

Osterburg, Bernhard et al.

Working Paper

Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors: Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, No. 03/2009

Provided in Cooperation with:

Johann Heinrich von Thünen Institute, Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries

Suggested Citation: Osterburg, Bernhard et al. (2009) : Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors: Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, No. 03/2009, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Braunschweig, <https://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-200909-dk041942-8>

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/39359>

Standard-Nutzungsbedingungen:

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

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

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

Terms of use:

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

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

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

Institut für Agrarrelevante Klimaforschung (AK)
Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik (AB)
Institut für Betriebswirtschaft (BW)
Institut für Holztechnologie und Holzbiologie (HTB)
Institut für Ländliche Räume (LR)
Institut für Ökologischen Landbau (OEL)
Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft (OEF)



Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors

Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz

Bernhard Osterburg (LR), Hiltrud Nieberg (BW), Sebastian Rüter (HTB), Folkhard Isermeyer (BW), Hans-Dieter Haenel (AK), Jochen Hahne (AB), Jan-Gerd Krentler (AB), Hans Marten Paulsen (OEL), Frank Schuchardt (AB), Jörg Schweinle (OEF), Peter Weiland (AB)

Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie

03/2009

Braunschweig, Hamburg und Trenthorst, im Juni 2009

Prof. Dr. Folkhard Isermeyer ist Leiter des Instituts für Betriebswirtschaft des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI), Dr. Hiltrud Nieberg ist wissenschaftliche Mitarbeiterin am selben Institut. Dipl.-Ing. agr. Bernhard Osterburg arbeitet als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Ländliche Räume. Dipl.-Ing. Silv. Sebastian Rüter ist wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Holztechnologie und Holzbiologie, und Dr. Jörg Schweinle wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft. Dr. Hans Marten Paulsen ist Wissenschaftler am Institut für Ökologischen Landbau, und Dr. Hans-Dieter Haenel (AK) am Institut für Agrarrelevante Klimaforschung. Dr.-rer.nat. Jochen Hahne, Dipl.-Ing. Dipl.-Wirtsch.-Ing. Jan-Gerd Krentler, Prof. VRC Dr. agr. Frank Schuchardt und Dr.-Ing. Peter Weiland sind wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik.

Die Studie entstand in einer institutsübergreifenden Zusammenarbeit in der ersten Jahreshälfte 2008 unter Federführung von Bernhard Osterburg im Zuge der Beantwortung einer Anfrage des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

Adresse: Institut für Ländliche Räume
Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Bundesallee 50
D-38116 Braunschweig

Telefon: (+49) (0)531 596 5211

E-Mail: bernhard.osterburg@vti.bund.de
sebastian.rüter@vti.bund.de
hiltrud.nieberg@vti.bund.de
hans.paulsen@vti.bund.de

Die *Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie* stellen vorläufige, nur eingeschränkt begutachtete Berichte über Arbeiten aus dem Institut für Betriebswirtschaft, dem Institut für Ländliche Räume und dem Institut für Marktanalyse und Agrarhandelspolitik des Johann Heinrich von Thünen-Instituts dar. Die in den Arbeitsberichten aus der vTI-Agrarökonomie geäußerten Meinungen spiegeln nicht notwendigerweise die der Institute wider. Kommentare sind erwünscht und sollten direkt an die Autoren gerichtet werden.

Der vorliegende Arbeitsbericht kann unter http://www.vti.bund.de/de/institute/lr/publikationen/bereich/ab_3_2009_de.pdf kostenfrei heruntergeladen werden.

Zusammenfassung

In dieser Studie werden Treibhausgasemissionen (THG) aus der deutschen Agrar- und Ernährungswirtschaft analysiert und Möglichkeiten zu ihrer Reduzierung erörtert. Darüber hinaus wird die Eignung von Ökobilanzen für die Bewertung von Produktionsverfahren und Produkten untersucht. In Kapitel 2 werden theoretische Grundlagen für die Umsetzung von Klimaschutzpolitiken erörtert. Als Bilanzierungs- und Analysemethoden werden die Emissionsberichterstattung, die umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Ökobilanzen (Life Cycle Assessment) und Carbon Footprints vorgestellt. Es folgt in Kapitel 3 eine Analyse der THG-Emissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors nach Quellgruppen der Klimaberichterstattung sowie in Bezug auf Produktionsprozesse und erzeugte Agrargüter. Anschließend wird in Kapitel 4 der Stand des Wissens zu kumulierten THG-Emissionen der Ernährungswirtschaft bis hin zum Konsum dargestellt. In Kapitel 5 wird eine Übersicht über mögliche technische und organisatorische Maßnahmen zur Verringerung von THG-Emissionen im Agrarsektor sowie Optionen für das individuelle Verbraucherverhalten gegeben. Erste Hinweise, wie die Politik die Realisierung wirksamer Klimaschutzmaßnahmen unterstützen kann, werden in Kapitel 6 vorgestellt.

Als Klimaschutzmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft und Landnutzung werden die Verbesserung der Stickstoffausnutzung, die Verwendung von Gülle in Biogasanlagen, die Beschränkung der Umwandlung von Grünland in Ackerland und die Renaturierung von Niedermooren hervorgehoben. Im Bereich Ernährung und Verbraucherverhalten sollte der Wissenstransfer im Mittelpunkt stehen. Produktspezifische Klima-Labels für Lebensmittel werden als ungeeignet angesehen. Bezüglich der Politiken zur Förderung der Bioenergie wird eine Ausrichtung auf Technologien mit den kostengünstigsten Klimaschutzbeiträgen empfohlen. Die Studie schließt mit einem kurzen Ausblick auf die zukünftige Forschungsarbeit des vTI im Bereich Klimaschutz und Ökobilanzierung.

JEL: Q1 (Q18), Q 5 (Q51, Q 52, Q 54).

Schlüsselwörter: Klimawandel, Treibhausgase, Landwirtschaft, Kohlenstoff Fußabdruck.

Summary

This study addresses the emissions of greenhouse gases (GHG) from the German agri-food sector, and options for mitigation. Further, the suitability of eco-balances for valuation of processes and products is explored. Chapter 2 refers to the theoretical basis of climate protection, and, as tools for analysis, GHG accounting, the System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA), eco-balances (Life Cycle Analysis) and carbon footprints are presented. In chapter 3, agricultural GHG emissions are analysed by GHG sources, processes and food products, and in chapter 4 the state of knowledge of emissions stemming from food processing, retail and households is portrayed. Chapter 5 introduces to technical and organisational mitigation options in agriculture and regarding consumer decisions. First hints how policy might support GHG mitigation are presented in chapter 6. The study closes with an outlook on future research activities of vTI in the area of climate protection and eco-balancing.

JEL: Q1 (Q18), Q 5 (Q51, Q 52, Q 54).

Keywords: Climate Change, Greenhouse gases, Agriculture, Carbon footprint.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Zusammenfassung/Summary	i
Inhaltsverzeichnis	I
Verzeichnis der Abbildungen	III
Verzeichnis der Tabellen	V
1 Einleitung	1
2 Theoretische Grundlagen	1
2.1 Möglichkeiten und Grenzen der Klimaschutzpolitik im Agrarsektor	1
2.2 Methoden der THG-Bilanzierung zur Unterstützung der Klimapolitik	4
2.2.1 Emissionsberichterstattung gemäß Vorgaben der Klimarahmenkonvention	9
2.2.2 Umweltökonomische Gesamtrechnungen	10
2.2.3 Ökobilanzen (Life Cycle Assessment)	12
2.2.4 Kohlenstoff-Fußabdrücke (Carbon Footprints)	14
3 Treibhausgasemissionen in der nationalen und internationalen Berichterstattung	17
3.1 Entwicklung der THG-Emissionen des Agrarsektors gemäß internationaler Emissionsberichterstattung	17
3.2 Analyse von THG-Emissionen in den umweltökonomischen Gesamtrechnungen	21
4 Auf den Nahrungskonsum zurückzuführende THG-Emissionen	28
4.1 Bedeutung des Ernährungsbereichs	28
4.2 Bedeutung der verschiedenen Segmente innerhalb des Bereichs Ernährung	30
4.3 Treibhausgasemissionen verschiedener Lebensmittel	34
5 Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen unter Berücksichtigung von Kohlenstoffsinken	38
5.1 Landnutzung und Landnutzungsänderungen	43
5.1.1 Schutz von Dauergrünland vor Umbruch und Umwandlung in Ackerland	44
5.1.2 Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland	46
5.1.3 Renaturierung und Vernässung von Niedermooren	47
5.1.4 Aufforstung	48
5.2 Landwirtschaftliche Produktion	49
5.2.1 Veränderte Fütterung zur Reduzierung von CH ₄ -Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern	49

5.2.2	Verbesserte Fütterung zur Reduzierung der tierischen N-Ausscheidung	50
5.2.3	Wirtschaftsdüngerlagerung (siehe auch Abschnitt 5.2.11)	52
5.2.4	Verlängerte Weidezeiten	53
5.2.5	Verbesserung der Tierleistungen je Stallplatz	54
5.2.6	Umbau des Rinderbestands	55
5.2.7	Verbesserung der N-Ausnutzung und Abbau von N-Bilanzüberschüssen im Agrarsektor	56
5.2.8	Kohlenstoff-Festlegung in ackerbaulich genutzten Böden	58
5.2.9	Ökologischer Landbau	60
5.2.10	Einsparung fossiler Energieträger im Agrarsektor	61
5.2.11	<i>Exkurs:</i> Stand der Technik und Forschung zur Minderung von Emissionen klimarelevanter Schadgase aus der Landwirtschaft (CH ₄ , N ₂ O) - Teilbereich Wirtschaftsdünger-Management	62
5.3	Konsum- und Ernährungsverhalten, Labeling und Carbon Footprints	73
5.3.1	Möglichkeiten der Verringerung von Treibhausgasemissionen durch den Verbraucher	74
5.3.2	Umweltkennzeichnung und Labeling von Produkten zur Beeinflussung von Kaufentscheidungen	80
5.3.3	Überblick europäischer Initiativen zu Carbon Footprints	82
5.4	Bioenergie	91
5.4.1	Daten, Methoden und Annahmen	91
5.4.2	Ergebnisse und Schlussfolgerungen	93
6	Schlussfolgerungen für die Politik	98
6.1	Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft und Landnutzung	98
6.2	Maßnahmen im Bereich Ernährung und Verbraucherverhalten	101
6.3	Politikmaßnahmen zur Förderung der Bioenergie	103
7	Ausblick auf die weitere Forschungsarbeit	106
	Literaturverzeichnis	108

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 3.1:	Entwicklung der Treibhausgasemissionen und Senken in der Land- und Forstwirtschaft von 1990 bis 2006	17
Abbildung 3.2:	Relative Entwicklung ausgewählter landwirtschaftlicher Emissionen von 1990 bis 2006	18
Abbildung 3.3:	Relative Entwicklung der Tierbestände 1990 bis 2006	20
Abbildung 3.4:	Relative Entwicklung der Stickstoffzufuhr in landwirtschaftliche Böden 1990 bis 2006	21
Abbildung 3.5:	Treibhausgasemissionen im Agrarsektor und im vorgelagerten Bereich im Jahr 2005 (vorgelagerter Bereich geschätzt).....	23
Abbildung 3.6:	Aufteilung der direkten Treibhausgasemission des deutschen Agrarsektors im Jahr 1999 nach Produktionsverfahren sowie Darstellung kumulierter Emissionen unter Berücksichtigung intra- und intersektoraler Vorleistungen *).....	24
Abbildung 3.7:	Aufteilung der direkten und indirekten Treibhausgasemission des Agrarsektors im Jahr 1999 nach Produktionsverfahren*)	25
Abbildung 4.1:	Anteil der verschiedenen Lebensmittelkategorien an den Treibhausgasemissionen des Nahrungsmittelverbrauchs von niederländischen Haushalten	33
Abbildung 4.2:	Treibhausgasemissionen von Gemüse- und Kartoffelprodukten (vom Anbau bis zum Handel) bezogen auf 1 kg Endprodukt	36
Abbildung 4.3:	Treibhausgasemissionen verschiedener Fleischprodukte (von der Tierhaltung bis zum Handel) bezogen auf 1 kg Endprodukt	37
Abbildung 4.4:	Anteile des Energieverbrauchs verschiedener Abschnitte des Lebenszyklus am Gesamtverbrauch verschiedener Nahrungsmittel	37
Abbildung 5.1:	Erfassbarkeit von Stoffströmen und Produktionsverfahren im Agrarsektor sowie vor- und nachgelagerten Bereichen	39
Abbildung 5.2:	Jährliche Änderung der Grünlandflächenanteile auf Landesebene vor und nach 2005	45
Abbildung 5.3:	Verteilung der Mineraldünger-N-Zufuhr je Hektar LF (ohne Stilllegung und Brache) in Betrieben mit unterschiedlichem Aufkommen an N aus tierischen Ausscheidungen.....	57
Abbildung 5.4:	Treibhausgasemissionen verschiedener Ernährungsweisen.....	74
Abbildung 5.5:	Treibhausgasemissionen von vier verschiedenen Mahlzeiten mit demselben Energie- und Eiweißgehalt (2 MJ und 22-24 g Protein)	75
Abbildung 5.6:	Treibhausgasemissionen für Broccoli in Schweden bei unterschiedlicher Herkunft und Verarbeitung	77
Abbildung 5.7:	Vergabeverfahren und verschiedene Typen des Blauen Engels (2008)..	80

Abbildung 5.8: Möbius-Recycling Symbol	81
Abbildung 5.9: EPD für Holz	82
Abbildung 5.10: CO ₂ -Vermeidungskosten ausgewählter Bioenergie-Linien.....	95
Abbildung 5.11: Netto CO ₂ -Vermeidung pro Hektar (t CO ₂ /ha).....	95
Abbildung 5.12: CO ₂ -Vermeidung pro Hektar und CO ₂ -Vermeidungskosten.....	97

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 2.1: Übersicht über THG-Bilanzierungsmethoden und ihre Nutzbarkeit	7
Tabelle 4.1: Anteil des Bereichs Ernährung am Primärenergieverbrauch und den Treibhausgasemissionen in Deutschland	29
Tabelle 4.2: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Kramer et al. (1994)	31
Tabelle 4.3: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Taylor (2000).....	32
Tabelle 4.4: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Quack und Rüdener (2004)	32
Tabelle 4.5: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Wiegmann et al. (2005)	33
Tabelle 4.6: Klimabilanz für verschiedene Lebensmittel	34
Tabelle 5.1: THG-Minderungsoptionen im Agrarsektor: Möglichkeiten des Monitoring, Ebene der Erhebung und Datenanforderungen für die Berücksichtigung in den Emissionsinventaren	40
Tabelle 5.2: Schätzwerte für die Kostenwirksamkeit einer Reduzierung von N-Bilanzüberschüssen in landwirtschaftlichen Betrieben.....	58

1 Einleitung

Klimawandel und Klimapolitik haben einen hohen Stellenwert auf der internationalen und nationalen Politikagenda. Die Notwendigkeit, den Ausstoß klimarelevanter Gase (Kohlendioxid, Methan, Lachgas) zu reduzieren, um den voranschreitenden Klimawandel einzudämmen, dringt zunehmend in das gesellschaftliche Bewusstsein und in Politikentscheidungen vor. Die Bundesrepublik Deutschland hat sich im Kyoto-Protokoll verpflichtet, den Ausstoß klimarelevanter Gase bis zum Jahr 2012 um 21 % gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren. In der Regierungserklärung vom 26.4.2007 und in den Meseberger Beschlüssen vom 23.8.2007 wurde ein integriertes Energie- und Klimaprogramm beschlossen, mit dem bis zum Jahr 2020 eine weitere Emissionsminderung von 37 % erzielt werden soll.

Eine Bewertung der durch Landwirtschaft und Ernährung verursachten klimarelevanten Emissionen ist derzeit nur lückenhaft möglich. Für eine klimapolitisch relevante Beurteilung der landwirtschaftlichen Produktion und der Ernährungsgewohnheiten bedarf es Analysen, die die landwirtschaftlichen und ernährungswirtschaftlichen Produktionsaktivitäten umfassend auf deren Klimarelevanz untersuchen und bewerten und gleichzeitig aufzeigen können, welche Emissionsminderungspotentiale durch Veränderungen in den Ernährungsgewohnheiten oder in den Produktions- und Distributionsprozessen möglich sind.

Vor diesem Hintergrund hat das BMELV im Januar 2008 von den Bundesforschungsinstituten umfassende Informationen über Optionen zur Erfassung und Darstellung der bei Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln entstehenden Treibhausgas-Emissionen (THG-Emissionen) sowie eine Gesamtschau über geeignete Möglichkeiten zur Emissionsminderung in der Landwirtschaft entlang vollständiger Produktionsketten erbeten. Zur Bearbeitung wurden im Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) Arbeitsgruppen aus verschiedenen Fachinstituten beteiligt. Die vorliegende Studie stellt den Stand der Forschung bezüglich der genannten Fragestellungen dar. Dabei werden neben dem Agrarsektor auch die Ernährungswirtschaft sowie der Endkonsum betrachtet. Neben THG-Quellen werden auch Senken berücksichtigt.

Im folgenden Kapitel wird auf die theoretischen Grundlagen für die Umsetzung von Klimaschutzpolitiken verwiesen und die Emissionsberichterstattung, die umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Ökobilanzen (Life Cycle Assessment) und Carbon Footprints als grundlegende Bilanzierungs- und Analysemethoden vorgestellt. Es folgt eine Analyse der THG-Emissionen des deutschen Agrarsektors nach Quellgruppen für die Klimaberichterstattung, Produktionsprozessen und erzeugter Agrargüter in Kapitel 3. Anschließend wird in Kapitel 4 der Stand des Wissens zu kumulierten THG-Emissionen der Ernährungswirtschaft bis hin zum Konsum dargestellt. In Kapitel 5 wird eine Übersicht über mögliche technische und organisatorische Maßnahmen zur Verringerung von THG-Emissionen im Agrarsektor sowie Optionen für das individuelle Verbraucherverhalten

gegeben. Erste Hinweise, wie die Politik die Realisierung wirksamer Klimaschutzmaßnahmen unterstützen kann, werden in Kapitel 6 vorgestellt. Die Studie schließt mit einem kurzen Ausblick auf die zukünftige Forschungsarbeit des vTI im Bereich Klimaschutz und Ökobilanzierung.

2 Theoretische Grundlagen

2.1 Möglichkeiten und Grenzen der Klimaschutzpolitik im Agrarsektor

Folkhard Isermeyer, Institut für Betriebswirtschaft
Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

Klima ist ein öffentliches Gut. Da ohne politische Steuerung keine Anreize für Unternehmen und Konsumenten bestehen, sich für den Klimaschutz einzusetzen, stellt sich Klimaschutz in einer Marktwirtschaft nicht von selbst ein. Deshalb sind umweltpolitische Maßnahmen zum Schutz des Klimas erforderlich. Dabei ist ein breites Spektrum an Politikmaßnahmen zu berücksichtigen. Neben ordnungsrechtlichen und ökonomischen Steuerungsmaßnahmen liegt es im Interesse der Politik, darüber hinaus mit Hilfe von Informations- und Aufklärungskampagnen Verbraucher und Unternehmen verstärkt für den Klimaschutz zu sensibilisieren. Die Selbstverantwortung der wirtschaftlich Handelnden sollte dadurch gestärkt werden.

Die umweltpolitische Herausforderung „Klimaschutz“ ist allerdings von grundsätzlich anderer Natur als z. B. die umweltpolitische Herausforderung „Trinkwasserschutz“. Trinkwasserschutz ist in der Regel eine kleinräumig gestaltbare Aufgabe, bei der die Ursache-Wirkungs-Beziehungen vergleichsweise gut überschaubar und nur wenige Wirtschaftszweige betroffen sind. Deshalb kann der zuständige Gesetzgeber, guten Willen und politische Durchsetzungskraft vorausgesetzt, das Problem relativ rasch lösen.

Überträgt die Politik die beim Trinkwasserschutz etablierten Politikmuster auf die neue Herausforderung Klimaschutz, so wird sie hiermit keinen Erfolg haben.

- Das liegt zum einen daran, dass der Klimaschutz eine globale Herausforderung darstellt. Ein einzelnes Land kann hier durch eine noch so große Reduzierung seiner Emissionen nur wenig ausrichten. Daher bedürfen klimapolitische Maßnahmen der internationalen Harmonisierung, wobei Industrieländern wie Deutschland eine Vorbildfunktion zukommt.
- Wichtiger aber noch ist der Umstand, dass die Wirtschaft eines klimapolitisch agierenden Landes in die Weltwirtschaft eingebunden ist, und die Produktionsprozesse sektorübergreifend verflochten sind. Bei klimapolitisch motivierten Eingriffen in das Produktions- oder Konsumgeschehen sind deshalb Emissionen der vorgelagerten Bereiche mit zu berücksichtigen. Wenn ein Land in einem Wirtschaftssektor klimapolitisch aktiv wird, dann führen die marktwirtschaftlichen Anpassungsreaktionen dazu, dass die mit Hilfe der Umweltpolitik adressierten THG-Emissionen nicht endgültig verschwinden, sondern zum Teil nur in andere Länder und/oder andere Sektoren verlagert werden. Daher bedürfen klimapolitische Maßnahmen der internationalen Ab-

stimmung. Innerstaatliche Maßnahmen sollten so ausgerichtet werden, dass sogenanntes „leakage“ vermieden wird.

Die Bedeutung dieser marktwirtschaftlichen Anpassungsreaktionen soll an einigen Beispielen veranschaulicht werden:

- Förderung Bioenergie: Deutschland kann z. B. durch Beimischungs- bzw. Einspeisevorschriften erwirken, dass ein immer größerer Teil des eigenen Energiebedarfs durch Bioenergie gedeckt wird. Das wirkt sich günstig auf die nationale CO_{2e}-Bilanz aus. Diese Politik führt aber dazu, dass die Importe von Bioenergieträgern oder Agrarprodukten (zur Beschickung hiesiger Bioenergiewerke) stark ansteigen, was zur Ausdehnung der Biomasseproduktion und der damit verbundenen Emissionen in anderen Teilen der Welt führt. Ein großer Teil dieser Emissionen findet in Ländern statt, die sich nicht zu Emissionsreduktionen unter dem Kyoto-Protokoll verpflichtet haben.
- Einschränkung des Verbrauch von Fleisch und Milchprodukten: Würde die deutsche Bevölkerung ihren Verbrauch von Rindfleisch und Milchprodukten einschränken, so würde dies zu einem Rückgang der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft führen. Allerdings fällt der Rückgang wesentlich geringer aus als zunächst berechnet, weil sich die Wirtschaft anpasst: Die fallenden Preise für Rindfleisch und Milchprodukte führen im Falle funktionierender Märkte zu einem Anreiz zum Grünlandumbruch steigt, und zum anderen dazu, dass in anderen Teilen der Welt der Konsum von Rindfleisch und Milchprodukten noch weiter als bereits heute zunimmt.
- Eine substantielle Erhöhung des Anteils von Biotreibstoffen aus Getreide (Ethanol) und Ölsaaten (Biodiesel) zieht eine Verteuerung energiehaltiger Futtermittel nach sich, während die Preise proteinhaltiger Futtermittel aufgrund des steigenden Angebots von Nebenprodukten der Biotreibstoffproduktion sinken. Eine proteinreichere Fütterung der Viehbestände kann zwar helfen, den Kostendruck aufzufangen, hat aber auch höhere THG-Emissionen durch Lachgas zur Folge. Andererseits können weltweit ansteigende Futtermittelpreise zu einer Reduzierung der Viehbestände und des Konsums tierischer Produkte führen, was zu einer Reduzierung der THG-Emissionen führt.

Hieraus sollte nicht die Schlussfolgerung gezogen werden, nationale Maßnahmen hätten überhaupt keine klimapolitische Wirkung. Vielmehr geht es darum zu erkennen, dass die Beurteilung klimapolitischer Maßnahmen nicht nur von deren unmittelbaren Wirkungen, sondern auch – und zwar von Maßnahme zu Maßnahme unterschiedlich – von ihren mittelbaren Wirkungen abhängt. Werden letztere vernachlässigt, kommt man zu falschen Politikempfehlungen. Als wichtiges Zwischenergebnis ist außerdem festzuhalten, dass Klimapolitik im Gegensatz zur Regelung kleinräumiger Umweltprobleme nur innerhalb international abgestimmter Politikmaßnahmen erfolgreich sein kann. Aus diesem Grund hat der Wissenschaftliche Beirat in seinem Gutachten zur Bioenergie-Politik der Bundesregierung

empfohlen, für die international ausgerichtete Strategie-Bildung wesentlich mehr Mittel bereitzustellen. Diese könnten ggf. aus der nationalen Förderung umgeschichtet werden.

Theoretisch wäre die umfassende Einbeziehung des Agrar- und Forstsektors in das globale CO₂-Emissionshandelssystem als „first-best-Politik“ anzusehen, weil hierbei eine vollständige Erfassung aller indirekten Effekte automatisch erreicht würde (vgl. Gutachten Wiss. Beirat, 2008). Dies wird jedoch möglicherweise auf Dauer ein theoretisches Konstrukt bleiben müssen, denn dieser Ansatz lässt sich für die praktische Klimaschutzpolitik nur insoweit nutzen, wie die Emissionen aus land- und forstwirtschaftlichen Produktionsprozessen justifiabel und zu vertretbaren Kosten ermittelt werden können. Der Agrarsektor zeichnet sich durch eine Vielzahl von Akteuren und durch diffuse Emissionen verschiedener treibhauswirksamer Gase aus, deren Höhe stark vom jeweiligen betrieblichen Management und den spezifischen naturräumlichen Bedingungen abhängen. Die Bewertung der Kohlenstoff-Quell- und -Senkenwirkung landwirtschaftlich genutzter Böden stellt nicht nur bezüglich der Quantifizierung, sondern auch aufgrund der nicht dauerhaften emissionsmindernden Wirkung eine besondere Herausforderung dar.

In Anbetracht der Probleme bei der Ermittlung der gesamten CO_{2äq}-Emissionen einzelner landwirtschaftlicher Betriebe wird es auf absehbare Zeit nicht möglich sein, die einzelnen Betriebe (etwa analog zu energieintensiven Großbetrieben in der Industrie) als Akteure in das globale CO₂-Emissionshandelssystem einzubinden. Die wesentliche politische Herausforderung besteht deshalb darin, eine geeignete Kombination von Ersatzpolitiken zu entwickeln, die administrierbar sind und in der Summe zu einer effizienten Anpassung des Agrarsektors im Sinne des Klimaschutzes führen.

Die Vielzahl von Politikansätzen, die für den Agrar- und Ernährungssektor in Betracht zu ziehen sind, lassen sich zu vier Gruppen zusammenfassen:

- **Landnutzungs-orientierte Politikansätze** haben eine Optimierung der Flächennutzung und eine Steuerung des Flächennutzungswandel zum Ziel. Dabei wird zwischen Nutzungskategorien wie Wald, Grünland, Acker, Moore und Feuchtgebiete sowie Siedlungs- und Infrastrukturflächen unterschieden. Neben Klimaschutzzielen ist eine Vielzahl anderer flächenbezogener Ziele zu berücksichtigen.
- **Effizienzorientierte Politikansätze** zielen auf die Optimierung der Produktionsprozesse ab, indem die Ressourceneffizienz (Nutzflächen, Energieverbrauch, Dünge- und Futtermiteinsatz) gesteigert wird, spezifische emissionsmindernde Maßnahmen ergriffen werden oder die Senkenfunktion von Produktionssystemen verbessert wird.
- **Konsumorientierte Politikansätze** haben ein verändertes Verbraucherverhalten zum Ziel.

- **Politikansätze zum Einsatz nachwachsender Rohstoffe** konzentrieren sich im Agrar- und Forstsektor auf die energetische Nutzung von Biomasse zur Substitution fossiler Energieträger und auf den Ersatz ressourcenintensiver oder nicht erneuerbarer Rohstoffe.

Bei der Ausgestaltung der einzelnen Politikmaßnahmen gilt es, die Wechselwirkungen zu anderen Umweltschutz-Zielen sowie zu sonstigen wirtschafts- und gesellschaftspolitischen Zielen zu beachten. Hier gibt es sowohl komplementäre als auch konkurrierende Zielbeziehungen, die für die Beurteilung der einzelnen Politikmaßnahmen von erheblicher Bedeutung sein können.

2.2 Methoden der THG-Bilanzierung zur Unterstützung der Klimapolitik

Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

Hans Marten Paulsen, Institut für Ökologischen Landbau

Sebastian Rüter, Institut für Holztechnologie und Holzbiologie

Jörg Schweinle, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft

Für Klimaschutzmaßnahmen zur Erreichung der Ziele des Kyoto-Protokolls ist entscheidend, dass Minderungseffekte auf Basis statistischer Erhebungen erfasst werden und Eingang in die Zeitreihen der nationalen THG-Berichterstattung finden. Neben der Erfassung und Anrechnung direkter Emissionsänderungen im Agrarsektor ist eine Analyse der indirekten Wirkungen erforderlich, um die tatsächlich zu erwartende Nettowirkung auf die THG-Emissionen abschätzen zu können. Indirekte Wirkungen entstehen zum einen in vor- und nachgelagerten Sektoren, etwa wenn sich die Nachfrage des Agrarsektors nach energieintensiven Vorleistungsgütern ändert. Zum anderen induziert jede Änderung der Vorleistungsnachfrage oder des Güterangebots Preisanpassungen. Die dadurch ausgelösten, komplexen Marktreaktionen können einen Teil der Bruttowirkung von Klimaschutzmaßnahmen wieder aufheben. Beispielsweise werden die Hersteller von Vorleistungsgütern versuchen, durch Klimaschutzpolitiken ausgelöste Nachfragerückgänge mit Hilfe von Preissenkungen und durch Erschließung neuer Märkte zu kompensieren.

Für die Analyse der THG-Emissionen im Hinblick auf Politikberatung ergeben sich damit drei Herausforderungen:

- (1) Vollständige Erfassung der direkten Emissionen von Produktionsprozessen und der durch Klimaschutzmaßnahmen ausgelösten direkten Reduktionen.
- (2) Erfassung der kumulierten Emissionen unter Berücksichtigung der indirekten, in der Vorkette von Produkten entstehenden Emissionen unter statischen Bedingungen.
- (3) Analyse der wirtschaftlichen Verflechtungen und der Änderung des Emissionsgeschehens unter dynamischen, marktwirtschaftlichen Bedingungen.

Die Emissionsberichterstattung gemäß internationaler, methodischer Vorgaben dient der vollständigen Erfassung der THG-Emissionen und adressiert somit Herausforderung 1. Dabei erfolgt aber keine durchgängige Differenzierung nach Produktionsprozessen, und die Abbildung von Emissionsminderungen hängt bei vielen Maßnahmen von der ausreichenden statistischen Erfassung der diesbezüglichen Aktivitätsraten ab. Die Berechnung und Analyse kumulierter Emissionen (Herausforderung 2) kann mit Hilfe von Methoden der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) und der Ökobilanzierung (LCA - Life Cycle Assessment) bzw. „Carbon Footprints“ vorgenommen werden. Die UGR ist dabei eine Methode, die ausgehend von gesamtwirtschaftlichen Zahlenwerken durchschnittliche Ressourcenansprüche und Belastungen nach volkswirtschaftlichen Sektoren liefert. LCA-Methoden dienen der Erstellung einzelbetrieblicher oder produktbezogener Ökobilanzen.

Voraussetzung für die Berechnung kumulierter, produktbezogener Emissionen ist die Verfügbarkeit von belastbaren, nach Produktionsverfahren und Vorleistungsketten disaggregierten Daten. Je nach Fragestellung und Verfügbarkeit kommen fallspezifische Werte, z. B. für Produkte bestimmter Hersteller, nationale oder EU-weite Durchschnittswerte oder Schätzwerte zum Einsatz. Bei der Erfassung und Zuschreibung von Emissionen zu Produkten ergeben sich im Falle komplexer Produktionssysteme methodische Probleme, die unterschiedlich gelöst werden können. In der Fachwelt herrscht keine Einigkeit bezüglich der richtigen methodischen Vorgehensweise (Guinée, 2002; Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, 2008). Im Falle von Produktionssystemen mit mehreren Outputs können alle Haupt- und Nebenprodukte simultan als ‚funktionelle Einheit‘ betrachtet werden. Alternativ kann eine Zuordnung von Inputs und Emissionen zu den Outputs nach definierten Aufteilungsregeln („Allokation“) erfolgen. Allokationsregeln können auf physischen Beziehungen (z. B. Masse, Energiegehalt) oder monetären Werten beruhen und beeinflussen die rechnerische Belastung von Haupt- und Nebenprodukten. Von Bedeutung ist schließlich die Unterscheidung zwischen Koppelprodukten und Abfall, wobei Abfällen keine Emissionen aus dem vorgelagerten Produktionsprozess angelastet werden. Vielmehr müssen Belastungen aus der Abfallentsorgung dem vorgelagerten Produktionsprozess als „Verursacher“ angelastet werden.

Ergebnisse unterschiedlicher Studien zur Ökobilanzierung sind aufgrund unterschiedlicher Systemabgrenzungen, Methoden und Datengrundlagen in der Regel nicht vergleichbar (vgl. z.B. Quirin et al., 2004, zu Ökobilanzvergleichen von Biokraftstoffen). Deshalb werden Verfahrens- und Produktvergleiche auf Basis einheitlicher Methoden und Datengrundlagen vorgenommen (vgl. z. B. Concawe et al., 2006; Zah et al., 2007).

Derzeit gibt es Bestrebungen auf europäischer Ebene, das Verfahren zur Berechnung von Carbon Footprints zu harmonisieren. Möglichkeiten und Grenzen des Verfahrens für den Bereich der Lebensmittel werden daher im folgenden erläutert: Für die Erstellung solcher Kohlenstoffprofile im Lebensmittelbereich müssen zunächst einmal alle Produktions- und

Handelsschritte möglichst detailliert hinsichtlich ihrer THG-Emissionen erfasst werden. Zur Berücksichtigung der Emissionen des vorgelagerten Bereichs sind *alle* relevanten Vorleistungen mit hinreichender Genauigkeit zu quantifizieren. Dies macht entsprechende Verpflichtungen zur Buchführung und Auditierung für alle Zulieferer der verschiedenen Vorleistungsstufen notwendig. Zudem stammen viele Lebensmittel bzw. Zutaten oder Rohstoffe für Lebensmittel aus dem Ausland, was die Ermittlung der relevanten Daten für deren Kohlenstoffprofile nicht gerade vereinfacht.

Um darüber hinaus die Vergleichbarkeit zwischen ähnlichen Lebensmitteln (gleiche „Funktion“) zu gewährleisten und um so transparent wie möglich zu sein, ist die Erstellung von Kohlenstoffprofilen nur sinnvoll auf Basis einer international einheitlichen Vorgehensweise, wie sie z. B. zur Zeit im Bausektor entwickelt wird. Der Aufbau solcher Systeme, sei es zur Bewertung der Nachhaltigkeit im Bauwesen oder zur Berechnung des Kohlenstoffprofils von Lebensmitteln, befindet sich erst am Anfang. Für die Erstellung bzw. Berechnung von Carbon Footprints für Lebensmittel liegen die notwendigen, abgestimmten Informationen und Methoden oft noch nicht vor. Dies bezieht sich auch auf eventuell vorangegangene Landnutzungsänderungen, die mit der Lebensmittelproduktion einhergehen und einen starken Einfluss auf die Klimabilanz eines Produktes haben können.

Verlagerungs- und Verdrängungseffekte aufgrund dynamischer Marktreaktionen (Herausforderung 3) können mit Hilfe marktökonomischer Modellierung untersucht werden. Für die Bewertung von Maßnahmen, die mit einer alternativen Verwendung von Flächen oder Produktionsmengen einhergehen, beispielsweise bei energetischer Nutzung von Biomasse, sind solche „leakage“-Effekte von zentraler Bedeutung. Eine vollständige Erfassung und eindeutige Zuschreibung solcher indirekter Wirkungen zu spezifischen Klimaschutzmaßnahmen wird aber aufgrund multikausaler Zusammenhänge im komplexen, globalen Marktgeschehen immer nur eingeschränkt möglich sein.

In der nachfolgenden Tabelle werden verschiedene Verfahren zur Bilanzierung und Zuordnung von Treibhausgasemissionen kurz charakterisiert und Punkte aufgeführt, die für eine Einschätzung der Nutzbarkeit als politisches Instrument zur Regulierung von Treibhausgasemissionen von Bedeutung sind.

Tabelle 2.1: Übersicht über THG-Bilanzierungsmethoden und ihre Nutzbarkeit

Methode	Nutzbarkeit
<p>Emissionsberichterstattung</p> <p>Deutschland ist als Vertragsstaat der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen dazu verpflichtet, die jährlichen Treibhausgas-Emissionen und Senken in einem Nationalen Inventarbericht zu berichten. Die Methode der Emissionsberechnung und die Strukturierung folgen dabei festen Vorgaben für so genannte Quellgruppen. Die Quellgruppen sind nicht nach volkswirtschaftlichen Sektoren oder hinsichtlich der Abgrenzung von Produktionsprozessen und der Beziehungen zwischen Güterentstehung und Verwendung gruppiert. Daher können die Treibhausgasinventare nicht unmittelbar für eine Charakterisierung von wirtschaftlichen Sektoren und Produktionsverfahren verwendet werden.</p>	<p>Die Emissionsberichterstattung stellt den Zielindikator für die Umsetzung des Kyoto-Protokolls zum Klimaschutz bereit. Sie ermöglicht eine Abschätzung über die Bedeutung einzelner Quellgruppen für die THG-Bilanzen und lässt Rückschlüsse auf wichtige Ansatzstellen für den Klimaschutz zu.</p>
<p>Umweltgesamtrechnungen</p> <p>Die UGR stellt Material- und Energieflüsse sowie die wirtschaftlichen Beziehungen zwischen 71 Produktionsbereichen der Volkswirtschaft dar. Im UGR-Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt werden 45 landwirtschaftliche Produktionsverfahren einschließlich der inter- und intrasektoralen Input-/Output-Beziehungen beschrieben. Durch Umbuchung der interessierenden Belastungsparameter auf Basis der I/O-Tabellen können kumulierte Ressourcenansprüche und Emissionen ausgewiesen werden, z. B. „carbon footprints“. Alle Ressourcenansprüche und Emissionen einer Volkswirtschaft werden in den UGR als Gesamtrechnungssystem dargestellt und den Produkten des Endverbrauchs zugeordnet.</p>	<p>Die Umweltgesamtrechnungen liefern Hinweise auf Ansatzstellen für den Klimaschutz unter Berücksichtigung intersektoraler Beziehungen. Sie erlauben durch die Konsistenz zu statistischen Rahmendaten, die Abbildung von Produktionsverfahren sowie intra- und intersektoraler Austauschbeziehungen eine umfassende Analyse der THG-Emissionen aus wirtschaftlicher Tätigkeit und Konsum. Dabei werden auch andere Belastungsparameter, Ressourcenansprüche und die Wertschöpfung betrachtet. Die Allokation von Ressourcenansprüchen und Emissionen der Vorleistungskette erfolgt grundsätzlich auf Grundlage monetärer Werte.</p>

Methode	Politische Nutzbarkeit
<p>Ökobilanz (Life Cycle Assessment)</p> <p>Unter einer Ökobilanz versteht man die systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten während des gesamten Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“). Dazu gehören sämtliche Umweltwirkungen während der Produktion, der Nutzungsphase und der Entsorgung des Produktes sowie die damit verbundenen vor- und nachgeschalteten Prozesse (z. B. Herstellung der Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe). Die Vorgehensweise ist nach EN ISO 14040 und 14044 normiert und standardisiert. Neben dem zur Zeit im Fokus stehenden Treibhausgaspotenzial werden auch andere Umweltwirkungen des analysierten Produktes wie das Versauerungs-, Eutrophierungs-, Ozonbildungs-, Ozonabbau-, Ökotoxizitäts- und Humantoxizitätspotenzial quantifiziert. Umweltwirkungskategorien, die Beeinträchtigungen der Biodiversität oder Wirkungen durch Flächennutzung zu quantifizieren versuchen, sind noch in der Entwicklung.</p>	<p>In der Wirtschaft werden LCA im Bereich der ökologisch-(ökonomischen) Produkt- und Prozessoptimierung sowie im Umweltmanagement eingesetzt.</p> <p>Auf Ökobilanzen beruhende Ergebnisse umfassender Abschätzungen der Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistungen sind nutzbar für:</p> <ul style="list-style-type: none"> - effizienzorientierte, - konsumorientierte, - sowie auf die Förderung erneuerbarer Energien ausgerichtete Politikansätze. <p>Ökobilanzen werden beispielsweise für die Definition von Grenzwerten, Recyclingquoten im Ordnungs-, Förder-, Genehmigungsrecht und zur Definition von umweltpolitischen Zielen herangezogen.</p>
<p>Carbon Footprints</p> <p>Ein Carbon Footprint eines Produktes ist die Summe aller THG-Emissionen, welche mit diesem Produkt in Verbindung gebracht werden. Er ist mit Hilfe des Ökobilanzindikators THG-Potential 100 nach ISO 14040 und 14044 erfassbar, welcher das THG-Potential für den Zeitraum von 100 Jahren (nach IPCC 1996) berücksichtigt und auf einem Lebenszyklus-Ansatz basiert, ohne andere Umweltauswirkungen zu betrachten. Wenn verfügbar, werden produktspezifische Daten verwendet.</p>	<p>Carbon Footprints können herangezogen werden, um</p> <ul style="list-style-type: none"> - einzelne Produkte hinsichtlich THG-Emissionen darzustellen und zu bewerten - politische Zielgrößen für produktspezifische Emissionen festzulegen, - Verbraucher zu informieren und zu sensibilisieren. - Optimierungsprozesse in Unternehmen auslösen <p>Andere Umweltauswirkungen (z.B. Wasserverbrauch, Boden- Grundwasserbelastungen, Einfluss auf Biodiversität) sowie die Einhaltung sozialer Standards werden nicht berücksichtigt.</p>

Quelle: Eigene Darstellung.

