

Herausforderung Klimawandel: Auswirkungen auf die Landwirtschaft und Anpassungsstrategien

Edmund Rehwinkel-Stiftung

Die Edmund Rehwinkel-Stiftung wurde 1974 von der Rentenbank in Erinnerung an die Tätigkeit von Bauernpräsident Edmund Rehwinkel, ehemaliger Vorsitzender des Verwaltungsrates der Bank, gegründet.

Ziel der Stiftung ist es, wissenschaftliche Arbeiten mit einem hohen unmittelbaren Nutzen für die Landwirtschaft zu fördern.

Edmund Rehwinkel-Stiftung der Landwirtschaftlichen Rentenbank
Hochstraße 2
60313 Frankfurt am Main
www.rehwinkel-stiftung.de

ISSN 1868-5854

Juni 2019

Inhalt

Vorwort	5
Preissetzung auf agrarrelevante THG-Emissionen auf der Produktions- vs. Konsumseite: Was bringt mehr? von Dir. u. Prof. PD Dr. Martin Banse, Dr. Viktoriya Sturm	7
Moorschutzstrategien aus Sicht betroffener Landwirte von Prof. Dr. Uwe Latacz-Lohmann, Claus-Christoph Herrmann, PD Dr. Gunnar Breustedt und Dr. Julia Schreiner	43
Klimafolgen für die Bewässerung von Freilandgemüse am Beispiel von Zwiebeln unter Berücksichtigung von Anbauregionen und Klimamodellen von M.Sc. Nadine Schmidt, Prof. Dr. Jana Zinkernagel	75
Potentiale einzelbetrieblicher Klimabilanzierungen zur Verbesserung der Klimaeffizienz in der Schweinemast von Talke Heidkroß	105
Erhöhung des Bodenkohlenstoffspeicherungspotentials von Grünlandsystemen durch sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe von Dr. Carsten Malisch, Nami Kagiya, Dr. Thorsten Reinsch, Prof. Dr. Friedhelm Taube	129
Übersicht der Schriftenreihe der Rentenbank	152

Vorwort

Liebe Leserin, lieber Leser,

immer freitags zogen zuletzt mehrere tausend Schülerinnen und Schüler an der Rentenbank vorbei. So wie in Frankfurt demonstrier(t)en sie beim „Fridays for Future“ auch andernorts für ein schnelleres und konsequenteres Handeln beim Klimaschutz.

Während sich an den Schülerstreiks die Geister scheiden, ist eines vollkommen klar: Für Deutschland rechnen Klimaforscher zukünftig mit extremeren Wetterlagen. Sie prognostizieren, dass Zahl und Dauer von Hitzewellen, Dürre- und Regenperioden zunehmen werden. Das Jahr 2018 war ein kleiner Vorgeschmack darauf.

Die Landwirtschaft ist von diesen Entwicklungen besonders betroffen. Klar ist aber auch, dass die Auswirkungen der Klimaveränderung unterschiedlich ausfallen, je nach Standort und Produktionsausrichtung. Notwendig sind daher vielfältige Anpassungsmaßnahmen in der Landwirtschaft. Gleichzeitig stellt die Klimaschutzpolitik der Bundesregierung Anforderungen an die Landwirtschaft und nimmt damit auch Einfluss auf die Produktion. Für die Verringerung von Treibhausgasemissionen und die Steigerung der Energieeffizienz ist der aktive Beitrag der Branche jedoch unverzichtbar.

Die Klimaveränderungen sind aber nicht nur für die Landwirte in Deutschland eine Herausforderung. In anderen Regionen Europas und der Welt haben Extremwetterereignisse ebenfalls wachsenden Einfluss auf die Landwirtschaft. Das hat schon heute Auswirkungen auf die Agrarmärkte.

Mit den von uns im Jahr 2018 geförderten fünf wissenschaftlichen Studien sind wir einer Reihe von Fragestellungen zur Herausforderung Klimawandel – Auswirkungen auf die Landwirtschaft und Anpassungsstrategien – nachgegangen. Den Autorinnen und Autoren der fünf Studien danken wir ganz herzlich.

Dr. Reinhard Grandke, Udo Hemmerling, Professor Michael Schmitz und ich haben – als Vorstand der Edmund Rehwinkel-Stiftung – die vorliegenden Studien ausgewählt und die Ergebnisse begutachtet. Wir freuen uns, sie Ihnen nun präsentieren zu können, und wünschen Ihnen viel Spaß beim Lesen.

Ihr



Dr. Horst Reinhardt

Vorstandsvorsitzender der Edmund Rehwinkel-Stiftung
Sprecher des Vorstands der Landwirtschaftlichen Rentenbank

Preissetzung auf agrarrelevante THG-Emissionen auf der Produktions- vs. Konsumseite: Was bringt mehr?

Dir. u. Prof. PD Dr. Martin Banse, Dr. Viktoriya Sturm

Thünen-Institut für Marktanalyse, Braunschweig

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	8
2 Agrarrelevante THG-Emissionen	9
2.1 Bilanzierungsmethoden und Systemgrenzen	9
2.2 Agrarrelevante THG-Emissionen weltweit	11
2.3 Agrarrelevante THG-Emissionen in Deutschland	13
3 Politikinstrumente zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen	16
3.1 Überblick	16
3.2 Steuern als Instrument zur Minderung der THG-Emissionen	17
3.3 Studien zur Wirkung der Preissetzung auf THG-Emissionen	18
4 Analyse der Maßnahmen mit Preissetzung auf agrarrelevante THG-Emissionen	21
4.1 Modell	21
4.2 Szenarien	22
4.3 Ergebnisse	24
5 Zusammenfassung und Abschlussbetrachtungen	33
6 Literaturverzeichnis	37

1 Einleitung

Die Minderung der gesamten globalen THG-Emissionen ist langfristig ohne die Minderung der Emissionen aus der Landwirtschaft nicht möglich. Aus Sicht der Wissenschaft ist die Preissetzung auf THG-Emissionen die Maßnahme der ersten Wahl, dadurch können Emissionen am effektivsten vermieden werden. Allerdings sollte eine solche Preissetzung am besten weltweit und für alle THG-Emissionen eingeführt werden. Die Einführung einer Preissetzung auf THG-Emissionen auf globaler Ebene erscheint derzeit jedoch nicht realisierbar. Allerdings wurden im Jahr 2018 bereits 51 nationale und regionale Initiativen mit Preissetzungen auf THG-Emissionen, die ca. 11 GtCO₂-Äq. abdecken, umgesetzt oder geplant (WORLD BANK und ECOFYS, 2018). Die Emissionen aus der Landwirtschaft werden mit keinem dieser Preissetzungssysteme abgedeckt. Das Emissionshandelssystem (EHS) der EU regelt auch nur die Freisetzung der THG-Emissionen aus der Energiewirtschaft, der emissionsintensiven Industrie sowie vom Luftverkehr innerhalb der EU. Die ambitionierten Ziele zur Minderung der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft in der EU und in Deutschland, die derzeit über eine Lastenteilungsentscheidung festgelegt sind, sollen durch die Nutzung anderer Politikinstrumente erreicht werden. Nichtsdestotrotz können marktbasierende Instrumente mit Preissetzung auf die spezifischen agrarrelevanten THG-Emissionen dabei helfen, die Minderungsziele zu erreichen. Ziel der vorliegenden Studie ist es, die Auswirkungen der Einführung von CO₂-Steuern auf spezifische agrarrelevante THG-Emissionen quantitativ abzuschätzen. Dabei wird untersucht, welche Auswirkungen diese Steuern auf Produktion, Handel und Konsum von Agrarprodukten und mineralischen Düngemitteln haben und inwieweit agrarrelevante THG-Emissionen dadurch gesenkt werden können.

Die Studie beginnt (**Kapitel 2**) mit einem Überblick über die THG-Emissionen auf globaler Ebene und in Deutschland, die in Folge der Produktion von Agrargütern entstehen. Dabei wird gesondert auf die Bedeutung der Wahl der Bilanzierungsmethode und der Systemgrenzen eingegangen. In **Kapitel 3** wird ein Überblick über die Politikinstrumente zur Minderung der agrarrelevanten THG-Emissionen dargestellt, die Optionen der Anwendung marktbasierter Instrumente benannt sowie deren Wirkung auf Grundlage vorliegender Studien abgeschätzt. In **Kapitel 4** wird dann eine eigene Analyse der Maßnahmen mit Preissetzung auf agrarrelevante THG-Emissionen konzipiert und mit dem allgemeinen Gleichgewichtsmodell MAGNET durchgeführt. Die Studie schließt in **Kapitel 5** mit einer Zusammenfassung der Ergebnisse, einer Beantwortung der Forschungsfragen sowie mit den Abschlussbetrachtungen.

2 Agrarrelevante THG-Emissionen

2.1 Bilanzierungsmethoden und Systemgrenzen

Die Quantifizierung von THG-Emissionen und die Festlegung darauf basierender Minderungsziele können entweder aus Produktions- oder Konsumsicht erfolgen. Ein grundlegender Unterschied zwischen den beiden Ansichten liegt in der Zuweisung der Verantwortung für die Emissionen an unterschiedliche Akteure - Produzenten oder Endverbraucher. Dementsprechend werden zwei Bilanzierungsmethoden – *produktions-* und *konsumbasierte Bilanzierung*¹ – angewendet (STEININGER et al., 2018 und 2016; MUNKSGAARD und PEDERSEN, 2001; WEINGARTEN et al., 2016)

Bei der *produktionsbasierten* Bilanzierung sind die Produzenten für Emissionen verantwortlich, die während der Produktion ihrer Güter und Dienstleistungen entstehen. Bei dieser Bilanzierungsmethode werden bspw. einem Land alle Emissionen zugewiesen, die physikalisch während der Produktionsprozesse auf ihrem Territorium freigesetzt werden. Dabei ist es irrelevant, ob diese Güter im eigenen Land konsumiert oder ins Ausland exportiert werden.

Bei der *konsumbasierten* Bilanzierung tragen dagegen die Endverbraucher die Verantwortung für THG-Emissionen, die bei der Produktion aller Güter und Dienstleistungen entstehen. Bei dieser Bilanzierungsmethode werden bspw. einem Land alle Emissionen von der Produktion der Güter und Dienstleistungen, die Bewohner dieses Landes als Endverbraucher konsumieren, zugewiesen (konsuminduzierte Emissionen). Dabei ist es irrelevant, ob diese Güter und Dienstleistungen im Inland oder Ausland produziert werden.

Lange Zeit war die produktionsbasierte Bilanzierung der THG-Emissionen die Standardmethode. Dies lag vor allem daran, dass diese Bilanzierungsmethode in den Vorgaben der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen² zur Treibhausgasberichterstattung verankert ist. Dies ist durch die Anwendung des Territorialprinzips festgehalten: Emissionen werden in dem Vertragsstaat berichtet, in dem sie entstehen. Allerdings ist im Laufe der Zeit die Hauptschwachstelle dieser Methode offensichtlich geworden: Der internationale Handel mit Gütern und Dienstleistungen und somit auch der virtuelle Handel mit THG-Emissionen bleiben unberücksichtigt und werden durch nationale Politikmaßnahmen, die auf produktionsbasierter Bilanzierung der Emissionen beruhen, nicht ausreichend adressiert. In der Wissenschaft wurde diese Schwachstelle auch erkannt und alternative Bilanzierungsmethoden wurden vorgeschlagen, wobei die

¹ Engl.: production-based accounting (PBA), consumption-based accounting (CBA)

² Engl.: United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)

konsumbasierte Bilanzierung als inverse Methode der produktionsbasierten Bilanzierung eine besondere Stellung annimmt (AHMAD und WYCKOFF, 2003; MUNKSGAARD und PEDERSEN, 2001; STEININGER et al., 2016; STEININGER et al., 2018; CARO et al., 2017). Die Berechnung des „CO₂-Fußabdruckes“³ wird auf Grundlage der konsumbasierten Bilanzierung durchgeführt. Der „CO₂-Fußabdruck“ eines Produktes ist dabei die Summe aller THG-Emissionen, die mit diesem Produkt in Verbindung gebracht werden. Unterschiedliche Methoden der Bilanzierung von THG-Emissionen können dabei helfen, sich ein Gesamtbild über die Entstehung und Verteilung der Emissionen zu verschaffen. Eine perfekte Methode gibt es nicht, da unter realen Bedingungen jede Methode eigene Schwachstellen hat (STEININGER et al., 2016).

Zusätzlich zur Bilanzierungsmethode spielt auch die Festlegung der Systemgrenzen eine Bedeutung bei der Quantifizierung von THG-Emissionen (STURM, 2016; WEINGARTEN et al., 2016). Bei der produktionsbasierten Bilanzierung sind es in der Regel einzelne Sektoren, für die Emissionen berichtet werden. Je nach Sektorenabgrenzung können einem Sektor bei der Bilanzierung nur direkte Emissionen oder auch indirekte Emissionen zugewiesen werden. Bei der konsumbasierten Bilanzierung sind es einzelne Produkte, für die THG-Berechnungen ermittelt werden. Je nachdem, ob dabei entlang der gesamten Wertschöpfungskette oder nur aus einem Teil dieser Kette entstandene THG-Emissionen berücksichtigt werden, können sich diese produktspezifischen THG-Berechnungen erheblich unterscheiden.

Der Fokus der vorliegenden Studie liegt auf den agrarrelevanten THG-Emissionen. Aus der Produktionssicht werden unter agrarrelevanten THG-Emissionen sowohl direkte als auch indirekte Emissionen des Sektors Landwirtschaft verstanden. Direkte Emissionen entsprechen dabei den Emissionen der Quellkategorie Landwirtschaft, wie sie derzeit unter Vorgaben zur Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen definiert⁴ und im aktuellen Nationalen Inventarbericht (NIR) zum Deutschen Treibhausgasinventar (UBA, 2018) erfasst sind. Demzufolge werden dem Sektor Landwirtschaft folgende direkte Emissionen zugeordnet: THG-Emissionen aus der Fermentation bei der Verdauung, aus der Behandlung von Wirtschaftsdüngern, aus dem Reisanbau, aus landwirtschaftlichen Böden, aus Brandrodungen und dem Verbrennen von Ernterückständen auf Feldern. Unter indirekten Emissionen werden Emissionen verstanden, die bei der Produktion landwirtschaftlicher Vorleistungen, durch Einsatz von Energie und Treibstoffen für die landwirtschaftliche Produktion und durch Landnutzung und Landnutzungsänderung entstehen. Bei der Konsumansicht beschränken wir uns auf die Betrachtung von Emissionen, die mit dem Konsum von Fleisch und Milcherzeugnissen in Verbindung stehen. Dies ist zwar eine deutliche Einschränkung, kann aber dadurch

³ Engl.: „Carbon Footprint“

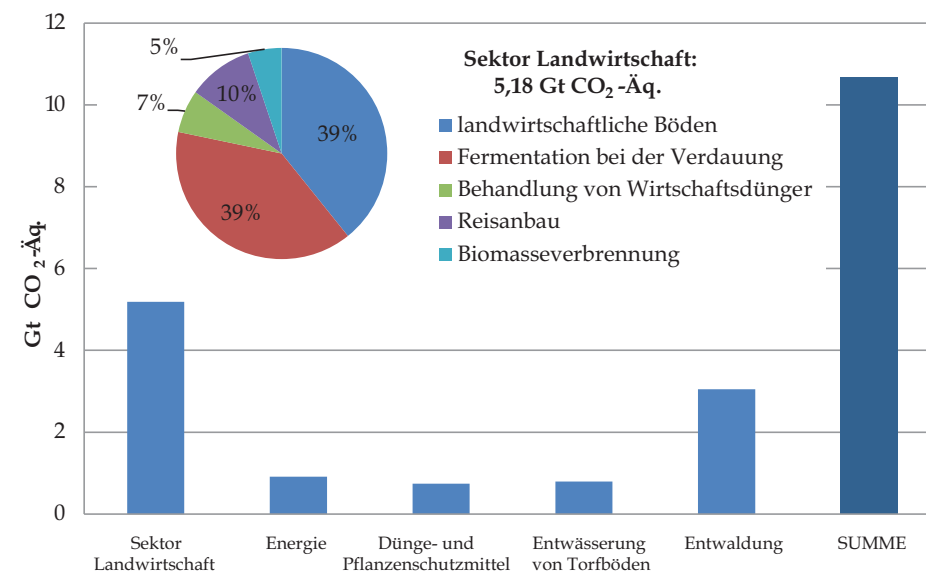
⁴ FCCC/CP/2013/10/Add.3

gerechtfertigt werden, dass ca. 70 % der agrarrelevanten THG-Emissionen auf die Tierhaltung zurückzuführen sind (STEINFELD et al., 2006; TUBIELLO et al., 2013).

2.2 Agrarrelevante THG-Emissionen weltweit

Die globalen jährlichen THG-Emissionen aus der Landwirtschaft betragen derzeit⁵ ca. 5,2 GtCO₂-Äq. (Abb. 1). Die Fermentation bei der Verdauung und die landwirtschaftliche Nutzung von Böden sind die wichtigsten Quellen und verursachen zusammen ca. 78 % der gesamten THG-Emissionen. Emissionen aus dem Reisanbau (10 %), aus der Behandlung von Wirtschaftsdünger (7 %) und aus der Biomasseverbrennung (5 %) machen den Rest aus.

Abb. 1: Globale agrarrelevante THG-Emissionen (Mittelwerte für 2010 – 2016)



Quelle: FAOSTAT (FAO, 2018), ECOINVENT, 2013; BRENTROP und PALLIÈRE, 2008

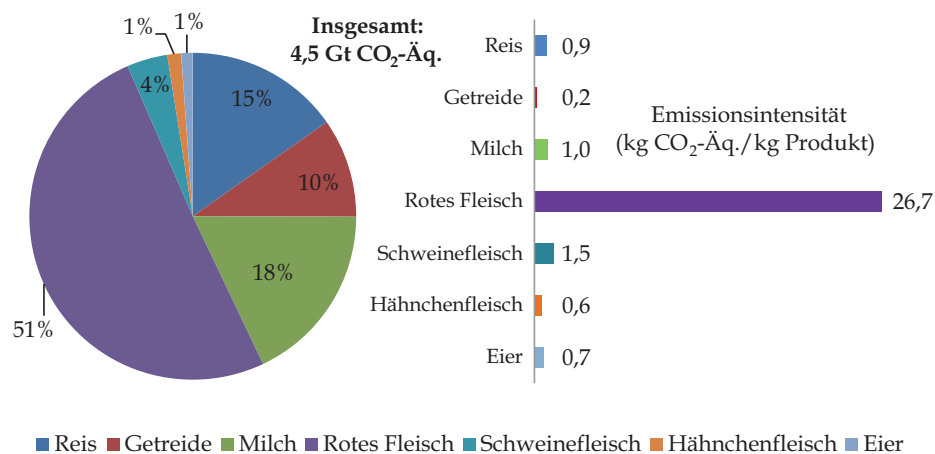
Zu den direkten THG-Emissionen aus der Landwirtschaft gehören auch Emissionen, die auf den Einsatz von Treibstoffen und Elektrizität in landwirtschaftlichen Prozessen zurückzuführen sind. Diese Emissionen wurden auf ca. 0,91 GtCO₂-Äq. quantifiziert (Abb. 1, Kategorie „Energie“). Weitere indirekte Emissionen umfassen Emissionen aus der Produktion landwirtschaftlicher Vorleistungen und aus Landnutzung und Landnutzungsänderungen. Wir beschränken uns bei der Quantifizierung dieser Emissionen auf die

⁵ Mittelwert für den Zeitraum 2010 – 2016

Bedeutendste: Emissionen aus der Herstellung synthetischer Düngemittel und Pflanzenschutzmittel (0,74 GtCO₂-Äq.), aus der Entwässerung von Torfböden (0,80 GtCO₂-Äq.) und aus der Entwaldung (3,1 GtCO₂-Äq.). Die gesamten globalen agrarrelevanten THG-Emissionen, ermittelt als Summe einzelner Kategorien, belaufen sich demzufolge auf ca. 10,7 GtCO₂-Äq.

Auf der globalen Ebene und bei gleichgesetzten Systemgrenzen fallen agrarrelevante Emissionen in gleichem Umfang an, unabhängig davon, ob eine produktions- oder konsumbasierte Bilanzierung der Berechnung zugrunde liegt. Jedoch ist es wichtig festzuhalten, wie der Konsum von einzelnen Produkten zu den gesamten Emissionen beiträgt. Abb. 2 veranschaulicht die Zuweisung des größten Teiles (ca. 85 %) der THG-Emissionen des Agrarsektors zu den wichtigsten Agrarprodukten. Dabei wird deutlich, dass nach der von der FAO angewandten Bilanzierung⁶ der Konsum pflanzlicher Produkte (Reis und Getreide) für lediglich 25 % der Emissionen verantwortlich ist und die restlichen 75 % auf den Konsum von Tiererzeugnissen zurückzuführen sind. Der Konsum von rotem Fleisch

Abb. 2: Emissionsintensität und Beitrag ausgewählter Agrarprodukte zur Gesamtemission



⁶ Emissionen werden wie folgt zugewiesen. Für *Getreide*: N₂O-Emissionen von Anwendung synthetischer Düngemittel sowie von Ernterückständen und deren Verbrennung. Für *Reis*: CH₄-Emissionen aus dem Reisanbau. Für *Milch* und *Fleisch* (soweit zutreffend): CH₄-Emissionen aus der Fermentation bei der Verdauung, CH₄- und N₂O-Emissionen vom Wirtschaftsdüngermanagement und N₂O-Emissionen aus der Anwendung von Wirtschaftsdünger für landwirtschaftlich genutzte Böden FAO (2018).

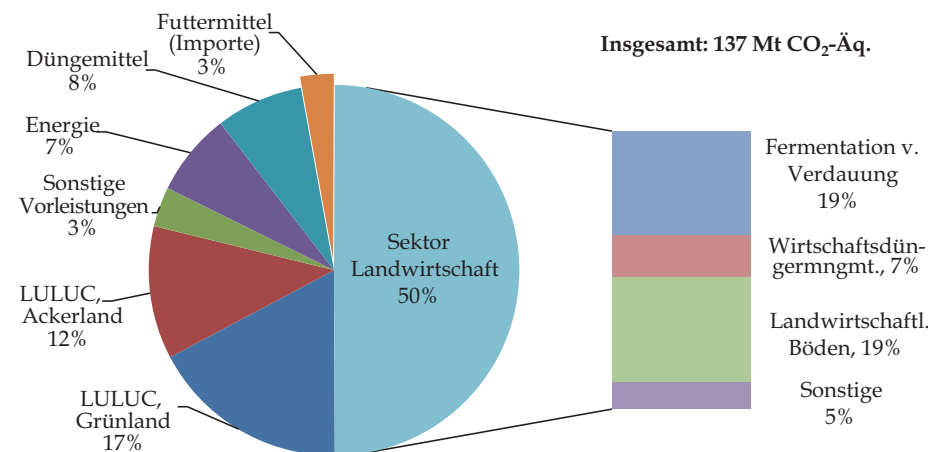
(Rind-, Schaf- und Ziegenfleisch) ist mit ca. der Hälfte der Emissionen (51 %) aus dem Agrarsektor verbunden. Ein bedeutender Teil der Emissionen ist auch auf den Konsum von Milch und Milcherzeugnissen zurückzuführen (18 %). Weitere 6 % der Emissionen entfallen auf den Konsum von Schweinefleisch, Hähnchenfleisch und Eiern.

Zusätzlich sind in Abb. 2 die Emissionsintensitäten einzelner Produkte dargestellt. Dabei wird deutlich, dass Getreide die geringste Emissionsintensität aufweist. Produktbezogene Emissionen von Reis sind von ähnlicher Größenordnung wie von Milch, Eiern sowie Hähnchen- und Schweinefleisch. Rotes Fleisch ist mit der Emissionsintensität von 26,7 kg CO₂-Äq./kg Fleisch ein alleinstandender Ausreißer.

2.3 Agrarrelevante THG-Emissionen in Deutschland

Im Jahr 2016 betragen die agrarrelevanten THG-Emissionen in Deutschland ca. 137 Mt CO₂-Äq. (Abb. 3). Direkte Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft machten die Hälfte dieser Emissionen aus (65 Mt CO₂-Äq.). Dabei waren Emissionen aus der Fermentation bei der Verdauung und aus landwirtschaftlichen Böden mit jeweils 24,5 Mt CO₂-Äq. die bedeutendsten Quellen. Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement betragen 9,9 Mt CO₂-Äq. und auf Emissionen aus der Vergärung von Energiepflanzen, Kalkung und Harnstoffanwendung entfielen die restlichen 6,4 Mt CO₂-Äq.

Abb. 3: Agrarrelevante THG-Emissionen in Deutschland, 2016⁷



⁷ Emissionen aus der Bereitstellung der Vorleistungen sind geschätzte Werte für Dreijahresmittel 2006 – 2008

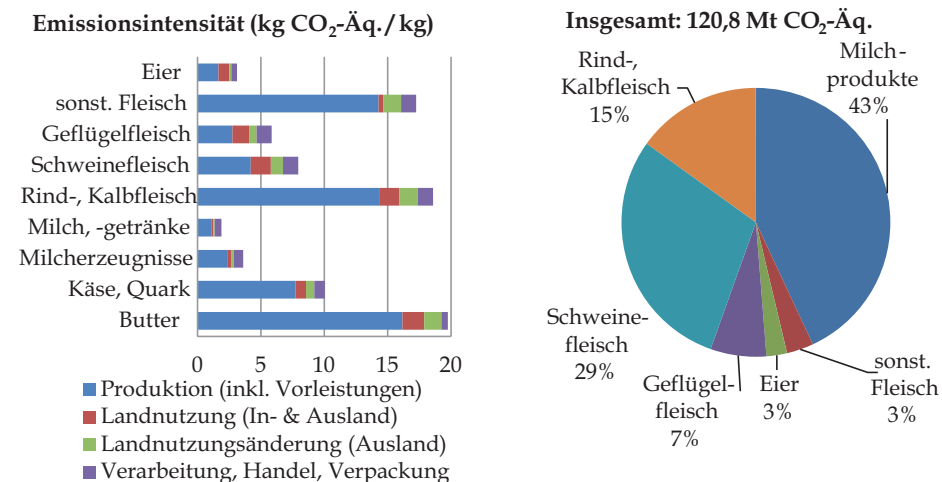
THG-Emissionen aus der Landnutzung und Landnutzungsänderungen (LULUC) von Ackerland (15,2 Mt CO₂-Äq.) und Grünland (22,6 Mt CO₂-Äq.) haben mit ca. 30 % einen deutlichen Beitrag zu den kumulierten agrarrelevanten THG-Emissionen gemacht (UBA, 2018).

Die Bereitstellung von Vorleistungen für die Landwirtschaft war mit weiteren 27,8 Mt CO₂-Äq. Emissionen verbunden (OSTERBURG et al., 2013). Die Nutzung von Energie (Strom sowie Gas, Brenn- und Treibstoffe) und die Produktion synthetischer Düngemittel verursachten entsprechend 7 % (9,5 Mt CO₂-Äq.) und 8 % (10 Mt CO₂-Äq.) kumulierter THG-Emissionen. Weitere Emissionen (3 % oder 4,5 Mt CO₂-Äq.) waren mit dem Einsatz sonstiger Vorleistungen wie u. a. Ausrüstung, Bauten und Dienstleistungen verbunden. Eine weitere Quelle der Emissionen ist der Import von Vorleistungen. Auf die Verwendung von Sojakuchen als Futtermittel gehen in Deutschland ohne Anrechnung von THG-Emissionen aus Landnutzungsänderungen ca. 3,8 Mt CO₂-Äq. zurück.

Die Berechnung konsuminduzierter agrarrelevanter THG-Emissionen auf nationaler Ebene ist dadurch erschwert, dass einzelne im Inland konsumierte Produkte in unterschiedlichen Ländern produziert sind und entsprechend unterschiedliche Emissionsintensitäten haben. Zum Beispiel quantifiziert die FAO-Statistik (FAO, 2018) die Emissionsintensität von Rindfleisch für Deutschland auf 13 kg CO₂-Äq./kg und in Brasilien auf 36 kg CO₂-Äq./kg. Ein weiterer Aspekt, der bereits die Berechnung nationaler produktspezifischer Emissionsintensitäten erschwert, ist das Einbeziehen von importierten Vorleistungen in die Berechnung der Emissionen (z. B. von importiertem Soja, das zur Fütterung von Schweinen eingesetzt wird).

MEIER (2013) beziffert die konsuminduzierten THG-Emissionen von Nahrungsmitteln und Getränken in Deutschland im Jahr 2006 auf 189 Mt CO₂-Äq. Diese teilen sich wie folgt auf die Prozessabschnitte auf: 57 % in der Landwirtschaft inkl. Vorleistungen, 15 % durch Landnutzung und direkte Landnutzungsänderung, 28 % durch Verarbeitung, Handel, Transport und Verpackung. Hinsichtlich der Produktgruppen verteilen sich die Emissionen wie folgt: 13 % für Getränke, 21 % für pflanzliche Produkte, 2 % für Fischprodukte und 64 % für tierische Produkte. Abb. 4 (rechte Seite) zeigt die Zusammensetzung der Emissionen vom Verzehr tierischer Erzeugnisse. Dabei ist zu sehen, dass der Konsum von Milcherzeugnissen eine vergleichbare Menge von Emissionen verursacht wie der Konsum von Fleischerzeugnissen. Beim Fleisch ist der Konsum von Schweinefleisch die Hauptquelle von Emissionen, gefolgt vom Konsum von Rindfleisch, von Geflügelfleisch und von sonstigem Fleisch.

Abb. 4: Emissionsintensität und konsumbedingte Emissionen tierischer Erzeugnisse in Deutschland, 2006



Quelle: Eigene Darstellung nach (MEIER, 2013)

Zusätzlich sind in Abb. 4 die Emissionsintensitäten einzelner Produkte dargestellt. Dabei wird auch veranschaulicht, welchen Beitrag einzelne Komponenten – Produktion (inkl. Vorleistungen), Landnutzung (In- und Ausland), direkte Landnutzungsänderung (Ausland) und Verarbeitung, Handel, Verpackung – haben. Es wird deutlich, dass Butter und Rindfleisch die höchsten Emissionsintensitäten haben. Bei Milcherzeugnissen weist die Kategorie Käse und Quark eine hohe Emissionsintensität auf, restliche Milcherzeugnisse haben dagegen eine relativ niedrige Emissionsintensität. Beim Fleisch hat rotes Fleisch (Rindfleisch und sonst. Fleisch) die höchste Emissionsintensität und Schweine- und Geflügelfleisch schneiden, wie erwartet, besser ab. Der Blick auf die Zusammensetzung der Emissionsintensitätswerte einzelner Produkte veranschaulicht eine weitere interessante Erkenntnis: Emissionen aus der Produktion machen bei Schweine- und Geflügelfleisch nur ca. 50 % der Gesamtemissionen aus, die in Verbindung mit der Bereitstellung dieser Produkte stehen. Beim Rindfleisch und bei Milcherzeugnissen liegt der Anteil der Emissionen aus der Produktion dagegen bei ca. 77 %. Für die Interpretation der Emissionsintensitätswerte ist es wichtig zusätzlich anzumerken, dass die Allokation der Emissionen zwischen Koppelprodukten (bspw. Milch/Rindfleisch) auf Basis der Masse stattfindet (MEIER, 2013).

3 Politikinstrumente zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen

3.1 Überblick

Die unterschiedlichen Sichtweisen auf die Verantwortung für die THG-Emissionen spiegeln sich nicht nur in Bilanzierungsmethoden sondern auch in politischen Maßnahmen zur Minderung der Emissionen wider. So können alle Maßnahmen zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen, abhängig von der Zielgruppe, deren Verhalten beeinflusst werden soll, in zwei Kategorien unterteilt werden: Maßnahmen auf der Produktionsseite und Maßnahmen auf der Konsumseite.

Mit den *Maßnahmen auf der Produktionsseite* sollen Produzenten beeinflusst und dazu veranlasst werden, produktionsbedingte THG-Emissionen zu mindern. Geltende Politikmaßnahmen, die primär auf die Minderung der Emissionen auf Produktionsseite ausgerichtet sind, sind nicht bekannt. Es kann aber eine Reihe von Maßnahmen identifiziert werden, die zur Minderung der THG-Emissionen beitragen. Solche Maßnahmen fallen meistens unter die Kategorie von Befehl und Kontrolle – Vorschriften, Normen, Verordnungen. Da sie oft mit den Regeln der guten landwirtschaftlichen Praxis übereinstimmen, können sie zusätzlich im Rahmen der GAP durch Auszahlungen gefördert werden. Maßnahmen, die das höchste Minderungspotential aufweisen und am häufigsten zum Einsatz kommen sind (STURM, 2016):

- Vorschriften zur Lagerung und Austragung von Wirtschaftsdüngern,
- Normen zu den Obergrenzen für die Ausbringung von Düngemitteln (Reduzierung von Stickstoffüberschüssen),
- Vorschriften zur Erhaltung von Grünland und Verbote der Entwaldung.

Neben den Maßnahmen von Befehl und Kontrolle sind zwei marktbasierende Maßnahmen zu benennen: Preissetzung auf THG-Emissionen aus der Produktion von Düngemitteln und Steuern bzw. Abgaben auf Düngemittelverbrauch/Düngemittelüberschuss.

Maßnahmen auf der Konsumseite sollen das Verhalten der Verbraucher so beeinflussen, dass es zur Minderung von THG-Emissionen kommt. Grundsätzlich können Politiker das Verhalten der Konsumenten durch administrative Maßnahmen von Befehl und Kontrolle, marktbasierende Maßnahmen und Aufklärungsmaßnahmen bzw. Bereitstellung von Informationen beeinflussen (TUKKER et al., 2009). Als besonders erfolgsversprechend gelten Maßnahmen, die zur Minderung von Lebensmittelabfällen und zur Änderung der Essgewohnheiten hin zum Verzehr weniger ressourcen- bzw. emissionsintensiver Lebensmittel beitragen (STURM, 2016).

3.2 Steuern als Instrument zur Minderung der THG-Emissionen

Der Fokus dieser Studie liegt auf marktbasierenden Instrumenten zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen und zwar auf Instrumenten der expliziten Preissetzung auf diese Emissionen. Aus ökonomischer Sicht ist eine direkte Preissetzung auf THG-Emissionen über eine CO₂-Steuer oder über den Handel mit Emissionsrechtzertifikaten die effizienteste Maßnahme zur Emissionsminderung. Allerdings sollte dies am besten weltweit und für alle THG-Emissionen eingeführt werden, da sonst die Effizienz dieser Maßnahme aufgrund von Verzerrungen gemindert wird. Die Einführung einer einheitlichen Preissetzung auf alle THG-Emissionen auf globaler Ebene erscheint derzeit jedoch nicht realisierbar. Allerdings wurden im Jahr 2018 bereits 51 nationale und regionale Initiativen mit Preissetzung auf THG-Emissionen, die ca. 11 GtCO₂-Äq. abdecken, umgesetzt oder geplant (WORLD BANK und ECOFYS, 2018). Das Emissionshandelssystem (EHS) der EU ist das erste internationale und bislang das weltweit größte umgesetzte Handelssystem für CO₂-Emissionsberechtigungen. Das EU-EHS regelt die Freisetzung der THG-Emissionen aus der Energiewirtschaft, der emissionsintensiven Industrie sowie seit 2012 vom Luftverkehr innerhalb der EU. Die Emissionen aus der Landwirtschaft fallen nicht in den Geltungsbereich des EU-EHS. Auch kein anderes System der Preissetzung auf THG-Emissionen in der Welt schließt die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft mit ein (WORLD BANK und ECOFYS, 2018). Selbst bei bestehendem politischem Willen wäre die Einbeziehung der Landwirtschaft in das EU-EHS wegen des hohen administrativen Aufwandes schwierig. Auch der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz (WBAE) spricht sich in seinem Gutachten (WEINGARTEN et al., 2016) wegen des hohen administrativen Aufwandes, der Unsicherheiten bei der Emissionsbilanzierung und der Gefahr der Beeinträchtigung der Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Landwirtschaft gegen das Einbeziehen der Landwirtschaft in das EU-EHS aus.

Trotz Ablehnung des Einbeziehens der Landwirtschaft in das EU-EHS, wird über eine mögliche Einführung von Steuern und Abgaben, die zur Minderung von THG-Emissionen führen würden, diskutiert. Besondere Aufmerksamkeit haben dabei zwei Maßnahmen:

- Eine Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger oder auf einen Stickstoffüberschuss,
- eine Verbrauchersteuer auf tierische Produkte.

Eine Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger oder auf einen Stickstoffüberschuss könnte zur Minderung von Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden durch Reduzierung des Stickstoffüberschusses führen. Neben der Minderung der THG-Emissionen würde eine Reduzierung des Stickstoffüberschusses weitere positive Effekte mit sich bringen, bspw. eine Reduktion der Nitrat-Verunreinigung und die Verbesserung der Wasserqualität (erforderlich laut Nitrat-Richtlinie der EU). Im europäischen Raum

haben bereits mehrere Länder (Österreich, Finnland, Schweden, Norwegen, Dänemark, Niederlande) Erfahrungen mit einer solchen Steuer bzw. Abgabe gesammelt.

Eine Verbrauchersteuer auf tierische Produkte würde zur Minderung des Konsums tierischer Erzeugnisse und den damit entsprechenden konsuminduzierten THG-Emissionen führen. Eine Steuer auf tierische Erzeugnisse wurde bis jetzt von keinem Land eingeführt. Allerdings haben bereits einige Länder Erfahrungen mit einer Steuer zur Lenkung des Konsumverhaltens gesammelt (z. B. eine Fettsteuer in Dänemark oder eine Zuckersteuer in den USA, Norwegen, Australien, Finnland, Ungarn, Frankreich, Großbritannien).

WEINGARTEN et al. (2016) und STURM (2016) bieten einen Überblick über Erfahrungen einzelner Länder mit Steuern auf mineralischen Stickstoffdünger/ Stickstoffüberschuss und mit der Verbrauchersteuer zur Lenkung des Konsumverhaltens.

3.3 Studien zur Wirkung der Preissetzung auf THG-Emissionen

Die potenzielle Wirksamkeit dieser Maßnahmen auf die Reduktion von THG-Emissionen wird dabei als positiv eingeschätzt.

An dieser Stelle wird auf Grundlage vorhandener Studien auf die möglichen Wirkungen bei Einführung einer CO₂-Steuer auf folgende spezifische agrarrelevante THG-Emissionen eingegangen:

- THG-Emissionen von der Produktion mineralischer Stickstoffdünger,
- THG-Emissionen von der Ausbringung mineralischer Stickstoffdünger,
- THG-Emissionen induziert durch den Konsum tierischer Erzeugnisse.

Mit der Richtlinie über die dritte Phase des EU-EHS (2009/29/EG) wurden weitere Sektoren in das EU-EHS einbezogen, darunter auch der Sektor „Herstellung von Düngemitteln und Stickstoffverbindungen“. Somit sollen die THG-Emissionen aus der Produktion von Düngemitteln (insbesondere N₂O- und CO₂-Emissionen aus der Herstellung von Ammoniak und Salpetersäure) in der EU langfristig einen expliziten Kohlenstoffpreis haben. Allerdings bekommen die Betreiber der Anlagen mindestens bis Ende 2020 bis zu 100 % der erforderlichen Emissionszertifikate kostenlos zugeteilt. Grund dafür ist der Beschluss 2014/746/EU der Kommission über die Aufnahme des Sektors auf die Liste derjenigen Sektoren von denen angenommen wird, dass sie einem erheblichen Risiko zur Verlagerung von CO₂-Emissionen ausgesetzt sind. VIVID ECONOMICS (2014) schätzt, dass bereits der Preis für Emissionszertifikate in Höhe von 15€/tCO₂-Äq. mit negativen Folgen in Form von Produktionsminderungen verbunden wird.

Studien über die Wirkung von Steuern auf mineralische Düngemittel bzw. den Düngemittelüberschuss, die in einigen europäischen Ländern eingeführt wurden, zeigen, dass eine solche Steuer zur Minderung des Einsatzes von Düngemitteln bzw. zur Minderung des Düngemittelüberschusses führen kann. Allerdings ist die direkte Wirkung der Steuer auf mineralische Düngemittel relativ gering, was durch die relativ geringen Werte der Eigenpreiselastizitäten von ca. -0,3 zu erklären ist (ECOTEC, 2001; ROUGOOR et al., 2001; INGELSSON und DRAKE, 1998). Eine deutliche Minderung des Verbrauchs mineralischer Düngemittel bspw. in Österreich und Schweden kam eher durch die indirekte Wirkung der Steuer zustande und ist auf ein gestiegenes Bewusstsein seitens der Landwirte für Umweltschäden durch den Einsatz von Düngemitteln und auf die Finanzierung und Durchführung von Aktionsprogrammen zur Minderung der Überschüsse zurückzuführen (ECOTEC, 2001; NIENHAUS und KNICKEL, 2004). Die Niederlande ist das einzige Land, das zwischen 1998 und 2006 ein Steuersystem auf Düngemittelüberschuss (Mineral Accounting System, MINAS) hatte. Der Rückgang des Stickstoffüberschusses war deutlich und vor allem auf die Minderung des Mineraldüngerverbrauchs zurückzuführen (VAN ZEIJTS, H. & WESTHOEK, H., 2004). Hohe Kosten und ein hoher Verwaltungsaufwand waren wichtige Kritikpunkte an dieser Maßnahme. Die Abschaffung von MINAS fand allerdings infolge einer Entscheidung des Europäischen Gerichtshofes statt, welcher die fehlende Umsetzung einiger Elemente der EU-Nitratrichtlinie festgestellt hat.

Eine Steuer auf den Düngemittelüberschuss ist in Hinblick auf die Minderung des Stickstoffüberschusses und der entsprechenden Minderung von Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden zielgenauer als eine Steuer auf mineralische Düngemittel. Dieser höheren Zielgenauigkeit stehen jedoch höhere Administrationskosten entgegen.

Die Einführung einer CO₂-Verbrauchersteuer auf tierische Produkte wird in der wissenschaftlichen Literatur in letzter Zeit stark diskutiert. Studien zeigen, dass die Einführung einer solchen Lenkungssteuer zur Minderung des Konsums tierischer Erzeugnisse und dadurch auch zur Minderung der agrarrelevanten THG-Emissionen führt (HENDERSON et al., 2018; BONNET et al., 2018; DOGBE und GIL, 2018; CAILLAVET et al., 2016; GARCÍA-MUROS et al., 2017; STURM, 2016; SÄLL und GREN, 2015; EDJABOU und SMED, 2013; WIRSENIUS et al., 2011). Die Einschätzungen zur Wirkung einer Steuer auf die Höhe der Emissionsminderung sind im Allgemeinen positiv, allerdings erweist sich die Vergleichbarkeit der Studien als schwierig. Dies liegt daran, dass den durchgeführten Berechnungen unterschiedliche Szenarien zugrunde liegen. Die Szenarien unterscheiden sich hinsichtlich der räumlichen Geltung der Steuer (global, regional, national), der Liste der zu besteuerten Produkte (bspw. alle Lebensmittel, nur tierische Produkte, nur Rindfleisch), der Höhe der Steuer (zwischen 20 US\$ und 200 € pro tCO₂-Äq.) und der Ausgestaltungsform (einfach oder aufkommensneutral). Auch die angewendeten Methoden und die zugrunde gelegten Annahmen über Preiselastizitäten sind unter-

schiedlich. Zum Beispiel schätzen HENDERSON et al. (2018), dass eine einfache globale Steuer auf Fleisch von Wiederkäuern in Höhe von 20 US\$/tCO₂-Äq. zu einer Emissionsminderung von 626 MtCO₂-Äq. pro Jahr führen würde. WIRSENIUS et al. (2011) errechnen eine Emissionsminderung von 32 MtCO₂-Äq. bei der Einführung einer einfachen Steuer in Höhe von 60€/tCO₂-Äq. auf tierische Produkte in der EU.

In Hinblick auf die Methodenwahl in den betrachteten Studien zur Analyse der Wirkung der oben genannten Steuern lässt sich anmerken, dass nur wenige Studien solche Interventionen im gesamtwirtschaftlichen Kontext betrachten. Dabei ist eine gesamtwirtschaftliche Analyse angesichts der vielfältigen Verflechtungen zwischen einzelnen Wirtschaftssektoren, der Substituierbarkeit von einzelnen Produkten und der Bedeutung des internationalen Handels notwendig. Zum Beispiel ist zu erwarten, dass die Einführung einer CO₂-Steuer auf die Produktion von Düngemitteln nicht nur eine Auswirkung auf diesen Sektor und deren Handelsströme, sondern, aufgrund der Nutzung von Düngemitteln als Produktionsinput, auch eine Auswirkung auf den Sektor Landwirtschaft haben würde. Andererseits würde die Einführung einer CO₂-Steuer auf die Ausbringung von Düngemitteln nicht nur Folgen auf die landwirtschaftliche Produktion haben, sondern durch die Änderung der Nachfrage nach Düngemitteln auch die Produktion von Düngemitteln und deren Handel beeinflussen. Eine CO₂-Steuer auf den Konsum von Rindfleisch könnte zur Substitution dieses Produktes durch andere Fleischsorten führen und somit einen Effekt auf die Produktion dieser Güter haben. Außerdem ist es wichtig, beim Vergleich unterschiedlicher Optionen der Einführung einer CO₂-Steuer, die Rahmenbedingungen konstant zu halten. Insofern erscheinen allgemeine Gleichgewichtsmodelle als geeignete Instrumente zur Analyse unterschiedlicher Politikoptionen der Einführung einer CO₂-Steuer auf agrarrelevante THG-Emissionen. Erstens werden mit solchen Modellen vielfältige Verflechtungen zwischen unterschiedlichen Sektoren und der internationale Handel berücksichtigt sowie die Endnachfrage mit den Substitutionsoptionen und den Budgetrestriktionen abgebildet. Zweitens können alle Optionen der Einführung einer CO₂-Steuer mit demselben Modell und unter konstanten Rahmenbedingungen untersucht werden, was die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Szenarien ermöglicht.

4 Analyse der Maßnahmen mit Preissetzung auf agrarrelevante THG-Emissionen

4.1 Modell

Für die Analyse wurde das globale, dynamisch-rekursive allgemeine Gleichgewichtsmodell MAGNET (Modular Applied GeNeral Equilibrium Tool) eingesetzt. Das Modell erfasst die globale ökonomische Aktivität und ermöglicht die Berücksichtigung vielfältiger intra- und interregionaler Verflechtungen zwischen unterschiedlichen Sektoren und Akteuren. Die Grundlage des MAGNET-Modells ist das GTAP⁸-Modell mit dazugehöriger Datenbasis.

Das GTAP-Modell basiert auf einem simultanen System nichtlinearer Gleichungen von zwei Arten. Zum einen sind es die Identitätsgleichungen, die durch Bilanzierung von Ausgaben und Einnahmen bzw. Kosten und Erlösen das Gleichgewicht im Modell gewährleisten. Zum anderen sind es die auf mikroökonomischer Theorie basierten Verhaltensgleichungen, mit deren Hilfe die ökonomischen Aktivitäten der jeweiligen Akteure (bspw. Produzenten, Konsumenten) beschrieben werden. Produktnachfrage-, Produktangebots- und Faktornachfragefunktionen sind so formuliert, dass Konsumenten, Staat und Produzenten den Nutzen bzw. Gewinn maximieren. Aus dem Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage resultieren vom Modell endogen ermittelte Preise und Mengen, die eine Räumung von Produkt- und Faktormärkten sicherstellen. Die Abbildung des internationalen Handels findet unter Anwendung der Armington-Annahme (ARMINGTON, 1969) statt, die eine Differenzierung der Produkte nach ihrer Herkunft unterstellt. Die Handelsstruktur wird in Form einer Matrix bilateraler Handelsströme unter Berücksichtigung von Transportleistungen abgebildet (Vgl. HERTEL, 1997; CORONG et al., 2017).

Der vorliegenden Studie liegt die GTAP-Datenbasis, Version 9, mit dem Basisjahr 2011 zugrunde. In dieser Version ist die globale Gesamtwirtschaft nach 140 Regionen und 57 Sektoren disaggregiert. Alle Angaben zur Produktion und Nachfrage, bilateralem Handel, Transportleistungen sowie das Niveau politischer Intervention (Steuer, Subventionen) sind in monetären Werten (2011 US\$) definiert (AGUIAR et al., 2016).

MAGNET baut auf GTAP auf und beinhaltet eine Reihe von Modellerweiterungen, die nach Bedarf mit dem Standard GTAP-Modell kombiniert werden können (WOLTJER und KUIPER, 2014). Die vorliegende Analyse profitiert insbesondere von der Anwendung folgender Erweiterungen:

- Die Formulierung der Angebotsfunktion für den Faktor Land, wodurch die Gesamtmenge an landwirtschaftlich genutzter Fläche im Gegenteil zum GTAP-Standardmodell

⁸ GTAP: Global Trade Analysis Project (www.gtap.agecon.purdue.edu)

nicht konstant ist, sondern je nach politischen Rahmenbedingungen und Marktlage variieren kann.

- Die Flexibilisierung der Produktionsfunktion, wodurch die Struktur der Produktionsfunktion zwischen einzelnen Produkten variieren kann. Diese Erweiterung wurde u. a. für die Einführung der Substitutionsmöglichkeiten zwischen den Faktoren Land und Düngemitteln bei der Produktion pflanzlicher Produkte verwendet.
- Das Modul für die endogene Anpassung der Einkommenselastizitäten privater Haushalte an die Änderungen des Pro-Kopf-BIPs, um einer unrealistisch starken Steigerung der Nachfrage nach Nahrungsmitteln in schnell wachsenden Wirtschaftsregionen entgegenzuwirken.

