Bundes die Entwicklung zum Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion gefördert werden. Denkbar sind in diesem Zusammenhang auch Förderungen für Investitionen in entsprechende Produktionskapazitäten. Allerdings müsste dafür auch eine angemessene Mengenverfügbarkeit von grünem Wasserstoff zu angemessenen Preisen sichergestellt sein.

4. Förderung digitaler Technologien beim Einsatz von Stickstoffmineraldünger

Die Förderung von Digitalisierung bzw. technischer Hilfsmittel wie z. B. ein optischer N-Sensor zur Optimierung der Düngung im Ackerbau kann insbesondere für kleine und mittlere landwirtschaftliche Betriebe sinnvoll sein. Im Sinne der THG-Vermeidungskosten ist an dieser Stelle auch eine Kombination mit dem Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren sinnvoll. Die Förderung sollte so ausgestaltet sein, dass auch Betriebe mit kleiner und mittlerer Struktur diese Technologie einsetzen können, soweit bestehende Förderprogramme diese Möglichkeit noch nicht einräumen sollten. Generell haben unsere Analysen gezeigt, dass eine Förderung in Westdeutschland stärker als in Ostdeutschland forciert werden sollte. Entsprechende Förderungen sollten mit flankierenden Schulungs- und Beratungsangeboten zum optimalen Einsatz der Technologie, z. B. die Kalibrierung des N-Sensors, einhergehen (Reckleben 2014).

5. Forschung zu weiteren THG-Minderungsmaßnahmen im Ackerbau fördern

Mit Hilfe der betrachteten THG-Minderungsmaßnahmen konnte eine erhebliche Reduktion von THG-Emissionen im konventionellen Ackerbau aufgezeigt werden. Selbst bei vollständig additiver Betrachtung der maximalen THG-Minderung aller betrachteten Maßnahmen, lag die Einsparung jedoch bei maximal ca. 40% der berücksichtigten Gesamtemissionen des konventionellen Ackerbaus. Wenn eine darüberhinausgehende THG-Reduktion erreicht werden soll, ist weitere Forschung, insbesondere im Bereich Nährstoff- bzw. Rohstoffeffizienz notwendig.

8 Zusammenfassung

Weltweit entfallen ca. 22% der THG-Emissionen auf den Sektor Agrar, Forst und andere Landnutzungen (AFOLU), was die Bedeutung einer THG-Minderung in der Landwirtschaft aus der Perspektive des globalen Klimaschutzes unterstreicht. Gemäß des deutschen Klimaschutzgesetzes wird eine Reduktion der THG-Emissionen um 65% bis 2030 gegenüber 1990 bzw. eine Klimaneutralität bis 2045 angestrebt. Seit der Novelle des Klimaschutzgesetzes 2024 stehen in Bezug auf die Reduktionsziele vor allem die Gesamtemissionen im Fokus. Dabei steht die Landwirtschaft in starker Interaktion mit verschiedenen Stakeholdern im vor- und nachgelagerten Bereich. Im Hinblick auf eine effektive und volkswirtschaftlich effiziente THG-Reduktion ist es daher auch mit Blick auf die Landwirtschaft wichtig, THG-Minderungspotenziale entlang von Produktionsprozessen bzw. Wertschöpfungsketten sektorübergreifend zu identifizieren. Mit Blick auf den Sektor Landwirtschaft haben neben der Tierhaltung vor allem Lachgasemissionen einen großen Anteil an den Gesamtemissionen. Da diese zu einem großen Teil in direkter Beziehung zur Ausbringung von mineralischem Stickstoffdünger stehen, liegen entsprechende THG-Minderungspotenziale vor allem im konventionellen Ackerbau. Viele potentielle THG-Minderungsmaßnahmen wie die Umstellung auf den Ökolandbau, die Wiedervernässung von Moorböden oder die Anlage von Kurzumtriebsplantagen sind in ihrer Implementierung vor dem Hintergrund der Akzeptanz bzw. ihrer sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen jedoch zumindest mit Hürden verbunden. Dementgegen können technische THG-Minderungsmaßnahmen bzw. Innovationen über ein relevantes THG-Minderungspotenzial verfügen und gleichzeitig eine vergleichsweise hohe Akzeptanz in der Landwirtschaft und darüber hinaus aufweisen. Im Rahmen der Studie wurde deshalb untersucht, wie exemplarische technologische Adaptionsmaßnahmen bzw. Innovationen sowie dazugehörige Stakeholder sektorübergreifend im konventionellen deutschen Ackerbau zu einer effizienten und effektiven THG-Vermeidung beitragen können. Auf Basis einer Literaturanalyse wurden insgesamt vier exemplarische Maßnahmen auf Grundlage ihres erwartbaren THG-Minderungseffektes für eine modellbasierte Analyse ihres Klimaschutzpotenzials sowie einer ökonomischen Kontextualisierung ausgewählt: Der Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion, der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren, der Einsatz von optischen N-Sensoren in der Düngung sowie der Einsatz von neuen Sorten auf Basis von NGT (Neue genomische Techniken).

Für die modellbasierte Analyse wurde das geodatenbasierten ökonomische Landnutzungsmodell PALUD_DE angewendet und mit einer Lebenszyklusanalyse (LCA) gekoppelt. Damit konnte der konventionelle Ackerbau deutschlandweit und dennoch mit vergleichsweise hoher räumlicher Auflösung abgebildet werden. PALUD_DE optimierte die Landnutzung auf Basis von Linearer Programmierung auf kommunaler Ebene. Die Modellstruktur folgte dabei einem Regionshofansatz, d. h. Restriktionen auf Betriebsebene wie die Verfügbarkeit von Wirtschaftsdünger wurden auf NUTS3 Ebene berücksichtigt. Als Eingangsdaten für PALUD wurden räumlich explizite Fernerkundungsdaten zur ackerbaulichen Landnutzung, statistische Daten zu den durchschnittlichen Hektarerträgen der betrachteten Kulturarten auf NUTS3 Ebene sowie Standardkalkulationsdaten verwendet. Mit Hilfe der Fernerkundungsdaten zur Landnutzung wurden mit dem Modell CropRota zunächst typische regionale Fruchtfolgen abgeleitet, welche nachfolgend als entsprechende Landnutzungsoptionen in das Modell PALUD_DE eingeflossen sind. Der Output des Modells PALUD_DE enthielt neben den ökonomischen Effekten auch Daten zum Betriebsmitteleinsatz auf NUTS3-Ebene, d. h. Aufwand an Diesel, Pflanzenschutzmittel sowie organischen und

mineralischen Düngemitteln und der Produktionsmenge landwirtschaftlicher Erzeugnisse in Getreideeinheiten. Diese Daten wurden anschließend in der LCA mit Hilfe von THG-Emissionsfaktoren für die Vorkette zur Kalkulation der Treibhausgasbilanz genutzt. Als weitere Eingangsdaten wurden regionalisierte Lachgasemissionsfaktoren sowie Annahmen zu Emissionen aus indirekter Landnutzungsänderung getroffen. Je Maßnahme wurde ein upper (up) und lower (low) mitigation rate Szenario mit PALUD_DE analysiert. Dies getroffenen Annahmen stellten dabei aus der Literatur abgeleitete plausible minimale bzw. maximale Effektausprägungen bezüglich THG-Emissionen dar. Dabei wurde die Implementierung der Maßnahmen jeweils *ceteris paribus* im Vergleich zur modellierten Referenz betrachtet, wobei in Bezug auf Nitrifikationsinhibitoren und N-Sensoren ebenfalls die Interaktion der Maßnahmen analysiert wurde.

Die Ergebnisse haben unter den getroffenen Annahmen gezeigt, dass die Klimaschutzpotenziale einzelner technischer Maßnahmen im konventionellen Ackerbau in einer relevanten Größenordnung liegen und dabei zum Teil vergleichsweise geringe THG-Vermeidungskosten aufweisen. Die Vorzüglichkeit der betrachteten technischen Adaptionsmaßnahmen sowie Innovationen in Bezug auf ihr THG-Reduktionspotenzial und den damit in Verbindung stehenden THG-Vermeidungskosten ist jedoch unterschiedlich. Zudem existieren in diesem Zusammenhang standortspezifische Unterschiede, die auf die unterschiedlichen agrarstrukturellen, ökonomischen und agronomischen Voraussetzungen zurückzuführen sind. Das größte Minderungspotenzial ergäbe sich durch den Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion und könnte ca. 3,1 Mt CO₂-eq. (lower mitigation rate Szenario) bis 4,7 Mt CO₂-eq. (upper mitigation rate Szenario) einsparen. Dies entspricht einer THG-Minderung zwischen ca. 15% und 22% im Vergleich zu den betrachteten THG-Emissionen im konventionellen Ackerbau im Referenzszenario. Die THG-Vermeidungskosten liegen dabei jedoch im Bundesdurchschnitt auf einem vergleichsweise hohen Niveau zwischen ca. 255 und 736 € je t CO₂-eq. Der Einsatz von N-Sensoren ist mit einem mittleren THG-Minderungspotenzial zwischen ca. 2% (low) und 7% (up) verbunden, wobei die THG-Vermeidungskosten regional stark variieren. Während diese im lower mitigation rate Szenario in Nordrhein-Westfalen mit vergleichsweise kleineren Betriebsstrukturen und hohem Anteil organischer Stickstoffdüngung über 3.000 € je t CO₂-eq. betragen, liegen diese in Mecklenburg-Vorpommern mit vergleichsweise großen Betriebsstrukturen noch auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau von ca. 163 € je t CO₂-eq. Insbesondere der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren kann eine vergleichsweise kostengünstige THG-Reduktionsmaßnahme sein. Hier liegen die THG-Vermeidungskosten im upper mitigation rate Szenario im Bundesdurchschnitt bei ca. 48 € je t CO₂-eq. Gleichzeitig liegt das Minderungspotenzial in einer relevanten Größenordnung von maximal ca. 6%. Durch die Kombination von N-Sensoren und Nitrifikationsinhibitoren können die THG-Vermeidungskosten im Vergleich zum ausschließlichen Einsatz des N-Sensors im Bundesdurchschnitt von ca. 317 € je t CO₂-eq. auf ca. 243 € je t CO₂-eq. im upper mitigation rate Szenario reduziert werden, was die Relevanz der Berücksichtigung von Maßnahmeninteraktionen zeigt. Je nach Region unterscheiden sich in diesem Zusammenhang die THG-Vermeidungskosten jedoch deutlich und liegen z. B. in Mecklenburg-Vorpommern lediglich bei ca. 20 € je t CO₂-eq. im upper mitigation rate Szenario. Der Einsatz von NGT-Sorten führt unter den getroffenen Annahmen zu einem THG-Minderungspotenzial zwischen ca. 3% und 7% und ist dabei mit keinen THG-Vermeidungskosten verbunden.

Selbst bei additiver Betrachtung der THG-Minderungseffekte, was in der Realität aufgrund von Interaktionen wahrscheinlich zu einer Überschätzung führe würde, läge das THG-

Minderungspotenzial über alle Maßnahmen bei maximal 20% bzw. 40%. Vor dem Hintergrund der angestrebten Klimaneutralität in Deutschland, wären somit weitere Maßnahmen erforderlich.