2.2.1 Emissionsberichterstattung gemäß Vorgaben der Klimarahmenkonvention

Deutschland ist als Vertragsstaat der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) dazu verpflichtet, die jährlichen Treibhausgas-Emissionen und Senken in einem Nationalen Inventarbericht (National Inventory Report, NIR) zu berichten, der zu veröffentlichen und regelmäßig fortzuschreiben ist (UBA, 2008). Das vTI ist für die Berichterstattung zu den Kapiteln Landwirtschaft und Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft verantwortlich. Die Berichte folgen dem Common Reporting Format (CRF) und orientieren sich methodisch an den “IPCC Good Practice Guidance” und “IPCC Good Practice Guidance for Land Use, Land Use Change and Forestry”.

Die Strukturierung der Emissionsberichterstattung folgt dabei festen Vorgaben zu sogenannten Quellgruppen. Die Quellgruppen sind nicht nach volkswirtschaftlichen Sektoren oder hinsichtlich der Abgrenzung von Produktionsprozessen und Beziehungen zwischen Güterentstehung und Verwendung gruppiert. Daher können die Treibhausgasinventare nicht unmittelbar für eine Charakterisierung von wirtschaftlichen Sektoren und Produktionsverfahren verwendet werden. Die Berichterstattung erfolgt nach dem Territorialprinzip für Quellgruppen innerhalb des deutschen Staatsgebiets. In Deutschland verwendete Importgüter, die zu Emissionen außerhalb des Territoriums geführt haben, werden also nicht einbezogen. Hingegen wird die für den Export bestimmte Produktion genauso behandelt wie die Produktion von Gütern für die inländische Verwendung. Die Emissionsberichterstattung liefert somit zwar den statistischen Rahmen für das inländische Emissionsgeschehen, für die Analyse der wirtschaftlichen, stofflichen und energetischen Verflechtungen zwischen Wirtschaftssektoren und Produktionsverfahren und die Ausweisung kumulierter THG-Emissionen müssen jedoch weitere Methoden wie die UGR oder LCA herangezogen werden.

Ein Beispiel für die Quellgruppen-bezogene Berichterstattung ist, dass Emissionen, welche auf die Herstellung von Biokraftstoffen zurückzuführen sind, unter CRF 4 (Landwirtschaft) und 5 (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft) berichtet werden. Die angestrebte Substitution fossiler Energieträger führt jedoch zu Änderungen der Inventare in CRF-Kategorie 1 (Energie). Da es unterschiedliche Gründe für Änderungen des Verbrauchs fossiler Energieträger gibt, können aus den Inventarinformationen keine kausalen Rückschlüsse auf den Beitrag einzelner Maßnahmen gezogen werden.

2.2.2 Umweltökonomische Gesamtrechnungen

Eine Sektor-übergreifende Methode zur Abbildung von wirtschaftlichen, energetischen und stofflichen Zusammenhängen wird im Rahmen der Umweltgesamtrechnungen unter Federführung des Statistischen Bundesamtes entwickelt. Das im Institut für Ländliche Räume in Zusammenarbeit mit dem Statistischen Bundesamt entwickelte UGR-Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' (Schmidt und Osterburg, 2006) basiert methodisch auf dem 'System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA)' der Vereinten Nationen, das weltweit in 49 Staaten angewandt wird (United Nations et al., 2003).

In dem SEEA-Rechensystem werden die Stoff- und Energieflüsse aus der Umwelt (z.B. Wasser, Mineralien, fossile Energieträger) in die Wirtschaft, der Austausch und die Weiterverarbeitung dieser Materialien innerhalb des wirtschaftlichen Handelns und die Rücklieferung von Abfällen und Emissionen an die Umwelt sowie der Verbrauch der privaten Haushalte erfasst. Äquivalent zur physischen Darstellung werden alle Angaben auch in monetären Einheiten ausgewiesen. Als Vorteil gegenüber den bisher nur auf ausgewählte Produktionsketten angewendeten LCA-Ansätzen erweist sich die Konsistenz der UGR zu monetären Größen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, zu physischen Größen der Officialstatistik und zu Emissionsdaten aus nationalen und internationalen Berichtspflichten.

Weiterhin wird eine einheitliche, auf monetären Werten basierende Umbuchungsmethode für die Abbildung von Multi-Input-/Multi-Output-Prozessen verwendet, um das „Weiterreichen“ von Ressourcenansprüchen und Emissionen über die Vorleistungsstufen hinweg zu kalkulieren. Im Gegensatz dazu wird in LCA-Ansätzen für Allokationsberechnungen oft auf Gewichte oder Energiegehalte zurückgegriffen. Im UGR-Ansatz wird dagegen die Wertschöpfung als zentraler Treiber für wirtschaftliche Aktivitäten angesehen. Dementsprechend werden Ressourcenansprüchen und Emissionen nach Produktwerten aufgeteilt. Preisveränderungen führen somit allerdings zu veränderten Allokationsergebnissen. Weiterhin erfolgt in den UGR eine einheitliche Systemabgrenzung (einzelne Sektoren („direkte Emissionen“) oder sektorübergreifend (incl. „indirekter Emissionen“); nur Inland, oder einschließlich Importen, wobei für Importgüter z. T. Schätzwerte zum Einsatz kommen).

Anfang der 90er Jahre wurde das SEEA deutschlandweit durch das Statistische Bundesamt in den 'Umweltökonomischen Gesamtrechnungen' umgesetzt und konkretisiert (vgl. z. B. DESTATIS, 2007). In den UGR werden 71 Produktionsbereiche definiert, die die gesamte deutsche Wirtschaft beschreiben. Zusätzlich müssen Im- und Exporte über die nationalen Grenzen hinweg bilanziert werden, um ein komplettes und in sich schlüssiges Bild aller Stoff- und Energieflüsse auf dem Gebiet der Bundesrepublik zu erhalten. Einer der 71 Produktionsbereiche umfasst den Agrar- und Forstsektor, der damit zwar konsistent zu allen wirtschaftlichen Aktivitäten in Deutschland dargestellt werden kann, jedoch nur als

„Black-Box“ ohne weitere Differenzierung nach Produktionsverfahren. Das UGR-Berichtsmodul 'Landwirtschaft und Umwelt' löst dieses Aggregat unterschiedlichster Verfahren weiter auf und ermöglicht eine differenzierte Abbildung von Produktionsverfahren und inter- und intrasektoralen Input-/ Output-Beziehungen.

Das UGR-Berichtsmodul splittet den Agrarsektor in 45 Produktionsverfahren und kann die Stoff- und Energieflüsse somit expliziter beschreiben. Die Datenbasis wird dabei durch das Agrarsektormodell RAUMIS geliefert. Im Einzelnen werden z.B. biotische Rohstoffe, Nährstoffe, gasförmige Emissionen, Energieverbrauch, Pflanzenschutzmitteleinsatz und Wasserverbrauch abgebildet. Grundlage hierfür sind die Input-Output-Tabellen, die neben der einfachen Darstellung der Stoff- und Energieflüsse zwischen landwirtschaftlichen Verfahren und anderen Produktionsbereichen (Markt) eine Berechnung der „unendlichen Vorleistungsverflechtung“ ermöglichen.

Dieser Berechnungsschritt bucht die in der Produktionskette entstandenen Ressourcenansprüche und Emissionen anhand der Input-Output-Beziehungen auf das landwirtschaftliche Endprodukt (Getreide, Milch, Fleisch) um. Dadurch können auch miteinander verknüpfte Multi-Input-/Multi-Output-Verfahren nach einer einheitlichen Methode analysiert werden. Beispielsweise werden die Emissionen aus der Milchviehhaltung und den dabei eingesetzten Vorleistungen (u. a. Futtermittel, Nachzuchtferren) nicht allein der Milch angelastet, sondern auch den erzeugten Kälbern, dem erzeugten Fleisch und den als Dünger verwerteten tierischen Ausscheidungen. Anteilige Belastungen der Kälber- und Wirtschaftsdüngerproduktion werden wiederum den aufnehmenden Produktionslinien angelastet (z. B. Kälbermast oder Getreideproduktion).

Durch die Umbuchung der interessierenden Belastungsparameter kann eine Ökobilanzierung für verschiedene Produkte aus dem Agrarsektor erstellt werden. Angewendet auf die Frage klimarelevanter Umweltauswirkungen von Produkten können auf Basis dieses Ansatzes auch sogenannte *CO₂-footprints* von landwirtschaftlichen Produkten erstellt werden.

Die anderen Produktionsbereiche der UGR (Wirtschaftssektoren) und die Importe liefern Informationen zur Belastungen aus den Vorleistungen, die im Agrarsektor eingesetzt werden. Da Informationen bisher nur auf sehr aggregiertem Niveau vorliegen, muss für eine detaillierte Betrachtung in diesem Bereich vorläufig auf Schätzungen zurückgegriffen werden, die z. B. auf LCA-Ansätzen aufbauen. Dadurch kann das Belastungspotenzial aus der Vorkette, z.B. von Mineraldüngerlieferung in den Agrarsektor, abgeschätzt werden. Zusammenfassend lässt sich daraus die Belastungssituation für die Bereitstellung eines agrarischen Produktes ableiten.

Das wichtigste Merkmal des UGR-Ansatzes ist die lückenlose Zuordnung aller Ressourcenansprüche und Emissionen einer Volkswirtschaft zu den konsumierten Produkten des Endverbrauchs. So ist jedes Ergebnis in ein Gesamrechnungssystem eingeflochten, das

die Konsistenz zu allen anderen Aussagen, ob physischer oder monetärer Ausprägung, garantiert und die „Footprints“ (CO₂, Flächenanspruch usw.) auf verschiedenen Produktionsstufen ausweist. Bei der Weiterentwicklung der UGR-Methoden, der Ergänzung der vor- und nachgelagerten Bereiche des Agrarsektors und bezüglich der weiteren Disaggregation nach Regionen und betrieblichen Produktionssystemen besteht noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf.

2.2.3 Ökobilanzen (Life Cycle Assessment)

Unter einer Ökobilanz (engl. auch LCA – Life Cycle Assessment) versteht man die systematische Analyse der Umweltwirkungen von Produkten während des gesamten Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“). Dazu gehören sämtliche Umweltwirkungen während der Produktion, der Nutzungsphase und der Entsorgung des Produktes sowie die damit verbundenen vor- und nachgeschalteten Prozesse (z. B. Herstellung der Roh-, Hilfs- und Betriebsstoffe). Die Vorgehensweise ist nach EN ISO 14040 und 14044 normiert und standardisiert. Neben dem zur Zeit im Fokus stehenden Treibhausgaspotenzial werden auch andere Umweltwirkungen des analysierten Produktes wie das Versauerungs-, Eutrophierungs-, Ozonbildungs-, Ozonabbau-, Ökotoxizitäts- und Humantoxizitätspotenzial quantifiziert. Umweltwirkungskategorien, die Beeinträchtigungen der Biodiversität oder Wirkungen durch Flächennutzung zu quantifizieren versuchen, sind noch in der Entwicklung.

Ökobilanzen gliedern sich in vier Abschnitte:

Mit der Definition von **Ziel und Untersuchungsrahmen** wird der Verwendungszweck der Ökobilanz festgelegt. Die Abgrenzung des Bilanzraumes erfolgt im Gegensatz zur UGR nicht sektor- und länderspezifisch sondern danach, wie detailliert die Umweltwirkungen des Lebenszyklus eines Produktes untersucht werden sollen. Zur Abgrenzung des Bilanzraumes gehört auch die Definition von Abschneidekriterien, die festlegen, welche Stoff- und Energieflüsse in die Bilanzierung einfließen und welche nicht. Wichtig ist auch die Festlegung der sogenannten funktionellen Einheit, auf die alle Umweltwirkungen bezogen werden.

In der **Sachbilanz** werden sämtliche während des gesamten Lebenszyklus die Bilanzraumgrenze passierenden Stoff- und Energieflüsse nach Inputs und Outputs gegliedert und – auf die funktionelle Einheit bezogen – bilanziert. Die Sachbilanz ist ein deskriptives Werkzeug ohne wertenden Charakter und daher mit einem Treibhausgasinventar oder einer Input-Output Tabelle der UGR zu vergleichen. Man kann die Sachbilanz als produktspezifisches Inventar der umweltrelevanten Stoff- und Energieflüsse des oder der bilanzierten Produkte bezeichnen. Im Gegensatz zu Input- Output Tabellen der UGR werden in der Sachbilanz ausschließlich die Input- Outputbeziehungen des Produktes (funktionelle Ein-

heit) mit der Umwelt aufgezeigt. Dabei finden Länder- oder Sektorgrenzen keine Beachtung.

In der **Wirkungsabschätzung** werden die Sachbilanzdaten unterschiedlichen Wirkungskategorien zugeordnet, um aufzuzeigen, wie stark das betrachtete Produkt während seines Lebenszyklus zur Klimaerwärmung, zur Eutrophierung von Gewässern oder der Bildung von Ozon beiträgt. Definition und Auswahl der Wirkungskategorien sowie die Zuordnung der Sachbilanzdaten zu diesen basiert auf dem neusten Stand der Wissenschaft.

Abschließend werden in der **Auswertung** die wesentlichen Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung auf Konsistenz und Vollständigkeit hin analysiert. Über Sensitivitätsanalysen kann dargestellt werden, wie sich die Umweltwirkungen unter geänderten Bedingungen wie einem anderem Produktionsverfahren oder dem Einsatz anderer Transportmittel verändern. Im Rahmen der Auswertung besteht auch die Möglichkeit, die unterschiedlichen Umweltwirkungen mit Hilfe von speziellen Bewertungsverfahren zu gewichten und verdichten (Jungbluth, 2000).

Ökobilanzen schätzen die ganze Breite der Umweltwirkungen des Lebenszyklus eines oder mehrerer Produkte ab. Speziell durch Sensitivitätsanalysen ist es möglich, die ökologischen Stärken und Schwächen sowie Möglichkeiten zur ökologischen Optimierung von Produkten und Produktionsprozessen aufzuzeigen. Dazu gehören auch Klimagasreduktionspotenziale land- und ernährungswirtschaftlicher Produkte. Da die ökologische Optimierung in der Regel durch geringeren Stoff- und Energieeinsatz erzielt werden kann, resultiert daraus auch fast immer eine Reduktion von Produktions-, Transport-, Entsorgungskosten, etc.

Ökobilanzergebnisse fließen häufig in effizienzorientierte und konsumorientierte Politikansätze sowie in Politikansätze zur Förderung erneuerbarer Energien ein. Sie werden eingesetzt, um z. B. Grenzwerte und Recyclingquoten im Ordnungs-, Förder-, Genehmigungsrecht festzulegen oder ganz allgemein umweltpolitischen Ziele zu definieren. Auf europäischer Ebene befindet sich zur Zeit auf Betreiben der EU-Kommission die European Life Cycle Database im Aufbau, die vor allem für Politiken der EU-Kommission, aber auch Produktentwicklung harmonisierte Durchschnittsdaten für bestimmte Produktgruppen und generische Prozesse (Transporte, Energiebereitstellung) bereithalten soll (<http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/index.vm>).

Hinsichtlich der Implementierung geeigneter Ansätze zur Quantifizierung der Wirkungen von Produkten oder Dienstleistungen auf Biodiversität oder der durch Flächennutzung hervorgerufenen Umweltwirkungen – ein Bereich der besonders Land- und Forstwirtschaft betrifft – besteht noch Forschungsbedarf.

2.2.4 Kohlenstoff-Fußabdrücke (Carbon Footprints)

Per Definition ist ein Carbon Footprint (CF) bzw. Kohlenstoffprofil eines Produktes (nach ISO 14040: Güter und Serviceleistungen) die Summe aller Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen), welche mit diesem Produkt in Verbindung gebracht werden. Er ist mit Hilfe des Ökobilanzindikators Treibhausgaspotential 100 (kurz THG-Potential bzw. GWP, Global Warming Potential) nach ISO 14040 und 14044 erfassbar, welcher das THG-Potential für den Zeitraum von 100 Jahren (nach IPCC 1996) berücksichtigt und auf einem Lebenszyklus-Ansatz basiert. Ein ähnlicher Ansatz, der die Erstellung von Regeln für die Bewertung von Gebäuden auf Basis von Ökobilanzen für Bauprodukte zum Inhalt hat, wird zurzeit im Bereich der internationalen und europäischen Normung vorbereitet. Bevor die Initiativen in anderen europäischen Ländern vorgestellt werden, soll daher an dieser Stelle kurz darauf eingegangen werden.

Neben der Energieerzeugung, der Industrie und dem Verkehr ist der Bau- und Wohnsektor vornehmlich für den heutigen Ressourcen- und Energieverbrauch verantwortlich, weshalb die hier liegenden Einsparpotentiale immer mehr ins Zentrum der Aufmerksamkeit der Politik vieler Länder rücken. So hat sich in den letzten Jahren das Vorgehen durchgesetzt, die ökologische Bewertung von Gebäuden mit Hilfe von Umweltindikatoren durchzuführen, welche vornehmlich den klassischen Wirkungskategorien von Ökobilanzen (ISO EN 14040 und 14044) entsprechen. Diese sind nach ISO EN 14025 Bestandteil der in Kapitel 5.3.2 beschriebenen Umweltproduktdeklarationen (EPD), welche in Zukunft als Umweltprofile für Bauprodukte nach ISO EN 21930 von den jeweiligen Herstellern zur Verfügung gestellt werden sollen, um eine Bewertung der Nachhaltigkeit von Gebäuden zu ermöglichen. Während in Deutschland das Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS) die Einführung solch eines Bewertungsschemas in einem überarbeiteten „Leitfaden für Nachhaltiges Bauen“ noch in diesem Jahr anstrebt, wird auf internationaler Ebene in den Normenausschüssen ISO/TC 59 SC 17 „Nachhaltigkeit im Hochbau“ und auf europäischer Ebene im europäischen Normungsgremium CEN/TC 350 „Sustainability of construction works“ an einer Harmonisierung der nationalen Initiativen in diesem Bereich gearbeitet. Ziel ist hier die Entwicklung fünf horizontaler Normensätze für die Bewertung der Nachhaltigkeit bzw. Umweltleistungen von Bauwerken über ihren gesamten Lebenszyklus, welche auch hier auf EPDs basiert.

Die Regeln für die Erstellung solcher Umweltprofile bezüglich Datenerfassung, Modellierung und Datenverwendung bei der Ermittlung der Indikatoren bzw. Ökobilanzdaten (in Anlehnung an ISO EN 14040 ff.) befinden sich im Moment in Bearbeitung und sollen noch in diesem Jahr (BMVBS, Leitfaden Nachhaltiges Bauen) bzw. voraussichtlich in den Jahren 2009/2010 (CEN/TC 350) veröffentlicht und umgesetzt werden. Für die Erstellung von Durchschnittsdaten für bestimmte Produktgruppen bzw. generischer Daten (z. B. Emissionen aus Transporten) ist auf internationaler Ebene u. a. auch die European Plat-

form on Life Cycle Assessment aktiv, welche sich für eine Harmonisierung und Bereitstellung solcher Datensätze einsetzt (kurz ELCD, European Life Cycle Database).

Der Unterschied zwischen den in verschiedenen Ländern in der Diskussion befindlichen methodischen Vorschlägen für Carbon Footprints ist groß. So wird das umfassendste Regelwerk dieser Art zurzeit in Großbritannien in Form einer öffentlich verfügbaren Spezifikation (PAS 2050:2008) zur Bewertung der THG-Emissionen von Gütern und Dienstleistungen erarbeitet. Anhand definierter Vorgaben sollen die bei den einzelnen Produktionsschritten entstehenden THG-Emissionen bis hin zum Endprodukt quantifiziert werden, so dass auch verschiedene Produkte miteinander verglichen werden können. Diese Vorgehensweise ermöglicht Optimierungsprozesse in den Unternehmen und stellt zudem eine objektive Entscheidungshilfe beim Kauf von Produkten für Verbraucher dar (vgl. Kap. 5.3.2 und 5.3.3). Allerdings fehlt bei der britischen Vorgehensweise ein Bewertungsrahmen, der eine Einstufung der Produkte nach ihrer absoluten Klimafreundlichkeit zulässt. Nach dem britischen Vorgehen gekennzeichnete Produkte können also auch auf den Markt kommen, wenn keine Maßnahmen zur Verbesserung des Klimaschutzes getroffen wurden. Hier sind politische Zielvorgaben bzw. Bewertungsrahmen für eine Verbesserung der THG-Bilanzen unbedingt wünschenswert.

In einem derzeit in der Entwicklung befindlichen schwedischen Markenzeichenprogramm werden hingegen bereits durch die entsprechenden Zugangsvoraussetzungen für das Labeling in einem gewissen Rahmen Schritte zur Verbesserung der Klimaauswirkungen von Produkten unternommen. Dieses System beinhaltet konkrete Produktionsvorgaben (z. B. einen vorgeschriebenen Mindestanteil an Erneuerbarer Energie), deren Einhaltung von einer Kontrollorganisation geprüft wird, und die dazu beitragen, die THG-Emissionen zu vermindern. Allerdings wird hier im Unterschied zum englischen System der absolute THG-Emissionswert nicht dargestellt. Somit ist keine Überprüfung der tatsächlichen Umweltleistung bei der Einführung einzelner Optimierungsmaßnahmen in Unternehmen möglich.

Gerade für Unternehmen bietet die detaillierte Aufschlüsselung der klimarelevanten Emissionen ihrer Produkte eine entscheidende Voraussetzung für die Entwicklung von Alternativen hinsichtlich Rohstoffen, Lieferanten, Produktionstechniken und Logistik. Für Entscheidungen von Unternehmen und Verbrauchern sollte die THG-Bilanz den Betrag einzelner Produktionsschritte möglichst detailliert offen legen. Nur so kann eine effiziente Systemoptimierung stattfinden.

Werden die Ergebnisse der produktspezifischen Kohlenstoffprofile dem Verbraucher mit Hilfe von Labels verfügbar gemacht, können sie in großem Umfang zur Bewusstseinsbildung bezüglich der klimatischen Auswirkungen von Produkten beitragen. Hinsichtlich der Kommunikation der THG-Bilanz zu den Verbrauchern ist zu diskutieren, ob die Angabe detaillierter Emissionswerte auf dem Produkt ausreicht oder ob im Sinne eines besseren

Verständnisses Bewertungskategorien gebildet werden sollten. Die hierfür notwendige Bewertungsskala und die Nutzbarkeit von Carbon Footprints für die politische Steuerung von THG-Emissionen muss und wird Gegenstand intensiver gesellschaftspolitischer, wissenschaftlicher und firmenpolitischer Diskussion sein.

In der Landwirtschaft kommt es jahres-, standort- und managementbedingt zu erheblichen Ertragsschwankungen, die die produktbezogene THG-Bilanz erheblich beeinflussen können. Hinzu kommen große Unterschiede hinsichtlich der Input-Effizienz (Input-/ Output-Relation) in landwirtschaftlichen Betrieben. Weiterverarbeitete Produkte enthalten je nach Verfügbarkeit saisonal oder periodisch Vorprodukte unterschiedlicher Herkunft. Damit einher geht eine Reihe von Fragen, die vor einer Einführung von Kohlenstoffprofilen für Lebensmittel geklärt werden sollten. Dies betrifft z. B. die Frage, wie oft und wie detailliert ein Carbon Footprint für Lebensmittel kalkuliert werden muss. Darüber hinaus muss geklärt werden, ob, wann und ggf. für welche Produktgruppen Durchschnittswerte verwendet werden können und inwieweit diese Durchschnittswerte den tatsächlichen Produktionsbedingungen entsprechen. Antworten hierauf können bzw. sollten in begleitenden Rahmendokumenten gegeben werden, wie sie auch in den vorgesehenen Bewertungsschemata für die Nachhaltigkeit von Bauwerken in Form von Produkt-Kategorieregeln (PCR) Verwendung finden. Zudem muss auch eine Vorgehensweise für die Validierung der Ergebnisse der Berechnungen für Kohlenstoffprofile festgelegt werden, die sich jeweils am aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse orientieren muss. Im Vergleich zu LCA-Analysen kann zu den Carbon Footprints kritisch angemerkt werden, dass bei einem reinen CO₂-Label andere Umweltauswirkungen (z. B. der Wasserverbrauch oder Emissionen in Böden und Grundwasser) (SETAC 2008), der Einfluss auf die Biodiversität sowie die Einhaltung sozialer Standards nicht berücksichtigt werden.

Wie in Kapitel 5.3.1 und Kapitel 6 weiter erläutert, ist eine Ökobilanzierung von einzelnen Lebensmitteln mit erheblichen Problemen belastet und wird in absehbarer Zeit wahrscheinlich nicht zu vertretbaren Kosten belastbare Ergebnisse liefern. In Kapitel 5.3.3 werden die gegenwärtig laufenden Bestrebungen zur Einführung bzw. Umsetzung von Kohlenstoffprofilen in England und Schweden beschrieben.

3 Treibhausgasemissionen in der nationalen und internationalen Berichterstattung

In diesem Kapitel wird der Status Quo der THG-Emissionen aus der Landwirtschaft sowie aus Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf Basis des National Inventory Report (NIR) dargestellt (Abschnitt 3.1). Zum anderen werden Ergebnisse des UGR-Moduls Landwirtschaft und Umwelt herangezogen, um kumulierte Belastungen der Verkaufsprodukte des Agrarsektors abzubilden (Abschnitt 3.2).

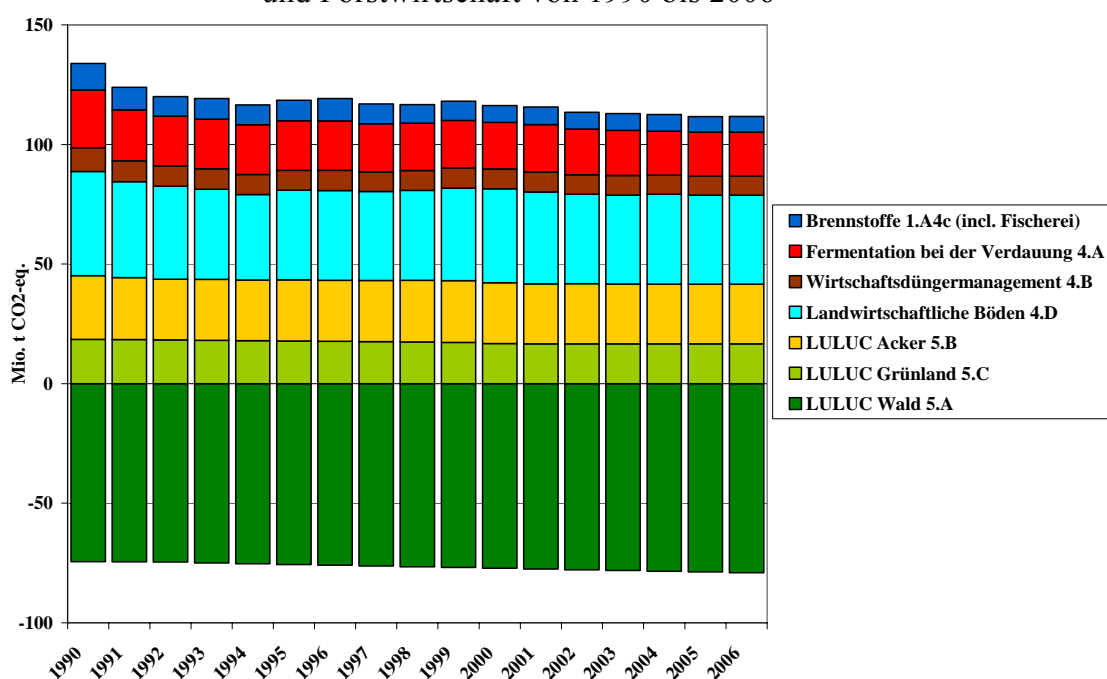
3.1 Entwicklung der THG-Emissionen des Agrarsektors gemäß internationaler Emissionsberichterstattung

Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

Hans-Dieter Haenel, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung

Die folgenden Auswertungen bauen auf Daten des NIR 2008 auf, der im Mai 2008 veröffentlicht wurde, sowie auf die zugehörigen CRF-Tabellen (Common reporting format). In Abbildung 3.1 werden die direkten Emissionen aus der Verbrennung von Treib- und Brennstoffen aus CRF-Kategorie 1, die Emissionen aus CRF-Kategorie 4 (Landwirtschaft) und die Quellen- und Senkenwirkung der Land- und Forstwirtschaft aus CRF 5 (Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft, „LULUC“) in aggregierter Form dargestellt.

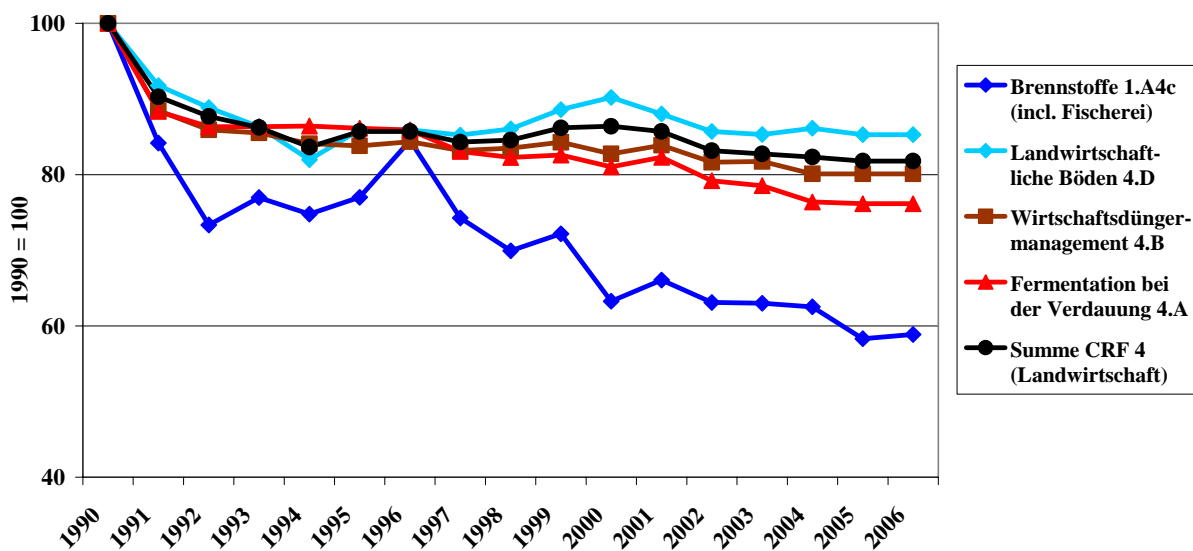
Abbildung 3.1: Entwicklung der Treibhausgasemissionen und Senken in der Land- und Forstwirtschaft von 1990 bis 2006



Quelle: NIR 2008.

Die CO₂-Emissionen aus Brennstoffen, die für Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Fischerei berichtet werden, sind bis zum Jahr 2006 gegenüber 1990 um 40 % auf etwa 6,5 Mio. t CO_{2äq} zurückgegangen (vgl. Abbildung 3.2). Die direkten landwirtschaftlichen Emissionen, die unter CRF 4 berichtet werden, gingen im gleichen Zeitraum um 18 % zurück. Die Freisetzung von Methan aus tierischer Verdauung repräsentiert 29 % der unter CRF 4 berichteten, direkten landwirtschaftlichen Emissionen und betrug im Jahr 2006 ca. 18,34 Mio. t CO_{2äq}. Sie ist vor allem auf die Rinderhaltung zurückzuführen und ging im Zeitraum 1990 - 2006 um 24 % zurück. Emissionen von Methan und Lachgas aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (Dunglagerung) reduzierten sich gegenüber 1990 um 20 % und stellen mit knapp 8 Mio. t CO_{2äq} etwa 13 % der direkten landwirtschaftlichen Emissionen. Lachgasemissionen aus der Düngung landwirtschaftlicher Böden und aus landwirtschaftlichen N-Überschüssen, die ausgewaschen werden oder als gasförmige Verluste zur Erhöhung der N-Deposition beitragen, werden unter CRF 4.D berichtet und machen 59 % aller landwirtschaftlicher Emissionen unter CRF 4 aus (ca. 37 Mio. t CO_{2äq} im Jahr 2006). Sie gingen gegenüber 1990 um 15 % zurück. Die Bindung von Methan in landwirtschaftlichen Böden als Senke wurde mit den Lachgasemissionen unter CRF 4.D verrechnet, sie macht unter 1 % der landwirtschaftlichen Emissionen aus.

Abbildung 3.2: Relative Entwicklung ausgewählter landwirtschaftlicher Emissionen von 1990 bis 2006



Quelle: NIR 2008.

Die unter CRF 5 für Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft berichteten Emissionen stammen zum größten Teil aus der Nutzung von Moorböden als Acker oder Grünland. Lachgasemissionen aus meliorierten Moorböden in Höhe von ca. 5 Mio. t CO_{2äq}, die unter CRF 4.D berichtet werden, kommen zu den durch Melioration und Landnutzung bedingten CO₂-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden noch hinzu. Zusammen emittieren meliorierte und als Acker- oder Grünland genutzte Moorböden etwa 42

Mio. t CO_{2aq}. Diese Emissionen blieben im berichteten Zeitraum weitgehend konstant. Weniger bedeutend sind weitere, unter CRF 5 berichtete Quellen und Senken, wie die Kalkung und Harnstoffdüngung, die eine Freisetzung von CO₂ aus den Düngern nach sich ziehen, und die Umwandlung von Grünland in Ackerland oder umgekehrt, mit entsprechenden Einflüssen auf den Bodenkohlenstoffvorrat.

Die Forstwirtschaft stellt mit 79 Mio. t CO_{2e} (in 2006) eine bedeutende Kohlenstoffsенке dar. Nur ca. 6 % dieser Kohlenstoffbindung ist auf die Schaffung neuer Forstflächen durch Aufforstung zurückzuführen. Demgegenüber ist der Zuwachs an Kohlenstoff im bestehenden Forst durch Zunahme des Holzvorrats der weitaus wichtigere Faktor. Gemäß Artikel 3.3 des Kyoto-Protokolls sind alle Emissionen und Senkenwirkungen aufgrund von Aufforstung und Entwaldung zu berichten. Die Anrechnung der Senkenwirkung von Aufforstungsaktivitäten ist auf einen maximalen Betrag von 9 Mio. t Kohlenstoff pro Jahr und Land begrenzt. In CO₂ ausgedrückt sind dies 33 Mio. t CO₂. Dieser Maximalwert hat in Deutschland aufgrund des geringen Umfangs der Aufforstung keine restriktive Wirkung.

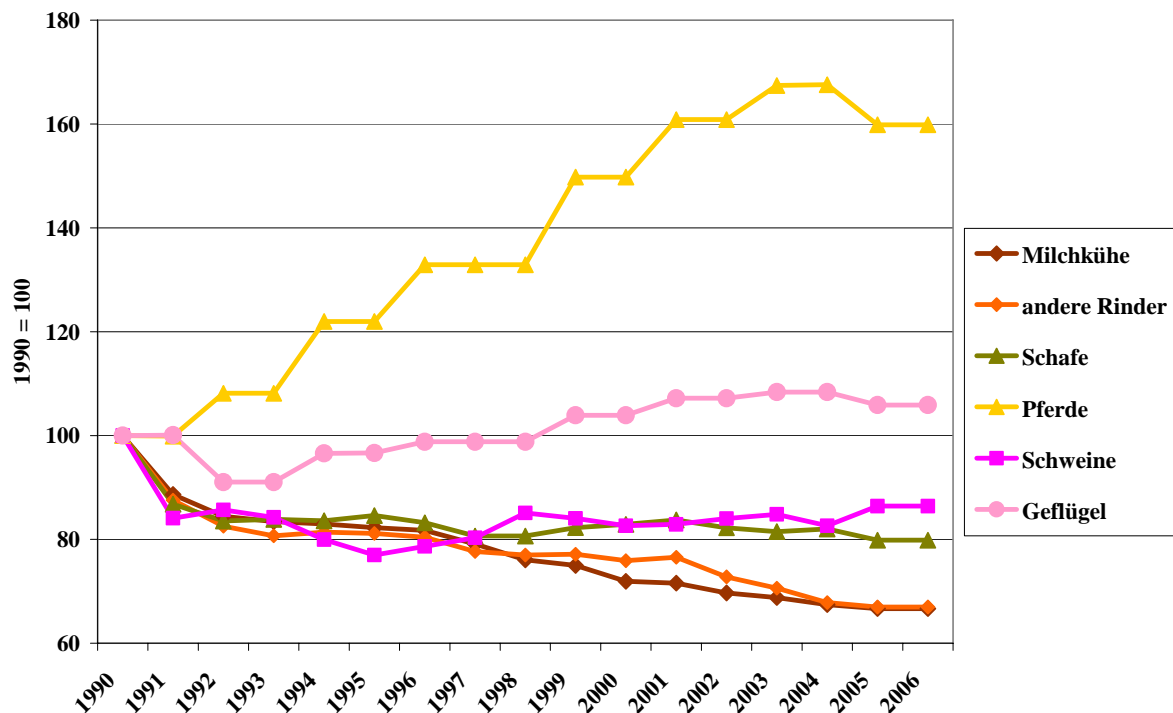
Die Kyoto-Vertragsstaaten mussten sich bis 2006 entscheiden, ob sie Senken aufgrund von Managementmaßnahmen anrechnen wollen (Benndorf, 2005; Cienciala et al., 2006). Deutschland macht für die Waldfläche von der Anrechnungsoption gemäß Art. 3.4 Gebrauch. Bewirtschaftungsmaßnahmen auf bestehenden Acker- und Grünlandflächen, z. B. die Anreicherung von Kohlenstoff durch veränderte Bodenbearbeitung, sowie Begrünung von Ödland stellen in Deutschland in der ersten Verpflichtungsperiode keine anrechenbaren Aktivitäten dar. Gemäß Artikel 3.4 können auch Senkenwirkungen, die durch gezielte Waldbewirtschaftung entstehen, angerechnet werden, jedoch nur bis zu festgelegten Höchstbeträgen gemäß Appendix Z des Kyoto-Protokolls. Der maximal anrechenbare Betrag aus Waldbewirtschaftung beträgt für Deutschland 1,24 Mio. t Kohlenstoff je Jahr, dies entspricht 4,54 Mio. t CO₂. Der größte Teil des Senkenzuwachses ist somit nicht auf die Ziele des Kyoto-Protokolls anrechenbar.

Als Hauptquellgruppen werden solche Quellen bezeichnet, die von Höhe, Trend oder aufgrund besonderer Unsicherheit einen bedeutenden Einfluss auf die Treibhausgasinventare haben. Nach der Höhe der Emissionen definierte Hauptquellgruppen summieren sich auf 95 % der gesamten berichteten CO_{2e}-Emissionen. Als Hauptquellgruppen werden im NIR 2008 u. a. die CO₂-Emissionen aus Brennstoffen nach CRF 1A4c, die Methanemissionen aus der Verdauung der Milchkühe (CRF 4A1a) und anderer Rinder (CRF 4A1b), direkte und indirekte Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden (CRF 4D1 und 4D3) sowie aus CRF 5 (Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft) die Bereiche Forst, Acker und Grünland (CRF 5A, 5B und 5C). Hauptquellgruppen müssen in den Inventaren mit höherer Genauigkeit kalkuliert werden. Bezüglich der Unsicherheiten der Inventare sticht vor allem die Lachgasemission aus landwirtschaftlichen Böden als bedeutendste einzelne Unsicherheitsquelle, bezogen auf das gesamte deutsche THG-Inventar hervor. Unsicherheiten bestehen aber auch bei der Ermittlung der landnutzungsbedingten

Emissionen aus der Acker- und Grünlandbewirtschaftung, insbesondere auf Moorstandorten. In diesen Bereichen besteht besonderer Forschungsbedarf.

In den Abbildungen 3.3 und 3.4 werden Aktivitäten und ihre Entwicklung im Zeitablauf vorgestellt, die zu den dargestellten Emissionsrückgängen beigetragen haben. Von zentraler Bedeutung ist die Entwicklung der Tierbestände deswegen, weil sie einen starken Einfluss auf alle drei wichtigen Emissionsarten in CRF-Kategorie 4 (Landwirtschaft) hat, nämlich Verdauung, Wirtschaftsdüngermanagement sowie Lachgasemissionen aus der N-Düngung. Die Bestände der Rinder, Schweine und Schafe haben nach der deutschen Wiedervereinigung vor allem aufgrund der Strukturveränderungen in den neuen Bundesländern deutlich abgenommen (Abb. 3.3). Während sich der Trend bei Schweinen und Schafen seit Mitte der 90er Jahre wieder stabilisiert hat, ist die Rinderzahl weiter zurückgegangen. Grund hierfür ist die Begrenzung der Milchproduktion durch die Milchquotenregelung der Europäischen Agrarpolitik, die bei gleichzeitig ansteigenden Milchleistungen pro Kuh und Jahr zu weiter abnehmenden Rinderbeständen geführt hat. Nur bei den für die Emissionen weniger bedeutenden Tierkategorien Pferde und Geflügel gab es Zunahmen.

Abbildung 3.3: Relative Entwicklung der Tierbestände 1990 bis 2006

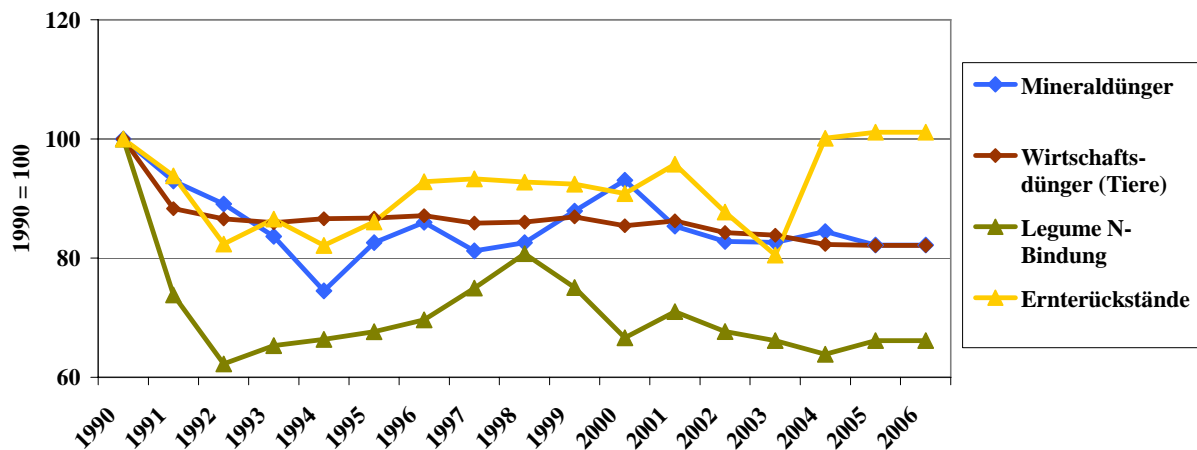


Quelle: NIR 2008.