4.2 Szenarien

Für die Analyse wurden eine Baseline und vier Szenarien definiert. Die **Baseline** beschreibt das Referenzszenario, das sich im Wesentlichen auf Projektionen zur allgemeinen globalen sozioökonomischen Entwicklung (Bevölkerungs- und BIP-Änderungen) und Annahmen über die zulässige Ausdehnung von landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie Ertragsänderungen des SSP2-Szenarios (RIAH1 et al., 2017) stützt. Darüber hinaus wird unterstellt, dass die derzeitigen politischen Rahmenbedingungen, z. B. die gegenwärtige Gemeinsame EU-Agrarpolitik, beibehalten bleiben. Vier Politik-Szenarien bauen auf dieser Baseline auf und beschreiben die Einführung zusätzlicher Politikinterventionen für den Zeitraum 2020–2030. Die Wirkungen einzelner Szenarien werden als Veränderungen gegenüber der Baseline dargestellt. Folgende vier Szenarien wurden formuliert:

- **Sim.1:** Einführung einer CO₂-Steuer auf die Produktion von N-Düngemitteln in der EU
- **Sim.2:** Sim.1 + Einführung einer CO₂-Steuer auf die Ausbringung von N-Mineraldüngern in der EU
- **Sim.3:** Einführung einer CO₂-Verbrauchersteuer auf Milchprodukte und Rindfleisch in der EU
- **Sim.4:** Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland

Für die Simulation der Einführung einer CO₂-Steuer wird angenommen, dass der Preis für 1 tCO₂-Äq. im Zeitraum 2020–2030 bei 30 US\$ liegt. Diese Annahme beruht auf dem aktuell beobachteten Preis für EU-Emissionsrechtszertifikate (Stand 13.03.2019: 22 EUR/1 tCO₂-Äq.⁹) und der Prognose von Reuters, dass der Preis für EU-Emissionsrechtszertifikate weiter steigen und bereits in 2020 bei 33 EUR/1 tCO₂-Äq.¹⁰ liegen wird.

⁹ www.eex.com

¹⁰ <https://www.reuters.com/article/uk-eu-carbon-poll/analysts-raise-eu-carbon-price-forecasts-warn-of-short-term-brexit-jitters-reuters-poll-idUSKCN1PA1CM>

Das **Simulationsszenario 1 (Sim.1)** wurde in Hinblick auf die Tatsache formuliert, dass THG-Emissionen aus der Produktion von Düngemitteln bereits gegenwertig in den Geltungsbereich des europäischen Emissionshandelssystems (EU-EHS) fallen. Die Betreiber der Industrieanlagen bekommen zwar bis 2020 alle notwendigen THG-Emissionszertifikate kostenlos zugeteilt, langfristig werden sie diese aber kaufen müssen. Für die Berechnung zusätzlicher steuerlicher Belastungen wurden die aktuellen Daten für die einzelnen EU-Staaten über THG-Emissionen aus der Herstellung von Ammoniak und Salpetersäure, die eine Grundlage für die N-Düngemittelherstellung und die bedeutendste Quelle relevanter THG-Emissionen sind, verwendet (EEA, 2018).

Beim **Simulationsszenario 2 (Sim.2)** wurde zusätzlich zur CO₂-Steuer auf die Produktion von synthetischen N-Düngemitteln eine Steuer auf deren Ausbringung eingeführt. Diese zusätzliche politische Maßnahme gründet sich auf der Tatsache, dass ein bedeutender Teil der agrarrelevanten THG-Emissionen von N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden stammt und u.a. auf übermäßige Düngung zurückzuführen ist. Die Einführung einer CO₂-Steuer auf Düngemittel als Maßnahme zur Emissionsminderung aus der Landwirtschaft wurde oft erwähnt (STURM, 2016). Auch der WBAE empfahl in seinem Gutachten (WEINGARTEN et al., 2016) die Einführung einer nationalen Stickstoffabgabe in Deutschland, wenn N-Überschüsse bis 2020 nicht hinreichend reduziert werden. Für die Berechnung zusätzlicher steuerlicher Belastungen durch die Einführung einer EU-weiten CO₂-Steuer wurden die FAO-Daten über die THG-Emissionen aus der Anwendung synthetischer N-Dünger in den einzelnen EU-Mitgliedsstaaten herangezogen (FAO, 2018).

Mit dem **Simulationsszenario 3 (Sim.3)** werden die Wirkungen von Maßnahmen auf der Konsumseite zur Minderung der THG-Emissionen näher untersucht. Dieser Ansatz ist vor allem relevant, wenn eine Minderung konsuminduzierter THG-Emissionen gewünscht ist. Weltweit ist der Konsum von rotem Fleisch und Milcherzeugnissen für den überwiegenden Teil der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft verantwortlich. In Deutschland und in der EU sind es ebenfalls wichtige Quellen ernährungsbedingter THG-Emissionen, die auch Produkte mit den höchsten Emissionsintensitäten (Rindfleisch, Butter) einschließen. Für die Berechnung der zusätzlichen steuerlichen Belastungen werden konsuminduzierte THG-Emissionen berechnet, indem FAO-Daten über die Konsummengen von Rind-, Lamm- und Ziegenfleisch sowie Butter und anderen Milcherzeugnissen (in Milchäquivalent) (FAO, 2018) für die einzelnen EU-Staaten mit den entsprechenden Emissionskoeffizienten (MEIER, 2013) multipliziert werden. Danach werden die errechneten Emissionsmengen mit dem CO₂-Preis (30 US\$ / 1 tCO₂-Äq.) multipliziert. Die Höhe der CO₂-Steuer beträgt somit bspw. für Rindfleisch 0,53 US\$/kg, für Milch ca. 0,04 US\$/kg und für Butter 0,57 US\$/kg.

Das **Simulationsszenario 4 (Sim.4)** ist nicht direkt als Maßnahme zur Minderung der THG-Emissionen zu sehen. Allerdings wurde die Mehrwertsteuervergünstigung

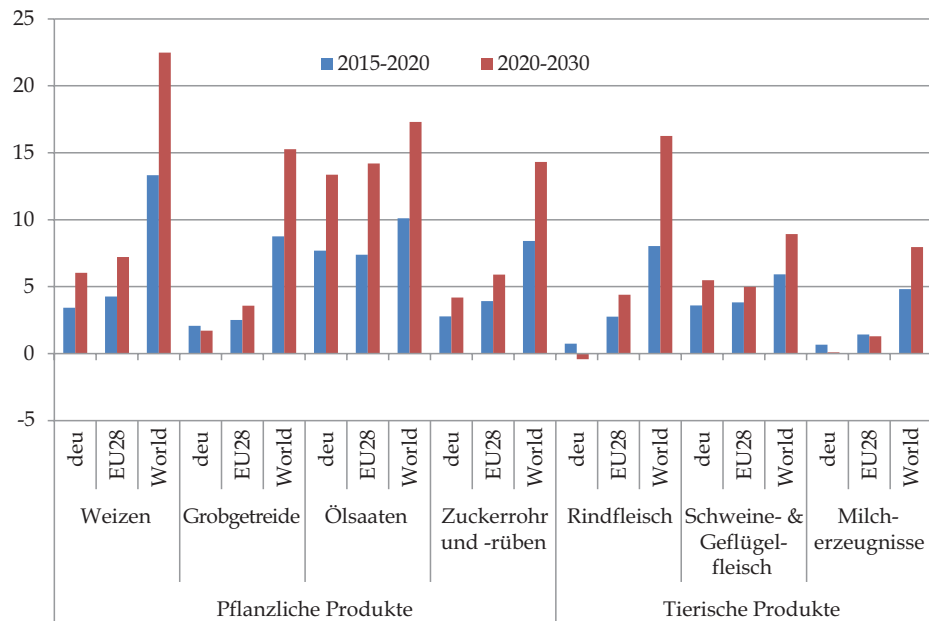
insgesamt und für tierische Produkte im Einzelnen in Deutschland in den letzten Jahren kritisiert und als umweltschädliche Subventionierung gesehen (UBA, 2017). Von der Wirkung kann die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte sowohl als Erhöhung der bestehenden Steuern als auch wie eine Einführung einer zusätzlichen Steuer angesehen werden. Somit kann eine solche Maßnahme als Proxy für die Einführung einer CO₂-Steuer auf tierische Produkte gesehen werden, die allerdings unterschiedliche Emissionsintensitäten einzelner Produkte nicht berücksichtigt, sondern pauschal teurere Produkte höher belastet. Diesem Simulationsszenario liegt die Schätzung zugrunde, dass sich die Mehrwertsteuervergünstigungen für tierische Produkte auf mindestens 5,2 Mrd. Euro belaufen (UBA, 2017).

4.3 Ergebnisse

Baseline-Szenario

Das Baseline-Szenario beschreibt eine Situation, in der historische sozioökonomische und technologische Entwicklungstendenzen fortgesetzt werden. In einzelnen Weltregionen

Abb. 5: Prozentuale Produktionsänderungen ausgewählter Produkte im Baseline-Szenario



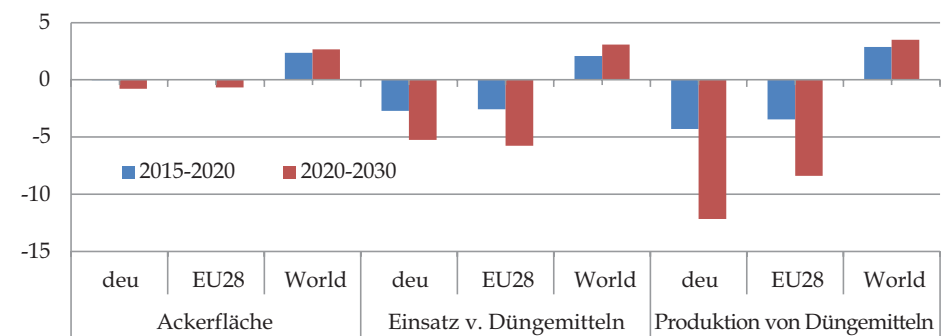
Quelle: Eigene Berechnungen

sind unterschiedliche Entwicklungsdynamiken sowohl in wirtschaftlicher als auch in demographischer Hinsicht zu verzeichnen. Die höchsten Wachstumsraten haben die Schwellen- und Entwicklungsländer; die Industrieländer weisen eher moderate Wachstumsraten auf (RIAHI et al., 2017).

Die globale Produktion von Gütern aller Art steigt im Zeitraum 2015–2020 um 13 % und im Zeitraum 2020–2030 um weitere 23 % (in der EU28 entsprechend um 6 % und 11 %, in Deutschland um 3 % und 5 %). Die Produktion von Agrarprodukten und Nahrungsmitteln verzeichnet global ein geringeres Wachstum im Zeitraum 2015–2020 von 8 % und im Zeitraum 2020–2030 von 13 % (entsprechend in der EU28: 3 % und 4 %; Deutschland: 2 % und 3 %). Abb. 5 veranschaulicht die Produktionsänderungen für ausgewählte Agrarprodukte in Deutschland (deu), in der EU28 und der Welt.

Die Produktionssteigerung primärer landwirtschaftlicher Erzeugnisse findet durch Ausdehnung landwirtschaftlich genutzter Flächen, weitere Intensivierung der Landwirtschaft sowie durch technologische Fortschritte (Züchtung, Effizienzsteigerung bei der Nutzung von Vorleistungen) statt. Abb. 6 veranschaulicht, wie sich die Nutzung von Ackerfläche, der Einsatz von Düngemitteln sowie die Herstellung synthetischer Düngemittel in Deutschland, in der EU28 und in der Welt ändern. Weltweit findet eine Ausdehnung von Ackerflächen statt und der Einsatz synthetischer Düngemittel nimmt zu. In Deutschland und in der EU28 findet keine Ausweitung von Ackerflächen statt, es zeichnet sich eher eine Verringerung der Ackerflächen in 2020–2030 ab. Der Einsatz synthetischer Düngemittel geht in Deutschland und in der EU28 ebenfalls zurück. Somit geht die Produktionssteigerung pflanzlicher Erzeugnisse in Deutschland und in der EU28 insgesamt auf die zu erwarteten technologischen Fortschritte zurück. Weiterhin ist zu sehen, dass die Produktion synthetischer Düngemittel in Deutschland und in

Abb. 6: Prozentuale Änderungen von genutzter Ackerfläche, Einsatz und Produktion von Düngemitteln im Baseline-Szenario

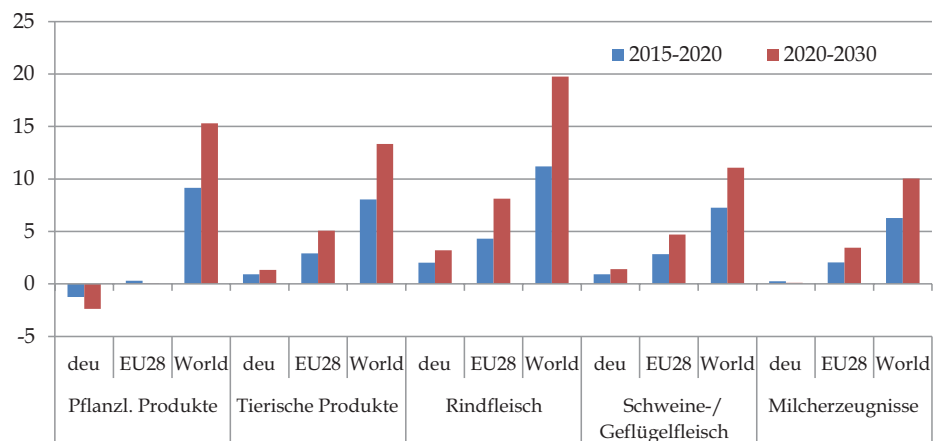


Quelle: Eigene Berechnungen

der EU28 sogar stärker zurückgeht als der Einsatz von Düngemitteln, was durch die Minderung von Exporten und Steigerung von Importen zu erklären ist.

In Abb. 7 sind die Änderungen im privaten Konsum pflanzlicher und tierischer Produkte insgesamt sowie differenziert nach einzelnen Kategorien dargestellt. Es ist zu sehen, dass weltweit der private Konsum sowohl von pflanzlichen als auch von tierischen Produkten steigt und bei tierischen Produkten insbesondere der Rindfleischkonsum am stärksten steigt. In der EU28 sind keine Änderungen im privaten Konsum von pflanzlichen Produkten zu erwarten, der Konsum von tierischen Produkten nimmt dagegen weiter zu. In Deutschland ist sogar eine Minderung des Konsums pflanzlicher Produkte denkbar, der Gesamtkonsum tierischer Erzeugnisse könnte in geringem Maße ansteigen, hauptsächlich durch den steigenden Konsum von Rindfleisch und auch geringfügig durch den steigenden Konsum von Schweine- und Geflügelfleisch.

Abb. 7: Prozentuale Änderungen im privaten Konsum für ausgewählte Produkte im Baseline-Szenario



Quelle: Eigene Berechnungen

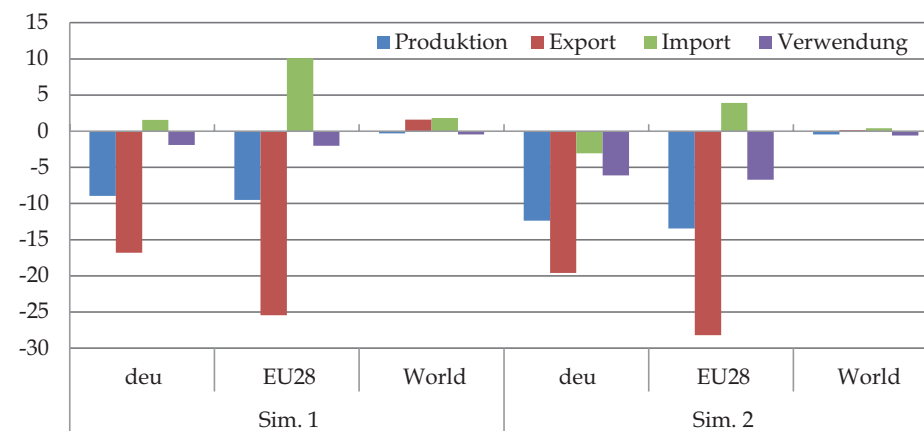
Politik-Szenarien

In allen vier Politik-Szenarien (Kap. 4.2) wurde die Einführung zusätzlicher politischer Interventionen ab dem Jahr 2020 unterstellt. Daher werden hier nur die Ergebnisse als Veränderungen gegenüber der Baseline für den Zeitraum 2020–2030 dargestellt. Der Fokus liegt dabei auf Produktion, Handel und Verwendung bzw. Konsum von Düngemitteln, sowie pflanzlicher und tierischer landwirtschaftlicher Erzeugnisse, die als Grundlage für die Ableitung von Änderungen spezifischer THG-Emissionen verwendet werden.

Der Sektor Düngemittel ist vor allem von der Einführung der CO₂-Steuer auf die Produktion von Düngemitteln (**Sim. 1**) oder in Kombination mit der CO₂-Steuer auf deren Ausbringung (**Sim. 2**) betroffen, während die Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer (**Sim. 3**) oder die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung (**Sim. 4**) keine nennenswerten Wirkungen auf diesen Sektor haben.

Abb. 8 veranschaulicht die prozentualen Veränderungen in Produktion, Export, Import und Verwendung von Düngemitteln gegenüber der Baseline. Die Einführung der CO₂-Steuer auf die Produktion von N-Düngemitteln (**Sim. 1**) führt zu einer deutlichen Produktionsminderung von Düngemitteln in Deutschland (-9%) und in der gesamten EU28 (-9,5%). Noch deutlicher sind die negativen Wirkungen einer Einführung der CO₂-Steuer bei der Betrachtung des internationalen Handels. Der Export von Düngemitteln aus Deutschland geht um 17% und aus der EU28 sogar um 25% zurück. Der Import nach Deutschland steigt dabei allerdings nur um 1,5% und in der EU28 dagegen um 10%. Insgesamt ist eine leichte Intensivierung des internationalen Handels zu beobachten. Der Einsatz von Düngemitteln für die pflanzliche Produktion geht in Deutschland und in der EU28 um ca. 2% zurück. Auf der globalen Ebene bleiben sowohl die Produktion als auch die Anwendung von Düngemitteln eher unverändert (Änderungen von weniger als 0,5%).

Abb. 8: Prozentuale Änderungen in Produktion, Export, Import und Verwendung von Düngemitteln gegenüber dem Baseline-Szenario, 2020–2030



Quelle: Eigene Berechnungen

Die Einführung einer zusätzlichen CO₂-Steuer auf die Ausbringung von Düngemitteln (**Sim. 2**) bringt weitere negative Wirkungen für den Sektor Düngemittel in Deutschland und in der EU28 mit sich. Allerdings zeigt die CO₂-Steuer auf die Ausbringung von Düngemitteln eine andere Wirkung als die CO₂-Steuer auf die Produktion von Düngemitteln (Abb. 8).

Dies liegt daran, dass die CO₂-Steuer auf die Produktion von Düngemitteln alle in der EU28 produzierten Güter belastet, unabhängig davon, ob sie im Inland verwendet oder exportiert werden. Die CO₂-Steuer auf die Ausbringung von Düngemitteln belastet dagegen alle im Inland eingesetzten Düngemittel, ohne Unterscheidung, ob sie im Inland produziert oder importiert werden. In der EU28 produzierte und exportierte Düngemittel bleiben dabei von dieser Steuer verschont. Als Folge gehen sowohl die Produktion als auch der Export von Düngemitteln in Deutschland und in der EU28 weiter zurück. Der Anstieg des Imports fällt in der EU28 dagegen geringer aus (+4 % gegenüber der Baseline) und in Deutschland ist sogar eine Minderung des Imports gegenüber der Baseline (-3 %) zu verzeichnen. Dieser Sachverhalt deutet auf eine starke Position des Sektors in Deutschland und in der EU28 im internationalen Vergleich hin. Der Einsatz der Düngemittel geht in Deutschland und in der EU28 verstärkt zurück (entsprechend -6 % und -7 %). Auf globaler Ebene sind die Veränderungen bei Sim. 2 gegenüber der Baseline minimal.

Deutlich wird, dass alle analysierten Politikmaßnahmen einen nur sehr geringen Einfluss auf die Produktionsvolumen pflanzlicher Produkte haben. Die höchste Wirkung hat eine Kombination aus CO₂-Steuer auf die Produktion und Ausbringung von Düngemitteln (**Sim. 2**). Dabei sinkt die Produktion pflanzlicher Erzeugnisse in Deutschland und in der EU28 um ca. 1,5–2 % gegenüber der Baseline. Diese Minderung wird auf globaler Ebene hauptsächlich durch eine geringfügige Flächenausdehnung (+0,3 % gegenüber der Baseline) kompensiert.

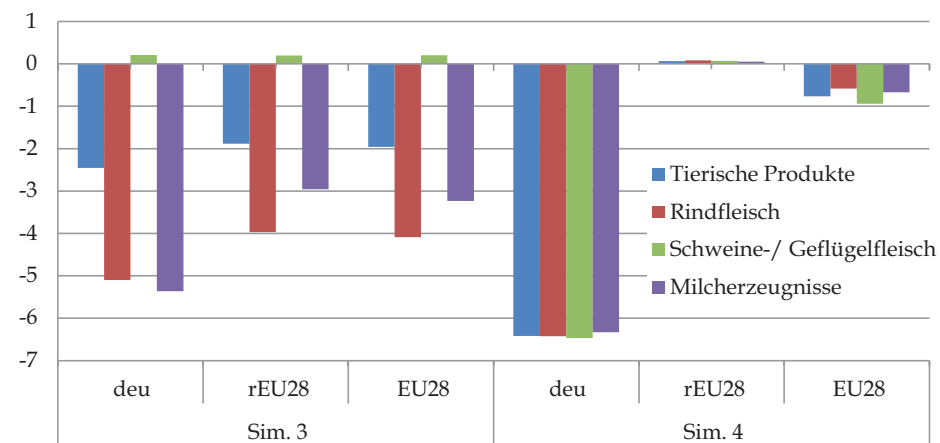
Auf die tierische Erzeugung hat die Einführung der CO₂-Steuer auf die Produktion und Ausbringung von Düngemitteln (**Sim. 1** und **Sim. 2**) keine nennenswerte Wirkung. Bei der Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer auf Milchprodukte und Rindfleisch in der EU (**Sim. 3**) sinkt die Produktion tierischer Produkte in Deutschland und in der gesamten EU28 um ca. 2% gegenüber der Baseline (Rindfleisch: -3,5 %, Milcherzeugnisse: -2,5 %, Schweine- und Geflügelfleisch: +0,3 %). Bei der Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland (**Sim. 4**) zeigen sich Änderungen nur in Deutschland. Die Produktion tierischer Erzeugnisse sinkt um ca. 3 % gegenüber der Baseline, wobei eine Minderung über alle Kategorien zu beobachten ist (Rindfleisch: -3,5 %, Milcherzeugnisse: -2 %, Schweine- und Geflügelfleisch: -3,5 %).

Was die Änderungen im privaten Konsum betrifft, hat die Einführung der CO₂-Steuer auf Produktion und Verwendung von Düngemitteln (**Sim. 1** und **Sim. 2**) keine nennenswerten Wirkungen. Abb. 9 zeigt die Änderungen im privaten Konsum für tierische Produkte insgesamt sowie differenziert nach einzelnen Kategorien für Deutschland (deu), restliche EU28-Staaten (rEU28) und die gesamte EU28. Die Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer auf Milchprodukte und Rindfleisch (**Sim. 3**) zeigt deutliche Wirkungen. Der private Konsum von Rindfleisch und Milcherzeugnissen sinkt in Deutschland jeweils

um ca. 5 % und in der EU28 entsprechend um ca. 4 % und 3 % gegenüber der Baseline. Der private Konsum von Schweine- und Geflügelfleisch bleibt dabei praktisch unverändert mit leichter Tendenz zur Steigerung. Insgesamt sinkt der private Konsum für tierische Produkte dabei in der EU und in Deutschland um ca. 2–2,5 % gegenüber der Baseline.

Die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland hat wie erwartet nur auf den privaten Konsum in Deutschland Wirkung (Abb. 9). Der private Konsum aller tierischen Produkte sinkt gegenüber der Baseline um ca. 6 %. Dabei ist eine gleichmäßige Senkung über alle Kategorien inkl. Schweine- und Geflügelfleisch zu verzeichnen. Auf den privaten Konsum in den restlichen EU28-Staaten hat die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland keine Wirkung. Eine Senkung des privaten Konsums alleine in Deutschland führt zu einer Senkung auf der Ebene der EU28 von ca. 1 %.

Abb. 9: Prozentuale Änderungen im privaten Konsum für ausgewählte Produkte gegenüber der Baseline, 2020 – 2030



Quelle: Eigene Berechnungen

Ableitung von Änderungen spezifischer THG-Emissionen

Die errechneten Änderungen in der Produktion und der Anwendung von Düngemitteln, sowie Änderungen im Konsum tierischer Erzeugnisse werden zur Berechnung der Änderungen der spezifischen THG-Emissionen herangezogen. Die Einführung der CO₂-Steuer auf die Produktion und Ausbringung von Düngemitteln (**Sim. 1** und **Sim. 2**) werden in Hinblick auf die Änderungen produktionsbezogener THG-Emissionen in der EU28 analysiert. Die Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer auf Milchprodukte und Rindfleisch

in der EU (**Sim. 3**) und die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland (**Sim. 4**) werden hauptsächlich in Hinblick auf die Änderungen konsuminduzierter THG-Emissionen betrachtet.

Tabelle 1 veranschaulicht die Änderungen bei den THG-Emissionen von Produktion und Anwendung von Düngemitteln in Deutschland und in der EU28. Es ist zu sehen, dass bereits im Baseline-Szenario Emissionsminderungen zu erwarten sind. Mit der Einführung der CO₂-Steuer auf die Produktion (**Sim. 1**) und Anwendung von N-Düngemitteln (**Sim. 2**) werden die entsprechenden Emissionen weiter sinken.

Die Minderung der THG-Emissionen aus der Produktion der Düngemittel fällt in **Sim. 1** mit 0,35 Mt CO₂-Äq. in Deutschland und 2,43 Mt CO₂-Äq. in der EU28 allerdings relativ gering aus. Ein Grund dafür ist der geringe Wert der Emissionsintensität von Düngemitteln in Höhe von 3,7 kgCO₂-Äq./kgN in Deutschland bzw. 2,5 kgCO₂-Äq./kgN in der gesamten EU28. Dieser wurde auf Basis der FAO-Statistik für Produktionsmengen von Düngemitteln (FAO, 2018) und der EEA-Statistik für THG-Emissionen aus der Produktion von Ammoniak und Salpetersäure (EEA, 2018) berechnet. Eine nähere Analyse der Daten über den Zeitraum 2007–2016 zeigt, dass die Emissionsintensität in der EU28 zwischen 2007 (6 kgCO₂-Äq./kgN) und 2011 (3,5 kgCO₂-Äq./kgN) um 44 % und bis 2016 (2,5 kgCO₂-Äq./kgN) sogar um 59 % gesunken ist. Dabei ist die Produktion von Düngemitteln in der EU28 in diesem Zeitraum sogar leicht gestiegen (+8 %). Daraus ist ersichtlich, dass es im Sektor Düngemittelproduktion in der EU28 umfassende Veränderungen in den letzten Jahrzehnten gab. Die Minderung der Emissionsintensität ist insbesondere auf die Installation von Abgasbehandlungsanlagen bei der Produktion von Salpetersäure zurückzuführen, wodurch die produktionsbedingten Lachgasemissionen stark reduziert wurden. Die Verteuerung von Düngemitteln mindert deren Einsatz in der EU28 um ca. 2 %, was zu einer weiteren Minderung der THG-Emissionen aus der Anwendung von Düngemitteln in Höhe von 1,35 Mt CO₂-Äq. führt. Insgesamt sinken die THG-Emissionen aus der Produktion und Anwendung von Düngemitteln alleine in Folge der Einführung der CO₂-Steuer auf die Emissionen von der Produktion (**Sim. 1**) in der EU28 um ca. 4 %, was eine Emissionsminderung von lediglich 0,54 Mt CO₂-Äq. für Deutschland und 3,78 Mt CO₂-Äq. für die gesamte EU28 bedeutet.

Die Einführung einer zusätzlichen CO₂-Steuer auf die Anwendung von N-Düngemitteln (**Sim. 2**) führt zur weiteren Senkung sowohl der THG-Emissionen aus der Produktion der Düngemittel als auch der Emissionen von deren Anwendung. Während die Intervention in **Sim. 1** eine stärkere Wirkung auf die Änderung der THG-Emissionen aus der Produktion von Düngemitteln hat, weist die Intervention in **Sim. 2** auf eine stärkere Wirkung auf die Änderung der Emissionen aus der Anwendung der Düngemittel hin. Insgesamt verdoppeln sich die Mengen geminderter THG-Emissionen bei der Einführung der CO₂-Steuer auf die Anwendung von N-Düngemitteln gegenüber der

Tabelle 1: Änderungen der THG-Emissionen von Produktion und Anwendung der Düngemittel in der EU¹¹

		THG-Emissionen						
		Pre-Sim.		Baseline		Änderungen gegenüber Baseline		
		Mt CO ₂ -Äq.		Mt CO ₂ -Äq.		%		Mt CO ₂ -Äq.
		2015		2020		2020-2030		2030
				Sim. 1		Sim. 2		
Produktion von Düngemitteln (NH ₃ , Salpetersäure)	deu	4.64	4.44	3.90	-8.94	-12.37	-0.35	-0.48
	rEU28	24.27	23.47	21.68	-9.63	-13.64	-2.09	-2.96
	EU28	28.91	27.91	25.56	-9.51	-13.43	-2.43	-3.43
Anwendung von Düngemitteln	deu	11.04	10.74	10.18	-1.9	-6.1	-0.19	-0.62
	rEU28	61.74	60.17	56.67	-2.04	-6.79	-1.16	-3.85
	EU28	72.78	70.91	66.83	-2.02	-6.7	-1.35	-4.48
Summe	deu	15.68	15.18	14.08	-3.85	-7.84	-0.54	-1.10
	rEU28	86.01	83.64	78.34	-4.14	-8.69	-3.24	-6.80
	EU28	101.69	98.82	92.40	-4.09	-8.56	-3.78	-7.91

Quelle: Eigene Berechnungen

Situation mit ausschließlicher CO₂-Steuer auf die Produktion und erreicht in Deutschland 1,1 Mt CO₂-Äq. und in der gesamten EU28 7,91 Mt CO₂-Äq. Nichtsdestotrotz bleibt der Bedarf für weitere THG-Emissionsminderungen immer noch sehr hoch.

In Tabelle 2 sind die Änderungen der durch den privaten Konsum tierischer Produkte induzierten THG-Emissionen in der EU dargestellt. Die Einführung der EU-weiten CO₂-Verbrauchersteuer auf Milchprodukte und Rindfleisch (**Sim. 3**) führt zur Minderung relevanter THG-Emissionen um 2,5 % in der EU28 bzw. 3,5 % in Deutschland. Da ein relativ hoher Umfang von THG-Emissionen adressiert ist, ergibt sich dadurch eine Emissionsänderung in Höhe von ca. 13 Mt CO₂-Äq. in der EU28 bzw. 3 Mt CO₂-Äq. in Deutschland. Diese Minderung ist durch einen verminderten Konsum von rotem Fleisch und Milcherzeugnissen hervorgerufen. Dabei ist die Wirkung der CO₂-Steuer in Deutschland etwas stärker (Rückgang der relevanten THG-Emissionen um ca. 5 %) als insgesamt in den anderen Mitgliedsstaaten (Rückgang in rEU28 um ca. 3–4 %).

Die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland (**Sim. 4**) führt in Deutschland zur Minderung der relevanten THG-Emissionen von 5,4 Mt CO₂-Äq. Somit ist diese Maßnahme in Hinblick auf die Emissionsminderung in

¹¹ Dargestellt sind nur die Ergebnisse für Sim. 1 und 2. Die Änderungen der THG-Emissionen bei Sim. 3 und 4 sind marginal und betragen in Summe in der EU28 ca. -0,4 Mt CO₂-Äq. und in DEU ca. -0,04 Mt CO₂-Äq.

Deutschland wirksamer als die Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer (**Sim. 3**). Der Rückgang der Emissionen ist auf den geminderten Konsum tierischer Produkte über alle Kategorien hinweg (auch Schweine- und Geflügelfleisch) in Deutschland zurückzuführen. Der minimale Anstieg im privaten Konsum tierischer Produkte in den restlichen EU28-Staaten von 0,3 % mindert allerdings die in Deutschland erzielte Reduktion. Insgesamt ist dennoch eine Minderung der THG-Emissionen von 3,8 Mt CO₂-Äq. in der gesamten EU28 zu verzeichnen.

Zusätzlich ist noch anzumerken, dass sowohl bei **Sim. 3** als auch **Sim. 4** ein Rückgang in der Produktion tierischer Erzeugnisse in der EU bzw. in Deutschland zu erwarten ist. Dies bedeutet, dass sich eine Minderung konsumbasierter THG-Emissionen zumindest teilweise in einer Minderung produktionsbedingter THG-Emissionen (insbesondere THG-Emissionen aus der Fermentation bei der Verdauung) widerspiegelt. Gleichzeitig findet aber auch eine leichte Minderung der Nachfrage nach Grünland (kleiner -0,5 %) statt. Dieses Land kann dann zum Ackerland umgebrochen werden und eine damit verbundene Freisetzung von THG-Emissionen verursachen.

Tabelle 2: Änderungen der durch den privaten Konsum tierischer Produkte induzierten THG-Emissionen in der EU¹²

		THG-Emissionen						
		Pre-Sim.		Baseline		Änderungen gegenüber Baseline		
		Mt CO ₂ -Äq.		Mt CO ₂ -Äq.		%		Mt CO ₂ -Äq.
				2020	2030	2020-2030		2030
				Sim. 3	Sim. 4	Sim. 3	Sim. 4	
Rind-, Lamm- und Ziegenfleisch	deu	20.11	20.52	21.17	-5.099	-6.427	-1.08	-1.36
	rEU28	131.34	137.35	149.27	-3.971	0.08	-5.93	0.12
	EU28	151.45	157.99	170.82	-4.086	-0.584	-6.98	-1.00
Milcherzeugnisse	deu	36.79	36.88	36.92	-5.363	-6.333	-1.98	-2.34
	rEU28	160.84	164.52	170.92	-2.958	0.053	-5.06	0.09
	EU28	197.63	201.68	208.66	-3.232	-0.674	-6.74	-1.41
Schweine- und Geflügelfleisch	deu	25.84	26.08	26.44	0.21	-6.47	0.05	-1.71
	rEU28	108.02	111.48	117.41	0.20	0.07	0.23	0.08
	EU28	133.86	137.66	144.16	0.20	-0.94	0.29	-1.36
Summe	deu	82.73	83.48	84.54	-3.55	-6.40	-3.01	-5.41
	rEU28	400.20	413.35	437.60	-2.46	0.07	-10.75	0.29
	EU28	482.93	497.33	523.63	-2.57	-0.72	-13.44	-3.76

Quelle: Eigene Berechnungen

¹² Dargestellt sind nur die Ergebnisse für Sim. 3 und 4. Die Änderungen der THG-Emissionen bei Sim. 1 und 2 sind marginal und betragen in Summe in der EU28 ca. +0,2 Mt CO₂-Äq. und in DEU ca. +0,03 Mt CO₂-Äq.

5 Zusammenfassung und Abschlussbetrachtungen

Der Beitrag Deutschlands bzw. der EU28 zu den globalen agrarrelevanten THG-Emissionen ist relativ gering. Die Berechnungen der jährlichen agrarrelevanten THG-Emissionen in Deutschland nach produktions- und konsumbasierter Bilanzierung liegen nah aneinander und werden auf ca. 140 MtCO₂-Äq. geschätzt, was ca. 1,3 % der globalen agrarrelevanten THG-Emissionen entspricht. Dadurch wird deutlich, dass die Einführung von Maßnahmen zur Minderung dieser Emissionen ausschließlich in Deutschland oder auch in der EU28 auf globaler Ebene kaum bemerkbar wird. Deutschland und die EU28 könnten aber mit der Umsetzung solcher Maßnahmen eine Vorbildrolle übernehmen und diese Politiken für die Erfüllung der eigenen Verpflichtungen über THG-Emissionsminderungen nutzen.

Maßnahmen zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen werden in der vorliegenden Studie in zwei Kategorien unterteilt: Maßnahmen auf der Produktionsseite und Maßnahmen auf der Konsumseite. Meistens fallen Maßnahmen auf der Produktionsseite unter die Kategorie von Befehl und Kontrolle (Vorschriften, Normen, Verordnungen), wobei der Einsatz marktbasierter Maßnahmen auch möglich ist. Maßnahmen auf der Konsumseite zielen vor allem auf eine Minderung von Lebensmittelabfällen und eine Änderung der Essgewohnheiten hin zum Verzehr weniger ressourcen- bzw. emissionsintensiver Lebensmittel. Diese Maßnahmen umfassen Maßnahmen von Befehl und Kontrolle, marktbasiertere Maßnahmen und Aufklärungsmaßnahmen bzw. Bereitstellung von Informationen.

Der Fokus dieser Studie liegt auf der Analyse einer Einführung marktbasierter Instrumente zur Minderung der agrarrelevanten THG-Emissionen und zwar durch explizite Preissetzung auf diese Emissionen. Die vollständige Einbeziehung der Landwirtschaft in das EU-EHS ist dabei jedoch nicht als Option zu sehen. Im Hinblick auf den Beitrag einzelner Aktivitäten bzw. Produkte zu den agrarrelevanten THG-Emissionen wurde alternativ die Einführung einer CO₂-Steuer auf folgende spezifische agrarrelevante THG-Emissionen betrachtet: Emissionen von der Produktion mineralischer Stickstoffdünger, Emissionen von der Ausbringung mineralischer Stickstoffdünger und THG-Emissionen induziert durch den Konsum tierischer Erzeugnisse. Die mögliche positive Wirkung solcher Steuern auf die Minderung der THG-Emissionen wurde auch von den vorhandenen Studien zu diesem Thema abgeleitet und in ihren Wirkungen mithilfe eines quantitativen Modellansatzes abgeschätzt.

Als Folge wurden für die empirische Analyse drei Szenarien der Einführung einer CO₂-Steuer auf EU-Ebene formuliert: Einführung einer CO₂-Steuer auf die Produktion von N-Düngemitteln (**Sim.1**); Einführung einer CO₂-Steuer auf die Produktion und die Ausbringung von N-Mineraldüngern (**Sim.2**); Einführung einer CO₂-Verbrauchersteuer

auf Milchprodukte und Rindfleisch (Sim.3). Zusätzlich wurde ein Szenario für Deutschland formuliert: Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland (Sim.4).

Die Analyse der Einführung der CO₂-Steuer auf spezifische Emissionen in der EU zeigt, dass alle drei Optionen das Potential zur Emissionsminderung haben. Die größte Emissionseinsparung in Höhe von 13 MtCO₂-Äq. findet mit der Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer auf rotes Fleisch und Milcherzeugnisse statt. Allerdings handelt es sich dabei um die Minderung konsuminduzierter Emissionen, die nur teilweise in der EU stattfinden. Durch die Einführung einer CO₂-Steuer ausschließlich auf die Produktion oder auch auf die Anwendung synthetischer Düngemittel könnten in der EU28 THG-Emissionen in Höhe von entsprechend 3,8 MtCO₂-Äq. und 7,9 MtCO₂-Äq. reduziert werden. Die größere Wirkung der CO₂-Verbrauchersteuer liegt vor allem darin, dass dadurch ein deutlich größerer Umfang von THG-Emissionen adressiert wird (523 MtCO₂-Äq. gegenüber 92 MtCO₂-Äq. aus der Produktion und Anwendung synthetischer Düngemittel).

Bezüglich der Belastung heimischer Produzenten hat die Analyse gezeigt, dass eine CO₂-Steuer nur auf die Produktion oder auch auf die Anwendung synthetischer Düngemittel den Sektor Düngemittel stark belastet und zu Produktionsrückgängen von 10 % bzw. 13 % sowie zur Schwächung des Sektors im internationalen Handel führt. Angesichts der geringen Emissionsintensität der Produktion von Düngemitteln in der EU sowie des Auftretens von „Leakage-Effekten“ (Verlagerung der Produktion ins Ausland), scheint vor allem die Einführung der CO₂-Steuer auf die Produktion von Düngemitteln wenig sinnvoll. Die CO₂-Steuer auf die Anwendung von Düngemitteln wirkt zwar negativ auf die Höhe der Produktion, allerdings in geringem Umfang. Durch die Anwendung sowohl auf innerhalb der EU28 produzierte als auch auf importierte Düngemittel und bei gleichzeitiger Verschonung exportierter Düngemittel wird die Frage der Wettbewerbsverzerrung entschärft. Keine der drei Interventionen hat nennenswerte negative Auswirkungen auf die Produktion pflanzlicher Erzeugnisse. Die Produktion von tierischen Erzeugnissen ist nur bei der Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer betroffen und weist dabei einen Rückgang von ca. 2 % auf.

Die zusätzliche Analyse der Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte in Deutschland hat gezeigt, dass die Wirkung dieser Maßnahme der Wirkung der Einführung einer CO₂-Verbrauchersteuer ähnelt. Obwohl diese Maßnahme die Emissionsintensität einzelner Produkte nicht berücksichtigt, führt sie zur allgemeinen Minderung des Konsums tierischer Produkte und wirkt damit auch positiv auf die Minderung konsuminduzierter Emissionen. Die steuerliche Belastung privater Haushalte durch die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung liegt höher als die durch Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer mit einem angenommenen

Preis von 30 US\$/tCO₂-Äq. und führt zur größten Minderung konsuminduzierter THG-Emissionen (-5,4 MtCO₂-Äq.) in Deutschland.

Insgesamt lässt sich folgendes bezüglich der Wahl der Politikinterventionen zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen schließen: Falls die Einführung einer CO₂-Steuer auf die gesamten agrarrelevanten THG-Emissionen nicht möglich ist und eine Einführung einer CO₂-Steuer auf die spezifischen THG-Emissionen als Alternative vorgenommen wird, sollten bei der Wahl der Intervention vier Punkte beachtet werden. Erstens, die Einführung einer CO₂-Steuer auf den Endverbrauch eignet sich zwar besonders gut für die Minderung konsuminduzierter Emissionen, führt aber nur bedingt zur Minderung der nach produktionsbasierter Bilanzierung berechneten THG-Emissionen im Inland. Zweitens, je größer der Umfang der Emissionen mit einer CO₂-Steuer belegt ist, desto höhere Emissionsminderungen lassen sich dadurch erzielen. Drittens, die Maßnahmen auf der Konsumseite haben den Vorteil, dass sie keine Diskriminierung heimischer Produzenten verursachen und das Problem der Wettbewerbsverzerrung damit entfällt. Viertens, wenn die Endprodukte mit der CO₂-Steuer belegt sind, verteilt sich die Last auf alle Produzenten. Sowohl auf diejenigen, die diese konkreten Produkte herstellen, als auch auf die Produzenten aus den vorgelagerten Sektoren. Dadurch mindert sich die Gefahr bestimmte Gruppen von Produzenten besonders stark zu benachteiligen.

Die vorliegende Studie hat drei Optionen einer Einführung einer CO₂-Steuer auf spezifische agrarrelevante THG-Emissionen analysiert. Im Hinblick auf die Emissionsminderungen schneidet die Option mit der Einführung der CO₂-Verbrauchersteuer am besten ab. Auch durch die erwähnten Vorteile (keine Diskriminierung von heimischen Produzenten und Handelsverzerrungen sowie Verteilung der Last auf eine größere Anzahl von Produzenten) ist diese Maßnahme vorteilhafter. Allerdings findet die dadurch induzierte Emissionsminderung nicht unbedingt im Inland statt und führt deswegen nicht zwangsläufig zur Minderung produktionsbedingter Emissionen im Inland. Da derzeit, bedingt durch internationale Regelungen, nationale und europäische Minderungsziele auf produktionsbedingte Emissionen fokussiert sind, ist diese Option derzeit politisch weniger interessant.

Im Hinblick auf die Notwendigkeit der Minderung globaler agrarrelevanter THG-Emissionen und Schwachstellen der produktionsbasierten Bilanzierung ist es wichtig auf der politischen Ebene die Etablierung alternativer bzw. zusätzlicher Bilanzierungsmethoden voranzutreiben. Die Anerkennung der konsumbasierten Bilanzierung und deren Berücksichtigung bei der Setzung von Emissionsminderungszielen würde die Attraktivität von Maßnahmen auf der Konsumseite steigern. Das könnte dazu beitragen, dass bei der Ausgestaltung nationaler Politikmaßnahmen zur Minderung der THG-Emissionen mehr Wert auf globale Emissionsminderung gelegt wird.

Insbesondere wenn beide Bilanzierungsmethoden für die Zielsetzung der Emissionsminderung berücksichtigt werden, können für Deutschland folgende Politikoptionen in Betracht gezogen werden: Die Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung für tierische Produkte, die derzeit auch kritisiert wird, könnte im Hinblick auf die daraus resultierende THG-Emissionsminderung begrüßt werden. Die Einführung einer CO₂-Steuer auf die Ausbringung von Düngemitteln würde zur Minderung spezifischer THG-Emissionen führen und ist eine weitere Option. Allerdings würde der Effekt durch die Einführung der CO₂-Steuer allein auf synthetische Düngemittel eine relativ geringe Emissionsminderung zur Folge haben.

Abschließend ist anzumerken, dass der Fokus der vorliegenden Studie auf der Abschätzung des Potentials der Einführung einer CO₂-Steuer zur Minderung agrarrelevanter THG-Emissionen liegt. Aus der Analyse ist ersichtlich, dass die Einführung einer CO₂-Steuer nur ein Element der Politik zur Minderung der agrarrelevanten THG-Emissionen sein kann. Um hinreichende Emissionsminderungen zu erzielen, sind jedoch weitere Maßnahmen (u. a. Einschränkung landwirtschaftlicher Nutzung von Mooren, Verbot von Grünlandumbruch, Maßnahmen zur Effizienzverbesserung der Stickstoffdüngung, Minderung der Tierbestände, Fütterungsmaßnahmen sowie Maßnahmen im Bereich von Zucht und Wirtschaftsdüngermanagement zur Minderung der Emissionen bei der Erzeugung tierischer Produkte, Informationskampagnen zum klimafreundlichen Konsum mit Fokus auf Klimarelevanz von Fleisch und Milchprodukten, Reduktion von Lebensmittelabfällen) zwingend erforderlich. Hinsichtlich der Option der Abschaffung der Mehrwertsteuervergünstigung auf tierische Produkte in Deutschland soll außerdem betont werden, dass die dadurch erwartete potentielle Minderung der THG-Emissionen nur als ein zusätzliches Argument für die Durchführung dieser Maßnahme zu sehen ist. Die potentiellen negativen Wirkungen einzelner analysierter Maßnahmen konnten im Rahmen dieser Studie nur kurz angerissen werden. Würde sich die Umsetzung einer dieser Maßnahmen als Option abzeichnen, wäre eine weitere vertiefte Analyse potentieller Nebenwirkungen und der Möglichkeiten den negativen Effekten mit flankierenden Maßnahmen entgegenzuwirken, notwendig.

6 Literaturverzeichnis

AGUIAR, A., B. NARAYANAN und R. MCDOUGALL (2016): An Overview of the GTAP 9 Data Base. In: *Journal of Global Economic Analysis* 1 (1): 181 – 208.

AHMAD, N. und A. WYCKOFF (2003): Carbon Dioxide Emissions Embodied in International Trade of Goods. In: *OECD Science, Technology and Industry Working Papers*, No. 2003/15, OECD Publishing, Paris.

ARMINGTON, P. S. (1969): A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production (Une theorie de la demande de produits differencies d'apres leur origine) (Una teoria de la demanda de productos distinguiendolos segun el lugar de produccion). In: *Staff Papers - International Monetary Fund* 16 (1): 159.

BONNET, C., Z. BOUAMRA-MECHEMACHE und T. CORRE (2018): An Environmental Tax Towards More Sustainable Food. Empirical Evidence of the Consumption of Animal Products in France. In: *Ecological Economics* 147: 48 – 61.

BRENTROP, F. und C. PALLIÈRE (2008): Energy efficiency and greenhouse gas emissions in European nitrogen fertilizer production and use. In: https://www.fertilizerseurope.com/fileadmin/user_upload/publications/agriculture_publications/Energy_Efficiency__V9.pdf.

CAILLAVET, F., A. FADHUILE und V. NICHÈLE (2016): Taxing animal-based foods for sustainability. Environmental, nutritional and social perspectives in France. In: *European Review of Agricultural Economics* 43 (4): 537–560.

CARO, D., P. FREDERIKSEN, M. THOMSEN und A. B. PEDERSEN (2017): Toward a more consistent combined approach of reduction targets and climate policy regulations. The illustrative case of a meat tax in Denmark. In: *Environmental Science & Policy* 76: 78 – 81.

CORONG, E., H. THOMAS, M. ROBERT, M. TSIGAS und D. VAN DER MENSBRUGGHE (2017): The Standard GTAP Model, version 7. In: *Journal of Global Economic Analysis* 2 (1): 1–119.

DOGBE, W. und J. M. GIL (2018): Effectiveness of a carbon tax to promote a climate-friendly food consumption. In: *Food Policy* 79: 235 – 246.

ECOINVENT (2013): Datenbank. Version 3.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich.

ECOTEC (2001):

Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States. In: http://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/environmental_taxes.htm.

EDJABOU, L. D. und S. SMED (2013):

The effect of using consumption taxes on foods to promote climate friendly diets – The case of Denmark. In: *Food Policy* 39: 84 – 96.

EEA (2018):

Greenhouse gas emissions by source sector (source: EEA) [env_air_gge]. In: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?lang=en&dataset=env_air_gge.

FAO (2018): FAOSTAT Database. In: <http://www.fao.org/faostat/en/#data>.

