

TEXTE 51/2016

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 92 236
UBA-FB 002224

Weiterentwicklung der integrierten Stickstoff-Bilanzierung als Grundlage für landwirtschaftliche Minderungsstrategien zur Unterstützung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie

von

Robert Vandr , Uwe Häußermann, Sven Grebe, Ursula Roth, Sebastian Wulf,
Helmut Döhler
Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., Darmstadt

Monika Zehetmeier, Fabian Frick
früher: Wirtschaftslehre des Landbaus; jetzt: Produktions- und
Ressourcenökonomie landwirtschaftlicher Betriebe/Technische Universität
München

mit Beiträgen von:

Luise Keller, Frank Wendland
Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3:
Agrosphäre)/Forschungszentrum Jülich GmbH

Birgit Laggner, Bernhard Osterburg
Institut für Ländliche Räume/Johann Heinrich von Thünen-Institut,
Braunschweig

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.
Bartningstra e 49
64289 Darmstadt

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.
Bartningstraße 49
D-64289 Darmstadt

Abschlussdatum:

2014

Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Luftreinhaltung und terrestrische Ökosysteme
Dr. Gabriele Wechsung

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/weiterentwicklung-der-integrierten-stickstoff>

ISSN 1862-4804 Dessau-

Roßlau, Juni 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3711 92 236 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die Landwirtschaft trägt zu den Emissionen klimawirksamer Gase und anderer Umwelt belastender Stickstoff-Komponenten, vor allem Ammoniak und Nitrat, bei.

Um den Einfluss der Bewirtschaftung auf die Emissionen zu beurteilen, wurden vorhandene Modellansätze zur Abbildung von Stoffflüssen in landwirtschaftlichen Betrieben kombiniert und erweitert. Basierend auf Datenerhebungen auf landwirtschaftlichen Betrieben wurden Betriebsmodelle für den Marktfruchtanbau und die Milcherzeugung definiert, die ein großes Spektrum an produktionstechnischen und standörtlichen Kenngrößen aufweisen. Szenarien wurden berechnet, um den Effekt von Minderungsmaßnahmen innerhalb der Betriebe abschätzen zu können.

Die Überschüsse der Stickstoffbilanz ist in den Marktfruchtbetrieben die wichtigste steuernde Größe hinsichtlich der Nitratauswaschung und der damit verbundenen Treibhausgasemissionen. Für Ammoniakemissionen haben die Wahl des Mineraldüngers und, falls verwendet, die Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger die größten Einsparpotenziale. Auch für die Treibhausgas- und Ammoniakemissionen aus der Milchproduktion ist das Wirtschaftsdüngermanagement ausschlaggebend, falls nicht auf Maßnahmen zur Intensivierung der Milchproduktion zurückgegriffen wird. Höhere Milchleistungen führen zu geringeren, auf die Einheit Milch (kg ECM) bezogenen Emissionen. Wird allerdings Fleisch in den Emissionsberechnungen als Nebenprodukt mit betrachtet, sind die Einsparpotenziale deutlich geringer. Maßnahmen des Herdenmanagements (Zwischenkalbezeit, Anzahl an Laktationen) sind in ihrer Wirkung auf die Emissionen vernachlässigbar.

Die Ableitung spezifischer, regional angepasster Maßnahmenoptionen war aus den Betriebsmodellen nicht möglich. Es konnten nur sehr allgemeine regionale Aussagen getroffen werden. Vielfach fehlen regional ausreichend aufgelöste Daten zum Betriebsmanagement als Grundlage der Abschätzung. Auch ergänzende Methoden müssen noch entwickelt werden, um Maßnahmenoptionen in ihren regionalen Kontext zu stellen.

Abstract

Agriculture contributes to the emissions of greenhouse gases and other N-components detrimental to the environment, especially ammonia and nitrate.

In order to evaluate the effect of farming practices on emissions, existing approaches to calculate nutrient flows in farming systems were combined and improved. Based on farm surveys, nutrient flow- and emission models were set up for crop and dairy farms representing a high variation in management practices and environmental conditions. The efficiency of mitigation measures within the model farms was assessed by calculating scenarios.

N-balance surpluses are the main factor influencing nitrate leaching and consecutive greenhouse gas emissions on crop farms. For ammonia emissions the choice of mineral fertilizer type and, if slurry is used, the technique of slurry application, have the highest mitigation potential. Manure management is also crucial for greenhouse gas and ammonia emissions from dairy farms, apart from an intensification of milk production. High annual milk yields per cow cause less emission per unit milk (kg ECM). However, if meat production is considered as by-product in emission calculations, the mitigation effect of increased milk yield is reduced considerably. Measures in herd management (calving intervals, number of lactations) had only negligible effects on emissions.

It was not possible to deduce specific, regionally adapted mitigation measures. Only very general regional statements were possible. The regional differentiation of data on farm management and the access to the data are often very limited and therefore there is no sound basis for an assessment of regional mitigation measures. Furthermore additional methods need to be developed to evaluate mitigation measures in a regional context.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	5
Abbildungsverzeichnis	9
Kartenverzeichnis.....	12
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis	15
Zusammenfassung	18
Summary.....	33
1 Einleitung.....	48
2 Zielsetzung.....	48
3 Vorgehensweise	49
3.1 Stofffluss- und Emissionsmodell für landwirtschaftliche Betriebe.....	49
3.1.1 Modellansatz und Bezug zum Emissionsinventar.....	49
3.1.2 Praktische Umsetzung und Kompartimente des Modells.....	50
3.1.3 Systemgrenzen	51
3.1.4 Bezugsgröße der Emissionen	52
3.1.5 Allokation	52
3.1.6 Minderungskosten	53
3.1.7 Modell „Pflanzenbau“	54
3.1.7.1 Ertrags-, Ernte- und Wurzelrückstandsberechnung	54
1.1.1.1 Nährstoffbedarf und Düngung	55
3.1.7.2 Nährstoffverluste und Emissionen	57
3.1.7.3 Maschinen, Betriebsstoffe und Betriebsmittel	58
3.1.7.4 Zukauffuttermittel	58
3.1.7.5 Nitratauswaschung	58
3.1.7.6 Herkunft der Inputdaten	61
3.1.8 Modell „Milchviehhaltung“	61
3.1.8.1 Herdenmodell	61
3.1.8.2 Fütterungsmodell	62
3.1.8.3 Ausscheidungsmodell	62
3.1.8.4 Emissionsberechnung	63
3.1.8.5 Herkunft der Inputdaten	64
3.2 Molkerei	65
3.2.1 Datengrundlagen	66
3.2.1.1 Produktions- und Verbrauchsmengen	66

3.2.1.2	Emissionsfaktoren	67
3.2.2	Modellierung.....	67
3.2.2.1	Allokation	67
3.2.2.2	Fruchtzusätze	69
3.2.2.3	Verpackung	70
3.2.2.4	Distribution	70
3.3	Datenerhebung für Modellbetriebe.....	70
3.3.1	Ausgewählte Milchviehbetriebe	71
3.3.2	Ausgewählte Marktfruchtbetriebe	72
3.4	Szenarien zur Beurteilung von Minderungsmaßnahmen	73
3.4.1	Szenarien in Milchviehbetrieben	73
3.4.1.1	Maßnahmenbereich ‚Produktionsintensität‘	73
3.4.1.2	Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘:	74
3.4.1.3	Maßnahmenbereich ‚Herdenmanagement‘	76
3.4.2	Szenarien in Marktfruchtbetrieben	77
3.4.2.1	Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement‘	77
3.4.2.2	Maßnahmenbereich ‚Mineraldüngereffizienz‘	77
3.5	Typologie der deutschen Landwirtschaft	78
3.5.1	Datengrundlagen	78
3.5.2	Boden-Klima-Räume (BKR) als abgestimmte, regionale Abgrenzung.....	78
3.5.3	Betriebstypen: Datenverfügbarkeit.....	78
3.5.4	Betriebstypen: Sonderauswertung für BKR	79
3.5.5	Abbildung regionaler Betriebsgruppen im Modell CAPRI.....	80
4	Ergebnisse und Diskussion	81
4.1	Emissionen auf Betriebsebene	81
4.1.1	Marktfruchtbetriebe.....	81
4.1.2	Szenarien der Marktfruchtbetriebe.....	83
4.1.2.1	Szenario ‚NSens‘ – ‚Mineraldüungeeffizienz‘	83
4.1.2.2	Szenario ‚WD+ /WD -‘ ‚Wirtschaftsdüngermanagement (Ausbringtechnik)‘	84
4.1.3	Nitrataustrag in Abhängigkeit von den Überschussszenarien	89
4.1.4	Milchviehbetriebe	94
4.1.4.1	Vergleich der Betriebe	94
4.1.4.2	Allokation der Emissionen	96
4.1.5	Szenarien der Milchviehbetriebe	98
4.1.5.1	Maßnahmenbereich ‚Herdenmanagement‘	98

4.1.5.2	Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Technik‘	101
4.1.5.3	Minderungskosten im Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘	107
4.2	Emissionen in der Molkerei	109
4.2.1	Treibhausgasemissionen der Gesamtproduktion	109
4.2.1.1	Emissionen der Fruchtzubereitungen	109
4.2.1.2	Gesamtemissionen der Molkereiprozesse	110
4.2.1.3	Emissionen der gesamten Prozesskette inkl. Rohmilchproduktion	111
4.2.2	Treibhausgasemissionen einzelner Molkereiprodukte	111
4.2.3	Szenarien.....	113
4.2.3.1	Strom	113
4.2.3.2	Einweg-Mehrweg	114
4.2.3.3	Distribution	115
4.3	Typologie der deutschen Landwirtschaft	117
4.3.1	Darstellung ausgewählter agrarstruktureller Merkmale von Boden-Klima-Räumen.....	117
4.3.2	Agrarstrukturelle Merkmale von unterschiedlich spezialisierten Betrieben.....	119
4.3.3	Vereinfachte Betriebstypologie und Boden-Klima-Räume	119
4.3.4	EU-Betriebstypologie und Bundesländer	122
4.3.5	Fazit zur Betriebstypologie.....	124
4.4	Emissionsbilanzierung und Typologie der Landwirtschaft.....	125
4.4.1	Typologie der Landwirtschaft und Landwirtschaftszählung 2010	125
4.4.2	Regionale und nationale Bedeutung der bilanzierten Emissionen	127
4.4.3	Regionale Eignung von Minderungsmaßnahmen	129
5	Fachgespräch	131
5.1	Praxiserfahrungen in der Erstellung von Betriebsmodellen.....	131
5.1.1	Datengrundlage	131
5.1.2	Methodik der Bilanzierungen	132
5.1.2.1	Enterische Methanemissionen	132
5.1.2.2	Humusbilanz	132
5.1.2.3	Allokationen	132
5.2	Aussagekraft von Modellen zur Ableitung von Maßnahmen	133
5.3	Möglichkeiten der Ableitung und Umsetzung regionaler Maßnahmenempfehlungen	134
5.3.1	Maßnahmen im regionalen Kontext	134
5.3.2	Regionale Minderungspotenziale	135

5.3.3	Datenbedarf	135
5.3.4	Berücksichtigung weiterer Nachhaltigkeitsaspekte	135
5.4	FAZIT	136
6	Schlussfolgerungen	136
7	Quellenverzeichnis	139
A.	Anhang A: Typologie der deutschen Landwirtschaft in Bezug auf Stickstoffflüsse.....	145
A.1	Einleitung	145
A.2	Vorgehensweise	145
A.2.1	Boden-Klima-Räume (BKR) als abgestimmte, regionale Abgrenzung	146
A.2.2	Abbildung regionaler Betriebsgruppen im Modell CAPRI	148
A.3	Ergebnisse.....	149
A.3.1	Kartografische Darstellung der Agrarstrukturen	149
A.3.2	Darstellung ausgewählter agrarstruktureller Merkmale von Boden-Klima-Räumen	156
A.3.3	Agrarstrukturelle Merkmale von unterschiedlich spezialisierten Betrieben	163
A.3.4	Vereinfachte Betriebstypologie und Boden-Klima-Räume	163
A.3.5	EU-Betriebstypologie und Bundesländer	170
A.4	Fazit zur Betriebstypologie	175
A.5	Literatur	176
B.	Anhang B: Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Ebene einzelner Modellbetriebe	177
B.1	Zielsetzung.....	177
B.2	Quantifizierung des Nitratabbaus mit Hilfe von DENUZ	178
B.3	Datengrundlagen	181
B.4	Ergebnisse und Diskussion	182
B.4.1	N-Austräge und Nitratkonzentrationen	182
B.4.2	Minderungsbedarf	187
B.5	Zusammenfassung.....	189
B.6	Literaturverzeichnis.....	189
C.	Anhang C „Anhangtabellen zur Molkerei“	191
D.	Anhang D: „Anhangtabellen zu den Modellbetrieben“	197

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	Systemgrenzen der Betriebszweige Nutztierhaltung und Pflanzenbau	51
Abbildung 3-2:	Vorgehensweise im Rechenmodell zur Erfassung von Festmist- und Jaucheanfallmengen und deren Gehalte	62
Abbildung 3-3:	Prozentuale Verteilung der Hauptprodukte an der Gesamtproduktion (A) bzw. in der Joghurtproduktion (B) für die betrachtete Molkerei im Jahr 2012	66
Abbildung 4-1:	Treibhausgasemissionen der Marktfruchtbetriebe.....	82
Abbildung 4-2:	Ammoniakemissionen der Marktfruchtbetriebe	82
Abbildung 4-3:	Änderung der Treibhausgasemissionen bei Anwendung der teilflächenspezifische Düngung gegenüber dem jeweiligen Ist-Betrieb.....	83
Abbildung 4-4:	Änderung der NH ₃ -Emissionen bei hoher gegenüber geringer Wirtschaftsdünger-Ausbringeeffizienz (Szenario WD+ gegenüber Szenario WD-)	87
Abbildung 4-5:	Änderung der Treibhausgasemissionen bei hoher gegenüber geringer Wirtschaftsdünger-Ausbringeeffizienz (Szenario WD+ gegenüber Szenario WD-).....	87
Abbildung 4-6:	N-Austräge mit dem Sickerwasser der verschiedenen Betriebe für N-Überschussszenario 1	90
Abbildung 4-7:	Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der verschiedenen Betriebe für N-Überschussszenario 1.....	91
Abbildung 4-8:	N-Austräge der verschiedenen Betriebe für N-Überschussszenario 3	91
Abbildung 4-9:	N-Austräge der Milchviehbetriebe für die drei N-Überschussszenarien	92
Abbildung 4-10:	N-Austräge der Marktfruchtbetriebe für die drei Emissionsszenarien	92
Abbildung 4-11:	Einfluss der Berechnungsmethode zur Nitratauswaschung auf die produktbezogenen Treibhausgasemissionen am Beispiel der drei Marktfruchtbetriebsmodelle.....	93
Abbildung 4-12:	Einzelquellen der Treibhausgasemissionen pro kg ECM der Milchviehbetriebe	95
Abbildung 4-13:	Einzelquellen der Ammoniakemissionen pro kg ECM der Milchviehbetriebe	96
Abbildung 4-14:	Auswirkung der Allokationsmethode auf die Treibhausgasemissionen der Milchviehbetriebe.....	98
Abbildung 4-15:	Änderung der Treibhausgasemissionen bei verschiedenen Szenarien für Milchviehbetriebsmodell MV1 gegenüber Standard	99

Abbildung 4-16: Änderung der Treibhausgasemissionen bei verschiedenen Szenarien für Milchviehbetriebsmodell MV4 gegenüber Standard	100
Abbildung 4-17: Änderung der Treibhausgasemissionen bei verschiedenen Szenarien für Milchviehbetriebsmodell MV5 gegenüber Standard	101
Abbildung 4-18: Änderung der Ammoniakemissionen in Betrieb MV1 durch Maßnahmen des Szenarios MV1Sta+	102
Abbildung 4-19: Änderung der Lachgasemissionen durch Maßnahmen im Stall und Lager	103
Abbildung 4-20: Änderung der Methanemissionen durch Maßnahmen im Lager	104
Abbildung 4-21: Änderung der Ammoniakemissionen durch Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerausbringung	105
Abbildung 4-22: Kombiniertes Wirkung von Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung auf die Ammoniakemissionen in Betrieb MV1, MV3 und MV4	106
Abbildung 4-23: Auswirkungen der Maßnahmen im Bereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘ auf die Treibhausgasemissionen	107
Abbildung 4-24: Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Erdbeerfruchtzubereitung für die Joghurtherstellung. Annahme: Erdbeeranbau in Spanien, anschließender Transport der tiefgekühlten Früchte zur Weiterverarbeitung in Österreich.	109
Abbildung 4-25: Jahresemissionen an Treibhausgasen der gesamten Molkereiproduktion 2012 ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion.....	110
Abbildung 4-26: Jahresemissionen an Treibhausgasen der gesamten Molkereiproduktion 2012 einschließlich der Emissionen aus der Rohmilchproduktion – Vergleich von drei Milchviehbetrieben.	111
Abbildung 4-27: Treibhausgasemissionen ausgewählter Molkereiprodukte bei Rohmilchbelieferung durch Modellbetrieb MV2 (Bilanzierungsgrenze: Molkereitor).	112
Abbildung 4-28: Treibhausgasemissionen bei der Herstellung ausgewählter Molkereiprodukte ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion.....	113
Abbildung 4-29: Einfluss der Stromquelle auf die Treibhausgasemissionen ausgewählter Molkereiprodukte (ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion)	114
Abbildung 4-30: Treibhausgasemissionen von Mehrwegglas bei unterschiedlichen Rücktransportentfernungen im Vergleich zu PS-Becher, jeweils 500 g Behälter ohne Inhalt. Annahme: 10 Umläufe je Glas.	115
Abbildung 4-31: Einfluss der Distributionsentfernung auf die Treibhausgasemissionen ausgewählter Molkereiprodukte im Lebensmitteleinzelhandel (ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion)	116

Abbildung 4-32: Bodenklimaräume absteigend sortiert nach Rinder-Wirtschaftsdünger-N pro Fläche, aufgetragen gegen die kumulative Gesamtmenge des Rinder-Wirtschaftsdünger-N.....	127
Abbildung 4-33: Rinder-Wirtschaftsdünger-N pro Fläche in den BKR, aufgetragen gegen den Anteil flächenintensiver Rinderbetriebe (Futterbau > 120 kg N·ha⁻¹) an den Futterbaubetrieben insgesamt	128

Kartenverzeichnis

Karte 4-1:	Bodenklimaräume, Lage der Modellbetriebe.....	117
Karte 4-2:	Anzahl Milchkühe bezogen auf die Landwirtschaftliche Nutzfläche (GV·ha⁻¹) in den Boden-Klima-Räumen.	126
Karte 4-3:	Anzahl Milchkühe bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Anzahl·ha⁻¹) in den Landkreisen.	126
Karte 4-4:	Masse Rinder-Wirtschaftsdünger-N bezogen auf die landwirtschaftlichen Nutzfläche (kg N·ha⁻¹) in den Bodenklimaräumen.	129
Karte 4-5:	Viehichte bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in den Bodenklimaräumen (GV ha⁻¹).....	130
Karte 4-6:	Flächenanteil des Betriebstyps Marktfrucht < 40 kg N ha⁻¹ aus Wirtschaftsdünger an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.	131