Mit diesen Vorgehensweisen und Ergebnissen leistet die Studie einen Beitrag mit Hinweisen zu THG-Reduktionsmaßnahmen im konventionellen Ackerbau hinsichtlich ihres Klimaschutzpotenzials und dazugehöriger ökonomischer Kontextualisierung. Im Vergleich zu vielen anderen Studien wurden die THG-Minderungspotenziale und Vermeidungskosten sektorübergreifend analysiert. Die Stärke des Modellierungsansatzes liegt vor allem darin, dass der gesamte konventionelle Ackerbau in Deutschland mit vergleichsweise hoher räumlicher Auflösung abgebildet werden konnte, was auch eine Analyse der regionalen Disparitäten und Interaktionen zwischen Maßnahmen und Standortvoraussetzungen ermöglichte. Dies betrifft z. B. die regionalen Lachgasemissionsfaktoren. Die Ergebnisse müssen dabei jedoch vor dem Hintergrund der Unsicherheiten der im Rahmen der Modellierung unterstellten Effekte auf THG-Emissionen sowie ökonomischen Wirkungen sorgfältig interpretiert werden. Um diese Unsicherheit widerzuspiegeln, wurde die Sensitivität der Ergebnisse durch die Darstellung eines upper und lower mitigation rate Szenarios dargestellt. Landnutzungsentscheidungen erfolgten in PALUD_DE zudem ausschließlich aus ökonomischer Perspektive. Bei der Adaption technischer THG-Minderungsmaßnahmen wie z. B. dem N-Sensor können jedoch auch nicht monetäre Aspekte wie ein zusätzlicher Lern- und Arbeitsaufwand entscheidungsrelevant sein. Damit wird auch die Komplexität damit zusammenhängender Handlungsempfehlungen deutlich, wenngleich die Ergebnisse deutliche politische Implikationen aufweisen.

Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren sollte aufgrund des identifizierten THG-Minderungspotenzials und den vergleichsweise niedrigen THG-Vermeidungskosten noch forciert werden. Darüber hinaus sollten aus Sicht des Klimaschutzes der Einsatz und die Zulassung von NGT-Sorten in Erwägung gezogen werden. Außerdem kann die Förderung von digitalen Technologien wie N-Sensoren gerade bei kleinen und mittleren landwirtschaftlichen Betrieben aus Sicht der Effektivität und Effizienz der THG-Reduktion sinnvoll sein. Der Einsatz von Green Ammonia in der Düngemittelproduktion birgt ein vergleichsweise großes THG-Minderungspotenzial im konventionellen Ackerbau und sollte durch entsprechende flankierende Entwicklungsmaßnahmen weiter zur Marktreife auf großer Skala vorangetrieben werden. Über die betrachteten Maßnahmen hinaus ist weitere Forschung zu neuen und innovativen THG-Minderungsmaßnahmen im Bereich der Nährstoff- und Ressourceneffizienz im Ackerbau notwendig, wenn das Ziel einer Klimaneutralität angestrebt werden soll. Strukturelle, soziologische sowie naturwissenschaftliche Akzeptanzhürden in Landwirtschaft und/oder Gesellschaft sollten durch weitere Forschung sowie Aufklärungs- und Beratungsmaßnahmen begleitet werden, beispielsweise im Zusammenhang mit dem Einsatz von NGT-Sorten.

Obwohl die Ergebnisse am Beispiel von Deutschland generiert wurden, können sie darüber hinaus sehr informativ für andere EU-Mitgliedsstaaten mit ähnlichen sozioökonomischen und agronomischen Rahmenbedingungen sein. Im Rahmen künftiger Forschung können mit dem entwickelten Modellansatz auch weitere Forschungsfragen im Bereich des Klimaschutzes wie z. B. die ökonomischen Auswirkungen einer CO₂-Steuer im Ackerbau analysiert werden.

9 Summary

Globally, the agriculture, forestry and other land use (AFOLU) sector accounts for around 22% of GHG emissions, which emphasises the importance of GHG reduction in agriculture from a global climate protection perspective. According to the German Climate Protection Act, the aim is to reduce GHG emissions by 65% by 2030 compared to 1990 and to achieve climate neutrality by 2045. Since the 2024 amendment to the Climate Protection Act, the focus in terms of reduction targets has primarily been on overall emissions. Agriculture interacts closely with various stakeholders in the upstream and downstream sectors. With a view to effective and economically efficient GHG reduction, it is therefore also important to identify GHG reduction potential along production processes and value chains across sectors with regard to agriculture. With regard to the agricultural sector, nitrous oxide emissions in particular account for a large proportion of total emissions in addition to livestock farming. As these are to a large extent directly related to the application of mineral nitrogen fertiliser, the corresponding GHG reduction potential lies primarily in conventional arable farming. However, many potential GHG reduction measures, such as the conversion to organic farming, the rewetting of peat soils or the establishment of short rotation coppice plantations, are at least associated with hurdles in their implementation in terms of acceptance or their socio-economic framework conditions. In contrast, technical GHG reduction measures or innovations may have a relevant GHG reduction potential and at the same time have a comparatively high level of acceptance in agriculture and beyond. The study therefore analysed how exemplary technological adaptation measures or innovations and the associated stakeholders can contribute to efficient and effective GHG avoidance in conventional German arable farming across all sectors. Based on a literature analysis, a total of four exemplary measures were selected on the basis of their expected GHG reduction effect for a model-based analysis of their climate protection potential and an economic contextualisation: The use of green ammonia in fertiliser production, the use of nitrification inhibitors, the use of optical N-sensors in fertilisation and the use of new varieties based on NGT (New Genomic Techniques).

The geodata-based economic land use model PALUD_DE was used for the model-based analysis and coupled with a life cycle assessment (LCA). This enabled conventional arable farming to be modelled throughout Germany and yet with a comparatively high spatial resolution. PALUD_DE optimised land use on the basis of linear programming at municipal level. The model structure followed a regional farm approach, i. e. restrictions at farm level, such as upper limits on the use of manure in accordance with the German Fertiliser Ordinance, were taken into account at NUTS3 level. The input data for PALUD_DE was spatially explicit remote sensing data on arable land use, statistical data on the average crop yields per hectare at NUTS3 level and economic standard calculation data. With the help of the remote sensing data on land use, the CropRota model was first used to derive typical regional crop rotations, which were subsequently incorporated into the PALUD_DE model as corresponding land use options. In addition to the economic effects, the output of PALUD_DE also contained data on input use at NUTS3 level, i. e. amounts of diesel, pesticides, organic and mineral fertilisers and the production volume of agricultural products in grain units. This data was then used in the LCA with the help of GHG emission factors for the upstream chain to calculate the greenhouse gas balance. Regionalised nitrous oxide emission factors and assumptions on emissions from indirect land use change were used as further input data. For each measure, an upper and lower mitigation rate scenario was analysed with PALUD_DE. The assumptions made

represented plausible minimum and maximum effect values derived from the literature with regard to GHG emissions. The implementation of the measures was considered *ceteris paribus* in comparison to the modelled reference, whereby the interaction of the measures was also analysed with regard to nitrification inhibitors and N sensors.

Under the assumptions made, the results have shown that the climate change mitigation potential of individual technical measures in conventional arable farming is of a relevant magnitude and in some cases has comparatively low greenhouse gas abatement costs. However, the excellence of the technical adaptation measures and innovations analysed with regard to their GHG reduction potential and the associated GHG abatement costs varies. There are also site-specific differences in this context, which can be attributed to the different economic and agronomic conditions. The greatest reduction potential lies in the use of green ammonia in fertiliser production and amounts to approx. 3.1 Mt CO₂-eq. (lower mitigation rate scenario) and 4.7 Mt CO₂-eq. (upper mitigation rate scenario). This corresponds to a GHG reduction of between approx. 15% and 22% compared to considered GHG emissions in conventional arable farming in the reference scenario. However, the GHG avoidance costs are at a comparatively high level of between approx. 255 and 736 € per t CO₂-eq on a national average. The use of N sensors is associated with an average GHG reduction potential of between approx. 2% (low) and 7% (up), whereby the GHG avoidance costs vary greatly. While these amount to more than 2,000 € per t CO₂-eq in the lower mitigation scenario in Bavaria with comparatively small farm structures, they are still at a comparatively low level of around 163 € per t CO₂-eq in Mecklenburg-Western Pomerania with comparatively large farm structures. The use of nitrification inhibitors in particular can be a comparatively cost-effective GHG reduction measure. Here, the GHG abatement costs in the upper mitigation rate scenario are around 48 € per t CO₂-eq on a national average. At the same time, the reduction potential is at a relevant level of a maximum of approx. 6%. By combining N sensors and nitrification inhibitors, the GHG abatement costs can be reduced from approx. 317 € per t CO₂-eq. to approx. 243 € per t CO₂-eq. in the upper mitigation rate scenario at national level compared to the exclusive use of the N sensor, which shows the relevance of taking measure interactions into account. Under the assumptions made, the use of NGT varieties leads to a GHG reduction potential of between approx. 3% and 7% and is not associated with any GHG avoidance costs.

Even if the GHG reduction effects are considered additively, which in reality would probably lead to an overestimation due to interactions, the GHG reduction potential across all measures would be a maximum of 20% or 40%. Against the backdrop of the climate neutrality target in Germany, further measures would therefore be necessary.

With these approaches and results, the study makes a contribution with information on GHG reduction measures in arable farming with regard to their climate protection potential and the associated economic contextualisation. Compared to many other studies, the GHG reduction potentials and abatement costs were analysed across sectors. The strength of the modelling approach lies above all in the fact that the entire conventional arable farming sector in Germany could be mapped with a comparatively high spatial resolution, which made it possible to analyse regional disparities and interactions between measures and site conditions. This concerns, for example, the regional nitrous oxide emission factors. However, the results must be carefully interpreted against the background of the uncertainties of the effects on GHG emissions and economic impacts assumed in the modelling. In order to reflect this uncertainty, the sensitivity of the results was illustrated by presenting an upper and lower

mitigation rate scenario. In PALUD_DE, land use decisions were also made exclusively from an economic perspective. However, when adapting technical GHG mitigation measures such as the N-sensor, non-monetary aspects such as additional learning and labour costs can also be relevant to the decision. This also highlights the complexity of related recommendations for action, even though the results have clear political implications.

The use of nitrification inhibitors should be increased due to the identified GHG reduction potential and the comparatively low GHG abatement costs. In addition, the use and approval of NGT varieties should be considered from a climate protection perspective. In addition, the promotion of digital technologies such as N-sensors can be particularly useful for small and medium-sized farms in terms of effectiveness and efficiency of GHG reduction. The use of green ammonia in fertiliser production has a comparatively large GHG reduction potential in conventional arable farming and should be further promoted to market maturity on a large scale through appropriate accompanying development measures. In addition to the measures considered, further research into new and innovative GHG mitigation measures in the area of nutrient and resource efficiency in arable farming is necessary if the goal of climate neutrality is to be achieved. Structural, sociological and scientific barriers to acceptance in agriculture and/or society should be accompanied by further research, education and advice, for example on the use of NGT varieties.

Although the results were generated using the example of Germany, they can also be highly informative for other EU member states with similar socio-economic and agronomic conditions. As part of future research, the model approach developed can also be used to analyse other research questions in the field of climate protection in agriculture, such as the economic effects of a CO₂ tax in arable farming.