GARCÍA-MUROS, X., A. MARKANDYA, D. ROMERO-JORDÁN und M. GONZÁLEZ-EGUINO (2017):

The distributional effects of carbon-based food taxes. In: *Journal of Cleaner Production* 140: 996 – 1006.

HENDERSON, B., A. GOLUB, D. PAMBUDI, T. HERTEL, C. GODDE, M. HERRERO, O. CACHO und P. GERBER (2018):

The power and pain of market-based carbon policies: a global application to greenhouse gases from ruminant livestock production. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 23 (3): 349 – 369.

HERTEL, T. (1997):

Global Trade Analysis: Modeling and applications. Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

INGELSSON, M. und L. DRAKE (1998): Price elasticity of nitrogen fertilisers in Sweden. *Swedish Journal of Agricultural Research* (Sweden), Heft 28.

MEIER, T. (2013): Umweltwirkungen der Ernährung auf Basis nationaler Ernährungserhebungen und ausgewählter Umweltindikatoren. Halle (Saale).

MUNKSGAARD, J. und K. A. PEDERSEN (2001):

CO₂ accounts for open economies: producer or consumer responsibility? In: *Energy Policy* 29 (4): 327 – 334.

NIENHAUS, B. und K. KNICKEL (2004):

Ökologische Finanzreform in der Landwirtschaft. Situation, Bewertung und Handlungsempfehlungen. Studie im Auftrag der Gregor Louisöder Umweltstiftung, des Fördervereins Ökologische Steuerreform e. V. (FÖS) und des Naturschutzbund Deutschland e. V., Bonn. In: <https://www.nabu.de/landwirtschaft/oekofinanzreform.pdf>.

OSTERBURG, B., S. KÄTSCH und A. WOLFF (2013):

Szenarioanalysen zur Minderung von Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2050. Thünen Report, Heft 13. Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig.

RIAHL, K., D. P. VAN VUUREN, E. KRIEGLER, J. EDMONDS, B. C. O'NEILL, S. FUJIMORI, N. BAUER, K. CALVIN, R. DELLINK, O. FRICKO, W. LUTZ, A. POPP, J. C. CUARESMA, K. C. SAMIR, M. LEIMBACH, L. JIANG, T. KRAM, S. RAO, J. EMMERLING, K. EBI, T. HASEGAWA, P. HAVLIK, F. HUMPENÖDER, L. A. D. SILVA, S. SMITH, E. STEHFEST, V. BOSETTI, J. EOM, D. GERNAAT, T. MASUL, J. ROGELJ, J. STREFLER, L. DROUET, V. KREY, G. LUDERER, M. HARMSSEN, K. TAKAHASHI, L. BAUMSTARK, J. C. DOELMAN, M. KAINUMA, Z. KLIMONT, G. MARANGONI, H. LOTZE-CAMPEN, M. OBERSTEINER, A. TABEAU und M. TAVONI (2017): The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. In: *Global Environmental Change* 42: 153 – 168.

ROUGOOR, C. W., H. VAN ZEIJTS und HOFREITHER, M. F. & BÄCKMAN, S. (2001): Experiences with Fertilizer Taxes in Europe.

In: *Journal of Environmental Planning and Management* (44(6)): 877 – 887.

SÄLL, S. und I.-M. GREN (2015): Effects of an environmental tax on meat and dairy consumption in Sweden. In: *Food Policy* 55: 41 – 53.

STEINFELD, H., P. GERBER, T. WASSENAAR, V. CASTEL, M. ROSALES und C. DE HAAN (2006):

Livestock's long shadow. Environmental issues and options. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.

STEININGER, K. W., C. LININGER, L. H. MEYER, P. MUÑOZ und T. SCHINKO (2016): Multiple carbon accounting to support just and effective climate policies.

In: *Nature Climate Change* 6: 35 – 41.

STEININGER, K. W., P. MUNOZ, J. KARSTENSEN, G. P. PETERS, R. STROHMAIER und E. VELÁZQUEZ (2018): Austria's consumption-based greenhouse gas emissions: Identifying sectoral sources and destinations. In: *Global Environmental Change* 48: 226 – 242.

STURM, V. (2016): Klimaschutzpolitik der EU: Analyse und Bewertung von Politikinstrumenten zur Minderung von agrarrelevanten THG-Emissionen. Modellierung mit dem GTAP-Modell. Cuvillier Verlag, Göttingen.

TUBIELLO, F. N., M. SALVATORE, S. ROSSI, A. FERRARA, N. FITTON und P. SMITH (2013): The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. In: *Environmental Research Letters* 8 (1): 15009.

TUKKER, A., F. J. DIAZ LOPEZ, M. LINDT, O. MONT, S. LOREK, J. SPANEBERG und S. GILJUM (2009): Sustainable Consumption Policies Effectiveness Evaluation (SCOPE2). Final Report.

UBA (2017): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland 2016. Aktualisierte Ausgabe 2016. Umweltbundesamt.

UBA (2018): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2018. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2016. Umweltbundesamt – UNFCCC-Submission. In: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/berichterstattung-unter-der-klimarahmenkonvention-3>.

VAN ZEIJTS, H. & WESTHOEK, H. (2004): Experiences with taxes/levies on fertilisers and pesticides: The Netherlands. In: <http://files.foes.de/de/downloads/tagungvilm2005/netherlandsstudy.pdf>.

VIVID ECONOMICS (2014): Case Studies: Report prepared for DECC. In *Vivid Economics & Ecofys*. In: Carbon leakage prospects under Phase III of the EU ETS and beyond.

WEINGARTEN, P., J. BAUHUS, U. ARENS-AZEVEDO, A. BALMANN, H. BIESALSKI, R. BIRNER, A. BITTER, W. BOKELMANN, A. BOLTE, M. BÖSCH, O. CHRISTEN, M. DIETER, S. ENTENMANN, M. FEINDT, M. GAULY, H. GRETHE, P. HALLER, R. HÜTTL, U. KNIERIM, F. LANG, J. LARSEN, U. LATA CZ-LOHMANN, J. MARTINEZ, T. MEIER, B. MÖHRING, I. NEVERLA, H. NIEBERG, M. NIEKISCH, B. OSTERBURG, M. PISCHETSRIEDER, U. PRÖBSTL-HAIDER, M. QAIM, B. RENNER, K. RICHTER, J. ROCK, S. RÜTER, H. SPELLMANN, A. SPILLER, F. TAUBE, L. VOGET-KLESCHIN und H. WEIGER (2016):

Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz und des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Berichte über Landwirtschaft, SH 222. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin.

WIRSENIUS, S., F. HEDENUS und K. MOHLIN (2011): Greenhouse gas taxes on animal food products. Rationale, tax scheme and climate mitigation effects. In: *Climatic Change* 108 (1 – 2): 159 – 184.

WOLTJER, G. und M. KUIPER (2014): The MAGNET Model. Module description. In: <http://edepot.wur.nl/310764>.

WORLD BANK und ECOFYS (2018): State and Trends of Carbon Pricing 2018. World Bank, Washington, DC.

Moorschutzstrategien aus Sicht betroffener Landwirte

Prof. Dr. Uwe Latacz-Lohmann, Claus-Christoph Herrmann,
PD Dr. Gunnar Breustedt und Dr. Julia Schreiner

Institut für Agrarökonomie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Inhaltsverzeichnis

1 Motivation und Zielsetzung	44
2 Daten und Methoden	46
2.1 Datenerhebung	46
2.2 Das Discrete-Choice-Experiment	46
2.3 Auswertungsmethoden	49
3 Ergebnisse	51
3.1 Deskriptive Statistik der Untersuchungsdaten	51
3.2 Ergebnisse der Mixed-Logit-Schätzungen	55
3.2.1 Determinanten der Teilnahmebereitschaft	55
3.2.2 Willingness-to-accept (WTA)	61
3.3 Ergebnisse der Latent-Class-Schätzungen	65
4 Diskussion und Zusammenfassung	68
5 Literaturverzeichnis	72

1 Motivation und Zielsetzung

Landwirtschaftlich bewirtschaftete drainierte Moore nehmen ca. 5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Deutschlands ein, sind jedoch für 50 % der Treibhausgasemissionen aus landwirtschaftlicher Bodennutzung verantwortlich. Mit ca. 40 Mio. t CO₂-Äquivalenten pro Jahr sind die Moore mit 37 % an den gesamten Treibhausgasemissionen der Quellgruppen Landnutzung und Landnutzungsänderung (LULUCF) beteiligt (vgl. Umweltbundesamt 2015). Durch das Absenken der Wasserstände und die damit verbundene Durchlüftung des Oberbodens wird die organische Substanz im Moorboden mineralisiert und in Form von CO₂ an die Atmosphäre abgegeben. Als nahezu punktförmige Emissionsquelle sind die Moore eine prädestinierte Ansatzstelle für klimapolitische Maßnahmen. Prinzipiell ist ein Kontinuum von Schutzmaßnahmen denkbar, um den Abbau des Moorkörpers zu verlangsamen bzw. rückgängig zu machen. Zum einen kann die Bewirtschaftung in verschiedenen Stufen angepasst werden. Die möglichen Maßnahmen reichen von einer Extensivierung der Grünlandnutzung über eine Umwandlung von Ackerland zu Grünland bis hin zu einer Nutzung von Niedermoorflächen mit Schilf-, Rohrglanzgras- oder Erlenkulturen (Paludikulturen). Diese Maßnahmen gehen mit einer standortabhängigen Anhebung des Wasserstandes einher, die ggf. auch saisonal im Winter erfolgen kann, um eine Bewirtschaftung in der Vegetationsperiode zu ermöglichen. Zum anderen kann eine vollständige Wiedervernässung verbunden mit einer Nutzungsaufgabe der Flächen erfolgen, indem der Grundwasserstand ganzjährig auf ein Niveau von etwa 0–10 cm angehoben wird. Nur dann kann ein Moor wieder zu einer Kohlenstoffsänke werden. Nach Flessa et al. (2012) ist die Nutzungsextensivierung eine hoch effektive Klimaschutzmaßnahme: Durch Wandlung der Nutzung als Acker/Intensivgrünland hin zu extensivem Grünland bei gleichzeitiger Anhebung des Wasserstandes lassen sich bis zu 20 t CO₂-Äquivalente (im Folgenden CO₂-Äq) je Hektar und Jahr einsparen. Das Einsparpotenzial durch Nutzungsaufgabe und Wiedervernässung intensiv genutzter Moore liegt nach Osterburg et al. (2013) zwischen 20 und 40 t CO₂-Äq/ha und Jahr.

Die Umsetzung von Moorschutzzielen setzt die Kooperation der betroffenen Landwirte voraus. Während ein gewisser Mindestschutz von Moorflächen mit Hilfe des Ordnungsrechts erreicht werden kann, lassen sich darüberhinausgehende Schutzmaßnahmen nur auf freiwilliger Basis im Rahmen vertraglicher Vereinbarungen mit den Flächenbewirtschaftern bzw. Flächeneigentümern umsetzen. In freiwillig abzuschließenden Moorschutzverträgen würden sich die Bewirtschafter verpflichten, die Wasserstände auf ein bestimmtes Niveau anzuheben, die Düngung auf bestimmte Höchstmengen zu beschränken, die Grünlanderneuerung ausschließlich mit umbruchslosen Verfahren vorzunehmen etc. Im Gegenzug erhielten die Vertragsnehmer eine jährliche Zahlung zum Ausgleich der wirtschaftlichen Nachteile. Beim Moorschutz bestehen im Vergleich zu den seit Jahrzehnten etablierten Programmen des Vertragsnaturschutzes zwei

besondere Herausforderungen: Die zu fördernden Maßnahmen sollten nicht auf einzelnen Betrieben bzw. Einzelflächen, sondern im Idealfall auf zusammenhängenden Flächen verschiedener Betriebe umgesetzt werden. Der Unterschutzstellung von Einzelflächen sind dadurch Grenzen gesetzt, dass sich Wasserstände aufgrund der hydrologischen Gegebenheiten i.d.R. nicht flächenspezifisch regulieren lassen. Großflächige Schutzmaßnahmen erfordern einen breiten Konsens sowie die räumliche Koordinierung der Flächenauswahl für Unterschutzstellungen über die Grenzen einzelner Betriebe hinweg. Die zweite spezifische Herausforderung besteht darin, dass die Maßnahmen möglichst dauerhaft etabliert werden sollten. Das bestehende Förderrecht sieht i.d.R. 5-jährige Vertragslaufzeiten vor und ist deshalb für den Moorschutz unzureichend. Deshalb sind langfristig alternative Finanzierungsmodelle zu entwickeln. Neben einer auf Dauer angelegten Finanzierung wäre in diesem Zusammenhang die Eintragung von Grunddienstbarkeiten anstelle rollierender Verträge zu prüfen.

Das vorliegende Forschungsprojekt hatte zum Ziel, die Präferenzen von Landwirten für unterschiedliche freiwillige Maßnahmen des Vertragsmoorschutzes zu ermitteln. Welche Vertragsgestaltung stößt bei den betroffenen Landwirten auf Akzeptanz? Welche Vertragsinhalte werden als eher problematisch angesehen? Mit welchen Maßnahmen lässt sich die Konsensbildung für großflächige Unterschutzstellungen in Mooren fördern und mit welchen Anreizmechanismen lässt sich eine effektive räumliche Koordination von Moorschutzmaßnahmen erreichen? Wie müssen Politikmaßnahmen gestaltet sein, damit Landwirte einer langfristigen bzw. dauerhaften Unterschutzstellung ihrer Flächen zustimmen? Mit dieser Zielsetzung möchte dieses Forschungsprojekt zur Weiterentwicklung des klimapolitischen Instrumentariums an Moorstandorten beitragen. Die bisher etablierten Instrumente des Moorschutzes beschränken sich im Wesentlichen auf ordnungsrechtliche Schutzgebietsausweisungen (i.d.R. mit der Zielsetzung Biodiversität) und den punktuellen Aufkauf von Moorflächen durch den Staat (oft als Kompensationsflächen im Rahmen der Eingriffsregelung) oder durch Umweltorganisationen (z.B. Moor Futures). Damit besteht der Moorschutz in Deutschland aus einem Flickenteppich. Es fehlt ein breites Angebot an freiwillig umzusetzenden Maßnahmen, welches die Lücke zwischen dem Ordnungsrecht (niedrige Eingriffsintensität) und den Flächenaufkäufen (höchste Eingriffsintensität) schließt. Das durchgeführte Forschungsprojekt sollte Hinweise darauf liefern, wie ein solches auf Verträgen basierendes Maßnahmenpaket gestaltet werden sollte, um eine hohe Klimaschutzeffektivität bei gleichzeitig hoher Akzeptanz durch die betroffenen Landwirte aufzuweisen.

2 Daten und Methoden

2.1 Datenerhebung

Um herauszufinden, wie Moorschutzverträge aus Sicht der Landwirte aussehen sollten und welche Vertragsinhalte bei den Landwirten auf Akzeptanz oder Ablehnung stoßen, wurde im September und Oktober 2018 ein sogenanntes Auswahlexperiment (Discrete Choice Experiment) durchgeführt. Die Befragung fand gleichzeitig in Schleswig-Holstein in der Eider-Treene-Sorge-Niederung sowie im nördlichen Niedersachsen im Teufelsmoor, in den Stader Mooren, im Gnarrenburger Moor sowie im westlichen Niedersachsen am Dümmer statt.

Durchgeführt wurde die Befragung in persönlichen Interviews, um den Landwirten den Sachverhalt ausgiebig zu erklären und Missverständnissen vorzubeugen. Dabei wurden die Landwirte zwecks Terminabsprache telefonisch kontaktiert. Die Interviews wurden dann vor Ort auf den Betrieben durchgeführt. Die Adressen der befragten Landwirte wurden von den ansässigen Beratungsringen, den Wasser- und Bodenverbänden und von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen bereitgestellt. Um die strengen Datenschutzaufgaben einzuhalten, wurden die Landwirte zunächst von den jeweiligen Organisationen gefragt, ob sie an der Befragung teilnehmen würden und ob ihre Adresse weitergegeben werden darf.

2.2 Das Discrete-Choice-Experiment

In Discrete-Choice-Experimenten (im Folgenden DCE) sollen Befragte aus verschiedenen (Handlungs-)Alternativen die von ihnen bevorzugte auswählen. Diese Alternativen werden in sogenannten Choice-Sets (Wahlkarten) zusammengefasst, die den Befragten zur Entscheidung vorgelegt werden. Indem die Merkmale (Attribute) der Alternativen systematisch variiert werden, lässt sich statistisch auswerten, welche Bedeutung die einzelnen Vertragsattribute für die Auswahlentscheidung der Befragten haben. DCE sind in der Konsumentenforschung und in der Bewertung nichtmarktfähiger Güter weit verbreitet. In der wissenschaftlichen Agrarökonomie werden aber auch hypothetische Produktionsentscheidungen von Landwirten mit DCE prognostiziert (vgl. Breustedt et al. 2013).

Bei der Durchführung des DCE zur Gestaltung von Moorschutzverträgen wurden die befragten Landwirte gebeten, jeweils in neun Entscheidungssituationen zwischen zwei unterschiedlichen Moorschutzverträgen und der Beibehaltung der bisherigen Bewirtschaftung (Status quo) für ihr Moorgrünland zu wählen. Die Moorschutzverträge beinhalteten verschiedene Bewirtschaftungsaufgaben, die nach Erkenntnissen der Wissenschaft zu einer Reduzierung der CO₂-Emissionen führen. Unter anderem werden taugliche

Maßnahmen im Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz (WBAE) über „Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung“ aus 2016 beschrieben (vgl. WBAE 2016). Diese Maßnahmen beinhalten unter anderem eine Anhebung des Wasserstandes sowie Einschränkungen bei der Düngung und Grünlanderneuerung. Bei Abschluss eines Vertrages erhält der Landwirt im Gegenzug eine jährliche Ausgleichszahlung. Zudem wurden im DCE auch unterschiedliche Boni angeboten, um die teilnehmende Fläche zu erhöhen und um Arrondierungsprobleme im Hinblick auf die Entwässerung zu reduzieren. Tabelle 1 (S. 48) zeigt die verschiedenen Vertragsattribute (Bewirtschaftungsaufgaben und Ausgleichszahlung) im Überblick.

Die wichtigste Maßnahme, Anhebung des Wasserstandes, muss stets gemeinsam mit einer Einschränkung der Düngung betrachtet werden, da die beiden Maßnahmen sich gegenseitig bedingen. So zieht etwa eine deutliche Erhöhung des Wasserstandes automatisch eine Einschränkung der Düngung nach sich, da die Flächen bei angestautem Wasser nicht mehr zu befahren sind. Im DCE wurden den Befragten unterschiedlich restriktive Varianten dieses Maßnahmenpaketes angeboten. Diese reichen in sechs Abstufungen von „keine Düngungseinschränkungen & 30cm unter Flur im Winter & 60cm unter Flur im Sommer“ bis hin zu „keine Düngung & 10cm unter Flur ganzjährig“ (vgl. Tabelle 1). Die letztgenannte Variante kommt einer vollständigen Nutzungsaufgabe gleich.

Die Auflagen zur Grünlanderneuerung zielen darauf ab, ein Pflügen oder Fräsen der Grünlandnarbe zu vermeiden, um so eine Durchmischung der oberen Bodenschicht mit Sauerstoff und die damit verbundene Mineralisierung der organischen Substanz (mit der Folge erheblicher CO₂-Äq Emissionen) zu vermeiden. In das DCE wurden drei Abstufungen dieser Auflage aufgenommen, die von „keine Einschränkung“ bis zu einem vollständigen Verbot der Grünlanderneuerung und Bodenbearbeitung reichen.

Das Vertragsattribut „Erfolgsbonus“ dient dazu, größere zusammenhängende Flächen für den Moorschutz zu gewinnen. Es handelt sich hierbei um Zahlungen, die zusätzlich zur jährlichen Ausgleichszahlung gewährt werden, wenn bestimmte Mindestflächen für die Unterschützstellung zusammenkommen. Ein innerbetrieblicher Arrondierungsbonus von 50 €/ha wird gewährt, wenn mindestens 10 ha zusammenhängende Fläche innerhalb eines landwirtschaftlichen Betriebes unter Vertrag genommen werden. Ein Nachbarschaftsbonus von 100 €/ha wird gezahlt, wenn zwei benachbarte Landwirte mehr als 15 ha Fläche zusammenhängend unter Schutz stellen. Ein Gebietsbonus von 75 €/ha wird gewährt, wenn es gelingt über die Grenzen mehrerer Betriebe hinweg mindestens 20 % des Moorgebietes unter Schutz zu stellen.

Die Vertragslaufzeit wurde im DCE in vier Abstufungen von einem Jahr bis hin zu einer dauerhaften Unterschützstellung durch Eintragung einer Grunddienstbarkeit für die

betreffenden Flächen variiert. In diesem Punkt stehen sich die Interessen der Landwirte (kurzfristige Verträge zur Wahrung unternehmerischer Flexibilität) und die Erfordernisse des Klimaschutzes (dauerhafte Unterschutzstellungen) entgegen. Wenn dauerhafte Unterschutzstellungen die Landwirte jedoch von der Teilnahme an Moorschutzprogrammen abhalten, ist für den Klimaschutz nicht viel gewonnen. Deshalb kommt es bei der Gestaltung von Moorschutzprogrammen darauf an, in diesem Punkt einen angemessenen Kompromiss zu finden. Hierzu soll das durchgeführte Forschungsprojekt Hinweise liefern.

Tabelle 1: Attribute und Attributausprägungen des Auswahl-experiments

Attribute	Ausprägungen	Alternativspezifische Variable
Vertragsleistungen	<ol style="list-style-type: none"> 300 € pro Hektar 600 € pro Hektar 900 € pro Hektar 	Leistung
Anhebung des Wasserstandes und zulässige Düngung	<p>A keine Düngungseinschränkungen & 30 cm unter Flur im Winter & 60 cm unter Flur im Sommer</p> <p>B.1 nur organische Düngung & 30 cm unter Flur im Winter & 60cm im Sommer</p> <p>B.2 nur organische Düngung & 20 cm unter Flur im Winter & 40cm im Sommer</p> <p>C.1 keine Düngung & keine Wasserstands-anhebung</p> <p>C.2 keine Düngung & 20 cm unter Flur im Winter & 40 cm im Sommer</p> <p>C.3 keine Düngung & 10 cm unter Flur ganzjährig</p>	<p>Dummy-Variablen:</p> <ul style="list-style-type: none"> Anhebung Düngung A Anhebung Düngung B.1 Anhebung Düngung B.2 Anhebung Düngung C.1 Anhebung Düngung C.2 Anhebung Düngung C.3
Grünlanderneuerung/ Bodenbearbeitung	<ol style="list-style-type: none"> Keine Einschränkung nur ohne Umbruch der Grasnarbe erlaubt nicht zulässig 	<p>Dummy-Variablen:</p> <ul style="list-style-type: none"> keine Einschränkungen umbruchlos nichtzulässig
Erfolgsbonus	<ul style="list-style-type: none"> Kein Bonus Innerbetrieblicher Arrondierungsbonus von 50 €/ha für zusammenhängende Flächen von mehr als 10ha Nachbarschaftsbonus von 100 € für zusammenliegende Flächen größer 15ha Gebietsbonus von 75 €/ha bei einer Teilnahme von 20% des Moorgebietes 	<p>Dummy-Variablen:</p> <ul style="list-style-type: none"> kein Bonus Gebietsbonus Nachbarschaftsbonus Arrondierungsbonus
Laufzeit des Vertrages	<ol style="list-style-type: none"> Grunddienstbarkeit 20 Jahre 5 Jahre 1 Jahre 	<p>Dummy-Variablen:</p> <ul style="list-style-type: none"> Laufzeit GD Laufzeit 20 Laufzeit 5 Laufzeit 1

Quelle: eigene Darstellung

Die Ausgleichzahlung („Vertragsleistung“ in Tabelle 1) wurde im DCE zwischen 300 und 900 €/ha variiert. Letzterer Wert orientiert sich am entgangenen Deckungsbeitrag von Grünlandflächen in Moorgebieten bei vollständiger Nutzungsaufgabe.

Aus den Attributen und ihren Ausprägungen wurden Wahlkarten (Choice-Sets) erstellt, welche jeweils zwei Vertragsmöglichkeiten und den Status quo beinhalteten. Tabelle 2 zeigt beispielhaft eine Wahlkarte, die für die Befragung verwendet wurde.

Den teilnehmenden Landwirten wurden 9 Wahlkarten mit jeweils unterschiedlichen Attributausprägungen vorgelegt. Nun wurden die Befragten gebeten, immer den für sie besten Vertrag auszuwählen und die Fläche anzugeben, für die sie den gewählten Vertrag abschließen würden. Bei DCE wird davon ausgegangen, dass der Landwirt bei seiner Entscheidung den Vertrag wählt, der ihm den höchsten Nutzen stiftet.

Tabelle 2: Beispiel einer Wahlkarte (Choice-Set)

	Variante 1	Variante 2	Variante 3
Vertragsleistung	900 €/ha	600 €/ha	Kein Vertragsabschluss
Anhebung des Wasserstandes unter Flur und Düngung	-30cm / -60cm & nur organische Düngung erlaubt	-30cm / -60cm & keine Düngungseinschränkung	
Grünlanderneuerung/ Bodenbearbeitung	nur umbruchlos erlaubt	nicht zulässig	
Erfolgsbonus	innerbetrieblicher Arrondierungsbonus	Gebietsbonus	
Vertragslaufzeit	Grunddienstbarkeit	20 Jahre	
Ich würde wählen: mit ... ha	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/> _____	<input type="checkbox"/>

Quelle: eigene Darstellung

Die Attributausprägungen wurden in den Choice-Sets systematisch variiert, so dass auf jeder Wahlkarte unterschiedliche Attributausprägungen in Konkurrenz zueinander standen, zwischen denen der Landwirt abwägen musste, um die von ihm bevorzugten Variante (inkl. der Möglichkeit der Nicht-Teilnahme) zu wählen. Mit Hilfe der Software Stata wurde ein sogenanntes D-effizientes Design mit 36 Choice-Sets erstellt, um zu gewährleisten, dass die Attributausprägungen gleichmäßig verteilt sind. Das D-effiziente Design berücksichtigt explizit die Bedeutung der unterschiedlichen Level der Attribute, um diese Bedingung zu erfüllen (vgl. Carlsson und Martinsson 2003). Darüber hinaus wurden dominante Alternativen (Verträge, die in allen Attributen einem anderen Vertrag überlegen sind) ausgeschlossen, so dass der Landwirt in seiner Auswahlentscheidung stets zwischen den Verträgen abwägen musste. Zur Überprüfung der Güte des Designs wurde ein D-Efficiency-Wert berechnet. Dieser hat einen Wert von 97,46. Nach Kuhfeld et al. (1994) ist das Design somit als gut anzusehen.

2.3 Auswertungsmethoden

In der späteren Auswertung werden zwei statistische Schätzmethoden angewendet, ein Mixed-Logit-Modell und ein Latent-Class-Modell, um die Einflüsse der Vertrags-

attribute auf die Wahlentscheidung zu schätzen. Beide berücksichtigen die unbeobachtete Heterogenität zwischen den Befragten und sind im Gegensatz zu einfacheren Verfahren zur Auswertung von DCE nicht auf die Einhaltung der IIA (Independence of Irrelevant Alternatives)-Annahme angewiesen. Beide Methoden sind etablierter Standard in der Auswertung von DCE.

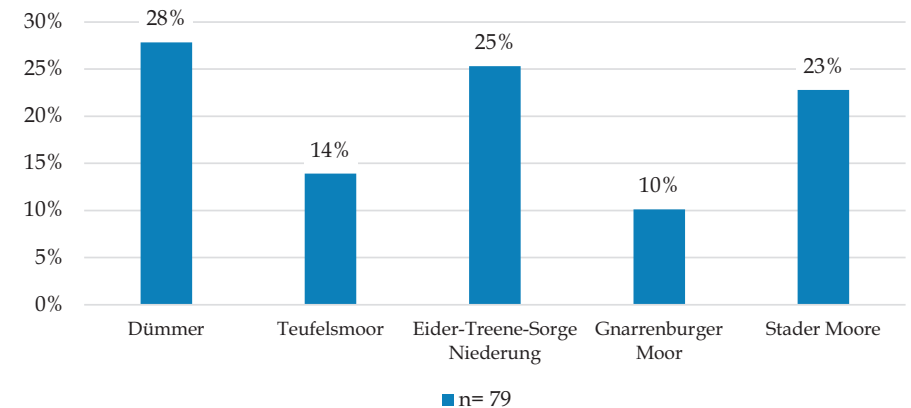
Mixed-Logit-Modelle berücksichtigen die Präferenzheterogenität zwischen den Befragten, indem die Schätzparameter zwischen den befragten Individuen variieren können. Allerdings sind sie nicht besonders gut geeignet, die Unterschiede zwischen den Befragten auch zu erklären (vgl. Boxall und Adamowicz 2002). Es werden nämlich nur die Koeffizienten und deren Standardabweichung ermittelt. Latent-Class-Modelle sind zur Erklärung der Präferenzheterogenität besser geeignet und werden in der vorliegenden Arbeit daher zusätzlich zur Mixed-Logit-Schätzung angewandt. Ein weiteres Ziel der Latent-Class-Analyse ist es, Präferenzheterogenität zwischen den Befragten aufzudecken. Hierzu werden die Entscheidungsträger anhand des Wahlverhaltens in homogene Segmente unterteilt, die sogenannten latenten (nicht direkt beobachtbaren) Klassen (vgl. Albers et al. 2009). Neben den alternativenspezifischen Variablen gehen personen- und betriebsspezifische Merkmale als Class-Membership-Variablen in die Latent-Class-Schätzung ein. Das Latent-Class-Modell differenziert die Stichprobe der Befragten somit in Segmente von Personen, die untereinander ähnliche Präferenzen zeigen.

3 Ergebnisse

3.1 Deskriptive Statistik der Untersuchungsdaten

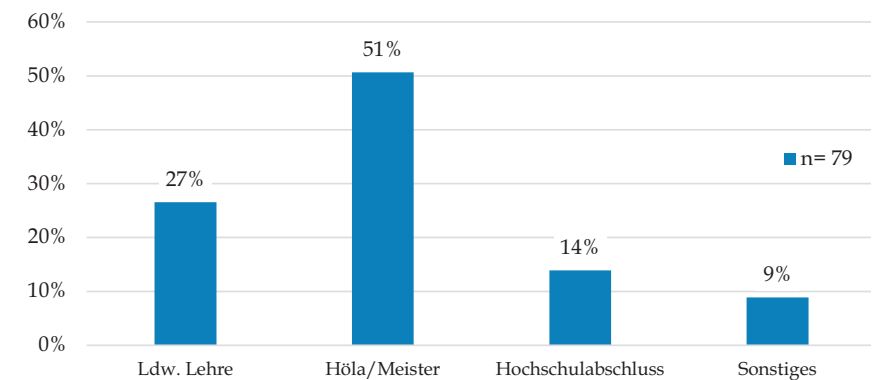
Abbildung 1 zeigt den Anteil der befragten Landwirte aus den verschiedenen Untersuchungsgebieten. Hierbei ist festzustellen, dass die meisten der 79 befragten Landwirte aus der Moorregion rund um den Dümmer (27,9%) stammen. Ähnlich viele kommen aus

Abb. 1: Anteil der Landwirte aus den verschiedenen Untersuchungsgebieten



Quelle: eigene Darstellung

Abb. 2: Höchster Berufsabschluss der Befragten



Quelle: eigene Darstellung

der Eider-Treene-Sorge-Niederung (25,3 %) und aus den Mooregebieten im Landkreis Stade (22,8 %). Aus den geographisch benachbarten Mooregebieten Gnarrenburger Moor (10,1 %) und dem Teufelsmoor (13,9 %) stammen prozentual gesehen weniger Betriebe.

In Abbildung 2 wird der Ausbildungsgrad der Betriebsleiter beschrieben. Von den 79 befragten Landwirten haben 26,6 % als höchsten Berufsabschluss eine landwirtschaftliche Lehre absolviert. Über die Hälfte (50,6 %) hat einen Meisterabschluss bzw. einen Abschluss der höheren Landbauschule (Höla). 13,9 % der Landwirte haben einen Hochschulabschluss in Agrarwissenschaften und 8,9 % der Befragten haben eine außerlandwirtschaftliche Ausbildung, bzw. „Sonstiges“ als Berufsabschluss angegeben.

Tabelle 3 zeigt die deskriptive Statistik über den erhobenen Datensatz. Die Tabelle enthält Angaben zu den Entscheidungssituationen im DCE, zu den Charakteristika der befragten Landwirte und deren Betrieben, zur Moorgrünlandbewirtschaftung und zu behördlichen Kontrollen.

Zur Entscheidungssituation im DCE ist zu erwähnen, dass in 58,2 % der 711 beobachteten Entscheidungssituationen ein Moorgrünlandvertrag gewählt wurde. In 41,8 % der Fälle wurde der Status quo, also kein Vertrag, gewählt. Die teilnehmenden Landwirte sind im Durchschnitt knapp 46 Jahre alt. Der jüngste Teilnehmer hat ein Alter von 24 Jahren, der älteste Teilnehmer ist 72 Jahre alt. Bei 55,7 % der Landwirte ist die Hofnachfolge gesichert und bei 17,7 % gibt es keinen Nachfolger, der den Betrieb weiterführt. 26,6 % geben an, dass ihre Hofnachfolge unsicher ist. Gut drei Viertel (77,2 %) der befragten Betriebe wirtschaften im Vollerwerb, 22,9 % im Nebenerwerb. Durchschnittlich bewirtschaften die Betriebe gut 122 ha. Betreibt ein Betrieb Ackerbau, dann bewirtschaftet er im Schnitt 48,6 ha Ackerland. Bewirtschaftet ein Betrieb Ackerland im Moor, dann sind es durchschnittlich 13,6 ha. Im Durchschnitt bewirtschaften die befragten Betriebe 81,6 ha Grünland, wovon durchschnittlich 45,9 ha im Moor gelegen sind. Der durchschnittliche Neupachtpreis für Ackerland liegt bei gut 700 €/ha und für Grünland bei knapp 380 €/ha. Die befragten Milchvieh-Landwirte halten im Schnitt ca. 175 Kühe, bei den Mutterkuhbetrieben sind es ca. 33 Mutterkühe, die Rindermäster halten ca. 111 Masttiere, Schweinemäster haben im Durchschnitt 1130 Mastplätze. Zusätzlich kann man über die Betriebe sagen, dass sie im Durchschnitt 1,61 Großvieheinheiten pro Hektar halten. 65,8 % der Betriebe liegen in einem Natura 2000-/Naturschutzgebiet und 40,5 % der Betriebe nehmen bereits an Agrarumweltmaßnahmen teil. Der hohe Anteil der Betriebe mit Flächen in Schutzgebieten verwundert nicht, da Naturschutzgebiete besonders an naturschutzfachlich hochwertigen Moorstandorten ausgewiesen werden. Mit gut 40 % dürfte die Teilnehmerate an Agrarumweltmaßnahmen deutlich über dem jeweiligen Landesschnitt liegen.

Tabelle 3: Deskriptive Statistik

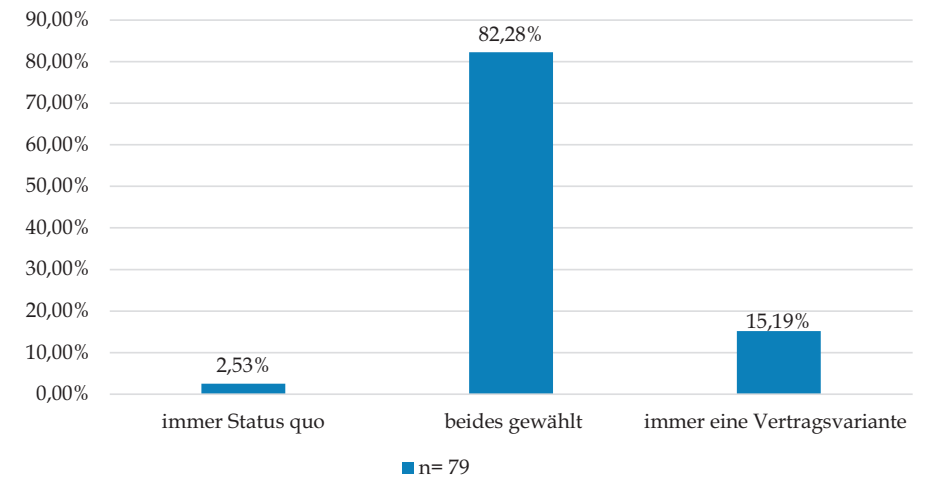
Deskriptive Statistik				n= 79 Landwirte
Entscheidungssituation		Min	Max	Std.-Abweichung
Anteil der Entscheidungen zu Gunsten des Status quo (von 711 Entscheidungssituationen)	41,78%			
Anteil der Entscheidungen für einen der Verträge	58,22%			
Teilnehmercharakteristika				
Durchschnittliches Alter (Jahre)	45,66	24	72	13,13
Anteil Landwirte mit gesicherter Hofnachfolge	55,70%			
Anteil Landwirte mit unsicherer Hofnachfolge	26,58%			
Anteil Landwirte ohne Hofnachfolge	17,72%			
Betriebscharakteristika				
Anteil Haupterwerbsbetriebe	77,22%			
Anteil Nebenerwerbsbetriebe	22,78%			
Betriebskooperationen	49,37%			
Ø Betriebsfläche (ha)	122,25	7,5	460	89,67
Ø Ackerfläche (ha)	48,59	1	300	54,87
Ø Moor-Ackerfläche (ha)	13,6	1	50	12,78
Ø Grünlandfläche (ha)	81,61	5	310	64,38
Ø Moor-Grünlandfläche (ha)	45,87	1,5	240	44,05
Ø Neupachtpreis Ackerland (€)	705,90	300	1300	274,33
Ø Neupachtpreis Grünland (€)	378,04	0	1000	149,61
Ø Milchkühe (Anzahl Tiere)	175,7	35	800	151,43
Ø Mutterkühe (Anzahl Tiere)	32,69	2	150	31,21
Ø Rindermast (Anzahl Tiere)	111,28	1	400	105,68
Ø Mastschweine (Mastplätze)	1130	20	3500	1455,75
Ø Geflügelmast (Mastplätze)	28000	/	28000	/
Ø Legehennen (Anzahl Tiere)	15	10	20	7,07
Ø Sonstige Tiere (Anzahl Tiere)	176,8	5	800	251,62
GV/ha	1,617	0	4,2896	1,0310
Natura 2000-/Naturschutzgebiet (Flächenanteil in %)	65,82%			
Teilnehmer an Vertragsnaturschutzprogrammen	40,51%			
Angaben zur Moorgrünlandbewirtschaftung				
Anteil Weidenutzung Moor (%)	31,60%	0	100	32,12
Anteil Schnittnutzung Moor (%)	68,40%	0	100	32,12
Anteil Gute Flächen (ha)	68,41	0	100	30,98
Anteil Schlechte Flächen (ha)	31,59	0	100	30,98
Ø Nachsaat (Jahre)	5,74	1	25	5,94
Teilnehmer an Moorschutzprogrammen (ja/nein)	13,92%			
Probleme Sackung (ja/nein)	37,97%			
Zukünftige Probleme durch Sackung (ja/nein)	65,82%			
Einfluss der Moorbewirtschaftung auf die Treibhausgasemissionen	2,75	1	5	0,9
Positiver Effekt durch Änderung der Moornutzung (ja/nein); % ja	55,7%			
Bedeutung der zukünftigen Produktion von Umwelteleistungen	3,54	1	5	1,19
Teilnehmerangaben zu behördlichen Kontrollen				
Empfindung behördlicher Kontrollen	3,34	1	5	1,38

Quelle: eigene Erhebungen

Zur Moorgrünlandbewirtschaftung ist anzumerken, dass die Betriebe durchschnittlich knapp ein Drittel (31,6 %) ihrer Moorgrünlandflächen als Weide nutzen und gut zwei Drittel (68,4 %) zur Schnittnutzung verwenden. Durchschnittlich bezeichnen die befragten Landwirte 68,4 % ihrer Moorgrünlandflächen als gut zu bewirtschaftende Flächen, während 31,6 % sie als eher schlecht zu bewirtschaften einstufen. Eine Nachsaat bzw. Grünlanderneuerung wird auf den Grünlandflächen im Schnitt alle 5,74 Jahre durchgeführt. An Moorschutzprogrammen nehmen bereits 13,9 % der Betriebe teil. Probleme mit einer Sackung des Moores haben bereits 37,97 % der Betriebe. Zukünftig erwarten 65,8 % der Landwirte weitere Probleme im Hinblick auf die Bewirtschaftung durch eine Sackung des Moores. Ob die Moorbewirtschaftung nach Ansicht der Befragten einen Einfluss auf den Klimawandel im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen Emissionsquellen hat, wurde auf einer Likert-Skala von 1 bis 5 abgefragt, wobei 1 keinem Einfluss und 5 einem sehr starken Einfluss entspricht. Die Landwirte antworteten auf diese Frage durchschnittlich mit einer 2,75. 55,7 % der Landwirte gaben zudem an, dass eine Änderung der Moorbewirtschaftung einen positiven Effekt auf den Klimawandel haben könnte. Auch wurde durch eine Likert-Skala abgefragt, welche zukünftige Bedeutung für die Befragten Umweltleistungen, wie Gewässerschutz, Klimaschutz und Biodiversität haben. 1 steht hierbei für einen niedrigen und 5 für einen sehr hohen Stellenwert. Hierbei wurde ein durchschnittlicher Wert von 3,54 angegeben. Auf die Frage, wie behördliche Kontrollen wahrgenommen werden, wurde ein Durchschnittswert von 3,34 angegeben, wobei 1 für „keine Belästigung“ steht und 5 für eine „starke Belästigung“.

Abbildung 3 gibt einen Überblick über das Antwortverhalten der Landwirte im DCE. Jeder Befragte musste 9 Choice-Sets beantworten. Es wird prozentual dargestellt, wie viele Befragte in jedem der 9 Choice-Sets den Status quo gewählt haben (notorische Nicht-Teilnahme), wer sich selektiv für den Status quo und eine der angebotenen Verträge entschieden hat (selektive Teilnahme), und wer sich ausschließlich für eine der beiden Vertragsalternativen (und nie den Status quo) entschieden hat. Notorische Nichtteilnahme deutet auf eine Totalverweigerung bzw. Komplett-Ablehnung des staatlich organisierten Moorschutzes hin. Mit 2,5 % erscheint dieser Anteil vergleichsweise gering. Im Gegensatz dazu könnte ein Entscheidungsverhalten, bei dem immer ein Vertrag und nie der Status quo gewählt wurde, auf das Vorliegen intrinsischer Motivation oder nicht-monetären Nutzens hindeuten. Wer z. B. mit Bewirtschaftungsproblemen aufgrund fortschreitender Sackung des Moorkörpers zu kämpfen hat, könnte den Schutz seiner noch gut zu bewirtschaftenden Moorflächen als Eigennutz empfinden, was sich im DCE in einer (nahezu) bedingungslosen Teilnahmebereitschaft am Moorschutzprogramm äußert.

Abb. 3: Antwortverhalten der Landwirte



Quelle: eigene Darstellung

3.2 Ergebnisse der Mixed-Logit-Schätzungen

Die Mixed-Logit-Schätzungen wurden in zwei Schritten durchgeführt. In einem ersten Schritt wurde ein volles Modell mit allen in Tabelle 1 aufgeführten Vertragsattributen und den in Tabelle 4 aufgelisteten betriebs- und personenspezifischen Variablen geschätzt. Die betriebs- und personenspezifischen Variablen wurden mit einer sogenannten alternativenspezifischen Konstante (ASK) multipliziert, welche bei Auswahl eines Vertrages den Wert 1 und anderenfalls den Wert 0 annimmt. Dies geschah, um den Einfluss der betriebs- und personenspezifischen Variablen auf die Vertragswahl zu modellieren. Erklärungen zu diesen Variablen finden sich in Tabelle 4. Im zweiten Schritt wurden im Zuge der Modellabwägung nach und nach nicht signifikante Variablen aus dem Modell entfernt. Einige weitere Variablen mussten entfernt werden, um Multikollinearität zu vermeiden. Zusätzlich wurden in der Modellabwägung Dummy-Variablen für die Produktionszweige eingeführt (Tabelle 5). Zur Überprüfung, ob das restringierte Modell den gleichen Erklärungsgehalt besitzt wie das volle Modell, wurde ein Likelihood-Ratio-Test durchgeführt.

3.2.1 Determinanten der Teilnahmebereitschaft

Tabelle 6 zeigt, welche Vertragsattribute der Moorgrünlandschutzverträge in der Mixed-Logit Schätzung einen signifikanten Einfluss auf die Vertragswahl der

Tabelle 4: Betriebs- und personenspezifische Variablen

Variable	Erläuterung der Variable
Dümmer ASK	Dummy-Variable: 1= Region Dümmer
Teufelsmoor ASK	Dummy-Variable: 1= Region Teufelsmoor
ETS ASK	Dummy-Variable: 1= Region Eider-Treene-Sorge-Niederung
Gnarrenburger Moor ASK	Dummy-Variable: 1= Region Gnarrenburger Moor
Stade ASK	Dummy-Variable: 1= Region Stade (Stader Moore)
Alter ASK	Alter des Betriebsleiters in Jahren
Lehre ASK	Dummy-Variable: 1= Landwirtschaftliche Lehre
Höla ASK	Dummy-Variable: 1= Höla/Meister
Uni ASK	Dummy-Variable: 1= Universitätsabschluss
andere Ausbildung ASK	Dummy-Variable: 1= andere Ausbildung
Erwerbsform ASK	Dummy-Variable 0= Nebenerwerb; 1= Haupterwerb
Nfolge ASK	Dummy-Variable 0 = keine Hofnachfolge; 1= Hofnachfolge gesichert
Gesamtfläche ASK	Gesamtfläche des Betriebes in Hektar
Ackerland ASK	Ackerfläche des Betriebes in Hektar
Ackerland Moor ASK	Moorackerland des Betriebes in Hektar
Ackerpacht ASK	Neupachtpreis pro Hektar Ackerland in €
Grünlandpacht ASK	Neupachtpreis pro Hektar Grünland in €
Anteil Grünland Moor ASK	Prozentualer Anteil des Moorgrünlandes am Gesamtgrünland
Milchvieh ASK	Anzahl der Milchkühe im Betrieb
Mutterkühe ASK	Anzahl der Mutterkühe im Betrieb
Rindermast ASK	Anzahl der Mastrinder im Betrieb
Mastschweine ASK	Anzahl der Schweinemastplätze im Betrieb
Geflügelmast ASK	Anzahl der Geflügelmastplätze im Betrieb
Legehennen ASK	Anzahl der Legehennen im Betrieb
SonstigeTiereASK	Anzahl der sonstigen Huftiere im Betrieb
Anteil Schnittnutzung ASK	Schnittnutzung im Moor in Hektar/Grünland im Moor in Hektar
Anteil Schlechte Flächen ASK	Schlechte Moorflächen in Hektar/Grünland im Moor in Hektar
Nachsaat ASK	Durchgeführte Nachsaat in Jahren
Vertragsnaturschutz ASK	Dummy 0= kein Vertragsnaturschutz; 1= Vertragsnaturschutz
Moorschutzprogramme ASK	Dummy 0= kein Moorschutzprogramm; 1= Moorschutzprogramm
NSG ASK	Dummy 0= kein Naturschutzgebiet; 1= Naturschutzgebiet
Kooperation ASK	Dummy 0= kein Kooperation mit anderen Betrieben; 1= Kooperation
Probleme Sackung ASK	Dummy 0= kein Probleme mit der Sackung; 1= Probleme
zukünftige Probleme ASK	Dummy 0=kein Probleme zukünftig; 1= zukünftige Probleme
Einfluss Moor ASK	Likert-Skala 1-5; 1= kein Einfluss auf THG-Emissionen; 5 = sehr starker Einfluss
Änderung Bewirtschaftung ASK	Dummy- 0= Änderung der Moorbewirtschaftung leistet keinen Beitrag zum Klimaschutz; 1= leistet einen Beitrag
Bedeutung Klimaschutz ASK	Likert-Skala 1-5: 1 niedriger Stellenwert für die Zukunft; 5 sehr hoher Stellenwert
Kontrollen ASK	Likert-Skala 1-5: 1=keine Belästigung; 5=sehr starke Belästigung
GV ha ASK ¹	(Milchvieh*1.2 + 0.5*Milchvieh*0.6 + 0.5*Milchvieh*0.3 + Mutterkühe*1.2 + Rindermast*0.7 + Mastschweine*0.14 + Geflügelmast*0.005 + Legehennen*0.0034 + Sonstige Tiere*0.1)/ ha

Quelle: eigene Darstellung

¹ Die ersten drei Terme berechnen die Großvieheinheiten für Milchkühe, zweijährige Färsen und einjährige Färsen.