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Kostenkategorien bei der Berechnung der Maßnahmenkosten auf Jahresbasis ($\text{€} \cdot \text{a}^{-1}$).....	54
Tabelle 3-2:	Mineralisationsraten von organisch gebundenem Stickstoff im Boden nach Art der Herkunft.....	57
Tabelle 3-3:	Szenarien für landwirtschaftliche Stickstoffbilanzüberschüsse der betrachteten Betriebsformen.....	60
Tabelle 3-4:	Übersicht über Datenherkunft der wichtigsten Modellparameter des Pflanzenbaumodells	61
Tabelle 3-5:	Übersicht über Datenherkunft der wichtigsten Modellparameter des Milchviehmodells	64
Tabelle 3-6:	Rohmilchverbrauch der betrachteten Genossenschaftsmolkerei im Jahr 2012	66
Tabelle 3-7:	Auf Basis der in der untersuchten Molkerei vorliegenden Rohmilch- und Produktzusammensetzung angepasste Feststoffkonzentrationsfaktoren zur Ermittlung des Rohmilchbedarfs (Berechnung analog zu Feitz et al. 2007)	67
Tabelle 3-8:	Molkereispezifische physiko-chemische Allokationsmatrix mit Produktallokationsfaktoren (im Verhältnis zu Milchpulver)	68
Tabelle 3-9:	Beschreibende Parameter der ausgewählten Milchviehbetriebe	71
Tabelle 3-10:	Beschreibende Parameter der ausgewählten Marktfruchtbetriebe	72
Tabelle 3-11:	Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe.....	73
Tabelle 3-12:	Maßnahmen im Stall	74
Tabelle 3-13:	Maßnahmen im Wirtschaftsdüngerlager.....	75
Tabelle 3-14:	Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerausbringung	76
Tabelle 3-15:	Kurzzeichen der Szenarien für die Marktfruchtbetriebsmodelle	77
Tabelle 3-16:	Betriebsformen nach EU-Klassifizierung im CAPRI-Datensatz	80
Tabelle 4-1:	Minderungskosten für die Bewirtschaftung mit einem N-Sensor (Szenario 1)	84
Tabelle 4-2:	Annahmen für das Szenario optimierte Wirtschaftsdüngerausbringung (Szenario 2)	85
Tabelle 4-3:	Minderungskosten für das optimierte Wirtschaftsdüngermanagement (Szenario 2)	88
Tabelle 4-4:	Relevante Standortfaktoren der Modellbetriebe	89
Tabelle 4-5:	Minderungskosten für Maßnahmen im Bereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement‘	108
Tabelle 4-6:	Bodenklimaräume (Graf et al. 2009)	118
Tabelle 4-7:	Einordnung der Modellbetriebe in die Regionen und Betriebstypologien	119

Tabelle 4-8:	Übersicht über die Bedeutung und Struktur unterschiedlich spezialisierter Betriebe in Deutschland (vereinfachte Betriebstypologie) (2007), Angaben in % der Summe aller Betriebe	120
Tabelle 4-9:	Übersicht über die Bedeutung unterschiedlich spezialisierter Betriebe in den Boden-Klima-Räumen (vereinfachte Betriebstypologie) (2007)	121
Tabelle 4-10:	Struktur ausgewählter, unterschiedlich spezialisierter Betriebe in den Boden-Klima-Räumen (vereinfachte Betriebstypologie) (2007)	122
Tabelle 4-11:	Bedeutung und Struktur unterschiedlich spezialisierter Betriebe in Deutschland nach EU-Betriebstypologie (2007)	123
Tabelle 4-12:	Übersicht über Bedeutung unterschiedlich spezialisierter Betriebe (nach EU-Betriebstypologie) in den Bundesländern in % der LF des jeweiligen Bundeslandes (2007)	123
Tabelle 4-13:	Übersicht über die Struktur ausgewählter, unterschiedlich spezialisierter Betriebe (nach EU-Betriebstypologie) (2007)	124
Tabelle 5-1:	Einordnung von Modellen verschiedener Skalierung hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Eignung für unterschiedliche Einsatzgebiete (+= sehr hoch, +=hoch , o=mitte, -=gering)	134

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AF	Allokationsfaktor
AHL	Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung
ART	Agroscope Reckenholz-Tänikon
AT	Österreich
BB	Brandenburg
BKR	Boden-Klima-Räume
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BSI	British Standards Institution
Butt	Butter
BV	Braunvieh
BW	Baden-Württemberg
BWA	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung
BY	Bayern
CAPRI	Common Agricultural Policy Regionalised Impact
CH₄	Methan
CO₂	Kohlenstoffdioxid
DESTATIS	Statistische Bundesamt
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
ECM	Energy Corrected Milk
Erdbj	Erdbeerjoghurt
EU	Europäische Union
EUROSTAT	Statistische Amt der Europäischen Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FB	Futterbaubetriebe
FiBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FKZ	Forschungskennzahl
FL	Fleckvieh
FM	Frischmasse

FriSah	Frischsaahne
FrMilchV	Frisch-Vollmilch
FZJ	Forschungszentrum Jülich
GE	Getreideeinheit
GfE	Gesellschaft für Ernährungsphysiologie
GIS	Geoinformationssysteme
GV	Großvieheinheit
HE	Hessen
HF	Holstein Friesian
HFF	Hauptfutterfläche
IDF	International Dairy Federation
INB	Integrierte Stickstoff-Bilanzierung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
K	Kalium
KAS	Kalkammonsalpeter
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
LAWA	Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LEH	Lebensmitteleinzelhandel
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
MAT	Milchaustauscher
MLF	Milchleistungsfutter
MV	Mecklenburg-Vorpommern
N	Stickstoff
N₂O	Lachgas
NatJ	Naturjoghurt
NfE	Stickstofffreie Extraktstoffe
NH₃	Ammoniak
NI	Niedersachsen
NW	Nordrhein-Westfalen
P	Phosphor

PS-Becher	Polystyrolbecher
PV	Photovoltaik
RHV	Rotes Höhenvieh
RP	Rheinland-Pfalz
SH	Schleswig-Holstein
SL	Saarland
SN	Sachsen
ST	Sachsen-Anhalt
TAN	Total ammoniacal nitrogen
TH	Thüringen
THG	Treibhausgase
TI-LR	Thünen-Institut für Ländliche Räume
TI-ÖL	Thünen-Institut für Ökologischen Landbau
TM	Trockenmasse
UBA	Umweltbundesamt
VQ	Verdauungsquotient
VW	Vorderwälder-Vieh
Wg	Wintergerste
Wr	Winterraps
Wrog	Winterroggen
WSD	Wirtschaftsdünger
Wt	Wintertriticale
Ww	Winterweizen
Zr	Zuckerrübe

Zusammenfassung

Hintergrund / Ziele des Vorhabens

Die Landwirtschaft trägt zu den Emissionen klimawirksamer Gase und anderer Umwelt belastender Stickstoff-Komponenten, vor allem Ammoniak und Nitrat, bei. Neben der Bilanzierung auf nationaler Ebene (Emissionsinventare) ist für die differenzierte Beurteilung von Minderungsoptionen und Verfahrensalternativen im landwirtschaftlichen Produktionsprozess eine erweiterte Bilanzierung nötig, die die Stoffströme und Emissionen mit ihren Abhängigkeiten in der Verfahrenskette darstellt. Die Eignung von Minderungsmaßnahmen ist neben ihrer Stellung in der Verfahrenskette im Betrieb jedoch auch abhängig von den naturräumlichen und agrarstrukturellen Gegebenheiten. Für die Beurteilung von Minderungsmöglichkeiten ist daher auch die Darstellung von regionalen Abhängigkeiten und Kriterien notwendig.

Aufbauend auf der Grundlage vorhandener Datensätze zu Verfahrens-, Betriebszweig- und Betriebsmodellen wurden in diesem Vorhaben vorhandene Modellansätze zur ökologischen und ökonomischen Analyse von Verfahren der tierischen und pflanzlichen Erzeugung weiterentwickelt und zu einem Gesamtbetriebsmodell zusammengeführt.

Mit diesem Modell wurde basierend auf den Daten aus Betriebsbefragungen eine Reihe von Modellbetrieben abgebildet. Hierbei wurde, soweit möglich, die in der landwirtschaftlichen Praxis derzeit vorzufindende Spreizung der Produktionsziele und Produktionsverfahren für den Marktfruchtbau und die Milchviehhaltung dargestellt. Die Schwerpunkte der Berechnungen lagen auf Emissionen der N-Spezies in das Grundwasser und die Atmosphäre sowie auf den klimawirksamen C- und N-Spezies. Exemplarisch für die Milcherzeugung wurden zudem die Treibhausgasemissionen aus der Weiterverarbeitung ausgewählter Produkte berechnet und in Bezug zu denen der Landwirtschaft (Rohmilchproduktion) gestellt.

Anhand der für die Modellbetriebe berechneten Szenarien und einer ebenfalls im Rahmen des Vorhabens erfolgten Typisierung der Agrarregionen konnten erste Aussagen zu regional angepassten Emissionsminderungsmaßnahmen für Treibhausgase und Ammoniak sowie eine Abschätzung der damit verbundenen Minderungskosten getroffen werden. Für eine umfassende Entwicklung und Bewertung regionalisierter Minderungsstrategien fehlt jedoch meist eine ausreichend differenzierte Datengrundlage, die es erlauben würde, Ergebnisse aus einzelbetrieblichen Betrachtungen auf eine regionale oder gar nationale Ebene zu übertragen.

Durchführung

Betriebsmodell

Ziel des Vorhabens war die detaillierte Darstellung der Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik und der damit verbundenen Stoffflüsse landwirtschaftlicher Produktionsverfahren. Die Systemgrenzen des für die Bilanzierung entwickelten Modells wurden unter Berücksichtigung bestehender Standards und Normen (z. B. DIN ISO 14040 (ISO 2006a), 14044 (ISO 2006 b); PAS 2050 (BSI 2008), IDF (2010) festgelegt. Die betrachteten Sachbilanzparameter sind im Wesentlichen

- die reaktiven Spezies des Stickstoffs (N_2O , NH_3 und NO_3^-) mit den N-Einträgen in den landwirtschaftlichen Betrieb und den Austrägen über die landwirtschaftlichen Produkte und in die Umwelt,
- die klimarelevanten Spezies des Kohlenstoffs (CH_4 und CO_2) aus Vorketten und den landwirtschaftlichen Verfahren selbst sowie
- die verfahrensabhängigen Kosten.

Um die Berechnungsmöglichkeiten möglichst flexibel zu gestalten und ein breites Spektrum an Verfahren und Einflussgrößen betrachten zu können, wurde das Betriebsmodell in ein Modul für den Bereich des Pflanzenbaus und ein Modul für den Milchviehbereich unterteilt. Die Ergebnisse eines Moduls sind jeweils Eingangsparameter des anderen Moduls.

Grundlage für die Bilanzierungen war das Vorgehen im nationalen Emissionsinventar (Rösemann et al. 2013, S. 47 ff.). Die Emissionen werden als Produkt aus Emissionsfaktoren und Aktivitäten, d. h. emittierenden Entitäten beschrieben. Dieses Vorgehen wird analog bei den vorliegenden Bilanzierungen verwendet. Durch Ableitung von typischen Werten für die Sektoren und Regionen und durch Zusammenfassung der Stoffflüsse ganzer Landkreise wird eine Stoffstrombilanzierung im Emissionsinventar angenähert (Haenel et al. 2010). Die Auswirkungen spezifischer Maßnahmen und ihre Wechselwirkungen auf Emissionen konkreter Betriebe können in dieser aggregierten Bilanz jedoch nicht eindeutig dargestellt werden. Hierzu bedarf es einer deterministischen Stoffstrommodellierung, in der die wesentlichen Stoffströme innerhalb der Systemgrenzen direkt verknüpft sind.

Im Betriebsmodell können zudem über das Modell des Emissionsinventars hinausgehende Wirkungsbeziehungen abgebildet werden. Beispiel hierfür sind zeit- und temperaturabhängige CH₄-Emissionen bei der Güllelagerung, die aus Versuchen zur Güllevergärung bekannt sind (Mähnert 2007), während diese im Emissionsinventar nur mit einem festen Emissionsfaktor unabhängig von den äußeren Bedingungen abbildbar ist.

Die Abbildung des Milchviehsystems erfolgt anhand der Systemgrenzen eines typischen Milchviehbetriebs einschließlich Eigenfutterbau. Die Einheit des Milchviehbetriebs bildet einen typischen Milchviehbetrieb ab und integriert ein Milchkuhverfahren inklusive Kälberaufzucht sowie die Aufzucht der Nachzuchtfärsen. Es wird angenommen, dass die nicht zur Nachzucht benötigten Kälber nach einer Aufzuchtperiode in Färsen-, Bullen- und Kälbermastbetriebe verkauft werden.

Die Systemgrenzen des Marktfruchtbetriebes schließen den Anbau bis zur Übergabe des Ernteproduktes am Feldrand mit ein. Nachernteverfahren wie Trocknung und Lagerung sind jedoch nicht mehr Bestandteil des Systems.

Als Bezugsgröße für die berechneten Emissionen dienen die Produkte. So dient im Falle der Milchviehbetriebe energiekorrigierte Milch (kg ECM) als funktionelle Einheit. Die funktionelle Einheit der produktbezogenen Emissionen für Produkte des Marktfruchtbaus ist die Getreideeinheit (kg GE).

Bei Bezug der modellierten Treibhausgasemissionen auf den Output Milch muss eine Aufteilung auf das Hauptprodukt Milch sowie die Koppelprodukte (Altkuhfleisch, verkaufte Kälber) erfolgen. Dafür werden verschiedene Möglichkeiten der Allokation diskutiert.

Nitratauswaschung

Die Berechnung der Nitratauswaschung in das Grundwasser erfolgte in einem getrennten Modell. Mit den hydrologischen Modellansätzen GROWA-DENUZ des Forschungszentrums Jülich (FZJ) kann eine räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Nitrateinträge ins Grundwasser durchgeführt werden. Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Wendland et al. 2009) in Verbindung mit dem reaktiven N-Transportmodell im Boden DENUZ (Kuhr et al. 2011) wird hierzu mit den im Modell RAUMIS ermittelten N-Überschüssen verknüpft.

In Abhängigkeit von Grundwasserneubildung, Abstand zum Grundwasser, mittlerer Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone sowie Nitratabbaupotential kann so mittels regionalisierter Transferfunktionen der Nitratabbau in der ungesättigten Zone für die betrachteten Modellbetriebe geschätzt werden.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und eines konstanten Denitrifikationspotentials im Boden ist der Nitrateintrag ins Grundwasser mit dem Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt (Wendland et al. 2009).

Für die Modellanalysen wurden bestehende regionale Datensätze (z. B. zur Sickerwasserhöhe) verwendet sowie Datengrundlagen, für die keine Datenakquisition bei Landes- bzw. Bundesbehörden notwendig war.

Modellbetriebe und Szenarien, Minderungskosten

Basis für die Modellbetriebe waren Praxisbetriebe. Für die Modellierung wurden, wo nötig, Eingangsparameter geringfügig angepasst bzw. un plausible Befragungsergebnisse entsprechend der fachlichen Praxis korrigiert.

Die modellierten Marktfruchtbetriebe unterscheiden sich in erster Linie durch ihr Ertragspotenzial sowie durch die Betriebsgröße (Tabelle A). Betrieb GE3 bewirtschaftet mit Abstand die größte Fläche und zeichnet sich durch eine vielgliedrige Fruchtfolge aus.

Tabelle A: Kenndaten Marktfruchtbetriebe

Betriebsmodell		GE1	GE2	GE3
Bodenpunkte		65–91	55–62	25–35
Betriebsgröße	ha	173	194	2 920
Jahresniederschläge	mm	839	693	586
Fruchtfolge		Wintergerste, Winterraps Winterweizen, Zuckerrüben Erbsen		Winterroggen und -triticale/ Sudangras / Silo- und Körnermais/ Sonnenblumen
Region		Mittelrhein/Niederrhein	Mittelfranken	Brandenburg

Bei den Milchviehbetrieben galt es, zum einen die breite Spanne in der Milchleistung abzubilden, die sich teilweise durch die Wahl der Rasse ergibt. Zum anderen sollten Unterschiede bei der Flächennutzung (grünland- gegenüber einer eher ackerlandbasierten Milchproduktion) dargestellt werden (Tabelle B).

Tabelle B: Kenndaten Milchviehbetriebe

Betriebsmodell		MV1	MV2	MV3	MV4	MV5
Milchleistung	kg ECM·a ⁻¹	5 195	9 322	8 820	11 848	8 496
Bestandsgröße	Anzahl Milchkühe	47	151	48	55	67
Rasse		VW ¹⁾ 80 % RHV ²⁾ 20 %	HF ³⁾	BV ⁴⁾	HF	FL ⁵⁾
Anzahl der Laktationen		3,2	2,4	2,9	3,4	2,7
Weidehaltung		Sommer	keine	2,5 Monate	5 Monate	keine
Betriebseigene Futterfläche	Grünland	9 %	72 %	0 %	87 %	40 %
	Ackerland	91 %	28 %	100 %	13 %	60 %
Region		Schwarzwald	Südtirol	Allgäu	Niederrhein	Mittelfranken

1) Vorderwälder-Vieh 2) Rotes Höhenvieh 3) Holstein Friesian 4) Braunvieh 5) Fleckvieh; ECM: energiekorrigierte Milchmenge

Szenarien wurden berechnet, bei denen die Eingangsparameter verändert wurden. Auf diese Weise wurden Sensitivitäten abgebildet und Verfahrensalternativen deutlich, aus denen mögliche Minderungsmaßnahmen für Emissionen abgeleitet werden können. In Tabelle C sind die betrachteten Maßnahmen mit den im weiteren Text verwendeten Kurzzeichen aufgelistet.

Tabelle C: Betrachtete Maßnahmenoptionen

Maßnahmenbereich	Maßnahme		Kurzzeichen
Mineraldüngereffizienz	Einsatz von N-Sensor		NSens
Technik und Gebäude	Steigerung der N-Effizienz aus Wirtschaftsdünger ¹⁾	Stall	Sta+
		Lager	La+
		Ausbringung	WD+
Produktionsintensität	Intensivierung		Int
	Extensivierung		Ext
Herdenmanagement	Anzahl der Laktationen um 20 % erhöht		Lakt+
	Zwischenkalbezeit um 5 % verkürzt		ZKZ-
	Kälberverluste um 25 % verringert ²⁾		Kälber

1) bei Milchvieh zusätzlich Kombination von Maßnahmen in Lager und bei Ausbringung (WDLa+); z. T. modifiziertes Ausgangsszenario: lediglich Einhaltung der rechtlichen Mindestanforderungen (WD- bzw. WD-La-)

2) nur in Kombination mit ZKZ- und Lakt+: KälberZKZ-Lakt+

Zur Bestimmung der Maßnahmenkosten für die betrachteten Maßnahmenoptionen wurden sämtliche Kostenänderungen eines Betriebes, die mit einer Minderungsmaßnahme zusammenhängen, summiert. Diese Maßnahmenkosten entsprechen der Differenz der Kosten ohne und mit Anwendung der Minderungsmaßnahme. Die Maßnahmenkosten werden auf die Emissionsminderung bezogen und in €·kg⁻¹ NH₃ bzw. in €·t⁻¹ CO_{2aq} ausgewiesen. Definitionsgemäß können Minderungskosten nur bei einer Emissionsminderung ausgewiesen werden, nicht jedoch wenn eine Maßnahme zu einer Zunahme der Emissionen führt.