10 Literatur

- AMI. (2023). Düngemittelpreise in Ostdeutschland. Bauernzeitung, 64(mehrere Ausgaben).
- AMI. (2024). Düngemittelpreise in Ostdeutschland. Bauernzeitung, 65(mehrere Ausgaben).
- Auburger, S., Jacobs, A., Märländer, B., & Bahrs, E. (2016). Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets – Effects on greenhouse gas emissions and energy balances. *Renewable Energy*, 89, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.11.042>
- Bamière, L., Bellassen, V., Angers, D., Cardinael, R., Ceschia, E., Chenu, C., et al. (2023). A marginal abatement cost curve for climate change mitigation by additional carbon storage in French agricultural land. *Journal of Cleaner Production*, 383, 135423. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135423>
- Banning, H., Bialek, K., König, W., Pickl, C., Scheithauer, M., Straus, G., & Tüting, W. (2022). Empfehlungsliste für das Monitoring von Pflanzenschutzmittel-Metaboliten in deutschen Grundwässern. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/3521/dokumente/2022_07_29_uba_empfehlungsliste_update2022_de_0.pdf. Zugegriffen: 8. August 2024
- Batáry, P., Gallé, R., Riesch, F., Fischer, C., Dormann, C. F., Mußhoff, O., et al. (2017). The former Iron Curtain still drives biodiversity–profit trade-offs in German agriculture. *Nature Ecology & Evolution*, 1(9), 1279–1284. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0272-x>
- BKG. (2022). Verwaltungsgebiete 1:1 000 000, Stand 31.12. (VG1000 31.12.): \copyright GeoBasis-DE / BKG. <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/verwaltungsgebiete/verwaltungsgebiete-1-1-000-000-stand-31-12-vg1000-31-12.html>
- BLE. (2023). Bericht zur Markt- und Versorgungslage. Getreide 2023. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. https://www.ble.de/SharedDocs/Downloads/DE/BZL/Daten-Berichte/Getreide_Getreideerzeugnisse/2023BerichtGetreide.pdf;jsessionid=1D3351B58FACB7064B18C82006AA3235.internet941?__blob=publicationFile&v=2. Zugegriffen: 17. Juli 2023
- Blickensdörfer, L., Schwieder, M., Pflugmacher, D., Nendel, C., Erasmi, S., & Hostert, P. (2022). Mapping of crop types and crop sequences with combined time series of Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat 8 data for Germany. *Remote Sensing of Environment*, 269, 112831. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112831>
- BMEL. (2024). Land- und Forstwirtschaft stärken – Klima schützen Maßnahmen der Land- und Forstwirtschaft für den Klimaschutz. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/klimaschuetzer-land-und-forstwirtschaft.pdf?__blob=publicationFile&v=7. Zugegriffen: 16. Juli 2024
- Brentrup, F., Lammel, J., Stephani, T., & Christensen, B. (2018). Updated carbon footprint values for mineral fertilizer from different world regions. 11th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2018 (LCA Food). https://www.researchgate.net/profile/Frank-Brentrup-2/publication/329774170_Updated_carbon_footprint_values_for_mineral_fertilizer_f

- rom_different_world_regions/links/5c19fa94a6fdccfc7058b5bd/Updated-carbon-footprint-values-for-mineral-fertilizer-from-different-world-regions.pdf. Zugegriffen: 15. April 2024
- Britz, W. (2005). CAPRI Modelling System Documentation. Common Agricultural Policy Regional Impact Analysis. "Development of a regionalised EU-wide operational model to assess the impact of current Common Agricultural Policy on farming sustainability", J05/30/2004 – Deliverable 1. <https://www.capri-model.org/lib/exe/fetch.php?media=docs:capri-documentation.pdf>. Zugegriffen: 29. Januar 2024
- Broothaerts, W., Jacchia, S., Angers, A., Petrillo, M., Querci, M., Savini, C., et al. (2021). New genomic techniques: state of the art review. LU: Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/710056>. Zugegriffen: 10. Juli 2024
- Buschmann, C., Röder, N., Berglund, K., Berglund, Ö., Lærke, P. E., Maddison, M., et al. (2020). Perspectives on agriculturally used drained peat soils: Comparison of the socioeconomic and ecological business environments of six European regions. *Land Use Policy*, 90, 104181. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104181>
- Chmelíková, L., Schmid, H., Anke, S., & Hülsbergen, K.-J. (2021). Nitrogen-use efficiency of organic and conventional arable and dairy farming systems in Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 119(3), 337–354. <https://doi.org/10.1007/s10705-021-10126-9>
- Claß-Mahler, I., Zimmermann, B., Hermann, W., Schwarz, J., Piepho, H.-P., Lewandowski, I., et al. (2024). Yield Potential of Cropping Systems without Chemical Synthetic Plant Protection Products in NOcsPS field trials in Germany. *Landbauforschung - Journal of Sustainable and Organic Agriculture*, 1-24 Pages. <https://doi.org/10.5073/LBF.2023.01.05>
- De Rosa, M., Knudsen, M. T., & Hermansen, J. E. (2016). A comparison of Land Use Change models: challenges and future developments. *Journal of Cleaner Production*, 113, 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.097>
- Denora, M., Candido, V., D'Antonio, P., Perniola, M., & Mehmeti, A. (2023). Precision nitrogen management in rainfed durum wheat cultivation: exploring synergies and trade-offs via energy analysis, life cycle assessment, and monetization. *Precision Agriculture*, 24(6), 2566–2591. <https://doi.org/10.1007/s11119-023-10053-5>
- Deutscher Bundestag. (2022). Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (18. Ausschuss) gemäß § 56a der Geschäftsordnung. Technikfolgenabschätzung (TA). Digitalisierung der Landwirtschaft: gesellschaftliche Voraussetzungen, Rahmenbedingungen und Effekte. Endbericht Teil II. Drucksache 20/1649. <https://dserver.bundestag.de/btd/20/016/2001649.pdf>. Zugegriffen: 10. April 2024
- ecoinvent. (2024). System Models. Four different system models are offered and explained in detail in this article. https://support.ecoinvent.org/system-models#Allocation_classification. Zugegriffen: 18. Juli 2024
- Egerer, J., Grimm, V., Niazmand, K., & Runge, P. (2023). The economics of global green ammonia trade – "Shipping Australian wind and sunshine to Germany". *Applied Energy*, 334, 120662. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2023.120662>

- Fan, D., He, W., Smith, W. N., Drury, C. F., Jiang, R., Grant, B. B., et al. (2022). Global evaluation of inhibitor impacts on ammonia and nitrous oxide emissions from agricultural soils: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 28(17), 5121–5141. <https://doi.org/10.1111/gcb.16294>
- FAO. (2024). FAOSTAT statistical database. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/faostat/en/#data>. Zugegriffen: 18. Juli 2024
- Feike, T., Riedesel Freiherr Zu Eisenbach, L., Lieb, R., Gabriel, D., Sabboura, D., Shawon, A. R., et al. (2020). Einfluss von Pflanzenschutzstrategie und Bodenbearbeitung auf den CO₂-Fußabdruck von Weizen. *Journal für Kulturpflanzen*, 311-326 Seiten. <https://doi.org/10.5073/JFK.2020.07.08>
- Fellmann, T., Domínguez, I. P., Witzke, P., Weiss, F., Hristov, J., Barreiro-Hurle, J., et al. (2021). Greenhouse gas mitigation technologies in agriculture: Regional circumstances and interactions determine cost-effectiveness. *Journal of Cleaner Production*, 317, 128406. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128406>
- Flessa, H., Greef, J. M., Hofmeier, M., Dittert, K., Ruser, R., Osterburg, B., et al. (2014). Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft: Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. Berlin: Senat der Bundesforschungsinstitute des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft.
- Frank, S., Havlík, P., Stehfest, E., Van Meijl, H., Witzke, P., Pérez-Domínguez, I., et al. (2019). Agricultural non-CO₂ emission reduction potential in the context of the 1.5 °C target. *Nature Climate Change*, 9(1), 66–72. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0358-8>
- Galvin, R. (2023). Policy pressure to retrofit Germany's residential buildings to higher energy efficiency standards: A cost-effective way to reduce CO₂ emissions? *Building and Environment*, 237, 110316. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110316>
- Gao, Y., & Cabrera Serrenho, A. (2023). Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizers could be reduced by up to one-fifth of current levels by 2050 with combined interventions. *Nature Food*, 4(2), 170–178. <https://doi.org/10.1038/s43016-023-00698-w>
- Garibaldi, L. A., Oddi, F. J., Miguez, F. E., Bartomeus, I., Orr, M. C., Jobbágy, E. G., et al. (2021). Working landscapes need at least 20% native habitat. *Conservation Letters*, 14(2). <https://doi.org/10.1111/conl.12773>
- Gillich, C., Narjes, M., Krimly, T., & Lippert, C. (2019). Combining choice modeling estimates and stochastic simulations to assess the potential of new crops-The case of lignocellulosic perennials in Southwestern Germany. *GCB Bioenergy*, 11(1), 289–303. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12550>
- Gilsanz, C., Báez, D., Misselbrook, T. H., Dhanoa, M. S., & Cárdenas, L. M. (2016). Development of emission factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.030>
- GreenDelta. (2022). LCIA Method Package v2.1.3 – addition of IPCC 2021 AR6 method. <https://www.openlca.org/ipcc2021ar6/>. Zugegriffen: 30. Oktober 2023

- Grethe, H., Martinez, J., Osterburg, B., Taube, F., & Thom, F. (2021). Klimaschutz im Agrar- und Ernährungssystem Deutschlands: Die drei zentralen Handlungsfelder auf dem Weg zur Klimaneutralität. https://www.stiftung-klima.de/app/uploads/2021/06/2021-06-01-Klimaneutralitaet_Landwirtschaft.pdf. Zugegriffen: 16. Juli 2024
- Haß, M., Deblitz, C., Freund, F., Kreins, P., Laquai, V., Offermann, F., et al. (2022). Thünen-Baseline 2022 - 2032: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. DE: Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://doi.org/10.3220/REP1667811151000>. Zugegriffen: 11. Juli 2023
- Häußermann, U., Bach, M., Klement, L., & Breuer, L. (2019). Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017 Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen Abschlussbericht. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-10-28_texte_131-2019_stickstoffflaechenbilanz.pdf. Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Hu, Y., Schraml, M., von Tucher, S., Li, F., & Schmidhalter, U. (2014). Influence of nitrification inhibitors on yields of arable crops: A meta-analysis of recent studies in Germany. *International Journal of Plant Production*, 8(1). https://www.researchgate.net/publication/286176099_Influence_of_nitrification_inhibitors_on_yields_of_arable_crops_A_meta-analysis_of_recent_studies_in_Germany. Zugegriffen: 15. April 2024
- IEA. (2021). Ammonia Technology Roadmap, IEA, Paris. <https://www.iea.org/reports/ammonia-technology-roadmap>. Zugegriffen: 9. Juli 2024
- IFA. (2009). Fertilizers and Climate Change. Enhancing Agricultural Productivity and Reducing Emissions. Hg. v. International Fertilizer Association. https://www.fertilizer.org/wp-content/uploads/2023/01/2009_climate_change_brief.pdf. Zugegriffen: 17. Juli 2024
- IPBES. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- IPCC. (2021). Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (1. Aufl.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- IPCC (Hrsg.). (2023). Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change: Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (1. Aufl.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157926>
- ISO. (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework (ISO 14040:2006). <http://www.cscses.com/uploads/2016328/20160328110518251825.pdf>. Zugegriffen: 30. Oktober 2023
- JKI. (2022). PAPA Erhebung des JKI - Ergebnisse. <https://papa.juliuskuehn.de/index.php?menuid=29>. Zugegriffen: 7. Juni 2023
- Kessel, G. J. T., Mullins, E., Evenhuis, A., Stellingwerf, J., Cortes, V. O., Phelan, S., et al. (2018). Development and validation of IPM strategies for the cultivation of cisgenically