Landwirte haben. Wie erwartet hat die Vertragsleistung (Ausgleichzahlung je ha Vertragsfläche) einen hoch signifikant positiven Einfluss (erkennbar am positiven Vorzeichen des Schätzkoeffizienten) auf die Teilnahmebereitschaft an einem Moorschutzvertrag: Je höher die Zahlung, desto eher schließt ein Landwirt einen Vertrag ab. Der Einfluss der Düngungs- und Wasserstandsauflagen wird durch Vergleich der Schätzkoeffizienten der einzelnen Pakete untereinander erkennbar. Die Koeffizienten sind im Vergleich zur Referenz „keine Auflagen“ zu verstehen. Da in zwei Untersuchungsregionen (Teufelsmoor und Dümmer) jedoch ordnungsrechtliche Auflagen des Naturschutzes zu beachten sind, ist es nicht auszuschließen, dass die Landwirte im DCE diese als Referenz betrachtet haben. Alle Auflagenpakete aus Düngungsbeschränkungen und Wasserstandvorgaben haben einen negativen Koeffizienten, das heißt, sie werden von den Landwirten plausibler Weise als nachteilig empfunden. Dabei ist zu beachten, dass die Pakete A, B.1 und B.2 keinen statistisch signifikanten Einfluss auf die Vertragswahl haben. Diese Auflagen erscheinen den Landwirten im Durchschnitt also keine hohen Kosten zu verursachen. Die Pakete A, B und C unterscheiden sich durch die Düngungsauflagen. A macht keine Düngungsauflagen und hat entsprechend auch den am wenigsten negativen Koeffizienten. Paket C hat mit vollständigem Düngungsverbot die schärfsten Düngungsauflagen und dementsprechend auch die höchsten negativen Schätzkoeffizienten, die auch durchweg signifikant sind. Bezüglich des Einflusses der Wasserstandsauflagen müssen die Pakete B.1 und B.2 miteinander verglichen werden sowie die Pakete C.1 bis C.3. Für die Pakete B.1 und B.2 zeigt sich, dass Wasserstandanhebungen auf 20 bzw. 30cm unter Flur im Winter und 60 bzw. 40 cm im Sommer praktisch keinen Einfluss auf die Vertragswahl haben. Dies bestätigt sich auch beim Vergleich der Pakete C.1 und C.2, die sich nur durch die Wasserstandanhebung unterscheiden. Ihre Schätzkoeffizienten und damit ihr Einfluss auf die Vertragswahl sind praktisch identisch, also unabhängig von der Wasserstandanhebung. Erst Paket C.3 mit einer Anhebung des Wasserstands auf 10cm unter Flur ganzjährig reduziert die Wahlwahrscheinlichkeit für einen Vertrag ohne Düngung.

Tabelle 5: Produktionszweige der Betriebe

Produktionszweig	Erklärung der Variablen
Milchviehbetrieb ASK	Dummy-Variable: 1= Milchvieh im Betrieb vorhanden
Mutterkuhbetrieb ASK	Dummy-Variable: 1= Mutterkühe im Betrieb vorhanden
Schweinemastbetrieb ASK	Dummy-Variable: 1= Mastschweine im Betrieb vorhanden
Geflügelmastbetrieb ASK	Dummy-Variable: 1= Mastgeflügel im Betrieb vorhanden
Legehennenbetrieb ASK	Dummy-Variable: 1= Legehennen im Betrieb vorhanden
Sonstige Tierebetrieb ASK	Dummy-Variable: 1= Sonstige Tiere im Betrieb vorhanden

Quelle: eigene Darstellung

Die Schätzkoeffizienten für die Auflagen der Grünlanderneuerung müssen im Vergleich zur Referenz „keine Einschränkung“ interpretiert werden. Für die Vertragsauflage „umbruchlos“, in der die Grünlanderneuerung weiterhin ohne Umbruch der Grasnarbe

Tabelle 6: Einfluss der Vertragsattribute auf die Teilnahmebereitschaft der befragten Landwirte

Anzahl der Beobachtungen = 2133	Unabhängige Variable = Wahrscheinlichkeit der Vertragswahl
ULog of simulated likelihood = - 428,81934	
Vertragsattribut	Schätzkoeffizient
Leistung	0,0046***
Wasserstand/Düngung A	-1,5842
Wasserstand/Düngung B.1	-3,1369
Wasserstand/Düngung B.2	-3,4547
Wasserstand/Düngung C.1	-6,4716***
Wasserstand/Düngung C.2	-6,6501***
Wasserstand/Düngung C.3	-8,9385***
umbruchlos	0,3471
nicht zulässig	-1,0588***
Gebietsbonus	0,2676
Nachbarschaftsbonus	0,2957
Arrondierungsbonus	0,3747
Laufzeit5	-1,3120***
Laufzeit20	-4,6100***
LaufzeitGD	-7,7785***
Standardabweichung der Schätzer	
Wasserstand/Düngung A	1,2984***
Wasserstand/Düngung B.1	3,4629***
Wasserstand/Düngung B.2	1,7459***
Wasserstand/Düngung C.1	0,1427
Wasserstand/Düngung C.2	-0,6561
Wasserstand/Düngung C.3	2,9211***
umbruchlos	1,8183***
nichtzulässig	0,5082*
Gebietsbonus	0,3656
Nachbarschaftsbonus	-0,2890
Arrondierungsbonus	1,3805***
Laufzeit5	-0,7998
Laufzeit20	-3,4926***
LaufzeitGD	4,0782***

***, **, * Irrtumswahrscheinlichkeit 1, 5 bzw. 10 %

Quelle: eigene Berechnungen

möglich ist, haben die Landwirte offenbar keine signifikant niedrigere Präferenz, als wenn es keine Einschränkung bei der Grünlanderneuerung gäbe. Ist die Grünlanderneuerung in den Verträgen jedoch gar nicht zulässig, reduziert sich die Teilnahmebereitschaft hochsignifikant.

Für die drei Bonustypen „Gebietsbonus“, „Nachbarschaftsbonus“ und „Arrondierungsbonus“ können keine signifikanten Koeffizienten beobachtet werden. Es liegen somit keine Unterschiede zur Referenz „kein Bonus“ vor. Das heißt, die befragten Landwirte schätzen es nicht, wenn solche Bonuszahlungen in Moorschutzverträgen angeboten werden. Oder anders ausgedrückt: Das Angebot solcher Boni führt nicht zu einer höheren Teilnahmebereitschaft.

Für die Vertragslaufzeitvariablen von 5 Jahren, 20 Jahren und für die dauerhafte Unterschutzstellung mittels Grunddienstbarkeit sind hochsignifikante negative Koeffizienten im Vergleich zur Referenz einjähriger Verträge zu beobachten. Dies bedeutet, dass die in den Moorschutzverträgen angebotenen längeren Vertragslaufzeiten (über ein Jahr hinaus) einen negativen Einfluss auf die Teilnahmebereitschaft der Landwirte haben. Demnach schätzen die Landwirte die Möglichkeit, auch kurzfristig aus Moorschutzverträgen auszusteigen, z. B. wenn sich eine knappe Ernte andeutet oder wirtschaftlich interessante Produktionsalternativen ergeben.

Für die signifikanten Koeffizienten der vertragspezifischen Variablen im Modell können signifikante Standardabweichungen beobachtet werden (Tabelle 6 unten), was auf heterogene Präferenzen der Landwirte hindeutet. Lediglich für die insignifikanten Koeffizienten „Wasserstand/Düngung B.2“ und die Bonusvarianten „Gebietsbonus“ und „Nachbarschaftsbonus“ können keine signifikanten Standardabweichungen beobachtet werden.

Tabelle 7 zeigt die Koeffizienten der betriebs- und personenspezifischen Variablen. Zunächst sei das Augenmerk auf die regionalen Unterschiede in der Teilnahmebereitschaft an Moorschutzverträgen gerichtet. Die Dummy-Variable für die Eider-Treene-Sorge-Niederung „ETSASK“ weist einen hochsignifikant positiven Koeffizienten auf. Dies deutet darauf hin, dass Landwirte in der Eider-Treene-Sorge-Niederung mit höherer Wahrscheinlichkeit an einem Moorschutzvertrag teilnehmen als Landwirte aus der Referenzregion Dümmer. Dies kann damit zusammenhängen, dass in Eider-Treene-Sorge-Niederung ein breites Angebot an Vertragsnaturschutzprogrammen existiert und die Landwirte mit der Teilnahme an diesen Programmen überwiegend positive Erfahrungen gemacht haben. Für die übrigen Regionen konnten keine signifikanten Unterschiede zur Teilnahmebereitschaft in der Referenzregion festgestellt werden.

Tabelle 7: Einfluss der betriebs- und personenspezifischen Variablen auf die Teilnahmebereitschaft der befragten Landwirte

Anzahl der Beobachtungen = 2133	Unabhängige Variable = Wahrscheinlichkeit der Vertragswahl
Log of simulated likelihood = -428,82	
Betriebs-/personenspezifische Variable	Koeffizient
ETS ASK	2,4580***
Gnarrenburg ASK	-0,5068
Teufelsmoor ASK	-0,3412
Stade ASK	0,2438
Lehre ASK	0,4329
Höla ASK	0,7768
Erwerbsform ASK	0,6937
Ackerland Moor ASK	-0,0240
Anteil Grünland Moor ASK	-0,0141*
Ackerpacht ASK	0,0033**
Grünlandpacht ASK	-0,0048***
Milchviehbetrieb ASK	-0,4435
Mutterkühe ASK	0,0038
Rindermast ASK	0,0061**
GV ha ASK	-0,2102
Anteil Schnittnutzung Moor ASK	-0,0118**
Anteil Schlechte Flächen ASK	0,0260***
Nachsaat ASK	0,1395**
Vertragsnaturschutz ASK	-0,8653*
Moorschutzprogramme ASK	0,0030
NSG ASK	-1,9224***
Kooperation ASK	1,2707***
Probleme Sackung ASK	0,8688**
Änderung Bewirtschaftung ASK	2,1394***
Bedeutung Klimaschutz ASK	0,5710***
Kontrollen ASK	-0,2570

***, **, * Irrtumswahrscheinlichkeit 1, 5 bzw. 10 %
Quelle: eigene Berechnungen

Die Teilnahmebereitschaft an Moorgrünlandverträgen steigt mit der Pachthöhe für Ackerland („AckerpachtASK“), sinkt jedoch mit zunehmendem Pachtprice für Grünland („GrünlandpachtASK“). Eine Erklärung für letzteres Phänomen mag darin liegen, dass höhere Grünlandpachten eine profitable Tierhaltung reflektieren, die in Konkurrenz zum Betriebszweig „Moorschutz“ steht. Je mehr Mastrinder ein Betrieb hält („RindermastASK“), desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Betrieb an einem Moorgrünlandprogramm teilnimmt. Ebenso schließen Betriebe mit höheren Anteilen schlechter Flächen im Moor („AnteilSchlechteFlächenASK“) eher einen Moorgrünlandvertrag ab. Landwirte, die ihr Grünland seltener erneuern („NachsaatASK“), nehmen mit höherer Wahrscheinlichkeit an einem Moorschutzprogramm teil. Landwirte mit Betrieben, die in einem Naturschutzgebiet liegen („NSGASK“), haben hingegen eine niedrigere Teilnahmebereitschaft. Dies lässt sich möglicherweise mit der „Vorbelastung“ durch bestehende Naturschutzaufgaben erklären. Betriebe, die mit anderen Betrieben kooperieren („KooperationASK“), schließen mit höherer Wahrscheinlichkeit einen Vertrag wählen. Das gleiche gilt für Betriebe, die vor Probleme durch die Sackung des Moores gestellt worden sind („ProblemeSackungASK“). Die hochsignifikant positiven Koeffizienten der Variablen „ÄnderungBewirtschaftungASK“ und „BedeutungKlimaschutzASK“ deuten darauf hin, dass Landwirte, die meinen, dass die Änderung der Bewirtschaftung im Moor eine signifikante Verbesserung für den Klimaschutz bringen würde, mit höherer Wahrscheinlichkeit an einem Moorgrünlandprogramm teilnehmen. Das gleiche gilt für Landwirte, die in Zukunft eine größere Bedeutung für Klimaschutz, Naturschutz und Biodiversität auf ihren Betrieben erwarten.

3.2.2 Willingness-to-accept (WTA)

Die Willingness-to-accept (WTA) misst die Stärke der Präferenzen für einzelne Vertragsattribute in Form von Kompensationszahlungen für einen nutzenneutralen Ausgleich „unerwünschter“ Vertragsattribute. Eine hohe positive WTA bedeutet eine starke Ablehnung des betrachteten Vertragsattributs: Die WTA misst den zusätzlichen Betrag an finanzieller Kompensation, die für einen nutzenneutralen Ausgleich erforderlich wäre, wenn das betrachtete Attribut im Vertrag vorhanden ist. Eine negative WTA hingegen signalisiert eine Präferenz der Landwirte für das betrachtete Vertragsattribut. Die WTA ist dann zu interpretieren als der Betrag an finanzieller Kompensation, auf den die Landwirte zu verzichten bereit wären, wenn das (erwünschte) Attribut Teil des Vertrages ist.

In Tabelle 8 sind die WTA der vertragsspezifischen Variablen des Mixed-Logit-Modells dargestellt. Zusätzlich zur durchschnittlichen WTA sind das 2,5- und das 97,5-Perzentil angegeben. Zwischen diesen beiden Grenzen liegt die WTA mit 95 %-Wahrscheinlichkeit. Zunächst zeigt sich, dass ein vollständiges Düngungsverbot in den Paketen C sehr hohe finanzielle Kompensationen erfordert. Bei begrenzter Wasseranhebung in C.1 und C.2

Tabelle 8: WTA der vertragspezifischen Variablen

Vertragsattribut	WTA [€/ha*Jahr]	2,5;-97,5-Perzentil [€/ha*Jahr]
Wasserstand/Düngung A	347,31	-601,60; 1296,23
Wasserstand/Düngung B.1	687,73	-270,23; 1645,70
Wasserstand/Düngung B.2	757,42	-195,05; 1709,89
Wasserstand/Düngung C.1	1.418,82	420,23; 2417,41
Wasserstand/Düngung C.2	1.457,95	474,04; 2441,87
Wasserstand/Düngung C.3	1.959,66	893,25; 3026,08
umbruchlos	-76,11	-214,52; 62,30
nichtzulässig	232,13	99,04; 365,21
Gebietsbonus	-58,67	-211,74; 94,40
Nachbarschaftsbonus	-64,83	-214,56; 84,89
Arrondierungsbonus	-82,15	-238,69; 74,39
Laufzeit 5	287,64	153,86; 421,42
Laufzeit 20	1.010,69	731,28; 1290,10
Laufzeit GD	1.705,36	1243,37; 2167,35

Quelle: eigene Berechnungen

betragen die WTA im Mittel 1400 – 1500 €/ha*a. Wird das Wasser allerdings bis auf 10 cm unter Flur angehoben, sind bei vollständigem Düngungsverbot fast 2000 €/ha*a Kompensation erforderlich. Dies ist mehr als der Deckungsbeitrag, der von einem Hektar Grünland üblicherweise erwirtschaftet wird. Die hohe WTA muss nicht nur den entgangenen Deckungsbeitrag ausgleichen, sondern auch die emotionale Abneigung der Landwirte gegen eine solche Maßnahme kompensieren.

Die großen Perzentil-Abstände bei Wasserstand-Düngungspaketen zeigen den großen Variationsbereich zwischen den Landwirten. Er liegt ungefähr zwischen 1000 €/ha*a unter und 1000 €/ha*a über der durchschnittlichen WTA. Die WTA für Auflagen mit begrenzter Düngungserlaubnis sind zwar nicht statistisch signifikant. Sie zeigen aber, dass die Landwirte im Durchschnitt auch bei diesen Auflagen Kompensationen zwischen 350 und 850 €/ha*a verlangen. Zudem sind die durchschnittlichen WTA plausibel, weil sie mit der Strenge der Auflagen ansteigen. Bezüglich der Wasserstandanhebung zeigt Paket A, dass im Mittel eine WTA 350 €/ha*a für eine moderate Anhebung (30 cm unter Flur im Winter und 60 cm im Sommer) gegenüber dem status-quo notwendig ist. Ferner zeigt der Vergleich von B.1 und B.2 sowie von C.1 und C.2, dass eine weitere Wasserstandanhebung auf 20 cm unter Flur im Winter und 40 cm im Sommer im Mittel 40 bis 70 €/ha*a teurer wird.

Ist in einem Moorgrünlandvertrag die Grünlanderneuerung nicht zulässig, so verringert dies die Teilnahmebereitschaft. In Geld ausgedrückt, müsste man den Landwirten im

Schnitt eine um rund 232/ha und Jahr höhere Kompensationszahlung für den Verbleib dieser Auflage in einem Vertrag anbieten. Mit zunehmender Laufzeit steigt die Abneigung der Landwirte gegenüber einem Vertrag. Bei einer 5-jährigen Laufzeit werden im Vergleich zu einem jährlich kündbaren Vertrag 287,64€/ha und Jahr zusätzlich verlangt. Für eine 20-jährige Vertragslaufzeit würde ein Landwirt 1010,69€/ha und Jahr zusätzlich benötigen, um sein Nutzenniveau zu halten. Bei der Eintragung einer Grunddienstbarkeit würde der Landwirt eine um 1705,36€/ha und Jahr höhere Zahlung benötigen.

In Tabelle 9 sind die WTA der betriebs- und personenspezifischen Variablen des Mixed-Logit-Modells dargestellt. Beispielsweise akzeptieren Betriebe aus der Eider-Treene-Sorge-Niederung einen Vertrag bei einer durchschnittlich 539 €/ha*a niedrigeren Kompensationszahlung als die Betriebe aus der Dümmer-Region. Erhöht sich der Pachtpreis für Ackerland um einen Euro, so ist für die Landwirte eine im Schnitt 0,73€/ha und Jahr geringere Ausgleichszahlung notwendig. Steigt hingegen die Pacht für Grünland um einen Euro je Hektar, so benötigen die Landwirte eine um durchschnittlich 1,05€/ha und Jahr höhere Kompensationszahlung. Hält ein Betrieb ein Mastrind mehr, so benötigt er eine um 1,33€/ha und Jahr geringere Kompensation. Steigt der Anteil an schlechten Moorgrünlandflächen um 1 %-Punkt, so könnten Kompensationszahlungen pro Prozentpunkt um 5,70€/ha und Jahr reduziert werden. Vergrößert sich das betriebsübliche Intervall zwischen den Grünlanderneuerungen um ein Jahr, so kann dem Betrieb eine um 30,58€/ha und Jahr geringere Kompensationszahlung angeboten werden. Betriebe in Naturschutz- bzw. Natura2000-Gebieten benötigen 421,46€/ha und Jahr mehr als Betriebe, die nicht in solchen Gebieten wirtschaften. Arbeitet ein Landwirt im Rahmen überbetrieblicher Kooperationen Berufskollegen zusammen, so steigt seine Teilnahmebereitschaft. Einem solchen Betrieb könnte man auch eine um knapp 280€/ha und Jahr reduzierte Kompensationszahlung anbieten. Hat ein Betrieb bereits Bewirtschaftungsprobleme durch die Sackung einer Moorfläche erfahren, so nimmt er mit einer höheren Wahrscheinlichkeit teil. Die berechnete WTA beträgt -190,48€/ha und Jahr. Wenn ein Landwirt der Ansicht ist, dass eine Änderung der Moornutzung einen Beitrag zum Klimaschutz leisten kann, würde er eine um 125,19€/ha und Jahr reduzierte Ausgleichszahlung akzeptieren und trotzdem einen Vertrag abschließen. Ist einem Landwirt die Erzeugung von Umweltleistungen wie Gewässerschutz, Klimaschutz und Biodiversität auf der Likert-Skala um eine Einheit wichtiger als einem anderen Landwirt, so hätte er bei sonst gleichen Bedingungen die gleiche Teilnahmewahrscheinlichkeit bei einer um rund 470€/ha und Jahr reduzierten Kompensationszahlung.

Mit diesen Ergebnissen berechnen wir nun für beispielhafte Verträge die monetäre Vertragsleistung, die mindestens notwendig wäre, damit der durchschnittliche Landwirt einen Vertrag abschließen würde. In einem ersten Schritt addiert man hierzu die WTA der gewählten Attribute (ohne Vertragsleistung) aus dem geschätzten Mixed-

Tabelle 9: WTA der betriebspezifischen Variablen

Betriebs-/personenspezifische Variable	WTA [€/ ha*Jahr]	2,5-; 97,5 - Perzentil [€/ ha*Jahr]
ETSASK	-538,89	-959,64; -118,14
GnarrenburgASK	111,11	-352,47; 574,69
TeufelsmoorASK	74,79	-399,76; 549,35
StadeASK	-53,45	-552,17; 445,27
LehreASK	-94,92	-414,78; 224,94
HölaASK	-170,29	-449,47; 108,88
ErwerbsformASK	-152,08	-491,78; 187,61
AckerlandMoorASK	5,25	-4,77; 15,28
AnteilGrünlandMoorASK	3,09	-0,25; 6,43
AckerpachtASK	-0,73	-1,32; -0,15
GrünlandpachtASK	1,05	0,27; 1,82
MilchviehbetriebASK	97,23	-143,67; 338,13
MutterküheASK	-0,84	-4,99; 3,31
RindermastASK	-1,33	-2,42; -0,25
GVhaASK	46,08	-53,13; 145,29
AnteilSchnittnutzungMoorASK	2,59	0,07; 5,12
AnteilSchlechteFlächenASK	-5,70	-8,78; -2,62
NachsaatASK	-30,58	-55,40; -5,76
VertragsnaturschutzASK	189,70	-12,98; 392,39
MoorschutzprogrammeASK	-0,67	-306,20; 304,87
NSGASK	421,46	210,79; 632,13
KooperationASK	-278,60	-483,46; -73,73
ProblemeSackungASK	-190,48	-377,07; -3,89
ÄnderungBewirtschaftungASK	-469,04	-674,79; -263,28
BedeutungKlimaschutzASK	-125,19	-206,74; -43,63
KontrollenASK	56,35	-18,37; 131,07

Quelle: eigene Berechnungen

Logit Modell für einen bestimmten Vertrag. Im zweiten Schritt berechnet man die WTA eines durchschnittlichen Betriebes als die Produktsumme über die Mittelwerte alle betriebs- und personenbezogenen Eigenschaften mit ihren jeweiligen WTA. Die Summe aus beiden Schritten ergibt die minimal notwendige Vertragsleistung für die Teilnahme am Programm.

Für einen beispielhaften Vertrag mit den Attributen 5 Jahre Laufzeit, kein Bonus, Verbot der Grünlanderneuerung und Wasserstand/Düngung C.1 ergibt sich eine notwendige Kompensation von 1287 €/ha und Jahr, damit dieser Vertrag vom Durchschnittslandwirt gewählt wird. Für einen Vertrag mit den milderen Auflagen 5 Jahre Laufzeit, kein Bonus, umbruchlose Grünlanderneuerung und Wasserstand/Düngung B.2 würde die notwendige Vertragsleistung 317,55 €/ha und Jahr betragen. Für einen Vertrag mit den vergleichsweise sehr strengen Auflagen Eintragung Grunddienstbarkeit, Verbot der Grünlanderneuerung, kein Bonus und Wasserstand/Düngung C.2 würde der durchschnittliche Betrieb eine Kompensationszahlung von 2749,04 €/ha und Jahr benötigen. Für das erste und dritte Beispiel bräuchte man demnach eine deutlich höhere Kompensationsleistung als im DCE abgefragt.

3.3 Ergebnisse der Latent-Class-Schätzungen

Die Daten des Auswahlexperiments wurden zunächst mit Hilfe eines Mixed-Logit-Modells ausgewertet. Die Schätzkoeffizienten für die meisten Vertragsattribute weisen darin große und hoch signifikante Standardabweichungen auf, die auf eine große Heterogenität der Präferenzen unter den befragten Landwirten hindeuten. Daher wurde zusätzlich ein Latent Class-Modell (LCM) geschätzt.

Vereinfacht gesagt differenziert das LCM die Stichprobe der Befragten in Segmente von Personen, die untereinander ähnliche Präferenzen haben. Statistisch werden die Beobachtungen zu unterschiedlichen Anteilen den einzelnen Segmenten zugeordnet. Zwischen den Segmenten (Klassen) sind die Präferenzen unterschiedlich, innerhalb der Segmente bestehen weitgehend homogene Präferenzen. Im vorliegenden Datensatz erweist sich eine Segmentierung in zwei Klassen als optimal. Tabelle 10 zeigt die Schätzergebnisse des LCM. Dargestellt werden die Schätzkoeffizienten sowie die Willingness-to-accept (WTA).

Aus Tabelle 10 wird deutlich, dass sich die beiden identifizierten Klassen von Landwirten hinsichtlich ihrer Präferenzen für die Ausgestaltung von Moorschutzverträgen auf Grünland deutlich unterscheiden. Zwar haben beide Klassen einen positiven Koeffizienten für die Vertragsleistung, was bedeutet, dass die Landwirte mit höherer Wahrscheinlichkeit einen Vertrag wählen, wenn die Kompensationszahlung steigt. Dennoch unterscheiden sich beide Gruppen hinsichtlich der Attribute, welche die Landwirte in einem Vertrag präferieren.

In Klasse 1, die knapp 60 % der Beobachtungen ausmacht, stehen die Attribute zur Anhebung des Wasserstandes und den Düngungsauflagen im Vordergrund. Insbesondere ein Düngungsverbot in den Paketen C führt zu hohen Kompensationsnotwendigkeiten von ca. 1400 bis 1750 €/ha*a. Ein Verbot der mineralischen Düngung führt bei Wasser-

Tabelle 10: Koeffizienten und WTA des Latent Class-Modell

	Vertragsattribut	Koeffizient	WTA [€/ha*Jahr]	2,5-; 97,5-Perzentil [€/ha*Jahr]
Klasse 1 (59,3%)	Leistung	0,0024***		
	Wasserstand/Düngung A	0,8137*	-335,40	-834,82; 164,025
	Wasserstand/Düngung B.1	-0,4481	184,70	-197,70; 567,10
	Wasserstand/Düngung B.2	-1,1296**	465,64	152,91; 778,37
	Wasserstand/Düngung C.1	-3,7801***	1.558,13	939,37; 2176,89
	Wasserstand/Düngung C.2	-3,3768***	1.391,92	900,10; 1883,75
	Wasserstand/Düngung C.3	-4,2210***	1.739,88	1025,69; 2454,07
	Umbruchlos	0,4543	-187,28	-500,94; 126,38
	Nichtzulässig	-0,3252	134,05	-121,13; 389,23
	Gebietsbonus	0,4646	-191,52	-469,53; 86,49
	Nachbarschaftsbonus	-0,2132	87,90	-210,65; 386,44
	Arrondierungsbonus	0,2445	-100,79	-436,42; 234,85
	Laufzeit5	-0,7830**	322,77	27,69; 617,84
	Laufzeit20	-2,5946***	1.069,47	537,9362; 1601,01
LaufzeitGD	-22,94***	9.457,67	5301,07; 13614,26	
Klasse 2 (40,7%)	Leistung	0,0032***		
	Wasserstand/Düngung A	0,7477	-235,34	-557,94; 87,27
	Wasserstand/Düngung B.1	0,5418	-170,52	-502,57; 161,52
	Wasserstand/Düngung B.2	1,0781**	-339,34	-648,88; 6,19
	Wasserstand/Düngung C.1	0,5664	-17,83	-307,76; 272,11
	Wasserstand/Düngung C.2	-0,61	191,99	-97,55; 481,53
	Wasserstand/Düngung C.3	-1,3061**	411,09	131,25; 690,93
	Umbruchlos	0,106	-33,38	-177,23; 110,45
	Nichtzulässig	-0,8306**	261,42	98,18; 424,66
	Gebietsbonus	-0,1150	36,21	-147,57; 219,99
	Nachbarschaftsbonus	0,0602	-18,93	-199,07; 161,20
	Arrondierungsbonus	0,3199	-100,70	-270,38; 68,97
	Laufzeit5	-1,0174***	320,23	143,87; 496,59
	Laufzeit20	-1,9422***	611,31	408,46; 814,16
LaufzeitGD	-1,9724***	620,82	395,00; 846,64	
Membership-Variablen	Höla	0,4202		
	AnteilSchnittnutzungMoor	0,0140		
	AnteilSchlechteFlächen	-0,0165		
	AnteilGrünlandMoor	0,0074		
	AckerlandMoor	0,0786*		
	Nachsaat	-0,4527**		
	ÄnderungBewirtschaftung	-2,7702**		
	BedeutungKlimaschutz	-0,9261**		
	Kontrollen	0,2936		
	Kooperation	-1,4468		
	Milchviehbetrieb	0,6167		
	Rindermast	0,0067		
	Gnarrenburg	7,4586		
	ETS	-1,8135*		
	cons_	4,9361*		

***, **, * Irrtumswahrscheinlichkeit 1, 5 bzw. 10%; Quelle: eigene Berechnungen

standanhebungen auf 20 cm unter Flur im Winter und 40 cm unter Flur im Sommer (Paket B2) zu statistisch signifikanter WTA in Höhe von 466 €/ha*a. Zusätzlich werden von den Landwirten der Klasse 1 längere Vertragslaufzeiten äußerst kritisch gesehen. Gegenüber der jährlichen Kündbarkeit der Verträge beträgt die WTA bei einer Vertragslaufzeit von 5 Jahren 323 €/ha*a, bei 20 Jahren Laufzeit 1069 €/ha*a. Bei Eintragung einer Grunddienstbarkeit beträgt die WTA sogar 9458 €/ha*a. Dieser hohe Wert lässt sich allerdings nicht aus den jährlichen Kosten einer Nutzungseinschränkung ableiten. Aus ihm ließe sich ein sechstelliger Kaufbetrag für die Fläche ableiten. Die signifikant positive Konstante bei den Membership-Variablen zeigt, dass sich ein größerer Anteil der Landwirte in Klasse 1 befindet.

Bei den Betrieben der Klasse 2, die immerhin gut 40 % der Betriebe ausmachen, scheinen die Wasserstandanhebungs- und Düngungsauflagen weniger Kosten zu verursachen. Das strenge Paket C.3, das praktisch einer Nutzungsaufgabe entspricht, hat eine signifikante mittlere WTA von 411 €/ha*a. Im Vergleich zur entsprechenden WTA der Klasse 1 ist der Wert um drei Viertel geringer. Die übrigen Auflagen führen nicht zu signifikant positiven WTA und erfordern somit keine finanzielle Kompensation. Allerdings ist der signifikant positive Wert für B.2 nicht plausibel. Besonders wichtig ist den Landwirten der Klasse 2 allerdings die Grünlanderneuerung. Ist diese nicht zulässig, wählen die Landwirte mit geringer Wahrscheinlichkeit einen Vertrag; die mittlere WTA beträgt 261 €/ha*a. Für einen fünfjährigen Vertrag ist die WTA in vergleichbarer Höhe wie in Klasse 1. Noch längere Laufzeiten werden zwar auch kritischer gesehen als eine fünfjährige Laufzeit, aber die WTA steigen deutlich geringer an als in Klasse 1. Bei den Landwirten der Klasse 2 handelt es sich um Landwirte, die ihr Grünland turnusgemäß in größeren Abständen erneuern („Nachsaat“), die der Meinung sind, dass eine Änderung der Moornutzung einen positiven Einfluss auf Klimawandel haben könnte („ÄnderungBewirtschaftung“) und die in ihrer betrieblichen Zukunft eine größere Bedeutung für Umweltleistungen wie z. B. Gewässerschutz, Klimaschutz und Biodiversität sehen („BedeutungKlimaschutz“). Zudem haben Landwirte aus der Eider-Treene-Sorge-Niederung eine größere Wahrscheinlichkeit in Klasse 2 als in Klasse 1 zu sein.

4 Diskussion und Zusammenfassung

Das Ziel dieser Arbeit bestand darin, die Präferenzen von Landwirten für unterschiedliche freiwillige Maßnahmen des Vertragsmoorschutzes auf Grünland zu ermitteln. Hierbei sollte untersucht werden, welche Vertragsgestaltungen bei den betroffenen Landwirten auf Akzeptanz stoßen, welche Vertragsinhalte eher als problematisch angesehen werden und ob sich mit bestimmten Anreizmechanismen eine effektive räumliche Koordination der Flächen erreichen lässt.

Um diese Fragen zu beantworten, wurde in der vorliegenden Untersuchung ein Discrete-Choice-Experiment (DCE) mit Vertragsattributen, wie sie für Moorgrünlandprogramme typisch sein könnten, durchgeführt. Es wurden 79 Landwirte in den norddeutschen Moorgebieten Dümmer, den Stader Mooren, im Gnarrenburger Moor, im Teufelsmoor sowie in der Eider-Treene-Sorge-Niederung befragt.

In einem ersten Schritt wurden die Daten des DCE mit Hilfe eines Mixed-Logit-Modells ausgewertet, um die Präferenzen der Landwirte für die einzelnen Vertragsattribute darzustellen und um zu zeigen, welche betriebs- und personenspezifischen Faktoren einen Einfluss auf die Teilnahmebereitschaft an einem Moorgrünlandprogramm haben. In einem zweiten Schritt wurde zusätzlich eine Latent-Class-Schätzung durchgeführt, um zu überprüfen, ob die Landwirte in unterschiedliche Gruppen bezüglich ihrer Präferenzen für die Moorgrünlandverträge eingeteilt werden können.

Mit Hilfe des Mixed-Logit-Modells konnte bezüglich der vertragsspezifischen Variablen festgestellt werden, dass es den Landwirten äußerst wichtig ist, dass sie ihre Flächen weiterhin düngen dürfen, generelle Düngungsverbote wie in den Auflagenpaketen C stoßen bei den Landwirten auf sehr starke Ablehnung. Die berechnete notwendige Kompensation für diese Auflagen (willingness-to-accept, WTA) beträgt im Mittel der Landwirte 1400 bis 2000 €/ha*a. Sie liegt somit weit über dem Betrag, der als angemessene Ausgleichszahlung realistisch erscheint. Eine moderate Wasserstandanhebung (auf 30 cm unter Flur im Winter und 60 cm im Sommer) gegenüber dem Status quo führt zu einer mittleren, wenn auch statistisch nicht signifikanten WTA von ca. 350 €/ha*a. Eine weitere Wasserstandanhebung auf 20 cm unter Flur im Winter und 40 cm im Sommer wird im Mittel um 40 bis 70 €/ha*a teurer. Eine weitere Beobachtung aus dem Mixed-Logit-Modell ist, dass ein völliges Grünlanderneuerungsverbot bei den befragten Landwirten auf Ablehnung stößt. Die WTA beträgt ca. 230 €/ha und Jahr.

Für die verschiedenen Boni zur räumlichen Koordination, zwischen denen die Landwirte wählen konnten, konnte kein signifikanter Einfluss auf die Wahlentscheidung beobachtet werden. Die vorliegende Untersuchung gibt daher keinen Hinweis, dass solche Boni helfen können, möglichst großflächig und zusammenhängend Flächen unter Vertrag zu nehmen.

Bezüglich der Vertragslaufzeiten lässt sich feststellen, dass lange Vertragslaufzeiten für Moorgrünlandverträge die Teilnahmebereitschaft der Landwirte deutlich reduzieren. Sogar eine Laufzeit von 5 Jahren wird von den Landwirten schon mit einer geringeren Teilnahmebereitschaft bestraft bzw. ist mit einer ca. 290 €/ha*a höheren Kompensation auszugleichen. Eine 20-jährige Laufzeit bzw. die Eintragung einer Grunddienstbarkeit verringern die Teilnahmebereitschaft noch weiter. Die entsprechenden WTA liegen bei ca. 1000 bzw. 1700 €/ha*a.

Bei den betriebs- und personenspezifischen Eigenschaften, die einen Einfluss auf die Teilnahmebereitschaft haben, ergibt sich zusammenfassend folgendes Bild. Eine höhere Teilnahmebereitschaft haben Betriebe, die in der Eider-Treene-Sorge Niederung wirtschaften, viele Mastrinder halten, höhere Pachtpreise für Ackerland, aber niedrigere Pachtpreise für Grünland zahlen, einen höheren Anteil an schlechten Moorgrünlandflächen besitzen, weniger oft eine Grünlanderneuerung durchführen, mit anderen Betrieben Kooperationen eingehen und bereits Sackungsprobleme auf ihren Moorflächen erfahren haben. Die Teilnahmebereitschaft ist ebenfalls höher, wenn der Betriebsleiter einen Höla-/Meisterabschluss besitzt, der Meinung ist, dass Moorschutz einen Beitrag zum Klimaschutz leisten kann und Umweltleistungen in seinem Betrieb zukünftig einen höheren Stellenwert haben werden. Einen negativen Einfluss auf die Teilnahmebereitschaft hat hingegen, wenn ein Betrieb im Gnarrenburger Moor liegt, mehr Ackerland im Moor als der Durchschnittsbetrieb besitzt, ein Milchviehbetrieb ist, besonders viele Mutterkühe hält oder bereits mit seinem Betrieb in einem Naturschutz-/Natura2000-Gebiet liegt.

Mit Hilfe einer Latent-Class-Schätzung konnten in einem zweiten Schritt die befragten Landwirte in zwei Klassen mit unterschiedlichen Präferenzen bezüglich der Vertragsgestaltung getrennt werden. Klasse 1 hat insbesondere eine große Skepsis gegenüber Bewirtschaftungspaketen mit einem gänzlichen Düngungsverbot. Die Erlaubnis der organischen Düngung führt zu deutlich niedrigeren Kompensationsleistungen, die gezahlt werden müssten. Lange Vertragslaufzeiten stoßen bei diesen Landwirten ebenfalls auf äußerst große Ablehnung.

Landwirte, die einer veränderten Moornutzung eine höhere Klimarelevanz zuweisen sowie für ihre Betriebe eine höhere Bedeutung von Umweltleistungen erwarten, sind mit höherer Wahrscheinlichkeit in der Klasse 2. Die Landwirte in Klasse 2 zeigen eine geringere Abneigung gegen Bewirtschaftungspakete, die Einschränkungen bei der Düngung in Kombination mit der Anhebung des Wasserstandes mit sich bringen. Allerdings lehnen auch diese Landwirte Einschränkungen der Düngung und Wasserstandregulierung ab, die quasi einer Aufgabe herkömmlicher landwirtschaftlicher Nutzung gleich kommen. Besonderen Wert legen die Landwirte der Klasse 2 auf die Grünlanderneuerung, die zumindest ohne Umbruch erlaubt bleiben müsste. Lange Vertragslaufzeiten stoßen auch bei diesen Landwirten auf große Ablehnung. Im Vergleich

zur Klasse 1 bräuchten die Landwirte der Klasse 2 für lange Laufzeiten allerdings im Durchschnitt deutlich geringere Kompensationszahlungen.

Grundsätzlich lässt sich durch die Aufteilung der Landwirte in zwei Klassen sagen, dass die Landwirte der Klasse 1 den Verträgen deutlich skeptischer gegenüberstehen als die Landwirte der Klasse 2. Dies lässt sich damit belegen, dass man den Landwirten der Klasse 1 deutlich höhere zusätzliche Kompensationszahlungen für schwerwiegendere Auflagen anbieten muss als den Landwirten der Klasse 2 und sie einen vergleichsweise geringeren Klimaschutzeffekt einer Bewirtschaftungsänderung ihrer Moorflächen erwarten als die Landwirte der Klasse 1.

Als wichtige Erkenntnis dieser Untersuchung kann festgehalten werden, dass Düngungsauflagen bei den Landwirten auf starke Abneigung stoßen, da viele Landwirte intensiv Viehhaltung betreiben und befürchten, dass ohne Düngung ihr Land verarmt oder verkrautet oder ihnen möglicherweise auch langfristig die Aberkennung als Gülle-nachweisfläche droht. Um solche Auflagen in einem Moorgrünlandvertrag umzusetzen, benötigen die Landwirte daher sehr hohe Kompensationszahlungen. Die mit den Düngungsauflagen kombinierten Wasserstandanhebungen bis 20 cm unter Flur spielen ebenfalls eine Rolle, allerdings ist hier der Einfluss deutlich geringer und unterschiedlich zwischen den Landwirten. Nach unseren Erkenntnissen kann mit höheren Wasserständen im Winter eher umgegangen werden als mit scharfen Düngungsauflagen. Eine Anhebung des Wasserstandes auf 10 cm unter Flur, welche einer vollständigen Nutzungsaufgabe gleichkommt, wird hingegen sehr kritisch gesehen. Zu diesem Punkt erscheint es sinnvoll, weitere Überlegungen über ein Wassermanagement anzustellen, das möglichst viel Klimaschutz ermöglicht, ohne die Landwirte über Gebühr einzuschränken. Ein Umbruchsverbot in der Grünlanderneuerung spielt bei einer Vertragswahl keine Rolle. Wird die Grünlanderneuerung hingegen vollkommen verboten, benötigen die Landwirte hierfür in einem Vertrag deutlich höhere Ausgleichszahlungen. Die angebotenen Boni, welche dazu dienen sollten, möglichst große zusammenhängende Flächen unter Schutz stellen zu können, zeigen keine signifikante Wirkung. Ein Grund hierfür könnte sein, dass sie im Vergleich zur normalen Vertragszahlung zu niedrig angesetzt waren und ihnen in der Befragung daher wenig Beachtung geschenkt wurde. Nichtsdestotrotz ist anhand der Untersuchung festzustellen, dass lange Vertragslaufzeiten nur sehr ungern von den Landwirten in einem Vertrag gewählt werden. Es müssten hohe zusätzliche Zahlungen geleistet werden, um die Landwirte von Vertragslaufzeiten von 20 Jahren oder der dauerhaften Unterschutzstellung der Flächen mittels Eintragung einer Grunddienstbarkeit zu überzeugen. Dies wäre allerdings für die Einsparung von Treibhausgasen sehr wichtig, da sich meistens oft erst nach mehreren Jahren ein positiver Effekt zeigt, indem Moorflächen erst dann weniger organische Substanz abbauen.

Auf den Punkt gebracht kann man anhand der Ergebnisse dieser Studie sagen, dass Landwirte für Wasserstandanhebungen bis 20 cm unter Flur im Winter und 40 cm im Sommer sowie ein Umbruchsverbot bei der Grünlanderneuerung vergleichsweise einfach zu gewinnen sein dürften. Die Durchsetzung von Düngungsverböten und die langfristige Unterschutzstellung der Flächen würden in freiwilligen Maßnahmen allerdings teuer werden. Um optimale Verträge zu gestalten, reicht es aber nicht aus, sich ausschließlich die Kostenseite zu betrachten. Vielmehr müssen den Kosten die jeweiligen Einsparungspotenziale an Treibhausgasen gegenübergestellt werden. Diese dürften bei Düngungsverböten und langfristiger Unterschutzstellung deutlich höher ausfallen als in jährlich kündbaren Verträgen mit nur geringen Düngungsauflagen.

Zudem erscheint es geboten, nach geeigneten Kommunikationsstrategien zu suchen, um die betroffenen Landwirte überzeugend über den Nutzen der Produktionseinschränkungen für das Klima zu informieren. Auf diese Weise kann es gelingen, die in dieser Studie nachgewiesene intrinsische Motivation der Landwirte für den Klimaschutz zu mobilisieren. Zudem sollte näher untersucht werden, warum in der Eider-Treene-Sorge Niederung eine größere Bereitschaft für den Abschluss der hier untersuchten Verträge vorzuliegen scheint. Vielleicht lässt sich hieraus etwas für den Umgang mit den Landwirten in den niedersächsischen Mooren lernen.

Abschließend ist in diesem Zusammenhang aber auch darauf hinzuweisen, dass Moor nicht gleich Moor ist und jedes Moorgebiet vor Ort unterschiedliche Eigenschaften und morphologische Strukturen aufweist. Es sind beispielsweise nicht in jedem Moor Anstauungsmaßnahmen ohne weiteres möglich, da sich die Entwässerung oft sehr stark in den einzelnen Moorgebieten unterscheidet. Dies untermauert auch die unterschiedliche Einstellung der Landwirte in den einzelnen Regionen zur Teilnahme an Moorschutzverträgen. Es ist daher wichtig, dass die Moorschutzverträge auf die naturräumlichen Gegebenheiten in den einzelnen Moorregionen abgestimmt werden.

5 Literaturverzeichnis

ALBERS, S., KLAPPER, D., KONRADT, U., WALTER, A. UND J. WOLF (HG.) (2009):
Methodik der empirischen Forschung. 3. Aufl. Wiesbaden: GWV Fachverlage GmbH.

BOXALL, P. C. UND W. L. ADAMOWICZ (2002):
Understanding heterogeneous preferences in random utility models: a latent class approach. In: *Environmental and Resource Economics* 23 (4), S. 421 – 446.

BREUSTEDT, G., SCHULZ N. UND U. LATA CZ-LOHMANN (2013):
Ermittlung der Teilnahmebereitschaft an Vertragsnaturschutzprogrammen und der dafür notwendigen Ausgleichszahlungen mit Hilfe eines Discrete-Choice-Experimentes.
In: *German Journal of Agricultural Economics* 62 (4), S. 244 – 258.

CARLSSON F. UND P. MARTINSSON (2003):
Design techniques for stated preference methods in health economic.
In: *Health Econ.* 12, S. 281 – 294.

FLESSA, H., MÜLLER, D., PLASSMANN, K., OSTERBURG, B., TECHEN, A.,
NITSCH, H., NIEBERG, H., SANDERS, J., MEYER ZU HARTLAGE, O., BECKMANN,
E., ANSPACH, V. (2012):
Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Hg. v. Thünen Institut. Braunschweig (Sonderheft 361). Online verfügbar unter http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dn050716.pdf, zuletzt geprüft am 03.09.2018.

KUHFELD, W.F., TOBIAS, R. D. UND M. GARRATT (1994):
Efficient experimental design with marketing research applications. In: *Journal of Marketing Research* 31 (4), S. 545 – 557.

OSTERBURG, B., RÜTER, S., FREIBAUER, A., DE WITTE, T., ELSASSER, P., KÄTSCH, S.,
LEISCHNER, B., PAULSEN, H.M., ROCK, J., RÖDER, N., SANDERS, J., SCHWEINLE, J.,
STEUK, J., STICHTNOHE, H., STÜMER, W., WELLING, J., WOLFF, A. (2013):
Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft.
Thünen Institut. Braunschweig (Thünen Report, 11).

UMWELTBUNDESAMT (06.11.2015):
Deutsche Emissionsberichterstattung, 2015 für das Jahr 2013. Common Reporting Format. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter: http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/8812.php.

WBAE (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR AGRARPOLITIK, ERNÄHRUNG UND GESUNDHEITLICHEN VERBRAUCHERSCHUTZ) (2016):
Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim BMEL und des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik beim BMEL, S. 144 – 155.

Klimafolgen für die Bewässerung von Freilandgemüse am Beispiel von Zwiebeln unter Berücksichtigung von Anbauregionen und Klimamodellen

M.Sc. Nadine Schmidt, Prof. Dr. Jana Zinkernagel

Institut für Gemüsebau, Hochschule Geisenheim University

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	76
2 Material und Methoden	78
2.1 Modellgebiete	78
2.1.1 Hessen	78
2.1.2 Niedersachsen	78
2.2 Klimamodelle und -szenarien	79
2.3 Phänologie	79
2.3.1 Thermische Vegetationsperiode	80
2.4 Kulturspezifischer Bewässerungsbedarf	80
2.5 Statistische Auswertung	83
3 Ergebnisse	84
3.1 Niederschlag und Temperatur	84
3.2 Trockenperioden	85
3.3 Thermische Vegetationsperiode	87
3.4 Kulturspezifischer Wasserbedarf	87
3.4.1 Kulturspezifischer Wasserbedarf ohne Verschiebung des Anbauzeitraumes	88
3.4.2 Kulturspezifischer Wasserbedarf mit Verschiebung des Anbauzeitraumes	91
4 Diskussion	95
5 Literaturverzeichnis	99
6 Anhang	102

1 Einleitung

Der Klimawandel wird sich mit einem bis zum Ende des 21. Jahrhundert prognostizierten CO₂-Anstieg zwischen 421 und 936 ppm, einer Erhöhung der Temperatur um 0,3 bis 4,8 °C sowie einer Zunahme der Niederschlagsvariabilität und -charakteristik auf die pflanzliche Lebensmittelproduktion auswirken (IPCC 2014). Bisherige Untersuchungen des Klimawandels und seiner Folgen zeigen, dass diese Klimaentwicklungen des 21. Jahrhunderts den zukünftigen Anbau von Sonderkulturen stark beeinflussen werden (Schmidt und Zinkernagel 2017, Chmielewski 2013, Schultz et al. 2008, Berthold 2008, Jacob 2005). Der Gemüseanbau unterliegt besonders hohen Anforderungen an eine optimale Wasser- und Nährstoffversorgung. Dies liegt primär an der – im Vergleich zu ackerbaulichen Kulturen – meist erheblich intensiveren Flächenbewirtschaftung sowie hohen Ertrags- und Qualitätsanforderungen. In gemüsebaulich wichtigen Anbauregionen sind neben den Bodenverhältnissen das lokale Klima und die Wasserverfügbarkeit die limitierenden Faktoren. Die Tatsache, dass der Gemüsebau mit zu den größten Wasserkonsumenten in der Landwirtschaft gehört, verdeutlicht die Anfälligkeit des Gemüsebaus für klimawandelbedingte Veränderungen der Wasserverfügbarkeit. Verstärkend wirken die geringe Toleranz von Gemüsekulturen gegenüber Wasserdefizit und die bereits gegenwärtig hohe Bewässerungswürdigkeit. Denn im Vergleich zu anderen landwirtschaftlichen Kulturen führt Wassermangel rasch zum totalen Ernteausfall. In vielen Anbauregionen hat sich gezeigt, dass bereits unter den derzeitigen klimatischen Bedingungen eine wirtschaftliche Gemüseproduktion nur durch Zusatzbewässerung möglich ist.

Die neuesten Simulationen mit Klimamodellen ergeben, dass der Ausstoß von Treibhausgasen (THG) zu einer weiteren Erwärmung und zu Veränderungen in allen Komponenten des Klimasystems führen würde, auch jene Klimaparameter betreffend, die den Wasserhaushalt beeinflussen (IPCC 2014). Bei gleichzeitig auftretender Niederschlagsreduktion kann sich die Diskrepanz zwischen Wasserbedarf und natürlicher Wasserverfügbarkeit verschärfen. Jedoch werden die Niederschlagsänderungen in Verbindung mit der weiteren Erwärmung im 21. Jahrhundert regional und jahreszeitlich unterschiedlich ausgeprägt sein (IPCC 2014). Des Weiteren kann ein zunehmender Anstieg der CO₂-Konzentration im Rahmen des Klimawandels großen Einfluss auf die pflanzliche Wasserhaushaltsregulierung sowie die gesamte Pflanzenentwicklung nehmen (IPCC 2014). Eine jahreszeitliche Verschiebung der Pflanzenentwicklung kann Veränderungen in der Kulturdauer zur Folge haben. In Zusammenhang mit einer weiteren Ausdehnung der Vegetationsperiode würde dies einen weiteren Anstieg des kulturspezifischen Wasserbedarfs pro Saison mit sich bringen.