Bilanzierung Weiterverarbeitung

Bei der Betrachtung der Weiterverarbeitung wurden lediglich die Treibhausgasemissionen berücksichtigt. Hierbei konnte auf die Daten einer Molkerei zurückgegriffen werden, die hauptsächlich Joghurt herstellt und von einem der Modellbetriebe (MV2) im Rahmen einer Genossenschaft beliefert wird. Da die Daten zu den eingesetzten Betriebsmitteln nicht in ausreichender Detailliertheit vorlagen, wurde auf den von der International Dairy Foundation favorisierten Ansatz von Feitz et al. (2007) zurückgegriffen, der die Verbräuche anhand der physiko-chemischen Eigenschaften der verschiedenen Produkte im Vergleich zu Milchpulver allokiert. Basis für diese Vorgehensweise waren die Daten zahlreicher Molkereien. Lediglich der Rohmilchbedarf für die einzelnen Produkte wird anhand von deren Feststoffanteil im Vergleich zu Rohmilch bestimmt.

Beispielhaft wurden die Emissionen für die Produkte (Frucht-)Joghurt, Trinkmilch, Butter und Sahne berechnet und die Bedeutung unterschiedlicher Stromquellen oder Distributionsentfernungen untersucht. Zudem wurde den in der befragten Molkerei verwendeten PS-Bechern ein Mehrwegsystem mit Glas gegenübergestellt.

Agrartypologie

Für die Landwirtschaft in Deutschland wurde durch TI-LR eine Typologie erarbeitet, die als Grundlage für die Auswahl repräsentativer Beispielbetriebe für die Modellierung der Stoffflüsse diente. Zugleich ermöglicht die Typisierung eine erste Auswertung der Modellierungsergebnisse für die überregionale Politikberatung. Durch die Typisierung werden natürliche, ökonomische und soziale Determinanten der Landwirtschaft zu möglichst wenigen, trennscharf differenzierenden Einheiten zusammengeführt. Zu den Kriterien zählen neben naturräumlicher (Böden, Klima, Relief) auch die landschaftsstrukturelle Ausstattung (Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche und Wald an der Gesamtfläche, Schlaggrößenstruktur) sowie die Agrarstruktur (Acker-/Grünlandflächenverhältnis, Viehbestandsdichten, etc.)

Grundlage für die Analyse der Agrarstruktur bildeten Daten der Agrarstrukturerhebung des Jahres 2007, die über die Forschungsdatenzentren der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder genutzt werden sollen. Die Typologie wurde auf der Grundlage und in Abstimmung mit bestehenden Klassifikationen erstellt. Hierzu zählen:

- Boden-Klima-Räume für die Bundesrepublik Deutschland (Roßberg et al. 2007),
- weitere naturräumliche und agrarstrukturelle Klassifikationen, wie z. B. die durch einzelne Bundesländer ausgewiesenen Agrar- bzw. Wirtschaftsgebiete (z. B für Bayern oder Thüringen).

Ergebnisse und Diskussion

Nitratauswaschung

Neben der Höhe des landwirtschaftlichen N-Überschusses bestimmt in Milchviehbetrieben vor allem das Verhältnis von Grün- und Ackerland über das Ausmaß der Nitratauswaschung auf Betriebsebene. So wirkt sich ein hoher Grünlandanteil positiv, d. h. verlustmindernd aus. Bei Marktfruchtbetrieben hängen die Verluste mit dem Sickerwasser stärker von der Höhe der Niederschläge sowie der Bodenart ab, da diese die Verweilzeit im Boden bestimmen.

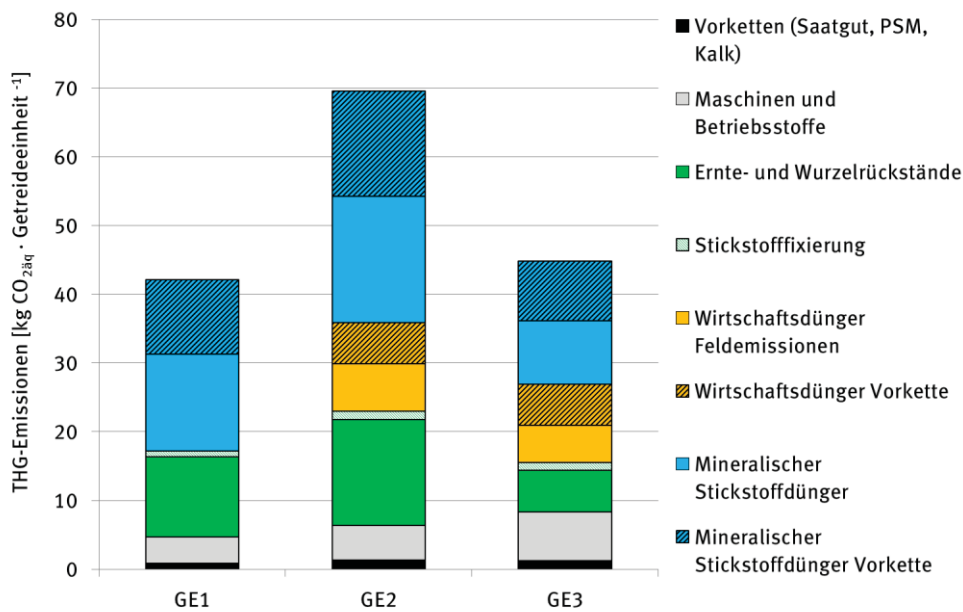
Auch bei einer ausgeglichenen landwirtschaftlichen Stickstoffbilanz kommt es über die atmosphärische Deposition zu Einträgen in die Flächen und damit in der Regel zu Nitratverlusten mit dem Sickerwasser. Standorte mit einer hohen atmosphärischen Deposition sind demzufolge besonders sensibel hinsichtlich zusätzlicher N-Einträge aus der Landwirtschaft.

Marktfruchtbetriebe IST-Situation

Die produktbezogenen Treibhausgasemissionen der drei betrachteten Betriebe unterscheiden sich deutlich (Abbildung A). Wichtigste Quelle ist jedoch für alle die Düngung (mineralisch und organisch), gefolgt von Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen. Die düngerelevanten Emissionen teilen sich auf in Emissionen aus den Vorketten (Herstellung mineralische Düngemittel, N-basierte Allokation Wirtschaftsdünger) sowie in direkte und indirekte Feldemissionen. Die Emissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen variieren mit der Fruchtfolge: je nach Kultur verbleiben unterschiedliche Mengen an Biomasse auf dem Feld bzw. im Boden und führen so zu N-Einträgen.

Betrieb GE2 hat mit 70 kg CO_{2äq} pro Getreideeinheit die mit Abstand höchsten Treibhausgasemissionen. Dies ist vor allem bedingt durch ein hohes Düngenniveau, das aufgrund hoher Niederschläge trotz eines schweren Bodens zu bedeutenden Nitratverlusten und daraus resultierenden N₂O-Emissionen führt. So wird bei diesem Betrieb die Mineraldüngermenge nicht ausreichend reduziert, obwohl Wirtschaftsdünger eingesetzt wird. Des Weiteren kommt es durch die Fruchtfolge (Winterraps, Getreide ohne Strohnutzung) zu höheren Treibhausgasemissionen aus Ernte- und Wurzelrückständen.

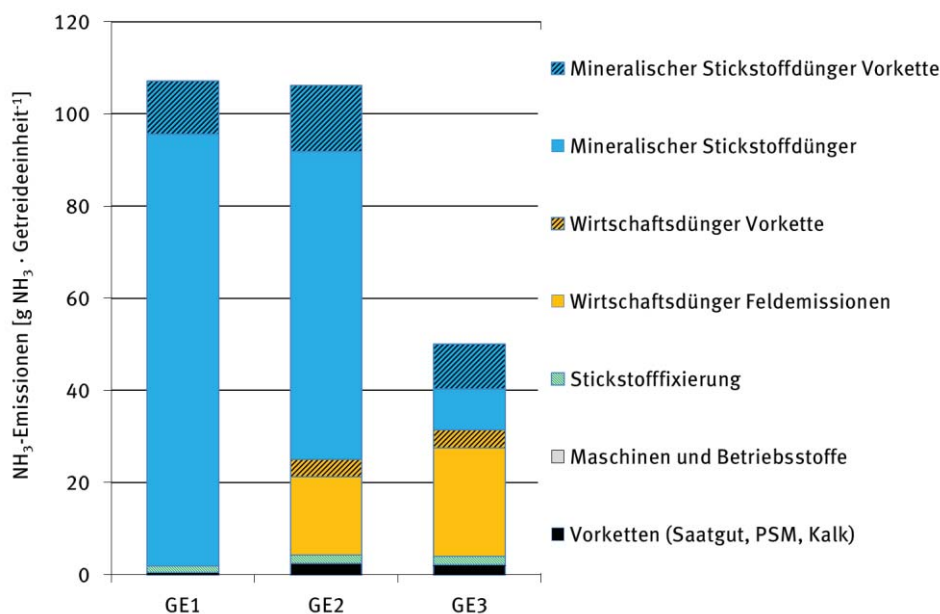
Abbildung A: Treibhausgasemissionen der Marktfruchtbetriebe



Beim Vergleich der NH₃-Emissionen (Abbildung B) liegen die Emissionen von Betrieb GE3 deutlich unter denen der beiden anderen Betriebe. Hier schlägt sich zum einen das in diesem Betrieb geringe Düngenniveau nieder sowie die Nutzung von Kalkammonsalpeter mit einem geringen NH₃-Emissionsfaktor. Betrieb GE1 verzeichnet demgegenüber hohe NH₃-Emissionen aus dem Einsatz Harnstoff-haltiger Düngemittel, die vergleichsweise hohe Emissionsfaktoren für NH₃ aufweisen. Auch Betrieb GE2 verwendet AHL. Die NH₃-Emissionen aus den in den Betriebe GE2 und GE3 eingesetzten Wirtschaftsdüngern unterscheiden sich aufgrund von Ausbringzeitpunkt, Zeitraum bis zur Einarbeitung und angewandter Ausbringtechnik.

Die NH₃-Emissionen sind auch für die Treibhausgase von Bedeutung, da die Deposition von NH₃ in der Folge N₂O-Emissionen verursachen kann. Die NH₃-Emissionen sind somit indirekt klimawirksam.

Abbildung B: NH₃-Emissionen der Marktfruchtbetriebe



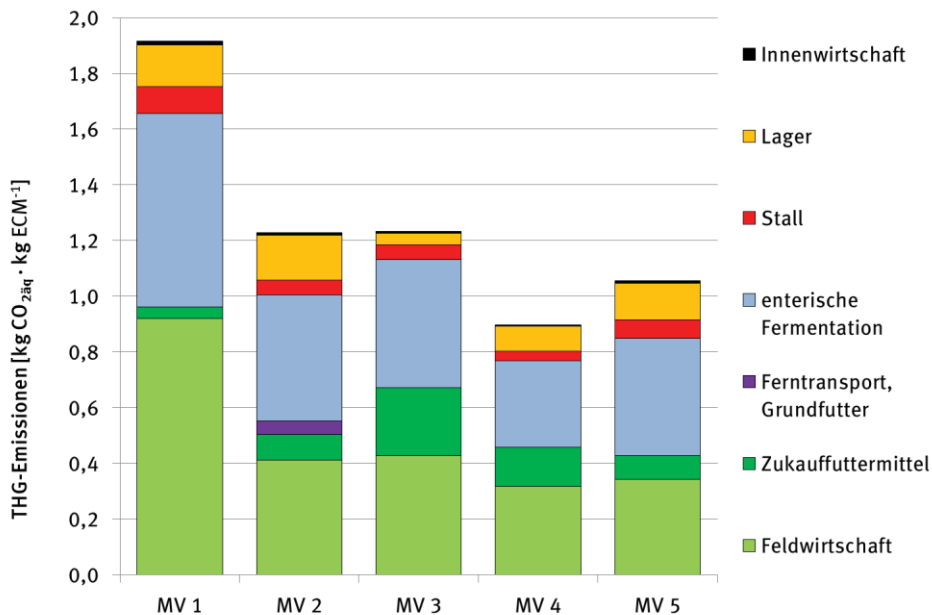
Milchviehbetriebe IST-Situation

Auch bei der Milchviehhaltung zeigen sich zum Teil deutliche Unterschiede in der Höhe der Treibhausgasemissionen zwischen den Betrieben. Die Anteile der verschiedenen Quellen an den Gesamtemissionen sind hingegen im Grundsatz relativ ähnlich (Abbildung C): Circa die Hälfte der Treibhausgasemissionen stammt aus der Futterbereitstellung (Feldwirtschaft, Zukauffuttermittel und Transporte). Die zweitwichtigste Quelle sind die enterischen Methanemissionen. Je nach Haltungsverfahren und Wirtschaftsdüngermanagement (Entmistungsintervalle, Lagerausführung, Lagerdauer) bestehen jedoch deutliche Unterschiede der Treibhausgasemissionen aus Stall und Lager. Die Innenwirtschaft (Gebäude und Energieverbrauch im Stall) ist hinsichtlich der Emission von Treibhausgasen vernachlässigbar.

Auffällig sind die im Vergleich zu allen anderen Betrieben deutlich höheren Treibhausgasemissionen von Betrieb MV1 (Abbildung C). Dieser Betrieb weist mit knapp 5 200 kg ECM·Kuh⁻¹ im Herdendurchschnitt eine deutlich geringere Milchleistung pro Kuh und Jahr als die anderen Betriebe (8 500 (MV5) bis 11 850 kg·Kuh⁻¹ (MV4)). Mit zunehmender Milchleistung steigen zwar der Futterbedarf sowie die CH₄-Emissionen aus der enterischen Fermentation pro Kuh, die Emissionen zur Deckung des Erhaltungsbedarfs verteilen sich jedoch auf eine größere Milchmenge. Geringe Milchleistungen führen somit bei alleiniger Allokation der Emissionen auf die Milch immer zu höheren Emissionen, hohe Milchleistungen zu geringeren Emissionen.

Höhere Emissionen aus Zukauffuttermitteln als bei den anderen Betrieben sind bei MV3 auf den Einsatz von Gras- und Maiscobts zurückzuführen, deren Produktion mit höheren Treibhausgasemissionen verbunden ist. MV2 produziert, anders als die restlichen Betriebe, seine Grundfuttermittel nicht in unmittelbarer Umgebung zum Betrieb. Dadurch fallen zusätzliche Emissionen aus dem Ferntransport an, die jedoch trotz einer Distanz von 250 km in der Gesamtbilanz nur geringfügig ins Gewicht fallen.

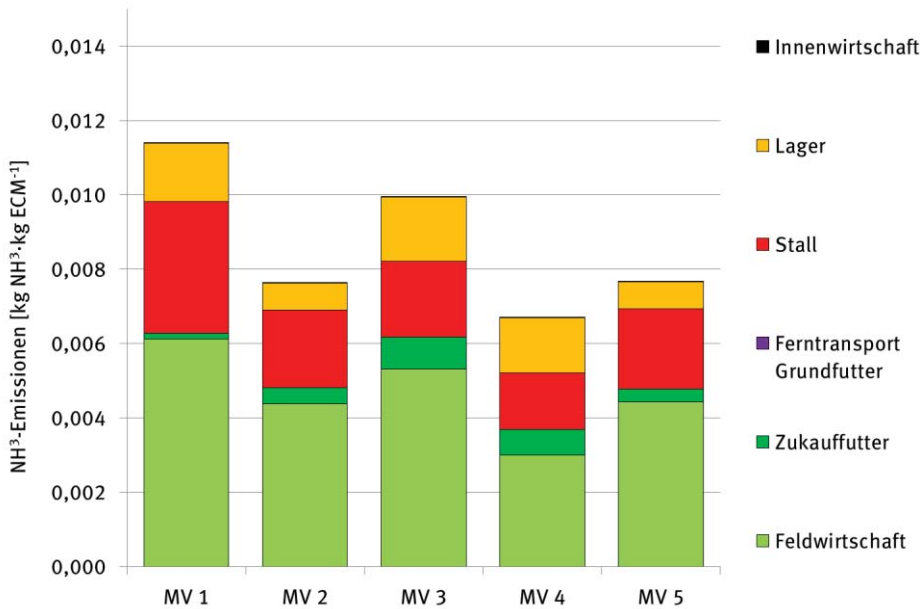
Abbildung C: Einzelquellen der Treibhausgasemissionen der Milchviehbetriebe pro kg ECM



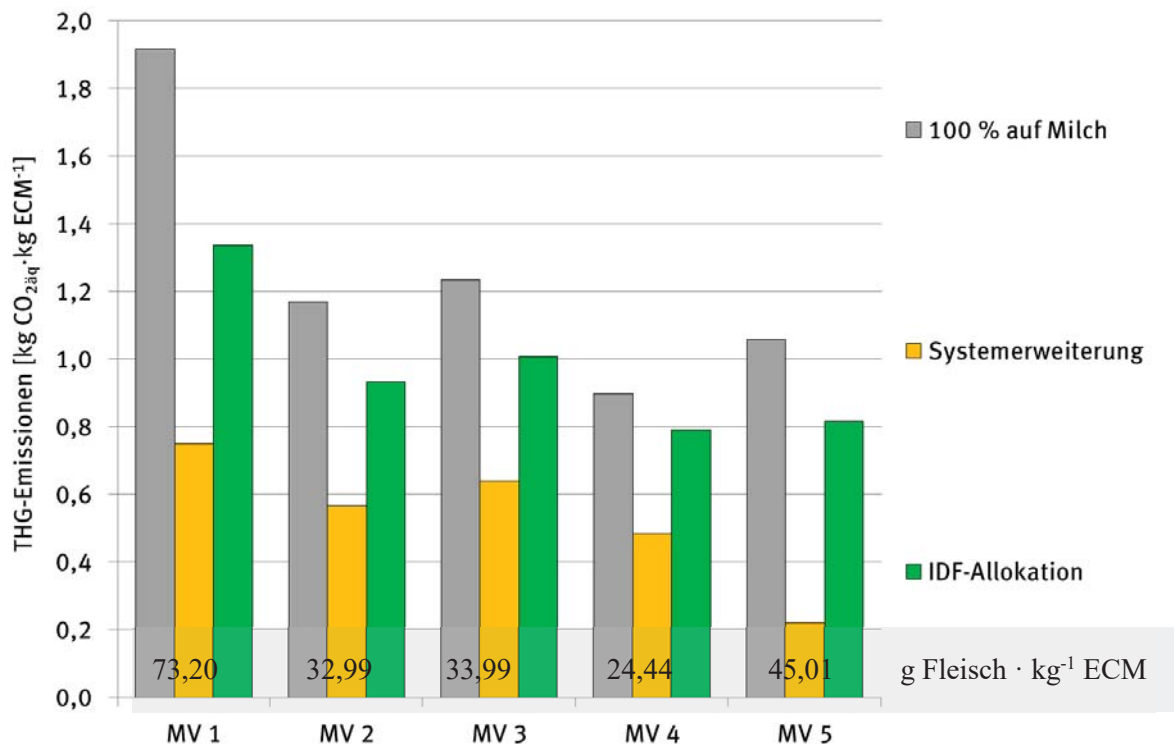
Für die auf die Milchleistung bezogenen NH₃-Emissionen sind die Unterschiede zwischen den Milchviehbetrieben geringer, als für die Treibhausgase (Abbildung D). Am höchsten sind erneut die Emissionen von Betrieb MV1, bedingt durch die geringe Milchleistung. Dadurch lassen sich insbesondere die Unterschiede der NH₃-Emissionen aus dem Stall bezogen auf kg ECM erklären: Werden die Emissionen statt auf ECM auf das Einzeltier bezogen, liegen sie in einem sehr engen Bereich von 18,1 kg NH₃ bis 19,4 kg NH₃ je Kuh (inkl. Nachzucht). Unabhängig von der Milchleistung sind deutliche Unterschiede in den Emissionen aus der Lagerung vorhanden. Diese sind unter anderem davon abhängig, ob größere Mengen Festmist anfallen, oder

es sich um ein überwiegend güllebasiertes Haltungsverfahren handelt. So bedingen die im Vergleich zu Gülle höheren NH_3 -Emissionen aus Festmist die höheren Emissionen aus dem Lager für die Betriebe MV1 und MV3. Für MV4 ergeben sich trotz Güllesystem hohe Emissionen, durch eine komplett offene Güllelagerung bei häufiger Homogenisierung, was durch die Zerstörung der Schwimmdecke die NH_3 -Emissionen begünstigt.