- modified late blight resistant potato. *European Journal of Agronomy*, 96, 146–155.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.012>
- Kirchner, M., Mitter, H., Schneider, U. A., Sommer, M., Falkner, K., & Schmid, E. (2021). Uncertainty concepts for integrated modeling - Review and application for identifying uncertainties and uncertainty propagation pathways. *Environmental Modelling & Software*, 135, 104905. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104905>
- Kösler, J. E., Calvo, O. C., Franzaring, J., & Fangmeier, A. (2019). Evaluating the ecotoxicity of nitrification inhibitors using terrestrial and aquatic test organisms. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 91. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0272-3>
- Krimly, T., Angenendt, E., Bahrs, E., & Dabbert, S. (2016). Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany. *Agricultural Systems*, 145, 1–12.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.009>
- KTBL. (2024a). SDB-Standarddeckungsbeiträge.
<https://daten.ktbl.de/sdb/welcome.do;jsessionid=069D23A47CAB8C44FA1EF0C0E88C4E6C>
- KTBL. (2024b). Leistungs-Kostenrechnung-Pflanzenbau.
<https://www.ktbl.de/webanwendungen/leistungs-kostenrechnung-pflanzenbau>.
Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Kyriakou, V., Garagounis, I., Vourros, A., Vasileiou, E., & Stoukides, M. (2020). An Electrochemical Haber-Bosch Process. *Joule*, 4(1), 142–158.
<https://doi.org/10.1016/j.joule.2019.10.006>
- Lam, S. K., Suter, H., Mosier, A. R., & Chen, D. (2017). Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: a double-edged sword? *Global Change Biology*, 23(2), 485–489. <https://doi.org/10.1111/gcb.13338>
- Lee, B., Winter, L. R., Lee, H., Lim, D., Lim, H., & Elimelech, M. (2022). Pathways to a Green Ammonia Future. *ACS Energy Letters*, 7(9), 3032–3038.
<https://doi.org/10.1021/acsenergylett.2c01615>
- LfL. (2024). LfL Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten.
<https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html>. Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Lux, B., Schneck, N., Pfluger, B., Männer, W., & Sensfuß, F. (2023). Potentials of direct air capture and storage in a greenhouse gas-neutral European energy system. *Energy Strategy Reviews*, 45, 101012. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2022.101012>
- MacDonald, J. M., Dong, X., & Fuglie, K. O. (2023). Concentration and competition in U.S. agribusiness. U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, EIB-256.
<https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/106795/eib-256.pdf?v=1100.2>.
Zugegriffen: 25. Juni 2024
- Mack, G., Finger, R., Ammann, J., & El Benni, N. (2023). Modelling policies towards pesticide-free agricultural production systems. *Agricultural Systems*, 207, 103642.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103642>
- Medel-Jiménez, F., Piringer, G., Gronauer, A., Barta, N., Neugschwandtner, R. W., Krexner, T., & Kral, I. (2022). Modelling soil emissions and precision agriculture in fertilization life

- cycle assessment - A case study of wheat production in Austria. *Journal of Cleaner Production*, 380, 134841. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134841>
- Medici, M., & Canavari, M. (2022). Economic impacts of variable rate nitrogen fertilization: Input saving and yield increase in cereals. *CABI Reviews*, cabireviews202217054. <https://doi.org/10.1079/cabireviews202217054>
- Meemken, E.-M., & Qaim, M. (2018). Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. *Annual Review of Resource Economics*, 10(1), 39–63. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100517-023252>
- Meier, M. S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., & Stolze, M. (2015). Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, 149, 193–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>
- Mérel, P., & Howitt, R. (2014). Theory and Application of Positive Mathematical Programming in Agriculture and the Environment. *Annual Review of Resource Economics*, 6(1), 451–470. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100913-012447>
- MLR. (2023). Dritter Bericht zur Anwendung und Reduktion des Einsatzes chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel in Baden-Württemberg 2023. Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz. https://mlr.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mlr/intern/dateien/publikationen/Landwirtschaft/2023_Dritter_Bericht_PSM-Reduktion.pdf. Zugegriffen: 17. Juli 2024
- Möhring, A., Drobnik, T., Mack, G., Ammann, J., & El Benni, N. (2021). Naturalertragseinbußen durch Verzicht auf Pflanzenschutzmittel im Ackerbau: Resultate einer Delphi-Studie. *Agroscope*. <https://doi.org/10.34776/AS125G>
- Mönking, S. S., Klapp, C., Abel, H., & Theuvsen, L. (2010). Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels: Endbericht zum Forschungsprojekt 06HS030: [Revision of Cereal Unit and Livestock Unit — Final Report on Research Project 06HS030 BMELV]. Göttingen. <https://bit.ly/34TR2fF>
- Moschitz, H., Muller, A., Kretzschmar, U., Haller, L., De Porrás, M., Pfeifer, C., et al. (2021). How can the Farm to Fork strategy deliver on its organic promises? Some critical reflections. *EuroChoices*, 20(1), 30–36. <https://doi.org/10.1111/1746-692X.12294>
- Ni, K., Vietinghoff, M., & Pacholski, A. (2023). Targeting yield and reducing nitrous oxide emission by use of single and double inhibitor treated urea during winter wheat season in Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 347, 108391. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108391>
- Ojelade, O. A., Zaman, S. F., & Ni, B.-J. (2023). Green ammonia production technologies: A review of practical progress. *Journal of Environmental Management*, 342, 118348. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118348>
- Ornes, S. (2021). Green ammonia could produce climate-friendly ways to store energy and fertilize farms. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(49), e2119584118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2119584118>
- Osterburg, B., Heidecke, C., & Bolte, A. (2019). Folgenabschätzung für Maßnahmenoptionen im Bereich Landwirtschaft und landwirtschaftliche Landnutzung, Forstwirtschaft und

- Holznutzung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050. DE: Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://doi.org/10.3220/WP1576590038000>. Zugegriffen: 14. November 2023
- Outhwaite, C. L., McCann, P., & Newbold, T. (2022). Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. *Nature*, 605(7908), 97–102. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04644-x>
- Parisi, C., & Rodríguez-Cerezo, E. (2021). Current and future market applications of new genomic techniques. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Park, M. G., Blitzer, E. J., Gibbs, J., Losey, J. E., & Danforth, B. N. (2015). Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1809), 20150299. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0299>
- Pasda, G & Schmid, M. (2020). Statement to Kössler et al. 2019 and 2020 regarding the evaluation of the ecotoxicity of nitrification inhibitors using terrestrial and aquatic test organisms. *Environmental Sciences Europe*, 32 Article Nr. 111. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00389-4>
- Pérez Domínguez, I., Fellmann, T., Witzke, P., Weiss, F., Hristov, J., Himics, M., et al. (2020). Economic assessment of GHG mitigation policy options for EU agriculture: A closer look at mitigation options and regional mitigation costs - EcAMPA 3. https://www.researchgate.net/profile/Thomas-Fellmann/publication/340732366_Economic_assessment_of_GHG_mitigation_policy_options_for_EU_agriculture_A_closer_look_at_mitigation_options_and_regional_mitigation_costs_-EcAMPA_3/links/5e9adb0a92851c2f52aab135/Economic-assessment-of-GHG-mitigation-policy-options-for-EU-agriculture-A-closer-look-at-mitigation-options-and-regional-mitigation-costs-EcAMPA-3.pdf. Zugegriffen: 15. Juli 2024
- Pergner, I., Lippert, C., Piepho, H.-P., Schwarz, J., & Kehlenbeck, H. (2024). How to determine temporal yield variances of various cropping systems for modelling farmers' production risk – Illustrated by results from a long-term field trial. *European Journal of Agronomy*, 152, 127005. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.127005>
- Qaim, M. (2020). Role of New Plant Breeding Technologies for Food Security and Sustainable Agricultural Development. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 42(2), 129–150. <https://doi.org/10.1002/aep.13044>
- Reckleben, Y. (2014). Sensoren für die Stickstoffdüngung - Erfahrungen in 12 Jahren praktischem Einsatz. *Journal für Kulturpflanzen* 66(2) 2014, 1,41 MB, 42–47. <https://doi.org/10.5073/JFK.2014.02.02>
- Reineke, W., & Schlömann, M. (2020). Umweltchemikalien. In *Umweltmikrobiologie* (S. 137–171). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-59655-5_5
- Rennert, K., Errickson, F., Prest, B. C., Rennels, L., Newell, R. G., Pizer, W., et al. (2022). Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. *Nature*, 610(7933), 687–692. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05224-9>
- Röder, N., Henseler, M., Liebersbach, H., Kreins, P., & Osterburg, B. (2015). Evaluation of land use based greenhouse gas abatement measures in Germany. *Ecological Economics*, 117, 193–202. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.007>

- Ruser, R., & Schulz, R. (2015). The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178(2), 171–188. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400251>
- Saltzmann, J., & Kehlenbeck, H. (2018). Wirtschaftlichkeitsbewertung von Pflanzenschutzstrategien in E- und A-Weizen anhand eines Feldversuches in Brandenburg mit sechsgliedriger Fruchtfolge in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen*, 70(3), 129–138. <https://doi.org/10.1007/s10343-018-0425-0>
- Samborski, S. M., Gozdowski, D., Stępień, M., Walsh, O. S., & Leszczyńska, E. (2016). On-farm evaluation of an active optical sensor performance for variable nitrogen application in winter wheat. *European Journal of Agronomy*, 74, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.11.020>
- Schaffer, M., & Schmid, R. (2019). Untersuchungen zum Vorkommen von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren in niedersächsischen Oberflächengewässern. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13161.77929>
- Scheurer, M., Brauch, H.-J., Schmidt, C. K., & Sacher, F. (2016). Occurrence and fate of nitrification and urease inhibitors in the aquatic environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(8), 999–1010. <https://doi.org/10.1039/C6EM00014B>
- Schmidt, Jannick H., Weidema, B. P., & Brandão, M. (2015). A framework for modelling indirect land use changes in Life Cycle Assessment. *Journal of Cleaner Production*, 99, 230–238. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.013>
- Schmidt, Jannick Højrup, & Muñoz, I. (2014). The carbon footprint of Danish production and consumption – Literature review and model calculations. <https://lca-net.com/publications/show/carbon-footprint-danish-production-consumption-literature-review-model-calculations/>. Zugegriffen: 10. November 2023
- Schneider, K., Barreiro-Hurle, J., Vossen, J., Schouten, H. J., Kessel, G., Andreasson, E., et al. (2023). Insights on cisgenic plants with durable disease resistance under the European Green Deal. *Trends in Biotechnology*, 41(8), 1027–1040. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2023.02.005>
- Schönhart, M., Schmid, E., & Schneider, U. A. (2011). CropRota – A crop rotation model to support integrated land use assessments. *European Journal of Agronomy*, 34(4), 263–277. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.004>
- Schröer, D., Buhk, J.-H., & Latacz-Lohmann, U. (2022). Betriebswirtschaftliche Auswirkungen der Düngeverordnung 2020: Erwerbsverlustkalkulationen und Prüfung auf Existenzgefährdung für fünf bayrische Betriebe. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Aktuelle Beiträge*. <https://doi.org/10.12767/BUEL.V100I1.383>
- Schwieder, M. (2024). Persönliche Mitteilung per E-Mail am 14.05.2024.
- Schwieder, M., Tetteh, G. O., Blickensdörfer, L., Gocht, A., & Erasmi, S. (2024, Februar 9). Agricultural land use (raster) : National-scale crop type maps for Germany from combined time series of Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat data (2017 to 2021). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.10640528>
- Sonntag, D. W. I., Wienrich, N., Severin, D. M., & Schulze Schwering, D. D. (2022). Precision Farming – Nullnummer oder Nutzbringer? *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift*