Vor diesem Hintergrund zeichnet sich die Notwendigkeit ab, die klimawandelbedingten Änderungen des Wasserverbrauchs und der niederschlagsfreien Zeiträume für verschie-

dene gemüsebaulich relevante Regionen zu untersuchen, um kultur- als auch standortspezifisch die zukünftigen Berechnungsmengen und ihre zeitliche Erfordernisse beurteilen zu können. Die Anwendung unterschiedlicher Emissionsszenarien ermöglicht die Einschätzung des berechnungsbedingten Ressourcenbedarfs in seiner großen potentiellen Bandbreite. Aussagen über mögliche Anforderungen an die Bewässerungsinfrastruktur sowie Wasserbereitstellung sind damit zu treffen.

Ziel der Studie ist, die Auswirkungen des Klimawandels auf den Bewässerungsbedarf und die Dauer der Anbauperiode von Freilandgemüse am Beispiel von Zwiebeln zu identifizieren. Regionale Unterschiede sollen durch die Betrachtung einer hessischen und einer niedersächsischen Anbauregion hervorgehoben und bewertet werden. Dazu sind kultur- und regionalspezifische Vulnerabilitäten für Wasserdefizite zu ermitteln. Veränderungen im Wasserhaushalt sollen hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Bewässerung interpretiert werden. Darüber hinaus gilt es zu prüfen, wie sich der Einfluss des Klimawandels regional auf die zukünftigen Vegetationsperioden darstellt und welche Folgen sich aus diesen potentiellen Veränderungen wiederum für die Anbauzeiträume von Zwiebeln ergeben können. Weiterhin soll ermittelt werden, wie sich der kulturspezifische Bewässerungsbedarf unter der Annahme veränderter Anbauzeiträume zukünftig entwickelt. Der Vergleich zweier Anbaugebiete mithilfe verschiedener Emissionsszenarien – optimistischer und pessimistischer – soll es zudem ermöglichen, regionale Unterschiede in den Klimawandelfolgen in Bezug auf Bewässerungsressourcen zu quantifizieren. Dabei soll die mögliche Bandbreite an kleinskaligen, regionalen Klimawandelbedingten Veränderungen aufgezeigt werden.

2 Material und Methoden

2.1. Modellgebiete

2.1.1. Hessen

Im Jahr 2016 wurden in Hessen auf rund 1.460 ha Zwiebeln angebaut und dabei Erträge von ca. 483 dt/ha erzielt (Statistik Hessen 2017a). Zentrum des hessischen Gemüseanbaus ist die Region „Hessisches Ried“ (HR), in Südhessen gelegen. Es ist Teil des nordöstlichen Abschnitts der Oberrheinischen Tiefebene und umfasst ein Gebiet von ca. 50 km Länge und 15 km Breite. Im Hessischen Ried liegen größtenteils sandig bis lehmige Böden vor. Vorrangig sind folgende Bodenklassen vertreten: Sand bis sandiger Lehm, Sand bis lehmiger Sand, schluff-sandiger Lehm bis sandig-toniger Lehm, lehmiger Schluff bis sandig-toniger Lehm, sand-lehmiger Schluff bis lehmiger Ton sowie Sand bis toniger Sand. Es finden sich also überwiegend Böden, die ein geringes Wasserspeichervermögen besitzen.

Gegenwärtig beträgt die erschlossene Beregnungsfläche ca. 33.000 ha, welche in etwa 96 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmacht. Davon kann auf 28.000 ha der Zusatzwasserbedarf in Form von Beregnungsbrunnen auf den Feldern direkt aus dem Grundwasser abgedeckt werden. Ungefähr 5.000 ha werden mit aufbereitetem Rheinwasser und nur 91 ha durch aufbereitetes Oberflächenwasser versorgt. Zwiebelgewächse machen hierbei etwa 14 % der Beregnungsfläche im Hessischen Ried aus (Statistik Hessen 2017b).

2.1.2. Niedersachsen

Rund ein Drittel der Zwiebelproduktion in Deutschland erfolgt in Niedersachsen. 2016 wurden Zwiebeln in Niedersachsen auf ca. 2.501 ha mit Erträgen von rund 479 dt/ha angebaut (Landesamt für Statistik Niedersachsen 2018). Ein Hauptanbaugebiet ist die Region um „Uetze-Peine-Lehrte“ (UPL) mit rund 600 ha. Typische Böden in der Region sind leichte Sandböden, schwach lehmig oder schwach schluffig.

Niedersachsen ist das bewässerungsintensivste Bundesland mit rund 330.000 ha Beregnungsfläche, was ca. 54 % der Beregnungsfläche bundesweit entspricht (Landesamt für Statistik Niedersachsen 2014). Zudem befindet sich in Nordost-Niedersachsen das größte zusammenhängende Beregnungsgebiet Deutschlands. Die Beregnung erfolgt hauptsächlich durch Wasserentnahme aus dem Grundwasser, welche in der Regel durch wasserrechtliche Erlaubnisse begrenzt ist. Die mittlere genehmigte Beregnungsmenge beträgt 80 mm/a.

2.2. Klimamodelle und -szenarien

Die RCP-Szenarien (Representative Concentration Pathways) stellen aktuelle Klimaszenarien basierend auf Konzentrationsverläufen von THG dar (IPCC 2014). Für die Simulationen dieser Studie werden zwei RCP-Szenarien zugrunde gelegt – RCP 2.6 und RCP 8.5. Ersteres wird hinsichtlich der Entwicklung von THG als moderat angesehen und beinhaltet sehr ambitionierte Maßnahmen zur Reduktion von THG. Das RCP 8.5 Szenario geht von einer weiter steigenden THG-Konzentration, einem raschen Wirtschaftswachstum sowie einem Weltbevölkerungsmaximum in der Mitte des 21. Jahrhunderts aus.

In dieser Studie werden die regionalen Klimamodelle (RCM) COSMO-CLM (C-CLM) sowie WETTREG2013 (WR13) verwendet. Bei C-CLM handelt es sich um ein dynamisches und bei WR13 um ein empirisch-statistisches Downscaling-Verfahren. Im Wesentlichen besteht der Unterschied zwischen den beiden darin, dass WR13 eine Resampling-Technik nutzt, um durch zeitliche Neuordnung einer Beobachtungszeitreihe eine Simulationszeitreihe zu entwickeln. Bei C-CLM wird innerhalb einer so genannten Gitterzelle das Klima basierend auf dynamisch physikalischen Zusammenhängen simuliert, wobei einzelne Klimaparameter als Input dienen und miteinander verrechnet werden. Angetrieben werden die beiden RCMs durch das Modell „MPIESM-LR“. Dabei handelt es sich um ein Erdsystemmodell (ESM) = ein weiterentwickeltes globales Klimamodell (GCM), in dem der Kohlenstoffkreislauf geschlossen ist, d. h. es enthält zusätzlich zu den GCM-Modulen (Atmosphäre, Ozean, See-Eis, Landoberfläche) auch noch interaktiv gekoppelte Ozean-Biologie- und Land-Pflanzen-Ökologie-Module (Giorgetta et al 2013).

2.3. Phänologie

Die pflanzliche Entwicklung unterliegt einem Zyklus, der durch den Witterungsverlauf im Jahr geprägt wird. Die anschaulichsten Pflanzenreaktionen auf klimatische Veränderungen sind Unterschiede in der phänologischen Entwicklung. Dabei stellen die höheren Temperaturen, vor allem im Frühjahr, einen wesentlichen Einflussfaktor dar. Somit gewinnen in der Klimafolgenforschung phänologische Daten für Trendanalysen zunehmend an Bedeutung, da sich die Erscheinungsdaten phänologischer Phasen in Beziehung zu Temperaturtrends setzen lassen.

Für den Anbau landwirtschaftlicher Kulturen, hinsichtlich Bewirtschaftungszeitraum und -maßnahmen sowie Entwicklung, ist die Länge der Vegetationsperiode ausschlaggebend. In der Fachwelt wird davon ausgegangen, dass ihre Temperaturabhängigkeit im Zusammenhang mit dem Klimawandel Änderungen im Vegetationsbeginn und -ende zur Folge hat (Shen et al. 2012, Sparks et al. 2009, Carter 2008, Linderholm 2006, Schwartz et al. 2006).

2.3.1. Thermische Vegetationsperiode (thermVeg)

Der Anbauzeitraum von Gemüse wird durch die thermVeg festgelegt. Die thermVeg eines Jahres ist definiert als die Anzahl Tage zwischen Vegetationsbeginn = erstes Aufkommen von einer Durchschnittstemperatur über 5°C und Vegetationsende = erstes Aufkommen von einer Durchschnittstemperatur unter 5°C im Winterhalbjahr. Abgesehen von der Überschreitung der definierten 5°C Temperaturschwelle ist es für das Pflanzenwachstum außerdem wichtig, dass im Anschluss daran ein bestimmter Zeitabschnitt erfolgt, in dem keine längeren Kälteperioden oder gar Eistage auftreten. Die Einschränkung bis zum Jahresende erfolgt aufgrund der Bedingung, dass die thermVeg im jeweiligen Simulationsjahr beendet sein muss. Daraus ergeben sich für den Beginn und das Ende der thermVeg die folgenden Berechnungsvorschriften:

$$\text{thermischer Vegetationsbeginn} \quad \sum_i (T_i - 5^\circ\text{C}) > 0^\circ\text{C} \quad (i = 2,3, \dots, 30) \quad (1)$$

$$\text{thermisches Vegetationsende} \quad \sum_i (T_i - 5^\circ\text{C}) < 0^\circ\text{C} \quad (2)$$

$(i = 2,3, \dots, \text{Jahresende})$

Ausgehend von diesen Bedingungen wurden für jedes einzelne Jahr der jeweils 30jährigen Perioden 1971 – 2000 (Referenzperiode), 2031 – 2060 und 2071 – 2100 die thermischen Vegetationsbeginne und -enden bestimmt.

2.4. Kulturspezifischer Bewässerungsbedarf

Für die Berechnung des kulturspezifischen Wasserbedarfs unter der Annahme eines Klimawandels wird zwischen zwei Betrachtungsweisen unterschieden. Zum einen wird eine Kulturführung unter klassischen Anbaubedingungen angenommen, wobei diese Anbauperiode den Zeitraum von März bis Oktober abdeckt. Die Aussaat erfolgt praxisüblich im März. Der Aussaattermin wird für die Auswertung der klimatischen Datensätze auf den 15. März gelegt.

Zum anderen wird eine Kulturführung mit zeitlich variablen Anbauzeiträumen betrachtet, indem Verschiebungen phänologischer Phasen in Abhängigkeit von der Temperaturentwicklung im Rahmen des simulierten Klimawandels berücksichtigt werden. Die Tatsache, dass Zwiebeln bereits bei niedrigen Temperaturen ausgesät werden können, vereinfacht die Terminierung des Aussaattermins. Dieser wird mit dem Tag des thermischen Vegetationsbeginns, der bei $\geq 5^\circ\text{C}$ liegt, gleichgesetzt.

Der Bewässerungsbedarf wird auf Grundlage der Geisenheimer Steuerung (GS) berechnet (vgl. Olberz, Kahlen und Zinkernagel 2018), die auf der Anwendung der Klimatischen Wasserbilanz (KWB) basiert. Die KWB ermöglicht einen quantitativen Vergleich zwischen Wasserinput und -output einer bestimmten Region innerhalb einer bestimmten Zeitperiode. Sie berechnet sich aus der Differenz von Niederschlag (N) und der Referenzevapotranspiration (ET_0) nach FAO 56 (Allen et al. 1998) auf Tagesbasis mit den simulierten klimatischen Daten der Regionalmodelle WR13 und C-CLM. Die kulturspezifische Evapotranspiration (ET_C) von Zwiebeln ergibt sich aus der Multiplikation der ET_0 mit einem je nach Entwicklungsstadium spezifischem Korrekturfaktor, dem k_C Wert. Diese k_C Werte werden in Geisenheim bestimmt und evaluiert (Zinkernagel et al. 2018). Aus der Bilanz der berechneten ET_C mit den simulierten Niederschlägen auf Tagesbasis innerhalb des Kulturzeitraums (von Aussaat bis Ernte) resultiert die kulturspezifische KWB (KWB_C), die als Maß für den Wasserbedarf der Kultur, in Abhängigkeit von ihren Entwicklungsstadien, herangezogen werden kann. Die Tageswerte für ET_0 , ET_C und KWB werden aus den Tagesmittelwerten der Klimavariablen der RCMs unter Anwendung der nach FAO 56 modifizierten Penman-Monteith Formel berechnet:

$$ET_0 = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 u_2)} \quad (3)$$

$$ET_C = ET_0 k_C \quad (4)$$

$$KWB_C = ET_C - N \quad (5)$$

Die Analyse der Eintrittstermine sowie der Dauer der einzelnen Entwicklungsstadien und des Erntezeitpunktes in Bezug auf die klimatischen Verhältnisse erfolgt mit Hilfe von Temperatursummen (T_{sum}). Dieser Ansatz basiert auf der Annahme, dass zum Eintreten des jeweiligen Entwicklungsstadiums die Temperatur einen bestimmten Schwellenwert überschreiten bzw. eine spezifische Anzahl an Gradtagen ($^\circ\text{Cd}$) erreicht sein muss.

Für die Festlegung der T_{sum} -abhängigen Entwicklungsstadien wurden vorab sowohl phänologische als auch meteorologische Daten der letzten 10 Jahre aus 18 Freilandversuchen in Geisenheim herangezogen. Die Aufzeichnungen beinhalten Informationen zum Aussaattermin, zu den Umstellterminen der einzelnen Stadien, zur Ernte sowie zu den jeweiligen klimatischen Bedingungen während der Kulturzeit. Die einzelnen Stadien werden mit Hilfe des internationalen BBCH Codes beschrieben. Dieser gibt Auskunft über den morphologischen Entwicklungszustand einer Pflanze. Für Zwiebel gibt es fünf verschiedene Stadien: (i) Aussaat (Boden unbewachsen), (ii) ab Auflaufen (BBCH 09), (iii) ab 5. Blatt (BBCH 15), (iv) ab 8. Blatt (BBCH 18) und (v) Schlottenknicken (BBCH 47) (s. Tab A1).

Für jedes Versuchsjahr wurden Eintritt und Dauer der einzelnen kc-Stadien ausgehend vom Aussaattermin bis zur Ernte über akkumulierte Klimaparameter, hier univariat über die Tagesdurchschnittstemperatur, abgebildet. Daraus resultierten T_{sum} (in Gradtagen, °Cd) für die jeweiligen Umstelltermine der einzelnen kc-Stadien. Im Anschluss daran wurden diese T_{sum} aller Versuchsjahre gemittelt, um einen durchschnittlichen Wert zu erhalten, der als Orientierung dient. Die so ermittelten Schwellenwerte (siehe Tab. A1), wann ein Stadien- und damit ein kc-Wechsel bei Zwiebeln erfolgt, werden dann entsprechend auf die Simulationsdatensätze der einzelnen Modelle übertragen.

In die Berechnung des Bewässerungsbedarfs für Zwiebeln und für eine spezifische Region muss zusätzlich die Menge und Verfügbarkeit der Bodenwasservorräte einbezogen werden. Denn der Zeitpunkt und die Menge einer Bewässerungseinzelgabe hängen von der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens und der Durchwurzelungstiefe im jeweiligen phänologischen Stadium ab. Der Fokus liegt dabei auf der nutzbaren Feldkapazität (nFK), welche das maximale Bodenspeichervermögen für pflanzenverfügbares Wasser beschreibt. Jedes Entwicklungsstadium wird mit seinem spezifischen kc Wert einer bestimmten Wurzelzone zugeordnet, um die Berechnung der Bewässerungsschwellen für jedes Stadium zu ermöglichen. In beiden Regionen liegen heterogene Bodenverhältnisse vor, weshalb zur Vereinfachung der Berechnungen des kulturspezifischen Bewässerungsbedarfs jeweils ein standardisierter Modellboden basierend auf realen nFK Daten für die einzelnen Bodenhorizonte angenommen wird. Im Hessischen Ried 60 mm (0–30 cm), 50 mm (30–60 cm) und 45 mm (60–90 cm) und in der niedersächsischen Region 42 mm (0–30 cm), 39 mm (30–60 cm) und 33 mm (60–90 cm).

Die Berechnung des Bewässerungsbedarfs (BWB) erfolgt als vereinfachte Tagesbilanz zwischen Wasserinput (Niederschlag und Bewässerung) und Wasseroutput (ET_C und Versickerung) mit Beginn des Kulturzeitraumes (=Aussaat) (Formel 6). Dabei wird zu Beginn die nFK auf 100% gesetzt, annehmend dass der Boden wassergesättigt ist. Der tägliche BWB wird über die gesamte Kulturdauer aufsummiert (Formel 7). Diese Summe aller Bewässerungsbedarfe innerhalb des gesamten Kulturzeitraumes wird beschrieben durch den Gesamtbewässerungsbedarf (BWB_{total}). Dieser bezieht sich dabei jeweils auf den standardisierten, Region repräsentierenden Boden.

Eine Bewässerung erfolgt, wenn der BWB_{total} einem Schwellenwert entspricht oder überschreitet (Formel 8). Diese Bewässerungszeitpunkte auf Basis des Schwellenwertes werden für jedes Wachstumsstadium und der entsprechenden Wurzelzone ermittelt.

$$BWB = N + Bew - ET_C - V \quad \text{mit 100\% nFK als Ausgangspunkt} \quad (6)$$

$$BWB_{\text{total}} = \sum_{t_{\text{Aussaat}}}^{t_{\text{Ernte}}} BWB \quad (7)$$

$$\text{mit Bew wenn } BWB_{\text{total}} \geq \text{Schwellenwert} \quad (8)$$

wobei BWB der tägliche Bewässerungsbedarf (mm/Tag), N der Niederschlag (mm/Tag), Bew die Bewässerungsmenge (mm/Tag), ET_C die kulturspezifische Evapotranspiration (mm/Tag) und V die Versickerung aus der Wurzelzone heraus (mm/Tag) ist.

2.5. Statistische Auswertung

Zur statistischen Analyse der vorliegenden Daten wurde eine Varianzanalyse (ANOVA) unter Verwendung des Statistikprogramms R (R Core Team 2018) durchgeführt. Die Daten wurden mittels Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung sowie mittels Levené-Test auf Varianzhomogenität (Homoskedastizität) geprüft. Lag keine Normalverteilung der Daten vor, wurde ein Kruskal-Wallis-Test herangezogen. Die Irrtumswahrscheinlichkeit betrug 5%. Paarweise Mittelwertvergleiche erfolgten für die ANOVA mit dem Post-hoc Test Tukey's HSD, für Kruskal-Wallis mit dem Bonferroni-Test.

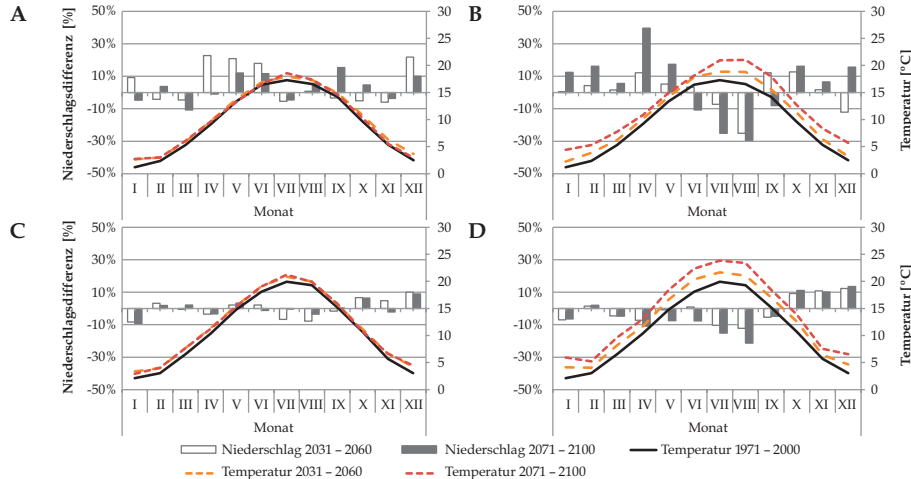
3 Ergebnisse

3.1. Niederschlag und Temperatur

Für die zukünftige Entwicklung von Temperatur und Niederschlag werden bei Verwendung des optimistischen Szenarios RCP 2.6 keine Veränderungen erwartet, während im Gegensatz dazu für RCP 8.5 ein Anstieg der Temperatur sowie eine Umverteilung der Niederschläge vom Sommer in den Winter angenommen werden.

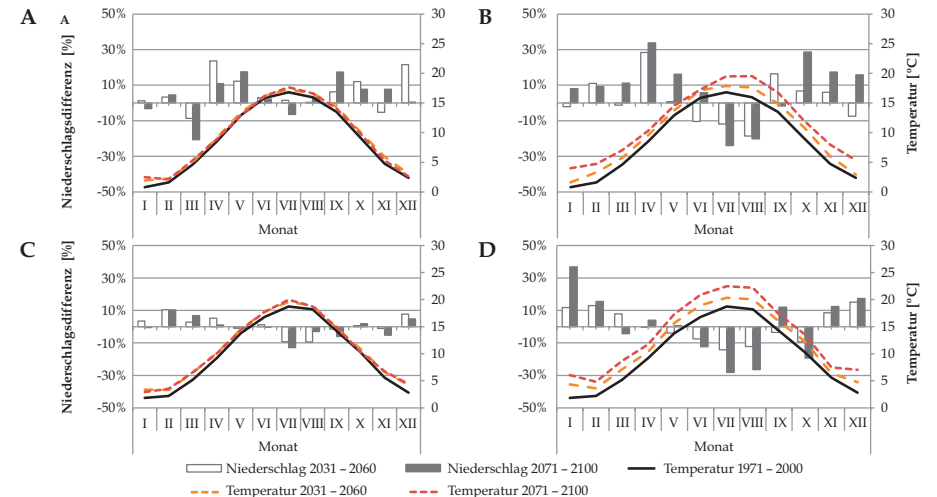
Die zukünftige Entwicklung der Temperatur (Abb. 1 und 2) zeigt ein zwischen den Szenarien deutlich variierendes, aber für die Regionen und Klimamodelle ein insgesamt einheitliches Trendbild. Die Annahmen hinsichtlich der unterschiedlichen Temperaturentwicklung zwischen den beiden RCPs werden durch die Simulationsergebnisse bestätigt. Unabhängig von der betrachteten Region und dem regionalen Klimamodell kann festgestellt werden, dass die simulierten Temperaturverläufe bei RCP 2.6 nahezu deckungsgleich sind. Im Gegensatz dazu kann bei RCP 8.5 im Mittel ein Temperaturanstieg festgestellt werden. Bezogen auf die Region HR liegt der Anstieg in 2071 – 2100 im Vergleich zu 1971 – 2000 zwischen +2 und +4 °C und in UPL zwischen +1 und +4°C.

Abb. 1:



Veränderung [%] der monatlichen Niederschlagssummen basierend auf dem Vergleich der zukünftigen Perioden 2031 – 2060 und 2071 – 2100 mit der Referenzperiode 1971 – 2000 sowie der monatlichen Temperaturen [°C] für die jeweilige 30jährige Periode im Hessischen Ried für A) C-CLM (RCP 2.6), B) C-CLM (RCP 8.5), C) WR13 (RCP 2.6) und D) WR13 (RCP 8.5)

Abb. 2:



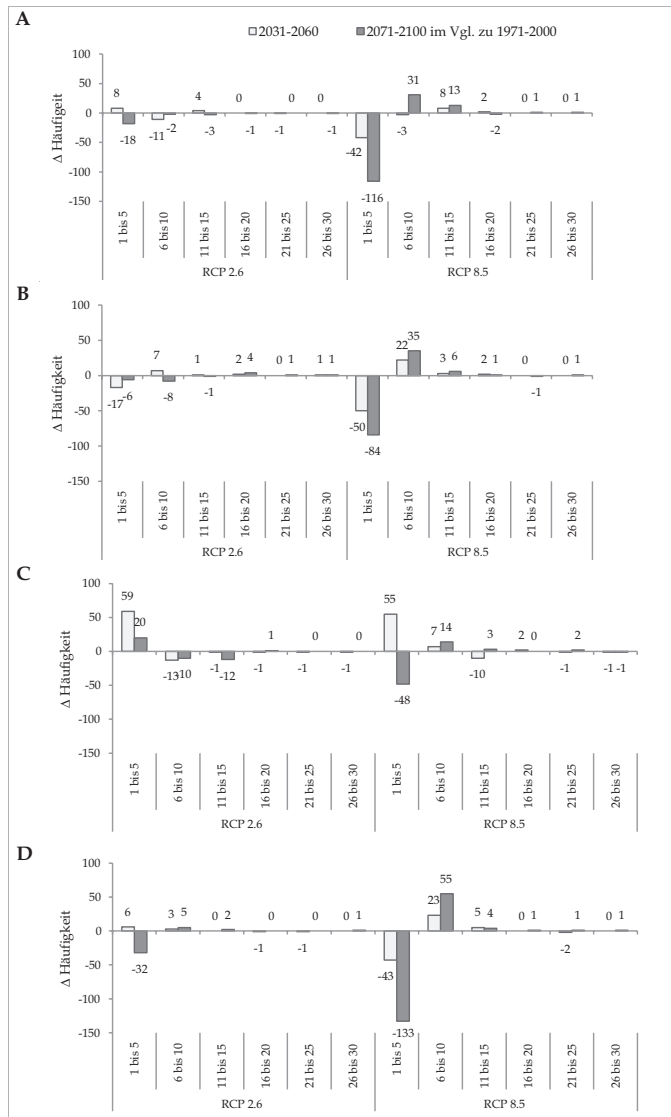
Veränderung [%] der monatlichen Niederschlagssummen basierend auf dem Vergleich der zukünftigen Perioden 2031 – 2060 und 2071 – 2100 mit der Referenzperiode 1971 – 2000 sowie der monatlichen Temperaturen [°C] für die jeweilige 30jährige Periode in Uetze-Peine-Lehrte für A) C-CLM (RCP 2.6), B) C-CLM (RCP 8.5), C) WR13 (RCP 2.6) und D) WR13 (RCP 8.5)

Die zukünftige Entwicklung des Niederschlags (Abb. 1 und 2) zeigt ein sowohl zwischen den Regionen als auch zwischen RCMS und RCPs variierendes Trendbild, wobei ein Trend zu einer Umverteilung bei Verwendung des RCP 8.5 in den Simulationsergebnissen durchaus beobachtet werden kann. Die Abnahme der Niederschläge in den Sommermonaten kann sowohl im HR als auch in UPL vereinzelt bis zu -30 % ausmachen.

3.2. Trockenperioden

Im HR simuliert C-CLM unter RCP 2.6 allgemein eine Abnahme der Trockenperioden bis 2100. Im Unterschied dazu wird unter RCP 8.5 eine Abnahme der Häufigkeit von 1 – 5 Tagen (d) ohne Niederschlag sowie eine deutliche Zunahme der Trockenperioden von 6 – 10 sowie 11 – 15 d bis 2100 simuliert (Abb. 3A WR13 simuliert unter RCP 2.6 abnehmende Häufigkeiten für Trockenperioden von 1 – 5, 6 – 10 sowie 11 – 15 d bis zum Ende des Jahrhunderts, während die Häufigkeiten längerer Trockenperioden geringfügig zunehmen. Unter RCP 8.5 nimmt die Häufigkeit der Trockenperioden von 1 – 5 d Länge zu, für längere Trockenperioden werden Häufigkeitszunahmen simuliert (Abbildung 3B). Eine Zunahme langer Trockenperioden mit bis zu 30 d ohne Niederschlag treten bei C-CLM (RCP 8.5) aber auch bei WR13 (RCP 2.6 und 8.5) auf.

Abb. 3:



Simulierte Veränderung (Δ) der Häufigkeiten von Trockenperioden, eingeteilt in Klassen, basierend auf dem Vergleich der zukünftigen Perioden 2031–2060 und 2071–2100 mit der Referenzperiode 1971–2000 im A) Hessischen Ried mit C-CLM und B) mit WR13 sowie in C) Uetze-Peine-Lehrte mit C-CLM und mit D) WR13 innerhalb der Vegetationsperiode (März bis Oktober).

In der Region UPL simuliert C-CLM unter RCP 2.6 eine Häufigkeitszunahme der Trockenperioden von 1-5 d, wogegen die Häufigkeiten der Trockenperioden von 6–10 sowie 11–15 d zukünftig abnehmen. Unter RCP 8.5 nimmt die Häufigkeit der Trockenperioden von 1–5 d in 2031–2060 zu, dafür in 2071–2100 wieder stark ab. Die Trockenperioden mit einer Länge von 6–10 d treten häufiger auf. Das Modell WR13 simuliert weniger Trockenperioden von 1–5 d Länge bis 2100, sowohl bei RCP 2.6 als auch 8.5. Trockenperioden von 6–10 d nehmen unter RCP 2.6 geringfügig zu, unter RCP 8.5 wesentlich häufiger in 2071–2100. Lange Trockenperioden bis 30 d werden ebenfalls simuliert, wobei eine Zunahme nur bei WR13 simuliert wird, während bei C-CLM keine Veränderung der Häufigkeit auftritt (Abbildung 3C und D).

3.3. Thermische Vegetationsperiode

Die Simulation unter Anwendung der Formeln 1 und 2 (Kapitel 2.3.1) erbrachte in allen Modellkombinationen längere thermVeg für die Zeiträume 2031–2060 und 2071–2100 jeweils im Vergleich zur Referenz 1971–2000, was auf eine Verfrühung des Vegetationsbeginns bzw. Verspätung des Vegetationsendes zurückzuführen ist.

Unter Verwendung des RCP 2.6 zeigte sich im HR bezogen auf den Referenzzeitraum für die Länge der thermVeg in der 30jährigen Periode 2031–2060 eine Zunahme um 18 bzw. 21 d und in 2071–2100 um 11 bzw. 27 d. Unter Verwendung von RCP 8.5 zeigt sich für 2031–2060 eine Verlängerung um 22 bzw. 26 d und 2071–2100 sogar um 68 bzw. 60 d. In UPL zeigt sich bei RCP 2.6 in 2031–2060 eine Verlängerung der thermVeg um 5 bzw. 25 d und in 2071–2100 um 4 bzw. 24 d. Bei RCP 8.5 beträgt die simulierte Verlängerung 2031–2060 27 bzw. 37 d und in 2071–2100 73 bzw. 72 d.

Bezüglich der zukünftigen Länge der thermVeg im HR wird deutlich, dass sich vorrangig ein Unterschied zwischen den beiden RCPs, und zwar in der 30jährigen Periode 2071–2100 herauskristallisiert. Zwischen den beiden Klimamodellen lassen sich keine gravierenden Unterschiede feststellen. Für UPL kann der Unterschied zwischen den beiden RCPs ebenfalls vorwiegend für die Periode 2071–2100 beobachtet werden. Allerdings lässt sich für die niedersächsische Anbauregion neben dem Unterschied zwischen den RCPs auch ein Unterschied zwischen den Klimamodellen feststellen. Bei RCP 2.6 weichen die simulierten Werte zwischen C-CLM und WR13 stark voneinander ab, wobei WR13 die „höheren Werte“ simuliert. Bei RCP 8.5 ist kein aussagekräftiger Unterschied zwischen den Modellen feststellbar.

3.4. Kulturspezifischer Wasserbedarf

Folgende Ergebnisse beschreiben die zukünftige Entwicklung des kulturspezifischen Wasserbedarfs für Zwiebel, berechnet mit zwei verschiedenen RCPs und Klimamodellen.

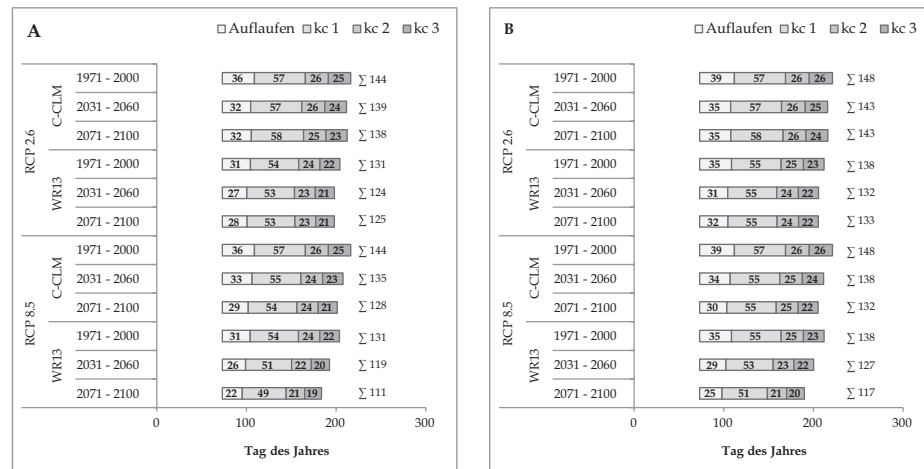
Dabei werden sowohl die Veränderung der einzelnen Entwicklungsstadien und der kulturspezifischen klimatischen Wasserbilanz als auch der daraus resultierende Bewässerungsbedarf hinsichtlich Zusatzwassermenge und Anzahl der Einzelgaben betrachtet. Die Modellrechnungen werden zunächst ohne Verschiebung des Anbauzeitraumes durchgeführt und anschließend mit Verschiebung des Anbauzeitraumes.

3.4.1. Kulturspezifischer Wasserbedarf ohne Verschiebung des Anbauzeitraumes

Im HR (Abb. 4A) zeigt sich eine minimale Verkürzung der gesamten Kulturdauer von Zwiebeln bei RCP 2.6 von 144 auf 138 d (C-CLM) und 131 auf 125 d (WR13). Bei RCP 8.5 verkürzt sich die Kulturdauer von 144 auf 128 d (C-CLM) und von 131 auf 111 d (WR13). Im Wesentlichen erfolgt die Verkürzung bei RCP 2.6 durch ein verkürztes Stadium des Auflaufens, während sich bei RCP 8.5 auch die kC Stadien 1 bis 3 stärker verkürzen.

In UPL (Abb. 4B) wird ebenfalls eine minimale Verkürzung der gesamten Kulturdauer von Zwiebeln simuliert. Bei RCP 2.6 von 148 auf 143 d (C-CLM) sowie von 138 auf 133 d (WR13) bis 2100. Bei RCP 8.5 verkürzt sich die Kulturdauer von 148 auf 132 d (C-CLM) und von 138 auf 117 d (WR13). Ähnlich den Simulationen für das HR zeigt sich, dass sich bei RCP 2.6 im Wesentlichen das erste Stadium reduziert und bei RCP 8.5 neben diesem auch die restlichen Stadien.

Abb. 4:



Zwiebelspezifische Kulturdauer im A) Hesseschen Ried und in B) Uetze-Peine-Lehrte ohne thermische Verschiebung des Anbauzeitraumes simuliert für RCP 2.6 und 8.5 jeweils unter Verwendung der Modelle C-CLM und WR13. Die Balken stellen die Länge der einzelnen Wachstumsstadien (kc) als 30jährige Mittelwerte für die jeweiligen 30jährigen Perioden 1971–2000, 2031–2060 und 2071–2100 dar. Die gesamte Kulturdauer ist als Summe (Σ) angegeben.

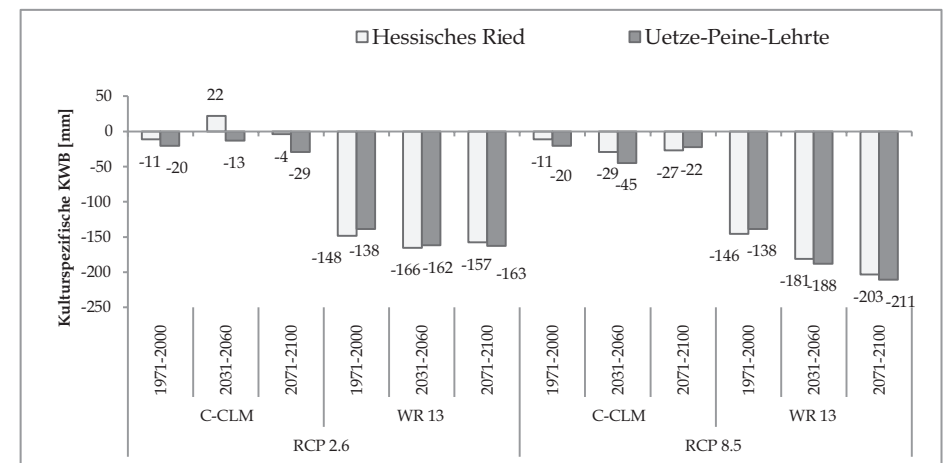
Kulturspezifische Klimatische Wasserbilanz von Zwiebeln

Die simulierten KWB_C von Zwiebeln, unterschieden zwischen den beiden Regionen jeweils für RCP 2.6 und 8.5 und unter Verwendung von C-CLM sowie WR13, ohne thermische Anpassung des Anbauzeitraumes sind in Abbildung 5 dargestellt.

Im Allgemeinen fallen die KWB_C , bis auf eine einzige Ausnahme (C-CLM/RCP 2.6/2031–2060), während der Kulturdauer in allen 30jährigen Perioden negativ aus.

Im HR wird die KWB_C außer bei C-CLM (RCP 2.6), von 1971–2000 bis 2071–2100 stärker negativ. Die KWB_C nimmt bei C-CLM (RCP 8.5) von -11 auf -27 mm sowie bei WR 13 (RCP 2.6) von -148 auf -157 mm und WR 13 (RCP 8.5) von -146 auf -203 mm weiter ab. Bei C-CLM (RCP 2.6) nimmt die KWB_C hingegen von -11 auf -4 mm zu, wobei in der Periode 2031–2060 eine positive KWB_C von +22 mm simuliert wird. In UPL zeigt sich ebenfalls eine negative Entwicklung der KWB_C , wobei auch alle Modellkombinationen von einer negativen KWB_C in 1971–2000 ausgehen. Die KWB_C sinkt bei C-CLM (RCP 2.6) von -20 auf -29 mm, bei C-CLM (RCP 8.5) von -20 auf -22 mm, bei WR 13 (RCP 2.6) von -138 auf -163 mm und bei WR 13 (RCP 8.5) von -138 auf -211 mm.

Abb. 5:



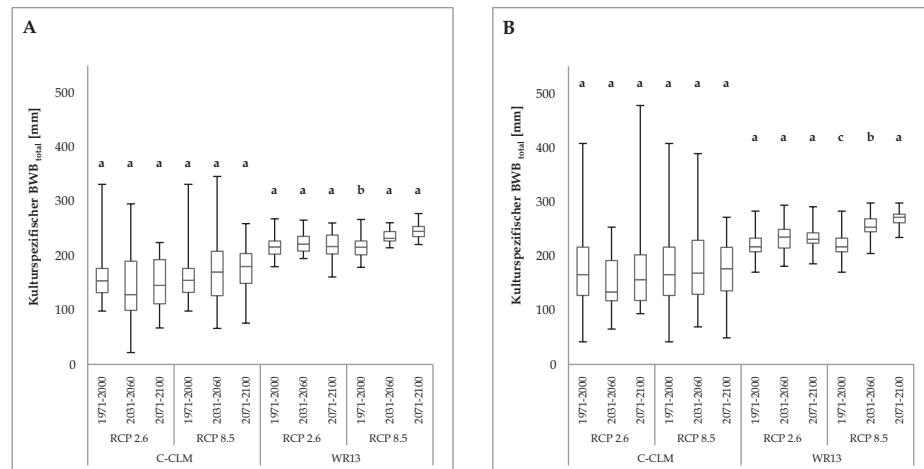
Zwiebelspezifische Klimatische Wasserbilanz (KWB_C , mm) ohne thermische Verschiebung simuliert für RCP 2.6 und 8.5 jeweils unter Verwendung der Modelle C-CLM und WR13 für die Regionen Hessesches Ried und Uetze-Peine-Lehrte. Die Veränderungen sind dargestellt als 30jährige Mittelwerte für die jeweiligen 30jährigen Perioden 1971–2000, 2031–2060 und 2071–2100.

Im direkten Vergleich werden durch WR13 größere Defizite in beiden Regionen simuliert als durch C-CLM. Die beiden Regionen selbst unterscheiden sich in den Simulationen zwar in den absoluten Werten, aber weniger im Trend. Die einzige Abweichung im Trendbild zeigt sich bei C-CLM (RCP 2.6) für die Periode 2031–2060. Im HR ergibt sich eine positive KWB_C mit +22 mm, während in UPL die KWB_C mit -13 mm negativ ausfällt. Die beiden RCPs unterscheiden sich allerdings hinsichtlich der KWB_C Trendbilder simuliert mit C-CLM. Bei RCP 2.6 nimmt das Defizit der KWB_C in beiden Regionen in 2031–2060 ab und dann bis 2071–2100 wieder zu. Bei RCP 8.5 zeigt sich das Gegenteil. Dort nimmt das Defizit bis 2031–2060 der KWB_C deutlich zu, um dann bis 2071–2100 wieder abzunehmen.

Bewässerungsbedarf von Zwiebeln nach Geisenheimer Steuerung

Im direkten Vergleich der 30jährigen Mittelwerte des Gesamtwasserbedarfs von 2071–2100 mit der Referenzperiode im HR simuliert C-CLM (RCP 2.6) eine Abnahme der Bewässerungsmenge von 164 auf 151 mm, C-CLM (RCP 8.5) hingegen eine Zunahme von 164 auf 176 mm, WR13 (RCP 2.6) eine Zunahme von 216 auf 219 mm und WR13 (RCP 8.5) von 216 auf 245 mm (Abb. 6) in UPL.

Abb. 6:



Zwiebelspezifischer Gesamtwasserbedarf (BWB_{total} , mm) ohne thermische Verschiebung des Anbauzeitraumes (Aussaat = 15. März) simuliert für RCP 2.6 und 8.5 jeweils unter Verwendung der Modelle C-CLM und WR13 für die Regionen A) Hessisches Ried und B) Uetze-Peine-Lehrte dargestellt als Boxplot für die jeweiligen 30jährigen Perioden 1971–2000, 2031–2060 und 2071–2100. Signifikante Unterschiede zwischen den 30jährigen Perioden sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (ANOVA, Tukey, Kruskal-Wallis, post-hoc HSD Test, $\alpha = 5\%$).

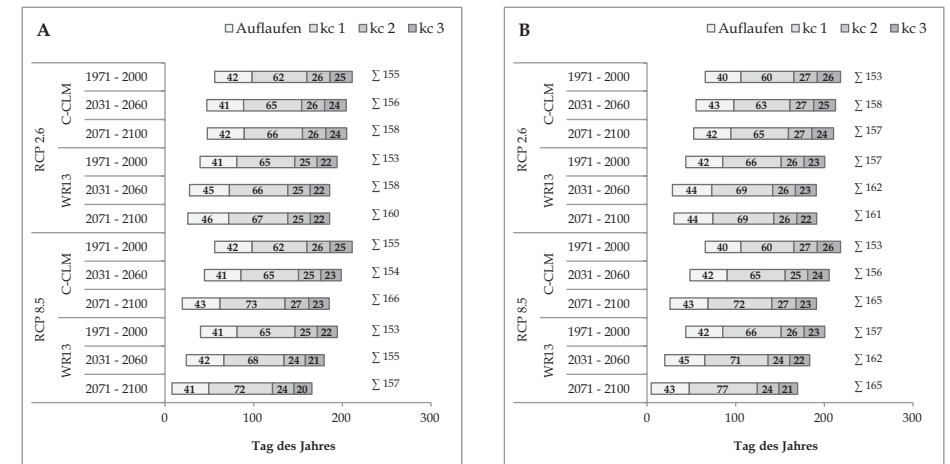
Die Modellkombinationen simulieren somit kein einheitliches Trendbild. Signifikante Unterschiede sind für die Regionen HR und UPL jeweils nur bei WR13 (RCP 8.5) feststellbar. Unabhängig von der betrachteten Region und dem RCP simuliert das Modell C-CLM die größere Bandbreite an Gesamtbewässerungsbedarf. Die Bandbreite erstreckt sich bei diesem Modell im Hessischen Ried von 22 bis 345 mm und in Uetze-Peine-Lehrte von 41 bis 478 mm. Die Bandbreite bei WR13 hingegen umfasst im Hessischen Ried einen Bewässerungsbedarf von 161 bis 278 mm und in Uetze-Peine-Lehrte von 170 bis 298 mm.

3.4.2. Kulturspezifischer Wasserbedarf mit Verschiebung des Anbauzeitraumes

Unter der Annahme einer sich verschiebenden thermVeg zeigen die Simulationen unabhängig von der Region, dem RCM und RCP übereinstimmend, dass sich die Aussaat in den zukünftigen Perioden im Vergleich zur Referenzperiode generell verfrüht (Abb. 7).

In 2071–2100 verfrüht sich die Aussaat im HR um 8 d bei C-CLM (RCP 2.6), um 37 d bei C-CLM (RCP 8.5), um 14 d bei WR13 (RCP 2.6) und um 32 d bei WR13 (RCP 8.5).

Abb. 7:



Zwiebelspezifische Kulturdauer im A) Hessischen Ried und in B) Uetze-Peine-Lehrte mit thermischer Verschiebung des Anbauzeitraumes (Temperatur abhängige Aussaat) simuliert für RCP 2.6 und 8.5 jeweils unter Verwendung der Modelle C-CLM und WR13. Die Balken stellen die Länge der einzelnen Wachstumsstadien (kc) als 30jährige Mittelwerte für die jeweiligen 30jährigen Perioden 1971–2000, 2031–2060 und 2071–2100 dar. Die gesamte Kulturdauer ist als Summe (Σ) angegeben.

In der Region UPL verfrüht sich die Aussaat bei C-CLM (RCP 2.6) um 13 d, bei C-CLM (RCP 8.5) um 40 d, bei WR13 (RCP 2.6) um 14 d und bei WR13 (RCP 8.5) um 39 d.

Im Gegensatz zum klassischen Zwiebelanbau ohne thermische Verschiebung verlängert sich die Gesamtkulturdauer anstatt sich zu verkürzen. Verglichen mit 1971 – 2000 verlängert sich die Kulturdauer im HR um drei d bei C-CLM (RCP 2.6), um 11 d bei C-CLM (RCP 8.5), um 7 d bei WR13 (RCP 2.6) und um vier d bei WR13 (RCP 8.5). In der niedersächsischen Region verlängert sich die Kulturdauer ebenfalls – um 4 d bei C-CLM (RCP 2.6), um 12 d bei C-CLM (RCP 8.5), um 4 d bei WR13 (RCP 2.6) und um 8 d bei WR13 (RCP 8.5).

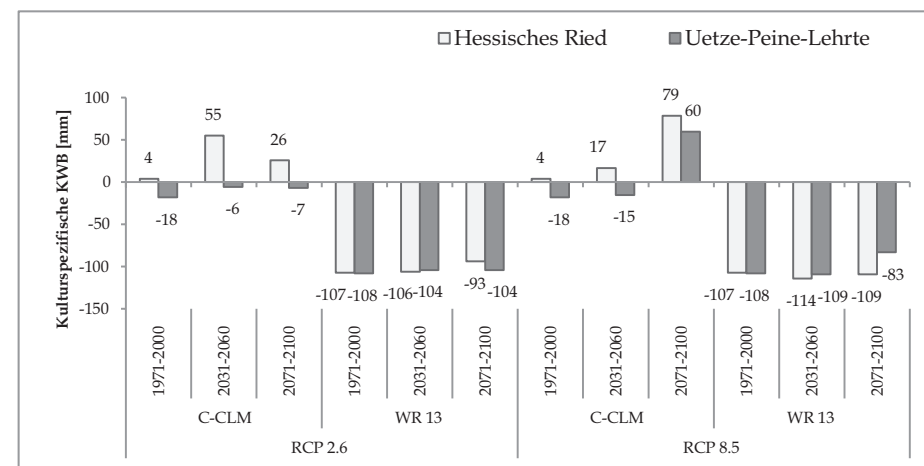
Kulturspezifische Klimatische Wasserbilanz von Zwiebeln

Im Allgemeinen unterscheiden sich die Simulationsergebnisse hinsichtlich der kulturspezifischen KWBC mit thermischer Verschiebung vorrangig zwischen den beiden Klimamodellen (Abb. 8). Während, unabhängig von der Region und dem RCP, die KWBC Werte bei WR13 ganzheitlich im negativen Bereich liegen, finden sich bei C-CLM auch positive Bilanzen. Weiter nach Region differenziert zeigt sich, dass im HR die KWBC Werte in 1971 – 2000 bereits positiv sind und bis 2100 auch bleiben. So steigt die KWBC bei C-CLM (RCP 2.6) von +4 auf +26 mm in 2071 – 2100 im Vergleich mit der Referenzperiode. Bei C-CLM (RCP 8.5) steigt sie sogar um 75 mm, von +4 auf +79 mm an. In UPL liegt bei C-CLM in der Referenzperiode ein Defizit von -18 mm vor, welches sich zunehmend positiv entwickelt. Bei RCP 2.6 liegt die KWBC 2071 – 2100 im negativen Bereich bei -7 mm, während sie sich bei RCP 8.5 in den positiven Wertebereich auf +60 mm verschiebt.