In Abbildung 3.4 wird die Entwicklung der N-Zufuhr auf landwirtschaftlichen Böden dargestellt, die Treiber für die bedeutendste Quelle in der CRF-Kategorie 4 (Landwirtschaft), den direkten und indirekten Lachgasemissionen, ist. Mineraldünger und Wirtschaftsdünger

aus tierischen Ausscheidungen repräsentieren fast 90 % der N-Zufuhr und sind im Jahr 2006 gegenüber 1990 um fast 20 % zurückgegangen.

Abbildung 3.4: Relative Entwicklung der Stickstoffzufuhr in landwirtschaftliche Böden 1990 bis 2006



Quelle: NIR 2008.

Bezüglich der künftigen Entwicklung der direkten Emissionen aus der Landwirtschaft bestehen Unsicherheiten. Ein bedeutender Faktor ist die künftige Entwicklung der Tierbestände, insbesondere des Rinderbestands. Zwar ist zu erwarten, dass die Milchleistung der Kühe weiterhin steigen wird, die beschlossenen und geplanten Aufstockungen der Milchquote und die für das Jahr 2015 zu erwartende Aufhebung der Quotenregelung können den Trend zum weiteren Rinderbestandsabbau jedoch bremsen oder sogar umkehren. Die derzeit zu beobachtenden, starken Preisänderungen sowohl für Vorleistungen wie Dünger und Futtermittel als auch für Agrargüter können zu Anpassungen der speziellen Intensität innerhalb der einzelnen Produktionsverfahren führen, z. B. der Höhe der Düngung im Getreidebau, und haben Einfluss auf die relative Wettbewerbsfähigkeit der Produktionsalternativen. Beispiele für weitere Bestimmungsgrößen sind die Entwicklung der Produktion von Biomasse als erneuerbarer Energieträger, die aktuelle Aussetzung der obligatorischen Flächenstilllegung und deren zu erwartende, endgültige Aufhebung sowie die seit 2005 verstärkt stattfindende Umwandlung von Grünland in Ackerland. Für die Erstellung von Prognosen unter Einbeziehung bereits umgesetzter Emissions-Minderungsstrategien besteht noch Forschungsbedarf.

3.2 Analyse von THG-Emissionen in den umweltökonomischen Gesamtrechnungen

Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

Im Berichtsmodul ‚Landwirtschaft und Umwelt‘ wird der deutsche Agrarsektor nach Methoden der Umweltgesamtrechnungen disaggregiert dargestellt. Dabei erfolgt eine Zuordnung direkter THG-Emissionen zu den landwirtschaftlichen Produktionsverfahren. Die Input-/Output-Analyse ermöglicht eine disaggregierte Abbildung der Vorleistungsverwendungen aus vorgelagerten Sektoren (intersektorale Vorleistungsverflechtung) und aus dem Agrarsektor selbst (intrasektorale Vorleistungsverflechtung, z. B. Futtermittel, Jungtiere und Wirtschaftsdünger). Gemäß CRF 4 zu berichtende, direkte Emissionen aus der Landwirtschaft werden in den UGR in Konsistenz zum NIR kalkuliert.

Die Emissionen aus der Auflösung von Bodenkohlenstoff nach CRF 5 werden derzeit nicht den einzelnen Produktionsverfahren zugeordnet. Einerseits fehlen die Daten für eine genaue Zuschreibung dieser Emissionen zu Produktionsverfahren, beispielsweise bezüglich der ackerbaulichen Nutzung von Niedermooren nach Kulturarten. Andererseits handelt es sich bei der Meliorierung und ackerbaulichen Nutzung von Mooren um eine Frage der Landnutzung und nicht des spezifischen Produktionsverfahrens, denn THG-Emissionen aus dem Abbau der Humussubstanz der Moorbodens treten bei Melioration und ackerbaulicher Nutzung weitgehend unabhängig von der Kulturart auf. Die Melioration erschließt zusätzliche Ackerfläche, ist aber nicht produktspezifisch, so dass eine Berücksichtigung dieser Emissionen über die Belastung der gesamten Ackerfläche eines betrachteten Territoriums erfolgen könnte.

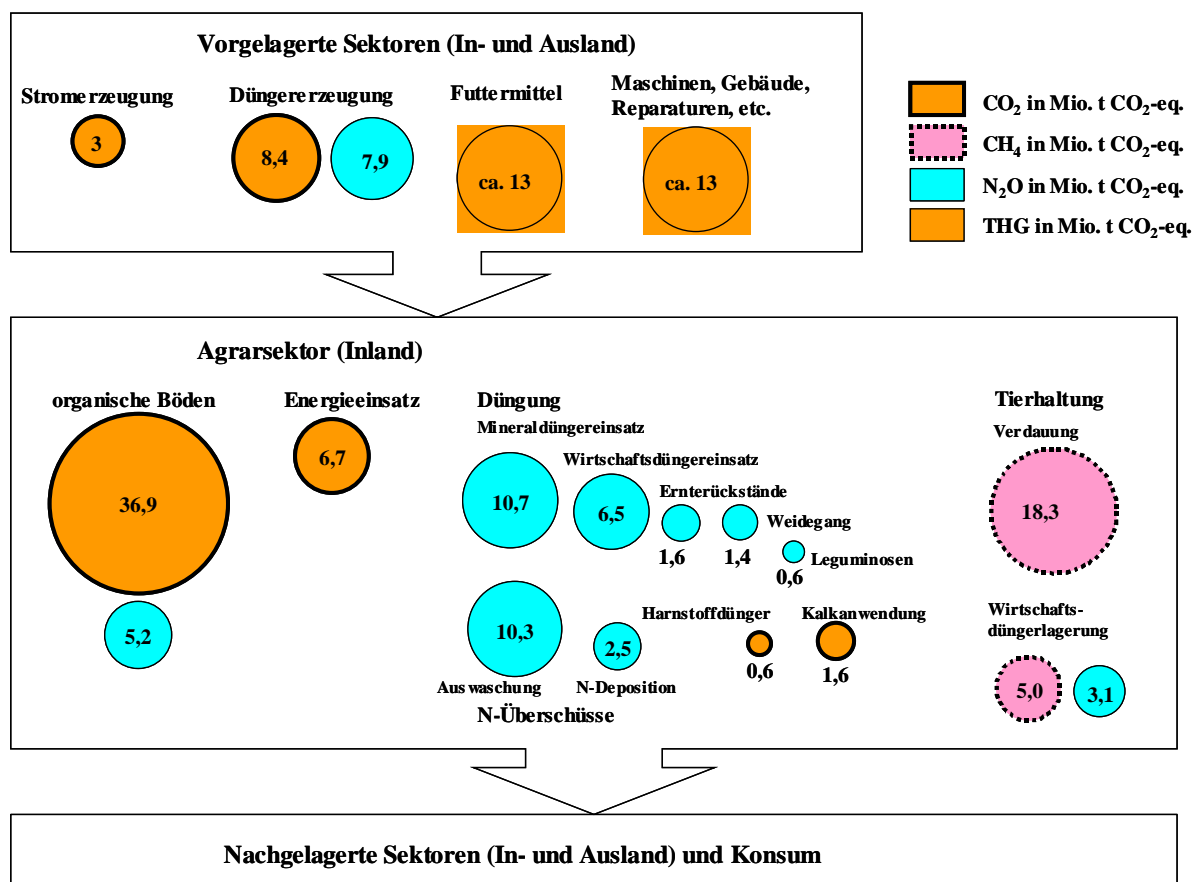
Für die Berücksichtigung von Emissionen, die bei der Produktion und Bereitstellung von Vorleistungen im vorgelagerten Bereich entstehen, werden unterschiedliche Datenquellen herangezogen. Die UGR liefern stark aggregierte Werte für volkswirtschaftliche Sektoren, und eine weitere Disaggregation nach einzelnen Produktionslinien befindet sich noch in der Entwicklung. Für Dünge- und Pflanzenschutzmittel wird deshalb auf Daten von Patyk und Reinhard (1999) zurückgegriffen, die mit Hilfe von LCA-Ansätzen ermittelt wurden. Für Abschreibungen auf Bauten und Maschinen, für Reparaturen und andere Vorleistungen wurden mit Hilfe von Werten der UGR von 2007 (DESTATIS, 2007a) sowie Daten der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (DESTATIS 2007b) Schätzwerte für die TGH-Emissionen je Euro berechnet.

Bei der Berechnung kumulierter Emissionen wurden für die im Folgenden dargestellten Berechnungen Vorleistungen aus dem In- und Ausland gleichermaßen berücksichtigt. Mangels detaillierter Belastungswerte werden importierte Güter wie solche aus inländischer Produktion gebucht. Dies entspricht einer vorsichtigen Schätzung, da importierte Güter je nach Produktionstechnik und Transportaufwand stärker mit THG-Emissionen belastet sein können. Als wichtigste Vorleistungsimporte sind der Stickstoff-Mineraldünger und proteinreiche Futtermittel zu nennen. So wurden vom gesamten in Deutschland verbrauchten Stickstoff-Mineraldünger im Wirtschaftsjahr 2006/2007 56 % importiert, wobei 22 % aus osteuropäischen Staaten mit vergleichsweise weniger effizienten Produktionsmethoden stammt (Brentrup und Küsters, 2008). Die Versorgung mit pro-

teinreichen Futtermitteln (Ölkuchen und –schrote, Nebenprodukte der Maisverarbeitung) aus Importen lag im Zeitraum von 2000 bis 2005 bei ca. 60 % (BMELV, 2007). Die Emissionen aus der Produktion von Stickstoff-Mineraldünger und Eiweißfuttermitteln fallen somit nicht allein in Deutschland an. Mit Hilfe der UGR können solche Emissionen aus der Vorkette, die im Nationalen Inventarbericht nicht auftauchen, abgeschätzt und Produktionsverwendungen zugeordnet werden.

In Abbildung 3.5 werden direkte Emissionen des Agrarsektors und aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Beziehung zu geschätzten Emissionen in der Vorkette gesetzt.

Abbildung 3.5: Treibhausgasemissionen im Agrarsektor und im vorgelagerten Bereich im Jahr 2005 (vorgelagerter Bereich geschätzt)



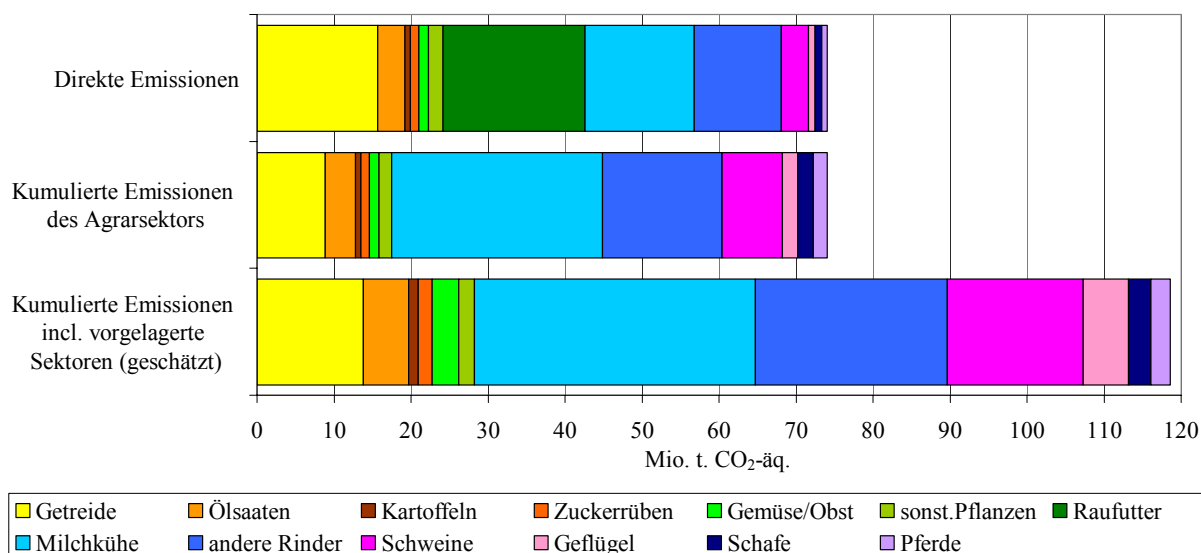
Quelle: NIR 2008, UGR-Projekt am Institut LR.

Den Abschätzungen zufolge fallen durch Emissionen aus der Vorkette über 40 Mio. t CO₂äq an. Die bedeutendsten Einzelpositionen sind dabei die Stickstoffdüngerproduktion, Futtermittel sowie Gebäude-, Maschinen- und Anlageninvestitionen.

Zur Abschätzung der Emissionen nach Verkaufsprodukten des Agrarsektors müssen alle durch Vorleistungseinsatz bedingten Emissionen dem Endprodukt angelastet werden. Dies

betrifft sowohl die Produktionsmittel aus anderen Sektoren wie auch intralandschaftliche Vorleistungen. Die Abbildung 3.6 zeigt ein vorläufiges Ergebnis zur Belastungssituation der Agrarproduktion Deutschlands im Jahr 1999 in CO₂-Äquivalenten. Der oberste Balken stellt die Aufteilung der direkten Emissionen gemäß nationaler Berichterstattung auf die verursachenden Produktionsverfahren dar. Nach Umbuchung aller intra-sektoralen Vorleistungen (im deutschen Agrarsektor erzeugtes Futter, Jungtiere, Wirtschaftsdünger) auf die belieferten Produktionsverfahren, die Verkaufsprodukte an den Markt liefern, lassen sich die kumulierten Emissionen des Agrarsektors ausweisen.

Abbildung 3.6: Aufteilung der direkten Treibhausgasemission des deutschen Agrarsektors im Jahr 1999 nach Produktionsverfahren sowie Darstellung kumulierter Emissionen unter Berücksichtigung intra- und intersektoraler Vorleistungen *)

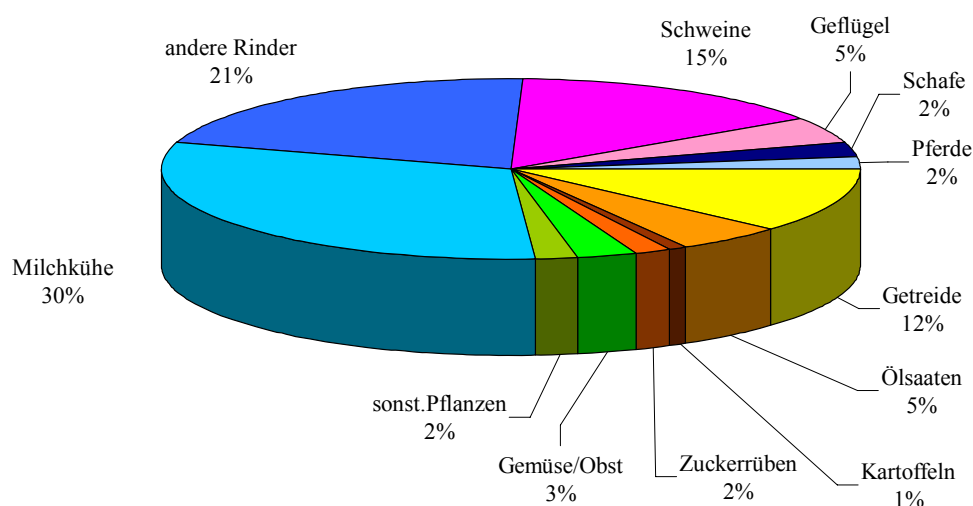


*) in CO₂-Äquivalenten, ohne CRF 5 (Landnutzung), außersektorale Vorleistungen incl. Importe geschätzt.
Quelle: UGR-Projekt am Institut LR.

Haupteffekt der Umbuchung ist die Belastung der Tierhaltung mit Emissionen der Futtermittelproduktion im Agrarsektor. Deutlich wird dies am Beispiel des Raufutters (Silomais, Futter vom Grünland und sonstigem Feldfutterbau), das innerhalb des Agrarsektors verwertet wird. Die Emissionen aus der Raufutterproduktion werden durch die Allokation auf Basis der Input-/Output-Tabellen der Rinder-, Schaf- und Pferdehaltung angelastet. Auf die Tierproduktion entfallen nach dieser Umbuchung etwa 75 % der Emissionen aus dem deutschen Agrarsektor, während bei Darstellung der direkten Emissionen der Anteil nur bei 43 % liegt. Dieses Beispiel unterstreicht die Relevanz der kumulierten Darstellung von THG-Emissionen.

Der unterste Balken weist eine Schätzung der kumulierten Emissionen des Agrarsektors einschließlich intersektoraler Vorleistungen aus, einschließlich der Emissionsbelastungen von Importen aus dem Ausland. Diese Berechnung baut auf die kumulierten intralandschaftlichen Emissionen auf. Die betrachteten Emissionen steigen auf knapp 120 Mio. t CO₂äq. Die Pflanzenproduktion wird nun mit Emissionen aus der Bereitstellung von Mineraldüngern und Maschinen belastet, die Tierproduktion mit solchen aus Importfuttermitteln und Bauleistungen. Die Aufteilung des untersten Balkens aus Abbildung 3.6 wird in Abbildung 3.7 noch einmal als Kreisdiagramm dargestellt. Es wird deutlich, dass Milchkühe allen etwa 30 % der kumulierten Emissionen aus dem deutschen Agrarsektor und seinen Vorleistungen repräsentieren, andere Rinder und Schweine sowie Geflügel stellen jeweils weitere 20 %. Auf die Herstellung pflanzlicher Marktprodukte gehen ca. 25 % der kumulierten Emissionen zurück, wobei Getreide und Ölsaaten aufgrund des hohen Flächenanteils und der hohen Produktionsmengen dominieren.

Abbildung 3.7: Aufteilung der direkten und indirekten Treibhausgasemission des Agrarsektors im Jahr 1999 nach Produktionsverfahren^{*)}



^{*)} in CO₂-Äquivalenten, ohne CRF 5 (Landnutzung), außersektorale Vorleistungen incl. Importe geschätzt.
Quelle: UGR-Projekt am Institut LR.

Die Aggregate Fleisch und pflanzliche Produkte können in der Ergebnisdarstellung weiter disaggregiert werden, so dass zukünftige Auswertungen differenziert nach einzelnen Rohprodukten für die menschliche Ernährung und für die Verwendung als erneuerbarer Energieträger erfolgen können. Die Angaben können anschließend auch als CO₂-Äquivalente je Kilogramm Endprodukt berechnet werden. Das Statistische Bundesamt arbeitet derzeit an einer Disaggregation des Lebensmittelsektors, so dass zukünftig nicht nur über den Agrarsektor sektorale Rahmendaten vorliegen werden, sondern auch über dessen nachgelagerte Bereiche, bis hin zum Verbrauch. An diesen Arbeiten ist das vTI-Institut für Ländliche Räume über eine Kooperationsvereinbarung mit DESTATIS beteiligt.

Von einer Darstellung kumulierter THG-Emissionen je Kilogramm Endprodukt des Agrarsektors wird hier abgesehen. Die Endprodukte des Agrarsektors unterscheiden sich stark hinsichtlich Trockenmasse, wertgebenden Inhaltsstoffen und Verbrauchernachfrage. Ein Bezug von THG-Emissionen auf die Masse des Endprodukts kann als Indikator für Vergleiche zwischen alternativen Verfahren zur Bereitstellung gleicher Produkte herangezogen werden. Ein Vergleich zwischen verschiedenen Produkten sollte dagegen nicht nach Emissionen je Kilogramm Produkt erfolgen. Einen Ansatz für Vergleiche mit verschiedenen Agrarprodukten stellt die Analyse alternativer Ernährungsweisen dar, unter Berücksichtigung ernährungsphysiologischer Kriterien und beobachtetem Verbraucherverhalten (siehe Abschnitt 5.3.1).

Die UGR weist 11,1 Mio. t CO_{2äq} als direkte THG-Emissionen der Herstellung von Nahrungs- und Futtermitteln sowie Getränken für das Jahr 2004 aus. In der Darstellung der kumulierten Treibhausgas-Emissionen unter Berücksichtigung der Vorleistungen aus dem In- und Ausland im Jahr 2004 werden für den deutschen Agrar- und Ernährungssektor 160 Mio. t CO_{2äq} ausgewiesen (DESTATIS, 2007a). Hierbei werden auch importierte und in Deutschland weiterverarbeitete Nahrungsgüter berücksichtigt. Von dem Gesamtwert von 160 Mio. t werden 30 Mio. t CO_{2äq} Exporten aus Deutschland in andere Länder zugeordnet, wobei weiterverarbeitete Nahrungsgütern gegenüber Agrarprodukten den weitaus größeren Anteil ausmachen. Für eine Kalkulation der Emissionen, die bei Versorgung der deutschen Haushalte mit Nahrungsmitteln anfallen, fehlen noch die anteiligen Emissionen aus dem Groß- und Einzelhandel, dem Gaststättengewerbe, der Verpackungs- und Abfallwirtschaft und den Aufwendungen der Haushalte für die Nahrungszubereitung. Diese Größen können derzeit auf Grundlage der UGR-Daten nicht disaggregiert ausgewiesen werden. Der Belastung von Endprodukten auf der Einzelhandelsstufe bis hin zum Privathaushalt wird im folgenden Kapitel nachgegangen.

4 Auf den Nahrungskonsum zurückzuführende THG-Emissionen

Dr. Hiltrud Nieberg, Institut für Betriebswirtschaft

Die Recherche und Auswertung der Teilanalysen über die Klimawirkungen von Lebensmittelverarbeitung und Distribution fällt in erster Linie in das Aufgabengebiet des Max Rubner-Instituts. Da dieser Bereich zur Einordnung der verschiedenen Ursachen für THG-Emissionen im gesamten Ernährungsbereich und die darauf aufbauende Politikanalyse von großer Bedeutung ist, hat das Institut für Betriebswirtschaft eine Literaturrecherche und –auswertung zum Thema „Ernährung und Klimawandel“ durchgeführt.

4.1 Bedeutung des Ernährungsbereichs

Die Freisetzung von Treibhausgasen erfolgt aus unterschiedlichen Quellen¹ und lässt sich mit Hilfe diverser Analyseverfahren (Stoffstromanalysen, Input-Output-Analysen, etc.) für einzelne Produkte, Dienstleistungen und Produktgruppen sowie gesellschaftliche Aktivitäten ermitteln. Die Zuordnung der Treibhausgasemissionen zu den verschiedenen Aktivitäten des Menschen ermöglicht das Erkennen wichtiger Handlungsfelder für einen umweltgerechten Konsum.

Der Anteil des Ernährungsbereichs am Primärenergieverbrauch gibt erste Hinweise über die Klimarelevanz der Ernährung. Den Berechnungen von Weber und Fahl (1993) zufolge sind die Bereiche Wohnen (Raumheizung, Licht etc.), Ernährung (Nahrungsmittelherstellung, -zubereitung etc.) und Freizeit für knapp 70 % des Primärenergieverbrauchs in Deutschland verantwortlich. An erster Stelle steht der Bereich Wohnen mit 32 %, gefolgt von den Bereichen Ernährung mit 20 % und Freizeit mit 17 %. Rose (2007) ermittelte mit Hilfe der von Taylor (2000) und Quack & Rüdener (2004) berechneten Daten für den Bereich Ernährung nur einen Anteil am Primärenergieverbrauch von etwa 10 %.² Ergebnisse aus anderen europäischen Ländern zeigen ähnliche Tendenzen. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass in diesen Studien lediglich der direkte und indirekte Energieverbrauch von Haushalten betrachtet wird und die Energieaufwendungen nicht auf den gesamten staatli-

¹ Entsprechend den Angaben des Umweltbundesamtes (2008) ist im Jahr 2006 der Verbrauch von fossiler Energie, etwa in Kraftwerken oder im Verkehr, mit 81,5 % die bei weitem bedeutendste Quelle von Treibhausgasemissionen. Darauf folgen mit 10,8 % die Industrieprozesse und mit 6,3 % die Landwirtschaft.

² Der niedrigere Prozentsatz ist möglicherweise Folge einer unterschiedlichen Bezugsgröße. Rose (2007) bezieht die von Taylor (2000) und Quack & Rüdener (2004) ermittelten Energieverbrauchsdaten von Personen bzw. Haushalten auf den bundesdeutschen Primärenergieverbrauch (Territorialprinzip, d.h. keine Verrechnung von Im- und Exporten und den damit verbundenen Energieflüssen), während Weber und Fahl (1993) in ihrer energetischen Input-Output-Analyse Im- und Exporte berücksichtigen.

chen Primärenergieverbrauch bezogen wurden. Vringer und Blok (1995) ermittelten für die Kategorie Lebensmittel einen Anteil von 17 % und Biesot et al. (1995) einen Anteil von 20 % am gesamten Primärenergieverbrauch der niederländischen Haushalte. Im Rahmen einer EU-Studie wurde von Reinders et al. (2003) für die Kategorie Lebensmittel und Getränke im Durchschnitt verschiedener EU-Mitgliedstaaten ein Anteil von 18 % am gesamten Primärenergieverbrauch der Haushalte berechnet. Knoepfel (1995, zit. in Jungbluth 1998) errechnete für die Schweiz den Anteil der Nahrung (inkl. Zubereitung) mit mehreren Methoden und kam hierbei auf einen Anteil von 12 bis 15%.

Tabelle 4.1: Anteil des Bereichs Ernährung am Primärenergieverbrauch und den Treibhausgasemissionen in Deutschland

Primärenergieverbrauch	Treibhausgasemissionen	Quelle	Bezugsjahr	Analyseinstrument
20 %	k.A.	Weber & Fahl (1993), IER, Universität Stuttgart	1988	Energetische Input-Output-Analyse
k.A.	16,3 %	Wiegmann et al. (2005), Öko-Institut	2000	Stoffstromanalyse
k.A.	21,8 %	Kramer et al. (1994), im Auftrag der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre"	1991	Prozesskettenanalyse
9,8 %	13,5 %	Taylor (2000), Universität Gießen, Anteilsberechnung durch Rose (2007)	1996	Ökobilanz u.a.
9,6 %	17,6 %	Quack & Rüdener (2004), Öko-Institut, Anteilsberechnung durch Rose (2007)	2001	Stoffstromanalyse

Quelle: Rose (2007), verändert.

Auch die Ergebnisse zu den Treibhausgasemissionen variieren stark. So reichen die ermittelten Anteile der Treibhausgasemissionen in Deutschland, die dem Bereich Ernährung zugeordnet werden, von 13,5 % bis hin zu knapp 22 % (vgl. Tabelle 4.1). Schätzungen von Garnett (2007) zufolge sind in Großbritannien etwa 18 % der Treibhausgasemissionen dem Ernährungsbereich zuzuschreiben. Nijdam & Wilting (2003) ermittelten für die Niederlande einen Anteil von 22 % und Eder & Delgado (2006) für die EU-25 sogar einen Anteil von 31 %.

Die Gründe für die Ergebnisunterschiede sind vielfältig (vgl. hierzu auch Rose 2007 sowie Eder & Delgado 2006). Von Bedeutung sind vor allem folgende Aspekte:

- Unterschiedlicher zeitlicher Bezug: dadurch Daten aus unterschiedlichen Jahren, geänderte Faktoren zur Berechnung der Treibhausgasemissionen, veränderte Verzehrsgewohnheiten, strukturelle und produktionstechnische Änderungen in der Landwirtschaft.
- Unterschiedliche Datengrundlagen (Statistiken, Erhebungen etc.).
- Unterschiede in der Art der Bilanzierung: unterschiedliche Analyseverfahren (Input-Output-Analyse, Stoffstromanalyse etc.).
- Unterschiedlicher Detaillierungsgrad: Taylor (2000) beispielsweise bilanziert den Bereich der Südfrüchte nur mit einer Obstart.
- Unterschiedliche Zuordnung von Gütern und Aktivitäten zu den verschiedenen Bedürfniskategorien (Ernährung, Wohnen etc.).
- Unterschiedlich gesetzte Systemgrenzen (Einbeziehung unterschiedlicher Aktivitäten zum Bereich Ernährung; unterschiedliche Berücksichtigung von Importen und Exporten³).

Zwischenfazit: Trotz der Ergebnisvarianzen lässt sich zusammenfassend festhalten, dass der Bereich Ernährung nach dem Bereich Wohnen einen bedeutenden Anteil an den Treibhausgasemissionen hat. Demnach steckt im Verbraucherbereich ein erhebliches Emissionsminderungspotential.

4.2 Bedeutung der verschiedenen Segmente innerhalb des Bereichs Ernährung

An dieser Stelle stellt sich nun die Frage, welche Teilbereiche im Bedürfnisfeld Ernährung für die Treibhausgasemissionen von besonderer Bedeutung sind. In den Tabellen 4.2 bis 4.5 sind die Ergebnisse verschiedener Studien zusammengefasst. Aufgrund unterschiedlich gesetzter Systemgrenzen und unterschiedlicher Segmentierung der Teilbereiche sowie Zuordnung der verschiedenen Aktivitäten etc. (siehe oben) sind die Studien nicht direkt vergleichbar.

³ So wird bei einigen Berechnungen nur der Energieverbrauch berücksichtigt, der im eigenen Land stattgefunden hat. Bei einer Tomate aus Italien beispielsweise verbleiben die Energieaufwendungen durch Produktion, Verarbeitung und inneritalienischen Transport in der italienischen Energiebilanz. In die deutsche Bilanz gehen nur der innerdeutsche Transport, die Kühlung und die Zubereitung ein.

Dennoch lassen sich wichtige Tendenzen erkennen:

- Der Teilbereich Lebensmittelproduktion/Lebensmittelbereitstellung trägt am meisten zu den Treibhausgasemissionen bei (45-75%) und hier vor allem zum weit überwiegenderen Teil der Bereich der Tierproduktion.
- An zweiter Stelle folgt die „Haushaltsphase“ mit einem ebenfalls recht hohen Anteil (20-40%). Von Bedeutung ist hier der Energieverbrauch durch die Mahlzeitenzubereitung, Lebensmittellagerung und Raumwärme.
- Die Bereiche Verarbeitung, Handel/Distribution und Verpackung verzeichnen dagegen deutlich niedrigere Anteile (4 - 14 %).

Tabelle 4.2: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Kramer et al. (1994)

Teilbereich	Treibhausgasemissionen	
	Mio. t CO ₂ -Äq/a	%
Landwirtschaft	135,0	51,9
- Tierproduktion	115,0	44,2
- Pflanzenproduktion	20,0	7,7
Verarbeitung (Nahrungsmittelgewerbe, Handwerk)	15,0	5,8
Handel	35,0	13,5
- Verpackung	13,4	5,2
- Gütertransporte	10,1	3,9
- Gebäudeunterhaltung, Lagerhaltung	11,5	4,4
Verbraucher	75,0	28,8
- Heizen Küchen- und Essraum	24,0	9,2
- Kühlgeräte	15,0	5,8
- Gastgewerbe	10,0	3,8
- Lebensmitteleinkauf	9,0	3,5
- Erhitzen	8,0	3,1
- Spülen	8,0	3,1
- Essenfahren	1,0	0,4
Gesamt	260,0	100

Quelle: Rose (2007).

Tabelle 4.3: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Taylor (2000)

Teilbereich	Treibhausgas-Emissionen	
	Mio. t CO ₂ -Äq/a	%
Verbrauchte Lebensmittel	94,9	65,3
- Tierische Erzeugnisse	62,2	42,8
- Pflanzliche Erzeugnisse	32,7	22,5
Stickstoff-Austrag	8,7	6,0
Verpackung	6,0	4,1
Transport	8,6	5,9
- LKW	6,5	4,5
- Überseeschiff	1,7	1,2
- Binnenschiff	0,3	0,2
- Zug	0,1	< 0,1
Haushaltsphase	27,3	18,8
- Gefriergerät	8,4	5,8
- Kühlschrank	7,7	5,3
- Elektroherd	7,0	4,8
- Lebensmitteleinkauf	4,2	2,9
Gesamt	145,5	100

Quelle: Rose (2007).

Tabelle 4.4: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Quack und Rüdener (2004)

Teilbereich	Treibhausgasemissionen	
	Mio. t CO ₂ -Äq/a	%
Lebensmittelbereitstellung	135,3	74,7
Verpackung	11,0	6,1
- Verpackungen Lebensmittel	9,2	5,1
- Verpackungen Küchengeräte	1,8	1,0
Haushaltsphase	34,8	19,2
- Gefriergerät	10,5	5,8
- Kühlschrank	8,7	4,8
- Herd	8,5	4,7
- Geschirrspüler	7,1	3,9
Gesamt	181,1	100

Quelle: Rose (2007).

Tabelle 4.5: Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung nach Wiegmann et al. (2005)

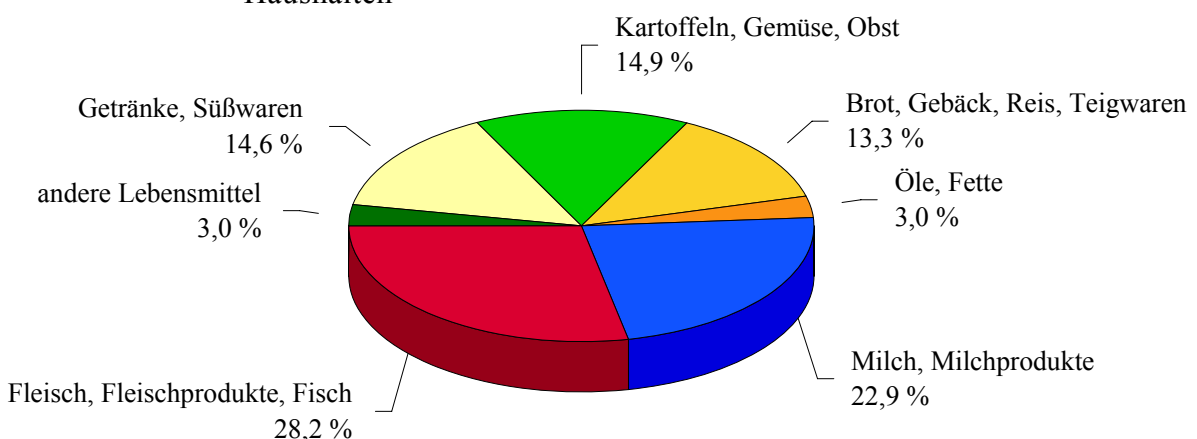
Teilbereich		%	
Lebensmittelproduktion	IHV ¹⁾	40	} 45 %
	AHV ²⁾	5	
Elektrische Geräte	IHV	25	} 52 %
Raumwärme	IHV	12	
Raumwärme, Lagerung, Zubereitung	AHV	15	
Personentransport	AHV	2	
Einkaufsfahrten	IHV	1	

1) Inner-Haus-Verzehr.

2) Außer-Haus-Verzehr.

Quelle: Wiegmann et al. (2005).

Werden die Treibhausgasemissionen aller Stufen (von der Produktion bis zum Verzehr) den einzelnen Produktgruppen zugeordnet, so zeigt sich beispielsweise für die Niederlande (vgl. Abbildung 4.1), dass der höchste Anteil der Treibhausgasemissionen dem Konsum von Fleisch und Fleischprodukten sowie Fisch zuzuschreiben ist (28,2 %). Knapp dahinter mit 22,9 % liegt der Verzehr von Milch und Milchprodukten.

Abbildung 4.1: Anteil der verschiedenen Lebensmittelkategorien an den Treibhausgasemissionen des Nahrungsmittelverbrauchs von niederländischen Haushalten

Quelle: Kramer et al. (1999).

Da nicht nur die Höhe der Treibhausgasemissionen, sondern auch die Anteile der verschiedenen Lebenswegabschnitte an den Treibhausgasemissionen je nach Produkt stark variieren, werden im folgenden Kapitel die Treibhausgasemissionen für verschiedene Lebensmittel/Lebensmittelgruppen genauer unter die Lupe genommen.

4.3 Treibhausgasemissionen verschiedener Lebensmittel

Wie aus Tabelle 4.6 ersichtlich wird, gibt es zwischen den einzelnen Lebensmittel deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Klimarelevanz.

Tabelle 4.6: Klimabilanz für verschiedene Lebensmittel

Lebensmittel	CO ₂ -Äquivalente in g/kg Produkt	
<i>Fritsche & Eberle (2007):</i>		
Fleisch	Rind	13.311
	Rind, tiefgekühlt	14.341
	Geflügel	3.508
	Geflügel, tiefgekühlt	4.538
	Schwein	3.252
	Schwein, tiefgekühlt	4.282
Milch/Milchprodukte	Butter	23.794
	Käse	8.512
	Sahne	7.631
	Quark, Frischkäse	1.929
	Joghurt	1.231
	Milch	940
Eier	Eier	1.931
Kartoffeln	Pommes-frites	5.728
	trocken	3.776
	frisch	199
Back- und Teigwaren	Feinbackwaren	938
	Teigwaren	919
	Mischbrot	768
	Brötchen, Weißbrot	661
Gemüse	Konserven	511
	Tiefkühlware	415
	frisch	153
	Tomaten, frisch	339
<i>Jungbluth (2000), zitiert in Koerber & Kretschmer (2007):</i>		
Bohnen	Treibhaus, beheizt	6.360
	Freiland	220
Kopfsalat	Treibhaus, beheizt	4.450
	Freiland	140
Gurken	Treibhaus, beheizt	2.300
	Freiland	170
Tomaten	Treibhaus, beheizt	880
	Freiland	110

Quelle: Eigene Darstellung nach Fritsche & Eberle (2007) sowie Koerber & Kretschmer (2007).

Die Höhe der Treibhausgasemissionen, die den einzelnen Lebensmitteln angerechnet werden, hängt vor allem ab von

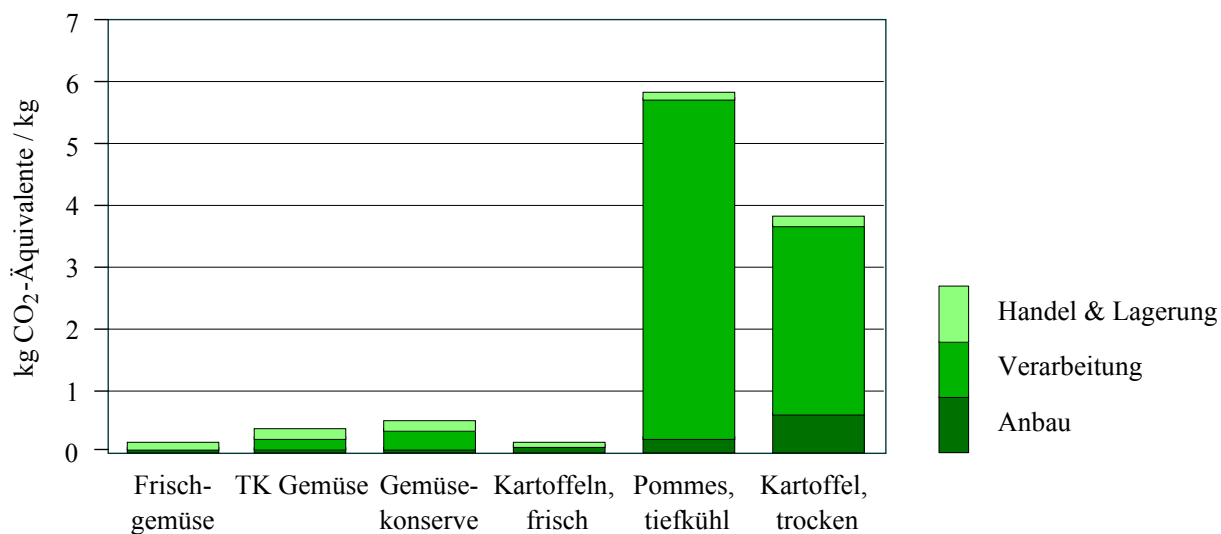
- *der Art des jeweiligen Lebensmittels* (z.B. Fleisch, Reis, Gemüse etc.). Von den un-
verarbeiteten Produkten weisen die tierischen Produkte und darunter vor allem Rind-
fleisch die ungünstigste Klimabilanz auf. Die Treibhausgasemissionen von Kartoffeln
und Gemüse (frisch) sind 10- bis über 50-fach niedriger als bei den Fleischprodukten.
- *der Produktionsweise* (z.B. Freiland vs. Gewächshaus, öko vs. konventionell). Gemü-
se, welches im Treibhaus angebaut wird, verursacht bis zu 30-mal so hohe Treibhaus-
gasemissionen wie die Freilandproduktion.
In mehreren Studien wird der ökologischen Produktion eine günstigere Klimabilanz
bescheinigt (vgl. z.B. Fritsche & Eberle 2007, Taylor 2000). Flächenbezogen weist
der ökologische Landbau günstigere Klimabilanzen auf als der konventionelle Land-
bau. Produktbezogen werden vergleichbare Emissionen zu integrierten konventionel-
len Systemen ermittelt (Rahmann et al. 2008). Aufgrund teilweise widersprüchlicher
Ergebnisse kann jedoch derzeit noch kein abschließendes Urteil über die Klimavorteile
des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Anbau abgegeben
werden (siehe auch Kapitel 5.2).
- *der Verarbeitungstiefe*. Vor allem die Energieaufwendungen für Kühlung und Trock-
nung verursachen erhebliche Treibhausgasemissionen. So verursachen Pommes frites
(tiefgekühlt) knapp 29-mal mehr Treibhausgasemissionen als frische Kartoffeln.
- *der Verpackung* (Glas, Plastikfolie, Metalldose, etc.). Die Verpackung hat im Ver-
gleich zu den anderen Aspekten eine relativ geringe Bedeutung für die Treibhausgas-
emissionen. Je nach Verpackungsart und den zur Verpackung der Lebensmittel benö-
tigten Mengen an Verpackungsmaterial können die Treibhausgasemissionen stark va-
riieren. So liegt der Anteil der Gemüseverpackungen an den Treibhausgasen zwischen
7 % (bei Papiertüten) und 35 % (bei Einweggläsern) (Wiegmann et al. 2005)
- *der Lagerung*. Hier sind Dauer und Art der Lagerung von Bedeutung. So sind die
Treibhausgasemissionen von Äpfeln, die in der Erntesaison gekauft werden, deutlich
niedriger als im Frühjahr nach etlichen Wochen Lagerungszeit. Tiefgekühltem Gemü-
se können etwa 3-mal so viele Treibhausgasemissionen zugeschrieben werden wie fri-
ischem Gemüse.
- *den Vermarktungswegen* (genutzte Transportmittel, Transportentfernungen). Nach
Hoffmann & Lauber (2001) belasten Flugtransporte mit 2041 g CO₂-Äquivalente je
1000 km die Atmosphäre 15-mal stärker als der Transport mit einem LKW, 51-mal
stärker als der Transport mit der Bahn und schließlich 222-mal stärker als der Trans-
port auf einem Hochseeschiff.
- *der Beschaffung, Zubereitung und Lagerung im Haushalt*. Hier sind vor allem der
Tiefkühlagerumfang und die Energieeffizienz der einzelnen Haushaltsgeräte von Be-
deutung. Erfolgt das Einkaufen der Lebensmittel mit dem Auto und werden nur kleine

Mengen beschafft, so kann das die Klimabilanz der verschiedenen Lebensmittel deutlich verschlechtern.