- für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Aktuelle Beiträge.
<https://doi.org/10.12767/BUEL.V100I2.411>
- Soto, I., Barnes, A., Balafoutis, A., Beck, B., Sánchez, B., Vangeyte, J., et al. (2019). The contribution of precision agriculture technologies to farm productivity and the mitigation of greenhouse gas emissions in the EU: LU: Publications Office.
<https://data.europa.eu/doi/10.2760/016263>. Zugegriffen: 10. April 2024
- Spaeth, M., Sökefeld, M., Schwaderer, P., Gauer, M. E., Sturm, D. J., Delatrée, C. C., & Gerhards, R. (2024). Smart sprayer a technology for site-specific herbicide application. *Crop Protection*, 177, 106564. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2023.106564>
- Sponagel, C., Bendel, D., Angenendt, E., Weber, T. K. D., Gayler, S., Streck, T., & Bahrs, E. (2022). Integrated assessment of regional approaches for biodiversity offsetting in urban-rural areas – A future based case study from Germany using arable land as an example. *Land Use Policy*, 117, 106085.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106085>
- Sponagel, C., Weik, J., Feuerbacher, A., & Bahrs, E. (2024). Exploring the climate change mitigation potential and regional distribution of agrivoltaics with geodata-based farm economic modelling and life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 359, 121021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121021>
- Sponagel, C., Witte, F., & Bahrs, E. (2024). Can markets for nature conservation be successful? An integrated assessment of a product label for biodiversity practices in Germany. *Sustainable Production and Consumption*, 48, 362–376.
<https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.05.020>
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2024a). Anbau auf dem Ackerland in landwirtschaftlichen Betrieben nach Fruchtarten - Jahr - regionale Ebenen.
<https://www.regionalstatistik.de/genesis/online?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=0&levelid=1718788644005&auswahloperation=abruftabelleAuspraegungAuswahlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&code=41141-02-02-4-B&auswahltext=&nummer=5&variable=5&name=KREISE&werteabruf=Werteabruf#abreadcrumb>. Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2024b). Landwirtschaftliche Betriebe insgesamt sowie mit ökologischem Landbau und deren landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) und Viehbestand - Jahr - regionale Tiefe: Kreise und krfr. Städte.
<https://www.regionalstatistik.de/genesis//online?operation=table&code=41141-04-02-4&bypass=true&levelindex=1&levelid=1718786644135#abreadcrumb>. Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2024c). 41241-01-03-4-B: Erträge ausgewählter landwirtschaftlicher Feldfrüchte - Jahressumme - regionale Ebenen.
<https://www.regionalstatistik.de/genesis//online?operation=table&code=41241-01-03-4-B&bypass=true&levelindex=0&levelid=1718790079580#abreadcrumb>. Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2024d). Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung und Zahl der Tiere - Stichtag - regionale Ebenen.
<https://www.regionalstatistik.de/genesis//online?operation=table&code=41141-03->

02-4-B&bypass=true&levelindex=1&levelid=1718786644135#abreadcrumb.
Zugegriffen: 19. Juni 2024

Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2024e). Landwirtschaftliche Betriebe und deren landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) nach Kulturarten - Jahr - regionale Ebenen.
<https://www.regionalstatistik.de/genesis/online?operation=previous&levelindex=3&step=3&titel=Ergebnis&levelid=1720517329686&acceptscookies=false#abreadcrumb>.
Zugegriffen: 9. Juli 2024

Statistisches Bundesamt. (2021). Fachserie 3 Reihe 2.2.2. Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben / Landwirtschaftszählung.
https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/Publikationen/Downloads-Produktionsmethoden/wirtschaftsduenger-2030222209004.pdf?__blob=publicationFile. Zugegriffen: 19. Juni 2024

Statistisches Bundesamt. (2024). Statistischer Bericht - Landwirtschaftliche Betriebe - Bodennutzung - 2023. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Publikationen/Bodennutzung/statistischer-bericht-landw-betriebe-bodennutzung-2030212239005.html>. Zugegriffen: 19. Juni 2024

Tonelli, D., Rosa, L., Gabrielli, P., Parente, A., & Contino, F. (2024). Cost-competitive decentralized ammonia fertilizer production can increase food security. *Nature Food*, 5(6), 469–479. <https://doi.org/10.1038/s43016-024-00979-y>

Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., & Batáry, P. (2021). Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(10), 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>

Umweltbundesamt. (2020). Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze. Stand 12/2020.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-12-21_methodenkonvention_3_1_kostensaetze.pdf. Zugegriffen: 19. Juli 2024

Umweltbundesamt. (2023). Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2023.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/28_2023_cc_berichterstattung_unter_der_klimarahmenkonvention.pdf. Zugegriffen: 18. Juli 2023

Umweltbundesamt. (2024). Kulisse der nitratbelasteten Gebiete.

Van Der Werf, H. M. G., Knudsen, M. T., & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3(6), 419–425. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>

Van Vuuren, D. P., Kok, M. T. J., Girod, B., Lucas, P. L., & De Vries, B. (2012). Scenarios in Global Environmental Assessments: Key characteristics and lessons for future use. *Global Environmental Change*, 22(4), 884–895.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.06.001>

Vos, C., Rösemann, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Döring, U., Wulf, S., et al. (2022). Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 -

- 2020 : Report on methods and data (RMD) Submission 2022. DE: Johann Heinrich von Thünen-Institut. <https://doi.org/10.3220/REP1646725833000>. Zugegriffen: 16. Juli 2024
- Vos, C., Rösemann, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Döring, U., Wulf, S., et al. (2024). Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2022. DE: Johann Heinrich von Thünen Institut. <https://doi.org/10.3220/DATA20240219164429-0>. Zugegriffen: 19. Juni 2024
- Wagner, P. (2012). So rechnen sich N-Sensoren. DLZ Agrarmagazin, (März), 36–39.
- Wang, P., Deng, X., Zhou, H., & Yu, S. (2019). Estimates of the social cost of carbon: A review based on meta-analysis. *Journal of Cleaner Production*, 209, 1494–1507. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.058>
- Warner, E., Zhang, Y., Inman, D., & Heath, G. (2014). Challenges in the estimation of greenhouse gas emissions from biofuel-induced global land-use change. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 8(1), 114–125. <https://doi.org/10.1002/bbb.1434>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Willenbockel, D. (2024). Peatland restoration in Germany: A dynamic general equilibrium analysis. *Ecological Economics*, 220, 108187. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2024.108187>
- Witte, F., Sponagel, C., & Bahrs, E. (2024). Reduction potentials of chemical-synthetic pesticides – A case study using the example of an Eco-Scheme in southern Germany. *Farming System*, 2(4), 100111. <https://doi.org/10.1016/j.farsys.2024.100111>
- Zimmermann, B., Claß-Mahler, I., von Cossel, M., Lewandowski, I., Weik, J., Spiller, A., et al. (2021). Mineral-Ecological Cropping Systems—A New Approach to Improve Ecosystem Services by Farming without Chemical Synthetic Plant Protection. *Agronomy*, 11(9), 1710. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091710>
- Zurek, M. B., & Henrichs, T. (2007). Linking scenarios across geographical scales in international environmental assessments. *Technological Forecasting and Social Change*, 74(8), 1282–1295. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2006.11.005>

Anhang

Literaturübersichtstabellen

Tabelle A1: Literaturübersicht zur Maßnahme Green Ammonia in Bezug auf Treibhausgas-Emissionen und sonstigen Nebeneffekten

Studie	Methodik	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Brentrup et al. (2016)	Umfragen und Analyse von Sekundärdaten	Europa und andere Weltregionen	<ul style="list-style-type: none"> • THG Fußabdrücke wichtiger Düngemittel in Europa, USA, Russland und China • Daten aus Mitgliederumfragen von Fertilizer Europe • Datengrundlage 2011 • Siehe → <i>Table 3: Reference carbon footprint (CFP) values for main mineral fertilizer products from different regions (reference year 2011)</i> 	
Brentrup et al. (2018)	Umfragen und Analyse von Sekundärdaten	Europa und andere Weltregionen	<ul style="list-style-type: none"> • Update von Brentrup 2016 mit Primärdaten aus 2014 • 18 wichtigsten Düngemittelprodukte aus 10 Regionen • Siehe → <i>Table 1: Reference carbon footprint (CFP) values for main mineral fertilizer products from different regions (reference year 2014)</i> 	
Gao & Cabrera Serrenho (2023)	Analyse von Sekundärdaten	Globale Perspektive	<ul style="list-style-type: none"> • Untersuchung des maximalen Reduktionspotenzials verschiedener Maßnahmen zur Emissionssenkung bis 2050. • Effektivste Strategie: Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz ist die wirksamste Einzelmaßnahme zur Emissionsreduktion. • Technologieeinsatz: Mit den derzeit verfügbaren Technologien könnten die GHG-Emissionen von Düngemitteln bis 2050 auf etwa ein Fünftel des aktuellen Niveaus reduziert werden. 	
IEA (2021)	Roadmap	Globale Perspektive	<ul style="list-style-type: none"> • Detaillierter Ausblick auf zukünftige Möglichkeiten Ammoniak nachhaltiger zu produzieren, inkl. Umwelt-, technologischer und politischer Perspektive 	<ul style="list-style-type: none"> • Abschätzung von Preissteigerung pro t Ammoniak (10-100%)

Tabelle A1: Fortsetzung

Studie	Methodik	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Lee et al. (2022)	Ökonomische Kalkulationen und life cycle assessment	Globale Perspektive	<ul style="list-style-type: none"> • Technoökonomischer Vergleich von drei Green Ammonia Technologien (alkaline water electrolysis (AWE), polymer electrolyte membrane water electrolysis (PEM WE), und solid oxide water electrolysis (SOE)) • 2,5 - 3-mal geringere CO₂-Emissionen als beim herkömmlichen Haber-Bosch-Verfahren (Lee et al. 2022) • Relevanz von Preise für grünen Wasserstoff sowie der CO₂ Steuer für die Kostenberechnung • Preisprojektion 2050: Kosten für grünen Ammoniak im günstigsten Fall ebenso hoch wie die Kosten für die konventionelle Haber-Bosch-Anlage 	
Kyriakou et al. (2020)	Experimentelle Arbeit	Globale Perspektive	<ul style="list-style-type: none"> • Detaillierte Beschreibung und Analyse einer Variante des elektrochemischen Haber-Bosch Prozesses. • Prognostiziert ein um die Hälfte reduzierten THG Fußabdruck im Vergleich zur derzeitigen Technologie 	
Dobermann et al. (2022)	Review	Globale Perspektive	<ul style="list-style-type: none"> • Mindestens 10% der weltweiten Stickstoffmineraldüngerproduktion können nach Schätzungen bis 2040 auf Green Ammonia basieren 	

Tabelle A2: Literaturübersicht zur Maßnahme teilflächenspezifische Düngung in Bezug auf Treibhausgas-Emissionen und sonstigen Umwelteffekten

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
--------	----------	-----------------------	----------	--	------------------------------------

Denora et al. (2023)	Feldversuche	Durum Weizen	Italien	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierte N-Düngung um 25% durch Einsatz von VRA bei gleichem Ertrag je ha (low-induction electromagnetic mini explorer (GF Instruments Brno-CZ)) • Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz um 19% durch VRA 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierter environmental footprint um 23% gemäß LCA ReCiPe single score Analyse
Jovarauskas et al. (2021)	Feldversuche	Winterweizen	Litauen	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierte N-Düngung um 19% durch Einsatz von VRA bei gleichem Ertrag je ha sowie 20% bei K₂O und 3% bei P₂O₅ • Reduktion der gesamten THG-Emissionen je ha um 9,4% durch VRA (OptRX Sensor) 	
Medel-Jiménez et al. (2022)	Feldversuche	Winterweizen	Österreich	<ul style="list-style-type: none"> • Reduktion der gesamten THG-Emissionen je ha um 8,6% in Folge reduzierter Düngung durch VRA (CropXplorer Sensor) 	<ul style="list-style-type: none"> • Positive Effekte von VRA auf andere LCA Wirkungskategorien (z. B. -21,2 % 1,4 DCB-eq./ha (Friskwasser Ökotoxizität))
Uribeetxebarria et al. (2022)	Feldversuche	Winterweizen	Spanien	<ul style="list-style-type: none"> • Reduktion der N-Düngung in Winterweizen um 20,8 % durch Machine-Learning basierte Dünger Applikationskarte 	
Soto et al. (2019)	Umfrage	Winterweizen	Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> • Umfrage unter Betrieben (n=50) mit VRA im Weizenanbau ergab nach Einschätzung der Teilnehmenden eine Einsparung von N-Düngemitteln um bis zu 10% (50 % gaben unter 5% an); überwiegend keine Auswirkungen auf Dieseleinsatz geschätzt • Positive Ertragseffekte zwischen 5 und 10% möglich (75% der Teilnehmenden) bzw. keine Effekte (25% der Teilnehmenden) 	
Samborski et al. (2016)	On-Farm Experimente	Winterweizen	Polen	<ul style="list-style-type: none"> • Verbesserte Düngerverteilung bei gleicher Düngermenge pro Flächeneinheit möglich • Im Durchschnitt über fünf Standorte in zwei Versuchsjahren konnte der N-Aufwand um 5,8% reduziert werden (-13,6% bis +1,5%) • Ertrag konnte um max. 4,8% gesteigert werden, im Durchschnitt war dieser ca. 2,2% geringer mit Sensortechnik 	

Tabelle A2: Fortsetzung

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Wagner (2012)	Feldversuche	Winterweizen	Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> • 8,5% geringere N-Düngung bei 1,4% reduzierten Erträgen im Durchschnitt über 5 Jahre bei Einsatz eines N-Sensors; max. 4% höhere Erträge und 6% höherer N-Aufwand 	
Deutscher Bundestag (2022)	Meta-Analyse	Getreide	Europa	<ul style="list-style-type: none"> • Bis zu 10% verringerter N-Düngeraufwand und bis zu 5% höhere Erträge erwartbar 	<ul style="list-style-type: none"> • Bis zu 25% niedrigere N-Überschüsse möglich
Medici und Canavari (2022)	Meta-Analyse	Getreide	Global	<ul style="list-style-type: none"> • Durch den Einsatz teilflächenspezifischer Düngung konnte im Median aus 29 herangezogenen Studien eine Stickstoffdüngereinsparung in Höhe von 9,4% gezeigt werden. • Es zeigten sich im Median über die 29 Studien geringe positive Ertragseffekte in Höhe von 0,7%, wobei sich auch negative Effekte bis zu -4,2% geringere Erträge zeigten. 	