Im direkten Modell-Vergleich werden durch WR13 generell die größeren Defizite in beiden Regionen simuliert. Die KWBC, simuliert mit WR13, in beiden Regionen und bei beiden RCPs in der Referenzperiode im negativen Wertebereich und verbleiben bis 2100 im negativen Bereich. Insgesamt betrachtet entwickelt sich die KWBC bis 2100 eher positiv bzw. bleibt auf dem Niveau der Referenzperiode. Im Detail entwickelt sich die KWBC bei WR13 (RCP 2.6) dezent positiv, im HR von -107 auf -93 mm und in UPL von -108 auf -104 mm. Bei WR13 (RCP 8.5) erhöht sich das Defizit nur geringfügig von -107 auf -109 mm im Hessischen Ried, während sich in Uetze-Peine-Lehrte das Defizit bis 2100 von -108 auf -83 mm reduziert.

Ableitend unterscheiden sich die beiden RCPs in den Simulationen zwar in den absoluten Werten, aber weniger im Trendbild aufgrund einer zukünftig insgesamt eher positiven statt negativen Entwicklung der KWBC.

Abb. 8:



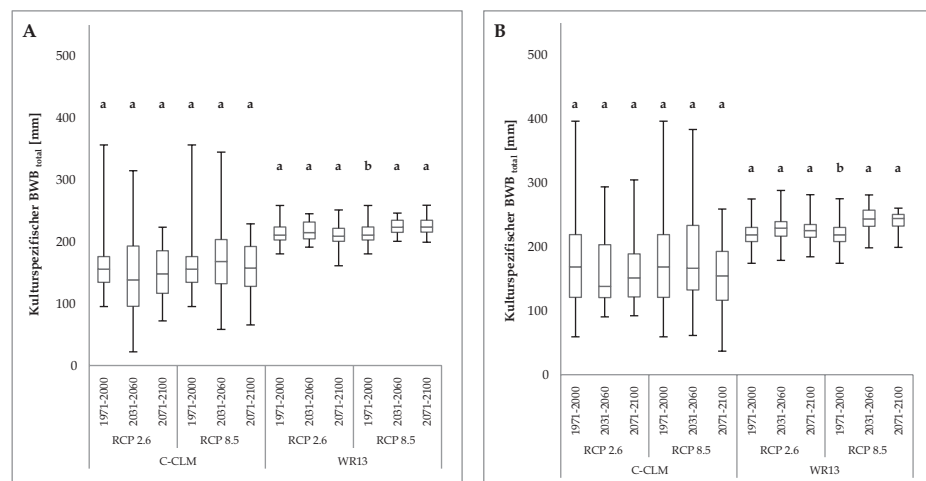
Zwiebelspezifische Klimatische Wasserbilanz (KWBC, mm) mit thermischer Verschiebung (Temperatur abhängige Aussaat) simuliert für RCP 2.6 und 8.5 jeweils unter Verwendung der Modelle C-CLM und WR13 für die Regionen Hessisches Ried und Uetze-Peine-Lehrte. Die Veränderungen sind dargestellt als 30jährige Mittelwerte für die jeweiligen 30jährigen Perioden 1971 – 2000, 2031 – 2060 und 2071 – 2100.

Der zwiebelspezifische Gesamtbewässerungsbedarf mit thermischer Anpassung des Kulturzeitraumes unterteilt nach Regionen und Modellkombinationen sowie den 30jährigen Perioden ist in Abbildung 9 als Boxplot dargestellt.

Im direkten Vergleich der 30jährigen Mittelwerte der Gesamtbewässerungsmenge von 2071 - 2100 mit der Referenzperiode im HR simuliert C-CLM (RCP 2.6) eine Abnahme der Bewässerungsmenge von 169 auf 150 mm, C-CLM (RCP 8.5) von 169 auf 156 mm und WR13 (RCP 2.6) von 214 auf 211 mm, während WR13 (RCP 8.5) eine Zunahme von 214 auf 224 mm simuliert. Signifikante Unterschiede für beide Regionen lediglich bei WR13 (RCP 8.5) nachweisbar.

Wie für den Bewässerungsbedarf ohne thermische Verschiebung (siehe Abb 6, S. 90) simuliert auch hier das Modell C-CLM unabhängig vom RCP und der Region die größere Bandbreite. Die Bandbreite im Hessischen Ried umfasst 22 bis 356 mm und in UPL von 37 bis 397 mm. Die Bandbreite bei WR13 hingegen umfasst im HR einen Bewässerungsbedarf von 161 bis 259 mm und in UPL von 174 bis 288 mm.

Abb. 9:



Zwiebelspezifischer Gesamtbewässerungsbedarf (BWB_{total} , mm) mit thermischer Verschiebung des Anbauzeitraumes simuliert für RCP 2.6 und 8.5 jeweils unter Verwendung der Modelle C-CLM und WR13 für die Regionen A) Hessisches Ried und B) Uetze-Peine-Lehrte dargestellt als Boxplot für die jeweiligen 30jährigen Perioden 1971–2000, 2031–2060 und 2071–2100. Signifikante Unterschiede zwischen den 30jährigen Perioden sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet (ANOVA, Tukey, Kruskal-Wallis, post-hoc HSD Test, $\alpha = 5\%$).

4 Diskussion

Die in dieser Studie erzielten Ergebnisse für Regionen in Niedersachsen und Hessen bestätigen, dass durch eine ambitionierte Klimapolitik – repräsentiert durch **RCP 2.6** – zukünftig keine bzw. kaum Veränderungen des Klimas im Vergleich zum Referenzzeitraum 1971–2000 zu erwarten sind. Das entspricht den Erwartungen an dieses optimistische Szenario. Für die Temperatur wird kein signifikanter Anstieg, für die Niederschläge keine Umverteilung simuliert. Für die zukünftige Ausprägung von Trockenperioden sind weder eine Zunahme in der Häufigkeit noch in der Länge feststellbar. Die simulierten Veränderungen sind unter der Annahme einer Reduktion von THG im Vergleich zu 1971–2000 sehr gering und nahezu auf gleichem Niveau.

Die unter RCP 2.6 nur gering simulierten Temperaturveränderungen wirken sich jedoch auf den Anbau und den Bewässerungsbedarf in den beobachteten Regionen aus: Die prioritär über die Temperatur bestimmen Zeiträume für das pflanzliche Wachstum, die sog. thermischen Vegetationsperioden, verändern sich zukünftig. Damit eröffnet sich ein neues Zeitfenster für den Freilandanbau, hier gezeigt an Zwiebel.

In beiden Regionen verlängert sich das Zeitfenster jeweils bei beiden Regionalmodellen zwischen 4 und 27 Tagen. Zusätzlich führt die Temperaturerhöhung unter RCP 2.6 zu einer rascheren Pflanzenentwicklung (Hughes und Dunn 2013, Hatfield und Prueger 2015) und damit zu Abnahme der Kulturdauer um fünf bis sieben Tage. Hauptsächlich ist dabei das Stadium des Auflaufens betroffen. Folglich ergibt sich somit für den Zwiebelanbau unter RCP 2.6 eine potentiell längere und früher beginnende Anbausaison mit der Möglichkeit, generell mehr Sätze pro Saison anzubauen. Trotz der früher möglichen Zwiebelaussaat und damit der positiven Wirkung von Winterniederschlägen ist die kulturspezifische Klimatische Wasserbilanz dennoch negativ, mit minimal positiven, insgesamt gleichbleibenden Tendenzen. Der auf Grundlage der Geisenheimer Bewässerungssteuerung simulierte Bewässerungsbedarf bleibt größtenteils auf dem Niveau der Referenzperiode, in einzelnen Fällen ist dieser tendenziell reduziert. So zeigen die Simulationen mit RCP 2.6 im Großen und Ganzen eine nahezu unveränderte Anbausituation.

Im Gegensatz dazu zeigen die unter **RCP 8.5** erzielten Ergebnisse, dass durch einen fortschreitenden Klimawandel zukünftig mit einem Einfluss auf den Zwiebelanbau und die Wasserverfügbarkeit in den Anbauregionen Hessisches Ried und Uetze-Peine-Lehrte im Vergleich zum Referenzzeitraum zu rechnen ist.

Eine Zunahme langer Trockenperioden mit bis zu 30 Tagen ohne Niederschlag treten in beiden Regionen durchaus auf, allerdings unter beiden RCPs, sodass hier kein eindeutiger Einfluss des pessimistischen RCP 8.5 feststellbar ist. Einhergehend mit dem simulierten Temperaturanstieg der verlängern sich die thermischen Vegetations-

perioden, jedoch um ein Vielfaches mehr als unter RCP 2.6. Im Mittel liegt die Verlängerung zukünftig zwischen 22 und 73 Tagen. Der simulierte Temperaturanstieg hat insbesondere unter RCP 8.5 Auswirkungen auf die Kulturdauer. Die Reaktion auf eine simulierte Temperaturerhöhung äußert sich in einem zukünftig schnelleren Eintreten der jeweiligen Entwicklungsstadien, wobei nicht alle Stadien im gleichen Ausmaß mit einer früheren Entwicklung reagieren. Generell ist der Trend einer zunehmend früheren und auch schnelleren pflanzlichen Entwicklung aber eindeutig. Infolgedessen verkürzt sich die Kulturdauer bis 2100 um 16 bis 21 Tage. Somit resultieren auch unter RCP 8.5 potentiell längere Anbauzeiträume aufgrund insgesamt länger werdender Vegetationsperioden und ein möglicherweise zunehmende Anzahl Anbausätze pro Saison aufgrund sich verkürzender Kulturdauern. Die KWB_c liegt unter RCP 8.5 bereits im Referenzzeitraum im negativen Bereich und entwickelt sich zunehmend negativ. Letztendlich führt dies dazu, dass der Gesamtbewässerungsbedarf von Zwiebeln zukünftig ansteigt, wobei diese Zunahmen nur mit WR13 signifikant nachweisbar sind.

Ausgehend von der Veränderung der thermischen Vegetationsperiode und damit einer Verfrühung des Vegetationsbeginns bei gleichzeitig später eintretendem Vegetationsende, resultiert die Möglichkeit, den Anbau von Zwiebeln entsprechend den klimatischen Bedingungen zeitlich anzupassen. Ein verfrühendes und insgesamt verlängerndes Zeitfenster, in dem potentiell Zwiebel angebaut werden kann, hat großen Einfluss auf den zukünftigen Wasserbedarf. Dies beruht auf den klimatischen Bedingungen innerhalb dieses Zeitraumes, insbesondere auf dem Vorkommen natürlicher Niederschläge. Die potentielle Verfrühung des Zwiebelanbaus liegt bei RCP 2.6 zwischen 8 und 14 Tagen, wobei sich die Kulturdauer insgesamt um 3 bis 7 Tage verlängert. Bei RCP 8.5 wird eine potentielle Verfrühung zwischen 32 und 40 Tagen simuliert, mit ebenfalls sich verlängernden Kulturdauern zwischen 4 und 12 Tagen. Positiv verstärkt wird der Vorteil eines frühzeitigeren Anbaus durch die Niederschlagsumverteilung. Eine Vorverlegung des Anbauzeitraumes ins Frühjahr könnte somit eine Reduktion des Bewässerungsbedarfs mit sich führen.

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse zum Wasserbedarf, dass der Gesamtbewässerungsbedarf stark von der Kulturdauer abhängt, wobei der Kulturzeitraum eine wesentliche Rolle spielt. Ohne thermische Verschiebung des Anbauzeitraumes führt der Klimawandel innerhalb der Vegetationsperiode zwar zu einer Verkürzung der Kulturdauer bei Zwiebel, allerdings aber zu einem Anstieg des Wasserbedarfs, da die Temperatur als treibendes Steuerelement auf den Wasserhaushalt, insbesondere auf die Verdunstung zunimmt. Allgemein bestätigen die Ergebnisse, dass eine Verschiebung des Anbauzeitraumes einen positiven Einfluss auf den kulturspezifischen Wasserbedarf haben und in begrenztem Umfang eingespart werden kann, wenn sich der Anbauzeitraum weit genug nach vorn ins Jahr verschiebt. Hier kann dann von der Niederschlagsumverteilung sowie den geringeren Temperaturen profitiert werden.

Erwartungsgemäß führen die Bedingungen unter RCP 2.6 in den Simulationen zur Erhaltung des „Ist-Zustandes“ der Referenzperiode und daher nicht zu negativen Auswirkungen durch den Klimawandel. Jedoch wird in der Fachwelt bereits diskutiert, inwieweit RCP 2.6 und das oft genannte 2°C Ziel erreichbar sind. Um dieses Ziel zu erreichen, müsste eine bestimmte Menge an Netto-Entzug von CO₂ aus der Atmosphäre bewerkstelligt werden, wobei jedoch nur begrenzt sog. negative emission technologies (NET) zur Verfügung stehen. Des Weiteren sind nur in begrenztem Umfang Überschreitungen mit verspäteter Absenkung verkraftbar, bevor bestimmte Kippunkte im Erdklimasystem überschritten werden, die alle Dekarbonisierungs- und NET Anstrengungen zunichtemachen würden (Rockström 2016 und 2017, Hansen 2017). Die IPCC (2014) hat als einzig echte NET nur die sog. BECCS (bioenergy plus carbon capture and storage) thematisiert. Mittlerweile wird auch dieses NET äußerst kritisch in der Fachwelt diskutiert (Boysen et al. 2016 und 2017).

Die Simulationsergebnisse unter RCP 8.5 – dem pessimistischen Szenario – weisen auf einen Einfluss des Klimawandels auf den Anbau und die Bewässerung von Zwiebeln hin, stellen sich insgesamt aber wesentlich moderater dar als erwartet. Die Annahme, dass der Klimawandel zu einer Umverteilung der Niederschläge und einem Anstieg der Evapotranspiration führt, hat sich bestätigt. Dies hat wiederum Einfluss auf die zukünftige Entwicklung der KWB_c , welche sich innerhalb der Vegetationsperiode zunehmend negativ entwickelt. Als Konsequenz trockenerer Verhältnisse wird ein zukünftig erhöhter Bewässerungsbedarf für Zwiebeln im Kulturzeitraum erwartet. Dies konnte in dieser Studie nur vereinzelt signifikant nachgewiesen werden.

Ein Grund dafür könnte in der Betrachtung von 30jährigen Mittelwerten liegen. Methodisch zwar korrekt, um zukünftige Trends abzuleiten, jedoch nivelliert der Mittelwert einzelne Jahresspitzen und Extremereignisse. Extrema wie der Sommer 2018 sind nicht repräsentiert. In Konsequenz sind 30jährige Trends daher eher schlechte Prädiktoren zur Ableitung von spezifischen Handlungszwängen. Für das Ableitung von bestimmten Instrumentarien müsste neben den 30jährigen Mittelwerten die Betrachtung zusätzlich auf die Spannweite der Simulationen (Minima und Maxima) erfolgen sowie die zeitliche Skalierung wesentlich feiner gewählt werden, um die Variabilität einzelner Simulationsjahre verstärkt hervorzuheben.

Ein weiterer Grund für die mangelnde Abbildung erwarteter Effekte auf den Bewässerungsbedarf von Zwiebel könnte in den Simulationsmodellen selbst liegen. In einer Studie zu Wasserbedarf von Zwiebel im Hessischen Ried zeigten Simulationen mit anderen Modellansätzen unter moderatem Szenario abweichende Ergebnisse (Schmidt und Zinkernagel 2017). Dabei wurden durch alle verwendeten Modellkombinationen zukünftig ein Temperaturanstieg, eine Niederschlagsumverteilung bis zu -30 % vom Sommer in den Winter sowie eine signifikante Zunahme in Häufigkeit und Länge der Trockenperioden simuliert. Des Weiteren stieg der Bewässerungsbedarf von Zwiebeln

bis 2100 trotz moderatem Szenario im Ensemblemittelwert um 27 % gegenüber der Referenzperiode an. In vorliegender Studie beträgt die Zunahme unter RCP 8.5 ohne thermische Verschiebung im Mittel über die Modelle gerade mal 10 %.

Der Vergleich zweier verschiedener Regionen erbrachte keine aussagekräftigen Unterschiede aufgrund der Lokalität. Ursache dafür liegt darin, dass sich beide Anbauregionen sowohl klimatisch als auch topografisch (z. B. vorkommende Bodenarten) nur unwesentlich unterscheiden. Auch die Größe, bezogen auf die Fläche der Region, und damit auf die Anzahl der Gitterpunkte als Input für die Simulationen zeigt keinen Effekt, was aber durchaus zu vermuten war. Die wesentlichen Unterschiede, bezogen auf die simulierten Trends, ergeben sich aus dem Modellansatz. Sowohl das jeweilige RCP als auch die Güte der verwendeten Regionalisierungsmodelle spielen dabei eine wesentliche Rolle. Betrachtet man den simulierten Einfluss auf das Hessische Ried und vergleicht diesen mit den Resultaten einer anderen Studie (Schmidt und Zinkernagel 2018), so zeigt sich eindeutig, dass die Wahl der Modelle und Szenarien ausschlaggebend für die Projektionen sind. In besagter Studie wurde das A1B Szenario (IPCC 2007) zugrunde gelegt sowie die RCMs C-CLM, WETTREG2010 und REMO jeweils angetrieben durch die Globalmodelle ECHAM5 und HadCM3 verwendet. Unter diesen Rahmenbedingungen konnte bspw. eine eindeutige Niederschlagsumverteilung bis zu 40 % sowie eine Zunahme in der Häufigkeit und Länge von Trockenperioden für diese Region nachgewiesen werden. Auch führte der unterschiedliche Modellansatz dazu, dass eine Wasserersparnis durch Verschiebung des Anbaus für Zwiebeln eindeutig nachgewiesen werden konnte.

Zusammengefasst hat sich gezeigt, dass sowohl bei Annahme einer ambitionierten Klimapolitik und einem zukünftigen Zustand wie heute (RCP 2.6) als auch unter pessimistischem Szenario hinsichtlich der THG-Emissionen (RCP 8.5), zukünftig ein Bewässerungsbedarf für Zwiebeln besteht. Die Zunahme der niederschlagsfreien Perioden und ihrer Variabilität erhöht die Anfälligkeit der Freilandproduktion für temporäre Wasserdefizite. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit einer effizienten Bewässerungsinfrastruktur, sowohl der Bewässerungstechnik als auch der Wasserbereitstellung. Eine weitere Herausforderung besteht darin, in der Vegetationszeit kurzfristig auf Witterungsveränderungen zu reagieren, weshalb Schwankungen der Grundwasserstände im Rahmen der Sicherstellung der Bewässerung zu Konflikten mit anderen Nutzern führen können. Dies setzt voraus, dass zukünftig die Bewässerungssteuerung, also die Ermittlung des Bewässerungszeitpunkts und des Höhe der Wassergabe, noch effizienter erfolgt und Wasserverluste vermieden werden. Entsprechende Entscheidungshilfesysteme werden stetig weiterentwickelt und müssen in die Bewässerungspraxis implementiert werden. Zusätzlich werden politische Instrumentarien, wie die Vergabe von Wasserrechten zur Beregnung, stärker erforderlich sein und damit die Landwirtschaft als wichtigen gesellschaftlichen und kulturlandschaftlichen Akteur im Wettbewerb mit Haushalten und Industrie höher zu bewerten.

5 Literaturverzeichnis

- ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M.:
Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements, in: Irrigation and Drainage Paper, 56 (1998), S. 300ff, FAO, Rome, Italy
- BERTHOLD, G.:
Sicherstellung der landwirtschaftlichen Produktion mit Zusatzwasserbedarf bei veränderten klimatischen Bedingungen – Maßnahmen für ein nachhaltiges Grundwassermanagement sowie Anbauempfehlungen für die landwirtschaftliche Produktion im Hessischen Ried, in: Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen INKLIM 2012 II plus, Abschlussbericht (2008)
- BOYSEN, L. R., LUCHT, W., GERTEN, D. AND HECK, V.:
Impacts devalue the potential of large-scale terrestrial CO₂ removal through biomass plantations, in: Environmental research Letters, 11 (2016)
- BOYSEN, L. R. ET AL.: The limits to global-warming mitigation by terrestrial carbon removal, in: Earth's Future, 5 (2017), S. 463 – 474
- CARTER, T.R.:
Changes in the thermal growing season in Nordic countries during the past century and prospects for the future, in: Agricultural Food Science, 7 (2) (2008), S. 161 – 179
- CHMIELEWSKI, F. M.: Klimawandel in Hessen – Chancen, Risiken und Kosten für den Obst- und Weinbau, in: INKLIM-A, Abschlussbericht (2013)
- GIORGETTA, M. A. ET AL.: Climate and carbon cycle changes from 1850 to 2100 in MPI-ESM simulations for the Coupled Model Intercomparison Project phase 5, in: J. Adv. Model. Earth Syst., 5 (2013), S. 572 – 597
- HANSEN, J. et al: Young people's burden: requirement of negative CO₂ emissions, in: Earth Syst. Dynam., 8 (2017), S. 577 – 616
- HATFIELD, J. L. UND PRUEGER, J. H.:
Temperature extremes: Effect on plant growth and development, in: Weather and Climate Extremes, 10 (2015), S. 4 – 10
- HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT:
Agrarstrukturerhebung 2016. Bewässerung in den landwirtschaftlichen Betrieben, in: Statistische Berichte (2017a), Wiesbaden, Deutschland

HESSESCHES STATISTISCHES LANDESAMT:

Die Gemüserhebung in Hessen 2016 (Total), in: Statistische Berichte (2017b), Wiesbaden, Deutschland

HUGHES, M. A. UND DUNN, M. A.:

The effect of temperature on plant growth and development, in: Biotechnology and Genetic Engineering Reviews, 8 (2013), S. 161 – 188

IPCC:

Climate Change 2007, in: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2007), S. 104ff, IPCC, Genf, Schweiz

IPCC:

Climate Change 2014, in: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (2014), S. 151ff, IPCC, Genf, Schweiz

JACOB, H. B., KOCH, M.:

Folgen, Maßnahmen und Kosten des Klimawandels für den Obstbau in Hessen, in: Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen 2012 Baustein II, Abschlussbericht (2005)

LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN:

Agrarstrukturerhebung 2013. Bodennutzung, Ökologischer Landbau, Wald und Kurzumtriebsplantagen, Bewässerung, in: Statistische Berichte Niedersachsen, Heft 2/3 (2014), Hannover

LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN:

Bodennutzung und Ernte 2017. Die Bodennutzung der landwirtschaftlichen Betriebe in Niedersachsen. Anbau und Erntemengen auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen, in: Statistische Berichte Niedersachsen (2017), Hannover

LINDERHOLM, H.W.: Growing season changes in the last century, in:

Agricultural and Forest Meteorology, 137 (2006), S. 1 – 14

OLBERZ, M., KAHLEN, K., ZINKERNAGEL, J.:

Assessing the Impact of Reference Evapotranspiration Models on Decision Support Systems for Irrigation, in: Horticulturae, 4 (2018), S. 49ff

R CORE TEAM: R: A Language and Environment for Statistical Computing (2018), R Foundation for Statistical Computing, Vienna

ROCKSTRÖM, J. et al.:

A roadmap for rapid decarbonization, in: Science, 355 (6331) (2017), S. 1269 – 1271

ROCKSTRÖM, J. et al.:

The world's biggest gamble, in: Earth's Future, 4 (2016), S. 465 – 470

SCHMIDT, N., ZINKERNAGEL, J.:

Model and Growth Stage Based Variability of the Irrigation Demand of Onion Crops with Predicted Climate Change, in: Water, 9 (2017), S. 693ff.

SCHMIDT, N., ZINKERNAGEL, J.:

Klimawandelbedingte Änderungen des Wasserbedarfs und der Stickstoff-Düngung für den Gemüseanbau im Hessischen Ried, in: Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen INKLIM A, Abschlussbericht (2018)

SCHULTZ, H. R., HOFMANN, M.:

Einfluss der Klimaentwicklung auf den Wasserhaushalt von Rebstandorten – Möglichkeiten der Modellierung von Steillagenregionen, in: Integriertes Klimaschutzprogramm Hessen INKLIM 2012 II plus, Abschlussbericht (2008)

SCHWARTZ, M.D., AHAS, R., AASA, A.:

Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere, in: Global Change Biology, 12 (2) (2006), S. 343 – 351

SHEN, M., TANG, Y., CHEN, J., YANG, W.:

Specification of thermal growing season in temperate China from 1960 to 2009, in: Climate Change, 114 (3–4) (2012), S. 783 – 798

SPARKS, T.H., AASA, A., HUBER, K., WADSWORTH, R.:

Changes and patterns in biologically relevant temperatures in Europe 1941 – 2000, in: Climate Research, 39 (3) (2009), S. 191 – 207

ZINKERNAGEL, J. et al.:

Geisenheim Irrigation Scheduling. Department of Vegetable Crops (2018), Geisenheim, Germany

6 Anhang

Tabelle A 1:

Stadium	BBCH	k_c	Temperatur- summe (°Cd) von Aussaat bis ...	Wurzel- zone
1 Aussaat (Boden unbewachsen)	---	0.15	---	0 - 30 cm
2 ab Auflaufen	09	0.7 $k_c 1$	269 °Cd	
3 ab 5. Blatt	15	1.4 $k_c 2$	1036 °Cd	0 - 60 cm
4 ab 8. Blatt	18	1.7 $k_c 3$	1475 °Cd	
5 Schlottenknick	47	0	1909 °Cd	0 - 90 cm

An der Hochschule Geisenheim evaluierte Pflanzenkoeffizienten (k_c Werte) für die Geisenheimer Bewässerungssteuerung basierend auf den erforderlichen Temperatursummen (°Cd) für die phänologischen Stadien von Zwiebeln anhand des BBCH Codes.

Potentiale einzelbetrieblicher Klimabilanzierungen zur Verbesserung der Klimateffizienz in der Schweinemast

Talke Heidkroß

Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	106
2 Zielsetzung und Schwerpunkt der Untersuchung	107
3 Vorgehensweise und Methodik	108
4 Ergebnisse der durchgeführten Bilanzierungen	110
5 THG-Einsparungspotentiale	111
5.1 Einstallgewicht, Verkaufsgewicht, Ausschlachtung und Verluste	112
5.2 Kraftfuttereinsatz	112
5.3 Anteil Sojaschrot am Kraftfutter	113
5.4 Stark N-/P-reduziertes Futter	114
5.5 Strom- und Wärmeverbrauch, Photovoltaikstrom	115
5.6 Wirtschaftsdüngervergärung	116
5.7 Abluftwäscher	118
6 Ranking der THG-Einsparungspotentiale	120
7 Motivation und Hinderungsgründe zur Umsetzung von Maßnahmen	121
7.1 Wirtschaftsdüngervergärung	121
7.2 Sojaeinsatz	122
7.3 Verbesserung der Futtermittelverwertung	123
7.4 Einsatz von stark N-/P-reduziertem Futter	123
7.5 Strom- und Wärmeeinsatz	124
8 Handlungsempfehlungen	125
9 Fazit	126
10 Literaturverzeichnis	127

1 Einleitung

Laut des deutschen Klimaschutzplans betragen die Treibhausgasemissionen (THGE) der Landwirtschaft im Jahr 2014 ca. 72 Mio. t CO₂. Dabei sind die Emissionen aus der sogenannten Quellgruppe Landwirtschaft und die Emissionen aus dem Kraftstoffverbrauch zusammengefasst. Im Jahr 2030 soll die deutsche Landwirtschaft ca. 12 Mio. t weniger THGE verursachen (BMUB, 2016).

In der Quellgruppe Landwirtschaft werden ausschließlich THGE erfasst, die direkt im Betrieb entstehen. Am Beispiel der Schweinemast sind das Methan- sowie direkte und indirekte Lachgasemissionen aus den Ställen, aus der tierischen Verdauung und aus dem Wirtschaftsdüngermanagement. Für die Beurteilung der Klimateffizienz einzelner Produktionszweige (z. B. Schweinefleischerzeugung) sind weitere THG-Quellen zu berücksichtigen. Dazu zählen neben den Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft zusätzlich die Treibhausgasemissionen aus den vorgelagerten Bereichen, zum Beispiel für die Erzeugung des verbrauchten Stroms oder für importierte Futtermittel. Erst die vollständige Erfassung der verursachten Treibhausgasemissionen und die Verteilung dieser Emissionen auf die erzeugte Produktmenge ermöglicht eine sachgerechte Beurteilung der Treibhausgaseffizienz und eine zielgerichtete Klimaschutzberatung.

Indikator für die Klimateffizienz ist der mit Hilfe der einzelbetrieblichen Klimabilanzierung nach Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) berechnete CO₂-Fußabdruck. Er beinhaltet den gesamten THG-Rucksack aus dem Betriebsmitteleinsatz für z. B. Futtermittel und Einstreu. Unter Hinzuzählung der THG aus Schlachtung und Einzelhandel kann dem Verbraucher so letztlich der CO₂-Fußabdruck für von ihm gekaufte Produkte aufgezeigt werden (KTBL, 2016: 6).

Die Potentiale zur Verringerung des CO₂-Ausstoßes innerhalb der verschiedenen Produktionszweige landwirtschaftlicher Betriebe sind noch nicht ausgeschöpft. In der Landwirtschaft ist es nicht möglich, klimarelevante Gase komplett zu vermeiden. Dennoch kann die Produktion so effizient und nachhaltig gestaltet werden, dass letztlich möglichst wenig klimaschädliche Gase produziert werden. Die Landwirtschaftskammer Niedersachsen hat in den letzten Jahren ein Berechnungstool entwickelt, das es ermöglicht, den produktbezogenen CO₂-Fußabdruck für verschiedene Produktionszweige in der Landwirtschaft zu berechnen. Die Anwendung des Berechnungstools soll zielgerichtet mit der Praxis weiterentwickelt werden, sodass zukünftig noch mehr Betriebe auch in Hinblick auf ihren CO₂-Ausstoß beraten werden können. Auf Grundlage der Klimabilanzen wurden im Rahmen des Projektes gemeinsam mit Schweinemastbetrieben und Beratungsorganisationen Maßnahmen zur Verbesserung der Klimateffizienz identifiziert und Möglichkeiten zur Umsetzung erarbeitet.

2 Zielsetzung und Schwerpunkt der Untersuchung

Das Hauptziel der Studie ist es, Potentiale zur Verbesserung der Klimateffizienz in der Schweinemast auf Basis der einzelbetrieblichen Klimabilanzierung aufzuzeigen. In diesem Sinne sollte das Projekt dazu dienen, die Instrumente der einzelbetrieblichen Klimabilanzierung in der Landwirtschaft weiterzuentwickeln und Verbesserungsmöglichkeiten auf Betrieben zielorientierter, auf Grundlage konkret für den einzelnen Betrieb und auf wissenschaftlicher Basis berechneter THG, zu vermitteln. So sollen THG-Einsparungspotentiale zukünftig noch stärker umgesetzt und ein Beitrag zur Erreichung der Klimaschutzziele Deutschlands (BMUB, 2016) geleistet werden. Am Beispiel der Schweinefleischproduktion sollte dargestellt werden, welche durch die Klimabilanzierung lokalisierten Maßnahmen auf Schweinemastbetrieben besonders hohe Potentiale zur weiteren Einsparung von THG-Emissionen bergen. Vor diesem Hintergrund sollten im Rahmen des Projektes folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Maßnahmen bringen wieviel THG-Einsparung?
- Welche Maßnahmen sind für landwirtschaftliche Betriebe besonders interessant und aus welchen Gründen werden sie gut angenommen?
- Was sind Hinderungsgründe zur Umsetzung von Maßnahmen und wie könnten diese abgebaut werden?

Aus diesen Fragestellungen ergeben sich die Schwerpunkte des Projektes:

- Ranking der Maßnahmen nach Höhe der THG-Einsparungspotentiale
- Motivation der teilnehmenden Betriebe zur Umsetzung von Maßnahmen
- Identifikation von Hinderungsgründen zur Umsetzung von Maßnahmen
- Ableitung möglicher Handlungsempfehlungen zum Abbau der Hemmnisse

3 Vorgehensweise und Methodik

Für die vorliegende Studie wurden zehn Schweinemastbetriebe in Niedersachsen untersucht. Im ersten Schritt erfolgte die Auswahl der Betriebe und die Durchführung der Bilanzierungen. Um diese Betriebe auszuwählen, wurden bestehende Kontakte zu verschiedenen Praxispartnern in Form von Beratungsorganisationen genutzt. Diese Organisationen (Beratungsringe) kennen die Betriebe in ihrem Beratungsgebiet mit denen sie zusammenarbeiten ausgesprochen gut und sie können abschätzen, welche Betriebsleiter aufgeschlossen für Themen sind, die über eine „klassische“ Produktionsoptimierung im Sinne einer Gewinnmaximierung hinausgehen. Sie konnten daher Betriebe nennen und direkt kontaktieren, die im Rahmen des Projektes eine Klimabilanzierung durchführen würden.

Daher wurde den Beratungsringen die Auswahl geeigneter Betriebe überlassen. Für die Auswahl wurden keinerlei Vorgaben hinsichtlich der Betriebsgröße gemacht. Im Rahmen des Projektes haben sich Berater/innen folgender Beratungsinstitutionen beteiligt und die LWK unterstützt:

- Beratungsring Cloppenburg-Löningen e. V.
- URS Hunte-Weser e. V.
- Beratungsringe Osnabrück e. V.
- Beratungsringe Ostfriesland e. V.

Die Berater/innen verfolgen und dokumentieren die Jahresbilanzen der einzelnen Betriebe mit einem Tool für die Betriebszweigabrechnung (Mastplaner o. ä.). In diesem Tool werden alle Daten hinterlegt, die in irgendeiner Form relevant für das wirtschaftliche und produktionstechnische Ergebnis der Schweinemast sind.

Zahlreiche Werte, die für die Betriebszweigabrechnung wichtig sind, sind auch für die einzelbetriebliche Klimabilanz erheblich und können direkt aus dem Planungsprogramm übertragen werden. Die Rechentools der Landwirtschaftskammer Niedersachsen (LWK) basieren auf dem Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen in der Landwirtschaft (BEK), der unter anderem auf den Richtlinien des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) beruht, bundesweit zwischen elf Organisationen abgestimmt wurde und auf der Webseite des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) öffentlich und kostenfrei zugänglich ist. Das Rechentool für die Schweinemast ermöglicht es, die Ist-Daten direkt auf dem Betrieb gemeinsam mit dem Landwirt in das Programm einzugeben. Als Ergebnis werden unmittelbar der CO₂-Fußabdruck des erzeugten Produkts sowie die Anteile der Emissionsquellen am CO₂-Fußabdruck ausgewiesen. Zunächst wird dann das eigene Ergebnis mit dem einer Vergleichsgruppe verglichen. Danach werden im Beratungsgespräch realistische

Verbesserungsmaßnahmen besprochen und eingegeben. Die Auswirkungen der Veränderungen auf den CO₂-Fußabdruck werden dann angezeigt.

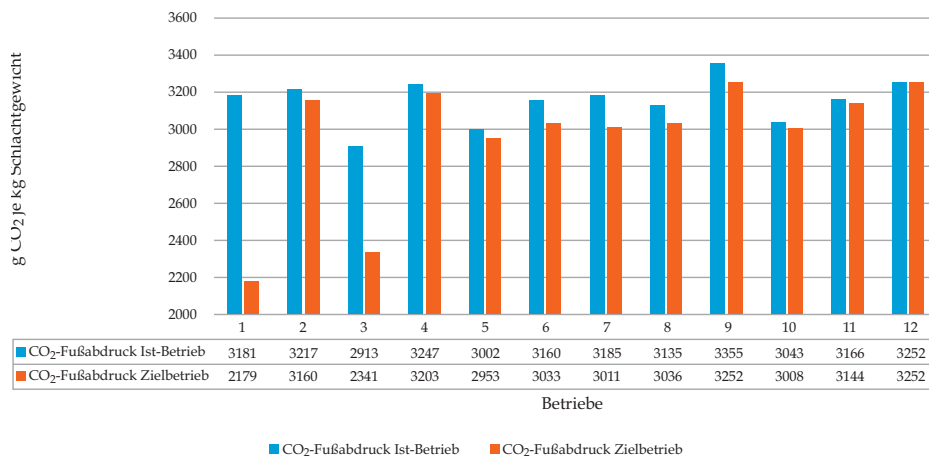
Es erwies sich in zwei Fällen als sinnvoll, einzelne Ställe eines Betriebes gesondert zu betrachten. Die einzelnen Ställe sind häufig aus verschiedenen Baujahren, verfügen über unterschiedliche technische Ausstattung und teilweise werden auch andere Fütterungskonzepte angewendet. Unter gleichen Rahmenbedingungen ist es hingegen unproblematisch alle Ställe zusammen zu bewerten. Diese Einschätzung kann am besten von Berater/in und Betriebsleiter/in getroffen werden. Für die vorliegende Arbeit ergab sich hieraus, dass Klimabilanzen von zwölf „Betrieben“ aufgenommen wurden, da in zwei Betrieben jeweils zwei Ställe bilanziert wurden.

Im Anschluss an die Betriebsbesuche wurden die gesammelten Daten überbetrieblich ausgewertet und miteinander verglichen. Zur Berechnung der Einsparungspotentiale verschiedener Maßnahmen wurde aus den zwölf Klimabilanzen ein bereinigter Mittelwert errechnet und so ein Beispielbetrieb (im Folgenden „Mustermast“) konstruiert, mit dessen Werten eine neue Klimabilanz aufgestellt wird. Anhand der Klimabilanz des Betriebes Mustermast werden in Kapitel 5 die Auswirkungen bzw. Wirkungsgrade einzelner Faktoren berechnet, sodass mit Hilfe der prozentualen Veränderungen im CO₂-Fußabdruck die Auswirkungen der verschiedenen Maßnahmen veranschaulicht werden.

4 Ergebnisse der durchgeführten Bilanzierungen

Die zwölf durchgeführten Bilanzierungen zeigen durchaus kongruente Ergebnisse. Der CO₂-Fußabdruck liegt zwischen 2913 und 3355 g CO₂ pro kg Schlachtgewicht und im Durchschnitt bei 3155 g CO₂/kg Schlachtgewicht. Im Beratungsgespräch hat sich im Durchschnitt eine mögliche Verbesserung des CO₂-Fußabdrucks von 6,2 Prozent ergeben, dabei schwankt der Wert zwischen 0 und 32 Prozent (Abb.1). Die beiden Betriebe mit der größten möglichen Einsparung setzten sich mit dem Gedanken auseinander, eine Biogasanlage zu errichten und den anfallenden Wirtschaftsdünger so gasdicht zu lagern. Fast alle Betriebe konnten sich vorstellen, zukünftig ihre Futtereffizienz zu steigern und auch die Zusammensetzung des Futters zu verändern. In mehreren Betrieben wird stark N-/P-reduziertes Futter genutzt. Zahlreiche Betriebe konnten sich vorstellen, den Anteil des stark nährstoffreduzierten Futters zu erhöhen oder zukünftig ausschließlich solches Futter zu nutzen. Ein Betrieb möchte nächstes Jahr einen Abluftreiniger installieren und war daran interessiert, welche Auswirkungen dies auf den CO₂-Fußabdruck haben würde. Fünf Betriebe haben eine Photovoltaikanlage installiert und nutzen den so erzeugten Strom auch in den Ställen. Bei der Hälfte der Betriebe verfügten die Ställe über keinen unabhängigen Stromzähler, was die Berechnung des Stromverbrauchs teilweise erschwert hat. Da der CO₂-Fußabdruck sich im Ergebnis auf das kg Schlachtgewicht bezieht, hat die Anzahl der Zuwachstiere bzw. Menge der produzierten Tiere keine direkte Auswirkung auf den Fußabdruck. Aus den Ergebnissen lässt sich zudem kein direkter Zusammenhang zwischen der Betriebsgröße und der Höhe des CO₂-Fußabdrucks herleiten.

Abb. 1: Potentielle Veränderung des CO₂-Fußabdrucks in den Projektbetrieben bei Umsetzung der im Beratungsgespräch geplanten Maßnahmen



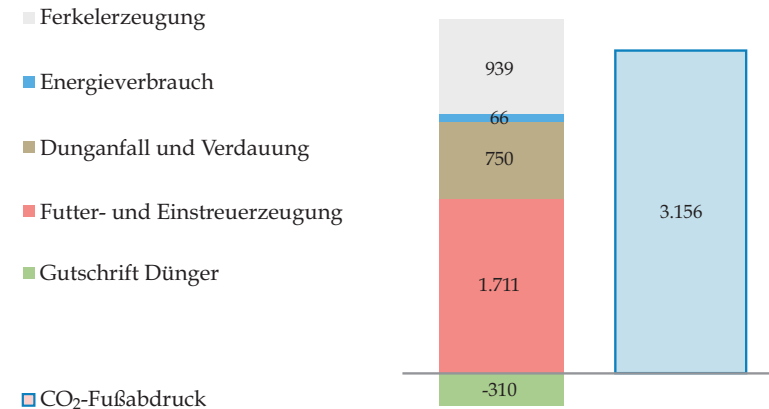
5 THG-Einsparungspotentiale

Aus den bereinigten Mittelwerten der zwölf Betriebsbilanzen konnte die neue Klimabilanz des Betriebes „Mustermast“ aufgestellt werden (s. Abb. 3). Im Folgenden werden die einzelnen Fragestellungen bzw. Faktoren, die in die Klimabilanz einfließen, genauer betrachtet und ihre Wirkung auf den CO₂-Fußabdruck verdeutlicht.

Abb. 2: Betriebsdaten Mustermast

Ihre Betriebsdaten aus dem letzten Wirtschaftsjahr		Ist-Betrieb
Wie viele Schweinemastplätze werden genutzt?	Anzahl	3076
Wie viele Schweine werden je Mastplatz produziert?	Stück / Mastplatz	1,00
Mit welchem Gewicht werden die Schweine eingestellt?	kg LG/Ferkel	29,38
Wie hoch ist das durchschnittliche Lebend-Verkaufsgewicht?	kg LG/verkauftes Schwein	122,11
Wie hoch ist die Ausschlagung?	% des LG	78,83
Wie viele Tiere verenden?	% der eingestellten Schweine	2,50
Wie viel Kraftfutter wird eingesetzt (88 % TM)?	kg KF/produziertes Schwein	255,33
Zu welchem Anteil besteht das Kraftfutter aus Sojaschrot?	% Soja im KF	9,42
Zu welchem Anteil wird stark N-/P-reduziertes Futter eingesetzt?	% des KF	27,00
Wie viel Einstreu wird eingesetzt?	kg/produziertes Schwein	0,00
Wie viel Grundfutter (Luzerneheu o.ä.) wird zugefüttert?	kg TM/produziertes Schwein	0,00
Wie hoch ist der Stromverbrauch?	kWh/produziertes Schwein	8,26
Zu welchem Anteil wird eigener Photovoltaikstrom eingesetzt?	% des Stroms	14,27
Wie hoch ist der Wärmeverbrauch?	kWh/produziertes Schwein	7,91
Zu welchem Anteil der Mastdauer sind die Tiere auf der Weide?	% der Mastdauer	0,00
Wie viel WD gelangt direkt in eine Biogasanlage?	% des WD	0,00
Wie viel WD gelangt nach Vorlagerung in eine Biogasanlage?	% des WD	0,00
Zu welchem Anteil wird Ammoniak aus der Luft aufgefangen?	% des NH ₃ aus Stallabluft	9,00

Abb. 3: Klimabilanz Mustermast getrennt nach Emissionsquellen in g CO₂e/kg Schlachtgewicht



5.1 Einstallgewicht, Verkaufsgewicht, Ausschachtung und Verluste

Die Kriterien Einstallgewicht, Verkaufsgewicht, Ausschachtung und Verluste sind in der Klimabilanzierung essenziell, weil aus ihnen berechnet wird wieviel Kilogramm Schweinefleisch in jeweiligen Betrieb produziert werden, die in die weitere Verarbeitung und an den Verbraucher gelangen.

Es sind Daten, die unmittelbar mit der Strategie des jeweiligen Betriebssystems in Zusammenhang stehen und daher sehr spezifisch zu betrachten sind. Sie korrelieren stark mit dem Kraftfuttereinsatz (Kap. 5.2). Je länger und schwerer ein Schwein gemästet wird und je mehr Verluste zu verzeichnen sind, desto größer ist im Endeffekt der absolute Kraftfuttereinsatz.

Das Einstallgewicht, mit dem Ferkel in die Mast kommen, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Dies können persönliche Erfahrungen und Vorlieben, die Gestaltung des Stalls oder der Betrieb, von dem die Ferkel aufgezogen und bezogen werden, sein. Insbesondere wenn die Schweine im geschlossenen System (Ferkelaufzucht erfolgt auf dem gleichen Betrieb) gehalten werden, hat der Betriebsleiter unmittelbaren Einfluss auf das Einstallgewicht. In der Klimabilanz wird der Ferkelbezug nach BEK-Standard berücksichtigt und geht für die Ferkel mit 3,00 kg CO₂/kg LG in die Bilanz ein. Wenn für die Ferkelaufzucht eine Klimabilanz vorliegt, aus der sich ein anderer CO₂-Fußabdruck ergibt, so kann dieser Wert übertragen werden. In den Projektbetrieben war dies nicht der Fall, sodass mit dem oben genannten Wert gerechnet wurde.

Das Verkaufsgewicht der Mastschweine ist für die Bilanzierung wichtig, da in Verbindung mit der Ausschachtung ermittelt wird, wie viele Kilogramm Schweinefleisch auf dem jeweiligen Betrieb produziert wurden. Das Verkaufsgewicht hängt vorrangig von den Vorlieben bzw. Erfahrungen des Mästers und zu Teilen vom abnehmenden Schlachtbetrieb ab. Die Ausschachtung liegt bei Mastschweinen in der Regel zwischen 78 und 80 Prozent, so auch bei allen teilnehmenden Betrieben.

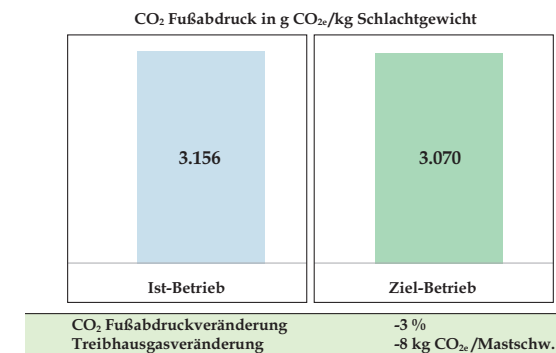
5.2 Kraftfuttereinsatz

Der Kraftfuttereinsatz ist eine Größe, die erheblichen Einfluss auf den CO₂-Fußabdruck hat. Im Betrieb Mustermast werden 255,33 kg KF/produziertes Schwein eingesetzt. Insgesamt liegt die Spannbreite des Kraftfuttermitelesatzes im Projekt zwischen 228,27 kg KF/produziertes Schwein und 288,93 kg KF/produziertes Schwein. Die Summe des Kraftfuttermitelesatzes ist erforderlich um die THG aus der Futtererzeugung zu berechnen. Aus dem Kraftfuttermitelesatz in Verbindung mit dem Lebendgewicht-Zuwachs ergibt sich die Futterverwertung.

Der Betrieb Mustermast hat eine Futterverwertung von 1:2,75 (Nettozuwachs). Laut Aussage beteiligter Berater/innen wird in der Schweinemast eine Futterverwertung von ungefähr 1:2,5 (Bruttozuwachs) angestrebt. Dies bedeutet, dass 2,5 kg Futter eingesetzt werden müssen, damit 1 kg Lebendgewicht erzeugt wird.

So lange die Futterverwertung noch nicht das Optimum erreicht hat, ist laut Berater/innen eine Verbesserung um 5 % im Betriebsjahr realistisch. Für den Betrieb Mustermast bedeutet dies, dass der Futtermitelesatz zukünftig um 5% von 255,33 kg auf 242,57 kg verringert werden kann, was einer Futterverwertung von 1:2,62 (netto) entspricht. Durch diese Einsparung könnte der CO₂-Fußabdruck um 3 % gesenkt werden, das heißt aus der Emissionsquelle Futter- und Einstreuerzeugung werden 86 g weniger CO₂ e/kg SG geliefert (s. Abb. 4).

Abb. 4: Auswirkung 5% geringeren Futtermitelesatzes auf den CO₂-Fußabdruck



5.3 Anteil Sojaschrot am Kraftfutter

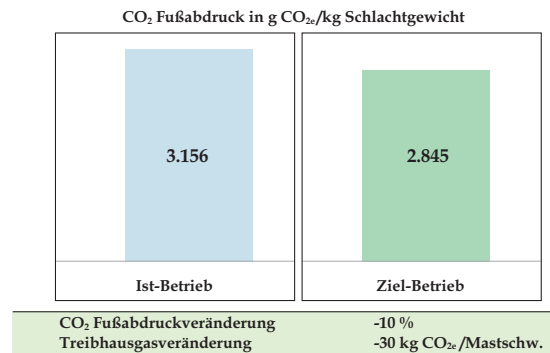
Der Einsatz von Sojaschrot wird in der Klimabilanzierung gesondert betrachtet. Dies erfolgt aus dem Grund, dass der Einsatz von Sojaschrot mit einem höherem CO₂-Fußabdruck in die Bilanz eingeht als herkömmliches Grundfutter. Dieser höhere CO₂-Fußabdruck resultiert aus dem Umstand, dass in Südamerika/Brasilien täglich mehrere 100 ha Regenwald gerodet werden. Nach BEK werden die THGE aus diesen Landnutzungsänderungen auf die weltweite Sojaernte umgelegt.