Abbildung D: Einzelquellen der Ammoniakemissionen der Milchviehbetriebe pro kg ECM



Soll neben der Milch auch das produzierte Fleisch bei der Bilanzierung der Treibhausgase berücksichtigt werden, bieten sich verschiedene Allokationsmethoden an. In Abbildung E ist der Effekt von zwei ausgewählten Ansätzen dargestellt: Während die Systemerweiterung, aufgrund hoher Gutschriften für Fleisch im Vergleich zum Referenzverfahren Mutterkuhhaltung, für Systeme mit anteilmäßig hoher Fleischproduktion deutlich geringere auf Milchertrag bezogene Emissionen ausweist (MV1 und MV5), ist beim Ansatz der International Dairy Foundation (IDF) der Einfluss der Fleischerzeugung auf die Emissionen deutlich geringer (Abbildung E). Hier erfolgt die Allokation über das Verhältnis von physiologischem Futterenergiebedarf für Milch sowie für Fleisch.

Abbildung E: Auswirkung der Allokationsmethode auf die Treibhausgasemissionen der Milchviehbetriebe**Marktfruchtbetriebe – Auswirkungen der Maßnahmenoptionen**

Über den Einsatz eines **N-Sensors**, der eine gezielte teilflächenspezifische Düngung ermöglicht, können bis zu 10 % der Mineraldüngermenge eingespart und die damit verbundenen direkten und indirekten N-Verluste sowie die Emissionen aus der Mineraldüngerherstellung reduziert werden. Geringere N-Einträge wirken sich zudem positiv auf die Nitratwaschung aus. Da die Mineraldüngung die Hauptquelle von Treibhausgasemissionen in Marktfruchtbetrieben ist, wirkt sich diese Maßnahme sehr direkt auf die Gesamtemissionen aus. Die Treibhausgasemissionen werden durch den Einsatz von N-Sensoren in betrachteten Modellbetrieben zwischen 2,1 und 4,7 kg CO_{2äq} GE⁻¹ gemindert. Allerdings ist ein Einsatz des N-Sensors nicht in allen Kulturen möglich, so dass der erzielbare Minderungseffekt von der Fruchtfolge abhängig ist. Dies gilt ebenfalls für die Minderungskosten: Auf Betrieb GE3 lässt sich diese Maßnahme aufgrund des hohen Einsatzumfangs kostenneutral umsetzen, während die Minderungskosten für die Betriebe GE1 und GE2 bei ca. 30 bzw. 55 € · t⁻¹ CO_{2äq} liegen. Die Auswirkungen auf die NH₃-Emissionen sind vergleichsweise gering, die Minderungskosten verhalten sich analog zu den Treibhausgasen: Bei Betrieb GE3 übersteigen die eingesparten Mineraldüngererträge die Investitionskosten für den N-Sensor, für GE1 und GE2 ergeben sich Minderungskosten von 6 bzw. ca. 35 € · kg⁻¹ NH₃.

Beim Vergleich der Maßnahmenoptionen zur Verbesserung der N-Effizienz aus **Wirtschaftsdüngern** im Vergleich zu gesetzlichen Mindestvorgaben zeigt sich für alle Betriebe eine deutliche Verringerung der NH₃-Emissionen. Dieser Effekt rührt zum einen von der emissionsarmen Ausbringung der Wirtschaftsdünger, zum anderen aber auch aus dem reduzierten Mineraldüngereinsatz. Hier wurde eine Anpassung an die höheren N-Einträge durch Wirtschaftsdünger vorgenommen, die sich je nach Emissionsfaktor der eingesetzten Mineraldünger z. T. deutlich auf die produktbezogenen NH₃-Emissionen auswirken kann. Für die Treibhausgase sind die Einsparungen bei den Mineraldüngern der ausschlaggebende Faktor: Zusätzlich zu geringeren Feldemissionen aufgrund der reduzierten Aufwandsmenge kommen eingesparte Emissionen aus der Vorkette zum Tragen. Die Minderungskosten belaufen sich für die Treibhausgase auf 10 bis 97 € · t⁻¹ CO_{2äq}. Für NH₃ werden aufgrund der Wirksamkeit der Maßnahme Kosten von 0,1 bis 0,4 € · kg⁻¹ NH₃ erreicht – was deutlich unter den Minderungskosten des N-Sensors liegt. Ausschlaggebend für die Höhe sind hierbei neben dem

Einsatzumfang der Wirtschaftsdünger im Betrieb auch das Ausgangsniveau der Mechanisierung oder auch die Schlaggröße.

Milchvieh – Auswirkungen der Maßnahmenoptionen

Maßnahmen des **Herdenmanagements** (Lakt+, ZKZ-, red. Kälberverluste) zeigen vergleichsweise geringe Auswirkungen auf die Treibhausgasbilanz. Wird die Systemerweiterung angewandt, kommt es - je nachdem, ob mehr oder weniger Fleisch produziert wird - zu einer Verstärkung oder zu einer Abschwächung der reduzierenden Wirkung. Eine monetäre Beurteilung von eher managementbasierten Veränderungen im Betrieb ist nur schwer durchzuführen.

Eine **Intensivierung** durch Erhöhung der Milchleistung kann zu einer deutlichen Reduzierung der Treibhausgasemissionen führen. Wird die reduzierte Fleischproduktion nach dem Allokationsansatz der Systemerweiterung berücksichtigt, so wird auch dieser Effekt abgeschwächt. Wird darüber hinaus zugleich von einer Zweinutzungsrasse wie Fleckvieh auf eine ausgeprägte Milchrasse, z. B. HF, umgestellt, so kann dies mit Systemerweiterung zu einer Steigerung der Treibhausgasemissionen je Liter Milch führen, da die Fleischproduktion relativ zur Milchleistungszunahme überproportional abnimmt. Eine **Extensivierung** führt in den berechneten Beispielen hingegen bei beiden Betrachtungsweisen (vollständige Allokation auf Milch, Systemerweiterung) zu einer Zunahme der Treibhausgasemissionen je Liter ECM, mit Systemerweiterung jedoch weniger stark aufgrund der zusätzlichen Fleischproduktion.

Maßnahmen im Bereich der **Wirtschaftsdüngereffizienz** sind sehr effektiv, allerdings ist hier darauf zu achten, dass es nicht durch Vermeidung von Emissionen in einem Verfahrensschritt zu einer Verlagerung in den nächsten kommt. Dies geschieht z. B., wenn durch eine Optimierung im Stall NH_3 -Emissionen vermieden werden, dies in der Folge im Lager –falls hier nicht ebenfalls emissionsmindernde Schritte unternommen werden – jedoch aufgrund höherer TAN-Gehalte des Wirtschaftsdüngers und damit höherer NH_3 -Emissionen u. U. sogar überkompensiert wird. Gleiches gilt bei Maßnahmen im Lager, die nicht durch entsprechend emissionsmindernde Ausbringungsverfahren begleitet werden. Bei Maßnahmenkombinationen im Wirtschaftsdüngermanagement muss zugleich die Mineraldüngung an die höheren N-Einträge über die Wirtschaftsdünger angepasst werden, da es sonst zu unerwünschten N-Flächenüberschüssen und damit höheren Emissionen/Verlusten aus der Fläche kommen kann (siehe Marktfruchtbetriebe). Hinsichtlich der Minderungskosten zeigt sich wie bei den Marktfruchtbetrieben, dass diese für NH_3 über emissionsmindernde Maßnahmen im Wirtschaftsdüngermanagement vergleichsweise günstig sind. Abgesehen von einer reinen Lagerabdeckung ohne zeitgleiche Anpassungen in der Ausbringung (ca. $14,50 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ NH}_3$) liegen die Kosten bei allen anderen angestellten Szenarienvergleichen zwischen $1,10$ bis $3,70 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ NH}_3$, in einem Fall sogar im negativen Bereich. Demgegenüber fallen für die Treibhausgase die Minderungskosten zum Teil vergleichsweise hoch aus.

Tabelle D und Tabelle E zeigen eine Übersicht der betrachteten Maßnahmenoptionen sowie deren Effekte auf die Treibhausgas- bzw. NH_3 -Emissionen je Getreideeinheit bzw. Kilogramm energiekorrigierte Milch. Ein Plus bedeutet eine positive Wirkung, also eine Emissionsminderung. Ein Minus bedeutet eine negative Wirkung, also eine Emissionssteigerung.

Tabelle D: Betrachtete Maßnahmenoptionen in Milchviehbetrieben sowie deren Wirkung auf die produktbezogenen Treibhausgasemissionen (Maßnahmenbereiche Herdenmanagement und Produktionsintensität)

Bilanzparameter		THG	
		Allokationsmethode	
		100 % Milch	Systemerweiterung
Produktintensität	Int	+++	----
	Ext	---	--
Herdenmanagement	Lakt+	++	+
	ZKZ-	-/0	++
	KälberZKZ-Lakt+	++	+++

+/-/0 = 0 bis - 1 %/0 bis + 1 %
 +/- = - 5 %/+5 %
 ++/-- = -10 %/+10 %
 +++/--- = <-10 %/>+10 %

Tabelle E: Betrachtete Maßnahmenoptionen in Marktfrucht- und Milchviehbetrieben sowie deren Wirkung auf die produktbezogenen Treibhausgas und Ammoniakemissionen (Maßnahmenbereiche Mineraldüngereffizienz und N-Effizienz aus Wirtschaftsdünger)

Bilanzparameter		Betriebstyp	THG	NH ₃
Mineraldüngereffizienz	NSens	GE	+	++
	Sta+	MV	+	+
N-Effizienz aus Wirtschaftsdünger	La+	MV	+	++
	WD+	GE / MV	GE: ++ MV: +	GE: +++ MV: +++
	WDLa+	MV	++	++

+/-/0 = 0 bis - 1 %/0 bis + 1 %
 +/- = - 5 %/+5 %
 ++/-- = -10 %/+10 %
 +++/--- = <-10 %/>+10 %

Weiterverarbeitung

Bei einer Erweiterung der Verfahrenskette auf die Weiterverarbeitung zeigt sich, dass die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion deutlich gegenüber denen aus Molkereiprozessen und Transporten der Rohmilch oder der Produkte überwiegen, selbst bei hohen Transportentfernungen. Je nach Produkt variiert der Rohmilchbedarf und somit der Anteil der Rohmilch an den Emissionen je Kilogramm. So weist Butter die mit Abstand höchsten produktbezogenen Treibhausgasemissionen auf. Die vergleichsweise wenig aufbereiteten Produkte Sahne oder Frischmilch verursachen die geringsten Emissionen. Dennoch können trotz der Bedeutung der Rohmilchproduktion über die Wahl der Verpackung oder des Energieträgers sowie durch die Vermeidung übermäßiger Transporte produktbezogene Treibhausgasemissionen von Milchprodukten eingespart werden.

Werden ausschließlich die nicht-landwirtschaftlichen Emissionen, also nur Rohmilchtransport und Molke-reiprozesse, betrachtet, sind die Emissionen der Joghurtherstellung ähnlich hoch wie die von Butter, was vor allem der Verpackung (hier: PS-Becher) geschuldet ist. Bei Fruchtjoghurt entfallen zudem signifikante Anteile auf die Bereitstellung der Fruchtzubereitungen und des Zuckers. Der Rohmilchbedarf für Butter spiegelt sich in erhöhten Emissionen für den Rohmilchtransport wider. Auch bei dieser Betrachtungsweise weisen die Produkte mit geringem Verarbeitungsgrad wie Frischmilch und Sahne die niedrigsten produktbezogenen Treibhausgasemissionen auf.

Emissionen aus der Bereitstellung von Strom sind bei der betrachteten Molkerei sehr gering, da neben dem Strom einer betriebseigenen Photovoltaikanlage ausschließlich Wasserkraftstrom eingesetzt wird. Um den potenziellen Beitrag der Elektrizität zu den Emissionen der Weiterverarbeitung abzuschätzen, wurde ein Szenario unter Annahme des nationalen Strommixes berechnet. Der größte Effekt zeigt sich hier bei den Joghurts, am stärksten bei Naturjoghurt: Die zusätzlichen Emissionen aus dem Strom steigern die Gesamtemission je Kilogramm Joghurt um ca. 50 %, so dass ca. ein Drittel auf diese Quelle zurückzuführen ist. Bei den vergleichsweise wenig aufbereiteten Produkten Frischmilch und Sahne fällt der Effekt der Stromquelle demgegenüber deutlich geringer aus.

Ein Vergleich der von der Molkerei verwendeten Einweg-Polystyrolbecher mit einem **Mehrweg**-Glas-System für die 500g-Joghurts zeigt, dass das Mehrwegsystem bereits bei nur 10 Umläufen je Glas trotz zusätzlicher Emissionen aus dem Kühltransport in den Einzelhandel (höheres Gewicht), dem Glasrücktransport und dem Spülen der Gläser günstiger abschneidet als die PS-Becher.

Der Einfluss der **Distributionsentfernung** in den Einzelhandel ist deutlich geringer als der der Stromquelle. Bei einer regionalen Distribution (50 km) trägt der Transport selbst bei Frischmilch nur zusätzliche 10 % zu den Treibhausgasemissionen je Liter bei. Bei 500 km sind dies immerhin zusätzliche 50 %. Bei Joghurt und Butter beträgt der Unterschied in diesem Fall 15 – 20 %. Bezieht man jedoch die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion mit ein, steigen selbst bei Frischmilch die Gesamtemissionen trotz der hohen Distributionsentfernung lediglich um 7 % an.

Agrartypologie

Mit den Boden-Klima-Räumen in Kombination mit der vorgestellten, vereinfachten Betriebstypologie sowie mit den im agrarökonomischen EU-Agrarsektormodell CAPRI genutzten Betriebsdaten nach der EU-Betriebstypologie liegen Datensätze über Betriebsgruppen auf regionaler Ebene vor, die sich bezüglich der Spezialisierung und der Intensität im Ackerbau und in der Tierhaltung gut unterscheiden und charakterisieren lassen. Grundsätzlich lassen sich die beiden vorgestellten Typologien auf Basis aktueller Aktivitätsdaten fortschreiben.

Für eine Typisierung der Stickstoffflüsse in landwirtschaftlichen Betrieben und in Regionen fehlen allerdings Daten zum betrieblichen bzw. regionalen N-Mineraldüngereinsatz und zur überbetrieblichen Verwertung von Wirtschaftsdüngern. Gerade bei diesen Merkmalen kann auch innerhalb einer agrarstrukturell vergleichsweise homogenen Betriebsgruppe eine hohe Streuung der Ausprägungen vorliegen, beispielsweise bei der Höhe des N-Mineraldüngereinsatzes. Die Höhe der N-Düngung hängt nicht nur von der betrieblichen Spezialisie-

rung und den Boden- und Klimabedingungen ab, sondern auch vom Düngemanagement und den eingesetzten Technologien.

Daraus folgt, dass auf Grundlage agrarstruktureller Merkmale von Betrieben keine direkten Rückschlüsse auf die N-Flüsse einschließlich der Mineraldüngung gezogen werden können. Zum anderen können sich Betriebe aus einer Betriebsgruppe bezüglich der N-Düngung und der N-Überschüsse so stark unterscheiden, dass eine Erhebung von einzelnen Betrieben keine repräsentative Aussage über die Situation in der jeweiligen Betriebsgruppe erlaubt.

Auf Grundlage der einzelbetrieblichen Betrachtungen ist daher zwar keine Hochrechnung der Emissionen bzw. der Effekte von Maßnahmen für Deutschland möglich, aber eine Analyse, welche Möglichkeiten und Grenzen für die Optimierung der N-Düngung bestehen.

Möglichkeiten der Ableitung und Umsetzung regionaler Maßnahmenempfehlungen

Für die Abschätzung der potenziellen regionalen Effizienz einiger Maßnahmen, kann die Agrarstruktur herangezogen werden. Die vorliegenden Daten zu Bodenklimaräumen und Landkreisen enthalten flächenbezogene Informationen, die die räumliche Dichte oder Intensität der Merkmale darstellen. Beispiel hierfür sind Angaben zum regionalen Anfall von Wirtschaftsdünger-N pro landwirtschaftliche Nutzfläche oder der Anteil des anfallenden N aus der Rinderhaltung. Über die Verteilung intensiv wirtschaftender Betriebe und deren regionale Lage in Bezug auf Marktfruchtbetriebe mit einem Bedarf an N zu Düngung, lassen sich Optionen für eine Verbesserung des Nährstoffmanagements über einen verbesserten Technikeinsatz (Eigenmechanisierung oder überbetrieblicher Maschineneinsatz) bzw. Güllebörsen ableiten. Solche Ableitungen sind jedoch nur sehr eingeschränkt möglich.

Auch auf dem im Rahmen des Projektes durchgeführten Fachgesprächs wurde die Möglichkeit, das tatsächliche Minderungspotenzial oder auch Minderungskosten für bestimmte Regionen oder gar auf nationaler Ebene auf Basis von Betriebsmodellen und einer Typologie hochzurechnen, von den am Fachgespräch beteiligten Experten überwiegend kritisch gesehen. Eine regionale Quantifizierung der Auswirkungen von Maßnahmen wäre nur mit stark generalisierten Modellen mit wenigen variablen Parametern und einer geringen Anzahl an Betriebstypen möglich. Aufgrund des umfangreichen und regional differenzierten Datenbedarfs dürfte ein solches Vorgehen jedoch nur schwer realisierbar sein. Benötigt würden hierfür umfangreiche Daten zur regional differenzierten Betriebsstruktur, zum Betriebsmanagement und zu bereits umgesetzten Maßnahmen zum Emissionsschutz.

Die mangelnde Verfügbarkeit von Aktivitätsdaten – beispielhaft wurde wiederholt der Mineraldüngereinsatz genannt - ist somit ein entscheidendes Hemmnis für die Beurteilung von Optimierungspotenzialen auf regionaler oder auch sektoraler Ebene. Ein erleichterter Zugang zu INVEKOS-Daten oder anderen Datenpools unterhalb der Officialstatistik oder die Erhebung von Naturaldaten über das Testbetriebsnetz wären Ansatzpunkte für eine Verbesserung der Datenlage. Dies kann jedoch nur durch Initiativen auf politischer Ebene erreicht werden. Dem stehen jedoch zum einen Bedenken unter Datenschutzgesichtspunkten entgegen, zum anderen die unterschiedlichen Standpunkte der einzelnen Bundesländer.