Tabelle A3: Literaturübersicht zur Maßnahme Nitrifikationsinhibitoren in Bezug auf Treibhausgas-Emissionen und sonstigen Nebeneffekten

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Ruser & Schulze (2015)	Metastudie	Diverse	Weltweit	<ul style="list-style-type: none"> Studie ergänzt und bestätigt den Datensatz von Akiyama et al. (2010). Im Durchschnitt über alle ausgewerteten Studien und verschiedenen Inhibitoren zeigt sich ein Reduktionspotential von 35%. 	
Gilsanz et al. (2016)	Metastudie	Diverse	Weltweit	<ul style="list-style-type: none"> Studie ergänzt und bestätigt den Datensatz von Akiyama et al. (2010) und betrachtet DCD und DMPP (Entec). Für Ackerland ergibt sich ein eine durchschnittliche Reduktion der Emissionen um 37%. Der größte Effekt der Inhibitoren zeigt sich bei Kalkammonsalpeter. Es konnte kein statistisch signifikanter Zusammenhang von Emissionsfaktor und Effekt des Inhibitors und der N-Düngermenge gezeigt werden. 	
Fan et al. (2022)	Metastudie	Diverse	Weltweit	<ul style="list-style-type: none"> Über alle betrachteten Regionen und Kulturen erzielen Nitrifikationshemmstoffe in Anbausystemen mit weniger als 400 kg N/ha Reduktionen von N₂O Emissionen um 32-36%. Eine Randomforest basierte Messung des Erklärungsbeitrages führt zu dem Ergebniss, dass vor allem der Typ des Hemmstoffes und die Düngermenge die Haupteinflussfaktoren für die Höhe der Reduktion sind. (Sowohl Feld als auch Gewächshausversuche) 	
Yang et al. (2016)	Metastudie	Diverse	Weltweit	<ul style="list-style-type: none"> Vergleich von DCD und DMPP. Für DCD ermitteln die Autoren eine Reduktion der N₂O-Emissionen um 44,7% im Durchschnitt. Für DMPP von 47,6%. Für die Erträge von Getreide zeigen sich keine statistisch signifikanten Ertragseffekte. (Sowohl Feld- als auch Gewächshausversuche) 	
Peixoto & Petersen (2023)	Feldversuch	Winterweizen und Sommergerste	Dänemark	<ul style="list-style-type: none"> Nur Betrachtung der direkten N₂O Emissionen. In der Sommergerste führen die verschiedenen Inhibitoren zu erheblichen Reduktionen (zwischen 85% und 66%), beim Winterweizen konnte nur eine der Varianten mit Inhibitoren den Emissionsfaktor in diesem Umfang senken. Ergebnisse der Reduktion liegen teilweise deutlich höher als in verschiedenen Meta-Studien. Die Autoren sehen dies in dem Niederschlagsmuster der Versuchsjahre begründet. 	

Tabelle A3: Fortsetzung

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Hu et al. (2014)	Metaanalyse	Winterweizen , Wintergerste, Winterraps, Körner- und Silomais, Kartoffeln	Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> • Metastudie über Versuche mit Nitrifikationshemmern aus grauer Literatur (etwa Versuche der Kammern oder aus Tagungsbänden). Bei gleichen N-Düngermengen konnten kaum Ertragseffekte gezeigt werden. 	<ul style="list-style-type: none"> • Metastudie über Versuche mit Nitrifikationsinhibitoren aus grauer Literatur (etwa Versuche der Kammern oder aus Tagungsbänden). Bei gleichen N-Düngermengen konnten kaum Ertragseffekte gezeigt werden.
Abalos et al. (2014)	Metaanalyse	Diverse	Weltweit	<ul style="list-style-type: none"> • Die Stickstoffnutzungseffizienz konnte im Mittel durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren um ca. 12,9% erhöht werden. 	<ul style="list-style-type: none"> • Naturalerträge waren beim Einsatz von Nitrifikations-inhibitoren im Durchschnitt um weniger als 5% erhöht (inklusive beregneter Systeme und Gemüseanbau). Dieser Effekt war für DCD ausgeprägter als für DMPP. (Zu über 90% Feldversuche). • Höhere Ertragseffekte bei grobkörnigen Böden oder beregneten Flächen sowie bei hoher Düngungsintensität.
Ni et al. (2023)	Feldversuche	Winterweizen	Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> • In zwei Feldversuchen in Norddeutschland in den Jahren 2012 und 2013 konnten die Lachgasemissionen in der Vegetationszeit um ca. 75% reduziert werden. • Durch zusätzliche Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren bei Harnstoff mit Ureaseinhibitoren konnte nahezu ein ähnlicher Effekt bezüglich der N₂O Reduktion erzielt werden wie mit Nitrifikationsinhibitoren alleine. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ernteerträge konnten um 2% gesteigert werden durch Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren, der Effekt war jedoch nicht statistisch signifikant.

Tabelle A3: Fortsetzung

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Duff et al. (2022)	Feldversuch	Grünland	Irland		<ul style="list-style-type: none"> In einem fünfjährigen Versuch wurden keine signifikanten Veränderung der Komposition und Abundanz von Bakterien und Pilzen im Boden bei Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren festgestellt.
Kösler et al. (2019)	Laborversuch	-	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> Es wurden keine ökotoxischen Effekte bei DCD, jedoch bei Piadin und Vizura festgestellt, insbesondere im Hinblick auf aquatische Organismen. Die Ergebnisse der Laborversuche sind jedoch möglicherweise nicht vollständig auf Feldversuche übertragbar, was weiterer Forschung bedarf.

Tabelle A4: Literaturübersicht zur Maßnahme (Teil-)reduktion von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln bzw. teilflächenspezifische Applikation in Bezug auf Treibhausgas-Emissionen und sonstigen Nebeneffekten

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Spaeth et al. (2024)	Feldversuche	Zuckerrüben, Sonnenblumen, Mais	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> Herbizideinsparung zwischen 30 und 55% in Zuckerrüben sowie 12 bis 30% in Mais 5% Mehrertrag in Zuckerrüben, 15% Mehrertrag in Sonnenblumen, kein Mehrertrag in Mais
Leithold et al. (2018)	Feldversuche	Mais	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> Versuch zu Sensorgestützten Applikation von Herbiziden in Mais ergab eine Herbizideinsparung zwischen 8% und 63% bei bis zu 2% höheren Erträgen im Körnermais
Saltzmann und Kehlenbeck (2018)	Feldversuch	Winterweizen	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> 33% Ertragsverlust im Vergleich zur "guten fachlichen Praxis" im Mittel der Jahre 2004 bis 2016 bei Verzicht auf chemisch-synthetische PSM 5% Ertragsverlust im Vergleich zur "guten fachlichen Praxis" im Mittel der Jahre 2004 bis 2016 bei einer Reduktion des BI um 50%
Pergner et al. (2024)	Analyse von Feldversuchen	Wintergerste, Erbsen, Winterroggen	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> Mittlere Ertragsreduktion in den Jahren 1998 bis 2021 von 29% in Erbsen, 23% bei Wintergerste und 29% in Winterroggen Höhere Varianz von Ernteerträgen bei Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel mit Mineraldünger in den Jahren 1998 bis 2021 bei allen betrachteten Kulturarten, insbesondere bei Wintergerste lag der Variationskoeffizient bei 0,3 im Vergleich zu 0,17 mit chemisch-synthetischem Pflanzenschutz

Tabelle A4: Fortsetzung

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Feike et al. (2020)	Feldversuche	Winterweizen	Deutschland	<ul style="list-style-type: none"> • THG-Emissionen der Herstellung eingesetzter Pflanzenschutzmittel hat einen sehr geringen Anteil von unter 1% an den gesamten THG-Emissionen je ha • Der Einsatz von Fungiziden zeigte in sieben der 12 Versuchsjahre zwischen 2008 und 2019 einen positiven Effekt auf den produktspezifischen CO₂-Fußabdruck 	
Claß-Mahler et al. (2024)	Feldversuche	Diverse	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> • Feldversuche von 2019 bis 2022 zeigten standortbedingte mittlere Ertragsverluste zwischen 5% (Stuttgart) und 21% (Dahnsdorf) im Winterweizen, 5% (Stuttgart) und 31% (Dahnsdorf) im Mais, 17% (Stuttgart) in Wintertriticale, 15% (Stuttgart) in Winterroggen und Sommergerste, 13% (Stuttgart) in Erbsen und keine signifikanten Unterschiede in Sojabohnen (Stuttgart)
Mack et al. (2023)	Umfrage unter Expert*innen	Diverse	Schweiz		<ul style="list-style-type: none"> • Im Mittel wurden bei einem durchschnittlichen Ertragsniveau 30% Ertragsverlust bei Wintergerste und Winterweizen, 40% bei Winterraps, 15% bei Sonnenblumen, 20% bei Körnerleguminosen, 50% bei Zuckerrüben und 35% bei Kartoffeln bei Verzicht auf chemisch-synthetische PSM geschätzt
Petit et al. (2015)	Feldversuche	Diverse	Frankreich		<ul style="list-style-type: none"> • Positive Effekte auf die Diversität von Ackerwildkräutern durch Reduktion von Herbiziden möglich, jedoch auch in Abhängigkeit weiterer Managementanpassungen

Tabelle A4: Fortsetzung

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Tamburini et al. (2021)	Feldversuche	Phacelia	Deutschland		<ul style="list-style-type: none"> • Negative Auswirkungen auf die Nahrungsaufnahme und Bestäubungsleistung von Hummeln können durch Verzicht auf ein Fungizid (Azoxystrobin) vermieden werden

Tabelle A5: Literaturübersicht zur Maßnahme neue genomische Züchtungstechnologien (NGT) in Bezug auf Treibhausgas-Emissionen und sonstigen Nebeneffekten