Welche Abschnitte im Lebenszyklus eines Lebensmittels besonders klimarelevant sind, hängt von den zuvor genannten Faktoren ab. In den Abbildungen 4.2 und 4.3 sind die Treibhausgasemissionen für die verschiedenen Abschnitte im Lebenszyklus dargestellt. Während bei den Fleischprodukten die landwirtschaftliche Produktion - unabhängig von der Verarbeitungstiefe - den größten Teil der Treibhausgasemissionen verursacht, ist der Anbau bei den Gemüse- und Kartoffelprodukten in den meisten Fällen weniger bedeutsam.

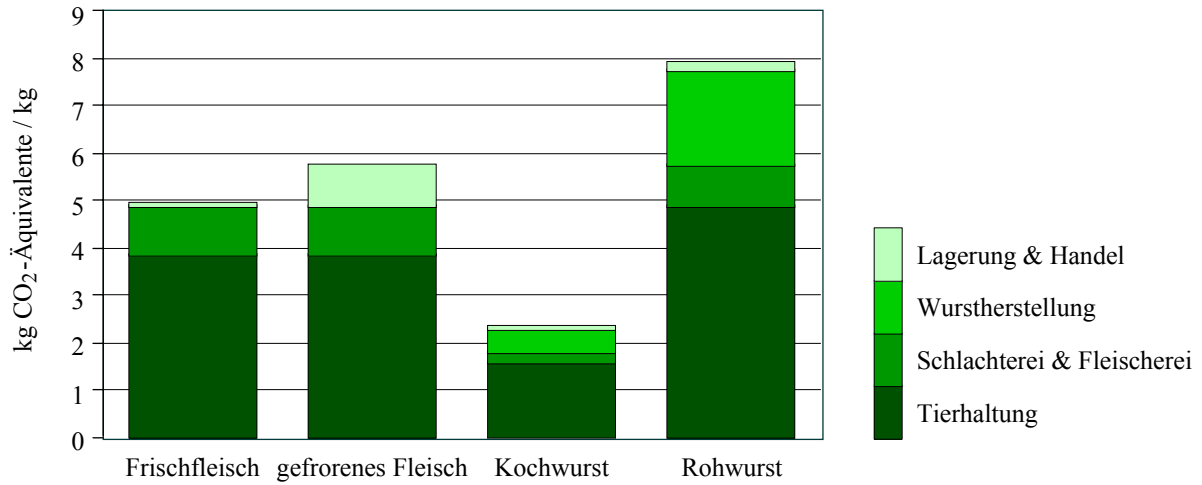
Deutlich wird, dass es keine allgemeingültige Aussage darüber gibt, welche Abschnitte im Lebenszyklus eines Lebensmittels besonders wichtig ist (siehe auch Abbildung 4.4). „Ökologisches Handeln kann also nicht dadurch vereinfacht werden, dass nur bestimmte Produktmerkmale, z.B. die Produktionsweise, als Beurteilungskriterium für die ökologische Relevanz herangezogen werden“ (Jungbluth 2000, S. 23).

Abbildung 4.2: Treibhausgasemissionen von Gemüse- und Kartoffelprodukten (vom Anbau bis zum Handel) bezogen auf 1 kg Endprodukt



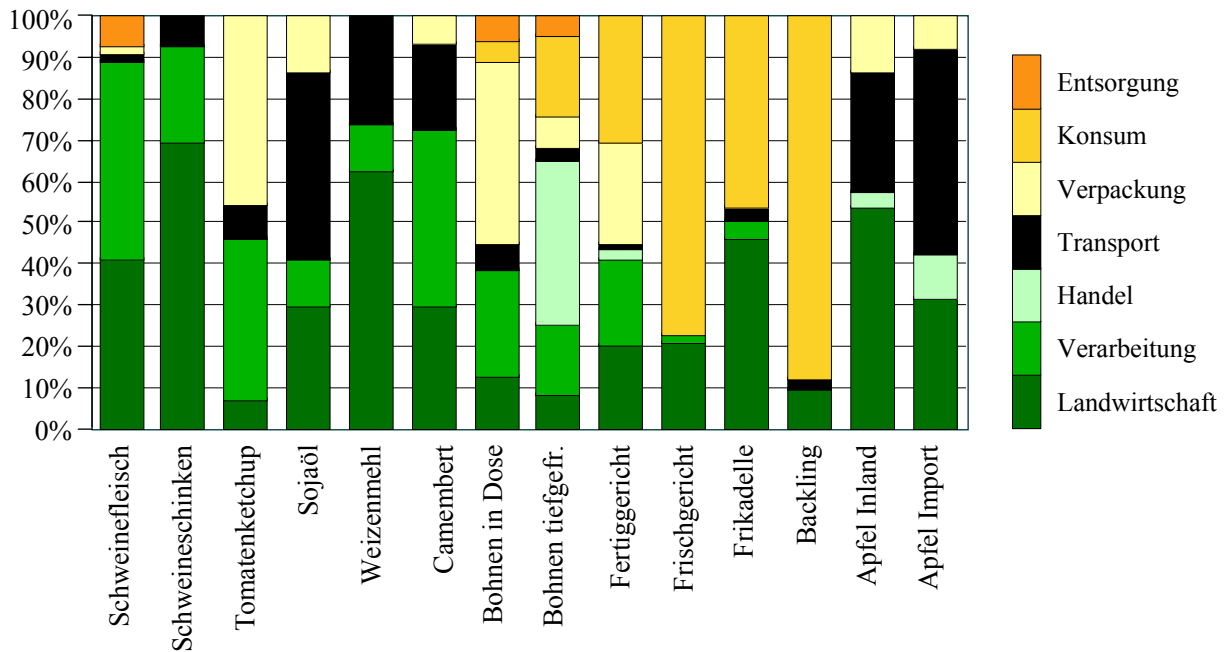
Quelle: Wiegmann et al. (2005).

Abbildung 4.3: Treibhausgasemissionen verschiedener Fleischprodukte (von der Tierhaltung bis zum Handel) bezogen auf 1 kg Endprodukt



Quelle: Wiegmann et al. (2005).

Abbildung 4.4: Anteile des Energieverbrauchs verschiedener Abschnitte des Lebenszyklus am Gesamtverbrauch verschiedener Nahrungsmittel



Quelle: Jungbluth (1998).

5 Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen unter Berücksichtigung von Kohlenstoffsinken

Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

Unter dem Begriff "Maßnahme" werden in diesem Kapitel technische oder organisatorische Veränderungen der Landnutzung, von Produktionsabläufen, des Konsumverhaltens der Verbraucher sowie Optionen zur energetischen Nutzung von Biomasse verstanden, die durch die individuellen Unternehmer und Konsumenten umgesetzt werden und zum Klimaschutz beitragen. Im Gegensatz dazu sollen Politikmaßnahmen für den Klimaschutz Entscheidungen von Unternehmern und Konsumenten im Sinne des Klimaschutzes lenken und die Umsetzung technisch-organisatorischer Maßnahmen im Produktionsbereich sowie klimaschonendes Verbraucherverhalten fördern. Erste Überlegungen zu Politikmaßnahmen werden im Kapitel 6 dargestellt.

Die nachfolgenden Unterkapitel zu Landnutzung, landwirtschaftlicher Produktion, Verbraucherverhalten und Bioenergien gehen auf unterschiedliche Vorarbeiten der jeweiligen Bearbeiter zurück. Die Maßnahmenbeschreibungen in Kapitel 5.1 und 5.2 sollen einen ersten, groben Überblick über THG-Minderungsmöglichkeiten geben, die bei Bedarf vertieft werden können.

Berichtbarkeit als elementare Voraussetzung für Kyoto-Maßnahmen

Politisch entscheidend ist, dass nicht nur „Gutes getan wird“, sondern Emissionsreduktionen auch in der nationalen THG-Bilanz dokumentierbar sind. Probleme der Erfassung und sektoralen Zuschreibung von Veränderungen der THG-Emissionen werden in Abbildung 5.1 illustriert. Der Agrarsektor zeichnet sich durch eine hohe Anzahl von Adressaten, betrieblich, klimatisch und standörtlich stark variable Produktionsbedingungen sowie diffuse Emissionen unterschiedlicher Treibhausgase aus. Die Erfassung von Daten für die Klimaberichterstattung ist unter diesen Bedingungen besonderen Schwierigkeiten unterworfen, und viele für eine detaillierte THG-Kalkulation benötigte Aktivitätsdaten sind nicht verfügbar.

Veränderte Fütterungsstrategien mit Wirkungen auf den CH₄-Ausstoß und N-Ausscheidungen der Tiere, verändertes Weide- und Güllemanagement und graduelle Änderung der Bodenkohlenstoffvorräte müssen durch zusätzliches Monitoring erfasst werden. Auch die THG-mindernde Wirkung von Biogasanlagen mit gasdichter Lagerung von Gülle wird künftig nur berichtet werden können, wenn hierzu statistische Daten erhoben werden. Dies ist bisher nicht der Fall. Dagegen gehen die Wirkungen einer Einsparung von N-Mineraldünger oder einer reduzierten Verwendung fossiler Energieträger aufgrund Biomasse-basierter Substitution oder Energieeinsparungen über die nationalen Statistiken quasi automatisch in die Emissionsberichte ein. Dabei werden Daten in Unternehmen des

vor- und nachgelagerten Bereichs erfasst, die als „Flaschenhalse“ Vorteile für die statistische Erfassung aufweisen.

Ohne gesondertes Monitoring von Biomasseverwendungen für energetische Zwecke lassen sich im Falle einer zurückgehenden Verwendung fossiler Energieträger die Wirkungen der Biomasse-basierten Substitution nicht von andere Effekten wie der Energieeinsparung trennen. Für den Nachweis über die Erreichung der Kyoto-Ziele ist dies nicht relevant. Eine Evaluierung und Bewertung einzelner Politikmaßnahmen zum Klimaschutz kann dagegen nur nach Zuordnung der Wirkungen vorgenommen werden, beispielsweise durch Erhebung der Biomasseverwendung in Konversionsanlagen. Tabelle 5.1 gibt für eine Reihe von Klimaschutzoptionen eine Übersicht über mögliche Ansatzstellen für die Erfassung.

Abbildung 5.1: Erfassbarkeit von Stoffströmen und Produktionsverfahren im Agrarsektor sowie vor- und nachgelagerten Bereichen



Quelle: verändert nach Osterburg et al., 2008.

Tabelle 5.1: THG-Minderungsoptionen im Agrarsektor: Möglichkeiten des Monitoring, Ebene der Erhebung und Datenanforderungen für die Berücksichtigung in den Emissionsinventaren

THG-Minderungsoption	THG	Monitoring	Ebene	Datenanforderungen für THG-Inventare
Erhaltung / Etablierung von Grünland	CO ₂ , N ₂ O	+/- leicht	Schlag	Schlagspezifische Information über Nutzung und Boden-C-Vorrat, bzw. Schätzung der Boden-C anhand Standort- und Nutzungsinformationen
Renaturierung / Vernäsung von Moorböden	CO ₂ , N ₂ O	+/- leicht	Schlag, Projektgebiet	Wie Grünland, zusätzlich werden genauere Informationen zum Wasserhaushalt benötigt
[Aufforstung – Maßnahme des Forstbereichs]	CO ₂	+/- leicht	Schlag	Flächenerfassung abhängig von Flächenfragmentierung, C-Vorratsaufbau in Biomasse und Boden müssen geschätzt oder gemessen werden
Verbesserte Fütterung – Reduzierung CH ₄ – Reduzierung N-Ausscheidung	CH ₄ N ₂ O	schwer schwer	Betrieb Betrieb	Betriebliche Aufzeichnungen über Menge und Qualität der Futtermittel (CH ₄ : für Wiederkäuer), Daten zum Futtermittelabsatz, oder Schätzwerte
Wirtschaftsdüngerlagerung / verlängerte Weidezeiten	CH ₄ , N ₂ O	+/- schwer	Betrieb	Art und Menge von Wirtschaftsdünger, Art der Lagerung einschließlich Biogasnutzung (diese kann Anlagenseitig erhoben werden); / Erhebung der Weidetiere und Weidedauer
Reduzierte N-Düngung	N ₂ O	leicht	Handel	Düngemittelstatistik
Viehbestandsabstockung	CH ₄ , N ₂ O	leicht	Betrieb	Viehzählung / Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT)
Kohlenstoff-Festlegung in landwirtschaftlich genutzten Böden	CO ₂	schwer	Schlag	Anrechnung in Deutschland in der ersten Verpflichtungsperiode nach Kyoto-Protokoll Art. 3.4 nicht vorgesehen; benötigt würden schlagspezifische Information über Nutzung und Boden-C-Vorrat, bzw. Schätzung der Boden-C anhand Standort- und Nutzungsinformationen;
Einsparung fossiler Energieträger im Agrarsektor	CO ₂	leicht	Handel	Verbrauchsstatistik zu fossilen Energieträgern
Biomasse- & Biogas-Nutzung	CO ₂	leicht	Energie-wirtschaft, Konversionsanlage	Verbrauchsstatistik zu fossilen Energieträgern (Rückgang aufgrund Substitution durch Biomasse-Optionen), oder Erfassung der Biomassenutzung in Konversionsanlagen (schwerer bei dezentralen Kleinanlagen, z.B. für Festbrennstoffe)

Quelle: verändert nach Osterburg et al., 2008.

Kriterien zur Beschreibung von Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen im Agrarsektor

Für die Unterkapitel 5.1. und 5.2. wird auf Vorarbeiten im Institut für Ländliche Räume im Rahmen des EU-Projekts MEACAP zurückgegriffen (siehe im Internet unter <http://www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php>). Für die Beschreibung und Beurteilung von Klimaschutzmaßnahmen wurden eine Reihe von Kriterien aufgestellt, die für die Maßnahmenbeschreibungen genutzt werden sollen:

1. **Beschreibung** der Maßnahme und des zugrunde liegenden Wirkungsmechanismus unter Benennung der beeinflussten THG-Quellen (direkte Wirkungen).
2. **Technische Umsetzbarkeit**, technische Restriktionen und Status der bereits bestehenden Umsetzung.
3. **Andere Restriktionen** für die Umsetzung, z. B. aus rechtlichen, sozialen, institutionellen oder Verbraucherschutzpolitischen Gründen.
4. **Positive und negative Nebeneffekte** auf Klimaschutzziele (indirekte Wirkungen) und andere Zielbereiche sollten zumindest qualitativ benannt werden.
5. **Minderungspotential**: Hierbei ist neben dem theoretisch erreichbaren, technischen Potential von Interesse, welches Potential unter Marktbedingungen und bei zusätzlichem Einsatz politischer Instrumente erwartet werden kann. Im Falle von Flächenansprüchen der Optionen ist zusätzlich die Vermeidung von Emissionen bzw. die Festlegung von Bodenkohlenstoff in t CO₂-Äquivalenten je Hektar auszuweisen
6. Es ist zwischen der **temporären / reversiblen** Festlegung von Bodenkohlenstoff und **dauerhaften** Emissionsentlastungen (Effizienzsteigerungen, verbessertes Management, Ersatz fossiler durch erneuerbare Energien) zu unterscheiden.
7. Minderungskosten je t CO₂-Äquivalent („global warming potential“) dienen dem Vergleich der **Kostenwirksamkeit** innerhalb und außerhalb des Agrarsektors. Dieser Wert sollte *ohne* Subventionswerte durch staatliche Maßnahmen ausgewiesen werden. Soweit möglich, sollten auch Hinweise auf Verwaltungskosten gegeben werden.
8. **Kontrollierbarkeit und Monitoring**: Technisch-organisatorische Klimaschutzmaßnahmen sollten zur Umsetzbarkeit im Rahmen von Politikmaßnahmen leicht und ohne hohen Verwaltungsaufwand kontrollierbar sein. Minderungseffekte sollten im Rahmen des bestehenden und ggf. eines mit möglichst geringen Kosten aufzubauenden neuen Monitoring erfasst werden können und so Eingang in die nationale THG-Bilanz finden.
9. **Unsicherheiten** über die Maßnahmenwirkungen und weiterer **Forschungsbedarf**.
10. **Mögliche Politikmaßnahmen** zur Umsetzung der Maßnahme.

Eine vertretbare Kostenwirksamkeit im Vergleich zu Klimaschutzoptionen in anderen Sektoren, eine hohe Wirkungssicherheit, Synergien mit anderen (umwelt-)politischen Zielen

und einfaches Monitoring sind zentrale Kriterien für die Auswahl von Klimaschutzmaßnahmen.

Kostenwirksamkeit multifunktionaler Maßnahmen

Bei relevanten, positiven Wirkungen von Maßnahmen auf andere Ziele, beispielsweise den Wasser-, Boden- und Naturschutz, ist der Bezug der Kosten allein auf die Klimaschutzwirkung irreführend, da durch die Maßnahmen gleichzeitig auch andere Ziele erreicht werden können. Derzeit liegt keine einheitliche, formale Methode zur quantitativen Bewertung multifunktionaler Maßnahmen vor. Da zunehmend Daten zu Kostenwirksamkeiten in anderen Bereichen, z. B. im Wasserschutz, vorliegen, könnten pauschalierte Bewertungen auf Grundlage beobachteter Kostenwirksamkeiten vorgenommen und im Falle multifunktionaler Maßnahmen aggregiert werden. Eine solche Methode zur quantitativen Abbildung von Synergieeffekten sollte im Zuge der weiteren Maßnahmenbewertung ausgearbeitet werden und könnte nicht nur für die Klimaschutzpolitik, sondern auch für andere Prozesse wie die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eine Planungs- und Entscheidungsgrundlage liefern.

In den Kapiteln 5.1 und 5.2 wurde auf die folgenden Quellen zurückgegriffen: Döhler et al. (2002), ECCP II (2006), Flachowski und Brade (2007), KTBL (2008), Oenema et al. (2004), Osterburg B (2007a und 2007b), Osterburg et al. (2007 und 2008), Smith et al. (2007 und 2008), Spiekers und Obermaier (2007), Weiske (2005 und 2007), Weiske und Michel (2007), Zanchi et al. (2007).

5.1 Landnutzung und Landnutzungsänderungen

Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

Im Sinne von CRF 5 wird im Folgenden nach den Landnutzungskategorien Wald, Acker, Grünland und Feuchtgebiete unterschieden. Flächennutzungsänderungen zwischen diesen Kategorien werden im NIR berichtet und belasten im Falle des Grünlandumbruchs oder der Melioration von Mooren die nationale THG-Bilanz oder entlasten diese, z. B. durch Grünlandeinsaat, Renaturierung von Mooren und Aufforstung. Die Änderung der Landnutzung oder die Konservierung bestehender Landnutzungsverhältnisse können bei Vorhandensein einzelwirtschaftlich attraktiverer Nutzungsalternativen mit erheblichen Opportunitätskosten belastet sein. Dabei ist allerdings sorgfältig zu prüfen, ob diese Kosten durch andere Fördertatbestände zusätzlich erhöht werden, namentlich durch Förderungen der ersten und zweiten Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU. Ein teures „Herauskaufen“ anderer Subventionsansprüche sollte vermieden werden. Zumindest ist ein solcher Subventionstausch, wie er z. B. im Rahmen der Erstaufforstung auf Agrarflächen durch Einkommensverlustbeihilfen auftritt, nicht auf die Kostenwirksamkeit von Maßnahmen anzurechnen.

Eine Einschränkung der Produktionsmöglichkeiten kann durch Verlagerungseffekte zu Intensivierung und Landnutzungsänderung an anderen Orten führen. Deshalb sollten die Produktionswirkungen von Landnutzungs-bezogenen Maßnahmen sorgfältig geprüft werden, und Nutzungsoptionen aufrecht erhalten bleiben. Viele Landnutzungsoptionen beziehen sich aber auf marginalere Agrarflächen, die entsprechend geringeres Gewicht für die Produktion im Agrarsektor haben. Schließlich eröffnet die energetische Verwertung pflanzlicher Aufwüchse neue Nutzungsoptionen, die eine Umsetzung von Landnutzungs-bezogenen Maßnahmen künftig erleichtern können.

5.1.1 Schutz von Dauergrünland vor Umbruch und Umwandlung in Ackerland

Maßnahmenbeschreibung: Beim Umbruch von Dauergrünlandflächen wird ein Teil der Bodenkohlenstoffvorräte zu CO₂ abgebaut, insbesondere bei Umwandlung in Ackerland. Dabei wird auch Stickstoff freigesetzt, der zum Teil als N₂O entweicht. Ein Schutz von Grünlandflächen vor Pflügen und Umwandlung in Ackerland vermeidet diese CO₂ – und N₂O-Emissionen.

Technische Umsetzbarkeit: technische Restriktionen bestehen ggf. bei Notwendigkeit einer Neueinsaat der Grünlandnarbe, die i.d.R. aber auch ohne Umbruch erfolgen kann. Derzeit findet in vielen Bundesländern ein verstärkter Grünlandumbruch statt. Dies liegt zum einen an der höheren Vorzüglichkeit ackerbaulicher Nutzungen, zum hat die Entkoppelung die Möglichkeit geschaffen, bisherige Grünlandflächen ohne Ausschluss von Direktzahlungen als Acker zu nutzen. Bis 2005 galt für Flächen, die vor dem 31.12.1991 als Grünland genutzt worden sind, ein Ausschluss von Direktzahlungen für Ackerkulturen. Abbildung 5.2 stellt die beschleunigte Veränderung des Grünland-/Ackerflächen-Verhältnisses dar.

Andere Restriktionen: höhere Vorzüglichkeit ackerbaulicher Nutzungen und abnehmende Verwertungsmöglichkeiten für Grünland aufgrund zurückgehender Rinderbestände können zu hohen Opportunitätskosten einer Grünlanderhaltung führen.

Positive und negative Nebeneffekte: Negative Effekte eines Grünlandumbruchs auf den Gewässerschutz (Nitratauswaschung) und auf den Naturschutz (Verlust von Grünland als Lebensraum) werden vermieden.

Minderungspotential: Die Höhe der verhinderten Freisetzung von CO₂ und N₂O ist stark standortabhängig; alte, humose und moorige Standorte weisen höhere Bodenkohlenstoffvorräte auf als junges Grünland auf Mineralböden. Auf Niedermoorböden kann die Differenz der THG-Freisetzung zwischen Acker- und Grünlandnutzung aufgrund der stärkeren Grundwasserabsenkung unter Ackerland besonders groß sein. Pauschal kann mit einer verhinderten Freisetzung von ca. 10 t CO_{2äq} pro Hektar und Jahr über einen Zeitraum von ca. 10 Jahren gerechnet werden. Die Freisetzung ist in den ersten Jahren nach Umbruch am höchsten.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Keine dauerhaft sichere Wirkung, sondern ggf. nur zeitliches Aufschieben einer Freisetzung von Boden-C und N.

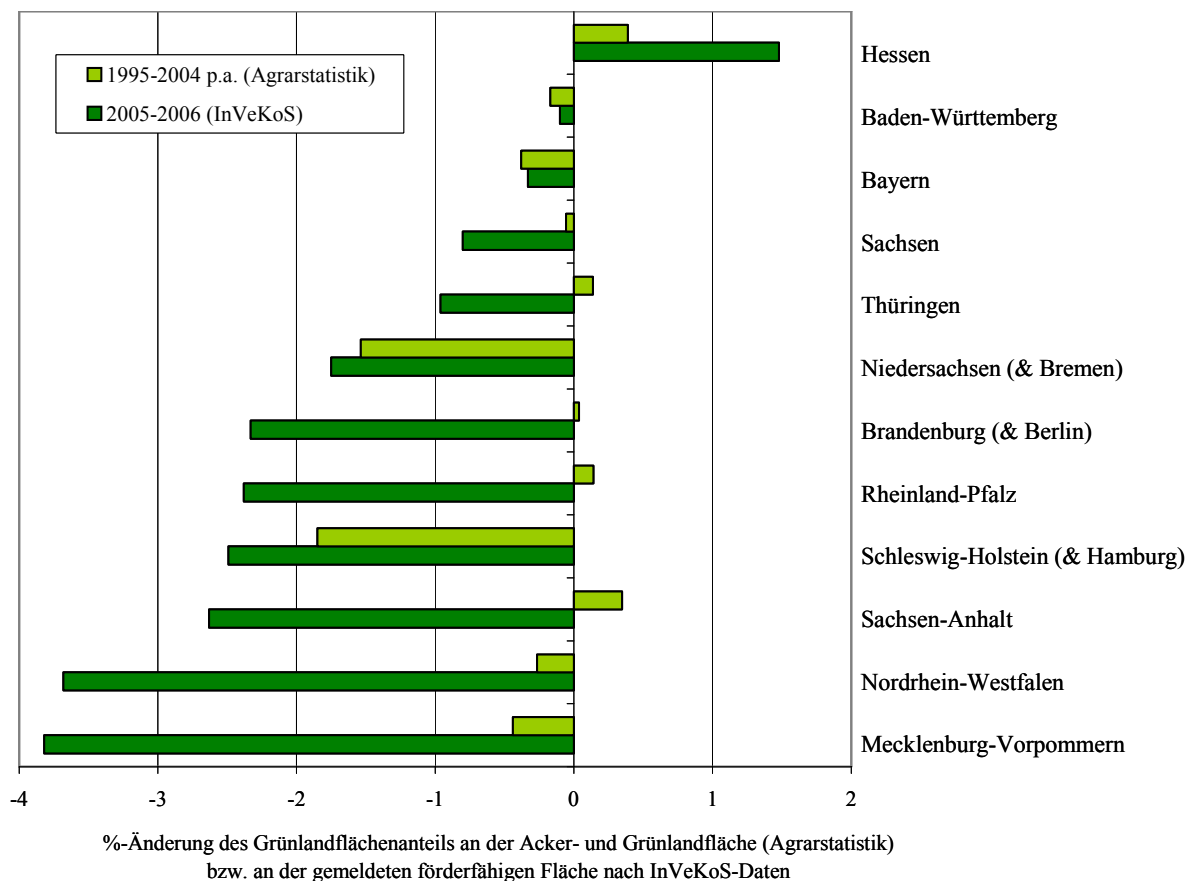
Kostenwirksamkeit: Während eine zeitlich befristete THG-Freisetzung verhindert wird, kumulieren sich die jährlich anfallende Opportunitätskosten alternativer Nutzungen zu langfristig sehr hohen Kosten. Die Kostenwirksamkeit ist somit stark von der Länge des Betrachtungszeitraums abhängig. Auf ackerfähigen Standorten sind die Opportunitätskosten der Grünlandnutzung an der Pachtdifferenz zwischen Acker- und Grünland ablesbar.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Dauerhafte Umwandlung von Grünland in Ackerland ist bei Kontrollen leicht erkennbar und kann leicht in ein Flächenmonitoring zur Berichterstattung aufgenommen werden. Pflügen zur Neueinsaat von Grünland ist dagegen nur in einem engeren Zeitraum kontrollierbar.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Forschungsbedarf besteht bezüglich der Quantifizierung der THG-Freisetzen nach Grünlandumbruch in Abhängigkeit von Standort, Klima und Nutzungsgeschichte, bezüglich des Übergangs zu alternativen Nutzungen heutiger Grünlandflächen unter weitestgehender Schonung des Bodenkohlenstoffvorrats (z. B. Nutzung zur Produktion von Biogassubstraten, Etablierung von Kurzumtriebsplantagen) und zur umbruchlosen Verbesserung der Grünlandnarben.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Einschränkung des Grünlandumbruchs nach Cross Compliance auf Grundlage von standortspezifischen Kriterien, wobei Grünland u.a. auf humusreichen Böden und Moorstandorten erhalten werden sollte; besserer Vollzug bestehender Beschränkungen des Grünlandumbruchs durch Naturschutz- und Wasserschutzgesetze.

Abbildung 5.2: Jährliche Änderung der Grünlandflächenanteile auf Landesebene vor und nach 2005



Quelle: Angaben des Statistischen Bundesamtes, Alliance Environnement (2007).

5.1.2 Umwandlung von Ackerland in Dauergrünland

Maßnahmenbeschreibung: Etablierung von Dauergrünland auf bisherigen Ackerland zur Akkumulation von Bodenkohlenstoff. Der Vorgang des Humusaufbaus verläuft deutlich langsamer als der Abbau bei Grünlandumbruch.

Technische Umsetzbarkeit: keine technische Restriktionen.

Andere Restriktionen: siehe Schutz von Dauergrünland. Die Schaffung von neuen Grünlandfläche kann bezüglich der Cross Compliance-Regelung zur Erhaltung des Grünlandanteils auf Landesebene dazu führen, dass andere Flächen umgebrochen werden können.

Positive und negative Nebeneffekte: Grünlandeinsaat wird u. a. als Maßnahme für den Grundwasserschutz empfohlen, wodurch im Mittel ein Austrag von 50 kg N/ha * a verhindert wird.

Minderungspotential: Aufgrund geringer wirtschaftlicher Attraktivität und geringer Akzeptanz für eine Etablierung von neuem Dauergrünland ist kein relevantes Flächenpotential zu erwarten.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: befristete Akkumulation und Reversibilität.

Kostenwirksamkeit: Über den Zeitraum der C-Akkumulation (Annahme: 10 t CO_{2äq} pro Hektar und Jahr über 10 Jahre) und unter Berücksichtigung des verminderten N-Austrags ergibt sich eine Kostenwirksamkeit von ca. 35 – 55 €/t CO_{2äq}. Förderung ist aber nur bei dauerhafter Beibehaltung des erreichten Zustands sinnvoll.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Flächennutzung gut kontrollierbar, kann leicht in ein Flächenmonitoring zur Berichterstattung aufgenommen werden.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Forschungsbedarf besteht bezüglich der Quantifizierung der C-Festlegungen nach Grünlandeinsaat in Abhängigkeit von Standort und Klima.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Fördertatbestand in einigen Bundesländern und in Wasserschutzgebieten; neu etablierte Flächen sollten nicht zur Genehmigung von Grünlandumbrüchen nach Cross Compliance führen und deshalb nicht auf den jeweils landesweit ermittelten Grünlandflächenanteil angerechnet werden.

5.1.3 Renaturierung und Vernässung von Niedermooren

Maßnahmenbeschreibung: Erhöhung des Grundwasserspiegels in entwässerten Niedermooren, was die Aufgabe der Ackernutzung und i.d.R. der intensiveren Grünlandnutzung zur Folge hat. Der Torfabbau mit CO₂- und N₂O-Freisetzungen von bis zu 15 t CO_{2äq}/ha * a wird dadurch vermindert, bei starker Vernässung kann wieder eine C-Akkumulation einsetzen.

Technische Umsetzbarkeit: problematisch bei großen Niederungsgebieten, in (sommer-) trockenen Gebieten kann das Wasser für die Überstauung knapp werden. U.a. in Mecklenburg-Vorpommern wird ein umfangreiches Moorrenaturierungsprogramm durchgeführt.

Andere Restriktionen: starker Eingriff in Nutzungsrechte, der i.d.R. einen Erwerb durch die öffentliche Hand erforderlich macht. In größeren Niederungen können sehr viele Flächeneigentümer und –bewirtschafter und auch Siedlungen und Infrastruktur betroffen sein, was die Umsetzbarkeit stark erschwert und verteuert oder ggf. ganz verhindert.

Positive und negative Nebeneffekte: Niedermoorrenaturierung wird u.a. als Maßnahme für den Wasserschutz empfohlen, wodurch im Mittel ein Austrag von 100 kg N/ha * a verhindert wird. Bei Vernässung steigen die CH₄-Emissionen an.

Minderungspotential: Aufgrund geringer wirtschaftlicher Attraktivität und geringer Akzeptanz für eine Renaturierung ist ein relevantes Flächenpotential nur bei Bereitstellung entsprechender Finanzmittel zu erwarten. In Mecklenburg-Vorpommern ist eine Renaturierung von 60 % der Niedermoore bis zum Jahr 2020 geplant.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Bei mächtigeren, entwässerten Torfkörpern kann es über viele Jahre hinweg zu hohen Emissionen kommen, die durch Renaturierung verhindert werden. Die Erhaltung dieser Senken ist zwar reversibel, es können aber über viele Jahre hinweg nahezu konstant hohe Emissionen verhindert werden.

Kostenwirksamkeit: Kosten können bei Kauf durch die öffentlich Hand sehr hoch liegen, bei Berücksichtigung von Zielen des Wasserschutzes und des Naturschutzes können bei Kumulierung der Beiträge zu den einzelnen Zielen besonders bei längeren Betrachtungszeiträumen von über 10 Jahren jedoch günstigere Kostenwirksamkeiten der CO_{2äq}-Vermeidung resultieren. Eine Nutzung der Biomasseaufwüchse kann die Kostenwirksamkeit weiter verbessern.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Flächennutzung gut kontrollierbar, kann leicht in ein Flächenmonitoring zur Berichterstattung aufgenommen werden. Bodenwasserhältnisse und deren Wirkungen auf die THG-Freisetzung sind dagegen schwieriger zu erheben.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Forschungsbedarf besteht bezüglich der Quantifizierung der THG-Freisetzungen und C-Festlegungen bei Renaturierung in Abhängigkeit von Torfmächtigkeit, Nutzungsgeschichte, Standort und Klima.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: In einigen Bundesländern bestehen Moorschutzprogramme zur Renaturierung, die i.d.R. im Rahmen von Projekten oder Flurneuordnungen erfolgt.

5.1.4 Aufforstung

Maßnahmenbeschreibung: Aufforstung auf bisherigen Acker- und Grünlandflächen, Akkumulation von Kohlenstoff im Holzaufwuchs und im Boden.

Technische Umsetzbarkeit: keine technische Restriktionen, wird als ELER-Fördermaßnahme in der Mehrzahl der Länder angeboten.

Andere Restriktionen: Die Bereitstellung landwirtschaftlicher Flächen zur Aufforstung erfolgt i.d.R. nur auf schlechten Standorten oder bei Bereitstellung hoher Ausgleichszahlungen für die Flächenkosten.

Positive und negative Nebeneffekte: Aufforstung wird u.a. als Maßnahme für den Grundwasserschutz empfohlen, wodurch ein Austrag von ca. 50 kg N/ha * a verhindert wird. Während der Etablierung kann es jedoch im Falle einer Bodenbearbeitung zu Stoffausträgen und Erosion kommen. Positive Wirkungen könne auch auf das Landschaftsbild ausgehen.

Minderungspotential: Aufgrund geringer wirtschaftlicher Attraktivität und begrenzter Förderbudgets ergibt sich nur ein sehr begrenztes Flächenpotential. Im Jahr 2006 wurden laut NIR 2008 etwa 5 Mio. t CO₂ durch Aufforstungsmaßnahmen gebunden.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: befristete Akkumulation, aber aufgrund der Waldgesetzgebung keine Reversibilität.

Kostenwirksamkeit: Einschließlich der Einkommensverlustbeihilfe liegt die Kostenwirksamkeit bei deutlich über 50 €/ t gebundenes CO₂.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Flächennutzung gut kontrollierbar, kann leicht in ein Flächenmonitoring zur Berichterstattung aufgenommen werden.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Forschungsbedarf besteht bezüglich der Quantifizierung der C-Festlegungen in Abhängigkeit von Standort und Klima sowie vor allem bezüglich der Vorratsänderungen im Boden.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Fördertatbestand in der Mehrzahl der Bundesländer.

5.2 Landwirtschaftliche Produktion

Bernhard Osterburg, Institut für Ländliche Räume

In diesem Abschnitt werden Optionen zur THG-Minderung im Agrarsektor beschrieben. Im Mittelpunkt stehen CH₄- und N₂O-Emissionen nach CRF 4, durch Energieverbrauch bedingte CO₂-Emissionen (CRF 1) sowie durch landwirtschaftliches Management erzielte Erhöhungen der Bodenkohlenstoffvorräte (CRF 5), letzteres als Option für die nächste Kyoto-Verpflichtungsperiode nach 2012. Es wird davon ausgegangen, dass die landwirtschaftliche Produktion in Deutschland aufrecht erhalten wird, da bei gleich bleibenden Konsumansprüchen lediglich eine Produktionsverlagerung ins Ausland stattfinden würde. Ziele der hier beschriebenen Maßnahmen sind daher eine möglichst effiziente Produktion und möglichst geringe THG-Emissionen pro Produkteinheit.

5.2.1 Veränderte Fütterung zur Reduzierung von CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern

Maßnahmenbeschreibung: Eine veränderte Rationszusammensetzung und die Verwendung von Futterzusatzstoffen können die CH₄-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern reduzieren. Dabei kommen erhöhte Kraftfuttermengen und Fette in Betracht, und als Zusatzstoffe Ionophore, Halogenderivate, Propionsäurevorstufen (organische Säuren), sekundäre Pflanzeninhaltsstoffe, Hefen. Daneben wird an Methoden zur Immunisierung gegen bestimmte den Pansen besiedelnde Mikroben gearbeitet.

Technische Umsetzbarkeit: Eine Erhöhung der Kraftfutteranteile geht ohnehin mit der Leistungssteigerung der Milchkühe einher. Die gezielte Steuerung der Futterrationen und regelmäßiger Einsatz von Futterzusatzstoffen sind bei Weidehaltung nur eingeschränkt möglich. Einer Erhöhung der Rationsanteile von Fetten und dem Zusatz organischer Säuren sind fütterungstechnische und physiologische Grenzen gesetzt.

Andere Restriktionen: Ionophoren und Halogenderivate sind in der EU nicht als Futterzusatzstoff zugelassen. Ionophoren fallen unter das in der EU geltende Verbot von Futterantibiotika.

Positive und negative Nebeneffekte: Halogenderivate haben negative Nebeneffekte auf die tierischen Leistungen.

Minderungspotential: Hohe Unsicherheiten über Wirkungen der verschiedenen Fütterungsstrategien zur CH₄-Minderung, Eignung als Klimaschutzmaßnahme unklar.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung der CH₄-Minderung, bei einigen Maßnahmen wie Futterzusatzstoffen wird mit abnehmender Minderungswirkung durch Resistenzbildung oder Adaption gerechnet.

Kostenwirksamkeit: Aufgrund der Unsicherheiten über Wirkungen keine Angaben möglich.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Nur begrenzt möglich, da Futtermischungen bei Wiederkäuern wenig standardisiert sind und CH₄-mindernde Fütterungsstrategien eine tägliche Umsetzung erfordern. Am ehesten bieten veränderte Zusammensetzung von zugekauftem (standardisiertem) Mischfutter und Immunisierung Ansatzstellen für Monitoring und Kontrolle.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: es besteht weiterer Forschungsbedarf, dabei ist auf die Implementierbarkeit als Klimaschutzmaßnahme (Wirkungssicherheit, Kontrollierbarkeit, Monitoring) zu beachten.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: derzeit keine.

5.2.2 Verbesserte Fütterung zur Reduzierung der tierischen N-Ausscheidung

Maßnahmenbeschreibung: Reduzierte Proteingehalte im Futter, z. B. in Verbindung mit an den Bedarf angepasster Phasenfütterung, vermindern die von Tieren ausgeschiedenen N-Mengen. Dies vermindert THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung (N₂O) sowie direkte und indirekte N₂O-Emissionen aus der N-Düngung. Gasförmige NH₃-Verluste sind neben NO₃-Auswaschungen in Grund- und Oberflächengewässer eine Ursache für indirekte N₂O-Emissionen, auch sie werden vermindert.

Technische Umsetzbarkeit: In der Schweine- und Geflügelhaltung ist N-angepasste Fütterung bereits gängige Praxis, insbesondere in Regionen mit hoher Tierbesatzdichte zur Unterschreitung der Ausbringungsobergrenze für N aus tierischen Ausscheidungen von 170 kg/ha gemäß Düngeverordnung. Mehrphasenfütterung kann Investitionen in Futterlager und Fütterungstechnik erforderlich machen. In der Rinderhaltung gibt es aufgrund der vielfältigen Fütterungspraxis bisher keine standardisierten Verfahren. Einen Ansatz für Milchvieh bietet die Analyse des Milhharnstoffs im Rahmen der Milchleistungsprüfung.

Der Harnstoffgehalt der Milch stellt einen geeigneten Indikator für die N-Ausscheidung der Milchkühe dar.

Andere Restriktionen: Die Verteuerung gerade der energiehaltigen Futtermittel kann die N-Gehalte der üblichen Rationen ansteigen lassen und N-reduzierte Fütterung verteuern.

Positive und negative Nebeneffekte: Reduzierung von N-Auswaschungen (Wasserschutz) und gasförmigen NH_3 -Verlusten (Eutrophierung, Versauerung, Bildung von Feinstaub)

Minderungspotential: In der Schweine- und Hähnchenmast liegt die Reduzierung der tierischen N-Ausscheidungen mit 16-18 % am höchsten, bei Sauen, Legehennen und Puten nur bei 4-6 %. Würde der gesamte Schweine- und Geflügelbestand N-reduziert gefüttert, ergäbe sich gegenüber konventioneller Fütterung eine THG-Minderung von ca. 0,5 Mio. t $\text{CO}_{2\text{aq}}$. Eine Reduzierung der N-Ausscheidungen des Milchviehbestands um 10 % würde THG-Minderungen in ähnlicher Größenordnung erbringen.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

Kostenwirksamkeit: Kosten N-reduzierter Fütterung unterscheiden sich in Gebieten mit entsprechender Nachfrage nicht von denen konventioneller Futtermischungen. Durch Synergieeffekte mit dem Abbau von N-Bilanzüberschüssen und NH_3 -Emissionen können sehr geringe THG-Minderungskosten resultieren.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Bei Zukauf von Mischfutter Kontrolle und Monitoring über Kaufbelege und Futterbilanz möglich, bei Hofmischungen schwerer kontrollierbar. Monitoring kann für N-reduziertes Mischfutter ggf. auch über Futtermittelhersteller und Handel erfolgen. Milhharnstoffgehalt kann routinemäßig gemessen werden.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Stand des Einsatzes N-reduzierter Fütterung bei Schweinen und Geflügel unklar, Anreize zur Umsetzung fehlen bisher (außer bei sehr hoher Viehbesatzdichte) und müssten entwickelt werden; bei Milchvieh gibt es weiteren Forschungsbedarf, neben der Fütterung als Einflussfaktor treten auch Unterschiede zwischen Einzeltieren auf, was ggf. züchterische Optionen eröffnet.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Anforderungen an Futtermischungen, Fütterungs- und Düngeberatung. Prämien für N-reduzierte Fütterung werden im Zusammenhang mit Wasserschutzzielen kritisch diskutiert, da diese in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte weitere Viehbesatzaufstockungen ermöglicht.