Diese Landnutzungsänderungen, welche eine erhebliche Freisetzung von CO₂ zur Folge haben und einen enormen CO₂-Speicher vernichten, werden so berücksichtigt. Zwar werden diese Flächen anschließend nicht nur zur Sojaproduktion genutzt und Soja auch nicht ausschließlich an diesen Standorten angebaut, jedoch zu großen Teilen. Dem Berechnungsstandard liegt daher ein Mittelwert zu Grunde, in dem die verschie-

denen Exportmengen von Soja berücksichtigt werden. So werden auch die Sojaanteile berücksichtigt, welche mit keinerlei Flächennutzungsänderung verbunden sind. Kann ein Betrieb nachweisen, dass ausschließlich zertifiziertes Soja eingesetzt wird, entfällt der Zuschlag an THGE für die Landnutzungsänderungen. Zertifizierungssysteme für nachhaltigen Sojaanbau sind zum Beispiel RTRS (Roundtable for Responsible Soy), ProTerra und ISCCPlus (International Sustainability and Carbon Certification).

Betriebe, die ihr Futter selbst mischen und zu großen Teilen selbst erzeugen, haben die Möglichkeit direkt in die Zusammensetzung ihres Futters einzugreifen und können das zugekaufte Soja durch heimische Eiweißpflanzen ersetzen. Im Projekt gab es zwei Betriebe dieser Art. Einer der Betriebe setzte sich im Laufe der Beratung mit dem Gedanken auseinander, Soja durch Erbsen aus eigenem Anbau zu ersetzen (wodurch sich allerdings auch die Menge an Kraftfutter erhöhen würde). Mit dieser Maßnahme könnte der CO₂-Fußabdruck auf dem besagten Betrieb um 9 % gesenkt werden. Für die Berechnung wurde angenommen, dass der Betrieb Mastermast zukünftig ausschließlich zertifiziertes Soja einsetzt (s. Abb. 5). Wird auf Soja im Futter verzichtet und dieses durch andere Eiweißträger wie Erbsen ersetzt, ist die Futtermittelzusammensetzung neu zu planen und anzupassen. Der Verzicht auf Soja hat damit Einfluss auf die Menge an Kraftfutter und kann diese ansteigen lassen, wodurch sich rechnerisch eine geringere Veränderung des CO₂-Fußabdrucks ergeben kann.

Abb. 5: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks im Betrieb Mastermast bei Nutzung von zertifiziertem Soja



5.4 Stark N-/P-reduziertes Futter

Für den Betrieb Mastermast wird angenommen, dass er zukünftig 100 % stark N-/P-reduziertes Futter einsetzt. Dieser Maximalwert kann als Annahme getroffen werden, da immer mehr Betriebe komplett auf nährstoffreduziertes Futter umsteigen

oder teilweise schon umgestiegen sind. Für die Veranschaulichung der Auswirkungen dieses Faktors wird von einer Gesamtumstellung ausgegangen.

Der Einsatz von stark N-/P-reduziertem Futter hat direkt kaum Auswirkungen auf den CO₂-Fußabdruck (s. Abb. 6). Zwar werden die Emissionen aus der Quelle „Dunganfall und Verdauung“ gesenkt, die Düngergutschrift wird jedoch gleichzeitig auch niedriger, da weniger düngerelevante Nährstoffe in das Betriebssystem geführt werden, die nachher wieder auf dem Acker ausgebracht werden könnten (s. Abb. 7).

Abb. 6: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks bei Einsatz von stark N-/P-reduziertem Futter

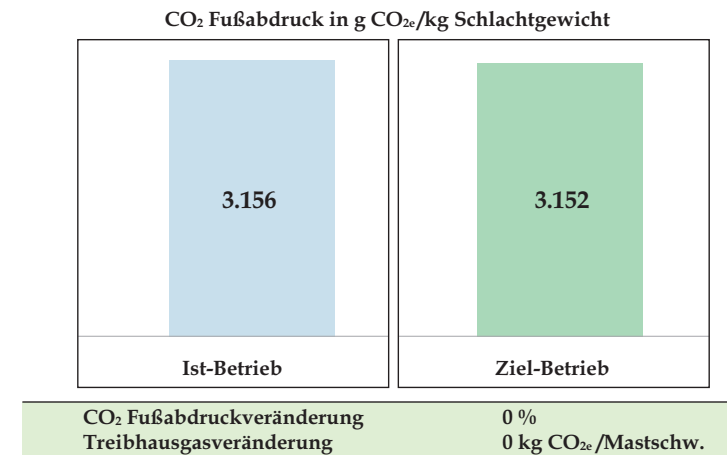
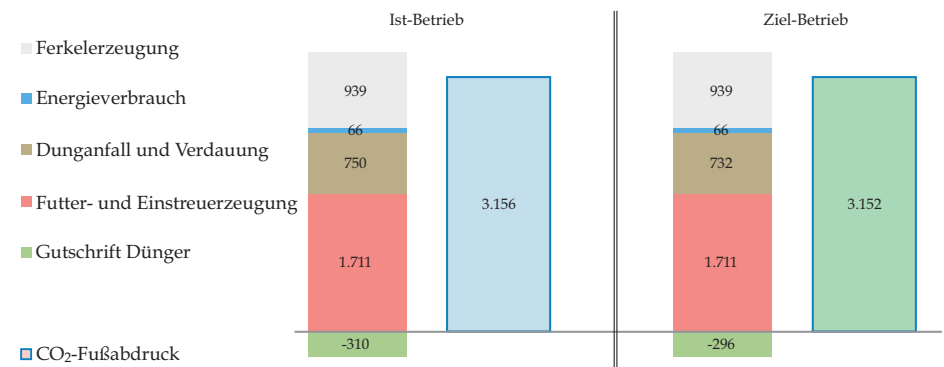


Abb. 7: Vergleich der Emissionsquellen bei Einsatz von N-/P-reduziertem Futter



Die Fütterung von stark N-/P-reduziertem Futter hat jedoch weitere indirekte Auswirkungen auf den CO₂-Fußabdruck. Denn eine stark stickstoffreduzierte Fütterung bedeutet, dass das Futter einen geringeren Rohproteingehalt hat. Dies bedeutet, dass in der Regel der Anteil des Sojaextraktionsschrots verringert wird. Somit kann durch die Nutzung von stark N-/P-reduziertem Futter der Anteil Soja im Kraftfutter reduziert werden. Wird ausschließlich N-/P-reduziertes Futter eingesetzt, kann der Anteil Soja im Kraftfutter um rund 30 % gesenkt werden.

5.5 Strom- und Wärmeverbrauch, Photovoltaikstrom

In Schweineställen wird Elektrizität für verschiedenen Vorgänge und Einrichtungen benötigt und hinsichtlich des Wärmeverbrauchs ist eine Stalltemperatur von 19 – 28°C empfehlenswert (LWK, 2016: 6). Die Einsparung von Strom und Wärme hat daher natürliche Grenzen und variiert in der Praxis aufgrund verschiedener Stallbauweisen, Lüftungseinrichtungen, etc. Im Betrieb Mustermast sind Strom- und Wärmeverbrauch mit 8,26 kWhel und 7,91 kWhth pro produziertem Schwein bereits gering. Um den Wirkungsgrad der beiden Faktoren zu verdeutlichen, wird eine Verringerung des Verbrauchs um jeweils 30 % berechnet (s. Abb. 8 und 9). Im Berechnungstool sind Emissionswerte von 516 Gramm CO₂e pro Kilowattstunde für den derzeitigen Strommix in Deutschland hinterlegt.

Bei 30 % geringerem Stromverbrauch wird der CO₂-Fußabdruck um weniger als 1 % (13 g CO₂e/kg SG) gesenkt (s. Abb. 8). Für einen 30 % geringeren Wärmeverbrauch ergibt sich ebenfalls eine Senkung um weniger als 1 % (7 g CO₂e/kg SG). Bei Einsatz von eigenem Photovoltaikstrom kann davon ausgegangen werden, dass in einem Stallgebäude bei absoluter Ausnutzung der Kapazitäten und optimalen Bedingungen (ohne Speicher) bis zu 60 % des im Stall genutzten Stroms aus der PV-Anlage stammen. Dieser Wert wurde für den Betrieb Mustermast angenommen, wodurch der CO₂-Fußabdruck um rund 1 % (19 g CO₂e/kg SG) sinkt. In den Gesprächen auf den Betrieben wurde deutlich, dass die Betriebsleiter/innen bei diesen Faktoren eine größere Auswirkung auf den CO₂-Fußabdruck erwartet haben und erstaunt über die vergleichsweise geringe Auswirkung auf den CO₂-Fußabdruck waren.

5.6 Wirtschaftsdüngervergärung

Keiner der untersuchten Betriebe und damit auch Betrieb Mustermast überführt im Ist-Zustand direkt oder indirekt Wirtschaftsdünger in eine Biogasanlage. Es wird die Annahme getroffen, dass es eine Biogasanlage gibt, die den Wirtschaftsdünger aufnimmt, sodass 100 % der Schweinegülle direkt in die Anlage überführt werden

Abb. 8: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks bei 30 % geringerem Stromverbrauch

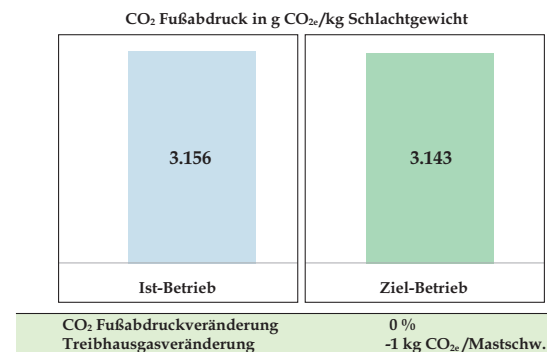


Abb. 9: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks bei 30 % geringerem Wärmeverbrauch

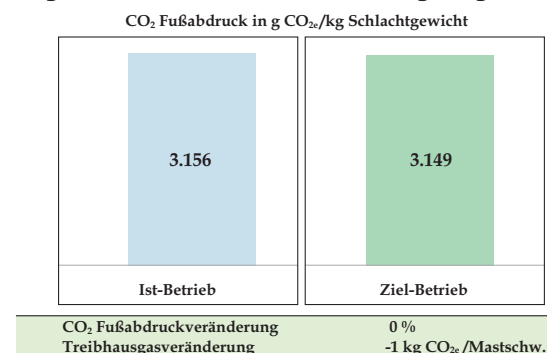
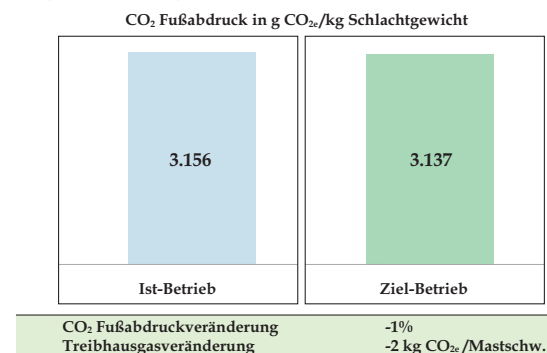
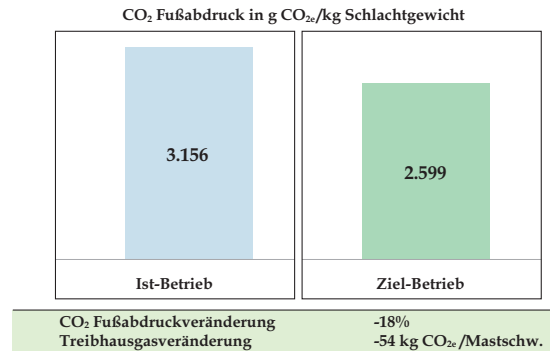


Abb. 10: Auswirkung Einsatz eigener Photovoltaikstrom von 14 % auf 60 %



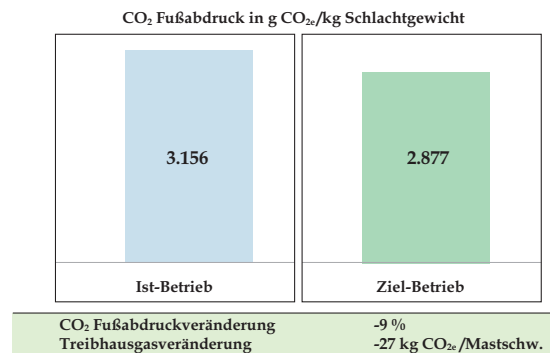
können. Durch die gasdichte Lagerung des Wirtschaftsdüngers ohne Vorlagerung könnte der CO₂-Fußabdruck um 18 % gesenkt werden (s. Abb. 11).

Abb. 11: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks bei 100% direkter gasdichter Lagerung des WD



Bei Überführung von 100 % des Wirtschaftsdüngers nach Vorlagerung könnte der CO₂-Fußabdruck um 9 % gesenkt werden. Die Überführung des Wirtschaftsdüngers in ein gasdichtes System, wie das einer Biogasanlage, bewirkt, dass bei der Lagerung des Wirtschaftsdüngers (Emissionsgruppe Dunganfall und Verdauung) weniger Treibhausgase, insbesondere Methan, aber auch Lachgas, freigesetzt werden. Für den CO₂-Fußabdruck der Schweinemast ist es nicht relevant, ob der Wirtschaftsdünger vergärt und somit aus ihm Strom produziert wird. Entscheidend ist lediglich die gasdichte Lagerung, welche mit der Vergärung des Wirtschaftsdüngers in einer BGA einhergeht.

Abb. 12: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks bei 100% gasdichter Lagerung nach Vorlagerung



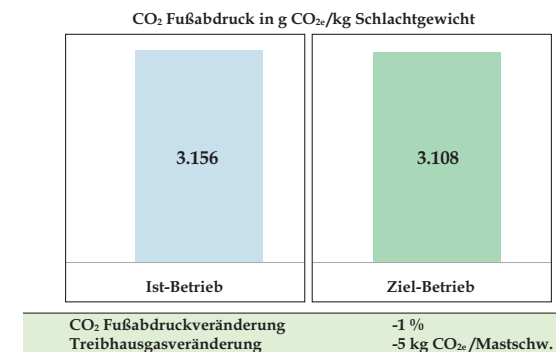
5.7 Abluftwäscher

Die Nutzung eines Abluftwäschers ist für zahlreiche Betriebe aus rechtlichen Gründen erforderlich. In Niedersachsen ist in diesen Fällen eine Mindestabscheiderate von 70 % des Ammoniaks vorgeschrieben (RdErl. d. MU Nds. v. 23.9.2015).

Für den Betrieb Mustermast wurde angenommen, dass 75 % des Ammoniaks aus der Abluft aufgefangen werden können. Dies führt auf der einen Seite dazu, dass weniger Emissionen aus dem Stall entweichen (Emissionsquelle Dunganfall und Verdauung) und auf der anderen Seite dazu, dass die Düngergutschrift ansteigt. Denn die aufgefangenen Nährstoffe können später auf dem Acker genutzt werden.

Im Gespräch wurde deutlich, dass die Betriebsleiter/innen, die einen Abluftwäscher nutzen, einen größeren Effekt auf den CO₂-Fußabdruck erwartet hatten. Der Zweck von Abluftreinigungsanlagen besteht darin, benachbarte Ökosysteme vor Nährstoffeinträgen und Wohnhäuser vor erheblichen Geruchsbelästigungen und Feinstaubbelastungen bzw. Ammoniak zu schützen. Ammoniak ist jedoch nur indirekt klimawirksam, da es zu geringen Anteilen zu klimaschädigendem Lachgas umgewandelt wird. Es ist jedoch zu beachten, dass Abluftwäscher immer einen deutlichen Anstieg des Stromverbrauchs - durch den Betrieb von Pumpen und den Mehrverbrauch der Lüftungsanlagen des Stalls - verursachen. Bei Berücksichtigung des CO₂-Fußabdrucks für den Strommix 2018 würden die THG-Einsparungen durch den Abluftwäscher also auf der Seite des höheren Stromverbrauchs wieder zu einem Anstieg führen, sodass von keiner positiven Wirkung auf den CO₂-Fußabdruck ausgegangen werden kann.

Abb. 13: Veränderung des CO₂-Fußabdrucks bei Nutzung eines Abluftwäschers



6 Ranking der THG-Einsparungspotentiale

Aus der Berechnung der THG-Einsparungspotentiale im Betrieb Mustermast ergibt sich rein rechnerisch folgendes Ranking (mögliche Wechselwirkungen einzelner Maßnahmen sind in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt):

1. Das mit Abstand höchste Einsparungspotential (18 % THGE-Minderung) weist die Maßnahme der direkten Lagerung von 100 % des Wirtschaftsdüngers in gasdichten Behältern auf. Würde in allen Projektbetrieben der Wirtschaftsdünger direkt gasdicht gelagert werden, könnten im Schnitt 17,7 % Treibhausgase eingespart und so rund 2.245 t CO₂ vermieden werden. Um diese Menge Treibhausgase einzusparen müssten 22.450 Bundesbürger ihren jährlichen Stromverbrauch um 20 % senken. Für die gasdichte Lagerung von 100 % des Wirtschaftsdüngers nach Vorlagerung ergibt sich im Betrieb Mustermast ein Einsparungspotential von 9 %.
2. Durch die Nutzung von zertifiziertem Soja (100 %) bzw. Substitution (100 %) können 10 % THGE eingespart werden.
3. Durch die Verbesserung der Futterverwertung und damit Verringerung des Kraftfuttermitteleinsatzes um 5 % können 3 % THGE eingespart werden.
4. 100 % Einsatz von stark N-/P-reduziertem Futter.
5. Verringerung des Strom- und Wärmeverbrauchs um 30 %, Nutzung selbst erzeugten Stroms mit eigener PV-Anlagen (60 %).
6. Nutzung eines Abluftwäschers (75 % Abscheiderate).

7 Motivation und Hinderungsgründe zur Umsetzung von Maßnahmen

Im Folgenden werden Hinderungsgründe und Antrieb für die Umsetzung der Maßnahmen mit dem höchsten Wirkungsgrad erörtert.

7.1 Wirtschaftsdüngervergärung

Die Methanausbeute (bezogen auf Frischmasse) ist beim Einsatz von Schweinegülle wesentlich geringer als z. B. bei Energiepflanzen (s. Tab 1).

Tabelle 1: Richtwerte für Gasausbeuten ausgewählter Biogassubstrate

Substrat	TM (%FM)	oTM (%TM)	Biogasertrag (ln/kg oTM)	Methangehalt (%)
Rindergülle (mit Futterresten)	8,5	80	380	55
Schweinegülle	6	80	420	60
Maissilage	35	95	650	52
Getreidesilage (mittlerer Kornanteil)	35	95	620	53

Quelle: KTBL, 2015

Dies liegt insbesondere am hohen Wassergehalt der Gülle. Hinzu kommt, dass wegen der energetischen Vornutzung im Verdauungstrakt des Tieres weniger Gasbildungspotential aus der organischen Trockenmasse zur Verfügung steht als aus nachwachsenden Rohstoffen gewonnen werden kann.

Tabelle 2: Einsatz von Schweinegülle in BGA nach KTBL-Rechner

Substrat	Trockenmasse (TM)		Richtwert Biogasertrag (Normgas)		Methangehalt Vol.-%	Jahresmenge		Substratpreis €/t FM	Substratkosten €/a
	% i.d. Frischmasse (FM)	davon organisch (oTM) % i.d. TM	I _n /kg oTM	m _n ³ /t FM		t FM/a	Gew.-%		
Schweinegülle, 6% TM	6,0	80,0	420,0	20,2	60,0	11.600	100,0	0,00	0,00
Summe						11.600	100		0,00
Gewogenes Mittel	6,0	80,0	420,0		60,0				

Wird ein Zündstrahl-Motor verwendet, kann ein Aggregat mit einer Leistung von 75,0 kW_a installiert werden.
Ihre Substratauswahl entspricht einer Gülle-Kleinanlage nach § 46 EEG 2014.

Um eine 75 kW-Anlage (7.800 Jahresstunden) ausschließlich mit Mastschweinegülle auszulasten, wären nach KTBL-Biogasrechner rein rechnerisch 11.600m³ Gülle (6 % TM) notwendig (s. Tab. 2).

Davon ausgehend, dass ein Mastschwein in seinem Leben ungefähr 0,5 m³ Gülle (inkl. Reinigungsabwasser) (LWK, 2018) produziert, wären also rund 23.000 Mastschweine bzw. etwa 8.200 Mastplätze bei 2,8 Umtrieben pro Jahr notwendig um die kleine Biogasanlage zu betreiben.

Davon abgesehen eignet sich Schweinegülle nur bedingt zur Monovergärung. Das hat gärbiologische Gründe, da Schweinegülle für den Biogasprozess kein optimales C/N-Verhältnis aufweist. Es müsste eine Vermischung mit Energiepflanzen, wie z. B. Silomais erfolgen. Das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) sieht derzeit für Kleinanlagen bis 75 kW mit mindestens 80 % Gülleanteil eine Vergütung von 23,14 Cent pro Kilowattstunde (§ 44 EEG 2017) vor. Vor diesem Hintergrund ist der Einsatz von 80 % Gülle und 20 % Mais ein Modell, was zunächst lukrativ erscheinen könnte.

Bei der Zugabe von Energiepflanzen sieht das EEG aber eine Mindestverweilzeit von 150 Tagen in gasdichten Behältern vor. Auch in der Baugenehmigung für eine derartige Anlage nach der VDI-Richtlinie (3475 Blatt 4) wird diese Verweilzeit gefordert. Es wären also größere Fermenter oder gasdicht abgedeckte Gärrestlager notwendig, die deutlich höhere Investitionssummen erfordern.

Die Höhe der Förderung der „kleinen“ Biogasanlagen im EEG ist also für Anlagen, die auch für die Zugabe von Energiepflanzen ausgelegt sind, kaum ausreichend um die notwendigen Investitionen in neue Gärrestlager (150 Tage Verweilzeit) auszugleichen. Abgesehen von der Neuerrichtung einer Biogasanlage, können weitere hohe Investitionen erforderlich sein. Dies sind insbesondere Sicherungseinrichtungen für die Anlagen in Form von Umwallungen. Die Investitionskosten sind einzelbetrieblich zu betrachten und für viele Betriebe bereits ein Ausschlusskriterium. Dennoch sind zahlreiche Landwirte interessiert auf dem eigenen Betrieb oder in einer Gemeinschaft mit Nachbarbetrieben eine Biogasanlage zu errichten und haben sich bereits mit diesem Gedanken auseinandergesetzt. Doch diese Planung scheitert häufig bereits im frühesten Stadium aufgrund der zuvor genannten Punkte.

Die Abgabe des Wirtschaftsdüngers und damit die Wirtschaftsdüngervergärung nach Vorlagerung ist eine Maßnahme, die mit der Überführung der Schweinegülle in eine nahegelegene BGA bedeuten würde. Aufgrund der geringen energetischen Nutzbarkeit ist Schweinegülle jedoch kein Energieträger, den BGA-Betreiber präferieren. Der Transportaufwand muss sich mit dem Ertrag decken. Dies ist im Einzelfall genau zu prüfen.

7.2 Sojaeinsatz

In sojafreiem und sojareduziertem Futter werden in der Regel Rapsextraktionsschrot sowie Körnerleguminosen als Proteinquelle eingesetzt. Studien konnten aufzeigen, dass

Mastschweine auch ohne Sojaschrot hohe Leistungen erzielen können (LWK, 2018). In der Regel beziehen die Mäster im Bereich Weser-Ems ihr Futter jedoch als fertiges Mischfutter vom Futtermittellieferanten nach Rücksprache mit dem Futtermittelberater, sodass auf die gängigen Futtermittelmischungen, die Soja beinhalten, zurückgegriffen wird.

Unter den Mastbetrieben und Beratern ist zudem die Meinung verbreitet, dass Raps von Schweinen als weniger schmackhaft empfunden wird, was sich wiederum schlecht auf die Zunahme auswirken könnte. Auch die beiden Selbstmischer im Projekt kaufen bisher Soja zu, das sie ihrem Futter beimischen. Des Weiteren schlägt sich ein höherer Rapseinsatz im Nährstoffsaldo des Betriebes nieder, da eine höhere Phosphorbilanz erreicht wird. Dies ist vor allem in Gebieten mit hohem Tierbesatz ein Grund, nicht mehr Raps einzusetzen.

Zertifiziertes Soja aus nachhaltigem Anbau wird in der Schweinemast bisher selten eingesetzt, da es kaum Forderungen seitens der Verbraucher, wie z. B. in der Milchproduktion nach GVO-freiem Soja, gibt und zertifiziertes Futter aufgrund von Mehraufwand in der Produktion teurer ist. Die Nutzung von zertifiziertem Soja ist zwar mit weniger Aufwand umzusetzen, aber mit ökonomischen Nachteilen für den Betrieb verbunden. Es sollte außerdem beachtet werden, dass die Verfügbarkeiten von zertifiziertem Soja und heimischen Eiweißträgern begrenzt sind.

7.3 Verbesserung der Futtermittelverwertung

Der Futtermiteinsatz und die damit verbundene Futtermittelverwertung ist ein Faktor, der für Betriebe naturgemäß sehr interessant ist. Denn eine optimale Futtermittelverwertung bedeutet, dass weniger Betriebsmittel eingesetzt werden müssen und somit auch kosteneffizient gewirtschaftet wird, solange kein teureres Futter eingesetzt werden muss. Für den Betrieb Mustermast ergibt sich für die in 5.2 angedachte optimierte Futtermittelverwertung und damit verbundenen geringeren Kraftfuttereinsatz eine Gewinnveränderung von rund 3,32 € je Mastschwein (angenommener Kraftfutterpreis 0,26 €/kg KF 88 % TM). Maßnahmen zur Verbesserung der Futtermittelverwertung werden ohnehin von Beratern und Betriebsleitern/innen angestrebt, hier ergeben sich also in der Regel Synergien.

7.4 Einsatz von stark N-/P-reduziertem Futter

Einige Betriebe im Projekt nutzen bereits teilweise oder ausschließlich N-/P-reduziertes Futter. Für fast alle Betriebe im Projekt war dies eine Maßnahme, die auf offene Ohren stieß. Nach Ansicht der Berater/innen kann eine nährstoffreduzierte Fütterungsstrategie den tatsächlichen Bedarf der Tiere in den verschiedenen Mastphasen genauer abdecken, wird besser vertragen und kann so die Futtermittelfizienz steigern. Voraussetzung ist, dass die Nährstoffgehalte der Rohwaren und die Gewichte der Tiere in den einzelnen Mastphasen genau untersucht werden.

Ein weiterer Grund sind hohe Nährstoffsalden innerhalb der Betriebe. Die Nutzung N-/P-reduzierten Futters kann es ermöglichen, die Grenzen des zu erstellenden Nährstoffvergleichs einzuhalten, wenn diese bei Nutzung nicht reduzierten Futters überschritten würden oder es muss weniger Wirtschaftsdünger aus dem Betrieb abgegeben werden. Dies ist gerade für Betriebe, die über wenig Fläche verfügen, ein wichtiger Faktor.

7.5 Strom- und Wärmeeinsatz

Die Optimierung des Strom- und Wärmeeinsatzes muss sich an dem Bedarf der Tiere orientieren, da das Schwein bestimmte Anforderungen an seine Umgebung hat. Werden diese nicht eingehalten, können Stress und Krankheiten die Folge sein, welche sich in der Leistung niederschlagen. Der Einsatz von Strom und Wärme ist jedoch von vielen Faktoren abhängig und kann daher stark schwanken. In einigen Betrieben wird der genaue Verbrauch zudem selten gemessen, da nur wenige Ställe über eigene Zähleranlagen verfügen und die Verbräuche nur schwierig zuzuordnen sind. Dennoch sind Betriebsleiter/innen daran interessiert hier, wenn möglich, Einsparungen vorzunehmen, da sich diese direkt monetär abbilden lassen.

Auch wenn die Maßnahme vergleichsweise geringe Auswirkungen auf den CO₂-Fußabdruck hat, sollte sie immer im Auge behalten werden, da die Bereitschaft zur Umsetzung auf den Betrieben sehr hoch ist. Es ist jedoch zu beachten, dass die Emissionen aus der Kilowattstunde nach deutschem Strommix zukünftig weiter sinken werden, insbesondere vor dem Hintergrund des Ausstiegs aus dem Kohlestrom. Dies bedeutet, dass die Auswirkungen des Stromverbrauchs in der einzelbetrieblichen Klimabilanz in Zukunft noch geringer werden.

8 Handlungsempfehlungen

Weiterentwicklung des Berechnungstools

Das im Projekt genutzte Berechnungstool der LWK lässt sich auf den Betrieben sehr gut anwenden und soll stetig mit Beratern weiterentwickelt werden. Dies ist ein wichtiger Schritt, um die einzelbetriebliche Klimabilanzierung zukünftig noch stärker in den Betrieben zu verbreiten und die Auseinandersetzung mit dem Thema voranzutreiben. Die einzelbetriebliche Beratung zur Emissionsminderung in der Tierhaltung wird in Niedersachsen gefördert und das Berechnungstool kann durch Beratungseinrichtungen in diesem Zusammenhang optimal genutzt werden.

Im Projekt wurde sehr schnell deutlich, dass Berater und Betriebe immer wieder mit den gleichen Kenngrößen arbeiten. Daraus resultierend wurde bereits im Laufe des Projekts beschlossen, dass zukünftig in der Bilanzierung mit der Bezugsgröße „Anzahl produzierter Schweine“ anstatt der beiden Kriterien „Schweinemastplätze“ und „produzierte Schweine pro Mastplatz“ gearbeitet werden soll. Im Anschluss an das Projekt kann geprüft werden, ob und wie eine direkte Verknüpfung des Tools zur Klimabilanzierung mit Programmen wie dem Mastplaner möglich ist. Der Einsatz des Berechnungstools hat sich außerdem in Projekten mit Kommunen und Regionen, wie beispielsweise im Projekt „Klimaallianz in der Landwirtschaft“ im Landkreis Oldenburg, bewährt. Mit diesem Projekt gehörte der Landkreis Oldenburg 2017 zu den Gewinnern des Bundeswettbewerbs „Klimaaktive Kommune 2017“ und möchte das Preisgeld in ein Folgeprojekt investieren. Die Zusammenarbeit in Form von „Klimaallianzen“ könnte zukünftig verstärkt werden.

Gasdichte Lagerung des Wirtschaftsdüngers

Das höchste THG-Einsparungspotential liegt in der gasdichten Lagerung von Wirtschaftsdüngern. Eine gasdichte Lagerung geht Hand in Hand mit der Vergärung des Wirtschaftsdüngers in einer Biogasanlage. Die Vergärung von Schweinegülle ist kaum verbreitet, was vor allem durch die geringe Methanausbeute sowie den geringen Trockenmassegehalt begründet ist. Sollen in der Schweinemast zukünftig erhebliche THG-Einsparungen erzielt werden, muss die Gülle direkt oder nach Vorlagerung so gelagert werden, dass die Ausgasung klimaschädlicher Gase begrenzt wird. Daher ist es entweder notwendig, dass die Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen stärker gefördert wird als bisher oder dass über Konzepte nachgedacht wird, ob die gasdichte Lagerung ohne Stromproduktion ein Schlüssel zur Verringerung der THG-Emissionen sein kann.

9 Fazit

In der Schweinemast gibt es Potentiale zur Verbesserung der Klimateffizienz und damit zur Verringerung der Treibhausgasemissionen. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass es in der Praxis verschiedenste Betriebskonzepte gibt, die es notwendig machen, dass auf einzelbetrieblicher, betriebsspezifischer Ebene die verschiedenen potentiellen THG-Einsparmaßnahmen erörtert werden.

Die einzelbetriebliche Klimabilanzierung ist eine Maßnahme, die es ermöglicht zusammen mit der/dem Betriebsleiter/in passende Möglichkeiten zur Einsparung auf dem Betrieb aufzuzeigen. Im Projekt wurde deutlich, dass das Thema „Klimateffizienz“ für die Betriebsleiter/innen im alltäglichen Arbeitsablauf kaum eine Rolle spielt, da für die Auseinandersetzung mit dem Thema meist schlicht die Zeit fehlt. Im Verlauf des Beratungsgesprächs zeigten sich alle Betriebe offen gegenüber der Thematik und waren interessiert, wie sie Einfluss auf den CO₂-Fußabdruck ihres Produkts nehmen können. Die gedankliche Auseinandersetzung mit diesen Zusammenhängen ist bereits ein großer Schritt um zukünftig Maßnahmen zur Klimateffizienz umzusetzen. Besonders Maßnahmen, die Synergien ermöglichen und auch aus ökonomischer Sicht ein besseres Betriebsergebnis versprechen, werden gut angenommen.

Das größte Potential zur Verringerung der THG-Emissionen in der Schweinemast birgt die gasdichte Lagerung des Wirtschaftsdüngers. Der Produktionszweig Schweinemast könnte mit Umsetzung dieser Maßnahme einen großen Beitrag zur Verringerung der THG-Emissionen aus der Quellgruppe Landwirtschaft liefern. Andere Maßnahmen, wie eine Verbesserung der Futtermittelverwertung, bergen zwar rechnerisch ein geringeres Potential, doch auch sie sind wichtig für die Verbesserung der Klimateffizienz und können zudem vergleichsweise einfach und mit ökonomischen Vorteilen umgesetzt werden.

10 Literaturverzeichnis

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB): Klimaschutzplan 2050, Berlin 2016.

GESETZ FÜR DEN AUSBAU ERNEUERBARER ENERGIEN (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG 2017) vom 21.07.2014, letzte Änderung vom 14.11.2018.
Unter: https://www.gesetze-im-internet.de/eeg_2014/BJNR106610014.html, (abgerufen am 07.01.2019).

KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.: Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. KTBL-Heft 107, Darmstadt 2015.

KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT E.V.: Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft, Darmstadt 2016.

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN:
Optimierung des Stallklimas in der Mastschweinehaltung. Ein Leitfaden für die Praxis, Oldenburg 2016.

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, 2018:
Schweinemast ohne Sojaschrot. Unter: <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/753/article/30296.html>, (abgerufen am: 22.11.2018).

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN, 2018:
Wieviel Gülle produzieren Mastschweine? Unter: <https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/753/article/30422.html>, (abgerufen am 03.12.2018).

RdErl. d. MU Nds. v. 23.9.2015:
Durchführung immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren; Abluftreinigungsanlagen in Schweinehaltungsanlagen und Anlagen für Mastgeflügel sowie Bioaerosolproblematik für Schweine- und Geflügelhaltungsanlagen.
In: Nds. MBL. Nr. 36 v. 23.9.2015, 5324.

VDI-RICHTLINIE:
VDI 3475 Blatt 4 Emissionsminderung – Biogasanlagen in der Landwirtschaft, Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger, Düsseldorf 2010.

Erhöhung des Bodenkohlenstoffspeicherungspotentials von Grünlandsystemen durch sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe

Dr. Carsten Malisch, Nami Kagiya, Dr. Thorsten Reinsch, Prof. Dr. Friedhelm Taube
Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Inhaltsverzeichnis

1 Zusammenfassung	130
2 Relevanz des Vorhabens	131
3 Versuchsdurchführung	133
3.1 Versuchsaufbau	133
3.1.1 Teilexperiment 1: Quantifizierung und Charakterisierung der Pflanzeninhaltsstoffe	133
3.1.1.1 Versuchsdesign und Biomasseerzeugung	133
3.1.1.2 Probennahme und -aufbereitung	134
3.1.2 Teilexperiment 2: Wurzelumsatz und resultierende Kohlenstoffemissionen	135
3.1.2.1 Versuchsaufbau	135
3.2 Statistische Methoden	136
4 Ergebnisse	137
4.1 Teilversuch 1: Quantifizierung und Charakterisierung der Pflanzeninhaltsstoffe	137
4.1.1 Biomassebildung	137
4.1.2 Eigenschaften des Wurzelsystems	137
4.1.3 Chemische Zusammensetzung der Wurzeln	138
4.2 Teilversuch 2: Wurzelumsatz und resultierende CO ₂ -Emissionen	142
5 Diskussion	143
6 Schlussfolgerungen	146
7 Literaturverzeichnis	147

1 Zusammenfassung

Eine erhöhte Artenvielfalt in Grünlandssystemen ist aufgrund einer damit einhergehenden generellen Verbesserung diverser Umweltauswirkungen gewünscht. Dies ist unter anderem auch der Tatsache zuzuschreiben, dass aufgrund einer erhöhten Artenvielfalt auch häufig Arten mit relevanten Sekundärmetaboliten vorkommen, welche nachweislich eine positive Wirkung auf Umweltauswirkungen oder die Tiergesundheit haben.

Ein neues Forschungsfeld hierbei sind die Vorzüge der Polyphenole und insbesondere der Proanthocyanidine (PAs). Für letztere wurde herausgefunden, dass sie den Stickstoff- und Kohlenstoffkreislauf beeinflussen und somit u. a. den Kohlenstoffeintrag in den Boden erhöhen können. Ziel dieser Studie war es, den Wurzelumsatz gängiger Futterpflanzen und die daraus resultierenden CO₂ Emissionen in Beziehung zu ihren chemischen Eigenschaften zu setzen und damit das Potenzial von PA-haltigen Grünlandarten zur Erhöhung der Kohlenstoffvorräte im Boden zu bestimmen. Dazu wurden die PA-Konzentration und deren strukturelle Eigenschaften in fünf Futterpflanzenarten bestimmt. Zur Bestimmung des Wurzelumsatzes wurden die Wurzeln dieser Pflanzen zudem 58 Tage lang in einem homogenisierten Boden inkubiert. Die C-Mineralisierung wurde über die kontinuierliche CO₂-Freisetzung gemessen.

Es existierte eine große Variabilität innerhalb der PA-Konzentrationen zwischen den Arten (0 ~ 11.2 mg g⁻¹ DM) sowie zwischen der oberirdischen und unterirdischen Biomasse (9,4, sowie 4.1 mg g⁻¹ DM). Ebenso unterschieden sich die aus dem Wurzelumsatz resultierenden CO₂-Emissionen signifikant und reichten von 30 % des in den Boden eingebrachten Kohlenstoffs in einer Sumpfhornklee-Sorte bis hin zu 72 % in einer Hornschotenklee-Sorte. Doch obwohl die Konzentrationen der PA-Untereinheiten Prodelphinidine (PD) sowie der Gesamt-PA-Konzentrationen eine negative Korrelation mit den CO₂-Emissionen aufwiesen, war der Einfluss zu gering, um die PA als alleinigen reduzierenden Faktor der Wurzelumsatzgeschwindigkeit anzusehen. So bedeuten die Unterschiede in den aus dem Wurzelumsatz resultierenden Emissionen zwischen den Arten ein großes Potential zur Erhöhung der Kohlenstoffeinträge, doch ist weitere Forschung vonnöten um die Wirkweise genauer zu untersuchen.

2 Relevanz des Vorhabens

Der Humusgehalt von Böden steht im direkten Zusammenhang mit der Bodenfruchtbarkeit und dem Klimaschutz. Europäische Grünlandssysteme speichern bereits jetzt geschätzt im Mittel 0.5 t C ha⁻¹ Jahr⁻¹. Im Gegensatz dazu verlieren ackerbaulich genutzte Systeme im Jahr geschätzt 0.8 t C ha⁻¹ (Vleeshouwers and Verhagen, 2002). So speichern Grünlandssysteme in gemäßigten Klimaten sogar mehr Kohlenstoff im Boden als Waldböden (Amundson, 2001; Wiesmeier et al., 2012). Dadurch stellen Grünlandssysteme bereits jetzt einen wichtigen Beitrag zur Bekämpfung des Klimawandels dar. Jegliche Verbesserung dieser Werte hat allerdings weiterhin enorme Auswirkungen auf die Klimabilanz der Landwirtschaft, da 28 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland als Grünland genutzt werden. Im Forschungsbereich Grünland und Futterbau haben sich in den letzten Jahren bereits die Vorteile von Mischungen hinsichtlich ihrer Ertragsleistung und Ökosystemdienstleistungen gegenüber Reinsaaten bewiesen (Connolly et al., 2018; Finn et al., 2018; Nyfeler et al., 2011; Suter et al., 2015). Die Vorteile von Mischungen für den Boden C-Eintrag sowie die Interaktionen zwischen einzelnen Pflanzenarten wurden bisher allerdings nur wenig beleuchtet.

Die im Boden gebildete Humusmenge ist abhängig von der Menge der eingetragenen organischen Substanz über Ernte- und Wurzelreste sowie die chemische Beschaffenheit dieser. Enge Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N)-Verhältnisse führen per se zu hohen Umsatzraten im Boden und damit nur zu einer kurzen Verweilzeit. Substrate mit weiten C/N-Verhältnissen weisen hingegen eine hohe Stabilität auf. Neben diesem bekannten Zusammenhang wurde allerdings basierend auf Studien aus Waldökosystemen in den letzten Jahren zudem die Bedeutung der sekundären Pflanzeninhaltsstoffe, insbesondere diverser Polyphenole, auf die Umsetzungskinetik im Boden erkannt. Eine Polyphenolgruppe, der hierbei besondere Aufmerksamkeit zuteilwurde, sind die Proanthocyanidine (PA, syn. Kondensierte Tannine). So haben Proanthocyanidine verschiedene Wirkweisen, mit denen sie die Nährstoffkreisläufe beeinflussen können: Einerseits haben sie die Fähigkeit, extrazelluläre Enzyme zu hemmen, wodurch der Abbau organischer Masse durch Mikroorganismen verhindert wird. Gleichzeitig können sie auch die Nitrifikation oder N-Mineralisation hemmen. Dies führt zu einer mittelfristigen Stabilisierung der organischen Bodensubstanz und ist zum Beispiel in Wäldern häufig sichtbar. Andererseits können Proanthocyanidine aber auch die gegensätzliche Wirkung haben und die C- und N-Mineralisation beschleunigen. Die unterschiedliche Wirkweise der kondensierten Tannine resultiert hierbei maßgeblich aus Unterschieden in ihren strukturellen Eigenschaften (Adamczyk et al., 2017; Chomel et al., 2016). Maßgeblichen Einfluss auf die Wirkweise nehmen hierbei insbesondere die Massenverhältnisse der Untereinheiten der Proanthocyanidine, Procyanidine (PC) und Prodelphinidine (PD) sowie der Polymerisationsgrad des Gesamtmoleküls. Doch erst seit wenigen Jahren können diese Strukturunterschiede mit neuen massenspektrometrischen Analysen in ausreichender Genauigkeit und Geschwindig-

keit erhoben werden, um die bis dato beobachteten unterschiedlichen Wirkweisen der Tannine zwischen Arten zu erklären (Engström et al., 2014; Engström et al., 2015).

Die gleichen Effekte, die in Waldökosystemen beobachtet wurden, können auch auf die Wurzel- und Erntereste in landwirtschaftlichen Kulturen wirken. Insbesondere im Grünland und Futterbau oder Zwischenfruchtanbau kommen viele Leguminosen vor, die hohe Polyphenolgehalte aufweisen und insbesondere Proanthocyanidine beinhalten (z. B. Esparsette, Hornschotenklee, Sumpfhornklee und Weißklee) (Malisch et al., 2015; Mueller-Harvey, 2006; Mueller-Harvey et al., 2018; Waghorn, 2008). Insbesondere bei der Esparsette wurde allerdings eine hohe Variabilität der Konzentrationen und strukturellen Eigenschaften der PA sowohl zwischen Sorten als auch innerhalb der Einzelpflanze festgestellt (Malisch et al., 2015; Regos et al., 2009; Stringano et al., 2012). Da sich zudem die neue Forschung bei all diesen Arten bisher auf die Wirkung der Polyphenole in der Tierernährung und somit auf die oberirdische Biomasse konzentrierte, sind Rückschlüsse auf die Wirkung im Boden noch nicht möglich. Denn im Gegensatz zu den Waldökosystemen ist der Hauptpfad der Polyphenole in den Boden nicht über die Blattmasse, sondern über die Wurzeln, welche durch Exsudate und den Wurzelumsatz die Polyphenole freigegeben. Frühere Experimente, welche Polyphenole in den Wurzeln quantifiziert haben und daraus auf den Einfluss der Polyphenole auf die N-Mineralisation ableiten wollten, wiesen zwar Polyphenole in den Wurzeln nach, blieben aber inkonklusiv in Bezug auf die N-Mineralisation aufgrund der mangelnden Differenzierung der Polyphenole (Fox et al., 1990). Aufgrund dessen ist eine genauere Charakterisierung der Polyphenole in den Wurzelsystemen der gängigen Futterleguminosen und -kräuter notwendig, inklusive deren Strukturcharakteristika. Zusätzlich müssen die Freisetzungspfade der Wurzelpolyphenole durch Exsudation oder Seneszenz der Wurzeln identifiziert und quantifiziert werden, um den Polyphenoleintrag in das Bodenreich für eine Extrapolation der Ergebnisse auf Feldebene zu ermöglichen.

Könnten die Einflüsse der kondensierten Tannine auf den Wurzelumsatz und die C-Sequestrierung besser erforscht werden, so würde das eine Optimierung der Bestandeszusammensetzung auf einen deutlich verbesserten Kohlenstoffeintrag erlauben. Diese Bestandeszusammensetzung könnte gleichzeitig auch oberirdisch nützlich sein, da die Tannine der gleichen Pflanzen in der oberirdischen Biomasse auch für die Tiergesundheit und Umweltfreundlichkeit der Milchproduktion (reduzierte Methan- und Lachgasemission) eingesetzt werden könnten (Mueller-Harvey, 2006; Mueller-Harvey et al., 2018; Waghorn, 2008). Zudem würden die realen Kohlenstoffeinträge des Grünlandes deutlich besser quantifiziert und optimiert werden können, wodurch auch die Kohlenstoffmodellierung deutlich profitieren würde, da diese auf eine exakte Abschätzung der Umsatzkinetik im Bodenraum angewiesen ist (Lukac, 2012). Dies ist bisher gerade bei diversen Grünlandbeständen nicht möglich, würde jedoch durch eine Quantifizierung und Charakterisierung der Wurzeltannine sowie deren Einflusses auf den Wurzelumsatz substantiell verbessert werden.

3 Versuchsdurchführung

3.1 Versuchsaufbau

3.1.1 Teilerperiment 1: Quantifizierung und Charakterisierung der Pflanzeninhaltsstoffe

3.1.1.1 Versuchsdesign und Biomasseerzeugung

Fünf Pflanzenarten mit Relevanz im Futterbau wurden aufgrund ihrer für die oberirdische Biomasse bekannten PA-Gehalte ausgewählt, um ihre unterirdischen PA-Konzentrationen, den Transfer der PA in den Boden sowie die daraus resultierenden CO₂ Emissionen zu quantifizieren. Von den relevantesten drei Arten wurden jeweils zwei unterschiedliche Sorten benutzt, um die Variabilität innerhalb einer Art ebenfalls zu erheben. Hierdurch entstand ein Set aus 8 Sorten für den Versuch (Tabelle 1). Um den Pflanzen homogene und optimale Wuchsbedingungen zu schaffen, wurden sämtliche Pflanzen in einem Gewächshaus der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel ausgesät und wuchsen bei einer Tagestemperatur von 25 °C, welche für 14 Stunden täglich beibehalten wurde. Die Pflanzgefäße waren hierbei mit Ausmaßen von 26.5x26.5x40 cm (HxBxT) speziell dafür gewählt, die Wurzeln so wenig wie möglich in ihrem Wachstum zu beschränken. Die Pflanzen wurden automatisch und nach Bedarf bewässert, um einen kontinuierlichen wassergefüllten Porenraum von über 50 % zu gewährleisten. Sämtliche Maßnahmen der konstanten Temperatur, Wasserverfügbarkeit und des Wurzelraums zielten darauf ab, negative Umwelteinflüsse zu minimieren, welche eine verstärkte Produktion von Pflanzensekondärmetaboliten zur Folge gehabt hätte, um somit Vergleiche zwischen den Arten zu plausibilisieren.

Tabelle 1: Im Experiment verwendete Futterpflanzenarten, sowie Sorten bzw. Akzessionsnamen

Arten	Abk.	Sorte 1	Sorte 2
Hornschotenklee	<i>Lotus corniculatus</i>	LC	Leo Viking
Sumpfhornklee	<i>Lotus pedunculatus</i>	LP	NSL448192 PR3
Luzerne	<i>Medicago sativa</i>	MS	Galaxie -
Esparsette	<i>Onobrychis viciifolia</i>	OV	Perly WKT10
Kl. Wiesenknopf	<i>Sanguisorba minor</i>	SM	PR2 -

Von den fünf benutzten Arten waren vier Arten zumindest in der oberirdischen Biomasse als tanninhaltige Pflanzen bekannt, während die Luzerne als tanninfreie Negativkontrolle verwendet wurde. Die Aussaat erfolgte am 22. November 2017 in drei Replikaten pro

Treatment mit je fünf Samen pro Topf. Der benutzte Boden war ein sandiger Lehm mit 0.78 % Corg. Aufgrund niedriger P und K Gehalte (0,5 mg/kg P, 0,2 mg/kg K) wurde der Boden mit 0,5 g PKS-Dünger pro kg Boden auf eine durchschnittliche Nährstoffklasse C aufgedüngt. Der pH wurde zudem für die Esparsette und den kleinen Wiesenknopf angepasst, um optimale Wachstumsbedingungen zu erzielen. Nach der Kalkzugabe erhöhte sich dadurch der pH von 6.1 auf 7.2 für die Esparsette und auf 6.6 für den kleinen Wiesenknopf.

Zur Abschätzung der Rhizodepositionsraten wurde drei Wochen vor der Ernte eine ¹⁵N-tracer Applikation nach Hammelehle et al. (2018) durchgeführt. Hierzu wird ein 2 mL Reaktionsgefäß mit 1 mL einer 0.5 % ¹⁵N Tracer-Lösung (¹⁵N-Urea, 99 % Reinheit) gefüllt. Ein Blatt der Pflanze wird daraufhin zwischen den Fingern gerollt, ohne es abzureißen, um die Cuticula zu zerstören und eine Aufnahme des Tracers über das Blatt zu ermöglichen. Dieses Blatt wurde daraufhin in das Reaktionsgefäß gesteckt und mit Teroson RB IX Dichtmasse (Henkel, Düsseldorf, Deutschland) verschlossen, um Evaporation zu verhindern. Nach 24 Stunden wurde das Reaktionsgefäß wieder entfernt und im Falle einer nicht vollständigen Adsorption die verbleibende Tracerflüssigkeit zurückgewogen.