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Bailey-Serres et al. (2019)	Review	Diverse	Global	<ul style="list-style-type: none"> Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz bei NGT-Sorten im Zusammenspiel mit einer höheren Resilienz gegenüber abiotischen Stressoren wie Hitze oder Dürre. 	<ul style="list-style-type: none"> Beitrag von NGT-Sorten zur Ernährungssicherheit durch steigende und stabilere Erträge möglich
Qaim (2020)	Review	Diverse	Global	<ul style="list-style-type: none"> Höhere Stickstoffnutzungseffizienz durch NGT-Sorten möglich sowie Anpassung an abiotischen Stress und Klimawandel. 	<ul style="list-style-type: none"> Gesellschaftliche Akzeptanz könnte eine Hürde für NGT-Sorten sein.
Kessel et al. (2019)	Feldversuch	Kartoffeln	Niederlande, Irland		<ul style="list-style-type: none"> Im Rahmen von Feldversuchen mit cis-genetischen Kartoffelsorten mit einem Resistenzgen gegen Kraut- und Knollenfäule an zwei Standorten und drei Jahren, konnte der Fungizideinsatz im Mittel gegenüber der Kontrolle um ca. 80 bis 90% reduziert werden. Es zeigten sich keine Ertragsunterschiede bei der NGT-Sorte im Vergleich zur Kontrolle.
MacDonald et al. (2023)	Report	Mais, Sojabohnen	USA		<ul style="list-style-type: none"> Saatgutpreise für genetisch veränderte Mais- und Sojabohnensorten sind zwischen 1990 und 2020 im Vergleich zu den Preisen für konventionelles stark gestiegen. Saatgutpreise für genetisch modifizierte Sorten liegen bis zu ca. 50% über dem Preis für konventionelles Saatgut

Tabelle A5: Fortsetzung

Studie	Methodik	Betrachtete Kulturart	Standort	Wesentliche Ergebnisse hinsichtlich Effekten auf Treibhausgas-Emissionen	Sonstige Nebeneffekte der Maßnahme
Schneider et al. (2023)	Modellierung	Kartoffeln	Europa		<ul style="list-style-type: none"> • Der Einsatz von Kartoffelsorten mit neuen Resistenzgenen führte unter der angenommenen Fungizidreduktion zwischen 50% und 80% zu einer Kostenreduktion zwischen 151 und 516 € je ha in Deutschland. Es können jedoch zusätzliche Kosten in der Wertschöpfungskette für die Rückverfolgbarkeit entstehen und die Akzeptanz für die Produkte auf Seiten der Konsumentinnen und Konsumenten ist hoch relevant. • NGT-Sorten können negative Umweltauswirkungen durch chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel reduzieren

Datentabellen zu den Abbildungen 8 und 9

Tabelle A6: Datentabelle zu Abbildung 8

Szenario	THG-Minderung in % im Vergleich zum Szenario REF	THG-Vermeidungskosten in € je t CO₂-eq.
Green_Ammonia_low	-22,1	255
Green_Ammonia_up	-14,7	736
N_Inhibitor_low	-1,6	531
N_Inhibitor_up	-6,0	48
N_Sensor_low	-2,0	1.233
N_Sensor_up	-6,5	317
N_Sensor&Inhibitor_low	-2,8	1.173
N_Sensor&Inhibitor_up	-9,5	243
NGT_low	-3,4	-1
NGT_up	-6,8	-94

Tabelle A7: Datentabelle zu Abbildung 9

Szenario	Bundesland	THG-Minderung in % im Vergleich zum Szenario REF	THG-Vermeidungskosten in € je t CO ₂ -eq
Green_Ammonia_low	Baden-Württemberg	13,6	644,5
Green_Ammonia_low	Bayern	13,8	606,6
Green_Ammonia_low	Brandenburg	9,8	1152,3
Green_Ammonia_low	Hessen	17,8	747,0
Green_Ammonia_low	Mecklenburg-Vorpommern	21,5	682,6
Green_Ammonia_low	Niedersachsen	15,3	684,2
Green_Ammonia_low	Nordrhein-Westfalen	13,5	666,2
Green_Ammonia_low	Rheinland-Pfalz	19,1	675,8
Green_Ammonia_low	Saarland	15,4	783,9
Green_Ammonia_low	Sachsen	11,1	1097,3
Green_Ammonia_low	Sachsen-Anhalt	14,8	918,0
Green_Ammonia_low	Schleswig-Holstein	11,0	945,1
Green_Ammonia_low	Thüringen	18,0	787,8
NGT_up	Baden-Württemberg	7,0	-95,3
NGT_up	Bayern	7,4	-65,1
NGT_up	Brandenburg	5,3	-49,2
NGT_up	Hessen	6,0	-156,8
NGT_up	Mecklenburg-Vorpommern	7,0	-143,7
NGT_up	Niedersachsen	7,7	-42,4
NGT_up	Nordrhein-Westfalen	7,2	-89,0
NGT_up	Rheinland-Pfalz	6,1	-153,1
NGT_up	Saarland	5,7	-87,8
NGT_up	Sachsen	6,4	-145,5
NGT_up	Sachsen-Anhalt	5,3	-148,5
NGT_up	Schleswig-Holstein	6,6	-133,2
NGT_up	Thüringen	6,4	-162,5
Green_Ammonia_up	Baden-Württemberg	19,9	234,5
Green_Ammonia_up	Bayern	19,0	235,1
Green_Ammonia_up	Brandenburg	21,8	274,4
Green_Ammonia_up	Hessen	28,2	244,6
Green_Ammonia_up	Mecklenburg-Vorpommern	28,4	262,8
Green_Ammonia_up	Niedersachsen	20,6	260,4
Green_Ammonia_up	Nordrhein-Westfalen	18,3	254,2
Green_Ammonia_up	Rheinland-Pfalz	27,1	244,6
Green_Ammonia_up	Saarland	24,7	260,1
Green_Ammonia_up	Sachsen	24,9	256,8
Green_Ammonia_up	Sachsen-Anhalt	25,3	277,1
Green_Ammonia_up	Schleswig-Holstein	21,0	268,0
Green_Ammonia_up	Thüringen	27,9	260,7

Tabelle A7: Fortsetzung

Szenario	Bundesland	THG-Minderung in % im Vergleich zum Szenario REF	THG-Vermeidungskosten in € je t CO ₂ -eq
N_Inhibitor_up	Baden-Württemberg	6,7	36,1
N_Inhibitor_up	Bayern	6,8	33,8
N_Inhibitor_up	Brandenburg	5,2	58,1
N_Inhibitor_up	Hessen	6,2	57,2
N_Inhibitor_up	Mecklenburg-Vorpommern	6,3	59,8
N_Inhibitor_up	Niedersachsen	5,0	54,6
N_Inhibitor_up	Nordrhein-Westfalen	5,2	46,0
N_Inhibitor_up	Rheinland-Pfalz	7,2	47,1
N_Inhibitor_up	Saarland	8,3	39,6
N_Inhibitor_up	Sachsen	6,4	51,4
N_Inhibitor_up	Sachsen-Anhalt	5,3	67,0
N_Inhibitor_up	Schleswig-Holstein	5,4	55,6
N_Inhibitor_up	Thüringen	7,1	52,6
NGT_low	Baden-Württemberg	3,4	-26,0
NGT_low	Bayern	3,6	5,7
NGT_low	Brandenburg	2,7	63,7
NGT_low	Hessen	3,1	-61,3
NGT_low	Mecklenburg-Vorpommern	3,6	-43,1
NGT_low	Niedersachsen	3,8	70,3
NGT_low	Nordrhein-Westfalen	3,8	8,8
NGT_low	Rheinland-Pfalz	3,0	-57,5
NGT_low	Saarland	3,4	-9,6
NGT_low	Sachsen	3,3	-47,8
NGT_low	Sachsen-Anhalt	2,2	-28,4
NGT_low	Schleswig-Holstein	3,0	-40,3
NGT_low	Thüringen	3,1	-75,2
N_Inhibitor_low	Baden-Württemberg	1,8	393,6
N_Inhibitor_low	Bayern	1,8	379,2
N_Inhibitor_low	Brandenburg	1,3	691,2
N_Inhibitor_low	Hessen	1,8	597,2
N_Inhibitor_low	Mecklenburg-Vorpommern	1,8	631,1
N_Inhibitor_low	Niedersachsen	1,4	573,4
N_Inhibitor_low	Nordrhein-Westfalen	1,5	480,7
N_Inhibitor_low	Rheinland-Pfalz	2,1	487,1
N_Inhibitor_low	Saarland	2,2	437,4
N_Inhibitor_low	Sachsen	1,8	539,6
N_Inhibitor_low	Sachsen-Anhalt	1,3	808,3
N_Inhibitor_low	Schleswig-Holstein	1,1	787,2
N_Inhibitor_low	Thüringen	1,9	591,0

Tabelle A7: Fortsetzung

Szenario	Bundesland	THG-Minderung in % im Vergleich zum Szenario REF	THG-Vermeidungskosten in € je t CO ₂ -eq
N_Sensor_up	Baden-Württemberg	6,6	519,8
N_Sensor_up	Bayern	6,5	573,2
N_Sensor_up	Brandenburg	6,2	45,9
N_Sensor_up	Hessen	7,3	417,8
N_Sensor_up	Mecklenburg-Vorpommern	7,4	-17,8
N_Sensor_up	Niedersachsen	5,7	337,3
N_Sensor_up	Nordrhein-Westfalen	5,0	685,1
N_Sensor_up	Rheinland-Pfalz	7,9	328,1
N_Sensor_up	Saarland	8,5	292,8
N_Sensor_up	Sachsen	7,3	71,5
N_Sensor_up	Sachsen-Anhalt	6,9	0,1
N_Sensor_up	Schleswig-Holstein	6,2	238,1
N_Sensor_up	Thüringen	8,0	2,0
N_Sensor_low	Baden-Württemberg	2,0	1867,6
N_Sensor_low	Bayern	2,0	2027,1
N_Sensor_low	Brandenburg	1,9	377,5
N_Sensor_low	Hessen	2,2	1593,8
N_Sensor_low	Mecklenburg-Vorpommern	2,4	163,1
N_Sensor_low	Niedersachsen	1,8	1275,0
N_Sensor_low	Nordrhein-Westfalen	1,2	3074,5
N_Sensor_low	Rheinland-Pfalz	2,7	1140,0
N_Sensor_low	Saarland	2,7	1081,5
N_Sensor_low	Sachsen	2,4	416,7
N_Sensor_low	Sachsen-Anhalt	2,1	241,5
N_Sensor_low	Schleswig-Holstein	1,9	988,0
N_Sensor_low	Thüringen	2,5	212,0
N_Sensor&Inhibitor_up	Baden-Württemberg	10,0	364,6
N_Sensor&Inhibitor_up	Bayern	10,0	392,1
N_Sensor&Inhibitor_up	Brandenburg	8,9	62,5
N_Sensor&Inhibitor_up	Hessen	10,5	318,2
N_Sensor&Inhibitor_up	Mecklenburg-Vorpommern	10,7	19,4
N_Sensor&Inhibitor_up	Niedersachsen	8,2	263,8
N_Sensor&Inhibitor_up	Nordrhein-Westfalen	7,6	483,2
N_Sensor&Inhibitor_up	Rheinland-Pfalz	11,5	250,9
N_Sensor&Inhibitor_up	Saarland	12,9	215,4
N_Sensor&Inhibitor_up	Sachsen	10,6	76,9
N_Sensor&Inhibitor_up	Sachsen-Anhalt	9,4	34,1
N_Sensor&Inhibitor_up	Schleswig-Holstein	9,1	191,7
N_Sensor&Inhibitor_up	Thüringen	11,6	30,4

Tabelle A7: Fortsetzung

Szenario	Bundesland	THG-Minderung in % im Vergleich zum Szenario REF	THG-Vermeidungskosten in € je t CO₂-eq
N_Sensor&Inhibitor_low	Baden-Württemberg	3,0	1480,2
N_Sensor&Inhibitor_low	Bayern	2,9	1597,9
N_Sensor&Inhibitor_low	Brandenburg	2,4	655,3
N_Sensor&Inhibitor_low	Hessen	3,2	1418,9
N_Sensor&Inhibitor_low	Mecklenburg-Vorpommern	3,2	459,2
N_Sensor&Inhibitor_low	Niedersachsen	2,5	1253,5
N_Sensor&Inhibitor_low	Nordrhein-Westfalen	2,2	2064,4
N_Sensor&Inhibitor_low	Rheinland-Pfalz	3,5	1147,6
N_Sensor&Inhibitor_low	Saarland	3,6	1067,8
N_Sensor&Inhibitor_low	Sachsen	3,2	604,1
N_Sensor&Inhibitor_low	Sachsen-Anhalt	2,7	565,3
N_Sensor&Inhibitor_low	Schleswig-Holstein	2,4	1154,3
N_Sensor&Inhibitor_low	Thüringen	3,5	468,5