5.2.3 Wirtschaftsdüngerlagerung (siehe auch Abschnitt 5.2.11)

Maßnahmenbeschreibung: Gasdichte Lagerung von Gülle, vorzugsweise über eine Kofermentierung in Biogasanlagen, reduziert die CH₄- und N₂O-Emissionen aus der Güllelagerung.

Technische Umsetzbarkeit: Güllelagerung im Stall erlaubt keine Abdeckung; Probleme bzw. höhere Kosten können bei Nachrüstung vorhandener Außenlager auftreten.

Andere Restriktionen: -

Positive und negative Nebeneffekte: Gasförmige NH₃-Verluste aus der Lagerung werden unterbunden. N₂O-Emissionen werden möglicherweise z. T. nur auf die Zeit nach der Ausbringung verschoben; bei der Ausbringung können erhöhte NH₃-Emissionen auftreten.

Minderungspotential: Aus dem Wirtschaftsdüngermanagement stammen ca. 8 Mio. t CO_{2äq}, ein zunehmender, statistisch aber nicht erfasster Anteil der Emissionen wurde in den letzten Jahren bereits durch Kofermentierung in Biogasanlagen und anschließende gasdichte Lagerung vermieden.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

Kostenwirksamkeit: Die Kostenwirksamkeit von Biogasanlagen zur THG-Vermeidung steigt mit höheren Anteilen von Wirtschaftsdünger (siehe Kapitel 5.4), besonders günstig wäre eine Erhöhung des Wirtschaftsdüngeranteils in bereits bestehenden Anlagen. Lagerabdeckung bei Schweinegülle ist die kostengünstigste bauliche Maßnahme zur Vermeidung von NH₃-Verlusten (<1 €/kg vermiedenes NH₃), Eigenschaften von Gärresten sind mit Schweinegülle vergleichbar.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Erfassung der Wirtschaftsdüngermengen als Gärsubstrate im Rahmen der Prüfung bzgl. der EEG-Einspeisevergütung; Vorhandensein von Lagerabdeckungen leicht prüfbar, Gasdichtigkeit schwerer prüfbar, aber wichtige Voraussetzung für die Klimaschutzwirkung.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Strategien zur Maximierung der Wirtschaftsdüngerverwertung in Biogasanlagen.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Auflagen oder Anreize zur Nutzung von Wirtschaftsdünger als Koferment in Biogasanlagen, Förderung und/oder Auflagen zur gasdichten Lagerung.

5.2.4 Verlängerte Weidezeiten

Maßnahmenbeschreibung: Weidehaltung vermindert das Aufkommen von Gülle und damit die Emission von CH₄ aus der Wirtschaftsdüngerlagerung.

Technische Umsetzbarkeit: Weidehaltung ist bei Rindern, Schafen und Pferden weit verbreitet, ihre Bedeutung nimmt aber insbesondere beim Milchvieh mit wachsenden Tierbeständen aus Gründen des bei „*zerograzing*“ leichter steuerbaren Fütterungsmanagements und wegen fehlender, zusammenhängender und stallnaher Flächen ab. Genaue Zahlen zur Weidehaltung fehlen.

Andere Restriktionen: Bei Verwertung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen ist eine Erweiterung der Weidehaltung nicht sinnvoll.

Positive und negative Nebeneffekte: Auf Weiden kommt es zu höheren Futterverlusten, dagegen wird der (THG-Emissionen verursachende) Kraftstoffverbrauch für die Futterwerbung eingespart. Es treten geringere gasförmige NH₃-Verluste auf, es kann aber durch ungleiche Verteilung der Ausscheidungen zu höheren N-Verlusten im Boden kommen. Weidehaltung ist aus Sicht des Tierschutzes positiv zu bewerten.

Minderungspotential: Nettoeffekt ist umstritten, da höhere N₂O-Emissionen auftreten können, diese Emissionen können die Vermeidung von CH₄-Emissionen teils (oder ganz?) kompensieren, entsprechend fallen die Netto-THG-Minderungen gering aus.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

Kostenwirksamkeit: Bei Möglichkeiten zur Weidehaltung und Wirkungssicherheit kann dies eine sehr kostengünstige Klimaschutzmaßnahme darstellen. Dies kann z. B. die Weidehaltung von Färsen mit möglichst langer Weideperiode und geringer/keiner N-Mineraldüngung (zur Absicherung besserer N-Ausnutzungsgrade) sein.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Während der Weideperiode kontrollierbar, Flächenkontrollen u.U. aufwändig.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Nettowirkung und Voraussetzungen für Wirkungssicherheit müssen weiter untersucht werden, ebenso Status Quo, Möglichkeiten und Restriktionen für eine verstärkte Weidehaltung.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Grünlandextensivierungsprogramme, Förderung für Tierschutz, Flurneuordnung (Arrondierung von Weideflächen), Verknüpfung von Weidehaltungskonzepten mit Stallinvestitionen.

5.2.5 Verbesserung der Tierleistungen je Stallplatz

Maßnahmenbeschreibung: Erhöhung der Futterverwertung trägt zur Ressourceneffizienz in der Produktion und damit zum Klimaschutz bei.

Technische Umsetzbarkeit: Vorlaufender Prozess des biologisch-technischen Fortschritts.

Andere Restriktionen: -

Positive und negative Nebeneffekte: Bezogen auf die Produkteinheit positive Nebeneffekte auf andere Ziele wie Abbau der N-Überschüsse und NH₃-Emissionen.

Minderungspotential: Ein Beispiel für die Wirkungen steigender Tierleistungen ist die Milchproduktion. Durch steigende Einzeltierleistung hat sich die Belastung der Milch aus direkten Emissionen der Milchviehhaltung und der Nachzuchtfärsen (CH₄ aus Verdauung und Wirtschaftdüngermanagement, N₂O aus Wirtschaftdüngermanagement und -ausbringung, ohne Berücksichtigung der Futterproduktion) seit 1992 (also nach weitgehendem Abschluss des Viehbestandsabbaus in den Neuen Ländern) um ca. 1 Mio. t. CO₂äq verringert, die THG-Emissionen je kg Milch gingen dabei um ca. 7 % zurück.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

Kostenwirksamkeit: Keine Klimaschutzmaßnahmen, sondern eigenständiger Prozess ohne Zusatzkosten.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Veränderte Tierzahlen über Viehzählungen erfasst, veränderte Fütterung etc. nicht oder nur unvollständig erfasst (siehe N-reduzierte Fütterung).

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Weitere Unterstützung des biologisch-technischen Fortschritts durch Forschung und Zusammenarbeit mit Beratung. Analyse der Wirkungen der Aufhebung der Milchquote auf die THG-Bilanzen.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Forschung und Beratung.

5.2.6 Umbau des Rinderbestands

Maßnahmenbeschreibung: Auf Mastnutzung ausgerichtete Nachzucht aus der Milchviehhaltung kann Mutterkuhhaltung zur Bereitstellung von jungen Mastrindern ersetzen, Färsen aus den Milchviehhaltung können statt Mutterkühen für Pflege extensiver Grünlandflächen eingesetzt werden. ‚Sexing‘ von Rindersperma kann dabei ein gezieltere Kälberproduktion ermöglichen. Ziel ist ein geringerer, aber effektiver genutzter Rinderbestand.

Technische Umsetzbarkeit: Gezielte Produktion von Mastkälbern in der Milchproduktion bereits üblich, ebenso Einsatz von Färsen zur Landschaftspflege.

Andere Restriktionen:

Positive und negative Nebeneffekte: Nutzung von Färsen zur Landschaftspflege kann zu weiterer Reduktion von THG-Emissionen und N-Überschüssen beitragen, wenn Färsen zuvor von intensiven Futterflächen ernährt wurden.

Minderungspotential:

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

Kostenwirksamkeit: Hohe Kostenwirksamkeit zu erwarten, da Mutterkuhhaltung betriebswirtschaftlich nicht wettbewerbsfähig und stark von Transferzahlungen abhängig ist.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Veränderte Tierzahlen über Viehzählungen erfasst.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Möglichkeiten der verbesserten Nutzung von Nachzucht der Milchviehherde für die Rindermast; ‚Sexing‘ von Rindersperma; Kooperationsmodelle für die Nutzung von Färsen zur Landschaftspflege, auch überregional.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung:

5.2.7 Verbesserung der N-Ausnutzung und Abbau von N-Bilanzüberschüssen im Agrarsektor

Maßnahmenbeschreibung: Steigerung der Ausnutzung von N-Düngern (Umsetzung von gedüngtem Stickstoff in Ertrag) zur Vermeidung unproduktiver Überschüsse und damit verbundener, direkter und indirekter N_2O -Emissionen, nach Möglichkeit unter Beibehaltung hoher Produktivität (keine Extensivierung).

Technische Umsetzbarkeit: Die beobachtete Streuung der Zufuhr von mineralischem N-Dünger je Hektar in landwirtschaftlichen Betrieben mit ähnlicher Struktur (siehe Abb. 5.3) zeigt, dass sehr unterschiedliche, einzelbetriebliche N-Ausnutzungsgrade auftreten. Dies lässt entsprechende Verbesserungsmöglichkeiten besonders bezüglich der Ausnutzung des Wirtschaftsdüngers erwarten. Die Streuung lässt sich nicht allein durch die Zufuhr von N aus tierischen Ausscheidungen je Hektar erklären. Zu vergleichbaren Ergebnissen bezüglich der starken Streuung der Mineraldünger-N-Zufuhr kommt auch Hege (2003) auf Grundlage einer Auswertung einzelbetrieblicher Hoftorbilanzen. Für die Senkung von N-Bilanzüberschüssen stehen eine Vielzahl von einzelnen technischen Maßnahmen zur Verfügung (vgl. Tabelle 5.2).

Andere Restriktionen: Produktpreissteigerungen können den Anreiz für höhere N-Düngung verstärken; zunehmende Ertragsschwankungen aufgrund klimatischer Extreme können die N-Ausnutzungen in der Agrarproduktion vermindern.

Positive und negative Nebeneffekte: Einsparung von N-Mineraldünger, Verringerung der N-Auswaschung in Gewässer und gasförmiger NH_3 -Verluste.

Minderungspotential: Es sind erhebliche Potentiale für eine Steigerung der N-Ausnutzung zu vermuten. Bei Umsetzung der gemäß Düngeverordnung ab dem Jahr 2011 geltenden maximalen N-Nettosalden von 60 kg N/ha können in Abhängigkeit von der Umsetzung Rückgänge der N-Überschüsse von zwischen 10 und 20 kg N/ha LF erwartet werden. Bei Eröffnung von mehr Freiheitsgraden bei der Berechnung der betrieblichen Nährstoffvergleiche können Wirkungen aber auch ganz ausbleiben.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

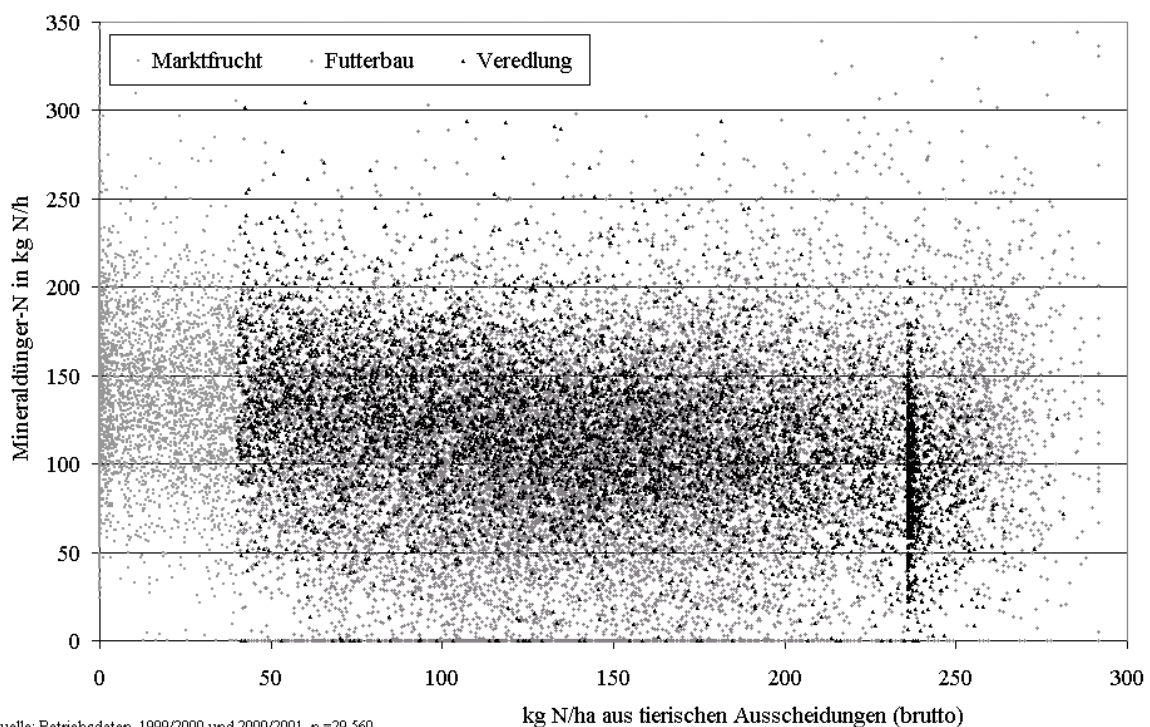
Kostenwirksamkeit: Ohne Berücksichtigung von THG-Emissionen aus der Vorkette und unter der Annahme, dass N-Überschüsse reduziert werden (dadurch Vermeidung direkter und indirekter N_2O -Emissionen und Einsparung von N-Mineraldünger), entsprechen Vermeidungskosten von 1 € pro kg N einer Kostenwirksamkeit von ca. 30 €/t $CO_{2\text{äq}}$. Derart geringe Kosten je kg reduzierter N-Überschuss sind aber kaum erreichbar, unter simultaner Berücksichtigung von Klima- und Wasserschutzzielen stellen sich Maßnahmen aber günstiger dar.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Kontrolle des betrieblichen N-Überschusses bzw. der N-Ausnutzung schwierig, erfordert klare Vorgaben für die Bilanzierung sowie Rückverfolgbarkeit und Angaben auf Lieferscheinen.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Zeitnahe Evaluierung der Umsetzung der Düngeverordnung in Deutschland, Analyse von Strategien zur N-Überschussreduktion unter Berücksichtigung von Synergien mit Wasserschutzzielen, Möglichkeiten zur Reduzierung der N₂O-Bildung (z. B. durch Denitrifikationshemmer).

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Düngeverordnung, Agrarumweltmaßnahmen, investive Förderung (Lager, Ausbringungstechnik), Auflagen zur Güllelagerung und Wirtschaftsdüngerausbringung im Herbst, verschiedene ökonomische Instrumente (N-Steuer, Quote, Überschussabgabe).

Abbildung 5.3: Verteilung der Mineraldünger-N-Zufuhr je Hektar LF (ohne Stilllegung und Brache) in Betrieben mit unterschiedlichem Aufkommen an N aus tierischen Ausscheidungen



Quelle: Betriebsdaten, 1999/2000 und 2000/2001, n=29.560

Quelle: Osterburg (2008)

Tabelle 5.2: Schätzwerte für die Kostenwirksamkeit einer Reduzierung von N-Bilanzüberschüssen in landwirtschaftlichen Betrieben

	€/ kg N Bilanzreduzierung		
	min.	Mittel	max.
Reduzierte N-Mineraldüngung (Acker) inkl. Verzicht auf Spätgabe Getreide	1,3	2,7	15,0
Zeitpunkt der N-Mineraldüngung auf Acker	1,0	2,0	∞
Einsatz stabilisierter N-Mineraldünger bei Wintergetreide und Kartoffeln	1,3	3,0	∞
Einsatz des CULTAN-Verfahrens	1,3	4,0	∞
Verbesserte N-Mineraldüngerabgabetechnik (Exaktstreuer)	0,9	2,6	∞
Reihendüngung in Kartoffeln	1,3	2,6	∞
Grünlandextensivierung	1,3	3,3	15,0
Extensive Weidewirtschaft	0,8	1,9	5,5
Wirtschaftsdüngermanagement im Betrieb (Stall, Lagerung)	0,7		4,0
Einsatz von grundwasser-schonender Gülleausbringungstechnik	0,4	1,0	3,5
Einsatz grundwasserschonender Ausbringungstechnik für Festmist	1,2	2,3	3,5
keine Wirtschaftsdüngerabgabe nach Ernte	0,3	0,7	1,5
Verlängerung der Sperrfristen für Wirtschaftsdünger	0,8	1,3	2,5
Düngeplanung	0,2	0,4	2,0
Frühjahrs-Nmin-Analyse zur Unterstützung der Düngeplanung	0,4	3,0	∞
Pflanzenanalysen zur Unterstützung der Düngeplanung	0,5	2,0	-6,0
Wirtschaftsdünger-Analysen zur Unterstützung der Düngeplanung	0,1	0,5	∞

Quelle: Osterburg et al., 2007.

5.2.8 Kohlenstoff-Festlegung in ackerbaulich genutzten Böden

Maßnahmenbeschreibung: Erhöhung des Bodenkohlenstoffgehalts von Ackerflächen durch Veränderung der Bodenbearbeitung (reduzierte Bodenbearbeitung), Zufuhr von organischer Substanz und Fruchtfolge.

Technische Umsetzbarkeit: Reduzierte Bodenbearbeitung ist weit verbreitet und in vielen Ländern Fördergegenstand der ELER-Verordnung. Eine dauerhaft pfluglose Bodenbewirtschaftung ist in Deutschland eher selten, hierzu fehlen genauere Daten.

Andere Restriktionen: Fruchtfolgeprobleme (Pilz- und Insektenbefall, z. B. Fusarien und ; Maiszünsler) begrenzen eine dauerhafte und stark reduzierte Bodenbearbeitung.

Positive und negative Nebeneffekte: Beitrag zum Erosionsschutz; Maßnahme zur besseren Nutzung des Bodenwassers; Schutz der Oberflächengewässer vor Einwaschung von Feinsediment und Phosphat; Einsparung von Treibstoff aufgrund geringerer Bodenbearbeitungsintensität, Erhöhung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes

Minderungspotential: Je Hektar und Jahr ist mit einem geringem Aufbau des Bodenkohlenstoff-Vorrats von unter 1 t CO₂ zu rechnen, die Maßnahme wirkt daher nur langfristig und unter Beibehaltung der notwendigen Managementmaßnahmen. Kurzfristige Änderungen sind aufgrund von Messungenauigkeiten nur schwer festzustellen.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Reversibel, periodisches Pflügen, Umstellung der Fruchtfolge und dauerhafte Rückumstellung auf konventionelle Bodenbearbeitung führen zur Auflösung des angewachsenen Bodenkohlenstoffvorrats.

Kostenwirksamkeit: Klimaschutz kann als Nebeneffekt von Energieeinsparungen, Erosionsschutz und wassersparendem Flächenmanagement angesehen werden, hohe Kosten des Monitorings bei Bodenuntersuchungen.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Hohe Kosten von Bodenuntersuchungen, das Monitoring muss aufgrund der langsamen Änderungen langfristig angelegt sein. Umsetzung reduzierter Bodenbearbeitung ist leicht überprüfbar, ein periodisches Pflügen kann dagegen bei gelegentlichen Stichprobenkontrollen nur schwer ausgeschlossen werden.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Aufbau eines Bodenmonitoringsystems; Analyse der Möglichkeiten dauerhaft reduzierter Bodenbearbeitung; Wirkungen periodischer Wechsel mit Pflug/pfluglos; Überprüfung von Maßnahmen zum Boden-C-Management für die Zeit nach 2012.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Förderung reduzierter Bodenbearbeitung.

5.2.9 Ökologischer Landbau

Hans Marten Paulsen, Institut für ökologischen Landbau

Dem Referat 526 des BMVEL liegt seit Ende 2007 ein umfangreiches Gutachten der FAL/vTI über die Klimawirksamkeit des ökologischen Landbaus vor. Ergänzt werden diese Einschätzungen zur Klimarelevanz des ökologischen Landbaus im Beitrag: Rahmann et al. (2008). Wesentliche Einschätzungen aus diesen Arbeiten werden im Folgenden wiedergegeben.

Maßnahmenbeschreibung: Erhöhung des Anteils der ökologischen Bewirtschaftung von Flächen und der ökologischen Tierproduktion.

Technische Umsetzbarkeit: keine technischen Restriktionen, weitere Optimierung der Produktion hinsichtlich der THG-Emissionen möglich

Andere Restriktionen: Zunehmende Importsituation für ökologische Produkte nach Deutschland verschärft Wettbewerb und hemmt die Einführung

Positive und negative Nebeneffekte: Verminderung des Energieeinsatzes, dezentrale Erzeugung und Vermarktung als Leitbild, geringere Belastung der Vorkette der Produktion mit THG, weniger Importprodukte aus ungeprüfter Herkunft, weitere positive Effekte; Biodiversität, Tiergerechtigkeit

Minderungspotential: Aufgrund der derzeit guten Vermarktungsoptionen für ökologische Produkte ist eine weitere Ausdehnung des ökologischen Landbaus zu erwarten

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Akkumulation von Boden-C, Minderung des Energieeinsatzes pro Fläche, produktgebundene THG-Emissionen bei optimalen Management auf Niveau optimierter konventioneller Systeme

Kostenwirksamkeit: nicht ermittelt

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Flächennutzung gut kontrollierbar, Kontrolle der Bewirtschaftung durch unabhängige Kontrollorganisationen

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Hinsichtlich der Verbesserung der Verringerung der THG-Bilanzen wird folgender Forschungsbedarf gesehen: Quantifizierung der C-Akkumulation im Boden, Objektivierung von Ökobilanzierungsansätzen und Systemgrenzen, Managementoptimierung zur Verbesserung der Produktivität und THG-Bilanz, Integration von Systemen zur Erzeugung und Nutzung von regenerativen Energiequellen, Effekte dezentraler Erzeugungs- und Distributionssysteme auf die THG-Emissionen, Op-

timierung der ökologischen Tierfütterung, Richtlinien für die Ausrichtung der ökologischen Produktion hinsichtlich des Klimaschutzes schaffen

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Förderung der Einführung ökologischer Produktion

5.2.10 Einsparung fossiler Energieträger im Agrarsektor

Maßnahmenbeschreibung: Einsparung fossiler Energieträger im Agrarsektor durch effizientere Technologien, energiesparende Verfahren (reduzierte Bodenbearbeitung, Außenklimaställe) und Substitution durch erneuerbare Energien.

Technische Umsetzbarkeit: Fortlaufender Prozess, der durch steigende Energiepreise und Energiesteuern befördert wird.

Andere Restriktionen: Ggf. hoher Investitionsbedarf

Positive und negative Nebeneffekte: Einsparung von Energiekosten, Entwicklung neuer Technologien

Minderungspotential: Begrenzt, da der Agrarsektor mit 6,5 Mio. t CO_{2äq} nur geringen Anteil an gesamten THG-Emissionen aus fossilen Energieträgern hat. Schwerpunkte bilden Gewächshäuser, Ställe (Schweine, Geflügel), Bodenbearbeitung und Transporte.

Dauerhaftigkeit der Klimaschutzwirkung: Dauerhafte Wirkung.

Kostenwirksamkeit: Bei energiesparenden Neuinvestitionen hohe Kostenwirksamkeiten zu erwarten.

Kontrollierbarkeit und Monitoring: Einzelbetriebliche Kontrollen nicht sinnvoll, Wirkungsmonitoring erfolgt über gesamtwirtschaftliche Energieverbrauchsbilanzen.

Unsicherheiten / weiterer Forschungsbedarf: Analyse von Schwerpunkten zur Förderung innovativer Technologien und zum Einsatz erneuerbarer Energien.

Politikmaßnahmen zur Umsetzung: Forschung und Entwicklung, Beratung (Energie-Check), Investitionsförderung, Energiesteuern und Abbau von energiebezogenen Beihilfen.

5.2.11 Exkurs: Stand der Technik und Forschung zur Minderung von Emissionen klimarelevanter Schadgase aus der Landwirtschaft (CH₄, N₂O) - Teilbereich Wirtschaftsdünger-Management

Frank Schuchardt (Koordinator), Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

Das vTI verfügt mit dem Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik über eine Einrichtung, die sich seit Jahre mit Treibhausgasemissionen aus dem Wirtschaftsdünger-Management befasst. Im Folgenden werden die Ergebnisse eines Teilgutachtens zum Stand der Forschung und weiterem Forschungsbedarf in diesem Bereich dargestellt.

1. Bereich Stall/Hof

1.1 Biogasanlagen

Peter Weiland, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

Beitrag zur Verringerung von CH₄- und N₂O-Emissionen

Die anaerobe Behandlung von Gülle und Festmist in Biogasanlagen stellt eine besonders wirksame Maßnahme dar, um die bei der Lagerung von Wirtschaftsdünger auftretenden Emissionen an Methan zu vermindern. Im Vergleich zum unbehandelten Zustand weisen die vergorenen Wirtschaftsdünger einen wesentlich geringeren Gehalt an leicht abbaubarem Kohlenstoff auf, wodurch die Freisetzung von Methan während der Lagerung erheblich reduziert wird. Je nach Betriebsweise der Biogasanlage werden Wirkungsgrade zwischen 70 und 95 % erreicht [1, 2]. In der Regel erfolgt bisher jedoch keine alleinige Vergärung von Wirtschaftsdünger sondern eine Kofermentation zusammen mit nachwachsenden Rohstoffen. Da die pflanzlichen Rohstoffe aufgrund des allgemein hohen Rohfasergehalts und den in der Praxis üblichen Verweilzeiten nicht vollständig im Fermenter abgebaut werden, entstehen bei offener Lagerung der Gärrückstände zusätzliche Methanemissionen. Diese können bei einstufiger Prozessführung und kurzen Verweilzeiten von unter 100 Tagen zu Methanverlusten führen, die mehr als 5 % der Methanproduktion des Fermenters betragen [3]. Das Gärrestlager von Biogasanlagen sollte daher grundsätzlich gasdicht abgedeckt und mit der Gasverwertungsstrecke verbunden sein [7].

Stand der Technik

Für die gasdichte Abdeckung des Gärrückstandslagers und dessen Einbindung in die Gasverwertung sind verschiedene technische Lösungen am Markt verfügbar. Es handelt sich überwiegend um Folienabdeckungen, die bei einschaliger Bauweise eine stützende Unterkonstruktion erfordern oder in Form eines Tragluftdachs ohne eine tragende Dachkonstruktion auskommen. Aufgrund fehlender Vorschriften verfügt bisher nur ein geringer Teil der Biogasanlagen über ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager.

Neben den Methanemissionen aus dem Gärrestlager tritt bei der motorischen Verbrennung des Gases ein Methanschluß auf, der vom Motortyp abhängt und bauartbedingt nicht vollkommen vermieden werden kann.

Stand der Forschung

Eine bundesweite Erhebung zeigt, dass von 350 untersuchten Anlagen, die sämtlich nach 2004 in Betrieb gegangen sind, lediglich 35 % über ein gasdicht abgedecktes Gärrestlager verfügen. Dabei bestehen erhebliche regionale Unterschiede. Während in Niedersachsen bereits 50 % der Neuanlagen eine gasdichte Abdeckung aufwiesen, ist der Anteil in Bayern (28 %), Baden-Württemberg (25 %) und Brandenburg (20 %) wesentlich geringer [4, 5].

Untersuchungen des Methanschlußes an verschiedenen zur Gasverwertung eingesetzten Motorbautypen haben gezeigt, dass die Höhe des Anteils an unverbranntem Methan im Abgas in erheblichem Umfang von der Motoreneinstellung abhängt und durch regelmäßige Wartung vermindert werden kann [6, 7].

Forschungsbedarf

Bei Biogasanlagen treten diffuse Methanemissionen auf, für die bisher keine Messdaten vorliegen und daher pauschal mit einem Anteil von ca. 1 % der Methanproduktion angenommen werden. Dabei handelt es sich vor allem um die Methanverluste durch das Foliendach und externe Gasspeicher sowie um Verluste durch das Auslösen der Überdrucksicherung. Zur Quantifizierung der Verluste sind Messungen an ausgewählten Praxisanlagen notwendig.

Nach Verabschiedung der Gasnetzzugangsverordnung am 12.03.2008 muss mit einer steigenden Anwendung von Gasaufbereitungsverfahren gerechnet werden, die zu zusätzlichen Methanemissionen führen. Um die Wirksamkeit der verschiedenen in der Praxis eingesetzten Verfahren bewerten zu können, ist eine Evaluierung der zum Teil neuartigen Verfahren erforderlich. Hiermit können abgesicherte Aussagen über die technisch erreichbaren Grenzwerte gewonnen werden, die für die Ausgestaltung zukünftiger Verordnungen benötigt werden.

Literatur

- [1] MIDAIR (2004): Greenhouse gas mitigation for organic and conventional dairy production. Final Report, EU-Contract EVK2-CT-2000-00096
- [2] Wulf, S. et al. (2003): Untersuchungen der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Vermeidungsstrategien. Bonner Agrikulturchemische Reihe, Bd. 16
- [3] Weiland, P. et al. (2005): Ergebnisse des Biogas-Messprogramms. Hrsg. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V., Gülzow
- [4] Weiland, P. et al. (2006): Bundesmessprogramm zur Bewertung neuartiger Biomasse-Biogasanlagen. 1. Zwischenbericht zum FNR-Vorhaben FKZ 22003405
- [5] Vogtherr, J. et al. (2007): Restgaspotential von NawaRo-beschickter Biogasanlagen in Baden-Württemberg. In: Fortschritt beim Biogas. Tagungsband zur Internationalen Biogaskonferenz, Stuttgart, S. 77-84
- [6] Effenberger, M. (2008): Landwirtschaftliche Biogasproduktion: Stimmt die Klimabilanz? In: Biogas effizient und verlässlich. Tagungsband zur 17. Jahrestagung des Fachverbands Biogas e.V, Nürnberg, S. 61-65
- [7] Ebertsch, G. (2008): persönliche Mitteilung, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg

1.2 Gülle-/Jauchelager

Jan-Gerd Krentler, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

Beitrag zur Verringerung von CH₄- und N₂O-Emissionen

Die Abdeckung von Gülle-/Jauchelagern gilt als besonders effektive Maßnahme zur Verringerung bzw. Vermeidung von Emissionen klimarelevanter Schadgase aus der tierischen Produktion. Hierbei lassen sich Wirkungsgrade zwischen 80% und 100% erreichen [1]. Ein sehr schwer wiegendes Problem stellt die Möglichkeit tödlicher Unfälle durch Gülle dar. Matting [2] stellte fest, dass selbst kleine Gasmengen für Menschen und Tiere schon tödlich sein können. Die Erforschung dieser Unfälle durch Hammer [3] zeigte, dass viele Landwirte diese Gefahr unterschätzen.

Stand der Technik

Bei den Abdeckungen für Güllebehälter zum Zwecke der Verhinderung von Schadstoffemissionen (nicht: Witterungseinflüsse) werden schwimmende und feste Abdeckungen unterschieden. Die Wahl einer solchen Abdeckung wird wesentlich durch das Baumaterial und die Bauform des Behälters beeinflusst. In Deutschland werden folgende Materialien eingesetzt [4]:

- monolithische Behälter aus Stahlbeton,
- Stahlbetonbehälter aus vorgefertigten Elementen,
- Behälter aus gepressten Holzkohlen auf einer Stahlbetonbodenplatte,

- Beschichtete Stahlplatten mit verschiedenen Profilen auf Stahlbeton-bodenplatte,
- kunststoffausgekleidete Erdbecken

a) Schwimmende Abdeckungen

Bei der Lagerung von Gülle entmischt sich diese, wobei sich eine Schwimmschicht an der Oberfläche bildet. Dieser Effekt führt bereits zu einer signifikanten Verminderung der Emissionen. Nachteilhaft ist jedoch, dass es bis zu drei Wochen dauert, bis sich eine feste Schicht gebildet hat. Eine andere Möglichkeit besteht durch den Zusatz von gehäckseltem Stroh oder Perlite als Schwimmschicht. Hierbei besteht die Gefahr, dass ein Teil dieser Schicht durch den Wind abgeblasen oder auch beiseite gedrückt werden kann. Großflächige Güllelager werden durch miteinander verschweißte Kunststoffbahnen abgedeckt, die auf schwimmenden, konisch geformten Styrofoamkörpern mit 80 cm Durchmesser im Abstand von je 3 m aufliegen. Diese Schwimmkörper werden mit der Abdeckung verschraubt.

b) Feste Abdeckungen

Eine Übergangsform von den schwimmenden zu den festen Abdeckungen stellt das so genannte Zelt dar. Es besteht zwar aus fester PE-Folie, wird aber in Behältermitteln durch einen in der Länge verschiebbaren Mast gehalten. Daher eignet sich diese Bauform besonders für runde Behälter. In den Rand dieser Abdeckungen wird ein Stahlseil eingelassen, durch dessen Anspannung die Behälterdichtheit hergestellt wird.

Stand der Forschung

Tautz und Westendarp [5] verglichen verschiedene Möglichkeiten von Güllebehälterabdeckungen in Bezug auf Geruchsemissionen. Sie fanden, dass die schwimmenden Abdeckungen nicht schlecht sind, aber für eine Langzeitnutzung schlagen sie das so genannte Zelt vor. Eine ähnliche Diskussion wurde durch Ratschow [6] geführt. Seine Schlussfolgerung war, dass eine leichte Abdeckung ausreichen sollte. Diese leichten Abdeckungen können entweder aus Textilien oder aus festen Kunststoffteilen hergestellt sein, die zu einem zeltartigen Gebilde zusammengeführt werden können. Diese Abdeckungen aus festem Kunststoff werden inzwischen jedoch nicht mehr gebaut, weil sie im Vergleich zu den Textilien zu teuer sind.

In kleineren Güllebehältern sind Abdeckungen aus dem gleichen Material wie der Behälter möglich, die dann auch statisch durch das Material getragen werden und keine eigene Stützkonstruktion benötigen. Dieses kann z.B. bei Stahlbetonbehältern gemacht werden, und im Falle von unterirdischen Behältern können sogar Lasten durch Fahrzeuge getragen werden. Obwohl dieses die teuerste Art einer Abdeckung ist, ist sie manchmal in engen Hoflagen z.B. in Süddeutschland unvermeidbar.

Forschungsbedarf

Da alle vorgenannten Konstruktionen technisch ausgereift sind, besteht zurzeit kein aktueller Forschungsbedarf. Wegen der rapiden Entwicklung neuer Betonkonstruktionen (z.B. Faserbeton, der kein Moniereisen benötigt) kann sich das jedoch schnell ändern. Beton hat sich bereits als sehr zuverlässiger Baustoff für Abdeckungen bewährt, ist jedoch für eine Reihe von Anwendungen z. Zt. zu schwer.

Literatur

- [1] Krentler, J.-G. 1999: The building of manure storage containers with covers in accordance with new safety standards. Tagungsband AG Eng Oslo auf CD, erschienen Aug. 1999; 98-B-054
- [2] Matting, H.W. 1985: Unfälle mit Flüssigmist vermeiden; 40. Jahrgang Landtechnik, H.7/8, S. 326-327
- [3] Hammer, K. 1983: Vergiftungsunfälle bei der Gülleentnahme vermeiden. 38. Jahrgang Landtechnik, H.10, S. 423-426
- [4] Koch, F. 2008: Dichtheit von landwirtschaftlichen Lagern. Bauen für die Landwirtschaft 46. Jahrgang Landtechnik, H.1, S. 3-6
- [5] Tautz, D. und Westendarp, H. 1994: Lagerung-Gülle unterm Zelt. Landwirtschaftsblatt Weser-Ems 141(4), S.31-32
- [6] Ratschow, J.P. 1982: Deckel gegen Geruch. Bauernzeitung Brandenburg 33(4), S.20-21

1.3 Festmistlager

Jan-Gerd Krentler, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

Beitrag zur Verringerung von CH₄- und N₂O-Emissionen

Über die bauliche Gestaltung des Festmistlagers können die CH₄- und N₂O-Emissionen über die Gasaustauschrate in Grenzen beeinflusst werden. Bei den Genehmigungsverfahren zum Bau von Festmistlagern gelten die gleichen Anforderungen wie beim Bau von Flüssigmist- und Jauchelagern. Auch hier wird hauptsächlich auf die Dichtheit der Anlagen zum Schutz von Boden und Wasser abgestellt. Maßgebliche gesetzliche Regelungen sind das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) [1], die Neufassung der DIN 1045 [2] und die ebenfalls neu überarbeitete DIN 11622 [3]. Bei den Genehmigungsverfahren wird abweichend vom Bau von Flüssigmistlagern bisher jedoch nicht der Schutz der Atmosphäre berücksichtigt.

Stand der Technik

In den meisten Bundesländern werden kleinere Miststapel unverändert in der Feldmark angelegt, wobei behördlicherseits verlangt wird, dass der Standort jährlich wechselt. Bei größeren Anlagen zur Tierhaltung mit Festmistkette setzen sich jedoch zunehmend befahrbare Betonplatten durch, die ebenfalls zunehmend mit dreiseitigen Stützmauern umgeben werden. Das Material der Wahl ist Stahlbeton. Bodenplatten aus Ziegelsteinen oder

Steinplatten werden wegen der Forderung der Dichtheit und wegen der ansteigenden Punktlasten durch schwerere Fahrzeuge zurückgedrängt.

Stand der Forschung

Eine umfassende Aufzählung und Beschreibung der gängigen Mistlager erfolgt durch Boxenberger, Eichhorn und Seuffert [4]. Auch hier wurden auf die technische Ausführung und die Dichtheit herausgestellt, nicht jedoch mögliche Schadgase beim Festmist.

Ein Vergleich der Treibhausgasemissionen aus Schweinefestmist während der Lagerung und Kompostierung unter Berücksichtigung verschiedener Trockenrückstandsgehalte wurde von Schuchardt et al. durchgeführt [5]. Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass insbesondere thermophile Mikroorganismen für die Entstehung klimarelevanter Schadgase von Bedeutung sind.

Forschungsbedarf

Aus baulicher Sicht müssen gasdichte Abdeckungen von Festmistlagern erst noch entwickelt werden. Dies dürfte unter Zugrundelegung der zuvor beschriebenen Bauweise von befahrbaren Festmistlagern jedoch kein großes Problem sein. Es gilt, selbsttragende Abdeckungen zu konstruieren, die möglichst keine Horizontallasten verursachen. Damit könnten bereits vorhandene Lager nachgerüstet werden.

Literatur

- [1] Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushaltes (Wasserhaushaltsgesetz-WHG), Bundesgesetzblatt Jahrgang 1996 Teil 1 Nr.58, Bonn 18.Nov.1996
- [2] DIN 1045 – Beton und Stahlbeton, Benth-Verlag Berlin 2006; (Parallel: Europäische Norm DIN EN 206-1)
- [3] DIN 11622 – Gärfuttersilos und Güllebehälter, Benth-Verlag, Berlin 2007
- [4] Boxenberger, J.; Eichhorn, H. und Senffert, H. 1994: Stallmist fest und flüssig – Entmisten, Lagern, Ausbringen; Beton Verlag Düsseldorf, S.1-197
- [5] Schuchardt, F.; Wolter, M. und Prayitno, S. 2002: Comparison of greenhouse gas emissions from solid pig manure during storage versus during composting with respect to different dry matter contents. Landbau-forschung Völkenrode 52 (2002), H.3, S.167-174

1.4 Güllebehandlung (Bearbeiter: Frank Schuchardt)

Frank Schuchardt, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

Beitrag zur Verringerung von CH₄- und N₂O-Emissionen

Insbesondere die Biomethanisierung kann einen wesentlichen Beitrag zur Verringerung von Emissionen klimarelevanter Schadgase leisten durch Vermeidung von Methan- und Lachgasemissionen bei der Lagerung der Gülle im Stall bzw. in Lagerbehältern aber auch bei der Ausbringung [1].

Durch eine Stickstoffabtrennung kann Gülle bzw. der daraus abgetrennte Stickstoff bedarfsgerecht eingesetzt werden, was zu einer Minderung von N₂O-Emissionen führen kann.

Stand der Technik

Die Ziele der Güllebehandlung sind:

- Verbesserung der Handhabung für die Ausbringung
- Verringerung der Geruchsemissionen
- Verringerung der Ammoniakemissionen
- Abtrennung von Nährstoffen
- Entseuchung
- Gewinnung von Biogas
- Gewinnung von organischen Düngern (Kompost)

Folgende verfahrenstechnischen Elemente sind für Gülle untersucht und erprobt worden [2] [3]:

- Mechanische Stofftrennung
 - Feststoffseparierung
 - Mikrofiltration, Ultrafiltration und Umkehrosmose
- Biologische Stoffumwandlung
 - Anaerobe Behandlung (Methangärung)
 - Aerobe Behandlung
 - Anoxische Behandlung (Denitrifikation)
 - Aerob-thermophile Behandlung
- Kompostierung

- Thermisch/physikalische Stofftrennung
 - Verdampfung
 - Ammoniakstrippung
- Chemische Fällung
 - Fällung von Calciumphosphat
 - Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP)
- Zusatz von Additiven (Säuren, Mineralien, Mikroorganismen)

In einem BMBF-Förderschwerpunkt "Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung" wurden von 1990 bis 1997 insgesamt 29 Vorhaben mit 21 Mio. EUR gefördert (ca. 60 % des gesamten Forschungs- und Investitionsaufwandes). Die wesentlichen Ergebnisse sind [2, S. 267]:

- Der Stand des Wissens und der Technik hinsichtlich Behandlung und Verwertung von Wirtschaftsdüngern hat durch die Forschungsarbeiten (einschließlich Demonstrationsanlagen) einen wesentlichen Fortschritt erreicht.
- Der Stand des Wissens und der Technik wird als "gut" bezeichnet.
- Der Kosten-Nutzen-Effekt für Verfahren zur Verbesserung der Gülleeigenschaften (insbes. Vergärung) ist "gut".
- Der Kosten-Nutzen-Effekt für Verfahren zur Nährstoffabtrennung (Teil- oder Totalreinigung), eine wesentliche Maßnahme zur Verringerung von Ammoniakemissionen, wird als "sehr schlecht" bewertet.
- Das wesentliche Problem ist die Umsetzung vorhandener Verfahrenstechniken in die Praxis, die für Verfahren zur Verbesserung der Gülleeigenschaften zwar als "befriedigend" angesehen werden, Verfahren zur Nährstoffabtrennung werden dagegen als "sehr schlecht" bewertet.