Eignung von Modellen für die Ableitung von Maßnahmenempfehlungen

Auf einem im Rahmen des Projektes durchgeführten Fachgespräch wurde deutlich, dass Modelle zur Bilanzierung von Stoffströmen auf Verfahrens- oder Betriebsebene sich hinsichtlich Zielsetzung und Detailliertheit stark unterscheiden können (Tabelle F). Viele auf einzelbetrieblichen Daten basierende Betriebsmodelle sind mit einem sehr hohen Datenbedarf verbunden. Vereinfachte betriebsindividuelle Modelle werden z. T. in der Beratung eingesetzt. Ihr Dateninput ist reduziert und an den Möglichkeiten des jeweiligen Betriebes orientiert. In der betrieblichen Beratung gewinnen neben ökonomischen Betrachtungen auf Ebene der Produktionsverfahren auch Betriebsmodelle zum Klimaschutz immer mehr an Bedeutung.

Für die Ableitung von allgemeingültigen Empfehlungen zu Einzelmaßnahmen sind häufig Verfahrensmodelle leichter zu interpretieren. Hier lassen sich mit vertretbarem Aufwand auch Variationen in den spezifischen Verfahren hinsichtlich ihrer Minderungspotenziale und -kosten vergleichen und die Rahmenbedingungen für

Maßnahmenempfehlungen ableiten. Beispiel hierfür ist die Wirtschaftsdüngerausbringung mit Variationen der Ausbringtechnik, des Mechanisierungsgrades und der auszubringenden Mengen an Wirtschaftsdüngern.

Tabelle F: Einordnung von Modellen verschiedener Skalierung hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Eignung für unterschiedliche Einsatzgebiete (++= sehr hoch, +=hoch, o=mittel, -=gering)

		betriebl. Beratung	benchmarking	Wissenschaft	allgemeine Maßnahmenempfehlungen
Verfahrensmodelle		++	-	o	++
Betriebszweigmodelle		+	-	o	+
Betriebsmodelle (Modellbetriebe)		o	+	+	++
Betriebsmodelle (Betriebsdaten)	Transparenz Generalisierbarkeit	++	++	++	o

Sind Einzelverfahren identifiziert, ist es jedoch sinnvoll, diese in generalisierten Betriebsmodellen zu testen, um Synergien und Wechselwirkungen von Maßnahmen darstellen zu können, die sich erst in der Gesamtschau zeigen. Die Größenordnungen möglicher Minderungen lassen sich so greifbarer darstellen und hinsichtlich ihrer Relevanz einordnen, auch wenn die Mechanismen und entsprechenden Maßnahmen bereits auf Verfahrensebene deutlich sind.

Bei der Ableitung regionaler Empfehlungen für Minderungsmaßnahmen auf Basis von Ergebnissen aus Betriebsmodellen muss zunächst für jede Fragestellung geklärt werden, was unter „Regionen“ verstanden wird. Diese können administrative Einheiten wie Bundesländer oder Landkreise sein, Agrarstrukturen differenzieren oder Naturräume abbilden, wie etwa die Bodenklimaräume, die sich über physikalische und topografische Parameter definieren. Zudem gibt der regionale Kontext mit seinen spezifischen Schutzgütern auch die zu betrachtenden regionalen Einheiten vor, z. B. für den Gewässerschutz Einzugsgebiete.

Schlussfolgerungen

Der entscheidende Ansatzpunkt für eine Reduzierung von N-Verlusten und Treibhausgasemissionen in landwirtschaftlichen Betrieben ist ein abgestimmtes Stickstoffmanagement. In Marktfruchtbetrieben stellen direkte und indirekte Emissionen aus der Düngemittelherstellung und –anwendung die wichtigste Quelle für NH₃ und Treibhausgase dar. Aufgrund des hohen Anteils des Futterbaus an den Gesamtemissionen gilt dies auch für die Tierhaltung, wobei hier der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung eine besondere Bedeutung zukommt.

Um Verschiebungen der Emissionen von einem Verfahrensschritt in den nächsten möglichst weitgehend zu vermeiden, bedarf es eines alle Verfahrensschritte und Düngemittel umfassenden Ansatzes. Zu beachten ist hierbei auch, dass nicht alle Maßnahmen für NH_3 und Treibhausgase gleichermaßen wirken und teilweise sogar gegenläufige Effekte aufweisen können.

In Milchviehbetrieben tragen neben Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement die CH_4 -Emissionen aus der enterischen Fermentation zu einem wesentlichen Teil zu den Treibhausgasemissionen bei. Da diese Emissionen vor allem an die Anzahl der Tiere gebunden sind, sinkt ihr Anteil an den Gesamtemissionen mit steigender Milchleistung. Daneben trägt vor allem die Fütterung zu den Treibhausgasemissionen bei. Hier sind vor allem das Fütterungsmanagement und die Futtereffizienz ein Mittel, um die Höhe der Emissionen zu beeinflussen.

Maßnahmen zur Reduzierung der NH_3 -Emissionen im Wirtschaftsdüngermanagement wirken sich aufgrund vermiedener indirekter N_2O -Emissionen durch NH_3 -Deposition und eingesparte mineralische Düngemittel auch mindernd auf die Treibhausgasemissionen aus. Demgegenüber haben Maßnahmen im Herdenmanagement, durch Erhöhung der Anzahl an Laktationen oder eine Reduzierung der Zwischenkalbezeit, nur eine sehr geringe Auswirkung.

Für die Einbeziehung des als Koppelprodukt der Milcherzeugung produzierten Fleisches in Bilanzierungen existieren verschiedene Ansätze. Je nach Allokationsmethode verringert sich der anteilige Beitrag der produzierten Milch an den Emissionen unterschiedlich stark. Besonders positiv wird die Fleischproduktion beim Ansatz der „Systemerweiterung“ beurteilt, die als Referenzverfahren Mutterkuhhaltung zugrunde legt. Für eine sinnvolle Interpretation der Bilanzierungsergebnisse oder auch einen Vergleich der Ergebnisse verschiedener Studien ist daher gerade bei Milchvieh eine gute Dokumentation und Transparenz hinsichtlich der Allokationsmethodik unumgänglich.

Für die Emissionen aus Marktfrucht- wie für Tierhaltungsbetriebe ist die Bedeutung des Energieeinsatzes auf dem Betrieb sowie der Transporte gering. Auch die Emissionen aus der Weiterverarbeitung der Milch sind verglichen mit den landwirtschaftlichen Emissionen gering. Dies gilt selbst bei hohen Transportentfernungen für Rohmilch oder deren Produkte. Dennoch können über die Wahl der Verpackung oder des Energieträgers sowie über die Vermeidung übermäßiger Transporte Treibhausgase eingespart werden.

Über die Bilanzierung von Modellbetrieben lassen sich auf Basis geeigneter Ausgangsparameter erste Aussagen zu regional angepassten Emissionsminderungsmaßnahmen für Treibhausgase oder NH_3 ableiten. Einfache Ansätze zur Abschätzung einer potenziellen Durchdringung von Maßnahmen sind möglich. Empfehlungen für konkrete Maßnahmen auf regionaler Ebene sind häufig auch von regionalen Schutzgütern und den daraus abgeleiteten Zielgrößen abhängig (z. B. Grundwasserschutz, Schutz sensibler Ökosysteme). Für die Ableitung kontextbezogener Maßnahmen fehlt allerdings meist eine ausreichende Datengrundlage, um den Bedarf, den Ist-Zustand und somit auch das Optimierungspotenzial auf regionaler oder auch sektoraler Ebene abschätzen zu können. Hier besteht noch eindeutiger Daten- und methodischer Entwicklungsbedarf.

Summary

Agriculture contributes to the emission of greenhouse gases and other environmentally harmful nitrogen components, especially ammonia and nitrate. In order to evaluate mitigation options, it is necessary to have - in addition to inventories on national level - a broader balancing approach which illustrates nutrient flows and emissions in dependence of the different process steps. The applicability of mitigation measures is depending on their effects on the process chain, as well as the geographic/spatial conditions and the agricultural structure. Therefore it is important to take into account regional factors and dependencies when evaluating management options.

Based on available data sets to process, branch and farm models in this project existing model approaches for the environmental and economic analysis of crop and animal production processes were improved and merged to a comprehensive farm model.

A number of model farms were calculated using the data sets from selected farm interviews. Aim was to evaluate the existing range in production objectives and processes for crop and animal production as far as possible based on a limited number of model farms. Calculations focussed on emissions of N-species to groundwater and atmosphere as well as greenhouse gases. Exemplary calculations of greenhouse gas emissions from milk processing were carried out for selected milk products. Emissions were compared to those from agriculture (raw milk production).

Preliminary conclusions on regionally adapted mitigation measures for greenhouse gases and ammonia and on the associated mitigation costs could be drawn based on scenario calculations for the model farms in combination with a typification of agricultural regions which was likewise developed in the framework of the project. However, no sufficiently differentiated data base is available, which would allow to develop and to assess comprehensive and region-specific mitigation strategies. Therefore the upscaling of farm-individual results and studies on a regional or even national level is not possible with the currently available regionalization approaches.

Implementation

Farm model / balancing tool

The project aimed at a detailed analysis of the carbon and nitrogen dynamics and the related nutrient flows of agricultural production processes. The system boundaries of the developed balancing model were set according to existing standards (e. b. DIN ISO 14040, PAS 2050, IDF 2010). The following inventory parameters were considered:

- reactive nitrogen species (N_2O , NH_3 and NO_3^-) with the N-inputs into the farm and the outputs with the agricultural product and losses into the environment,
- climate-affecting carbon species (CH_4 and CO_2) from upstream processes and from agricultural activity itself, and
- additional costs depending on management options.

In order to assure flexibility of the calculation options and to take into account a broad range of processes and influencing factors the farm model was subdivided into a module for crop farming and one for animal farming. The results of one module are input parameters of the other and vice versa. As this project focussed on dairy farming including calves and heifers, other livestock species are not considered.

Basis for the calculations is the approach of the German national agricultural emission inventory (Rösemann et al. 2013). Emissions are described as a product of emission factors and activities, i.e. emitting entities. In the present study this approach was applied for the balancing tool.

In the national inventory typical values for the different sectors and regions are derived and nutrient flows of complete districts are pooled as a basis for an approximate mass balance (Haenel et al. 2010). However, the

effect of specific measures and their interaction with emissions of individual farms cannot be assessed in detail by such a highly aggregated balance. For this a deterministic nutrient flow model is needed directly linking the relevant nutrient flows within defined system boundaries.

In addition, the developed farm model can illustrate relationships and effects in much more detail than possible in the national inventory. Examples are time- or temperature-dependent methane emissions from slurry storage as shown in various studies on slurry digestion (Mähnert 2007). In the emission inventory these are only represented by a fixed emission factor independent from storage time or temperature.

The dairy system is modelled within the system boundaries of a typical dairy farm including on-farm feedstuff production. Rearing of calves and heifers for replacement is also part of the system. It is assumed that male as well as female calves that are not needed for replacement are sold to beef production farms.

System boundaries for crop farms include the cultivation with transport to the field edge. Post-harvest processes, such as storage or drying, are not part of the system.

Results of emission calculations are given based on product units. These are energy-corrected milk (kg ECM) for dairy farms and w grain equivalent units (kg GE) for crop farms.

However, if the calculated emissions are related to the output of milk, these have to be allocated to the main product milk and to by-products like beef from cows taken out of milk production or sold calves. Different allocation approaches are used to address this issue in the model calculations.

In order to be able to assess the use of slurry in crop production systems properly, a (default) emission value was allocated to the slurry accounting for its nitrogen fertilizing value. Otherwise farms using livestock manure would be favoured compared to those using mineral fertilizers. The default emission value is equivalent to the weighted mean of cumulated emissions from the production of specific mineral fertilizers, derived from sales volumes of mineral fertilizers in Germany.

Nitrate leaching

Nitrate leaching to the groundwater was calculated in a separate model. The hydrologic model approaches GROWA-DENUZ of the Research Centre Jülich (FZJ) provide a spatially highly resolved analysis and evaluation of diffuse nitrate inputs to groundwater. For this the water balance model GROWA (Wendland et al. 2009) in combination with the reactive N transport model for soil DENUZ (Kuhr et al. 2011) are linked to the N surplus derived from the RAUMIS model.

The nitrate degradation in the unsaturated zone was estimated using regionalized transfer functions depending on factors such as groundwater recharge rates, distance to groundwater, mean retention time of leachate in the unsaturated zone and the nitrate degradation potential.

Assuming a constant mean leaching rate as well as a constant denitrification potential in the soil, the nitrate input into groundwater with the leachate is directly determined by the extent of N surpluses (Wendland et al. 2009).

For the model calculations existing regional data sets (e. g. on leaching rates) were used together with data which did not involve additional data acquisition from federal or federal state authorities.

Model farms and scenarios, mitigation costs

The model farms analysed within the project were all based on existing farms. For modelling it was in some cases necessary to adapt input parameters marginally. In others implausible interview results had to be corrected according to agricultural practice.

The model crop farms ('GE1 – 3') are distinguished mainly by their potential yields and the farm size (Table A). Farm GE3 is by far the largest and is characterized by a diverse crop rotation.

Table A: Main characteristics crop farms

Model farm		GE1	GE2	GE3
Soil points		65–91	55–62	25–35
Farm size	ha	173	194	2 920
Annual precipitation	mm	839	693	586
Crop rotation		winter barley, winter rape		winter rye and triticale / Sudan grass / grain maize and maize silage/ sun-flower
		winter wheat, sugar beet	pea	
Region		Middle Rhine / Lower Rhine	Central Franconia	Brandenburg

For dairy farming the project aimed at assessing a wide range in milk yield which is partially linked to the choice of the breed. Additionally differences in land use, i.e. a more grassland compared to a more arable land based dairy farming, were integrated in the design of the model dairy farms ('MV1-5'; Table B).

Table B: Main characteristics dairy farms

Model farm		MV1	MV2	MV3	MV4	MV5
Milk yield	kg ECM·a ⁻¹	5 195	9 322	8 820	11 848	8 496
Size of herd	number of dairy cows	47	151	48	55	67
Breed		VW ¹⁾ 80 % RHV ²⁾ 20 %	HF ³⁾	BV ⁴⁾	HF	FL ⁵⁾
Lactation periods per cow		3.2	2.4	2.9	3.4	2.7
Pasture/grazing		summer	none	2.5 months	5 months	none
Own feedstuff acreage	grassland	9%	72%	0%	87%	40%
	arable	91%	28%	100%	13%	60%
Region		Black Forest	South Tyrol	Allgäu	Lower Rhine	Central Franconia

1) Vorderwälder-Vieh 2) Rotes Höhenvieh 3) Holstein Friesian 4) Braunvieh 5) Fleckvieh; ECM: energy corrected milk yield

Scenarios based on modified input parameters were calculated. Thus sensitivities of emissions to management alternatives could be identified and be used to deduce potential emission mitigation measures. Table C shows the investigated management options and the abbreviations used in the following chapters.

Table C: Investigated management options

Operational area	individual measure		abbreviation
Efficiency of mineral fertilizers	use of N-sensor for precision fertilization		NSens
Technique and buildings ¹⁾	increase of N efficiency from livestock manures	barn storage application	Sta+ La+ WD+
Product intensity	intensification extensification		Int Ext
Herd management	number of lactations increased by 20 % calving interval reduced by 5 % calf losses reduced by 25 % ²⁾		Lakt+ ZKZ- Kälber

1) for dairy farming in addition combination of measures for storage and field application (,WDLa')

2) only in combination with ZKZ- and Lakt+: KälberZKZ-Lakt+

In order to calculate mitigation costs for the different investigated management options, all costs or savings which were caused in the farm by implementation of a measure, were summed up. The resulting costs of a measure (= differential costs compared to operation before implementation) were then related to the resulting emission reduction and reported in $\text{€}\cdot\text{kg}^{-1}\text{NH}_3$ and $\text{€}\cdot\text{t}^{-1}\text{CO}_{2\text{äq}}$, respectively.

Milk processing

For milk processing only greenhouse gas emissions were assessed. Data on milk processing were obtained from a cooperative dairy factory mainly producing yogurt. One of the milk suppliers to this farm is MV2. As data on some of the resources used in the different production processes were not available in sufficient detail, it was necessary to resort to the life-cycle approach of Feitz et al. (2007), which was later adapted by the International Dairy Foundation (IDF 2010). This approach was developed for milk processing and allows allocating the consumption of resources to the different milk products according to their physico-chemical properties compared to milk powder. This procedure was derived based on data from numerous dairies (Feitz et al. 2007). Only the raw milk demand of the different products is determined by their milk solids content compared to raw milk.

Greenhouse gas emissions were calculated exemplarily for the products (fruit) yogurt, drinking milk, butter and cream. The relevance of the origin of electricity or of distribution distance was investigated as well. Furthermore the one-way polystyrene cups used in the dairy were compared to multipath glasses.

Agricultural typology

A typology was developed by TI-LR for German agriculture which served as a starting point for the selection of representative farms for the nutrient flow modelling. Furthermore this typology allows a first evaluation of model results for policy advice on a supraregional level. Environmental, economic as well as social determinants of agriculture are summarized to a few selectively differentiating units. Relevant criteria are environmental (soils, climate, topography) and landscape-structural factors (e.g. share of agricultural land and for-

ests of total area, field size structure) as well as the agricultural structure (relationship arable / grassland, livestock density, etc.).

The analysis of the agricultural structure was based on the agricultural survey of 2007. The typology was developed based on and in coordination with existing classifications. These are:

- soil-climate-regions for Germany (Roßberg et al. 2007),
- additional environmental and agro-structural classifications, such as the agricultural or economic regions defined by a number of federal states (e. g. Bavaria or Thuringia).