Literaturverzeichnis zum Anhang

- Abalos, D., Jeffery, S., Sanz-Cobena, A., Guardia, G., & Vallejo, A. (2014). Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 136–144. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.036>
- Bailey-Serres, J., Parker, J. E., Ainsworth, E. A., Oldroyd, G. E. D., & Schroeder, J. I. (2019). Genetic strategies for improving crop yields. *Nature*, 575(7781), 109–118. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1679-0>
- Brentrup, F., Hoxha, A., & Christensen, B. (2016). Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. Proceedings of the 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2016, 19-21 Oct 2016, Dublin/Ireland. https://www.researchgate.net/profile/Frank-Brentrup-2/publication/312553933_Carbon_footprint_analysis_of_mineral_fertilizer_production_in_Europe_and_other_world_regions/links/5881ec8d4585150dde4012fe/Carbon-footprint-analysis-of-mineral-fertilizer-production-in-Europe-and-other-world-regions.pdf. Zugegriffen: 15. April 2024
- Brentrup, F., Lammel, J., Stephani, T., & Christensen, B. (2018). Updated carbon footprint values for mineral fertilizer from different world regions. 11th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2018 (LCA Food). https://www.researchgate.net/profile/Frank-Brentrup-2/publication/329774170_Updated_carbon_footprint_values_for_mineral_fertilizer_from_different_world_regions/links/5c19fa94a6fdccfc7058b5bd/Updated-carbon-footprint-values-for-mineral-fertilizer-from-different-world-regions.pdf. Zugegriffen: 15. April 2024
- Claß-Mahler, I., Zimmermann, B., Hermann, W., Schwarz, J., Piepho, H.-P., Lewandowski, I., et al. (2024). Yield Potential of Cropping Systems without Chemical Synthetic Plant Protection Products in NOcsPS field trials in Germany. *Landbauforschung - Journal of Sustainable and Organic Agriculture*, 1-24 Pages. <https://doi.org/10.5073/LBF.2023.01.05>
- Denora, M., Candido, V., D'Antonio, P., Perniola, M., & Mehmeti, A. (2023). Precision nitrogen management in rainfed durum wheat cultivation: exploring synergies and trade-offs via energy analysis, life cycle assessment, and monetization. *Precision Agriculture*, 24(6), 2566–2591. <https://doi.org/10.1007/s11119-023-10053-5>
- Deutscher Bundestag. (2022). Bericht des Ausschusses für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung (18. Ausschuss) gemäß § 56a der Geschäftsordnung. Technikfolgenabschätzung (TA). Digitalisierung der Landwirtschaft: gesellschaftliche Voraussetzungen, Rahmenbedingungen und Effekte. Endbericht Teil II. Drucksache 20/1649. <https://dserver.bundestag.de/btd/20/016/2001649.pdf>. Zugegriffen: 10. April 2024
- Dobermann, A., Bruulsema, T., Cakmak, I., Gerard, B., Majumdar, K., McLaughlin, M., et al. (2022). Responsible plant nutrition: A new paradigm to support food system transformation. *Global Food Security*, 33, 100636. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2022.100636>

- Duff, A. M., Forrester, P., Ikoyi, I., & Brennan, F. (2022). Assessing the long-term impact of urease and nitrification inhibitor use on microbial community composition, diversity and function in grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 170, 108709. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108709>
- Fan, D., He, W., Smith, W. N., Drury, C. F., Jiang, R., Grant, B. B., et al. (2022). Global evaluation of inhibitor impacts on ammonia and nitrous oxide emissions from agricultural soils: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 28(17), 5121–5141. <https://doi.org/10.1111/gcb.16294>
- Feike, T., Riedesel Freiherr Zu Eisenbach, L., Lieb, R., Gabriel, D., Sabboura, D., Shawon, A. R., et al. (2020). Einfluss von Pflanzenschutzstrategie und Bodenbearbeitung auf den CO₂-Fußabdruck von Weizen. *Journal für Kulturpflanzen*, 311-326 Seiten. <https://doi.org/10.5073/JFK.2020.07.08>
- Gao, Y., & Cabrera Serrenho, A. (2023). Greenhouse gas emissions from nitrogen fertilizers could be reduced by up to one-fifth of current levels by 2050 with combined interventions. *Nature Food*, 4(2), 170–178. <https://doi.org/10.1038/s43016-023-00698-w>
- Gilsanz, C., Báez, D., Misselbrook, T. H., Dhanoa, M. S., & Cárdenas, L. M. (2016). Development of emission factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.030>
- Hu, Y., Schraml, M., von Tucher, S., Li, F., & Schmidhalter, U. (2014). Influence of nitrification inhibitors on yields of arable crops: A meta-analysis of recent studies in Germany. *International Journal of Plant Production*, 8(1). https://www.researchgate.net/publication/286176099_Influence_of_nitrification_inhibitors_on_yields_of_arable_crops_A_meta-analysis_of_recent_studies_in_Germany. Zugegriffen: 15. April 2024
- IEA. (2021). *Ammonia Technology Roadmap*, IEA, Paris. <https://www.iea.org/reports/ammonia-technology-roadmap>. Zugegriffen: 9. Juli 2024
- Jovarauskas, D., Steponavičius, D., Kemzūraitė, A., Zinkevičius, R., & Venslauskas, K. (2021). Comparative analysis of the environmental impact of conventional and precision spring wheat fertilization under various meteorological conditions. *Journal of Environmental Management*, 296, 113150. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113150>
- Kessel, G. J. T., Mullins, E., Evenhuis, A., Stellingwerf, J., Cortes, V. O., Phelan, S., et al. (2018). Development and validation of IPM strategies for the cultivation of cisgenically modified late blight resistant potato. *European Journal of Agronomy*, 96, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.012>
- Kösler, J. E., Calvo, O. C., Franzaring, J., & Fangmeier, A. (2019). Evaluating the ecotoxicity of nitrification inhibitors using terrestrial and aquatic test organisms. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 91. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0272-3>
- Kyriakou, V., Garagounis, I., Vourros, A., Vasileiou, E., & Stoukides, M. (2020). An Electrochemical Haber-Bosch Process. *Joule*, 4(1), 142–158. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2019.10.006>

- Lee, B., Winter, L. R., Lee, H., Lim, D., Lim, H., & Elimelech, M. (2022). Pathways to a Green Ammonia Future. *ACS Energy Letters*, 7(9), 3032–3038. <https://doi.org/10.1021/acsenergylett.2c01615>
- Leithold, H., Schmeer, H., Leithold, P., & Müller, S. (2018). Sensorbasierte, teilflächenspezifische Unkrautbekämpfung im Mais: Ergebnisse eines 3-jährigen Großflächenversuches. *Julius-Kühn-Archiv*, 461, 361–362. <https://doi.org/10.5073/jka.2018.461.000>
- MacDonald, J. M., Dong, X., & Fuglie, K. O. (2023). Concentration and competition in U.S. agribusiness. U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, EIB-256. <https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/106795/eib-256.pdf?v=1100.2>. Zugegriffen: 25. Juni 2024
- Mack, G., Finger, R., Ammann, J., & El Benni, N. (2023). Modelling policies towards pesticide-free agricultural production systems. *Agricultural Systems*, 207, 103642. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103642>
- Medel-Jiménez, F., Piringer, G., Gronauer, A., Barta, N., Neugschwandtner, R. W., Krexner, T., & Kral, I. (2022). Modelling soil emissions and precision agriculture in fertilization life cycle assessment - A case study of wheat production in Austria. *Journal of Cleaner Production*, 380, 134841. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134841>
- Medici, M., & Canavari, M. (2022). Economic impacts of variable rate nitrogen fertilization: Input saving and yield increase in cereals. *CABI Reviews*, cabireviews202217054. <https://doi.org/10.1079/cabireviews202217054>
- Ni, K., Vietinghoff, M., & Pacholski, A. (2023). Targeting yield and reducing nitrous oxide emission by use of single and double inhibitor treated urea during winter wheat season in Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 347, 108391. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108391>
- Peixoto, L., & Petersen, S. O. (2023). Efficacy of three nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from pig slurry and mineral fertilizers applied to spring barley and winter wheat in Denmark. *Geoderma Regional*, 32, e00597. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00597>
- Pergner, I., Lippert, C., Piepho, H.-P., Schwarz, J., & Kehlenbeck, H. (2024). How to determine temporal yield variances of various cropping systems for modelling farmers' production risk – Illustrated by results from a long-term field trial. *European Journal of Agronomy*, 152, 127005. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.127005>
- Petit, S., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, V., Bockstaller, C., Gaba, S., Cordeau, S., et al. (2015). Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. *Environmental Management*, 56(5), 1078–1090. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0554-5>
- Qaim, M. (2020). Role of New Plant Breeding Technologies for Food Security and Sustainable Agricultural Development. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 42(2), 129–150. <https://doi.org/10.1002/aep.13044>
- Ruser, R., & Schulz, R. (2015). The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178(2), 171–188. <https://doi.org/10.1002/jpln.201400251>

- Saltzman, J., & Kehlenbeck, H. (2018). Wirtschaftlichkeitsbewertung von Pflanzenschutzstrategien in E- und A-Weizen anhand eines Feldversuches in Brandenburg mit sechsgliedriger Fruchtfolge in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen*, 70(3), 129–138. <https://doi.org/10.1007/s10343-018-0425-0>
- Samborski, S. M., Gozdowski, D., Stępień, M., Walsh, O. S., & Leszczyńska, E. (2016). On-farm evaluation of an active optical sensor performance for variable nitrogen application in winter wheat. *European Journal of Agronomy*, 74, 56–67. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.11.020>
- Schneider, K., Barreiro-Hurle, J., Vossen, J., Schouten, H. J., Kessel, G., Andreasson, E., et al. (2023). Insights on cisgenic plants with durable disease resistance under the European Green Deal. *Trends in Biotechnology*, 41(8), 1027–1040. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2023.02.005>
- Soto, I., Barnes, A., Balafoutis, A., Beck, B., Sánchez, B., Vangeyte, J., et al. (2019). The contribution of precision agriculture technologies to farm productivity and the mitigation of greenhouse gas emissions in the EU: LU: Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/016263>. Zugegriffen: 10. April 2024
- Spaeth, M., Sökefeld, M., Schwaderer, P., Gauer, M. E., Sturm, D. J., Delatrée, C. C., & Gerhards, R. (2024). Smart sprayer a technology for site-specific herbicide application. *Crop Protection*, 177, 106564. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2023.106564>
- Tamburini, G., Pereira-Peixoto, M.-H., Borth, J., Lotz, S., Wintermantel, D., Allan, M. J., et al. (2021). Fungicide and insecticide exposure adversely impacts bumblebees and pollination services under semi-field conditions. *Environment International*, 157, 106813. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106813>
- Uribeetxebarria, A., Castellón, A., Elorza, I., & Aizpurua, A. (2022). Intra-Plot Variable N Fertilization in Winter Wheat through Machine Learning and Farmer Knowledge. *Agronomy*, 12(10), 2276. <https://doi.org/10.3390/agronomy12102276>
- Wagner, P. (2012). So rechnen sich N-Sensoren. *DLZ Agrarmagazin*, (März), 36–39.
- Yang, M., Fang, Y., Sun, D., & Shi, Y. (2016). Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 6(1), 22075. <https://doi.org/10.1038/srep22075>