Der Mehrzahl der Demonstrationsanlagen zur Güllebehandlung haben ihren Betrieb nach kurzer Zeit aus wirtschaftlichen Gründen wieder eingestellt, so auch eine von FAL (Institut für Technologie und Biosystemtechnik) konzipierte Anlage zur Nährstoffabtrennung mit einer Jahreskapazität von 15.000 t [4]. Abgesehen von Anlagen zur Biomethanisierung (meist Ko-Fermentation) und zur Separierung von Feststoffen ("sehr begrenzte Verbreitung/Bedeutung in der Praxis") sind derzeit keine Anlagen zur mehrstufigen Gülleaufbereitung in Deutschland im Einsatz [5].

Stand der Forschung

Die Ergebnisse aus der Forschung zur Behandlung von Gülle sind weitgehend in praxisreife Verfahren umgesetzt worden (siehe "Stand der Technik"). Während derzeit einige Forschungsarbeiten zur Biomethanisierung durchgeführt werden, gibt es solche im Bereich

Güllebehandlung (Geruchsminderung, Minderung von Methanemissionen) nur noch im geringen Umfang (z. B. Universitäten Bonn und Göttingen).

Forschungsbedarf

Es wird kein dringender Forschungsbedarf zu Fragen der Güllebehandlung gesehen.

Literatur

- [1] Anonym (2007) Drucksache 16/5346 vom 14.5.2007. Deutscher Bundestag 16. Wahlperiode
- [2] KTBL (1999) Umweltverträgliche Gülleaufbereitung und -verwertung. KTBL Arbeitspapier 272. KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- [3] Burton C H, Turner C (2003) Manure management. Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford UK
- [4] Hahne J, Schuchardt F (1997) Aerob-thermophile Nährstoffabtrennung aus Gülle. KTBL-Arbeitspapier 242:68-76
- [5] Grimm E et al. (2002) Beste verfügbare Technik in der Intensivtierhaltung (Schweine- und Geflügelhaltung). UBA-Texte 75/02

1.5 Stallablufbehandlung

Jochen Hahne, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik

Beitrag zur Verringerung von CH₄- und N₂O-Emissionen

Die Behandlung der Stallabluf kann keinen Beitrag leisten zur Verringerung der CH₄- und N₂O-Emissionen.

Stand der Technik

Die Stallablufbehandlung ist nicht Stand der Technik in der deutschen Tierhaltung. Dies bedeutet auch, dass sie nach der geltenden Rechtslage nicht generell gefordert werden kann. Die Stallablufbehandlung kann grundsätzlich nur bei zwangsbelüfteten Stallsystemen zum Einsatz kommen (vor allem in der Schweine- und Geflügelhaltung).

Sie wird erfolgreich zur Geruchsminderung eingesetzt, wenn beispielsweise Mindestabstände zur Wohnbebauung, wie sie in der TA Luft [1] für Tierart und Tiermasse festgelegt sind, unterschritten werden (TA Luft, S. 154, Abb. 1). Ferner kann die Stallablufbehandlung zur weitgehenden Minderung von Ammoniakemissionen zum Einsatz kommen, wenn die Abstände zu empfindlichen Ökosystemen (Wald, Moor, Magerrasen, Baumschulen) unterschritten werden. Auch diesbezüglich liegt in der TA Luft eine Abstandskurve vor (TA Luft, Anhang 1, Abb. 4). Bei großen Tierhaltungen kann sie auch zur Minderung der Staubimmissionen effektiv eingesetzt werden.

Die gegenwärtig in der Tierhaltung eingesetzten Verfahren zur Stallabluftbehandlung können organische Luftverunreinigungen (NMVOC), stickstoffhaltige Stoffe (Ammoniak, Amine) und Feinstäube sehr weitgehend reduzieren. Trotz der Tatsache, dass die Abluftreinigung nicht Stand der Technik in der Tierhaltung ist, gibt es dennoch einen allgemeinen Stand der Technik der Abluftreinigung. Dieser ist in den VDI-Richtlinien 3477 [2] und 3478 [3] dokumentiert und für den Bereich der Nutztierhaltung in der KTBL-Schrift 451 [4] konkretisiert worden.

Stand der Forschung

Für den Abbau von Methan und Lachgas sind die gegenwärtig in der Tierhaltung eingesetzten Abluftreinigungsverfahren nicht geeignet. Dies liegt im Wesentlichen an der schlechten Wasserlöslichkeit beider Gase sowie den sehr kurzen Verweilzeiten der Abluft in den Abluftreinigungsanlagen aufgrund der vergleichsweise großen zu reinigenden Abluftvolumenströme. Arbeiten von Kussmaul [5] zeigen beispielsweise, dass bei einer Biofilterbelastung von 2 L/(m² min) und Temperaturen von > 10 °C Methanabbaugrade von 70 % eingehalten werden. Die Methankonzentration des Rohgases lag während der Versuche bei durchschnittlich 26 Vol-%.

Die Biofilterbelastung bei Tierhaltungsanlagen in der Praxis liegt zwischen 200 und 400 m³/(m² h). Sie beträgt damit mindestens das 1660-fache der Belastung, die für einen 70 %igen Methanabbau erforderlich wäre. Ferner liegen die Methankonzentrationen in der Stallabluft überwiegend im Bereich von 4 – 25 ppm und nicht bei 260.000 ppm wie bei den o.g. Arbeiten.

Langjährige Versuche an der Abluftreinigungsanlage in Braunschweig zeigen, dass unter Bedingungen, wie sie in der Tierhaltung vorliegen, praktisch keine Minderung der Methanemissionen zu erreichen ist [6; 7]. Auch für Lachgas zeigen die Versuche unter praxisüblichen Bedingungen keine Minderung. In der güllebasierten Schweinehaltung liegen die Lachgaskonzentrationen in der Stallluft allerdings ohnehin unter 1 ppm [6, 7].

Die wesentlichen Methanemissionen aus der deutschen Landwirtschaft entstammten 2005 nach Berechnungen von Dämmgen et al. mit 480, 2 Gg/a (= 44,5 %) aus der Verdauung von Milchkühen, gefolgt mit 327 Gg/a (= 30,3 %) von anderen Rindern [08]. Rindvieh wird ganz überwiegend in Offenställen gehalten, bei denen eine Stallabluftbehandlung nicht eingesetzt werden kann. Die N₂O-Emissionen aus der Tierhaltung sind nach [8] mit 9,8 Gg/a (= 6 %) nur in sehr geringem Umfang an den landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen beteiligt. Die Stallabluftbehandlung könnte insofern auch nur einen sehr kleinen Beitrag liefern, zumal auch in diesem Fall die höchsten Emissionen aus der Rinderhaltung stammen.

Forschungsbedarf

Für die Abluftreinigung besteht erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich der Minderung von NMVOC-, Staub – und Ammoniakemissionen, insbesondere im Bereich der stark wachsenden Geflügelmast. Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Verbesserung der Wirtschaftlichkeit von Abluftreinigungsanlagen sowie Untersuchungen zur Abscheidung von Bioaerosolen.

Ein Abbau von Methan bzw. Lachgas durch die „klassischen“ Abluftreinigungsverfahren mit den in der Tierhaltung üblichen Filterflächenbelastungen ist m.E. weder besonders sinnvoll noch wirtschaftlich darstellbar. Die Senkung der Methanemissionen aus güllebasierten Haltungsverfahren wird eher und wirtschaftlicher erreicht, wenn die Lagerung im Stall möglichst unterbunden wird und die Gülle in einem separaten Außenlager gelagert oder besser noch zur Methanerzeugung vergoren wird.

Literatur

- [1] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.7.2002. GMBI 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605
- [2] VDI 3477 (2004): Biologische Abgasreinigung – Biofilter. Ausgabe 11/2004, Beuth Verlag, Berlin
- [3] VDI 3478 (1996): Biologische Abgasreinigung – Biowäscher und Rieselbettreaktoren. Ausgabe 07/1996, Beuth Verlag, Berlin
- [4] KTBL (Hrsg.): Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen. KTBL-Schrift 451, Darmstadt 2006
- [5] Kussmaul, M.; Gebert, J.: Ein neues Verfahren zum biologischen Methan- und Geruchsabbau von Gasen aus Abfalldeponien mit passiver Entgasung. Müll und Abfall 8 (1998), S. 512 – 518
- [6] Hahne, J.; Vorlop, K.-D.: Reinigung von Abluft aus Mastschweineställen mit integrierter Stickstoffrückgewinnung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 61 (2001), S. 139-143
- [7] Hahne, J.; Vorlop, K.-D.: Treatment of waste gas from piggeries with nitrogen recovery. Landbauforschung Völkenrode 3 (51): 121-130 (2001)
- [8] Dämmgen, U.; Lüttich, M.; Haenel, H.-D.; Döhler, H.; Eurich-Menden, B.; Osterburg, B.: Landwirtschaftliche Emissionsinventare in Deutschland. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung, KTBL-Schrift 449, S. 24 - 36

2. Bereich Ausbringung

Beitrag zur Verringerung von CH₄- und N₂O-Emissionen

Die Ausbringtechnik kann keinen Beitrag zur Verringerung der CH₄- und N₂O-Emissionen beitragen. Die N₂O-Emissionen hängen ab vom Düngermanagement sowie den klimatischen Verhältnissen und dem Boden (Art und Zustand).

5.3 Konsum- und Ernährungsverhalten, Labeling und Carbon Footprints

Wie vorliegende Untersuchungen zeigen, tragen Lebensmittelverarbeitung und Handel vergleichsweise wenig zu den Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung bei (4-14%, vgl. Kapitel 4.2). Lebensmittelverarbeitung und Handel können die Treibhausgasemissionen vor allem durch eine energieeffiziente Produktion, Lagerung sowie Logistik und durch eine Minimierung von Verpackungsmaterial reduzieren.

Dagegen liegen in veränderten Ernährungs- und Konsumgewohnheiten deutlich stärkere Treibhausgasminderungspotentiale. Deshalb werden im Folgenden die Möglichkeiten der Verringerung von Treibhausgasemissionen durch den Verbraucher und die Umweltkennzeichnung und Labeling von Produkten zur Beeinflussung von Kaufentscheidungen ausführlicher erläutert.

5.3.1 Möglichkeiten der Verringerung von Treibhausgasemissionen durch den Verbraucher

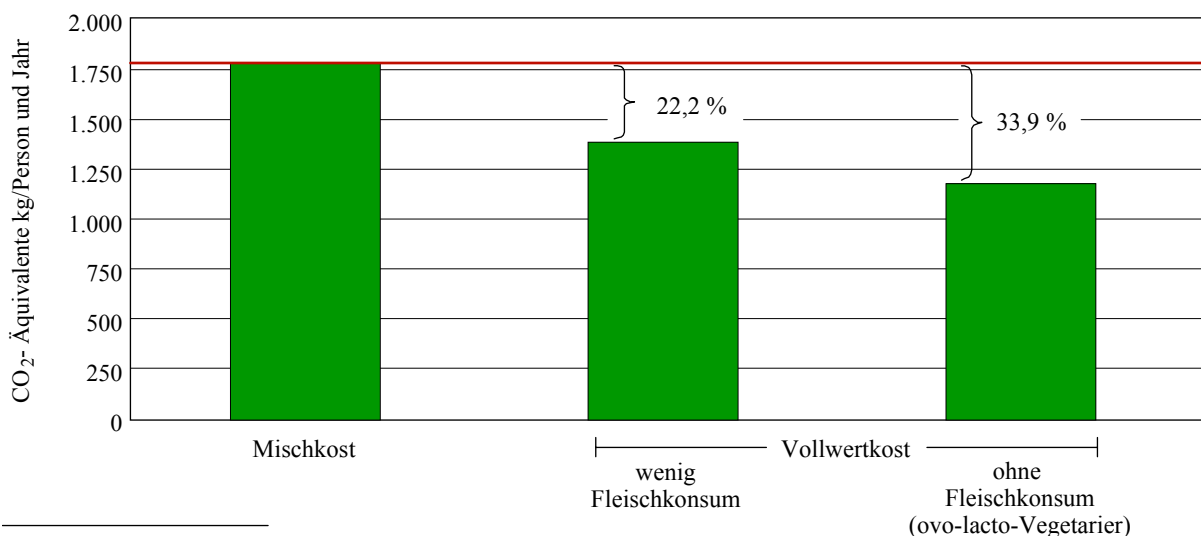
Hiltrud Nieberg, Institut für Betriebswirtschaft

Der Bereich Ernährung hat - nach dem Bereich Wohnen - einen bedeutenden Anteil an den Treibhausgasemissionen (vgl. Kapitel 4). Demnach steckt im Verbraucherbereich ein erhebliches Emissionsminderungspotential. Der Verbraucher kann durch eine Reihe von Maßnahmen, die vor allem die Kaufentscheidungen und die Ernährungsgewohnheiten betreffen, zur Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen. Im folgenden werden verschiedene Anpassungsmaßnahmen vorgestellt und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit bewertet.

Reduktion des Konsums tierischer Produkte

Da die tierischen Produkte im Vergleich zu den meisten pflanzlichen Produkten mehrheitlich mit deutlich höheren Treibhausgasemissionen verbunden sind, liegt die Empfehlung nahe, den Verbrauch von tierischen Produkten im allgemeinen und den Konsum von Rindfleisch aufgrund der hohen Emissionswerte im speziellen zu reduzieren. Die Ergebnisse von Taylor (2000), die in ihrer Dissertation drei verschiedene auf Basis von Verzehrsstudien abgeleitete Ernährungsweisen mit Hilfe verschiedener Bilanzierungsansätze im Hinblick auf deren Umweltrelevanz bewertet hat, unterstützen diese Empfehlung. Wie die Abbildung 5.4 zeigt, können Verbraucher/innen durch den Wechsel der Ernährungsweise von der Mischkost zur ovo-lacto-vegetarischen Ernährung die Treibhausgasemissionen der Ernährung um 34 % verringern.

Abbildung 5.4: Treibhausgasemissionen verschiedener Ernährungsweisen

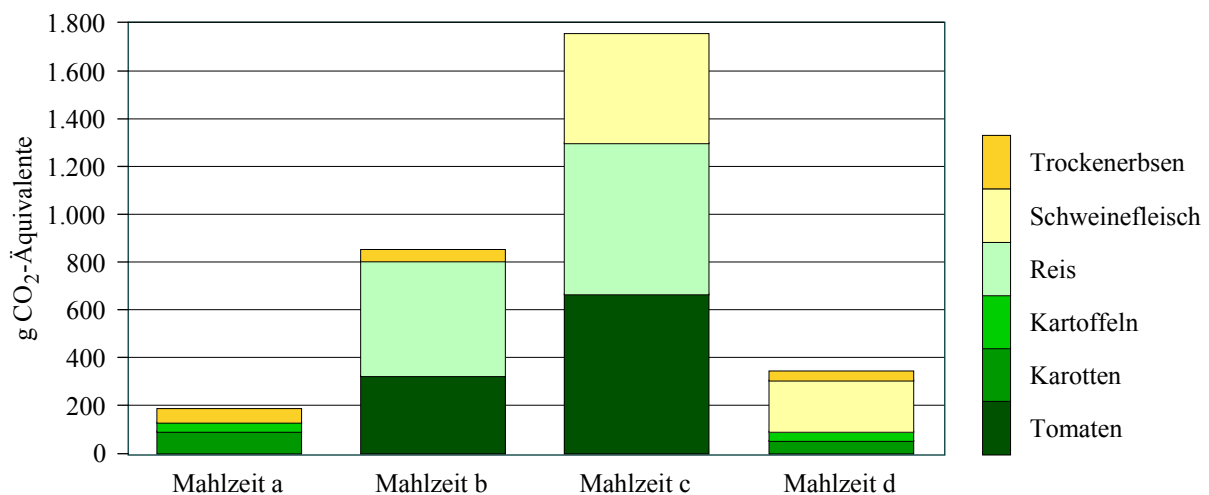


Quelle: Taylor (2000); eigene Darstellung.

Wiegmann et al. (2005) ermittelten ein etwas niedrigeres Reduktionspotential. Ihren Berechnungen zufolge reduziert eine Halbierung des Fleischkonsums die mit der Ernährung verbundenen Treibhausgasemissionen lediglich um 5,2 %.

Zu beachten ist, dass eine Verringerung des Konsums tierischer Produkte nicht zwingend mit einer verbesserten Klimabilanz einhergehen muss. Richtung und Ausmaß der Änderung bei den Treibhausgasemissionen hängen nämlich davon ab, womit der verringerte Konsum tierischer Produkte substituiert wird.

Abbildung 5.5: Treibhausgasemissionen von vier verschiedenen Mahlzeiten mit demselben Energie- und Eiweißgehalt (2 MJ und 22-24 g Protein)



Quelle: Carlsson-Kanyama (1998).

Wird beispielsweise der Schweinefleischkonsum reduziert und dafür der Verbrauch von Reis und Gemüseprodukten aus dem Gewächshaus erhöht, kann sich die Klimabilanz durch diese Ernährungsänderung sogar verschlechtern. Das zeigen zum Beispiel Berechnungen von Carlsson-Kanyama (1998). Wie der Abbildung 5.5 entnommen werden kann, ist ein vegetarisches Essen nicht zwangsläufig mit niedrigeren Treibhausgasemissionen verbunden als ein fleischhaltiges Mahl.

Verwendung energieeffizienter Geräte und deren effiziente Nutzung

Nach Angaben des Bayerischen Staatsministeriums für Wirtschaft, Infrastruktur, Verkehr und Technologie (2008) gehen etwa ein Drittel des verbrauchten Haushaltsstroms auf das Konto von Kühl- und Gefrierschrank und fast die Hälfte auf alle ernährungsbezogenen Haushaltsgeräte (Kühl- und Gefrierschrank, Elektroherd, Geschirrspüler). Werden alte Kühl- und Gefrierschränke durch neue ersetzt, ist es möglich, bis zu 40 % an Strom einzusparen. Nach Faist (2000) lässt sich der Energieverbrauch durch effiziente Kühlgeräte allerdings nur um 11 % senken. Hierbei ist zu beachten, dass die Erstellung neuer Geräte mit

einem erheblichen Energieaufwand verbunden ist. Von daher fällt die gesamte Einsparung (je nach Alter des ersetzten Gerätes) geringer aus.

Vermeidung von Lebensmittelabfällen

Der Verlust von Nahrungsmitteln im Haushalt wird in verschiedenen Studien mit bis zu 25% abgeschätzt (Recherchen von Jungbluth, 2000). Heller & Keoleian (2003) haben für die USA festgestellt, dass etwa 26 % der Lebensmittel weggeworfen werden. Würden von den Haushalten im Durchschnitt nur 10 und nicht die in Europa geschätzten 25 % der Lebensmittel vernichtet werden, so könnten die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen um 15 % gesenkt werden. Hier besteht also ein erhebliches, bisher wenig beachtetes Einsparpotential.

Saisonales Gemüse und Obst bevorzugen, Verzicht auf Produkte aus dem beheizten Gewächshaus

Wie oben schon beschrieben, bestehen große Unterschiede in der Klimabilanz zwischen Obst und Gemüse, das frisch verkauft wird, und Produkten, die außerhalb der Saison und in beheizten Gewächshäusern angebaut wurden. Beispielsweise sind die Treibhausgasemissionen von Bohnen aus beheizten Gewächshäusern knapp 29-mal so hoch wie die von Bohnen aus dem Freiland.

Verzicht auf mit dem Flugzeug transportierte Produkte. Auswahl von Produkten mit kurzen Transportwegen (Regionale Erzeugnisse)

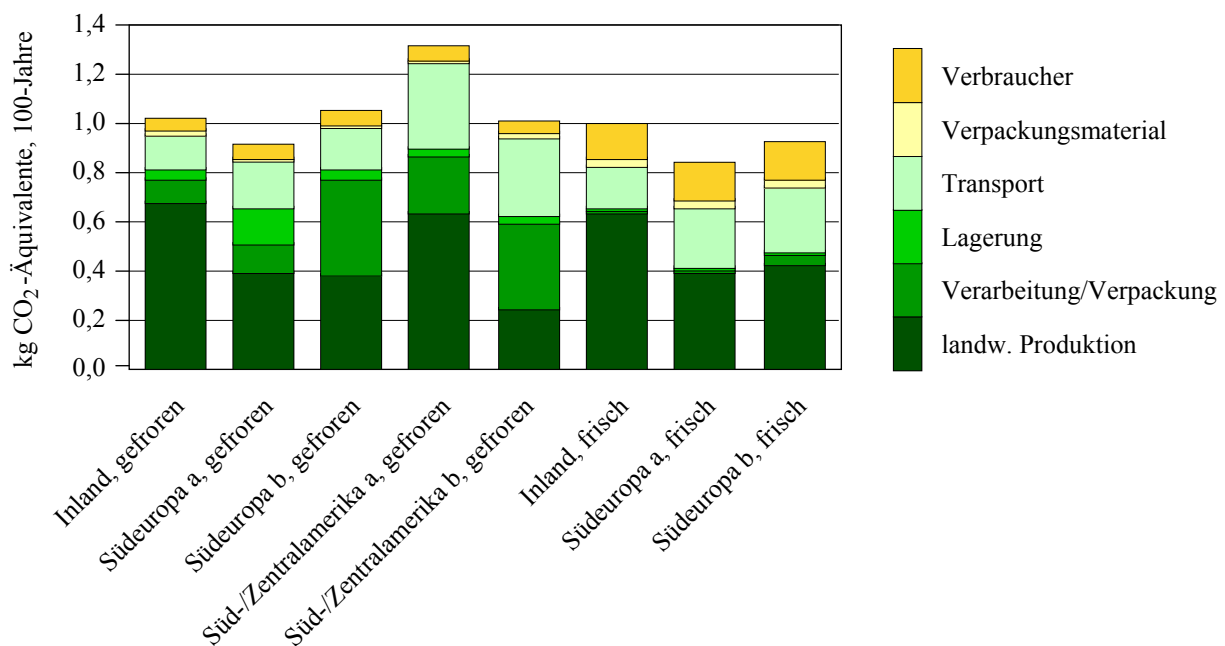
Nach Kramer et al (1994) hat der Gütertransport nur einen Anteil von knapp 4 % an den gesamten Treibhausgasemissionen des Bereichs Ernährung. Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz von Haushaltsgeräten (Verringerung des Energieverbrauchs um 11 % durch effiziente Kühlgeräte, s.o.) sind demnach effektiver als Maßnahmen zur Reduktion von Gütertransporten. Der Transport kann jedoch – vor allem bei Flugtransport – bei einzelnen Produkten einen erheblichen Anteil an der Klimabilanz haben. Wie Berechnungen von Demmeler (2007) zeigen, sind die Treibhausgasemissionen für Erdbeeren, die aus Südafrika mit dem Flugzeug nach München transportiert werden, 191-mal höher als die von Erdbeeren aus der Region und immer noch 53mal höher als die von Erdbeeren, die mit dem LKW aus Italien nach München transportiert werden.

Doch nicht immer sind regionale Produkte im Hinblick auf ihre Klimabilanz günstiger zu beurteilen. Regionale Produkte, die beispielsweise lange gelagert und gekühlt werden müssen, können frischen Produkten aus Übersee, die mit dem Schiff transportiert wurden, unterlegen sein. So zeigen Berechnungen von Milà i Canals et al. (2007), dass Äpfel, die aus der südlichen Hemisphäre (Südafrika, Chile etc.) per Schiff nach England kommen, gegenüber in England produzierten Äpfeln, die bis zum Frühjahr/Sommer im Kühlhaus

lagen⁴, bezüglich ihres Energieverbrauchs nicht schlechter und im Vergleich zu Äpfeln, die aus anderen europäischen Ländern nach England transportiert wurden, teilweise deutlich besser abschneiden.

Auch die Berechnungen von Lagerberg-Fogelberg & Carlsson-Kanyama (2006) für Broccoli zeigen, dass regionale Produkte im Hinblick auf Treibhausgasemissionen nicht immer die bessere Wahl sind (siehe Abbildung 5.6). Die unterschiedlichen Produktionssysteme und Ertragshöhen in den verschiedenen Ländern sind in diesem Beispiel bedeutend. So wiegen die günstigeren Produktionsbedingungen in Südeuropa die transportbedingte Treibhausgasemissionen auf. Dieser Zusammenhang ist besonders dann relevant, wenn das ausländische Gemüse im Freiland und das inländische Gemüse im Gewächshaus produziert wird.

Abbildung 5.6: Treibhausgasemissionen für Broccoli in Schweden bei unterschiedlicher Herkunft und Verarbeitung



Quelle: Lagerberg-Fogelberg & Carlsson-Kanyama (2006).

Darüber hinaus können „sekundäre Transporte“ dazu führen, dass regionale Produkte vergleichsweise weniger klimaverträglich sind: Wird z.B. das Futter für die Tiere importiert (Soja aus Brasilien), so können die Gesamtemissionen der regionalen Produkte, die aus

⁴ Blanke & Burdick (2005) errechneten für Äpfel, die aus Neuseeland per Schiff nach Deutschland kommen, gegenüber deutschen Äpfeln, die 150 Tage im Kühlhaus lagen, noch einen Mehrbedarf an Energie von 27%.

diesen Tieren erstellt werden, diejenigen des importierten Endproduktes (Hähnchenfleisch aus Brasilien) übersteigen (vgl. Lagerberg-Fogelberg & Carlsson-Kanyama, 2006).

Nach Wiegmann et al. (2005) schneiden regionale Lebensmittel bei den transportbedingten Treibhausgasemissionen nicht per se besser ab, da die Transporte in der Region mit kleineren Fahrzeugen durchgeführt werden und häufig durch eine geringere Auslastung und schlechtere Logistikketten gekennzeichnet sind. Demmeler (2008) ermittelte allerdings in seiner Dissertation, dass regionale Lebensmittelbereitstellungssysteme hohe Ressourceneinsparpotentiale aufweisen können.

Zusammenfassend lässt sich zu diesem Punkt festhalten, dass mit dem Flugzeug transportierte Lebensmittel im Hinblick auf die Klimabilanz unzweifelhaft kritisch zu beurteilen sind. Regionale Produkte verfügen jedoch nicht per se über die bessere Klimabilanz. So kommen auch Edwards-Jones et al. (2008, S. 265) auf Grundlage ihrer Literaturanalyse zu folgendem Schluss: „Food miles are a poor indicator of the environmental and ethical impacts of food production.“

Kauf von frischen, ungekühlten Produkten mit geringer Verarbeitungstiefe.

Tiefgekühlte Lebensmittel verbrauchen vor allem in der Aufrechterhaltung der Kühlkette während des Transports und der Lagerung erhebliche Energiemengen. Gefrorenes Geflügel- oder Schweinefleisch „verursacht“ nach Fritsche & Eberle (2007) etwa ein Drittel mehr Treibhausgasemissionen als frisches Fleisch, gefrorenes Gemüse etwa 2,7 mal so viel wie frisches Gemüse (vgl. Tabelle 4.6, oben). Neben den tiefgefrorenen Produkten sind vor allem Produkte, die einen Trocknungsprozess durchlaufen haben, mit hohen Treibhausgasemissionen verbunden. So weisen Kartoffeltrockenprodukte eine knapp 19fach schlechtere Klimabilanz auf als frische Kartoffeln (vgl. Tabelle 4.6, oben). Der Vergleich hinkt allerdings ein bisschen, da die beiden Produkte hinsichtlich ihres Nährwerts nicht vergleichbar sind. Vom getrockneten Produkt würde man erheblich weniger essen als vom Frischeprodukt.

Grundsätzlich ist beim Vergleich von frischen und verarbeiteten Produkten der Trade-off zwischen höheren Treibhausgasemissionen durch die Verarbeitung zu Fertigprodukten und den reduzierten Emissionen aufgrund der einfacheren Zubereitung in der Haushaltsphase zu beachten. So stellten Lagerberg-Fogelberg & Carlsson-Kanyama (2006) beispielsweise fest, dass gefrorener inländischer Broccoli nur geringfügig mehr Treibhausgasemissionen verursacht als frischer inländischer Broccoli (vgl. Abbildung 5.6, oben) und dass bei aus Südeuropa importierter Ware die gefrorene Variante sogar besser abschneidet. Zum einen liegt das daran, dass der Brocolistrunk (40%iger Gewichtsanteil) im Verarbeitungsprozess entfernt wird und dementsprechend den Weitertransport zum Endverbraucher nicht mehr belastet, während er bei frischer Ware bis zum Endverbraucher transportiert und in der Regel erst dort entfernt wird. Zum anderen ist der Energieaufwand in der Haushaltsphase bei frischer Ware deutlich höher als bei der gefrorenen Variante. (vgl. Abbildung 5.6).

Jungbluth (1998) weist darüber hinaus darauf hin, dass einige sogenannte Frischprodukte (z.B. Teigwaren) aus vorher tiefgefrorenen oder auch getrockneten Waren (z.B. Trockenri) hergestellt worden sind und somit mit vergleichsweise hohen Treibhausgasemissionen verbunden sein können.

Zu berücksichtigen ist hier schließlich, dass der Einkauf von frischer Ware häufig mit zunehmenden Einkaufsfahrten verbunden ist, was die gesamte Klimabilanz deutlich verschlechtern kann.

Häufige Einkaufsfahrten mit dem Auto vermeiden. Wenn möglich, öffentlichen Nahverkehr nutzen, zu Fuß gehen oder mit dem Fahrrad einkaufen fahren.

Nach Koerber & Kretschmer (2007) werden bei einer Einkaufsfahrt von einem Kilometer mit einem Mittelklassewagen genau so viele klimaschädliche Gase freigesetzt wie für den Anbau und Handel von einem Kilogramm Frischgemüse. Die Anregung, für den Einkauf öffentliche Verkehrsmittel zu wählen oder zu Fuß zu gehen, ist für viele Menschen jedoch nicht umsetzbar. In etlichen Regionen sind die Lebensmittelläden mit dem ÖPNV, zu Fuß oder mit dem Fahrrad nicht oder nur schwer zu erreichen.

5.3.2 Umweltkennzeichnung und Labeling von Produkten zur Beeinflussung von Kaufentscheidungen

Sebastian Rüter, Institut für Holztechnologie und Holzbiologie

Wenn Umwelleistungen als Steuergröße für das Konsumverhalten der Verbraucher kommuniziert werden sollen, bedarf es einer einheitlichen Kennzeichnung. Im Folgenden wird daher einführend die heute bestehende Umweltkennzeichnung nach ISO-Norm kurz erläutert.

Umweltkennzeichen Typ I nach ISO 14024

Bei Typ I handelt es sich um zertifizierte Ökolabel, für welches die Produkte eine Reihe an definierten Umweltkriterien einhalten müssen, die sie von anderen Produkten vergleichbarer Leistung unterscheiden. Diese Kriterien müssen von unabhängigen Dritten entwickelt worden sein und die Produkte sind von einer externen Stelle zu zertifizieren. Beispiele sind der Blaue Umweltengel, natureplus oder der skandinavische Nordische Schwan.

Abbildung 5.7: Vergabeverfahren und verschiedene Typen des Blauen Engels (2008)



Umweltkennzeichen Typ II nach ISO 14021

Umweltkennzeichen vom Typ II sind Selbstdeklarationen und umweltbezogene Selbsterklärungen, die genaue und überprüfbare Umweltaussagen enthalten sollen und meistens von Herstellern oder dem Handel entwickelt werden, um einzelne Umweltaspekte der Güter und Dienstleistungen hervorzuheben. Man spricht daher auch von umweltbezogenen Anbietererklärungen (EcoSMEs 2004). Da bei diesen Umweltkennzeichen im Gegensatz zu Typ I und III keine Zertifizierung durch externe Dritte vorgenommen wird, soll die Glaubwürdigkeit des Labels durch verifizierbare, genaue und relevante Informationen sichergestellt werden. Dabei sind nur zwölf mögliche Begriffe mit Hinweis auf die Verwendung des Produktes zu gebrauchen (u. a. kompostierbar, abbaubar, recyclingfähig, reduzierter Energieverbrauch, reduzierter Wasserverbrauch, wieder verwendbar, etc.)

Ein Beispiel für ein Umweltkennzeichen Typ II ist das untenstehend abgebildete Möbius-Recycling-Symbol.

Abbildung 5.8: Möbius-Recycling Symbol



Umweltkennzeichen Typ III nach ISO 14025

Umweltkennzeichen Typ III sind sogenannte Umwelt-Produktdeklarationen (kurz auch EPD, Environmental Product Declaration), die im Wesentlichen auf Ökobilanzierungen nach ISO EN 14040 und 14044 beruhen und darüber hinaus technische und funktionale Spezifizierungen des Produktes aufführen. Sie umfassen Kennzahlen über die Umweltauswirkungen des Produktes oder der Dienstleistung, zum Beispiel zum Rohstoffverbrauch oder zum Treibhausgaspotenzial, die entweder bis zur fertigen Herstellung (cradle to gate) oder über den gesamten Lebenszyklus (cradle to grave) des Produktes anfallen.

Nachstehend sind die Inhalte einer EPD aufgelistet:

1. Angaben zum Produktlebenszyklus
 - Charakterisierung des Produkts
 - Eingesetzte Stoffe und Vorprodukte
 - Beschreibung des Herstellungsprozesses
 - Verarbeitung des Produktes
 - Hinweise zur Nutzungsphase
 - End-of-Life Optionen
2. Angaben zur Ökobilanz des Produktes
 - Dokumentation von Randbedingungen und Datengrundlage für die Berechnung
 - Ergebnisse der Ökobilanz (Indikatoren)
3. Sonstige Nachweise und Prüfungen
 - für Holzprodukte z. B. Angaben zu Formaldehyd oder Brandschutz nach DIN 4102

Abbildung 5.9: EPD für Holz

Da die Basis für einen Vergleich auf ökobilanzieller Basis die funktionale Einheit darstellt, ist es nicht möglich Produkte unterschiedlichster Art miteinander zu vergleichen. Daher werden in den sogenannten Produktkategorie-Regeln (kurz PCR, Product Category Rules) die jeweiligen Anforderungen an die Produktgruppe bzgl. der Berechnungs- und Darstellungsvorgaben definiert.

5.3.3 Überblick europäischer Initiativen zu Carbon Footprints

Sebastian Rüter, Institut für Holztechnologie und Holzbiologie

Hans Marten Paulsen, Institut für ökologischen Landbau

Nachfolgend sind die gegenwärtig laufenden Bestrebungen zur Einführung von Kohlenstoffprofilen in England und zur Kennzeichnung von Produkten mit niedrigen Carbon Footprints in Schweden sowie derzeitige laufende deutsche Initiativen beschrieben.

Britischer PAS 2050 Entwurf zu Carbon Footprints

Auf Anfrage des BMELV wurde am 29.02.2008 eine Stellungnahme des vTI zur Entwicklung eines Standards zur Bewertung der THG-Emissionen von Gütern und Dienstleistungen in Großbritannien erstellt, an dessen Bearbeitung die vTI-Institute HTB, OEF und OEL beteiligt waren. Konkret ging es um die Bewertung eines britischen Entwurfs für eine „Öffentlich Verfügbare Spezifikation“ (PAS) zur Bewertung der Treibhausgasemissionen von Gütern und Dienstleistungen über ihren gesamten Lebenszyklus, der gemeinsam von der British Standards Institution (BSI) und dem Carbon Trust, einer 2001 von der Briti-

schen Regierung ins Leben gerufenen privatwirtschaftlichen Initiative, entwickelt wird. Im Wesentlichen wird daher im Folgenden der Inhalt dieser Stellungnahme zitiert.

Die PAS ist eine öffentlich verfügbare Spezifikation, die Produkte, Systeme oder Dienstleistungen beschreibt, in dem sie Merkmale definiert und Anforderungen festlegt. Die Erstellung von PAS stellt ein Mittel dar, um die Lücke zwischen der konsensbasierten Normung und Industriestandards zu schließen. Damit wird auf Forderungen des Marktes nach einer technischen Spezifikation reagiert, die vor allem schnell verfügbar sein soll, dafür aber keine umfassende Konsensbildung aller interessierten Kreise erfordert und somit keine Norm im klassischen Sinn darstellt.“ (DIN, 2008).

In dem Entwurf des britischen Departments for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) für die PAS 2050 werden die wesentlichen Merkmale und Anforderungen zur Bewertung von Gütern und Dienstleistungen hinsichtlich ihrer THG-Bilanz definiert. Somit wird eine nachprüfbare Vorgabe zur Abschätzung der im Laufe des Lebenszyklus von Gütern oder Dienstleistungen (im Folgenden Produkte genannt) entstehenden THG-Emissionen auf Grundlage von offiziellen Standards geschaffen. Die PAS 2050 soll darüber hinaus durch zwei weitere Dokumente, die der britische Carbon Trust mit dem Ziel einer „low carbon economy“ im Moment entwickelt, komplettiert werden. Diese sollen zum einen die Anforderungen für Verpflichtungen definieren, wie THG-Emissionen zu reduzieren sind, die mit Hilfe des PAS 2050 gemessen wurden (The Product-related Emissions Reduction Framework (PERF)), und zum anderen darlegen, wie die Ergebnisse dieser Lebenszyklusanalyse von Produkten kommuniziert werden können (Product-related Emissions Communications Guidance (PECG), http://www.carbontrust.co.uk/carbon/briefing/developing_the_standard.htm)

Die mit der PAS 2050 vorgelegten Anforderungen für die Erstellung von Kohlenstoffprofilen bzw. Carbon Footprints sollen es Nutzern, Unternehmen und Verbrauchern ermöglichen, brauchbare Aussagen über die THG-Emissionen, die mit den jeweiligen Produkten verbunden sind, an die Hand zu geben.

Anders als die eingangs genannten Initiativen im Bausektor, die auch andere ökobilanzielle Wirkungskategorien wie z. B. das Versauerungspotential, ebenso wie Indikatoren für ökonomische und soziale und funktionale Kriterien für eine Bewertung heranziehen, konzentriert sich der vorliegende PAS-Entwurf ausschließlich auf die Ermittlung der THG-Emissionen (in CO₂-Äquivalenten), welche mit den zu bewerteten Produktsystemen verbunden sind. Doch sind sehr hohe Übereinstimmungen mit den unveröffentlichten Normentwürfen, z. B. zu Produktkategorieregeln (PCR) für alle Bauprodukte (Nachhaltigkeit von Bauwerken — Umweltdeklarationen für Produkte — Regeln für Produktkategorien), hinsichtlich Gliederung und Inhalt zu erkennen. Dies betrifft z. B. die Vorgabe, welche Stoffströme für die Berechnung herangezogen werden sollen (Stoffströme, die zu mehr als 1 Prozent zum THG-Potential beitragen). Auch gibt der PAS 2050-Entwurf vor, wann Da-

ten vom Hersteller, Anwender bzw. Anbieter dieser Berechnungsvorgaben verwendet werden sollen (primary activity data), und wann auf Durchschnittsdaten bzw. generische Daten (secondary data) zurückgegriffen werden darf. So sollen die Daten, die nicht vom Hersteller, Anwender bzw. Anbieter von Gütern oder Dienstleistungen bereit gestellt werden können, ebenso wie bei dem angestrebten System zur Bewertung von Gebäuden, über generische bzw. Sektor-Datenbanken (z. B. ELCD) für eine Berechnung bereitgestellt werden.

Bezüglich der Erhebung von primären Datensätzen wird zwar auf die in ISO EN 14025 enthaltenen Regeln für die Erstellung von EPDs und die jeweiligen PCRs hingewiesen (Kap. 3.34 und 3.35), doch spezifiziert die PAS 2050 EPDs nicht als die Träger der Information über die produktspezifischen THG-Emissionen. Diese stellen bei dem Bewertungssystem des Nachhaltigen Bauens jedoch nicht nur die Basis für die Bewertung der Nachhaltigkeit über den gesamten Lebenszyklus dar (ISO EN 14040 ff.), sondern werden darüber hinaus auch als das Kommunikationsformat für die Umweltinformation definiert.

Für den Lebensmittelbereich hieße das konkret, dass auch jeder Zulieferer von Rohstoffen für die Lebensmittelproduktion (relevant für Lebensmittel die mehrere Zutaten enthalten, wie z. B. Gefrierpizza) die für die Berechnung eines Kohlenstoffprofils notwendigen Daten dem Produzenten (z. B. dem Hersteller von Gefrierpizza) in Form von EPDs zur Verfügung stellen würde. Dies erscheint notwendig, da nur der Hersteller eines Produktes, welches als Zutat für die weitere Lebensmittelproduktion verwendet wird (im Fall der Gefrierpizza z. B. Salami), auch über die relevanten Daten zu den THG-Emissionen dieses Produktes verfügt.

Zwar unterscheidet sich eine EPD, wie in Kapitel 1 dargelegt, von einfachen Umweltlabels, doch können die in der EPD zusammengefassten Ergebnisse der Evaluierung durchaus mit Hilfe eines einfachen Labels kommuniziert werden, zumal im Fall von Carbon Footprints nicht die Ergebnisse verschiedener Ökobilanzindikatoren zusammengeführt werden müssen, sondern letztendlich nur die anfallenden CO₂-Äquivalente kommuniziert werden müssen. Obgleich mit dem ‚Product-related Emissions Communications Guidance‘ (PECG) ein separates Carbon Trust-Dokument entsteht, welches das Kommunikationsformat näher definieren soll, gibt es doch keinerlei Querverweise hierzu in der PAS 2050. Dies kann als eine Schwäche des entwickelten Dokuments angesehen werden.