Results and discussion

Nitrate leaching

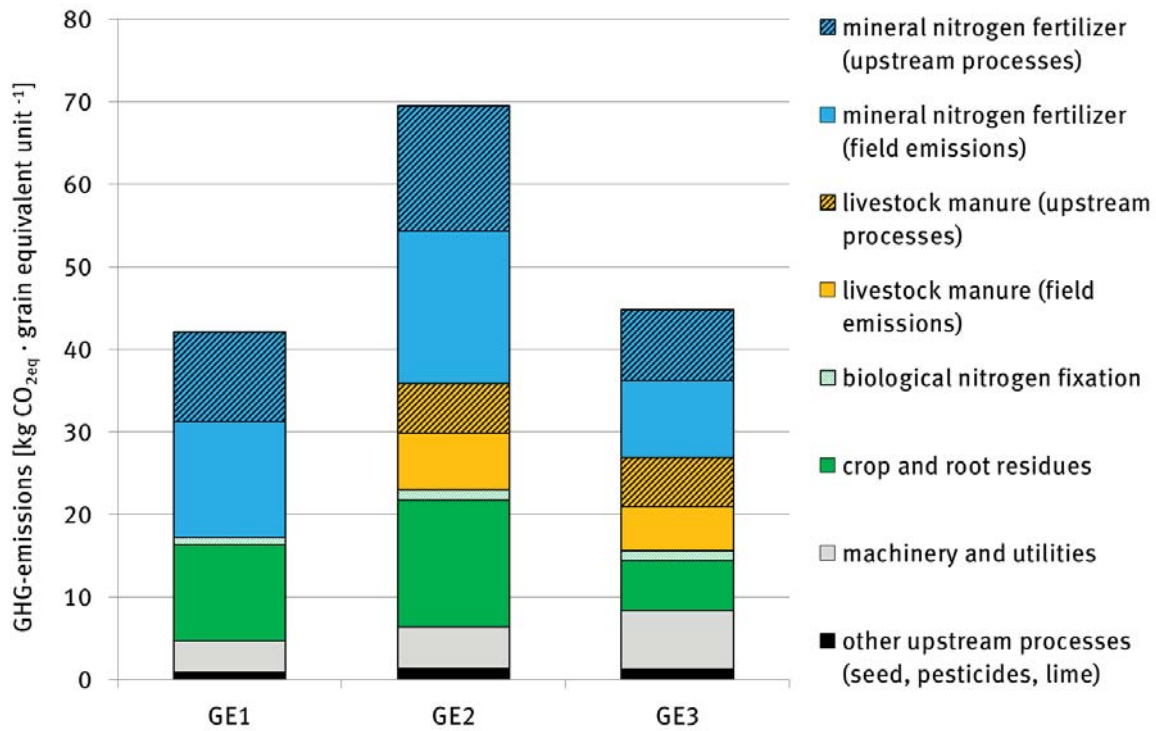
The relationship of grass- to arable land is, alongside with the agricultural nitrogen surplus, the determining factor for the extent of nitrate leaching from dairy farms. High shares of grassland reduce nitrate losses. For crop farms losses rather depend on the amount of precipitation and soil type in combination determining the retention time of nitrate in the soil.

Even with low nitrogen balance surpluses through fertilization, nitrate losses might be considerable, if atmospheric deposition of ammonia is high.. Sites with high atmospheric deposition rates therefore are highly sensible to additional nitrogen input by agriculture.

Crop farms – status quo

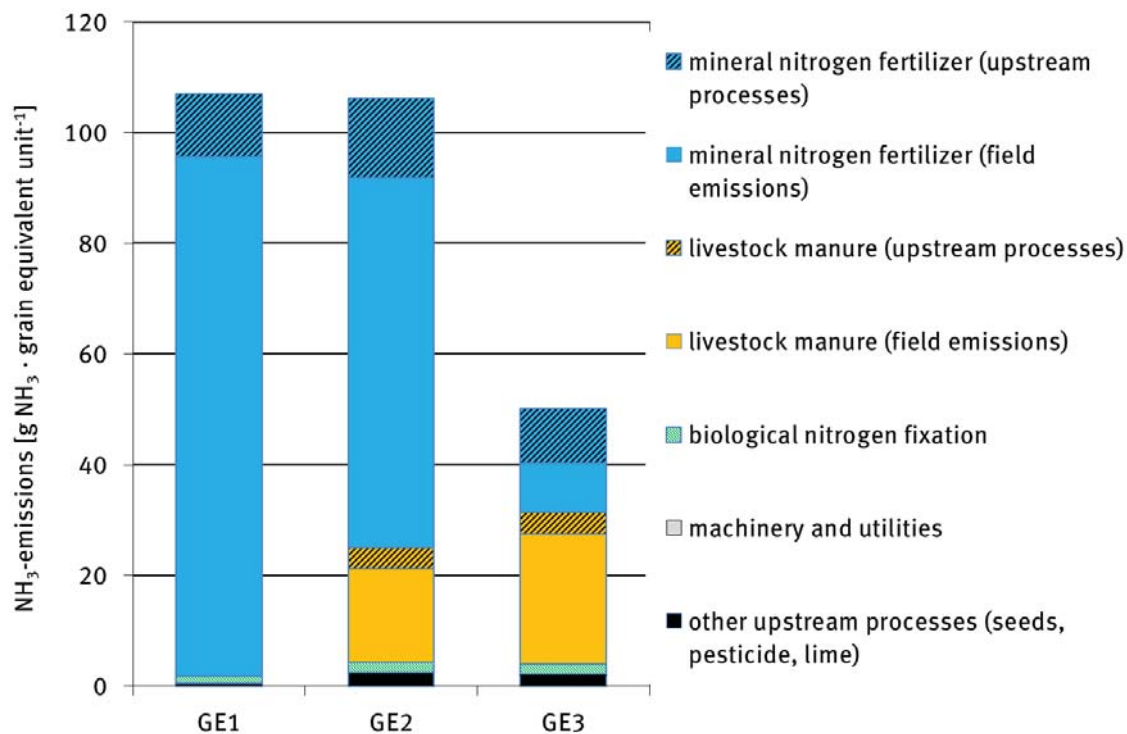
Product-related greenhouse gas emissions of the three investigated crop farms significantly differ from each other (Figure A). The main source of emission is fertilization (mineral and organic), followed crop and root residues. Fertilizer-borne emissions can be differentiated into emissions from fertilizer production and into direct as well as indirect field emissions. Emissions from crop and root residues differ according to crop rotation: depending on the crop type, different amounts of biomass remain on the field and in the soil causing additional nitrogen inputs.

Farm GE2 has by far the highest greenhouse gas emissions with 70 kg CO₂eq· GE⁻¹. This is mainly due to a high fertilizing level, which – despite heavy soil – due to a high precipitation rate causes high nitrate losses and resulting N₂O emissions. In this farm, the N-input with manure is not sufficiently considered in the rate of mineral fertilizer application. Additionally the crop rotation (winter rape, cereals without straw use) has a high input of crop and root residues contributing to elevated greenhouse gas emissions from.

Figure A: Greenhouse gas emissions of the investigated crop farms

When comparing NH₃ emissions of the three crop farms (Figure B) emissions from farm GE3 are significantly lower than from the other two. This is both a result of a generally low fertilization level of the farm and of the use of calcium ammonium nitrate which has a low NH₃ emission factor compared to urea based fertilizers that are mainly used on farm GE1. Farm GE2 also uses urea-based fertilizers (UAN). Differences in the NH₃ emissions from livestock manures in GE2 and GE3 are caused by application time, time span until incorporation and application technique.

NH₃ emissions are also relevant for greenhouse gas emissions because N₂O is produced from NH₃ after deposition. Therefore NH₃ is considered to be an indirect greenhouse gas.

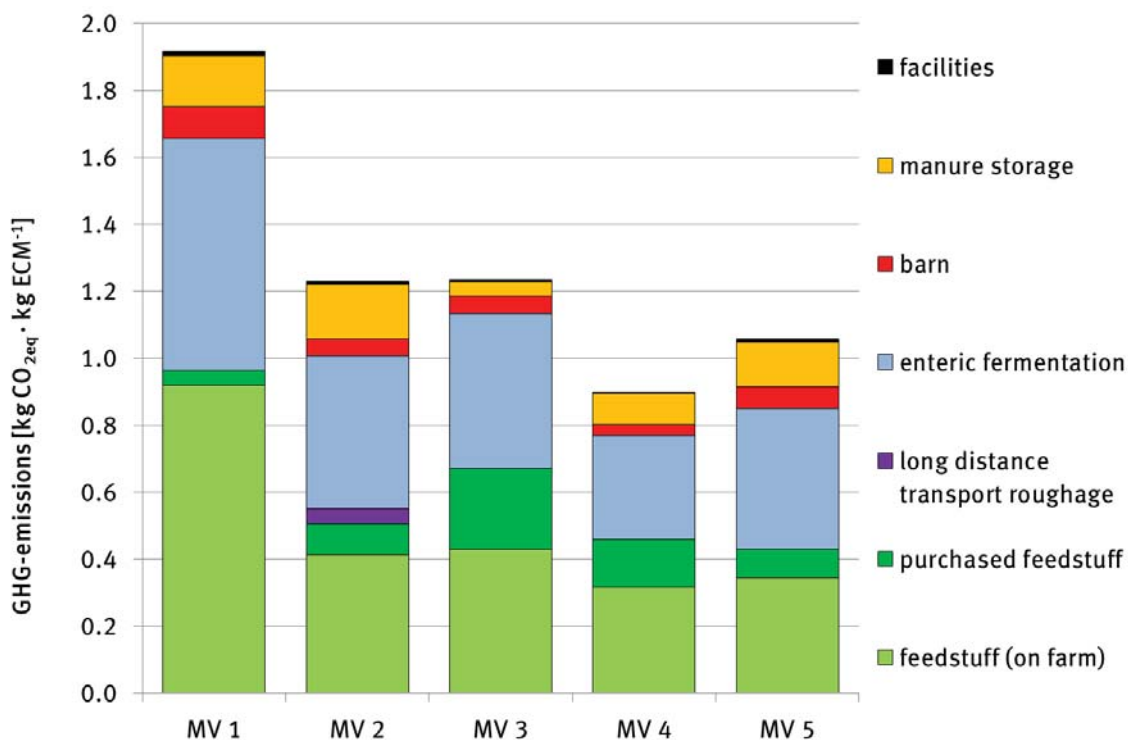
Figure B: NH₃ emissions of the investigated crop farms

Dairy farms – status quo

Like for crop farming greenhouse gas emissions differ significantly between the investigated dairy farms. The shares of the different sources in total emissions, however, show a very similar pattern between the farms (Figure C): About half of the greenhouse gas emission is caused by feedstuff provision (on-farm production of basic ration, purchased feedstuffs and feedstuff transport). The second-most important source is enteric methane emissions. Depending on housing system and manure management (manure removal intervals, storage type, storage time) significant differences in the greenhouse gas emissions from barn and storage can occur. Greenhouse gas emissions from farm facilities and energy demand in the barns are negligible.

Farm MV1 has significantly higher greenhouse gas emissions than all other dairy farms (Figure C). The average milk yield per cow (5 200 kg ECM per cow and year) of this farm is a much lower than the milk yield of the other farms (8 500 (MV5) to 11 850 kg/cow (MV4)). With increasing milk yield, feedstuff demand as well as methane emissions from enteric fermentation increase, but the emissions to cover the energy demand for maintenance are distributed on more milk. When emissions are completely allocated to milk, low milk yields therefore always result— in higher emissions compared to high milk yields.

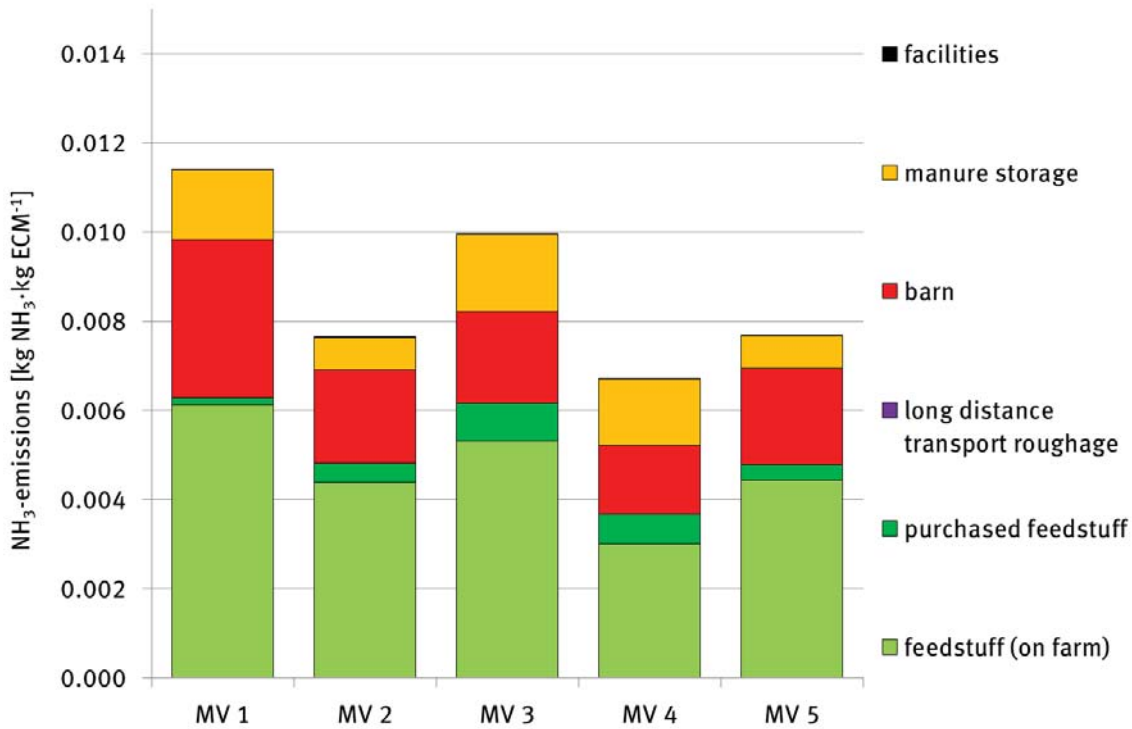
Elevated emissions from purchased feedstuffs in MV3 are due to the use of grass and maize cobs, as their production is linked to higher greenhouse gas emissions. Unlike the other farms, MV2 is not producing the feedstuff for the basic ration in the vicinity of the farm. This leads to additional emissions from long-distance transport. Though, even considering a distance of 250 km, transport only marginally contributes to total emissions.

Figure C: Sources of greenhouse gas emissions per kg ECM in the investigated dairy farms

For product-related NH_3 emissions the differences between the five farms are smaller than for greenhouse gases (Figure D). Again emissions are highest from farm MV1 due to the low milk yield. This has an effect especially on NH_3 emissions from the barn. When related to the single animal – and not to kg ECM – emissions from the barn are within a rather narrow range between 18.1 kg NH_3 to 19.4 kg NH_3 per cow (including followers).

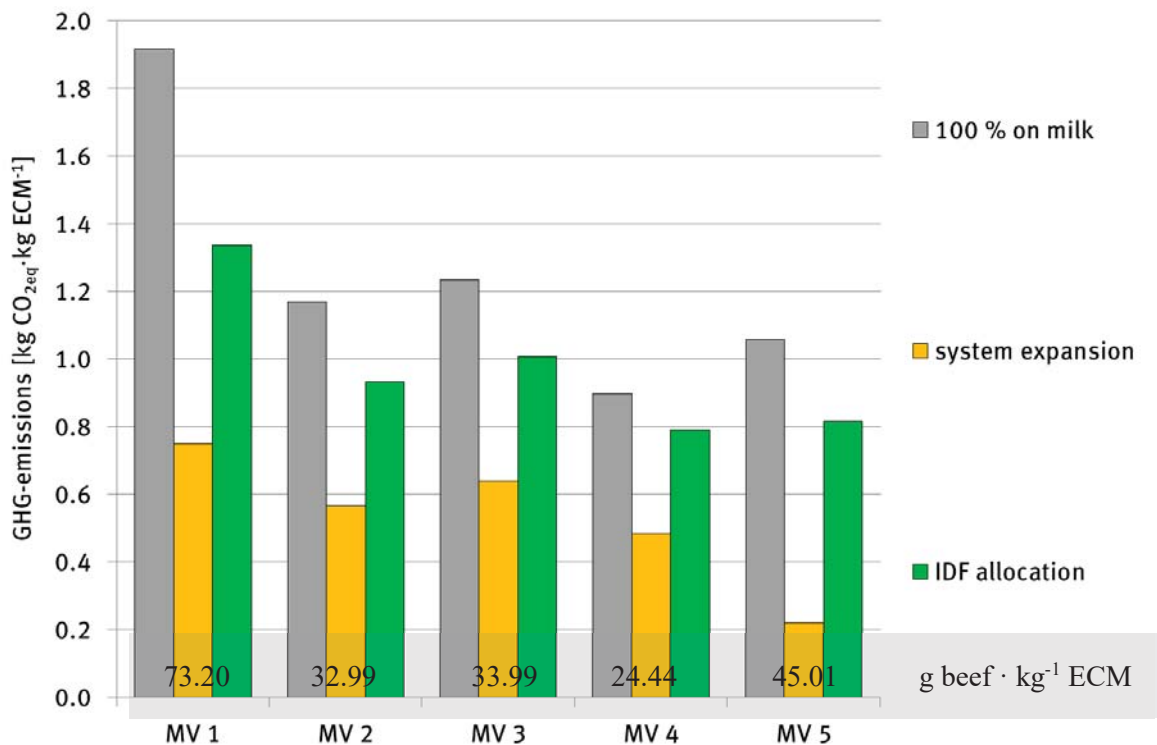
Regardless of the milk yield, significant differences occur in the emissions from manure storage. These are influenced by the type of manure system, whether farmyard manure is produced in relevant amounts or slurry-based housing systems are implemented. Higher NH_3 emission factors from farmyard manure compared to slurry are the reason for higher emissions from storage in farms MV1 and MV3. MV4 has high NH_3 emissions despite having a slurry system because the slurry stores are completely uncovered and slurry is frequently stirred. This favours NH_3 emissions as the surface crust is disturbed.

Figure D: Sources of ammonia emissions per kg ECM in the investigated dairy farms



If not only milk, but also the produced meat is taken into the account in the assessment of greenhouse gas emissions of dairy farms, different allocation methods can be applied. Figure E shows the effect of two selected approaches: For systems with a relatively high meat production system expansion results in significantly lower emissions allocated to the milk due to high credits for the produced meat (compared to suckling cow husbandry as reference system). This effect is much less pronounced for the approach favoured by the International Dairy Foundation (IDF). According to the IDF allocation, emissions are allocated based on the different physiological feedstuff conversion for milk and meat production, respectively.

Figure E: Effect of allocation method on the greenhouse gas emissions of the investigated dairy farms



Crop farms – effect of management options

The use of an **N-sensor** allows a precise and targeted fertilization. Therefore up to 10% of the mineral fertilizer of a farm can be saved resulting in lower direct and indirect nitrogen losses as well as reduced emissions from mineral fertiliser production. Furthermore lower nitrogen inputs positively affect nitrate leaching. As mineral fertilisers are the main source of greenhouse gas emissions in crop farms this measure directly shows an effect on total farm emissions. Greenhouse gas emissions and NH_3 emissions are reduced by 2.1 to 4.7 $\text{kg CO}_2\text{eq GE}^{-1}$ and 1.8 $\text{g NH}_3 \cdot \text{GE}^{-1}$ to 8.0 $\text{g NH}_3 \cdot \text{GE}^{-1}$, respectively, in the investigated crop farms. However, the N-sensor cannot be used in all types of cultures, so the actually attainable mitigation effect depends on the crops produced. This also applies to mitigation costs: On farm GE3 this measure can be implemented without additional costs involved as the machinery can be used with a high workload, while mitigation costs for the farms GE1 and GE2 vary between ca. 30 and 55 € per ton of CO_2eq avoided, respectively. The effect on NH_3 emissions is comparably low; mitigation costs follow the same pattern like for greenhouse gases: For GE3 the saved costs for mineral fertilisers outweigh the investment costs of the N-sensor; for GE1 and GE2 mitigation costs are 6 and ca. 35 € per kg NH_3 avoided, respectively.