3.1.1.2 Probennahme und -aufbereitung

Die gesamte oberirdische Biomasse ab Boden wurde geerntet und sofort gekühlt, bevor sie in einen Gefrierschrank gelagert wurde. Anschließend wurde sie mit einem Beta 1-8 LD plus (Martin Christ Gefriertrocknungsanlagen GmbH, Osterode, Deutschland) für 48 Stunden gefriergetrocknet. Aus dem verbleibenden Boden wurden alle sichtbaren Wurzeln und Wurzelstücke von Hand gesammelt und der verbleibende Boden wurde mit einem 2 mm Sieb gesiebt. Die Wurzeln wurden anschließend gewaschen und ebenfalls gefriergetrocknet. Die gesammelte Wurzelmasse wurde darauf in zwei Teilproben getrennt, die entweder für die Tanninextraktion oder das Wurzelumsatz- und CO₂-Emissions-Experiment verwendet wurden.

Die für die Tanninanalyse bestimmten Teilproben wurden mit einer Cyclotec 1093 Probenmühle (Foss, Hillerød, Dänemark) und einer MM 200 Kugelmühle (Retsch GmbH, Haan, Deutschland) zu feinem Pulver gemahlen. Zur Bestimmung der aschefreien Trockenmasse wurden 700 mg des Mahlgutes in einem Muffelofen bei 550 °C verbrannt. Alle Messungen wurden anschließend auf den Gehalt an organischer Substanz korrigiert. Die C- und N-Konzentrationen der geernteten Biomasse wurden mit einem CN-Analysator (Elementar, Hanau, Deutschland) gemessen und das C/N-Verhältnis berechnet.

Die Extraktion der Tannine erfolgte mit einem Aceton:Wasser (80/20 v/v) Gemisch wie in Malisch et al. (2015) beschrieben. Die Quantifizierung der Tannine erfolgte mittels

UPLC-MS/MS-Analyse nach Engström et al. (2014) an einem Acquity UPLC System, gekoppelt mit einem Xevo TQ Triple-Quadrupol-Massenspektrometer mit Elektrospray-Ionisation (ESI) (Waters Corp., Milford, MA, USA).

3.1.2 Teilerperiment 2: Wurzelumsatz und resultierende Kohlenstoffemissionen

Um die Wirkung von Tanninen und anderer Wurzelchemie auf den Wurzelumsatz zu verstehen, wurde ein Experiment durchgeführt, um (1) den Wurzelumsatz und die anschließende CO₂-C-Mineralisierung aus den Wurzeln der fünf Arten (LC, LP, MS, OV, SM) durch mikrobielle Zersetzungsaktivitäten und (2) den Einfluss der Polyphenol-extraktion auf die CO₂-C-Mineralisierung zu untersuchen. Die Wurzeln wurden 58 Tage lang bei 25 °C im Boden inkubiert und die CO₂-Emissionen wurden vom 21. August 2018 bis zum 19. Oktober 2018 jeden zweiten Tag gemessen.

3.1.2.1 Versuchsaufbau

Zur Durchführung des Experimentes wurden 12 Treatments erstellt, bestehend aus entweder der Zugabe von den Wurzeln der acht Sorten (Treatment 1–8) oder von Polyphenol-Extrakten aus der oberirdischen Biomasse der drei relevantesten Arten (OV, LC, LP; Treatment 9–11), welche zu wurzelfreiem Boden hinzugegeben wurden, sowie eine Negativkontrolle mit Boden ohne jegliche Modifikation zur Messung der Bodenrespiration (Treatment 12). Jedes Treatment wurde dreifach repliziert.

Vor der Einbringung in den Boden wurden alle Wurzeln für 48h zur Homogenisierung und Trockenmassebestimmung gefriergetrocknet, bevor das gleiche Gewicht an Wurzeln (7,8 g TM), bestehend aus dem gleichen Verhältnis aus Pfahlwurzeln und Lateralwurzeln in einem Nylon-Netz (20x20 cm, Maschengröße 0,037 mm) verpackt (Ted Pella, Inc., Redding, CA, USA) und verschlossen wurde. Nach dem Einwiegen wurden die Wurzeln in den Netzen drei Tage lang im Wasser rehydriert, bevor sie in den Boden eingegraben wurden, um repräsentative Bedingungen für die Abbaubarkeit zu gewährleisten. Das Netz wurde in der Mitte des Topfes (13 cm Durchmesser, 12 cm Höhe) platziert und mit Erde bedeckt.

Für die Treatments 9–11 wurden die Polyphenolextrakte wie folgt hergestellt: Die gemahlene Biomasse wurde mit einer Mischung aus Aceton und Wasser (80:20, v/v) verdünnt und 12 Stunden lang geschüttelt. Die Lösung wurde dann sechs Minuten lang bei 4 °C mit 5.000 g zentrifugiert und der Überstand dekantiert. Diese Schritte wurden jeweils dreimal wiederholt. Der gesammelte Überstand wurde in einen Rotationsverdampfer bei 30 °C verdampft, um die Proanthocyanidine in wässriger Lösung zu erhalten, und anschließend gefriergetrocknet. Die gefriergetrocknete Fraktion war ein polyphenolhaltiger Extrakt, dessen genauer Polyphenolgehalt mittels massen-

spektrometrischer Analyse bestimmt wurde. Das mit Wasser verdünnte extrahierte Polyphenol wurde einmal pro Woche portionsweise dem Boden zugegeben (70 mg/70 mL am Tag 1,7, 14, 21 und 70 mg/35 mL am Tag 28, 35, 42, 49, 56).

Der Boden wurde durch ein 2 mm Sieb gesiebt und gründlich homogenisiert. Der Boden war als lehmiger Sand gekennzeichnet und enthielt 1,3 % organische Substanz, 3,9 mg/100 g lösliches N, 0,71 mg/100 g Ammonium-N, 3,2 mg/100 g Nitrit-N und 19,1 mg/100 g P₂O₅. Jeder Topf wurde mit 1.100 g Erde befüllt. Die Bodenfeuchte und Bodentemperatur wurde während des Experiments in 17 Töpfen alle zehn Minuten in 5 cm Tiefe mit 5TM-Loggern (METER Group, Inc., Pullman, WA, USA) gemessen. Die Bodenfeuchte und Bodentemperatur der anderen Töpfe wurde jeden zweiten Tag gemessen. Um die Bodenfeuchte über das Experiment konstant zu halten, wurde täglich Wasser hinzugefügt, um den Bodenwassergehalt auf mindestens 0,25 m³/m³ anzuheben. Die Lufttemperatur wurde mit einem EM60-Logger (METER Group, Inc., Pullman, WA, USA) erfasst.

Der CO₂-Fluss wurde jeden zweiten Tag mit Hilfe eines LI-6400XT (LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) gemessen, der an eine LI-6400-09 Bodenrespirationskammer (LI-COR Inc., Lincoln, NE, USA) angeschlossen war.

3.2 Statistische Methoden

Für das Telexperiment 1 wurden die verschiedenen Arten und Sorten sowie die Fraktion (ober- bzw. unterirdische Biomasse) als fixe Effekte definiert, während der Block als Zufallsvariable definiert wurde. Die Varianzheterogenität wurde adjustiert und Unterschiede zwischen Treatments wurden mittels eines Tukey-Tests berechnet. Bei prozentualen Werten wurde eine logit-transformation vorgenommen um die Werte zwischen 0 und 1 zu beschränken.

Für das Telexperiment 2 wurden die verschiedenen Treatments und der Zeitpunkt der Messung im Experiment als fixe Einflussgrößen gewählt, während die individuellen Töpfe des Experiments als Zufallsvariable definiert waren. Wieder wurde für Varianzheterogenität adjustiert. Sämtliche Analysen wurden mit Hilfe der Software R durchgeführt (R Core Team, 2018).

4 Ergebnisse

4.1 Teilversuch 1: Quantifizierung und Charakterisierung der Pflanzeninhaltsstoffe

4.1.1 Biomassebildung

Das mittlere Gesamtgewicht pro Pflanze variierte stark ($P < 0.001$) innerhalb der acht Sorten und reichte von 3,6 g Pflanze⁻¹ in der Esparsetten-Sorte „WKT10“ bis zu 33,7 g Pflanze⁻¹ in den Luzernen (Tabelle 2). Die durchschnittliche Gesamtbiomasse betrug 18,9 g Pflanze⁻¹. Auch oberirdisch variierte die Biomasse zwischen den Sorten ($P < 0.001$) und erreichte die höchsten Erträge in den beiden Sorten des Hornschotenklee, während die beiden Esparsette-Sorten die niedrigsten Erträge erzielten. Ebenso erzielten die beiden Esparsette-Sorten die geringsten unterirdischen Biomasseerträge. Der geringste unterirdische Anteil der Gesamtbiomasse (fBNPP) fand sich in der Hornschotenklee-Sorte „Viking“ mit 24 %. Dahingegen bildeten die Luzerne mit 60 % sogar mehr unterirdische- als oberirdische Biomasse.

Tabelle 2: Durchschnittliche Biomasseerträge der Futterpflanzenarten und deren Standardfehler

in g Pflanze ⁻¹	Spross	Wurzeln	Gesamt
Hornschotenklee cv. Leo	19.6 ^c ±3.4	12.3 ^c ±2.7	31.9 ^c ±5.7
Hornschotenklee cv. Viking	20.7 ^c ±3.6	6.5 ^{ab} ±2.4	27.2 ^b ±5.6
Sumpfhornklee cv. NSL448192	17.3 ^{bc} ±3.5	6.5 ^b ±1.8	23.7 ^b ±5.1
Sumpfhornklee cv. PR3	12.3 ^b ±1.8	7.9 ^b ±1.6	21.2 ^b ±2.3
Luzerne	13.6 ^b ±1.0	20.2 ^c ±3.7	33.7 ^{bc} ±4.4
Esparsette cv. Perly	2.3 ^a ±0.2	1.5 ^a ±0.2	3.8 ^a ±0.4
Esparsette cv. WKT10	2.2 ^a ±0.3	1.4 ^a ±0.2	3.6 ^a ±0.4
Kl. Wiesenknopf	2.7 ^a ±0.3	1.8 ^a ±0.4	4.6 ^a ±0.5

4.1.2 Eigenschaften des Wurzelsystems

Die C/N-Verhältnisse der Wurzeln zeigten trotz einer geringeren Variabilität dennoch Unterschiede zwischen den Sorten ($P < 0.001$). So bewegten sich die C/N-Verhältnisse größtenteils zwischen 16:1 und 21:1, jedoch wichen die Esparsette Sorte „Perly“, mit einem C/N-Verhältnis von 42:1, und der kleine Wiesenknopf, Sorte „PR2“, mit einem C/N-Verhältnis von 55:1 deutlich hiervon ab.

Bezüglich der N-Exkretionsraten der Wurzeln über die Rhizodeposition stammten bei dem Hornschotenklee, dem Sumpfhornklee und den Luzernen jeweils 84 – 88 % des im

Boden gefundenen Stickstoffs aus der Rhizodeposition. Bei den beiden Esparsettesorten „Perly“ und „WKT10“ war dieser Wert mit 40 % und 43 % deutlich niedriger ($P < 0,001$), und bei dem kleinen Wiesenknopf stammten sogar nur 23 % des im Boden gefundenen Stickstoffs aus der Rhizodeposition.

4.1.3 Chemische Zusammensetzung der Wurzeln

Die Gesamtkonzentration der Proanthocyanidine (PA) (Summe der löslichen, proteingebundenen und fasergebundenen Proanthocyanidine) variierte ($P < 0,001$) sowohl innerhalb der Arten als auch zwischen der ober- und unterirdischen Biomasse, jedoch

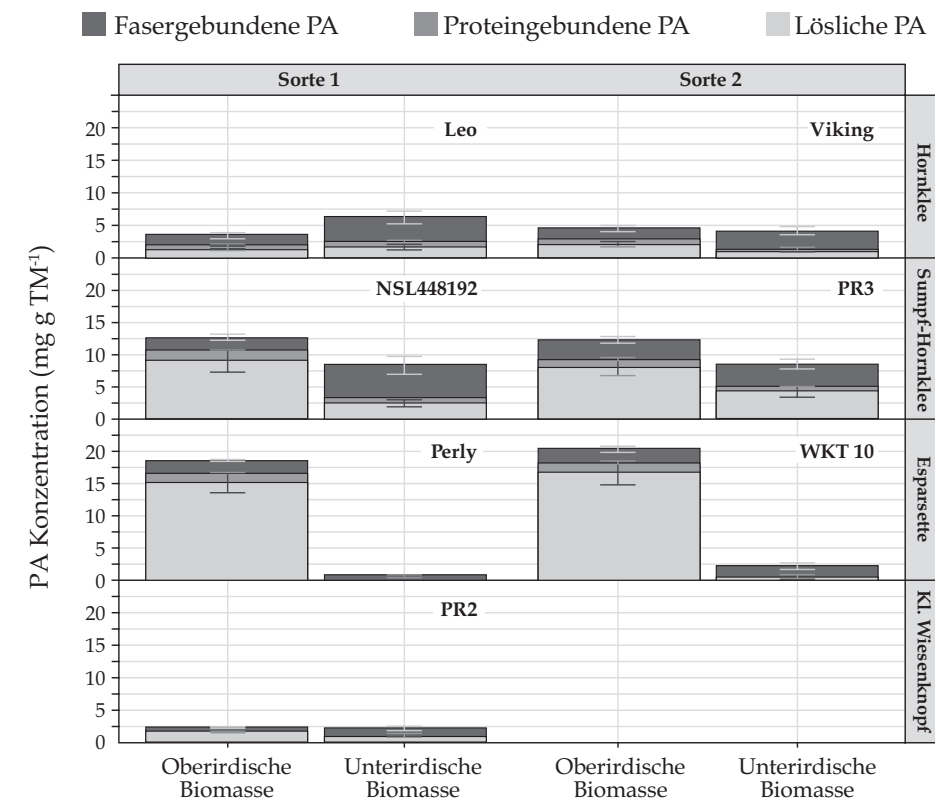
Tabelle 3: Durchschnittliche Konzentration der PA und deren Standardfehler

in mg g ⁻¹ OM Pflanze ⁻¹	Spross	Wurzeln
Lösliche PA		
Hornschotenklee cv. Leo	1.2 ^b ± 0.2	1.7 ^{bc} ± 0.4
Hornschotenklee cv. Viking	2.0 ^b ± 0.3	0.6 ^b ± 0.1
Sumpfhornklee cv. NSL448192	9.1 ^c ± 1.7	2.4 ^{cd} ± 0.5
Sumpfhornklee cv. PR3	7.9 ^c ± 1.2	4.3 ^d ± 0.9
Luzerne	0 ^a ± 0	0 ^a ± 0
Esparsette cv. Perly	15.1 ^d ± 1.5	0.2 ^b ± 0.0
Esparsette cv. WKT10	16.6 ^e ± 1.9	0.6 ^b ± 0.1
Kl. Wiesenknopf	1.7 ^b ± 0.2	1.0 ^{bc} ± 0.1
Sämtliche PA - Fraktionen		
Hornschotenklee cv. Leo	3.5 ^b ± 0.7	6.2 ^{bc} ± 1.1
Hornschotenklee cv. Viking	4.5 ^b ± 0.7	4.0 ^b ± 0.8
Sumpfhornklee cv. NSL448192	12.7 ^c ± 1.5	8.4 ^{cd} ± 1.4
Sumpfhornklee cv. PR3	12.2 ^c ± 1.5	8.4 ^d ± 1.1
Luzerne cv. Galaxie	0 ^a ± 0	0 ^a ± 0
Esparsette cv. Perly	18.5 ^d ± 1.5	0.9 ^b ± 0.2
Esparsette cv. WKT10	20.2 ^e ± 1.8	2.2 ^b ± 0.54
Kl. Wiesenknopf cv. PR2	2.2 ^b ± 0.2	2.1 ^b ± 0.4

nicht zwischen den Sorten innerhalb der Arten. Die höchsten PA-Gesamtkonzentrationen ($P < 0,001$) wurden hierbei in den beiden Esparsette-Sorten gefunden, mit einer durchschnittlichen Konzentration von 19,4 mg PA g DM⁻¹ (Tabelle 3).

Im Gegensatz dazu fand sich die niedrigste PA-Gesamtkonzentration im kleinen Wiesenknopf mit 2,2 mg PA g DM⁻¹, während die Luzerne wie erwartet keinerlei PA aufwies. Es gab jedoch auch Unterschiede in der PA-Konzentration in der ober- und unterirdischen Biomasse (Fraktion: $P < 0,001$) sowie eine signifikante Interaktion der Arten innerhalb der ober- und unterirdischen Biomasse (Art x Fraktion: $P < 0,001$). Dementsprechend wiesen die Esparsette-Sorten im Durchschnitt in der unterirdischen Biomasse mit 1,6 mg PA g DM⁻¹ die zweitniedrigste PA-Konzentration auf.

Abb. 1: Konzentration der Proanthocyanidine (PA) in den verschiedenen Arten und Sorten, sortiert nach ihrer Bioverfügbarkeit, wobei PAs, die in organischen Lösungsmitteln extrahiert werden können („lösliche PA“), generell als leicht verfügbar gelten, während fasergebundene Tannine über eine deutlich geringere Bioverfügbarkeit verfügen



Wie auch die Gesamt PA-Konzentration existierten auch bei der Zusammensetzung der drei PA-Fractionen (löslich, proteingebunden und fasergebundene PA) Unterschiede zwischen den Sorten ($P<0.001$) (Abbildung 1) als auch zwischen der ober- und unterirdischen Biomasse ($P<0.001$) sowie deren Interaktion ($P<0.001$), wobei der Unterschied zwischen der ober- und unterirdischen Biomasse am bedeutendsten war. So hatte die lösliche PA-Fraktion im Allgemeinen in der unterirdischen Biomasse mit 30 % einen geringeren Anteil der gesamten PA als bei der oberirdischen Biomasse mit 64 %.

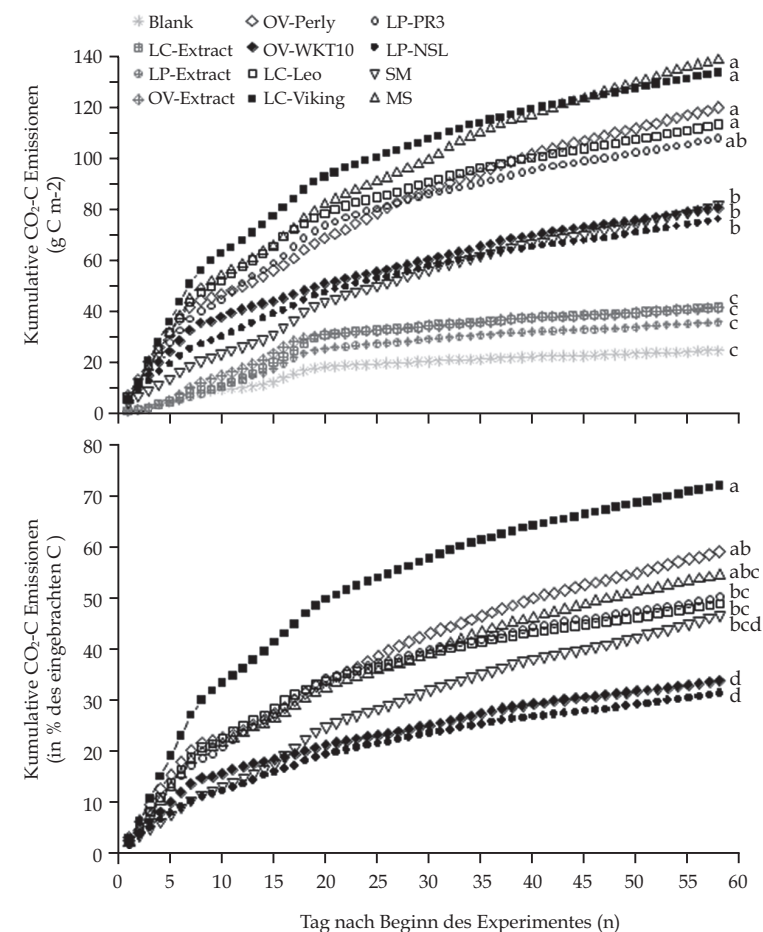
Die Analyse der löslichen PA-Fraktion zeigte eine hohe Übereinstimmung zwischen den Messungen, welche mittels der photometrischen Analyse mit dem HCl-Butanol-Assay oder durch die massenspektrometrische Messung mit UPLC-MS/MS gemessen wurden ($R^2: 0,92$; $P<0,001$, Ergebnisse nicht dargestellt).

Die strukturellen Eigenschaften der löslichen PA, welche anhand der UPLC-MS/MS gemessen wurden, unterschieden sich ebenfalls zwischen den Arten ($P<0,001$). Dementsprechend variierte der Anteil der Prodelphinidine (PD) je nach Art und Sorte ($P<0,001$) sowie über die Fraktionen ($P<0,001$) und reichte von 0 % im kleinen Wiesenknopf, sowohl über- als auch unterirdisch, bis hin zu 93 % in der ober- und 83 % in der unterirdischen Biomasse von Esparsette, cv. „WKT10“ (Tabelle 4). Ebenfalls existierte eine signifikante Wechselwirkung zwischen den Arten und der Fraktion ($P<0,001$). Hydrolysierbare Tannine existierten nur in dem kleinen Wiesenknopf in einer Konzentration von $41,8 \text{ mg g DM}^{-1}$ in der oberirdischen und $56,8 \text{ mg g DM}^{-1}$ in der unterirdischen Biomasse (Ergebnisse nicht dargestellt). Flavonoide waren nur in kleinen Konzentrationen in oberirdischer Biomasse verfügbar, wobei die höchsten Konzentrationen in der Esparsette, Sorte „Perly“, mit $3,5 \text{ mg g DM}^{-1}$ an Quercetinen und $2,9 \text{ mg g DM}^{-1}$ an Kaempferolen

Tabelle 4: Zusammensetzung der Tannine in der ober- und unterirdischen Biomasse (PC=Procyanidine, PD= Prodelphinidine, HT= hydrolysierbare Tannine)

in mg g^{-1} OM Pflanze ⁻¹	PC	PD	HT
Hornschotenklee cv. Leo	$19.6^c \pm 3.4$	$12.3^c \pm 2.7$	$31.9^c \pm 5.7$
Hornschotenklee cv. Viking	$20.7^c \pm 3.6$	$6.5^{ab} \pm 2.4$	$27.2^b \pm 5.6$
Sumpfhornklee cv. NSL448192	$17.3^{bc} \pm 3.5$	$6.5^b \pm 1.8$	$23.7^b \pm 5.1$
Sumpfhornklee cv. PR3	$12.3^b \pm 1.8$	$7.9^b \pm 1.6$	$21.2^b \pm 2.3$
Luzerne	$13.6^b \pm 1.0$	$20.2^c \pm 3.7$	$33.7^{bc} \pm 4.4$
Esparsette cv. Perly	$2.3^a \pm 0.2$	$1.5^a \pm 0.2$	$3.8^a \pm 0.4$
Esparsette cv. WKT10	$2.2^a \pm 0.3$	$1.4^a \pm 0.2$	$3.6^a \pm 0.4$
Kl. Wiesenknopf	$2.7^a \pm 0.3$	$1.8^a \pm 0.4$	$4.6^a \pm 0.5$

Abb. 2:



CO₂-C Emissionen aus der Zersetzung von Wurzeln der acht Sorten, sowie von drei Extrakten der oberirdischen Biomasse, und der Negativkontrolle („Blank“). In dem oberen Teil der Abbildung sind die Emissionen bei gleicher eingebrachter Biomasse in den Boden abgebildet, während im unteren Teil die Emissionen auf die Menge des in den Boden eingetragenen Kohlenstoff korrigiert sind.

Kein Parameter (C/N Verhältnis, PA-Konzentration, PA-Zusammensetzung etc.) reichte alleine aus, um den Einfluss der Wurzeln auf die CO₂-C Emissionen zu erklären. Die stärkste Korrelation bestand zwischen der Gesamt-PA-Konzentration ($R^2=0.24$, $P<0.01$) und der CO₂-C Emission sowie zwischen dem Anteil der Prodelphinidine ($R^2=0.22$, $P<0.01$) und den CO₂-C Emissionen. Beide Korrelationen waren negativ, sodass eine höhere Tanninkonzentration sowie ein höherer Anteil an Prodelphinidinen in geringeren CO₂-C Emissionen resultiert.

vorlagen. Andere Flavonoidgruppen existierten nur in Spuren über alle Arten hinweg, und alle Flavonoidgruppen fehlten komplett in der unterirdischen Biomasse, unabhängig von Art und Sorte.

4.2 Teilversuch 2: Wurzelumsatz und resultierende CO₂-Emissionen

Aufgrund der unterschiedlichen C-Gehalte in den Wurzeln variierte bei gleicher Wurzelmasse die Menge an C, welche in den Boden eingebracht wurde. Daher wurde die Analyse im Folgenden in zwei Teilkategorien unterteilt: CO₂-C Emissionen pro g Biomasseeintrag sowie CO₂-C Emissionen pro g C Eintrag.

Bei gleichem Biomasseeintrag unterschied sich die kumulative CO₂-C-Mineralisierung signifikant zwischen den Treatments ($P < 0,001$), wobei die niedrigsten aus der Wurzel einbringung resultierenden Emissionen bei der Sumpfhornkleesorte „NSL448192“ erreicht wurden, mit 72 g C m⁻² (Abbildung 2). Während dies dreimal mehr ($P < 0,01$) war als die reine Bodenrespiration mit 21 g C m⁻², so war es auch weniger ($P < 0,05$) als die Hälfte der Emissionen, die aus dem Umsatz der Luzernewurzeln entstanden und die 138 g C m⁻² betragen. Die Emissionen unterschieden sich innerhalb der Arten ebenso wie zwischen der Arten, wobei die Unterschiede insbesondere bei dem Sumpfhornklee und der Esparsette ausgeprägt waren. So waren bei den Sorten „PR3“ und „Perly“ die Emissionen im Vergleich zu „NSL448192“ bzw. „WKT10“ jeweils um 50 % höher ($P < 0,01$).

Wurden keine Wurzeln, sondern ausschließlich Pflanzenextrakte zugegeben, so unterschieden sich die Emissionen grundsätzlich nicht voneinander, unabhängig davon, welcher Extrakt hinzugefügt wurde.

Beim Vergleich des emittierten CO₂-C pro Kohlenstoff, der in das System eingebracht wurde, wurden die höchsten Emissionen ($P < 0,01$) in der Hornschotenklee-Sorte „Viking“ festgestellt, wobei 72 % des gesamten in das System eingebrachten Kohlenstoffs in Form von CO₂ verloren gingen. Im Vergleich hierzu emittierten die Sumpfhornklee-Sorte „NSL448192“ und die Esparsette-Sorte „WKT10“ nur 30 % bzw. 34 % der eingebrachten C-Mengen.

5 Diskussion

Die großen Ertragsunterschiede zwischen den Arten waren aufgrund der optimierten Anwuchsbedingungen überraschend. So ist zwar bekannt, dass die Esparsette eine deutlich geringere Konkurrenzkraft hat als andere Arten, doch sind die Erträge normalerweise selbst im Etablierungsjahr deutlich höher angesiedelt (Malisch et al., 2017). Eine mögliche Erklärung wäre hierfür, dass die Anpassung des pH immer noch zu gering war. Sowohl die Esparsette als auch der kleine Wiesenknopf benötigen alkalische Bodenbedingungen. Trotz intensiver Kalkzugabe wurde allerdings nur ein neutraler pH erreicht, sodass dies eine Erklärungsmöglichkeit bietet, warum diese Arten agronomisch unter ihrem Potential geblieben sind. Bei dem kleinen Wiesenknopf kommt zudem noch hinzu, dass er eventuell unter einem Stickstoffmangel gelitten hat. So war er die einzige Nicht-Leguminose und kann dadurch trotz ursprünglich ausreichend hoher N-Versorgungsstufe im späteren Wachstumsverlauf hier ungenügend versorgt gewesen sein. Dies lässt sich unter anderem daran sehen, dass die N-Exkretionsraten im kleinen Wiesenknopf deutlich unter denen der anderen Arten zurückblieben, da weitere Stickstoffverluste hier bei der Pflanze deutlich stärkere negative Auswirkungen hätten. Zudem zeigte sich eine sehr hohe Konzentration von ¹⁵N in der Wurzel, was sich dadurch erklären lässt, dass im Gegensatz zu den Leguminosen deutlich geringere Mengen an nicht markierten Stickstoff vorhanden sind, welches das ¹⁵N verdünnen würden. Bei der Esparsette hingegen sind die geringeren Rhizodepositionsraten vor allem durch die deutlich geringere unterirdische Biomasse zu erklären, da eine höhere Wurzeloberfläche auch mehr Exsudate sekretieren kann.

Die Unterschiede in der PA-Zusammensetzung, also die höheren Anteile an protein- und fasergebundenen PA vor allem in den Wurzeln der Sumpf-Hornklee Sorte „NSL448192“, haben nur geringe Relevanz für dieses Experiment, da hier davon auszugehen ist, dass diese Tannine erst durch langfristige Zersetzungsprozesse des Substrates frei werden und somit wahrscheinlich nur langfristige Auswirkungen haben (Chomel et al., 2016; Nierop et al., 2006). Während diese langfristigen Effekte also in Ökosystemen eine größere Rolle spielen würden, sind sie in diesem Experiment aufgrund der vergleichsweise kurzen Dauer nicht relevant gewesen. Daher dienen sie auch einzig einer Potentialabschätzung und wurden nicht auf ihren Einfluss auf die C-Mineralisation untersucht.

Die Ergebnisse bezüglich der PA-Konzentration liegen generell in einer Größenordnung wie sie erwartet worden war und deckt sich auf Artenbasis weitestgehend mit vorherigen Studien (Girard et al., 2018; Grosse Brinkhaus et al., 2016; Tavendale et al., 2005). Bei der Esparsette allerdings waren die Unterschiede zwischen den Sorten deutlich höher als ursprünglich vermutet. So hatte die Akzession „WKT10“ in vorherigen Versuchen nahezu doppelt so hohe PA-Konzentrationen aufgewiesen wie die Sorte „Perly“ (Malisch et al., 2015). Während allerdings die PA-Konzentrationen deutlich niedriger ausfielen als erwartet, gestaltete sich die PA-Zusammensetzung identisch zu den

früheren Ergebnissen, mit einem deutlich höheren Prodelphinidin-Anteil in der Sorte „WKT10“, als in „Perly“, bei vergleichbarem Polymerisationsgrad (mDP) (Malisch et al., 2015). Dies ist daher bedeutend, weil hierdurch eine gleichbleibende Bioaktivität erhalten bleibt, da die Struktureigenschaften deutlich stärker über die Bioaktivität entscheiden als die Konzentration der PA (Brunet and Hoste, 2006; Kempf et al., 2017; Nierop et al., 2006; Ropiak et al., 2017). Somit ist die Tatsache, dass hier keine Umwelt x Genotyp Interaktion vorhanden ist, nicht zu unterschätzen, da hierdurch eine konstante Wirksamkeit unter variierenden Umweltbedingungen erwartet werden kann, auch wenn das Ausmaß der Wirksamkeit, welches durch die PA-Konzentration maßgeblich mitbeeinflusst wird, unter verschiedenen Umweltbedingungen variieren kann.

Bezüglich der CO₂-C Emissionen war die grundsätzliche Korrelation zwischen der PA-Konzentration sowie dem PD-Gehalt und der CO₂-C Emissionen geringer als erwartet. So ist es zwar als vielversprechend zu betrachten, dass die Emissionen pro eingebrachte Biomasse sich um den Faktor zwei unterscheiden und demnach der Wurzelumsatz verschiedener Arten in signifikant unterschiedlichen CO₂ Emissionen resultiert, doch ist die Erklärung, warum dies so ist, nach wie vor schwer. Während bei dem kleinen Wiesenknopf der sehr hohe Gehalt an hydrolysierbaren Tanninen (Chomel et al., 2016) und das sehr hohe C/N-Verhältnis (Enriquez et al., 1993) sich trotz der niedrigen PA-Konzentrationen negativ auf die Umsetzungsraten ausgewirkt haben werden, so lassen sich für viele Arten und Sorten keine zufriedenstellenden Erklärungen finden. So hat die Esparsettesorte „WKT10“ in den Wurzeln keinerlei Tannine aufgewiesen und das C/N-Verhältnis ist nicht deutlich höher als bei anderen Arten. Trotzdem sind die Emissionen mit die geringsten aller Wurzeln. Ähnlich offen bleibt die Frage, warum die Sumpfhornkleeorte „PR3“ höhere C-Emissionen aufwies als die Sorte „NSL448192“, obwohl sie gleichzeitig höhere PA-Konzentrationen und höhere Prodelphinidin-Anteile besaß. Eine Erklärungsmöglichkeit wäre, dass hier Substanzen die Aktivität bestimmen, welche nicht durch einen Aceton/Wasser Extrakt gelöst werden und somit in der Wurzel vorhanden waren und den Wurzelumsatz aktiv beeinflussen konnten, zeitgleich aber im Extrakt nicht mehr aufzuspüren waren. Dies könnten zum Beispiel Terpene oder Alkaloide sein, da beides Sekundärmetabolite mit einer geringen Löslichkeit in Aceton sind (Djilani et al., 2006; Jiang et al., 2016), aber mit einem großen Potential die Mineralisation von C und N beeinflussen (Chomel et al., 2016). Diese Hypothese würde ebenfalls erklären, warum die Extrakte der drei Pflanzenarten einen deutlich geringeren Einfluss auf die Bodenemissionen hatten als ursprünglich angenommen, da sämtliche Terpene und Alkaloide in diesen ebenfalls nicht enthalten wären.

Ungeachtet dessen kann aus den Resultaten abgeleitet werden, dass es Unterschiede in den CO₂-Emissionen, die aus dem Wurzelumsatz resultieren, gibt. So bildeten die Sorten „NSL448192“ und „PR3“ des Sumpfhornkleees sowie die Sorte „Viking“ des Hornschotenkleees die gleiche Menge Wurzelmasse unterirdisch, doch resultierten diese Wurzeln in

CO₂-Emissionen, welche sich um den Faktor zwei unterscheiden. Somit ist davon auszugehen, dass eine Kultivierung von Sumpfhornklee, insbesondere der Sorte „NSL448192“, auch im Freiland zu höheren Kohlenstoffeinträgen in den Boden resultiert, auch wenn noch keine zufriedenstellende Erklärung dafür geliefert werden kann, warum dies so ist.

6 Schlussfolgerungen

Während gezeigt werden konnte, dass große Unterschiede in den aus dem Wurzelumsatz resultierenden Kohlenstoffemissionen existierten, konnte nicht abschließend geklärt werden, welche chemischen Eigenschaften der Wurzeln den größten Beitrag auf die Emissionen aufwiesen. Hierdurch kann die Hypothese bestätigt werden, dass eine sorgfältige Auswahl der gepflanzten Futterleguminosen wahrscheinlich deutliche Unterschiede in dem Potential zum Kohlenstoffeintrag in den Boden herbeiführen kann und somit gezielt als Werkzeug zur Erhöhung des Bodenkohlenstoffgehaltes genutzt werden kann. Gleichzeitig waren wir in diesem Experiment noch nicht in der Lage abschließend zu klären, welche Substanzen oder Eigenschaften den größten Einfluss auf die Emissionen haben. Analysen der Wurzeln auf ihren Gehalt an Terpenen oder Alkaloiden erscheinen aber ein guter Startpunkt, um diese Frage fortzuführen.

Ungeachtet dessen ist bereits die Erkenntnis, dass die Tannine (sowohl PAs als auch hydrolysierbare Tannine) einen Einfluss haben, sehr wertvoll. Mindestens ebenso wertvoll ist die Erkenntnis, dass die strukturellen Eigenschaften der PA mit früheren Publikationen übereinstimmen. Dadurch zeigt sich, dass diese im Gegensatz zu der PA-Konzentration deutlich stabiler und reproduzierbarer sind und somit eine deutlich erhöhte Berechenbarkeit der Bioaktivität bedeuten.

Während die protein- und fasergebundenen Tannine in diesem Versuch keinerlei Bedeutung hatten, ist ihre Bedeutung in Ökosystemen deutlich höher. Daher erscheint insbesondere der Sumpfhornklee eine spannende Art für zukünftige Experimente zu sein, da einerseits die Sorte "NSL448192" die mitunter niedrigsten CO₂-C Emissionen verursachte und des Weiteren der Sumpfhornklee insgesamt in den Wurzeln neben den löslichen PA noch hohe Gehalte an fasergebundenen PA hat, welche auch langfristig eine Reduktion in Kohlenstoffemissionen garantieren könnte. Somit wäre dies auch vielversprechend für längerfristige Versuche im Freiland.

7 Literaturverzeichnis

- ADAMCZYK, B., KARONEN, M., ADAMCZYK, S., ENGSTRÖM, M.T., LAAKSO, T., SARANPÄÄ, P., KITUNEN, V., SMOLANDER, A., AND SIMON, J. (2017). Tannins can slow-down but also speed-up soil enzymatic activity in boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 107, 60–67.
- AMUNDSON, R. (2001). The Carbon Budget in Soils. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 29, 535–562.
- BRUNET, S., AND HOSTE, H. (2006). Monomers of Condensed Tannins Affect the Larval Exsheathment of Parasitic Nematodes of Ruminants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54, 7481–7487.
- CHOMEL, M., GUITTONNY-LARCHEVÊQUE, M., FERNANDEZ, C., GALLET, C., DESROCHERS, A., PARÉ, D., JACKSON, B.G., AND BALDY, V. (2016). Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal of Ecology* 104, 1527–1541.
- CONNOLLY, J., SEBASTIÀ, M.T., KIRWAN, L., FINN, J.A., LLURBA, R., SUTER, M., COLLINS, R.P., PORQUEDDU, C., HELGADÓTTIR, Á., BAADSHAUG, O.H., ET AL. (2018). Weed suppression greatly increased by plant diversity in intensively managed grasslands: A continental-scale experiment. *The Journal of Applied Ecology* 55, 852–862.
- DJILANI, A., LEGSEIR, B., SOULIMANI, R., DICKO, A., AND YOUNOS, C. (2006). New extraction technique for alkaloids. *Journal of the Brazilian Chemical Society* 17, 518–520.
- ENGSTRÖM, M.T., PÄLIJÄRVI, M., FRYGANAS, C., GRABBER, J.H., MUELLER-HARVEY, I., AND SALMINEN, J.-P. (2014). Rapid Qualitative and Quantitative Analyses of Proanthocyanidin Oligomers and Polymers by UPLC-MS/MS. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 62, 3390–3399.
- ENGSTRÖM, M.T., PÄLIJÄRVI, M., AND SALMINEN, J.-P. (2015). Rapid Fingerprint Analysis of Plant Extracts for Ellagitannins, Gallic Acid, and Quinic Acid Derivatives and Quercetin-, Kaempferol- and Myricetin-Based Flavonol Glycosides by UPLC-QqQ-MS/MS. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63, 4068–4079.
- ENRÍQUEZ, S., DUARTE, C.M., AND SAND-JENSEN, K. (1993). Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecologia* 94, 457–471.

- FINN, J.A., SUTER, M., HAUGHEY, E., HOFER, D., AND LÜSCHER, A. (2018). Greater gains in annual yields from increased plant diversity than losses from experimental drought in two temperate grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 258, 149–153.
- FOX, R.H., MYERS, R.J.K., AND VALLIS, I. (1990). The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin, and nitrogen contents. *Plant Soil* 129, 251–259.
- GIRARD, M., DOHME-MEIER, F., KRAGTEN, S., GROSSE-BRINKHAUS, A., ARRIGO, Y., WYSS, U., AND BEE, G. (2018). Modification of the proportion of extractable and bound condensed tannins in birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatus*) and sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) during wilting, ensiling and pelleting processes. *Biotechnology in Animal Husbandry* 34, 1-19.
- GROSSE BRINKHAUS, A., WYSS, U., ARRIGO, Y., GIRARD, M., BEE, G., ZEITZ, J.O., KREUZER, M., AND DOHME-MEIER, F. (2016). In vitro ruminal fermentation characteristics and utilisable CP supply of sainfoin and birdsfoot trefoil silages and their mixtures with other legumes. *Animal*, 1–11.
- HAMMELEHLE, A., OBERSON, A., LÜSCHER, A., MÄDER, P., AND MAYER, J. (2018). Above- and belowground nitrogen distribution of a red clover-perennial ryegrass sward along a soil nutrient availability gradient established by organic and conventional cropping systems. *Plant Soil*.
- JIANG, Z., KEMPINSKI, C., AND CHAPPELL, J. (2016). Extraction and Analysis of Terpenes/Terpenoids. *Current protocols in plant biology* 1, 345–358.
- KEMPE, K., MALISCH, C.S., GRIEDER, C., WIDMER, F., AND KÖLLIKER, R. (2017). Marker-trait association analysis for agronomic and compositional traits in sainfoin (*Onobrychis viciifolia*). *Genetics and Molecular Research* 16, gmr16019483.
- LUKAC, M. (2012). Fine Root Turnover. In *Measuring Roots: An Updated Approach*, S. Mancuso, ed. (Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg), pp. 363–373.
- MALISCH, C.S., LÜSCHER, A., BAERT, N., ENGSTRÖM, M.T., STUDER, B., FRYGANAS, C., SUTER, D., MUELLER-HARVEY, I., AND SALMINEN, J.-P. (2015). Large Variability of Proanthocyanidin Content and Composition in Sainfoin (*Onobrychis viciifolia*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63, 10234–10242.
- MALISCH, C.S., SUTER, D., STUDER, B., AND LÜSCHER, A. (2017). Multifunctional benefits of sainfoin mixtures: Effects of partner species, sowing density and cutting regime. *Grass Forage Sci*, n/a-n/a.
- MUELLER-HARVEY, I. (2006). Unravelling the conundrum of tannins in animal nutrition and health. *J Sci Food Agric* 86, 2010–2037.
- MUELLER-HARVEY, I., BEE, G., DOHME-MEIER, F., HOSTE, H., KARONEN, M., KÖLLIKER, R., LÜSCHER, A., NIDERKORN, V., PELLIKAAN, W.F., SALMINEN, J.-P., ET AL. (2018). Benefits of Condensed Tannins in Forage Legumes Fed to Ruminants: Importance of Structure, Concentration, and Diet Composition. *Crop Sci*.
- NIEROP, K.G.J., PRESTON, C.M., AND VERSTRATEN, J.M. (2006). Linking the B ring hydroxylation pattern of condensed tannins to C, N and P mineralization. A case study using four tannins. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2794–2802.
- NYFELER, D., HUGUENIN-ELIE, O., MATTHIAS, S., FROSSARD, E., AND LUSCHER, A. (2011). Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agr Ecosyst Environ* 140, 155–163.
- R CORE TEAM (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing (Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing).
- REGOS, I., URBANELLA, A., AND TREUTTER, D. (2009). Identification and Quantification of Phenolic Compounds from the Forage Legume Sainfoin (*Onobrychis viciifolia*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 57, 5843–5852.
- ROPIAK, H.M., LACHMANN, P., RAMSAY, A., GREEN, R.J., AND MUELLER-HARVEY, I. (2017). Identification of Structural Features of Condensed Tannins That Affect Protein Aggregation. *Plos One* 12, e0170768.
- STRINGANO, E., CARBONERO, C.H., SMITH, L.M.J., BROWN, R.H., AND MUELLER-HARVEY, I. (2012). Proanthocyanidin diversity in the EU 'HealthyHay' sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) germplasm collection. *Phytochemistry* 77, 197–208.

- SUTER, M., CONNOLLY, J., FINN, J.A., LOGES, R., KIRWAN, L., SEBASTIÀ, M.-T., AND LÜSCHER, A. (2015). Nitrogen yield advantage from grass-legume mixtures is robust over a wide range of legume proportions and environmental conditions. *Global Change Biol* 21, 2424–2438.
- TAVENDALE, M.H., MEAGHER, L.P., PACHECO, D., WALKER, N., ATTWOOD, G.T., AND SIVAKUMARAN, S. (2005). Methane production from in vitro rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis. *Animal Feed Science and Technology* 123–124, Part 1, 403–419.
- VLEESHOUWERS, L.M., AND VERHAGEN, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biol* 8, 519–530.
- WAGHORN, G. (2008). Beneficial and detrimental effects of dietary condensed tannins for sustainable sheep and goat production-Progress and challenges. *Animal Feed Science and Technology* 147, 116–139.
- WIESMEIER, M., SPÖRLEIN, P., GEUSS, U., HANGEN, E., HAUG, S., REISCHL, A., SCHILLING, B., VON LÜTZOW, M., AND KÖGEL-KNABNER, I. (2012). Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biol* 18, 2233–2245.

Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Rentenbank

- Band 1: Weinschenck, G.; Werner, R.:
Einkommenswirkungen ökologischer Forderungen an die Landwirtschaft,
1989 (vergriffen)
- Band 2: Meyer-Mansour, D.; Breuer, M.; Nickel, B.:
Belastung und Bewältigung – Lebenssituation landwirtschaftlicher Familien,
1990 (vergriffen)
- Band 3: Kimminich, O.:
Die Eigentumsgarantie im Prozeß der Wiedervereinigung – Zur Bestandskraft
der agrarischen Bodenrechtsordnung der DDR, 1990 (vergriffen)
- Band 4: Dabbert, S. et al.:
Die ostdeutsche Landwirtschaft unter EG-Bedingungen, 1991 (vergriffen)
- Band 5: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Fallbeispiele zu Umstrukturierungen von ehemaligen LPGen, 1992 (vergriffen)
- Band 6: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Entwicklungshemmnisse landwirtschaftlicher Unternehmen in den neuen
Bundesländern, 1993 (vergriffen)
- Band 7: Balz, M. et al.:
Agrarkreditsysteme in der Europäischen Union, 1994 (vergriffen)
- Band 8: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Verteilungswirkungen der künftigen EU-Agrarpolitik nach der Agrarreform,
1994 (vergriffen)
- Band 9: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Neue Organisationsformen im Anpassungsprozeß der Landwirtschaft an die
ökonomisch-technische Entwicklung in Produktion, Verarbeitung und Absatz,
1995 (vergriffen)
- Band 10: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Landwirtschaftliche Investitionsförderung: Bisherige Entwicklung, aktueller
Stand, Alternativen für die Zukunft, 1996 (vergriffen)
- Band 11: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Landwirtschaft im ländlichen Raum – Formen, Funktionen, Konflikte,
1997 (vergriffen)
- Band 12: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Kombination landwirtschaftlicher und gewerblicher Tätigkeit – Formen,
Chancen, Hemmnisse, 1998 (vergriffen)
- Band 13: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Innovative Konzepte für das Marketing von Agrarprodukten und Nahrungs-
mitteln, 1999 (vergriffen)
- Band 14: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Verbraucherorientierung der Landwirtschaft – Ansätze in Öffentlichkeits-
arbeit, Produktion, Marketing, 2000 (vergriffen)
- Band 15: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Betriebsgesellschaften in der Landwirtschaft – Chancen und Grenzen im
Strukturwandel, 2001 (vergriffen)
- Band 16: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Lebensmittelsicherheit und Produkthaftung – Neuere Entwicklungen in
der integrierten Produktion und Vermarktung tierischer Erzeugnisse,
2002 (vergriffen)
- Band 17: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Artgerechte Tierhaltung in der modernen Landwirtschaft – Diskussion
neuer Erkenntnisse, 2002 (vergriffen)
- Band 18: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Aktuelle Probleme der landwirtschaftlichen Flächennutzung, 2003
- Band 19: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Herausforderungen für die Agrarfinanzierung im Strukturwandel –
Ansätze für Landwirte, Banken, Berater und Politik, 2004 (vergriffen)
- Band 20: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Entwicklungspotenziale ländlicher Räume – Landwirtschaft zwischen Rohstoff-
produktion und Management natürlicher Ressourcen, 2005 (vergriffen)
- Band 21: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Organisatorische und technologische Innovationen in der Landwirtschaft, 2006
- Band 22: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Zur Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Agrarwirtschaft –
politische, institutionelle und betriebliche Herausforderungen, 2007
- Band 23: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Risikomanagement in der Landwirtschaft, 2008 (vergriffen)
- Band 24: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Neue Potenziale für die Landwirtschaft – Herausforderungen für die
Agrarpolitik, 2009

- Band 25: Sonderband zum Berliner Forum: Biopatente – Rechtliche Bedingungen und politische Aspekte, 2009 (vergriffen)
- Band 26: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Auswirkungen der Finanzkrise und volatiler Märkte auf die Agrarwirtschaft, 2010
- Band 27: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der Europäischen Union nach 2013, 2011
- Band 28: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Veredlungsstandort Deutschland – Herausforderungen von Gesellschaft, Politik und Märkten, 2012
- Band 29: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Sicherung der Welternährung bei knappen Ressourcen, 2013
- Band 30: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Die Zukunft der Bioenergie, 2014
- Band 31: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Die Landwirtschaft im Spiegel von Verbrauchern und Gesellschaft, 2015
- Band 32: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Die Positionierung Deutschlands in der Internationalisierung der Agrar- und Ernährungswirtschaft, 2016
- Band 33: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Arbeitsmarkt, Ausbildung, Migration: Perspektiven für die Landwirtschaft, 2017
- Band 34: Sammelband zum Symposium der Edmund Rehwinkel-Stiftung:
Innovative Agrarpolitik nach 2020, 2018

Zu beziehen bei:

Landwirtschaftliche Rentenbank
Abt. Öffentlichkeitsarbeit und Volkswirtschaft
Postfach 10 14 45 / 60014 Frankfurt am Main
Telefon 069 2107-363 / Telefax 069 2107-6447
office@rentenbank.de / www.rentenbank.de