Geht es um die Abschätzung von THG-Emissionen von Produkten biogenen Ursprungs, spielen darüber hinaus auch Aspekte der Landnutzung eine wichtige Rolle und stehen nicht zuletzt wegen aktueller Veröffentlichungen (Crutzen et al. 2008, Fargione et al. 2008 und Searchinger et al. 2008) im Fokus des Interesses. Da ca. 20 Prozent aller THG-Emissionen weltweit durch Landnutzungsänderungen (vornehmlich Entwaldung) entstehen (Schlamadinger et al. 2000), ist eine Einbeziehung dieser Emissionen ausschlaggebend für eine realistische Abbildung des CO₂-Profils der jeweiligen Produkte. Während

die Normentwürfe zur Nachhaltigkeitsbewertung im Bausektor diese Aspekte derzeit (noch) nicht berücksichtigen, geht die vorliegende PAS explizit darauf ein und ist daher sehr zu begrüßen.

Der PAS 2050 sieht vor, dass:

- Veränderungen des Bodenkohlenstoffgehaltes (s. 5.5) nach dem 01.01.2008,
- Veränderungen der Landnutzungsform (s. 5.6) nach dem 01.01.2008,
- Nicht-CO₂-Emissionen (das sind vor allem Methan CH₄ und Lachgas N₂O) durch Viehhaltung und Landwirtschaft (s. 7.5) erfasst werden sollen.

Während für die Erfassung der Veränderung des Bodenkohlenstoffes keine konkrete Vorgehensweise festgelegt wird, sollen Veränderungen der Landnutzungsform und Nicht-CO₂-Emissionen aus Viehhaltung und Landwirtschaft in Übereinstimmung mit den Regelungen des IPCC für Nationale THG-Inventuren erfasst werden. Für eine ausgewählte Anzahl von Ländern werden im Anhang B durchschnittliche Treibhausgasemissionen pro ha und Jahr genannt, die durch Umwandlung von einer Landnutzungsform in eine andere entstehen. Punkt 5.6 des PAS sieht vor, dass, falls keine genaueren Werte vorliegen, diese Kennwerte in die Bilanzierung einfließen sollen.

Während die Tatsache, dass Veränderung der Landnutzung überhaupt in die Bilanzierung einbezogen werden soll, ausdrücklich zu begrüßen ist, bedürfen einige methodische Fragen und die Vorgehensweise noch näherer Erläuterung:

- In Punkt 5.6 wird vorgeschrieben, dass alle THG-Emissionen, die durch direkte Landnutzungsänderung entstehen, erfasst und über 20 Jahre abgeschrieben werden sollen. Unklar ist, wie diese Abschreibung im Rahmen der Bilanzierung vorgenommen werden soll. Unklar ist auch, ob die in Anhang B ausgewiesenen Länderwerte für einen Zeitraum von 20 Jahren gelten.
- Die in Anhang B aufgelisteten durchschnittlichen Werte für THG-Emissionen lassen sich nur schwer verifizieren. Die Spannbreite innerhalb der aufgeführten Länder ist jedenfalls immens. So haben Fargione et al. (2008) Spannbreiten für Indonesien und Malaysia für die Dauer von 50 Jahren von jährlich 14 bis 69 t CO₂äq/ha berechnet, wenn Regenwald bzw. Regenwald auf Torfboden in Ackerland umgewandelt wird. Für Brasilien errechnen Fargione et al. in Abhängigkeit von der ursprünglichen Landnutzung Werte zwischen 1,7 und 15 t CO₂äq/ha. Der von PAS 2050 vorgeschlagene pauschalierte Ansatz deckt die großen Schwankungsbreiten sicher ab, kann aber im Einzelfall dazu führen, dass die THG-Emissionen eines Produktes oder eine Dienstleistung erheblich über- oder unterschätzt werden.
- In PAS 2050 ist nicht eindeutig festgelegt, wie die THG-Emissionen aus Änderung der Flächennutzung auf die Funktionale Einheit bezogen werden sollen und wie verfahren werden soll, wenn im zweiten Jahr nach der Flächenumwandlung eine andere

- landwirtschaftliche Frucht angebaut wird. Welchen CO₂-Wert erhält dann Frucht 1 und welchen Frucht 2? Was geschieht, wenn die Fläche nach weniger als 20 Jahren wieder in den Zustand vor der Umwandlung versetzt wird? Sind dann die in Anhang B aufgeführten anzurechnenden Treibhausgasemissionen entsprechend zu kürzen?
- Wie ist zu verfahren, wenn durch die Flächenumwandlung kein CO₂ freigesetzt, sondern gebunden wird (z. B. Umwandlung Ackerfläche in Kurzumtriebsplantage)? Während dies für unterschiedliche Rohstoffe in 5.4 und den Bodenkohlenstoff in 5.5 geregelt ist, fehlt eine solche Regelung in 5.6.

Wie für die gesamte PAS 2050 so gilt auch für den Bereich Landnutzungsänderung, dass der methodische Ansatz grundsätzlich geeignet ist, die THG-Emissionen so umfassend wie möglich zu erfassen. Die Anwendung der Methodik, die Erstellung von Bilanzen setzt allerdings Expertenwissen voraus. Um die Ergebnisse richtig interpretieren zu können, bedarf es ebenfalls intensiver Kommunikation mit dem Verbraucher (s. Kommunikationsleitfaden PECG). Denn streng genommen sind Vergleiche unterschiedlicher Produkte, z. B. Butter und Margarine, eigentlich nicht möglich, da sie unterschiedliche Eigenschaften besitzen (hier: tierische und pflanzliche Basis). Allerdings kann mit Hilfe eines solchen Kohlenstoffprofils dem Verbraucher eine Entscheidungshilfe zugunsten klimafreundlicher Produkte an die Hand gegeben werden, und es obliegt dem Verbraucher zugunsten welcher Produkteigenschaft er die Kaufentscheidung fällt.

Das vom Carbon Trust im Auftrag des britischen Umweltministeriums entwickelte System zur Abschätzung der Kohlenstoffbilanz von Gütern und Dienstleistungen beschreibt also, wie eine Bewertung vorgenommen werden muss und nimmt selbst keine Bewertung vor.

Markenzeichenprogramm zu Verminderung von Carbon Footprints in Schweden

In Schweden wird zurzeit ein Projekt zur Einführung eines Labels zur Einstufung der THG-Bilanz von Lebensmitteln in einem offenen Prozess durchgeführt. Das Projekt wird durch den Schwedischen Kontrolldachverband für ökologische Erzeugung (KRAV), koordiniert (KRAV 2008). Weiterhin sind ein Markenzeichengeber im Lebensmittelbereich (Sigill Kvalitetssystem), die Federation of Swedish Farmers (LRF), das Schwedische Zentralamt für Landwirtschaft (Jordbrugsvaerket), eine landwirtschaftliche Erzeugergemeinschaft (Lantmännen), eine Molkereigenossenschaft (Milko) und eine Meierei beteiligt.

Bisher sind Vorschläge für die Produktgruppen Fisch, Früchte, Gemüse und Getreide erarbeitet worden, die der Öffentlichkeit zur Diskussion präsentiert werden). Geplant ist darüber hinaus die Ausweitung auf Fleisch und Milch. Die Vorgaben beziehen sich zunächst auf die heimische Produktion. In einer gestaffelten Vorgehensweise sollen zunächst Produktionsstandards aufgestellt werden bei denen Faktoren reglementiert werden, die maßgeblich zur THG-Emission der jeweiligen Produktionsverfahren beitragen. Erst für die weitere Entwicklung ist angedacht, auch einzelne Produkte zu zertifizieren. Im Bereich der

Transporte liegt ein Entwurf vor, der auch die Zertifizierung von Importprodukten umfasst.

Bei den bisher vorliegenden Vorschlägen werden Regeln aufgestellt, die zu einer Verminderung der THG-Emissionen bei Herstellung, Lagerung, Verpackung und Transport führen sollen. Es ist das Ziel, die THG-Emissionen um 25 % gegenüber einer Referenzproduktion zu erreichen, zu der allerdings noch keine Angaben vorliegen. Die Definition soll durch eine Kontrollorganisation erfolgen.

Die Zielgrößen für die Kennzeichnung mit diesem Markenzeichen (Umweltkennzeichen Typ I) sind wie folgt definiert:

a) Energieerzeugung und Verbrauch in der Lebensmittelerzeugung

100% erneuerbare Energien (RE) bei der Elektrizität, bestimmte Anteile RE bei er Prozess- und Heizenergie, jährliche Durchführung mit einer Energieverbrauchsanalyse, Maßnahmenplan zur Verbesserung der Energieeffizienz und zur Einführung von RE

b) Verpackungen (Obst, Gemüse)

Kein PET und Polystyren, gebleichtes Papier nur wenn der Verpackungszweck es erfordert und nur mit Ausnahmegenehmigung, Anbringen von Hinweisen zur Klima schonenden Zubereitung, Verpackungsmaterial minimieren, Plan zur Einführung von Verpackungen aus „erneuerbaren“ Materialien

c) Lagerung von Obst und Gemüse

Umstellungsplan auf alternative Kühlmittel ab 2012, Verlust synthetischer Kühlmittel <3%, Energieanalyse, Nutzung von x% (noch offen) RE bis 100 % RE

d) Transport

Maximalwerte von 200-300 g CO₂eq /kg Lebensmittel (bei 200 g ist Überseeware nur noch eingeschränkt möglich, bei 300 g nur aus Teilen Südamerikas), 100 g CO₂eq /kg für heimische Lebensmittel innerhalb der Erzeugungssaison, Berechnung der Transport CO₂-Äquivalente mit festen Faktoren abhängig von Transportmittel, Strecke, Packdichte, Ausnutzung von Ladekapazitäten vom Erzeuger bis zum Laden, Nachweis geringerer Werte durch Unternehmen möglich

e) Fischerei, Fischfarmen und Aquakultur

Energie: limitierter Treibstoffverbrauch pro kg Fisch, eventueller Ausschluss bestimmter Fischereimethoden, Maßnahmenplan zur Steigerung der Energieeffizienz und zur Einführung von RE; Verbot synthetischer Kühlmittel bzw. Übergangsplanung bis 2012; Aquakultur nur nach IFOAM Standards; Fütterung: keine Nutzung von Tiermehlen, limitierter Ra-

tionsanteil an Fischmehl, pflanzliche Komponenten zu festgeschriebenem Anteil aus Erzeugung mit Nachhaltigkeitskriterien, nur bis zu 10% Summe an Soja, Palmfrüchten und Mais-Gluten zulässig; Futterkomponenten mit 50% RE Energie erzeugen, max. 7 MJ/kg einsetzen, für Pellets nur 1,2 MJ/kg, landbasierte Aquakultur nur mit RE bzw. Verbot

f) Landwirtschaft

N-Düngungspläne nach offiziellen Empfehlungen, N-Bilanz für den Betrieb mit Vorschlägen zur Verbesserung der N-Ausnutzung der Wirtschaftsdünger, Anrechnung der Wirtschaftsdünger, Jauche und Gülle nicht im Herbst zu Getreide und Hülsenfrüchten, Wirtschaftsdünger vor der Saat spätestens 4 Stunden nach Applikation einarbeiten, getrockneter, pelletierter Wirtschaftsdünger ist verboten, Humusreiche Böden sollen mit Grünland bedeckt sein, Gewächshäuser: mit 80% RE oder Abwärme beheizen, jährlich Energie-, CO₂- und Düngungsanalyse durchführen, Vorgabe zum maximalen Verbrauch fossiler Energie (2,3 kWh/m²), Plan zur Steigerung der Energieeffizienz erstellen, Umstellung auf 100% Elektrizität aus RE

g) Energieverbrauch auf dem landwirtschaftlichen Betrieb

Energieanalyse sämtlicher Inputs durchführen und in Relation zur Erzeugung setzen, Aktionsplan zur Minderung der Abhängigkeit von fossiler Energie, ab 2009 Elektrizität aus 100% RE

Im oben beschriebenen Vorgehen der KRAV in Schweden wird ein Label bzw. Umweltkennzeichen des Typ I im Rahmen eines Markenzeichenprogramms geschaffen. Eine akkreditierte Zertifizierungsorganisation überwacht die Produktion und prüft auch die Wirksamkeit der THG vermeidenden Maßnahmen. Der Kunde kann sich zwischen Produkten mit Rücksicht auf den Klimaschutz und bisher nicht gelabelten Produkten entscheiden.

Initiative des BMU und UBA

Das Bundesumweltministerium (BMU) und das Umweltbundesamt (UBA) haben ein Forschungsprojekt gestartet, um die laufenden Aktivitäten zur Berechnung und Bewertung des Kohlenstoff-Fußabdrucks von Produkten in Deutschland zusammenzustellen und möglichst einheitliche Regelungen für die Kohlenstoffbilanzen unterschiedlicher Produkte zu entwickeln. Ziel ist es, eine Methodenkonvention als Angebot an die potenziellen Nutzer zu entwickeln. Dabei soll auch eine möglichst frühzeitige Harmonisierung mit vergleichbaren Entwicklungen in anderen Staaten – vor allem mit dem Projekt der Europäischen Kommission „Carbon Footprint Measurement Toolkit“ – erreicht werden. Mit diesem Projekt will die Kommission ein nutzerfreundliches Berechnungsinstrument für das EU-Umweltzeichen entwickeln, welches allgemein methodisch nutzbar ist und für einzelne Produktgruppen spezifisch angepasst den „Carbon Footprint“ berechnet.

Auszug aus der Webseite „Dialogprozess Konsum“ des BMU und UBA:
„Carbon Footprint“ von Produkten

In der Diskussion über Klimaschutz haben Vorschläge zur Erfassung und Kennzeichnung des „Carbon Footprint“ (Kohlendioxid (CO₂)-Fußabdruck) von Produkten, aber auch von Unternehmen, Gewicht bekommen. Allerdings sind die bisherigen Ansätze zur Berechnung (und Kommunikation) des CO₂-Fußabdrucks recht unterschiedlich. Eine allgemein gültige und anerkannte Methodik, die übergreifend für alle Produktgruppen zur Anwendung kommt, besteht bisher nicht. Ein wichtiger Aspekt ist dabei vor allem, ob der gesamte Produktlebenszyklus oder nur die Lebenszyklusphase mit dem größten Beitrag zum Treibhauseffekt einbezogen wird – bei manchen Produkten ist dies zum Beispiel die Nutzungsphase. Da die bisher angewandten Bilanzierungsansätze selten vergleichbar sind, besteht die Gefahr der Verunsicherung und sogar Irreführung der Verbraucherinnen und Verbrauchern.

BMU und UBA haben daher ein Forschungsprojekt gestartet, um die laufenden Aktivitäten zur Berechnung und Bewertung des CO₂-Fußabdrucks von Produkten in Deutschland zusammenzustellen und möglichst einheitliche Regelungen für die CO₂-Bilanzen unterschiedlicher Produkte zu entwickeln. Ziel ist es, eine Methodenkonvention als Angebot an die potenziellen Nutzer zu entwickeln. Dabei soll auch eine möglichst frühzeitige Harmonisierung mit vergleichbaren Entwicklungen in anderen Staaten – vor allem mit dem Projekt der Europäischen Kommission „Carbon Footprint Measurement Toolkit“ – erreicht werden. Mit diesem Projekt will die Kommission ein nutzerfreundliches Berechnungsinstrument für das EU-Umweltzeichen entwickeln, welches allgemein methodisch nutzbar ist und für einzelne Produktgruppen spezifisch angepasst den „Carbon Footprint“ berechnet.

Die Grundzüge des Konzepts, aktuelle Methodenvorschläge zur Bilanzierung des Carbon Footprint sowie Möglichkeiten der Kommunikation standen im Mittelpunkt der Tagung „Carbon Footprint von Produkten“ von BMU und UBA am 28. April 2008 im Presse- und Besucherzentrum der Bundesregierung in Berlin. Zu diesem Zeitpunkt waren auch bereits erste Ergebnisse des EU-Projektes verfügbar, für welches am 22. April 2008 ein Workshop in Brüssel stattfand.

Product Carbon Footprint-Pilotprojekt Deutschland

In einem Konsortium aus WWF, Öko-Institut, Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung und THEMA1 sollen ausgewählte Unternehmen zusammengebracht werden. Unter der Trägerschaft des Konsortiums starten sechs Unternehmen (dm-drogerie markt, FRoSTA, Henkel, Tchibo, T-Home und Tetra Pak) in dem gemeinsames Pilotprojekt, indem sie für ausgewählte Produkte die THG-Gase ermitteln, um daraus Product Carbon Footprints (PCF) zu erstellen. Zudem wird gemeinsam an der internationalen Harmonisierung einer einheitlichen Erfassungsmethodik gearbeitet. Im Pilotprojekt wird darüber hinaus diskutiert, ob und gegebenenfalls wie eine Kommunikation und Kennzeichnung für Waren

und Dienstleistungen gegenüber Kunden und Endverbrauchern vor dem Hintergrund der internationalen Entwicklungen erfolgen kann. Das gemeinsame Pilotprojekt der sechs Unternehmenspartner aus den Branchen Lebensmittel, Handel, Telekommunikation, Verpackung und Verbrauchsgüter startete am 15. April mit einem öffentlichen Symposium in Berlin.

5.4 Bioenergie

Folkhard Isermeyer, Institut für Betriebswirtschaft

In Deutschland hat sich, unter dem Einfluss intensiver politischer Förderung, inzwischen eine Vielzahl unterschiedlicher Bioenergie-Linien etabliert. Die verschiedenen Linien weisen erhebliche Unterschiede auf hinsichtlich der Energieerträge, der Produktionskosten, des Wertes der erzeugten Energieträger und des Beitrags zu energie-, klima- und sonstigen politischen Zielen.

Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik hat in seinem jüngsten Gutachten ein umfangreiches Zahlenwerk vorgelegt, welches für die wichtigsten Bioenergie-Linien der deutschen Landwirtschaft eine vergleichende Beurteilung der CO₂-Bilanzen ermöglicht (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, 2008). Eine Einbeziehung der forstlichen Biomasseproduktion erfolgte hierbei nicht, der Vergleich bezieht sich also ausschließlich auf Biomasse, die auf deutschen Ackerflächen erzeugt wird.

5.4.1 Daten, Methoden und Annahmen

Die vom Beirat publizierten Zahlenwerke entstammen einer intensiven Zusammenarbeit, die im Rahmen einer Unterarbeitsgruppe des Wissenschaftlichen Beirats stattgefunden hat. Die Mitglieder dieser Gruppe waren S. Berenz (TU München), H. Döhler (KTBL), Dr. L. Leible (FZKA), Dr. N. Schmitz (meo consult), Dr. J. Schweinle und U. Tuch (BfH), Dr. T. Toews (JLU Gießen), Dr. A. Vetter (TLL) sowie T. de Witte, Dr. Y. Zimmer und Prof. Dr. F. Isermeyer (FAL).

Bei der Bewertung der quantitativen Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die ermittelten Werte zu den einzelnen Bioenergie-Linien von vielen Faktoren, z. B. vom ausgewählten Standort, von der ausgewählten Technologie-Variante, von den unterstellten Preisen sowie von anderen wichtigen Faktoren beeinflusst werden. Aus diesem Grunde sind Zahlen lediglich exemplarisch zu verstehen; sie können keine Allgemeingültigkeit beanspruchen, sondern hängen stark vom ausgewählten Standort, von der ausgewählten Technologievariante, den unterstellten Preisen sowie anderen wichtigen Einflussfaktoren ab.

Zu bedenken ist, dass viele Konstellationen möglich sind und sich dementsprechend für jede Bioenergie-Linie eine große Bandbreite an Ergebnissen ergeben kann. Deshalb wurden in dem Gutachten neben den Ergebnissen auch die gewählten Berechnungsgrundlagen und Modellannahmen ausführlich dokumentiert. So können die Leser die Ergebnisse und Schlussfolgerungen nachvollziehen und gegebenenfalls selbst Variationsrechnungen für andere Fallkonstellationen anstellen.

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse hinsichtlich der CO₂-Bilanzen in stark aggregierter Form vorgestellt. Eine Beschreibung der einzelnen Verfahren, der Berechnungsmethoden sowie der zugrunde liegenden Annahmen unterbleibt an dieser Stelle; auf die ausführliche Darstellung im Beiratsgutachten wird verwiesen.

Eine zentrale Ergebnis-Variable für die Beurteilung der einzelnen Bioenergie-Linien ist die **Netto-CO_{2äq}-Vermeidung**. Sie ist der Saldo aus der (durch Substitution eines fossilen Energieträgers) eingesparten Emission abzüglich der CO_{2äq}-Emissionen, die mit dem Anbau, der Lagerung, dem Transport und der Konversion des biogenen Rohstoffs verbunden sind. Soweit Nebenprodukte anfallen und verwertet werden, erfolgt eine Ermittlung und Berücksichtigung von CO_{2äq}-Gutschriften. Dabei wird das so genannte Substitutionsverfahren angewendet. Es wird zunächst ermittelt, welche Produkte mit dem Nebenprodukt substituiert werden (Beispiel Rapskuchen ersetzt Sojaschrot in der Fütterung). Für dieses konventionelle Produkt werden dann in einem zweiten Schritt die bei seiner Produktion anfallenden CO_{2äq}-Emissionen berechnet. Je nach Austauschverhältnis zwischen Nebenprodukt und substituiertem Produkt wird dann der Bioenergie-Linie, die das entsprechende Nebenprodukt abwirft, eine entsprechende CO_{2äq}-Vermeidung gutgeschrieben. Gutschriften werden ferner im Fall der Biogas-Anlage auf Basis Gülle ermittelt, weil in Folge der Nutzung der Gülle durch die Biogasanlage Methan- und Lachgasemissionen vermieden werden, die anderenfalls selbst bei einer - vielfach nicht üblichen - Abdeckung der Gülle anfallen würden.

Die Berechnung von CO_{2äq}-Bilanzen erfolgt mit Hilfe der Datenbank GEMIS, die federführend vom Öko-Institut Darmstadt erstellt wurde. Hervorzuheben ist, dass bei dieser Bilanzierung neben dem Ausstoß von CO₂ auch andere klimarelevante Emissionen wie Methan und Lachgas berücksichtigt werden, die insbesondere bei der Produktion und Konversion landwirtschaftlicher Rohstoffe anfallen.

Bei der Quantifizierung der CO_{2äq}-Vermeidung müssen zahlreiche Annahmen getroffen werden, die für die Interpretation der Ergebnisse von teilweise erheblicher Bedeutung sein können. An dieser Stelle ist insbesondere hervorzuheben, dass die Ergebnisse stark beeinflusst werden von den Annahmen (a) über die Höhe der Lachgasemissionen (hier orientiert sich das Gutachten an der IPCC-Methode) sowie (b) über die Energieträger, die für die Konversion der Biorohstoffe eingesetzt werden und die durch die erzeugte Bioenergie substituiert werden (vgl. ausführlich: Beirats-Gutachten). Die Referenz für die Kalkulation der CO_{2äq}-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion ist die Inkulturnahme von bisher ackerbaulich nicht genutzten Ackerflächen. Wenn solche Brachflächen in Deutschland nicht mehr zur Verfügung stehen und durch die weitere Ausdehnung der Bioenergieproduktion Nahrungsmittelproduktion verdrängt wird, wird implizit davon ausgegangen, dass dies eine Ausweitung der Produktion auf ungenutzten Ackerflächen an anderen Standorten in der Welt nach sich zieht und dort zu vergleichbaren Emissionen führt wie bei einer Inkulturnahme bisher ungenutzter Ackerflächen in Deutschland. Bei diesem Vor-

gehen wird nicht berücksichtigt, dass die Ausweitung der Produktion häufig in einer Form stattfindet, die für die CO_{2äq}-Bilanz ausgesprochen negative Auswirkungen hat. Das ist zum Beispiel der Fall, wenn Moore in Kultur genommen, Grünland umgebrochen oder Wälder abgeholzt werden. Insofern stellen die präsentierten Ergebnisse den Beitrag der Bioenergie zum Klimaschutz tendenziell zu günstig dar.

Die **CO_{2äq}-Vermeidungskosten** geben an, welche zusätzlichen Kosten einer Volkswirtschaft durch Subventionen und Subventionsäquivalente (Steuererleichterung, Mindestvergütung, Beimischungszwang, etc.) entstehen, wenn mit Hilfe der jeweiligen Bioenergie-Linie die CO_{2äq}-Emissionen um eine Tonne reduziert werden. Die CO_{2äq}-Vermeidungskosten sind somit ein Maß für die klimapolitische Effizienz einer Bioenergie-Linie im Vergleich zu anderen klimapolitischen Optionen. Je niedriger die CO_{2äq}-Vermeidungskosten einer Bioenergie-Linie ausfallen, desto effizienter kann Klimaschutz mit Hilfe dieser Linie praktiziert werden.

Angesichts der weit reichenden Annahmen, die bei der Kalkulation der CO_{2äq}-Einsparungen getroffen werden müssen, sind die ermittelten CO_{2äq}-Vermeidungskosten grundsätzlich mit einem erheblichen Maß an Unsicherheit verbunden. Geringe Differenzen in den CO_{2äq}-Vermeidungskosten zwischen unterschiedlichen Bioenergie-Linien würden deshalb keinen Schluss auf die Vorzüglichkeit einzelner Alternativen zulassen. Allerdings zeigte sich bei den Berechnungen, dass sich die CO_{2äq}-Vermeidungskosten der wesentlichen Alternativen sehr stark unterscheiden, zum Teil um 100 % und mehr. In diesen Fällen ist es zulässig, die vorgelegten Ergebnisse zum Ausgangspunkt für die Politikgestaltung zu machen. Um die Ergebnisse abzusichern, wurden sie ferner in einen Vergleich zu den Ergebnissen gestellt, die zuvor von anderen Arbeitsgruppen publiziert worden waren. Auch dieses Verfahren führte zu einer weitgehenden Bestätigung der eigenen Ergebnisse und Schlussfolgerungen.

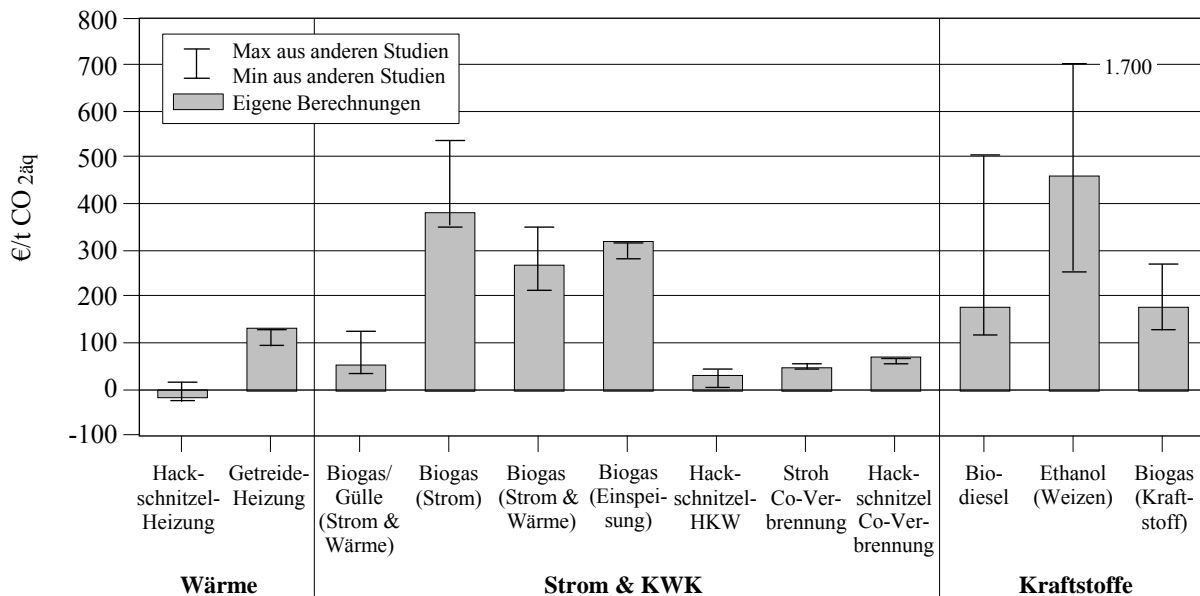
5.4.2 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die CO_{2äq}-Vermeidungskosten der analysierten Bioenergie-Linien werden in Abbildung 5.10 zusammengefasst, wobei neben den eigenen Ergebnissen (Balken) auch die Streubreite der Ergebnisse anderer Untersuchungen eingetragen ist (Linie). Bei den Ergebnissen der anderen Untersuchungen wurden, soweit vorhanden, direkt die von Dritten ermittelten CO_{2äq}-Vermeidungskosten verwendet. In jenen Fällen, in denen die Publikationen nur die CO_{2äq}-Emissionen bzw. nur die CO_{2äq}-Vermeidung ausweisen, wurde unter Verwendung der in dieser Studie verwendeten Kostenannahmen für Bioenergie-Linien sowie fossile Referenzen ein Wert für die CO_{2äq}-Vermeidungskosten errechnet.

Folgende Ergebnisse sind hervorzuheben:

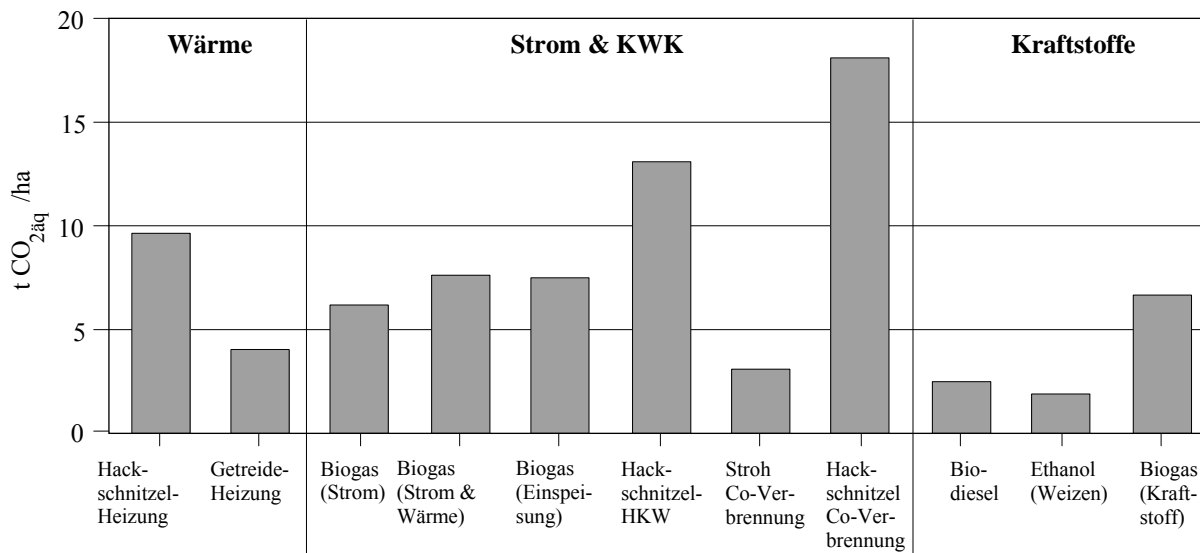
- Für ein- und dieselbe Bioenergie-Linie variieren die in der Literatur ausgewiesenen $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten. Eine besonders große Variation ist bei den Biokraftstoffen festzustellen, für die auch besonders viele Untersuchungen vorliegen.
- Unbeschadet dieser Variation innerhalb der Linien lassen sich aber drei Gruppen von Bioenergie-Linien identifizieren, die hinsichtlich der $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten klar voneinander abgrenzbar sind und somit aus klimapolitischer Sicht unterschiedlich günstig zu beurteilen sind.
- In die günstigste Gruppe fallen die Hackschnitzel-Heizung, das Hackschnitzel-HKW, die güllebasierte Biogasanlage sowie die beiden Co-Verbrennungsoptionen. In dieser Gruppe liegen die $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten bei 50 €/t $\text{CO}_{2\text{äq}}$, teilweise werden sogar negative $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten erreicht.
- Die mittlere Gruppe umfasst die Getreideheizung sowie Biodiesel und Biogas als Kraftstoff. Hier liegen die $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten in einer Größenordnung von 100 bis 200 €/t $\text{CO}_{2\text{äq}}$, also ungefähr zwei- bis dreimal so hoch wie bei den Bioenergie-Linien in der ersten Gruppe. Das heißt, für jeden Euro, den die Gesellschaft mit dem Ziel des Klimaschutzes in diese Bioenergie-Linien investiert, könnte sie bei Konzentration auf die erste Gruppe die zwei- bis dreifache Menge an Klimaschutz erzielen.
- In der ungünstigsten Gruppe befinden sich die silomaisbasierten Biogasanlagen zur Strom- und Wärmeproduktion sowie – nochmals mit deutlichem Abstand - die Biogasanlagen ohne Verwertung der anfallenden Wärme sowie die Ethanolanlage auf Basis von Weizen. Während bei den Biogasanlagen der sehr große Abstand zwischen den Produktionskosten und den Kosten herkömmlicher Stromproduktion den Ausschlag gibt, ist es beim Ethanol die sehr geringe $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Einsparung von lediglich gut 0,100 kg/kWh.
- Ersetzt man die in dieser Studie erzielten Ergebnisse (Balken) durch die in der Literatur ausgewiesenen Ergebnisse (Linien), zeigt sich ein ähnliches Bild. Das heißt: Die hier ausgewiesene Gruppeneinteilung und die daraus resultierende klimapolitische Beurteilung haben auch dann Bestand, wenn mit abweichenden Annahmen gerechnet wird.
- Als „Benchmark“ für die $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten außerhalb der Bioenergie können derzeit Werte von 20 bis 30 €/t $\text{CO}_{2\text{äq}}$ angesehen werden; zu diesen durchschnittlichen Vermeidungskosten könnte die deutsche Volkswirtschaft eine Vermeidung ihrer klimaschädlichen Emissionen (im Vergleich zu 1990) um rund 30 % erreichen.

Abbildung 5.10: CO_{2äq}-Vermeidungskosten ausgewählter Bioenergie-Linien



Quelle: Eigene Berechnungen, ergänzt nach Quirin et al. (2004), Specht (2003), Schmitz (2006), Leible et al. (2007), Weiske et al. (2007), Kalies et al. (2007), JCR (2007), Zah et al. (2007).

Abbildung 5.11: Netto CO_{2äq}-Vermeidung pro Hektar (t CO_{2äq}/ha)



Quelle: Eigene Berechnungen.

Angesichts der Knappheit des Faktors Boden ist die CO_{2äq}-Vermeidung pro Flächeneinheit neben den CO_{2äq}-Vermeidungskosten ein zweites relevantes Kriterium zur klimapoliti-

schen Beurteilung von verschiedenen Bioenergie-Linien. Da die verschiedenen Bioenergie-Linien – abgesehen von der güllebasierten Biogasanlage – um diesen knappen Faktor konkurrieren, ist eine möglichst hohe $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidung pro Hektar wünschenswert. Abbildung 5.11 fasst die Ergebnisse für die verschiedenen Energie-Linien zusammen.

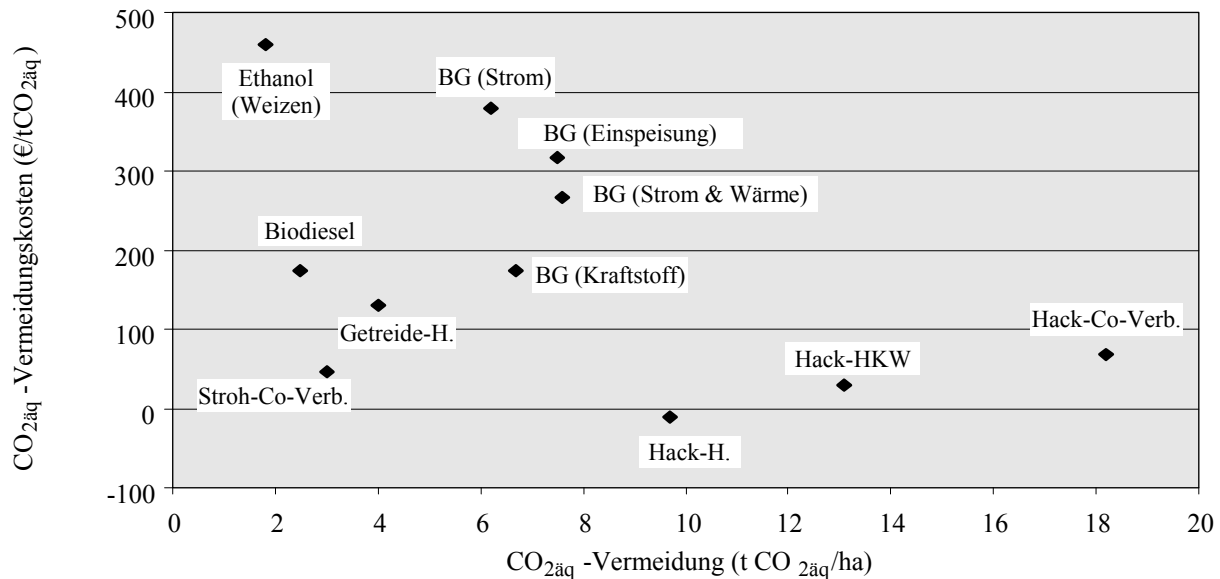
Die Abbildung zeigt, dass die Hackschnitzel-Linien hinsichtlich der $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidung am günstigsten zu beurteilen sind, gefolgt von den Biogas-Linien. Demgegenüber schneiden Ethanol, Biodiesel sowie die Getreideheizung besonders ungünstig ab. Die Begrenzung der Strohabfuhr auf 1/3 führt zu einer geringen Vermeidungsleistung bei der Stroh Co-Verbrennung. Da es sich bei Stroh jedoch um ein Nebenprodukt handelt, liegt keine Flächenkonkurrenz vor.

Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Hackschnitzel-Linien ergeben sich vor allem dadurch, dass bei den verschiedenen Verwendungen unterschiedliche fossile Energieträger substituiert werden. Bei der Hackschnitzel-Heizung wird annahmegemäß eine Erdgas-Heizung substituiert, welche im Vergleich zu anderen fossilen Energieträgern relativ emissionsarm ist. Bei der Hackschnitzel-Co-Verbrennung wird hingegen die Steinkohle-Verfeuerung in einem Kraftwerk ersetzt, so dass hier pro kWh_{el} nicht nur 0,6 kg $\text{CO}_{2\text{äq}}$ vermieden werden, wie dies beim bundesdeutschen Strom-Mix der Fall ist, sondern knapp 1 kg.

Eine hohe $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidung je Hektar ist volkswirtschaftlich umso besser zu bewerten, je geringer die Produktionskosten der Bio-Energie und somit die $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten ausfallen. Aus diesem Grund wird in Abbildung 5.12 für die verschiedenen Bioenergie-Linien dargestellt, wie sie hinsichtlich beider Parameter zu beurteilen sind.

Es zeigt sich, dass im Allgemeinen eine hohe $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidung auch mit niedrigen $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten einhergeht. So schneiden insbesondere die verschiedenen hackschnitzelbasierten Verfahren hinsichtlich beider Kriterien relativ günstig ab, während umgekehrt die Ethanol- und die Biodieselproduktion ungünstig abschneiden, d. h. pro Flächeneinheit wenig $\text{CO}_{2\text{äq}}$ vermeiden und gleichzeitig teuer sind.

Die Biogasl原因en sind insofern bemerkenswert, als sie zwar eine relativ hohe $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidung je Hektar erzielen, allerdings nur um den Preis relativ hoher $\text{CO}_{2\text{äq}}$ -Vermeidungskosten. Ursache dafür ist vor allem die Tatsache, dass bei Strom aus Biogas der Unterschied zwischen den Produktionskosten und den Kosten der Referenz wesentlich höher ist als im Fall der genannten Biokraftstoffe.

Abbildung 5.12: CO_{2äq}-Vermeidung pro Hektar und CO_{2äq}-Vermeidungskosten

Quelle: Eigene Berechnungen.

Der Wissenschaftliche Beirat hat aus diesen Ergebnissen nicht die Schlussfolgerung gezogen, die gesamte Bioenergie-Förderung müsse komplett zugunsten der besonders leistungsstarken und kostengünstigen Bioenergie-Linien umgeschichtet werden. Stattdessen hat er einen schrittweisen Umbau der Bioenergie-Politik empfohlen mit der Maßgabe, diese im Laufe der Zeit immer stärker in die allgemeine Klimapolitik zu integrieren und letztlich als Globalsteuerung auszugestalten (vgl. Kapitel 6). Das bedeutet, dass im Endeffekt jede Tonne CO_{2äq}-Vermeidung mit dem gleichen Fördersatz zu honorieren ist und dann der Wettbewerb zwischen den inner- und außerlandwirtschaftlichen Optionen darüber entscheidet, welche Form der Bioenergie an welchem Standort in welchem Maße zum Zuge kommt.

6 Schlussfolgerungen für die Politik

In diesem Kapitel werden auf Grundlage der vorhergehenden Kapitel erste Überlegungen angestellt, welche Politikoptionen zur Minderung von Treibhausgasemissionen bestehen und was dabei zu bedenken ist.

6.1 Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft und Landnutzung

Bewertungsfragen bezüglich der Wirkungen von Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft

Aufgrund komplexer Systemzusammenhänge sind Wirkungen von Klimaschutzmaßnahmen nicht einfach zu quantifizieren und haben vielfältige Auswirkungen auch auf andere Bereiche. Eine umfassende Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen erfordert eine ausführliche Auseinandersetzung mit den nachstehenden Punkten (vgl. z. B. Smith et al., 2007):

- Festlegung des Referenzsystem: Die Quantifizierung der zusätzlichen Wirkung von Klimaschutzmaßnahmen („*additionality*“) auf THG-Bilanzen erfordert die Definition der Landnutzung und Produktionsverfahren ohne Umsetzung von Klimaschutzmaßnahmen als Referenz.
- Sollen Maßnahmen anhand der Wirkungen je Hektar oder je Produkteinheit bewertet werden?
- Maßnahmen haben oft veränderte Mengen und Zusammensetzung der produzierten Güter zur Folge, was zu Bewertungsproblemen führt.
- Im Agrar- und Landnutzungsbereich gibt es noch Unsicherheiten bezüglich der Klimaschutzwirkung („*uncertainty*“), die eine Maßnahmenbewertung erschwert.
- Im Falle von Landnutzungsänderungen ist die Dauerhaftigkeit bzw. Reversibilität der emissionsmindernden Wirkung („*permanence*“) zu hinterfragen. Die Bewertung sollte die Sättigung von Senken, den zu betrachtenden Zeithorizont und den Diskontierungssatz berücksichtigen.
- Werden durch veränderte Inputnachfrage oder Outputmengen Verlagerungs- und Verdrängungseffekte außerhalb des betrachteten landwirtschaftlichen Produktionssystems ausgelöst („*leakage*“, „*upstream / downstream effects*“)?
- Welche Relevanz haben diese Änderungen für die deutsche (EU-weite, weltweite) THG-Bilanz und welche Teile sind auf Kyoto-Ziele anrechenbar?
- Bewertung anderer, erwünschter Wirkungen („*synergies*“) und negativer Sekundäreffekte kann einen erheblichen Einfluss auf die Vorzüglichkeit von Maßnahmen haben.