The comparison of management options aiming at an improved N-efficiency from **livestock manures** with an application according to legal minimum requirements shows for all farms a significant reduction of NH_3 emissions. This effect is due to low-emission application technique, both because of reduced direct emissions and reduced mineral fertilisation, as saved NH_3 -emissions were accounted for in the fertilisation rate. Depending on the NH_3 emission factor of the respective mineral fertiliser the saved fertilizer may have a significant effect on NH_3 emissions. For greenhouse gas emissions the reduction of mineral fertilisers is the decisive factor: in addition to lower field emissions this also results in lower emission from the production of fertilisers. Mitigation costs amount from 10 to ca. 100 € per ton CO_2eq avoided. Due to the efficacy of this measure for NH_3 emissions the mitigation costs reach a level of 0.1 to 0.4 € per kg NH_3 – which is significantly less than for the N-sensor. The actual costs are influenced by the extent of manure use on the farm, by the initial mechanisation level and by field sizes.

Dairy farms – effect of management options

The measures in herd management (Lakt+, ZKZ-, reduced calf losses) show comparably small effects on greenhouse gas emissions from dairy farms. If system expansion is applied, these effects are higher or lower depending on the amount of meat produced. A monetary assessment of such rather management based modifications in the farm is difficult, therefore no mitigation costs could be calculated.

An **intensification** of milk production comprising a shift in the breed and a more intense feeding regime reduces greenhouse gas emissions per kg ECM, if all emissions are allocated to the milk. When applying allocation by system expansion, this effect is decreased and may even be reversed (i.e. more emissions after intensification): this is the case if instead of a dual-purpose breed (e.g. Fleckvieh) a pronounced milk-breed, such as HF, is chosen. Then the reduction in meat production outweighs the increase in milk yield. An intensification leads to increased greenhouse gas emissions per kg ECM for both allocations

Measures targeting manure efficiency are very effective in reducing emissions. However, it is important that emission prevention in one process step does not increase emissions in the next step. This might be the case if NH₃ emissions are avoided in the barn resulting in higher TAN contents in manure and therefore – if no additional measures are taken – increasing emissions from storage due to increased TAN manure contents. The increase in emissions from the storage might even outweigh the reducing effect in the barn. The same is true for measures in the storage, which are not accompanied by low-emission application techniques. Measures in manure management always have to involve an adaptation of mineral fertilisation levels to increased inputs from manure. Otherwise undesirable nitrogen surpluses may occur resulting in increased emissions (see crop farming). Mitigation costs for measures addressing NH₃ from manure management are comparably low. Apart from a case where storage cover was not accompanied by an emission reduction measure in application (ca. 14.50 €/kg NH₃) the mitigation costs of all other scenarios were between 1.10 and 3.70 € per kg NH₃. In one case the costs were even negative. For greenhouse gas emissions the mitigation costs are comparably high in most cases as their mitigation potential for greenhouse gases is rather low.

Table D and Table E give an overview on the investigated management options and their effect both greenhouse gas and NH₃ emissions per grain equivalent unit and per kilogram ECM, respectively. A plus is equivalent to a positive effect, i.e. an emission reduction. A minus is equivalent to a negative effect, i.e. an increase in emissions.

Table D: Management options in dairy farming and their effect on product-related greenhouse gas emissions of the investigated farms: measures targeting product intensity and herd management

Balance parameter		GHG	
		allocation method	
		100% milk	system expansion
Product intensity	Int	+++	---
	Ext	---	--
Herd management	Lakt+	++	+
	ZKZ-	-/0	++
	KälberZKZ-Lakt+	++	+++

+-/0 = 0 to - 1 %/0 to + 1 %

+/- = - 5 %/+5 %

++/-- = -10 %/+10 %

+++/- = <-10 %/>+10 %

Table E: Management options in crop and dairy farming and their effect on product-related greenhouse gas and ammonia emissions of the investigated farms: measures targeting mineral fertiliser efficiency and N efficiency from livestock manure

Balance parameter		farm type	GHG	NH ₃
Mineral fertiliser efficiency	NSens	GE	+	++
	Sta+	MV	+	+
N efficiency from livestock manure	La+	MV	+	++
	WD+	GE / MV	GE: ++ MV: +	GE: +++ MV: +++
	WDLa+	MV	++	++

+/-/0 = 0 to - 1 %/0 to + 1 %

+/- = - 5 %/+5 %

++/-- = -10 %/+10 %

+++/-- = <-10 %/>+10 %

Milk processing

Extension of the process chain to milk processing shows, that emissions from agricultural production considerably outweigh those at the dairy factory and from transports of raw milk or dairy products. This is true even for high transport distances. Depending on the dairy product the raw milk demand varies and with this the share of raw milk in the overall emissions per kilogram product. Thus butter has by far the highest product-related greenhouse gas emissions. Cream and fresh milk being comparably little processed products they cause the lowest emissions. Despite the importance of raw milk, there are still options for greenhouse gas mitigation in milk processing and product distribution, e.g. by the choice of packaging and energy source or by avoiding excessive transport.

If raw milk production is neglected and only raw milk transport and processes at the dairy factory are considered, the greenhouse gas emissions from yogurt production are of similar magnitude as those of butter. This is mainly due to packaging (yogurt: polystyrene cups). For fruit yogurts, considerable additional emissions occur from the production and provision of fruit concentrates and sugar. A high raw milk demand, like for butter, results in higher emissions from raw milk transport.

Emissions from **electricity consumption** are negligible in the investigated dairy factory because part of the electricity is produced by a company-owned photovoltaic system and the purchased rest is exclusively generated by hydro-power. In order to assess the potential contribution of electricity to the overall greenhouse gas emissions of milk processing, a scenario assuming the use of the national power mix was calculated. This assumption especially affects yogurt production, where overall emissions per kilogram yogurt increase by about 50%. In this case a third of the emissions can be attributed to electricity consumption. For fresh milk and cream the effect of the electricity source is considerably less pronounced, as to be expected due to the low processing level.

A comparison of the polystyrene cups used by the investigated dairy factory with a multi-cycle glass system for 500 g yogurts shows, that already for 10 cycles per glass the **multi-cycle system** emissions are lower compared to polystyrene cups; this despite of additional emissions from transport to the retail (higher weight), from transport of glasses back to the dairy and from glass purging.

The influence of the **distribution distance** to retail on emissions is much less pronounced than the one of electricity source. Assuming a regional distribution (50 km), even for fresh milk with little emissions from processing, transport contributes only additional 10% to greenhouse gas emissions from milk processing. For

transport distances of 500 km however, this increase already amounts to additional 50%. For yogurt and butter the difference in this case is only about 15-20% because of higher not transport-related emissions. If however agricultural production is included in the calculations total product-related emissions increase merely about 7% even for fresh milk and despite long-distance transport.

Agricultural typology

In the project, data sets on farms types on regional level were derived from the soil-climate regions combined with a simplified farm typology and the EU agro-economic agricultural sector model CAPRI. These farm types differ in specialization and intensity of crop and livestock farming. Basically both proposed typologies can be continuously updated on the basis of recent activity data.

However, data on mineral fertilizer use and livestock manure exchange between farms on farm or regional level are lacking. This hampers the development of a nitrogen flux typology for farms and regions. Especially these two factors can vary significantly within an agro-structurally rather homogenous group of farm types, e.g. regarding the extent of mineral fertilizer use. The amount of nitrogen fertilization not only depends on the specialization of the farm and on soil or climate conditions, but also on the individual fertilization management and the technology used.

Therefore no direct conclusion on nitrogen flows including mineral fertilization can be made exclusively based on agro-structural characteristics of a farm or farm type. On the other hand farms within the same farm type may vary in nitrogen fertilization and nitrogen surplus to an extent that data from individual farm interviews cannot be used to derive representative conclusions on the general situation of the farm type.

Based on the farm-individual investigations in this project, an upscaling of emissions or of mitigation effects for Germany is not possible, but an analysis of existing options and limitations for improved nitrogen fertilization practices can be made.

Possibilities for deduction and implementation of measures

The potential regional efficiency of some mitigation measures can be estimated from data on agricultural structure. The data available for soil-climate-regions and counties comprise area-related information reflecting the geographic density or intensity of characteristic factors. An example is the data on regional amounts of nitrogen from livestock manure related to the agricultural area or the share of nitrogen from cattle husbandry. With additional information on the distribution of intensive cattle farms and their geographic location related to crop farms with a high nitrogen demand it is then possible to derive options for an optimization of regional nutrient management, e.g. by an improved application technique (own or corporate mechanization) or by a slurry bourse/portal. However data availability is often not good enough to allow clear statements.

During the workshop organized within the project, the experts were unsure about the possibilities to extrapolate the actual mitigation potential or the mitigation costs from farm models and a farm typology to certain regions or to give potential and costs on a national level bases . A regional quantification of the effects of measures might only be obtained with highly generalized models using few parameters and a small number of farm types. However, due to the high demand for regionally differentiated data, the implementation of such an approach was not considered to be easily practicable. Prerequisite would be the availability of comprehensive data sets on regional farm structure, on the farm management as well as on the extent to which mitigation measure are already implemented. However, these data are missing.

The lack in activity data – mineral fertilizer use was repeatedly mentioned as a prominent example – is therefore a decisive obstacle for the assessment of mitigation potentials on regional or sectoral level. Starting-points to improve this could be a better access to the INVEKOS data set and other data pools below official statistics. Surveys on natural data in the test farm network would be helpful. This can however only be obtained by policy initiative. Also concerns regarding privacy protection need to be considered. Furthermore, the federal states do not agree on broader access to data pools such as e.g. INVEKOS.

Potential of models for the development of management recommendations

During the expert workshop organized in the framework of the project it was emphasized, that nutrient flow models on process level or farm level may differ considerably in scope and grade of detail (Table F). Many of the models based on individual farm data involve a very high data demand. Advisory services often use simplified farm models. Their data input is reduced and focusses on management options of the individual farm. Apart from economic analysis on process level, advisory services nowadays increasingly use greenhouse gas models on farm level.

Table F: Characterisation of models on different scales and their appropriateness for investigations with different scopes (+= highly appropriate, +=appropriate, o=intermediately appropriate, -=little appropriate)

	Data need	accuracy, individuality	Trans- parency	generali- sability	farm-individual consulting	benchmarking	science	general management recommendations
single-process models					++	-	o	++
farm branch models					+	-	o	+
farm models (model farms)					o	+	+	++
farm models (farm data)					++	++	++	o

Usually single-process models can be interpreted more easily regarding general recommendations concerning specific measures. The effort for comparing variations of specific processes is reasonable for assessing mitigation potentials and costs. Pre-conditions for management recommendations might also be deduced. An example is the assessment of different manure application techniques with variations in mechanization level and application rates.

Once single processes are identified, it is however useful to test these in simplified farm models in order to illustrate synergies and interactions of measures which become evident only in a complete farm system. The potential extent of mitigation can be shown more clearly and can be assessed with regard to its relevance. Nevertheless, mechanisms and respective measures might become clear already at process level.

When deriving regional recommendations for mitigation measures on the basis of results from farm models it is important to define in a first step what is meant by “regions” in the actual context. These regions can be an administrative unit such as federal states or counties, but also be defined by agricultural structures or geographic areas, like e.g. soil-climate-regions, which are defined by physical or topographic parameters. Furthermore the regional context may include specific protection objectives with specific regional units, e.g. for water protection these would be the catchment areas.

Conclusions

The most promising starting point for a reduction of nitrogen losses and greenhouse gas emissions from agriculture is a well-balanced nitrogen management. In crop farms direct and indirect emissions from fertilizer production and application are the most important source of NH_3 and greenhouse gas emissions. Due to the high share of feedstuff production in total emissions this is also true for livestock farming, nitrogen efficiency from livestock manure storage and application being of high importance for emission mitigation.

In order to avoid shifting emissions from one process step to another, a comprehensive approach including all process steps and fertilizer types is needed. In addition it needs to be taken into account, that not all measures equally affect NH_3 and greenhouse gases and that in some cases effects can be of opposite direction.

In dairy farming methane emissions from enteric fermentation and emissions from manure management most significantly contribute to overall greenhouse gas emissions. Since these emissions are mainly linked to the number of animals, their share decreases with increasing milk yield. Furthermore feedstuff provision is an important source of greenhouse gas emissions in dairy farms. Here, feeding management and feeding efficiency are a means to influence the extent of emissions.

Measures to reduce NH_3 emissions from manure management also affect greenhouse gas emissions due to avoided indirect N_2O emissions as a result from NH_3 deposition and to saved mineral fertilizers. In contrast to this, changes in herd management, e.g. by increasing the number of lactation periods or by shortening the calving intervals only have a rather limited effect on emissions.

Different approaches exist taking into account meat produced in dairy farms as by-product. Depending on the allocation method the contribution of milk to the overall emissions is reduced to a different extent. Consideration of meat production strongly influences emissions, if the so-called system expansion approach is applied, which uses suckling cow husbandry as a reference system for meat production. In order to allow a meaningful interpretation of balancing results or a comparison of results from different studies a detailed documentation and a high degree of transparency concerning the allocation method are indispensable especially for dairy farming.

The contribution of energy demand and transport to emissions from crop as well as for livestock farming are comparably low. This is also true for the emissions from milk processing compared to those from agricultural primary production. Even high transport distances for the raw milk or the products do not change this. However, by the choice of packaging or of the energy source and by avoiding excessive transports, there is still potential for greenhouse gas reductions also in milk processing.

The balance results of model farms, if based on appropriate input parameters, can be used to derive first conclusions for regionally adapted mitigation measures for greenhouse gas and NH_3 emissions. Simple approaches for an assessment of the applicability of measures are possible. Recommendations for specific measures on regional level often depend on regional protected goods and the resulting target parameters (e. g. groundwater protection, protection of sensitive ecosystems). However, a sufficient data basis allowing deriving context-specific measures by identifying the demand, the initial situation and thus the mitigation potential on regional or sectoral level is often missing. In this context, there is considerable demand for data as well as for further method development.

1 Einleitung

Die Landwirtschaft trägt zu den Emissionen klimawirksamer Gase und anderer Umwelt belastender Stickstoff-Komponenten, vor allem Ammoniak und Nitrat, bei. In Deutschland machten im Jahr 2010 die direkten Emissionen klimawirksamer Gase aus der Verdauung der Nutztiere, aus der Behandlung von Wirtschaftsdüngern und aus den landwirtschaftlichen Böden 7,2 % der nationalen Emissionen aus (Basis: CO₂-Äquivalente; Umweltbundesamt 2012). Rechnet man Emissionen aus der Bereitstellung von Betriebsmitteln (z. B. Düngemittel) und Arbeitsmitteln (z. B. Maschinen, Gebäude) und deren Gebrauch (CO₂ aus Kraftstoffen etc.) hinzu, so verursacht die Landwirtschaft knapp 14 % der nationalen Treibhausgasemissionen (Döhler et al. 2011).

Anders als bei den klimawirksamen Gasen sind bei Nitrat und Ammoniak die landwirtschaftlichen Quellen für den überwiegenden Teil der Freisetzungen verantwortlich. Hochrechnungen mit dem Programm Moneris ergaben für die Nitratbelastung von Oberflächengewässern einen Anteil landwirtschaftlicher, überwiegend diffuser Quellen von 60 % (Umweltbundesamt 2010). Bei Ammoniak stammen sogar etwa 95 % aus landwirtschaftlichen Quellen, wovon 84 % allein dem Wirtschaftsdüngermanagement zuzurechnen sind (Werte für 2011; Rösemann et al. 2013).

Die Bilanzierung der Emissionen in international abgestimmten Inventaren dient der Politikberatung, das heißt der Identifizierung und Quantifizierung von emissionsmindernden Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft und der Quantifizierung von Kosten. Für die Beurteilung von Minderungsoptionen und Verfahrensalternativen im landwirtschaftlichen Produktionsprozess ist jedoch eine erweiterte Bilanzierung nötig, die die Stoffströme und Emissionen mit ihren Abhängigkeiten in der Verfahrenskette darstellt. Der Ansatz des nationalen Emissionsinventars (Rösemann et al. 2013), der auf Aktivitätsdaten und Emissionsfaktoren beruht, kann die direkte Wirkung einer Maßnahme abschätzen, erfasst jedoch nur unzureichend die Wechselwirkungen mit anderen Kompartimenten des landwirtschaftlichen Betriebes. Hierfür müssen die Inventarberechnungen durch Betriebszweig- und Betriebsmodelle ergänzt werden.

Die Eignung von Minderungsmaßnahmen ist neben ihrer Stellung in der Verfahrenskette im Betrieb auch abhängig von den naturräumlichen und agrarstrukturellen Gegebenheiten. Für die Beurteilung von Minderungsmöglichkeiten ist daher auch die Darstellung von regionalen Abhängigkeiten und Kriterien notwendig. Für die Politikberatung ist die regionale Betrachtung ein zweiter Aspekt, um den das Emissionsinventar ergänzt werden muss.

Die betriebliche Bilanzierung von Emissionen und ihrer Minderung sowie die regionale Einordnung von Minderungsoptionen stehen im Fokus des vorliegenden Projektes.

2 Zielsetzung

Aufbauend auf der Grundlage vorhandener Datensätze zu Verfahrens-, Betriebszweig- und Betriebsmodellen werden im Vorhaben vorhandene Modellansätze zur ökologischen und ökonomischen Analyse von Verfahren der tierischen und pflanzlichen Erzeugung am Beispiel von Ackerbau- und Milchviehbetrieben weiterentwickelt.

Die in der landwirtschaftlichen Praxis derzeit vorzufindende Spreizung der Produktionsziele und Produktionsverfahren wird im Rahmen des Vorhabens mit repräsentativen Beispielen abgebildet, indem auf Einzelbetrieben gewonnene Daten aggregiert in die Modellstrukturen eingebaut werden.

Anhand dieser Analysen und einer ebenfalls im Vorhaben vorzunehmenden Typisierung der Agrarregionen wird für die Modellbetriebe abgeleitet, welche Form der Produktion für die jeweiligen Standortbedingungen den ökologischen Anforderungen als Indikator für nachhaltiges Wirtschaften am ehesten gerecht wird. Die Schwerpunkte der Berechnungen liegen auf Emissionen der N-Spezies in das Grundwasser und die Atmo-

sphäre sowie auf den klimawirksamen C- und N-Spezies. Die Berechnungen zu Produktionskosten ermöglichen erste Aussagen für die standortangepassten Emissionsminderungskosten.

Exemplarisch für die Milcherzeugung werden diese Emissionsminderungskosten bis zum Verkaufsprodukt Trinkmilch, Joghurt, Butter und Frischsahne kalkuliert, um erste Aussagen zu den Mehrkosten ökologisch optimierter Produktions- und Herstellungsverfahren für den Verbraucher treffen zu können.

3 Vorgehensweise

3.1 Stofffluss- und Emissionsmodell für landwirtschaftliche Betriebe

3.1.1 Modellansatz und Bezug zum Emissionsinventar

Die Stoffflüsse und Emissionen im landwirtschaftlichen Betrieb werden mit Hilfe eines mathematischen Modells bilanziert. Neben chemischen und physikalischen Konstanten gehen Größen der Umwelteinflüsse, Standortfaktoren und die Parameter der Produktionsprozesse in den modellierten landwirtschaftlichen Betrieben ein. Diese Parameter sind ganz überwiegend als räumlich und zeitlich konstante Größen erfasst und werden statisch verknüpft.