Sind ehrgeizige Minderungsziele für CH₄ und N₂O im Agrarsektor erreichbar?

Die im deutschen Agrarsektor entstehenden, nach CRF 4 berichteten THG sind ausschließlich CH₄ und N₂O. Auf die Landwirtschaft entfielen im Jahr 2006 knapp 50 % der gesamten CH₄- und 65 % der gesamten N₂O- Emissionen in Deutschland. Von allen Nicht-CO₂-THG emittiert die Landwirtschaft mit 63,5 Mio. t etwa 50 % der CO_{2äq}. Im deutschen 8-Punkte-Klimaschutz-Plan des BMU vom 26.4.2007 wird das Ziel formuliert, die Nicht-CO₂-THG um 40 Mio. t CO_{2äq} zu reduzieren. Diesbezüglich ist zu beantworten, ob solche ehrgeizigen Minderungsziele in der Landwirtschaft zu erreichen sind.

Die Entstehung von CH₄ und N₂O ist eng mit der Produktionstätigkeit verknüpft, namentlich mit der Haltung von Wiederkäuern und mit dem Stickstoffkreislauf in der landwirtschaftlichen Produktion. Daher sind nur graduelle Verminderungen der Emissionen zu erwarten, z. B. durch den weiteren Abbau der Rinderbestände. CH₄-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung sollten durch verstärkte Kofermentierung in Biogasanlagen und Lagerung in gasdichten Gärrestlagern reduziert werden, gerade auch durch Erhöhung des Wirtschaftsdüngeranteils in bereits bestehenden Anlagen. Maßnahmen zur Steigerung der N-Ausnutzung in der Landwirtschaft und damit zur Reduzierung der N₂O-Emissionen sollten so ausgerichtet sein, dass nicht produktiv eingesetzte N-Mengen vermieden werden. Konkret sollten Maßnahmen zur stärkeren Verbreitung N-reduzierter Fütterung und zur Steigerung der Ausnutzung von N-Düngern in der Landwirtschaft entwickelt und umgesetzt werden. Beide Bereiche versprechen eine hohe Kostenwirksamkeit der THG-Minderung auf Betriebsebene, bezüglich der Umsetzung mit Hilfe von Politikmaßnahmen sind aber hohe Verwaltungs- und Beratungskosten zu erwarten. Parallel dazu sollten die Düngeverordnung, und hier insbesondere die Vorgaben zu maximalen Nährstoffüberschüssen, und ihre Umsetzung in den Ländern als grundlegende Maßnahme zur Verbesserung der N-Düngung analysiert und ggf. zeitnah nachjustiert werden, um die Wirksamkeit der Vorgaben und der beratungsorientierten Umsetzung sicherzustellen.

Für eine Reihe weiterer Maßnahmen besteht noch Forschungsbedarf, der im Kapitel 5 schon aufgezeigt worden ist:

- Der ökologische Landbau weist produktbezogen allenfalls vergleichbare THG-Bilanzen im Vergleich zu optimierten konventionellen Produktionssystemen auf, flächenbezogen und bezüglich des Energieeinsatzes hat er Vorteile.
- Methan-mindernde Fütterungsverfahren für Wiederkäuer
- Verlängerung der Weidezeiten
- Förderung weiterer Produktivitätssteigerungen unter Berücksichtigung der THG- und Ökobilanzen (national wie international)
- Gezielter Umbau der Rinderbestände
- Kohlenstofffestlegung in ackerbaulich genutzten Böden

- Einsparungen fossiler Energieträger im Agrarsektor und Einsatz erneuerbarer Energien

Steuerung der Landnutzung

Unter CRF 5 werden Emissionen berichtet, die auf Änderungen der Landnutzung zurückgehen. Ins Gewicht fallen hier vor allem die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Nutzung von Moorböden, daneben auch die Umwandlung von Grünland in Ackerland. Angesichts des beschleunigten Umbruchs von Grünland zur Umwandlung in Ackerland sollte ein flächenspezifischer Schutz des Grünlands im Rahmen von Cross Compliance erwogen werden, der ggf. zusätzlich über Natur- und Wasserschutzgesetze abzusichern wäre. Grünland auf Moorböden und auf anderen humusreicheren Standorten sollte nicht mehr umgebrochen werden dürfen. Weiterhin sollten Projekte zur Renaturierung von Niedermooeren, insbesondere in Verbindung mit Optionen zur Produktion von Biomasse, evaluiert und auf Umsetzbarkeit und Kostenwirksamkeit hin überprüft werden.

Messbarkeit and Anrechnung von THG-Emissionsminderungen

In einigen Schlüsselbereichen fehlen die Datengrundlagen, um erzielte Emissionsminderungen im NIR dokumentieren zu können, z. B. bezüglich der Verwertung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen und der gasdichten Abdeckung von Gärrestlagern. Hier sind bestehende Erhebungen im Rahmen des EEG zu nutzen und ggf. auszubauen, um Wirkungen quantifizieren und anrechnen zu können. Für die genauere Analyse der landwirtschaftlichen Flächennutzung und deren Veränderung sollte dem vTI der Zugang zu InVeKoS-Daten, vorzugsweise über die zentrale Datenbank in München, ermöglicht werden und die Nutzbarkeit der Daten für klimapolitisch relevante Auswertungen in Zusammenarbeit mit den Ländern verbessert werden. Eine weitere Herausforderung stellt die Erfassung der N-reduzierten Tierfütterung dar.

Anrechenbarkeit und sektorale Minderungsziele

Vor dem Hintergrund der zu beobachtenden Entwicklung, dass Minderungsverpflichtungen für einzelne Sektoren festgeschrieben werden, ist zu fragen, inwieweit Minderungen aus der Nutzung von Bioenergien dem Agrarsektor angerechnet werden. Zu erwarten ist, dass die durch Substitution fossiler Energieträger entstehenden Emissionsminderungen der Biomassenutzung der Fahrzeugindustrie sowie der Energie- und Mineralölwirtschaft zugeschrieben werden. Der Agrarsektor tritt hierbei als Rohstofflieferant auf und wird mit den produktionsbedingten Emissionen zusätzlich belastet. Lediglich die Verwendung erneuerbarer Energien im Agrarsektor selbst und die gasdichte Lagerung von Wirtschaftsdünger über die Nutzung in Biogasanlagen wird mit hoher Sicherheit dem Agrarsektor zugerechnet werden. Eine sektorale Festlegung ist nicht effizient, wenn Minderungen in anderen Sektoren zu geringeren Kosten umgesetzt werden können.

6.2 Maßnahmen im Bereich Ernährung und Verbraucherverhalten

Steuerung des Bereichs „Lebensmittelverarbeitung“

Die Aktivitäten „Verarbeitung und Verpackung“ sind lediglich für etwa 10 % der Treibhausgasemissionen im Bereich Ernährung verantwortlich (siehe Kapitel 4.2). Da eine energieeffiziente Produktion, Lagerung sowie Logistik und die Minimierung von Verpackungsmaterial häufig mit Kosteneinsparungen einhergehen, sind viele Unternehmen von sich aus bestrebt, den Energieaufwand so gering wie möglich zu halten. Wollte der Staat diesen Prozess beschleunigen, so kämen folgende Instrumente potentiell in Frage:

- Energiesteuern (→ verteuern die Produktion und veranlassen dadurch zu einer energieeffizienteren Produktion)
- Förderung von Forschung und Entwicklung für eine energieeffiziente Verarbeitung und umweltfreundliche Verpackungen
- Information und Aufklärung (vor allem Wissenstransfer)
- Auszeichnungen für besonders energieeffiziente Verarbeitungsunternehmen bzw. Unternehmen mit besonders guter Klimabilanz

Steuerung des Bereichs „Handel“

Nach Taylor (2000) sind etwa 6 % der Treibhausgasemissionen des Bereichs Ernährung dem Gütertransport anzurechnen. Gütertransporte und Lagerhaltung zusammen sind nach Kramer et al. (1994) für etwa 8 % der ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen verantwortlich (siehe Kapitel 4.2). Auch hier gilt der zuvor genannte Zusammenhang, dass die Unternehmen von sich aus bestrebt sind, die Energieaufwendungen so gering wie möglich zu halten, um Kosten zu sparen. Möglichkeiten zur Reduktion der Treibhausgasemissionen bestehen vor allem in einer optimierten Logistik, einer energieeffizienteren Lagerhaltung und in der Wahl „klimafreundlicher“ Transportmittel (Schiff und Schiene statt Lastkraftwagen, Vermeidung von Lufttransport, schadstoffarme Fahrzeugflotte).

Die zuvor genannten Instrumente könnten – entsprechend angepasst - auch auf diesen Bereich angewendet werden. Hinzu käme eine Verbesserung der Möglichkeiten und der Effizienz des Gütertransports auf der Schiene (Ausbau des Schienennetzes für Güterverkehr und der Be- und Entladeorte etc.).

Als weiteres Instrument – wie schon in England angewendet - könnten Vereinbarungen mit dem Lebensmitteleinzelhandel z.B. dahingehend getroffen werden, dass der LEH sein Produktsortiment klimafreundlicher zusammenstellt (z.B. mehr saisonale Produkte und besondere Bewerbung dieser; weniger Produkte, die mit dem Flugzeug transportiert wurden, etc.).

Steuerung des Bereichs „Ernährung / Nahrungskonsum“

a) Verbraucheraufklärung

Wie in Kapitel 4 ausführlich erläutert, kann der Verbraucher durch die Wahl der Lebensmittel die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen erheblich beeinflussen. Da jedoch viele Faktoren gleichzeitig zu berücksichtigen sind, ist es für den Verbraucher nicht einfach, die richtige Wahl zu treffen. Das Ausmaß der Treibhausgasemissionen lässt sich nämlich nicht immer anhand von Produktmerkmalen erkennen. Der Verbraucher weiß nicht, wie lange das Produkt unter Kühlung gelagert wurde und ob z.B. das Fleisch mit dem Schiff oder dem Flugzeug transportiert worden ist. Vor allem die versteckten Transporte sind vom Verbraucher nicht erkennbar⁵. Schwierig wird die Beurteilung vor allem auch bei Fertigprodukten mit einer Vielzahl von Zutaten unterschiedlicher Herkunft.

Trotz dieser Problematik erscheint es sinnvoll, im Rahmen der Verbraucheraufklärung einige wesentliche Aspekte einer klimafreundlichen Ernährung in Form von einfachen Handlungsanweisungen für das tägliche Leben zu kommunizieren⁶. Dazu gehören: weniger Fleisch essen, Verzicht auf eingeflogene Ware und Produkte aus dem beheizten Gewächshaus, wenn möglich Gemüse der Saison wählen⁷, Vermeidung von Lebensmittelverderb und damit von Lebensmittelabfällen, Nutzung von energieeffizienten Haushaltsgeräten etc.

Allerdings dürfen nicht zu hohe Erwartungen an dieses Instrument gestellt werden. Zum einen sind wahrscheinlich nur leichte Verhaltensänderungen in der Ernährung zu erwarten, zum anderen zeigt eine schwedische Studie, dass eine Änderung der Ernährungsgewohnheiten von der derzeitigen hin zu einer ausgewogenen und umweltfreundlichen Kost die ernährungsbedingten Treibhausgasemissionen insgesamt nur geringfügig um ca. 5 % reduzieren würde (vgl. Wallén et al. 2004).

Darüber hinaus ist zu bedenken, dass in den Bereichen Mobilität oder Wohnen einzelne Entscheidungen (z. B. Flug ja oder nein; Häuserdämmung ja oder nein; Energiesparlampe ja oder nein etc.) absolut gesehen sehr viel größere Effekte haben. Hier sind klimarelevante Einsparungen oft einfacher zu erreichen. In diesem Bereich könnten die für die

⁵ So stammt nach Jungbluth (1998, S.27) z.B. ein Grossteil des Rindfleisches, das als *Bündner Fleisch* aus der Schweiz in die Europäische Gemeinschaft exportiert wird, aus südamerikanischen Viehbeständen.

⁶ Zumal ein Teil dieser Aspekte – wie weniger Fleisch essen - den Empfehlungen einer gesunden Ernährung entspricht.

⁷ Allerdings wissen viele Verbraucher nicht mehr, wann welches Gemüse Saison hat, → Bereitstellung eines Saisonkalenders, siehe AID.

Verbraucheraufklärung vorgesehenen Mittel wahrscheinlich erheblich effizienter eingesetzt werden.

b) Labeling / Produktkennzeichnung

Die Kennzeichnung der verschiedenen Lebensmittel mit ihrem spezifischen „CO₂-Fußabdruck“ wäre eine gute Hilfestellung für die Einkaufsentscheidungen der Verbraucher. Anhand des CO₂-Fußabdrucks kann der Verbraucher erkennen, wie viele Treibhausgasemissionen für das jeweilige Produkt freigesetzt wurden und demnach welche Produkte eine besonders günstige oder eine besonders ungünstige Klimabilanz haben. Das hört sich zunächst gut und verlockend an. Doch bei Lebensmitteln stößt diese Art der Kennzeichnung auf erhebliche Grenzen, wie dem Leser schon aus den Ausführungen in den Kapiteln 5.3.1 und 5.3.2 ersichtlich sein müsste. Nur um es auch hier noch einmal deutlich zu machen: Je nach Lagerdauer müsste der Apfel eine neue Kennzeichnung bekommen. Da die Verarbeitungsunternehmen im Laufe eines Jahres die jeweiligen Zutaten je nach Verfügbarkeit und Preis aus unterschiedlichen Quellen beziehen, müsste jede Charge mit einem anderen „CO₂-Fußabdruck“ gekennzeichnet werden. Je nachdem wohin das Produkt mit welchem Verkehrsmittel geliefert wird, müsste der „CO₂-Fußabdruck“ unterschiedlich ausfallen. Darüber hinaus wäre zu klären, auf welche funktionelle Einheit der CO₂-Fußabdruck zu beziehen wäre (z. B. kg oder MJ).⁸

Unseres Erachtens nach wird es auch in absehbarer Zeit aufgrund der oben erläuterten Probleme schwierig sein, Klima-Labels für Lebensmittel zu verteilen. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang darüber hinaus, dass die Verbesserung der Klimabilanz nur eins unter mehreren Umweltzielen ist. Die je nach Produkt unterschiedlichen Umwelteffekte bei der Produktion, Verarbeitung und dem Handel sind nicht unbedingt gleichgerichtet. So kann der zunehmende Verbrauch von Gemüse (bei Reduktion des Fleischkonsums) zwar die Klimabilanz verbessern, führt aber möglicherweise zu erhöhten Stickstoffverlusten und aufgrund der hohen Pflanzenschutzintensität zu einer verringerten Artenvielfalt.

6.3 Politikmaßnahmen zur Förderung der Bioenergie

Der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik (2008) hat der Bundesregierung in seinem Gutachten (vgl. Kapitel 5.4) empfohlen, ihre Bioenergie-Politik grundlegend zu überdenken und deutliche Kurskorrekturen vorzunehmen. Bei der Beurteilung der Bioenergie-Politik misst der Beirat dem Ziel des Klimaschutzes höchste Priorität bei.

⁸ Da von den verschiedenen Lebensmitteln sehr unterschiedliche Mengen konsumiert werden, erscheint es sinnvoll, den CO₂-Fußabdruck nicht auf Kilogramm sondern auf beispielsweise Megajoule zu beziehen. Hierzu müsste das MRI weitergehende Analysen anstellen.

Auf der Grundlage seiner Analyse kommt er zu der grundlegenden Empfehlung, (a) die starke sektorale Segmentierung der Klimaschutzpolitik (d.h. beispielsweise die Festlegung von Einspeisevergütungssätzen für einzelne Bioenergie-Linien) schrittweise zu überwinden und (b) auch in der Klimaschutzpolitik die Vorteile der internationalen Arbeitsteilung stärker zu nutzen. Daraus ergeben sich folgende Leitlinien für die Weiterentwicklung der Klimaschutzstrategie:

- Internationalisierung, d. h. Bündelung der Kräfte für die Entwicklung international ausgerichteter Klimaschutzstrategien
- Effizienzorientierung, d. h. Ausrichtung der nationalen Klimaschutzpolitik auf jene Felder, bei denen sich Klimaschutz mit geringsten Kosten beziehungsweise höchster Effizienz erreichen lässt.

Darüber hinaus hat der Beirat in seinem Gutachten darauf aufmerksam gemacht, dass es in einer Zeit, in der hohe Energiepreise weltweit für einen Boom der Bioenergie sorgen und infolgedessen auch die Agrarpreise stark ansteigen, unbedingt erforderlich ist, die potenzielle Risiken der nationalen Bioenergieförderung für den globalen Klimaschutz zu berücksichtigen. Diese Risiken ergeben sich dadurch, dass die hohen Agrarpreise zu Waldrodung, Grundlandumbruch oder Intensivierung der Ackernutzung führen; alle drei Anpassungen können mit erheblichen zusätzlichen Treibhausgasemissionen verbunden sein. Der Beirat hat ausführlich herausgearbeitet, dass eine Import-Zertifizierung diese Probleme nicht lösen kann.

Auf die detaillierten Empfehlungen des Gutachtens „Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung“ sei verwiesen (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, 2008).

7 Ausblick auf die weitere Forschungsarbeit

Für die Konzipierung der weiteren Forschungsarbeit sind folgende Einschätzungen bedeutsam, die sich bei der Abfassung der vorhergehenden Kapitel ergeben haben:

- Für das politische Ziel, die Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft zu verringern, lassen sich aus den bisher vorliegenden Analysen bereits zahlreiche Hinweise für die Politikgestaltung ableiten. Bezüglich der Weiterentwicklung der Bioenergie-Politik in Deutschland liegen aus dem Gutachten des Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik bereits genauere Hinweise vor.
- Es ist eine große Zahl weiterer, bisher nicht erschlossener Maßnahmen denkbar, mit denen der Agrar- und Ernährungssektor zusätzliche Beiträge zur Reduzierung der Treibhausgas-Emissionen leisten könnte.
- Es wäre nicht sinnvoll, alle denkbaren Maßnahmen zu ergreifen. Stattdessen sollten sich Politik und Wirtschaft auf jene Aktionsfelder konzentrieren, bei denen der Klimaschutz mit möglichst geringen Kosten und mit möglichst geringen unerwünschten Nebenwirkungen auf andere Politikziele erreicht werden kann.
- Positive Nebenwirkungen können die Kostenwirksamkeit von Klimaschutzmaßnahmen im Agrarsektor hingegen erhöhen. Bezüglich der notwendigen Quantifizierungs- und Bewertungsansätze gibt es noch Forschungsbedarf.
- Um Aktionsfelder zu identifizieren und geeignete Politikmaßnahmen zu entwickeln, ist eine umfassende vergleichende Beurteilung erforderlich. Diese muss die Anpassungsreaktionen der Wirtschaft, auch im internationalen Maßstab, mit berücksichtigen. Die analytische Grundlage hierfür ist bisher unzureichend.
- Das Blickfeld ausschließlich auf das Thema CO₂-Footprints zu verengen ist nicht sinnvoll. Weitere Umweltleistungen müssen einbezogen werden. Die Berechnung der Footprints führt für sich genommen noch zu keiner Verringerung der THG-Emissionen. Erst eine intensive Analyse des Werkzeugs hinsichtlich der Nutzbarkeit für Wirtschaft und Politik, im Hinblick auf die Verringerung globaler THG-Emissionen und bei positiver Bewertung eine daran anschließende Verbraucheraufklärung können die Einführung Erfolg versprechend machen.

Angesichts des zunehmenden Interesses an Ökobilanzen und Carbon Footprints und der internationalen Bestrebungen zur Vereinheitlichung der dafür verwendeten Methoden muss entschieden werden, inwieweit sich die Ressortforschung des BMELV an diesen Prozessen beteiligen soll. Dabei ist nach den folgenden Aufgaben zu unterscheiden:

- Kritische Überprüfung bestehender Datenbanken zur Ökobilanzierung im Agrar- und Ernährungssektor bezüglich der Repräsentativität und Vollständigkeit,
- Beteiligung an der Entwicklung standardisierter Methoden für Ökobilanzen,
- Beiträge zum Aufbau repräsentativer Datensätze für die Ökobilanzierung.

Es ist zu erwarten, dass Ökobilanzierung und Carbon Footprints künftig verstärkt von Interessengruppen genutzt und beeinflusst werden, so dass die international angestrebte Standardisierung zu begrüßen ist. Welche klimaschutzpolitische Bedeutung diesen Ansätzen künftig wirklich zukommen wird, ist derzeit aber noch unklar. Eine Beteiligung an den Arbeiten zur Standardisierung von Ökobilanzen im Agrar- und Ernährungssektor würde für das vTI einen erheblichen Ressourceneinsatz bedeuten und muss als langfristige Forschungsstrategie angelegt sein. Vor der Einrichtung eines solchen Forschungsschwerpunktes sollte mit dem BMELV erörtert werden, welche Bedeutung der Ökobilanzierung im Rahmen der klimaschutzpolitischen Diskussion zukommt. Wird ihr eine politische Schlüsselstellung für die künftige „Nachhaltigkeitsdebatte“ zugeordnet, wäre die Rolle des vTI und der anderen Ressortforschungseinrichtungen des BMELV in Hinblick auf die Arbeitsteilung mit anderen Forschungseinrichtungen in Deutschland festzulegen.

Literaturverzeichnis

- Alliance Environnement (2007): Evaluation of the application of cross compliance as foreseen under Regulation 1782/2003. Part II: Replies to Evaluation Questions – 27/7/2007. Im Internet unter:
http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/cross_compliance/index_en.htm
- Bayerischen Staatsministerium für Wirtschaft, Infrastruktur, Verkehr und Technologie (2008): Energiespartipps. (Zitierdatum 11.06.2008),
<http://www.stmwivt.bayern.de/energie-und-rohstoffe/energiespartipps/>
- Benndorf R (2005) Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft im Kioto Protokoll und seinen Umsetzungen (LULUCF oder kurz: Senken). Im Internet unter: http://www.waldundklima.net/politik/uba_senken_01.php
- Biesot, W.; Moll, H. C.; Vringer, K.; Wilting, H. C.; Blok, K.; Kok, R.; Noorman, K. J. & Potting, J. (1995): Reduction of CO₂ emissions by lifestyle changes. Final report to the NRP global Air Pollution and Global Change, IVEM research report No. 80, Center for Energy and Environmental Studies of the University of Groningen (IVEM RUG), The Netherlands.
- Blanke, M., Burdick, B. (2005): Food (miles) for Thought - Energy Balance for Locally-grown versus Imported Apple Fruit. In: ESPR – Environ Sci & Pollut Res 12 (3), S. 125 – 127.
- Blauer Engel (2008): Webseite : www.blauer-engel.de (19.02.2008)
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2007) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2007.
- Brentrup F, Küsters J (2008) Energiebilanzen der Erzeugung und Verwendung von mineralischen Düngemitteln – Stand und Perspektiven. In: KTBL (Hrsg.) Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda. S. 56-64.
- Carlsson-Kanyama, A. (1998): Climate change and dietary choices – how can emissions of greenhouse gases from food consumption be reduced? In: Food Policy, Vol 23, No. 3/4, S. 277-293.
- Cienciala E, Schelhaas M J, Nabuurs G J, Lindner M (2007) Expected impact of the Kyoto Protocol on European forestry. MEACAP WP4 D12. Im Internet unter:
<http://www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php>
- CONCAWE, EUCAR, Joint Research Centre (2006) Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Im Internet unter:
<http://ies.jrc.ec.europa.eu/wtw.html>

- Crutzen, P.J., Mosier, A. R., Smith, K. A., Winiwarter, W. (2008): N₂O release from agrobiofuel production ne-gates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 389-395.
- Demmeler, M. (2007): Ökologische und ökonomische Effizienzpotenziale einer regionalen Lebensmittelbereitstellung. Dissertation am Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues, Technische Universität München (spezielle Berechnungen), 2007; zitiert in: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Erläuterungen zur Wanderausstellung „Lebensmittel: Regional = gute Wahl“.
- Demmeler, M. (2008): Ökologische und ökonomische Effizienzpotenziale einer regionalen Lebensmittelbereitstellung. Analyse ausgewählter Szenarien. Dissertation, Technische Universität München, (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: http://deposit.d-nb.de/cgi-bin/dokserv?idn=988152231&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=988152231.pdf
- DESTATIS (2007) *Umweltnutzung und Wirtschaft. Bericht zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen*. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DESTATIS (2007a) *Umweltnutzung und Wirtschaft. Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2007. Teil 6: Treibhausgase (insgesamt, CO₂, CH₄, N₂O)*.
- DESTATIS (2007b) *Fachserie 18 Reihe 1.4: Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen, Inlandsproduktsberechnung. Detaillierte Jahresergebnisse 2007*.
- Dialogprozess Konsum (2008): Webseite des Dialogprozess Konsum; www.dialogprozesskonsum.de/ (26.05.2008)
- DIN (2008): Webseite des Deutschen Institut für Normung e.V., www.din.de (17.03.2008)
- Döhler H, Dämmgen U, Berg W, Bergschmidt A, Brunsch R, Eurich-Menden B, Lüttich M, Osterburg B. (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlußbericht für BMVEL und UBA erstellt durch KTBL, Darmstadt, UBA-Texte 05/02.
- ECCP II (The second European Climate Change Programme) (2006): Final Report, Working Group ECCP Review – Topic Group Agriculture and Forestry.
- EcoSMEs (2008): Webseite des EU-Projektes Services for Green Products: www.ecosmes.net (20.05.2008)

- Eder, P. & Delgado, L. (Hrsg.)(2006): Environmental Impact of Products (EIPRO). Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. European Commission. Joint Research Centre IPTS/ ESTO, Sevilla.
- Edwards-Jones, G., Mila` i Canals, L., Hounsome, N., Truninger, M., Koerber, G., Hounsome, B., Cross, P., York, E.H., Hospido, A., Plassmann, K., Harris, I.M., Edwards, R.T., Day, G.A.S., Deri Tomos, A., Cowell, S.J., Jones, D.L. (2008): Testing the assertion that 'local food is best': the challenges of an evidence-based approach. In: Trends in Food Science & Technology 19, S. 265-274.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P. (2008) Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. Science, 319, 1235-1237.
- Flachowski G, Brade W (2007) Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. Züchtungskunde, 79, (6) S. 417-465.
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A., Mylan, J. (2006) environmental impacts of food production and consumption: A report of the department for environment, food and rural affairs. Manchester Business School. DEFRA London.
- Fritsche, U. R., Eberle, U. (2007): Treibhausgasemissionen durch Erzeugung und Verarbeitung von Lebensmitteln – Arbeitspapier. Öko-Institut e.V., Darmstadt/Hamburg, (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: <http://www.oekoinstitut.de/oekodoc/328/2007-011-de.pdf>
- Fuchs, M. (2006): „EPDs für Bauprodukte – Vom Vorteil selber zu gestalten und nicht nur zu reagieren“. Vor-trag. Kongress der Arbeitsgemeinschaft Umweltfreundliches Bauprodukt e.V. Stuttgart, 14.02.2006.
- Garnett, T. (2007): Food and climate change. The world on a plate. Food Climate Research Network. UK. (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: <http://www.fcarn.org.uk/>
- Guinée, J (2002) Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. Eco-Efficiency in Industry and Science , Vol. 7.Kluwer Academic Publishers.
- Heinemeyer, O.; Gensior, A. (2004): Emissions from land use change & forestry - national emission inventory report (NIR) 2004. Landbauforsch Völkenrode SH 260:263-279.
- Heller, M.C., Keoleian, G.A. (2003): Assessing the sustainability of the US food system: a life cycle perspective. In: Agricultural Systems, 76, S. 1007-1041.

- Hoffmann, I., Lauber, I. (2001): Gütertransporte im Zusammenhang mit dem Lebensmittelkonsum in Deutschland. Teil II: Umweltwirkungen anhand ausgewählter Indikatoren. In: ERNO 2 (3) , S. 187-193. (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: http://www.uni-giessen.de/fbr09/nutrecol/_down_pdf/Veroeffentlichungen_PDF/ERNO-Transporte2.pdf
- Jungbluth, N. (1998): Ökologische Beurteilung des Bedürfnisfeldes Ernährung. Arbeitsgruppen - Methoden - Stand der Forschung – Folgerungen. UNS Working Paper No. 18. Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich.
- Jungbluth, N. (2000): Umweltfolgen des Nahrungsmittelkonsums: Beurteilung von Produktmerkmalen auf Grundlage einer modularen Ökobilanz. Dissertation ETH Nr. 13499, Umweltnatur- und Umweltsozialwissenschaften, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, ISBN 3-89825-045-8, www.dissertation.de, Berlin.
- Knoepfel, I. (1995): Grundlagenuntersuchungen zum direkten und indirekten Energieverbrauch der privaten Haushalte - Ansätze zur Quantifizierung und zur sozio-ökonomischen Differenzierung für die Schweiz. Inst. f. Energietechnik, LES, ETH, Zürich.
- Koerber, K., Kretschmer, J. (2007): Bewusst essen – Klima schützen. In: UGB-Forum 5/07, S. 214 – 217.
- Kramer, I., Müller-Reißmann, K.F., Schaffner, J., Bossel, H., Meier-Ploeger, A., Vogtmann, H. (1994): Landwirtschaft und Ernährung. Veränderungstendenzen im Ernährungssystem und ihre klimatische Relevanz. Enquête-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages: Landwirtschaft und Ernährung. Teil B.
- Kramer, J. K., Moll, H. C. , Nonhebel, S., Wilting, H. C. (1999): Greenhouse gas emissions related to Dutch food consumption. In: Energy Policy 27, S. 203 – 216.
- KRAV (2008): Webseite des KRAV, Standards for reducing climate impact in food production. www.krav.se/sv/Klimat/klimat/In-English/ (29.05.2008)
- KTBL (Hrsg.) (2008) Energieeffiziente Landwirtschaft. KTBL-Vortragstagung vom 8. bis 9. April 2008 in Fulda.
- Lagerberg-Fogelberg, C., Carlsson-Kanyama, A. (2006): Environmental assessment of foods – an LCA inspired approach. In: Fuentes, C. & Carlsson-Kanyama, A. (Eds.): Environmental information in the food supply system. Report: FOI-R-1903-SE, FOI–Swedish Defence Research Agency, Defence Analysis, SE-16490Stockholm, S. 55-84.
- Milà i Canals, L., Cowell, S.J., Sim, S., Basson, L. (2007): Comparing Domestic versus Imported Apples: A Focus on Energy Use. In: Env Sci Pollut Res 14 (5), S. 338 – 344.

- Nijdam D S, Wilting H. (2003). Milieudruk consumptie in beeld [A view on environmental pressure on consumption] Bilthoven: RIVM. (RIVM rapport 7714040004).
- Nitsch H, Osterburg B, von Buttlar C, von Buttlar B (2008) Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässer-nutzung beim Anbau von Energiepflanzen. Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Umweltbundesamtes. Arbeitsberichte der vTI-Agrarökonomie 3/2008.
- Oenema, O.; Kuikman, P.; Velthof, G. (2004): Assessment and Mitigation of Greenhouse Gas Emissions at Farm Level. In: Weiske, A. (ed.), 2004. Proceedings of the international conference 'Greenhouse Gas Emissions from Agriculture, Mitigation Options and Strategies', 172-178.
- Osterburg B (2007a) Analysen zur Wirksamkeit der Agrarumweltförderung auf die Senkung von N-Salden: Landbauforsch Völkenrode SH 307:253-266.
- Osterburg B (2007b) Analysen zur Düngeverordnung-Novelle vom Januar 2006: Landbauforsch Völkenrode SH 307:267-302.
- Osterburg B, Liebersbach H (2007) Entwicklung und Erprobung von Erhebungsmethoden zum Wirtschaftsdüngermanagement sowie zur Weidehaltung bei Rindern in landwirtschaftlichen Betrieben. Projektbericht für ein von EUROSTAT gefördertes Forschungsvorhaben. Berichte des Bereichs Agrarökonomie der FAL, 3/2007.
- Osterburg B, Nitsch H, Laggner A, Wagner S (2008): Analysis of policy measures for greenhouse gas abatement and compliance with the Convention on Biodiversity. MEACAP WP6 D16. Im Internet unter: www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php
- Osterburg B, Rühling I, Runge T, Schmidt TG, Seidel K, Antony F, Gödecke B, Witt-Altfelder P (2007) Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasser-rahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft. Landbauforsch Völkenrode SH 307:3-156.
- Patyk A, Reinhard G A (1999) Düngemittel. Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlagsgesellschaft.
- Quack, D. & Rüdener, I. (2004): Stoffstromanalyse relevanter Produktgruppen – die Energie- und Stoffströme der privaten Haushalte in Deutschland im Jahr 2001. Öko Institut, Freiburg.
- Quirin M, Gärtner S, Pehnt M, Reinhardt (2004) CO₂-Studie: CO₂-neutrale Wege zukünftiger Mobilität durch Biokraftstoffe – Eine Bestandsaufnahme. Forschungsvereinigung Verbrennungskraftmaschinen e. V. (FVV), Frankfurt/Main.

- Rahmann G., Aulrich K., Barth K., Böhm H., Koopmann R., Oppermann R., Paulsen H. M. & Weißmann F. (2008) Klimarelevanz des Ökologischen Landbaus - Stand des Wissens Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research 1/2 2008 (58):1-19
- Reinders, A., Vringer, K., Blok, K. (2003): The direct and indirect energy requirement of households in the European Union. In: Energy Policy 31, pp 139-153.
- Rose, P. (2007): Primärenergieverbrauch und Treibhausgas-Emissionen in verschiedenen gesellschaftlichen Bereichen – unter besonderer Berücksichtigung der Ernährung. Bachelor-Arbeit an der Technischen Universität München. Freising. (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: http://www.bfeoe.de/aktiv/klimaschutz/Bachelor-Arbeit_PeterRose-END.pdf
- Schlamadinger, B. und Marland, G. (2000): "Land use and global climate change: forests, land management, and the Kyoto Protocol." Pew Center on Global Climate Change, Arlington, Virginia.
- Schmidt TG, Osterburg B (2006) Aufbau des Berichtmoduls 'Landwirtschaft und Umwelt' in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Braunschweig: FAL, Arbeitsber. Bereich Agrarökonomie 2005/06.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T-S. (2008). Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases through Emissions from Land-Use Change. Science, 319, 1238-1240.
- SETAC Europe LCA Steering Committee (2008): (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Standardisation Efforts to Measure Greenhouse Gases and 'Carbon Footprinting' for Products (Editorial). Int J LCA 13 (2) 87–88.
- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S (2007): Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. Agriculture, Ecosystems & Environment. Vol. 118, 1-4, Jan. 2007, pp. 6-28.
- Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O, Howden M, McAllister T, Pan G, Romanenkov V, Schneider U, Towprayoon S, Wattenbach M, Smith J (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: Phil. Trans. R. Soc. B (2008) 363, 789-813.
- Spiekers H, Obermaier A (2007) Milchwahstoffgehalt und N-Ausscheidung. In: SuB Heft 4-5/07, S. III-4 – III-9.
- Taylor, C. (2000): Ökologische Bewertung von Ernährungsweisen anhand ausgewählter Indikatoren. Dissertation Universität Gießen. (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: <http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2000/273/>

- The Carbon Trust (2008): Webseite des Carbon Trust: <http://www.carbon-label.co.uk/> (17.03.2008)
- Umweltbundesamt (2008) Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2008. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2006. Reihe Climate Change 06/08.
- Umweltbundesamt (2008): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990-2005, Treibhausgase und klassische Luftschadstoffe, inkl. erweiterte Auswertung und Äquivalentemissionen der Treibhausgase. (Zitierdatum 22.05.2008), abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm>
- United Nations, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank (2003) Handbook of National Accounting – Integrated Environmental and Economic Accounting 2003.
- Vringer, K. & Blok, K. (1995): Consumption and energy requirement: a time series for households in the Netherlands from 1948 to 1992. Report No. 95016, Dept. of Science Technology and Society of Utrecht University (STS-UU), The Netherlands.
- Wallén, A., Brandt, N., Wennersten, R. (2004): Does the Swedish consumer's choice of food influence greenhouse gas emissions? Environmental Science & Policy 7, S. 525-535.
- Weber, C. & Fahl, U. (1993): Energieverbrauch und Bedürfnisbefriedigung. In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 43. Jg., Heft 9, S. 605-612.
- Weiske A (2005) Survey of technical and management-based mitigation measures in agriculture. MEACAP WP3 D7a. Im Internet unter: www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php
- Weiske, A. (2007): Potential for carbon sequestration in European agriculture. MEACAP WP3 D10a appendix. Im Internet unter: www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php
- Weiske, A.; Michel, J. (2007): Greenhouse gas emissions and mitigation costs of selected mitigation measures in agricultural production. MEACAP WP3 D15a. Im Internet unter: www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php
- Wiegmann, K., Eberle, U., Fritsche, U.R., Hünecke, K. (2005): Umweltauswirkungen von Ernährung - Stoffstromanalysen und Szenarien. Diskussionspapier Nr. 7. Öko-Institut e.V. – Institut für angewandte Ökologie. Darmstadt/Hamburg 2005.

- Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2008): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. Empfehlungen an die Politik. Verabschiedet im November 2007. Im Internet unter:
http://www.bmelv.de/cln_045/nn_1021300/DE/14-WirUeberUns/Beiraete/Veroeffentlichungen/NutzungBiomasseEnergiegewinnung.html__nnn=true
- Zah R, Böni H, Gauch M, Hirsch R, Lehmann M, Wäger P (2007) Ökobilanz von Energieprodukten: Ökologische Bewertung von Biotreibstoffen. Empa, Abteilung Technologie und Gesellschaft, St. Gallen, Schweiz. BSI (2008) PAS 2050 – Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, PAS2050:2008 (Draft).
- Zanchi, G.; Thiel, D.; Green, T.; Lindner, M. (2007): Afforestation in Europe. MEACAP WP4, non-deliverable. Im Internet unter:
www.ieep.eu/projectminisites/meacap/index.php

Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie

- Nr. 01/2008 Margarian A:
Sind die Pachten im Osten zu niedrig oder im Westen zu hoch?
- Nr. 02/2008 Lassen B, Friedrich C, Prübe H:
Statistische Analysen zur Milchproduktion in Deutschland – Geografische Darstellung (Stand: Januar 2008)
- Nr. 03/2008 Nitsch H, Osterburg B, von Buttlar Ch, von Buttlar HB:
Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen
- Nr. 04/2008 Haxsen G:
Calculating Costs of Pig Production with the InterPIG Network
- Nr. 05/2008 Efken J:
Online-Befragung von Erhalterinnen seltener Nutztiere oder Nutzpflanzen zu Ihren Aktivitäten und Einstellungen
- Nr. 06/2008 Rudow K, Pitsch M:
Fallstudie zur Wirkung der Ausgleichszulage im Landkreis Oberallgäu (Bayern)
- Nr. 07/2008 Daub R:
Fallstudie zur Wirkung der Ausgleichszulage im Landkreis Vogelsberg (Hessen)
- Nr. 08/2008 Haxsen G:
Interregionale und internationale Verflechtung der Ferkelversorgung in Deutschland – Berechnung regionaler Versorgungsbilanzen und Kalkulationen der Produktionskosten für Ferkel im interregionalen sowie internationalen Vergleich
- Nr. 09/2008 Lassen B, Isermeyer F, Friedrich C:
Milchproduktion im Übergang – eine Analyse von regionalen Potenzialen und Gestaltungsspielräumen
- Nr. 10/2008 Gasmi S:
Fallstudie zur Wirkung der Ausgleichszulage im Landkreis St. Wendel (Saarland)

- Nr. 11/2008 Pohl C:
Fallstudie zur Wirkung der Ausgleichszulage im Altmarkkreis Salzwedel (Sachsen-Anhalt)
- Nr. 12/2008 Gömann H, Heiden M, Kleinhanß W, Kreins P, von Ledebur EO, Offermann F, Osterburg B, Salamon P:
Health Check der EU-Agrarpolitik – Auswirkungen der Legislativvorschläge
- Nr. 13/2008 von Ledebur EO, Ehrmann M, Offermann F, Kleinhanß W:
Analyse von Handlungsoptionen in der EU-Getreidemarktpolitik
- Nr. 14/2008 Ehrmann M, Kleinhanß W:
Review of concepts for the evaluation of sustainable agriculture in Germany and comparison of measurement schemes for farm sustainability.
- Nr. 1/2009 Gömann H, Kleinhanß W, Kreins P, von Ledebur EO, Offermann F, Osterburg B, Salamon P:
Health Check der EU-Agrarpolitik – Auswirkungen der Beschlüsse
- Nr. 2/2009 Schmitz J, von Ledebur, EO:
Maispreisverhalten – Maispreistransmission während des Preisbooms an den Terminmärkten
- Nr. 3/2009 Bernhard Osterburg,, Hiltrud Nieberg, Sebastian Rüter, Folkhard Isermeyer, Hans-Dieter Haenel, Jochen Hahne, Jan-Gerd Krentler, Hans Marten Paulsen, Frank Schuchardt, Jörg Schweinle, Peter Weiland
Erfassung, Bewertung und Minderung von Treibhausgasemissionen des deutschen Agrar- und Ernährungssektors
- Nr. 4/2009 Bernhard Osterburg, Norbert Röder, Peter Elsasser, Matthias Dieter Joachim Krug
Analyse ausgewählter internationaler Studien und Dokumente über Kosten und Potentiale der Minderung von Treibhausgasemissionen sowie des Aufbaus und der Erhaltung von C-Senken im deutschen Agrar- und Forstsektor