Grundlage für die Bilanzierungen ist das Vorgehen im nationalen Emissionsinventar (Rösemann et al. 2013, S. 47 ff.). Das Emissionsinventar berechnet die Emissionen mit dem Modell GAS-EM. Dabei wird das System Landwirtschaft in die übergeordneten Sektoren Tier (Emissionen durch Verdauung, Wirtschaftsdüngermanagement) und Emissionen aus Böden (v. a. Pflanzenproduktion), sowie in zahlreiche untergeordnete Sektoren (z. B. Tierarten, Produktionszweige) unterteilt. Die Emissionen werden als Produkt aus Emissionsfaktoren und Aktivitäten, d. h. emittierenden Entitäten beschrieben. Dieses Vorgehen wird analog bei den vorliegenden Bilanzierungen verwendet. Während im Emissionsinventar die Aktivitätsdaten aus regionalen Datensätzen auf Grundlage der Landkreise oder Länder erfasst und die sektoralen und regionalen Emissionen dann zu nationalen Emissionen summiert werden, betrachten die vorliegenden Bilanzierungen das System Landwirtschaft jedoch aus der Perspektive des landwirtschaftlichen Betriebes. Dies schlägt sich insbesondere in den Systemgrenzen der Bilanzierung nieder.

Im System ‚Landwirtschaftlicher Betrieb‘ sind wesentliche Stoffströme innerhalb der Systemgrenzen direkt verknüpft. Diese Verknüpfungen lassen sich mathematisch eindeutig darstellen. Die Betriebsbilanzierung beruht also auf einer deterministischen Stoffstrommodellierung. Dadurch können die Auswirkungen von Maßnahmen und Verfahrensalternativen auf andere Kompartimente des Betriebes eindeutig erfasst werden. Eine solche eindeutige Stoffstromanalyse ist bei der sektoralen Berechnung des Emissionsinventars Prinzip bedingt nicht vorgesehen, da die meisten Parameter und Aktivitäten nicht in Form diskreter Werte, sondern in Form von statistischen Verteilungen vorliegen. Durch Ableitung von typischen Werten für die Sektoren und Regionen und durch Zusammenfassung der Stoffflüsse ganzer Landkreise wird eine Stoffstrombilanzierung im Emissionsinventar angenähert (Haenel et al. 2010). Die Auswirkungen spezifischer Maßnahmen und ihre Wechselwirkungen auf Emissionen konkreter Betriebe können in dieser aggregierten Bilanz nicht eindeutig dargestellt werden.

Im Betriebsmodell können zudem über das Modell des Emissionsinventars hinausgehende Wirkungsbeziehungen abgebildet werden. Beispiel hierfür sind zeit- und temperaturabhängige CH₄-Emissionen bei der Güllelagerung, die aus Versuchen zur Güllevergärung bekannt sind (Mähnert 2007), während diese im Emissionsinventar nur mit einem festen Emissionsfaktor unabhängig von den äußeren Bedingungen abbildbar ist.

Um die Auswirkungen veränderter Annahmen auf die berechneten Emissionen zu untersuchen werden Szenarien berechnet, bei denen die entsprechenden Eingangsparameter verändert wurden. Auf diese Weise werden Sensitivitäten abgebildet und Verfahrensalternativen deutlich, die mögliche Minderungsmaßnahmen für Emissionen darstellen können.

Die Unsicherheiten in den Emissionsfaktoren sind – insbesondere bei den reaktiven Stickstoffverbindungen – erheblich können je nach Emissionsquelle erheblich sein (vgl. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie 2010 S.4 f., Rösemann et al. 2013 S. 362 ff.), so umfasst z. B. das Vertrauensintervall des Emissionsfaktors für direkte Lachgasemissionen aus Mineraldüngeranwendungen drei Größenordnungen. Die Stoffstrombeschreibungen und Emissionsfaktoren beruhen auf empirischen Messungen, die jeweils streng genommen nur die bei den Messungen herrschenden, unter Umständen singulären Bedingungen abbilden. Das hier verwendete Betriebsmodell ist damit der Versuch, das empirische Wissen über Einzelfaktoren plausibel zum komplexen System ‚Landwirtschaftlicher Betrieb‘ zu verknüpfen. Die Plausibilität der Modellierung kann insbesondere anhand der Eigenschaften und Mengen von Bilanzierungsgliedern an einzelnen Stellen im Stoffstrom geprüft werden, etwa anhand der Wirtschaftsdügereigenschaften nach der Lagerung. Die Bilanzierungsergebnisse sind ein Mittel zur Einschätzung der Wirkung und zur Bewertung von landwirtschaftlichen Produktionsweisen und Minderungsmaßnahmen im Betrieb, nicht jedoch zur Prognose von Emissionen unter realen Bedingungen. Die realen Wirkungen von Minderungsmaßnahmen können nur durch Messungen vor Ort sicher bestimmt werden.

3.1.2 Praktische Umsetzung und Kompartimente des Modells

Das Rechenmodell für die Einzelbetriebsmodelle wurde in Microsoft Excel 2010 in einer zusammengefassten Arbeitsmappe erstellt. Diese Arbeitsmappe ist strukturiert in die Bereiche Dateneingabe, Berechnung und Ergebnisausgabe.

Auf direkte Verknüpfungen mit weiteren Dateien und externen Datenbeständen wurde zu Gunsten einer geringen Fehleranfälligkeit und einer sicheren Lauffähigkeit verzichtet. Das bedeutet, dass alle nötigen Eingangsparameter im Modell abgelegt sind. Kleinere Datenbestände, auf die häufig zugegriffen wird, werden zur Auswahl im Modell vorgehalten. Die Auswahl von Parametern aus großen Datenbeständen - etwa der KTBL-Datensammlung Betriebsplanung oder der Ecoinvent-Datenbank (Ecoinvent 2007) - wird für die zu modellierenden Betriebe extern durchgeführt. Für jeden Betrieb wird dann ein vollständiger Parametersatz in das Modell eingefügt.

Für jedes Modellmodul ist ein Tabellenblatt angelegt, in dem alle Berechnungen durchgeführt werden. Alle Module greifen auf gemeinsame Eingabedaten zu. Die Module sind als Stoffflussmodell verknüpft. Alle Berechnungsergebnisse, die wiederum als Eingangsgrößen in andere Module eingehen, sind in einem weiteren Datenblatt zusammengefasst.

Die Dateneingabe ist strukturiert in global gültige Eingangsdaten (wie z. B. chemische Konstanten) und spezifische Daten, die das Betriebsmodell sowie Szenarien beschreiben. Die Berechnungen erfolgen getrennt in den Kompartimenten Feldwirtschaft, Boden, Einzeltier „Rind“, Stall sowie Wirtschaftsdüngerlagerung „Rind“. Die Ergebnisse werden in einem Ergebnistabellenblatt zusammengefasst. Diese Aufteilung entspricht weitgehend auch der Aufteilung in Tabellenblätter. Sowohl Betriebs-, bzw. Szenarienmodelle als auch die Sachbilanzparameter ($\text{CO}_{2\text{äq}}$, CH_4 , NH_3 , N_2O und NO_3^-) werden über Auswahlfelder jeweils einzeln berechnet.

Das Kompartiment Feldwirtschaft enthält die folgenden, z. T. aufeinander aufbauenden Berechnungen für jeweils einzelne Kulturen:

- Ertrags-, Erntemengen-, und Ernterückstandsberechnung,
- Nährstoffbedarfsberechnung,
- Berechnung der Nährstoffeinträge aus Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Bodenmineralisation von org. gebundenem Stickstoff aus Wirtschaftsdünger und Ernteresten, biologischer Stickstofffixierung, Weidehaltung und atmosphärischen N-Deposition,
- Berechnung der Stickstoffverluste aus den zuvor genannten Quellen differenziert nach den N-Spezies NH_3 , N_2O , NO_3^- , NO_x und N_2 ,

- Emissionen aus Maschinen und Betriebsstoffen (Schmieröl, Diesel...) der Produktionsverfahren des Pflanzenbaus, inklusive Emissionen aus Vorketten für Betriebsmittel (Dünger, PSM, Saatgut...)
- Berechnung der eingesetzten Stoffmengen (Dünger, Saatgut, Pflanzenschutzmittel, Kalk, Wasser) und der Vorkettenemissionen dieser Stoffe

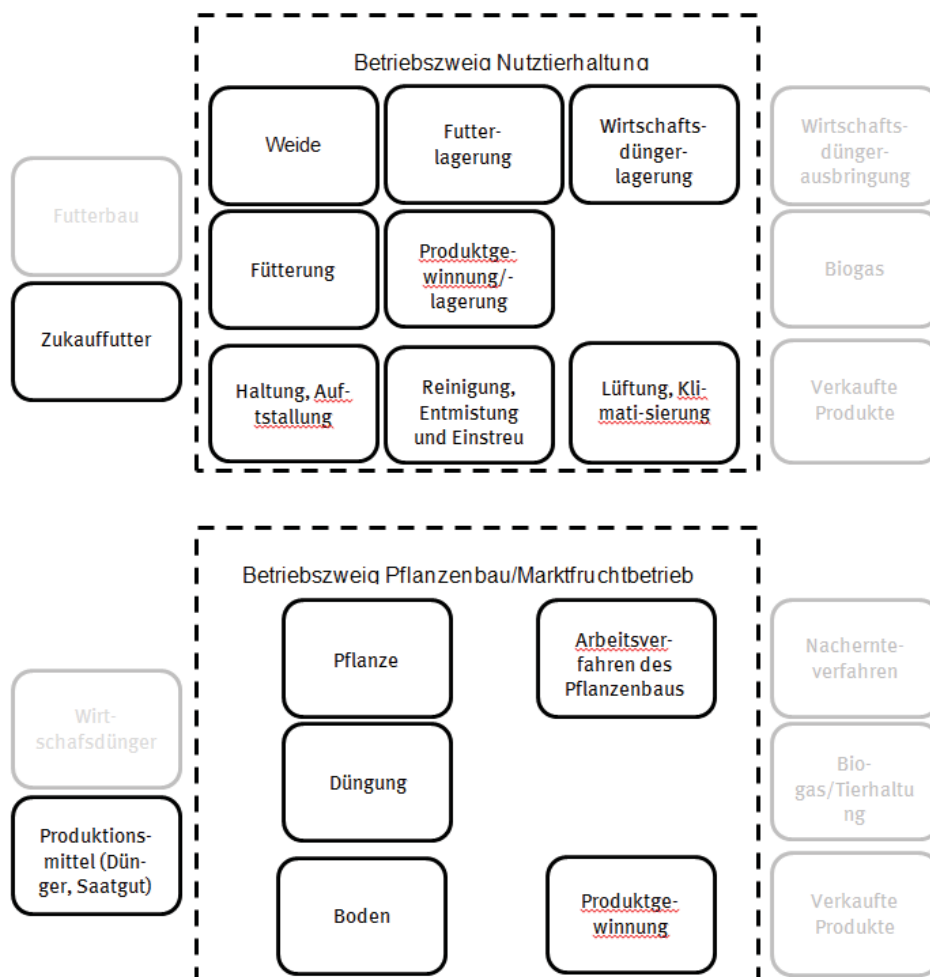
Das Kompartiment Boden enthält die Berechnungsalgorithmen für die Dynamik der organisch gebundenen N-pools mit den Berechnungen zur Menge der Einträge sowie der Umsetzungs- und Mineralisierungsraten.

Das Kompartiment Einzeltier enthält die Berechnungsalgorithmen für den Nährstoffansatz bzw. -umsatz, die Ausscheidungen der Einzeltiere sowie die Berechnung der enterischen Fermentation. Die Futterbedarfsberechnung ist nicht Teil des Modells. Diese wird extern in einem eigenen Futterbedarfsrechner durchgeführt.

3.1.3 Systemgrenzen

Die Abbildung des Milchviehsystems erfolgt anhand der Systemgrenzen eines typischen Milchviehbetriebs einschließlich Eigenfutterbau (Abbildung 3-1). Die Einheit des Milchviehbetriebs (MVB) bildet einen typischen Milchviehbetrieb ab und integriert ein Milchkuhverfahren inklusive Kälberaufzucht sowie die Aufzucht der Nachzuchtfärsen. Es wird angenommen, dass die nicht zur Nachzucht benötigten Kälber nach einer Aufzuchtperiode (14 Tage bis 8 Wochen; bei den Betriebsbefragungen ermittelt) in Färsen-, Bullen- und Kälbermastbetriebe verkauft werden. Die Systemgrenzen des Marktfruchtbetriebes schließen den Anbau bis zur Übergabe des Ernteproduktes am Feldrand mit ein. Nachernteverfahren (Trocknung, Lagerung, ...) sind jedoch nicht mehr Bestandteil des Systems.

Abbildung 3-1: Systemgrenzen der Betriebszweige Nutztierhaltung und Pflanzenbau



3.1.4 Bezugsgröße der Emissionen

Die Bezugsgröße der produktbezogenen Emissionen für Milch ist 1 kg ECM (energiekorrigierte Milch), die aus der Milchmenge in kg mit folgender Formel berechnet wird (LKV Rheinland-Pfalz):

Formel 3-1

$$ECM (kg) = \frac{Milch (kg) \cdot 0,38 \cdot (Fett \%) + 0,21 \cdot (Eiweiß \%) + 1,05}{3,28}$$

Die funktionelle Einheit der produktbezogenen Emissionen für Produkte des Marktfruchtbaus ist die Getreideeinheit (GE). Der Getreideeinheitenschlüssel vergleicht pflanzliche (und tierische) Produkte anhand ihres Energiegehaltes. Hierzu wird der Energiegehalt von 100 kg Gerste mit 12,35 MJ ME gleich eins gesetzt und der Energiegehalt anderer pflanzlicher Produkte ins Verhältnis zum Energiegehalt von 100 kg Gerste gesetzt (Schulze Mönking und Klapp 2010).

3.1.5 Allokation

Bei Bezug der modellierten Treibhausgasemissionen auf den Output Milch muss eine Aufteilung auf das Hauptprodukt Milch sowie die Koppelprodukte (Altkuhfleisch, verkaufte Kälber) erfolgen. Dafür werden unterschiedliche Methoden der Allokation in den Modellberechnungen berücksichtigt (Formel 3-2).

Formel 3-2

$$THG_{100\% \text{ Milch}/\ddot{O}A/IDF} (\text{kg CO}_{2\ddot{a}q}/\text{kg Milch}) = \frac{THG_{MVB} (\text{kg CO}_{2\ddot{a}q})}{\text{Milch (kg)}} \cdot AF$$

mit: THG = Treibhausgasemissionen unter der Annahme unterschiedlicher Allokationsmethoden
 THG_{MVB} = Treibhausgasemissionen Systemgrenze Milchviehbetrieb
 AF = Allokationsfaktor

Für die Wahl des Allokationsfaktors sind die in der Literatur am häufigsten anzutreffenden Methoden in das Modell integriert (Flysjö et al. 2011). Im Falle einer 100 %-igen Zuordnung der modellierten Treibhausgasemissionen auf das Hauptprodukt Milch („100 % Milch“) erhält der Allokationsfaktor den Wert 1. Bei der sogenannten Ökonomischen Allokation (ÖA) gleicht der Allokationsfaktor dem Verhältnis des ökonomischen Wertes der Milch und der Koppelprodukte.

Die International Dairy Federation (IDF 2010) hat in Zusammenarbeit mit der FAO und weiteren Experten eine Richtlinie zur Berechnung des Carbon Footprint des Milchsektors erstellt. Die Allokationsmethode nach IDF ist eine physikalische Allokationsmethode, mit der die Emissionen auf Grundlage des physiologischen Futterenergiebedarfs für Milch sowie für Fleisch zwischen beiden Produkten verteilt werden. Dabei wurde folgende empirisch ermittelte Formel zur Berechnung eines Allokationsfaktors (IDF-Allokation) für Milch festgelegt:

Formel 3-3

$$AF_{IDF} = \frac{1 - 5,7717 \cdot \text{Lebendgewicht aller Tierverkäufe (kg)}}{\text{Milchmenge (kg)}}$$

mit: AF_{IDF} = Allokationsfaktor nach IDF

Das Lebendgewicht der Tierverkäufe setzt sich zusammen aus Altkühen und Kälber (85 kg·Kalb⁻¹ bei Zweinutzungsrasen bzw. 50 kg·Kalb⁻¹ bei Milchspezialrasen), die den Betrieb verlassen.

Eine Möglichkeit, die Allokation von Koppelprodukten zu vermeiden, stellt die Methode der sogenannten Systemerweiterung dar. Hierbei wird das gesamte Potential zur Rindfleischlieferung der verkauften Kälber berücksichtigt. Es wird angenommen, dass die nicht zur Nachzucht benötigten Kälber der Milchviehhaltung in Rindermastverfahren ausgemästet werden. Dabei wird in Bezug auf Ausmasteigenschaften und Mastverfahren zwischen Zweinutzungs- und Milchspezialrasen unterschieden. Die Kälber von Zweinutzungsrasen werden in Bullen- und Färsenmastverfahren ausgemästet. Im Falle von Milchspezialrasen wird angenommen, dass 50 % der männlichen Kälber in Kälbermastverfahren ausgemästet werden. Die Werte für entsprechende Annahmen der Ausmastverfahren wurden aus Zehetmeier et al. (2012) entnommen. Bei der Methode der Systemerweiterung liegt die Annahme zu Grunde, dass die produzierte Rindfleischmenge aus Altkuh und Mastverfahren nicht in der Mutterkuhhaltung (Alternativverfahren zur Produktion von Rindfleisch) produziert werden muss. Die somit eingesparten Treibhausgasemissionen werden von den Treibhausgasemissionen der Milcherzeugung abgezogen (Formel 3-4) (Flysjö et al. 2011, Zehetmeier et al. 2014a). Es erfolgt somit eine Gutschrift für den Milchviehbetrieb.

Formel 3-4

$$THG_{SE}(\text{kg CO}_{2\text{äq}}/\text{kg Milch}) = \frac{THG_{PE\ MK}(\text{kg CO}_{2\text{äq}}) - \left(\frac{THG_{PE\ MK}(\text{kg CO}_{2\text{äq}})}{b_{PE\ MuKu}(\text{kg})} \cdot b_{PE\ MK}(\text{kg}) \right)}{\text{Milch (kg)}}$$

- mit: THG_{SE} = Treibhausgasemissionen unter der Annahme einer Systemerweiterung
- THG_{PE MK} = Treibhausgasemissionen einer Produktionseinheit Milchkuh (Milchviehbetrieb plus Ausmast der nicht zur Nachzucht benötigten Kälber in Mastverfahren)
- THG_{PE MuKu} = Treibhausgasemissionen einer Produktionseinheit Mutterkuh (Mutterkuhbetrieb plus Ausmast der nicht zur Nachzucht benötigten Kälber in Mastverfahren)
- b_{PE MuKu} = Rindfleischmenge einer Produktionseinheit Mutterkuh
- b_{PE MK} = Rindfleischmenge einer Produktionseinheit Milchkuh

In den Szenarien zum Wirtschaftsdüngemanagement wird den Modellbetrieben eine effiziente Wirtschaftsdünger-Applikation unterstellt. Um eine emissionsseitige Bewertung der Gülle zu ermöglichen, wird dem Stickstoffdüngewert der Gülle ein Emissionswert (Emissionsersatzwert) zugeordnet. Dieser Emissionsersatzwert entspricht dem gewichteten mittleren Vorketten-Emissionswert für mineralische Düngemittel, abgeleitet aus den Verkaufszahlen für Mineraldünger in Deutschland.

3.1.6 Minderungskosten

Zur Bestimmung der Minderungskosten werden als Maßnahmenkosten sämtliche Kosten eines Betriebes, die mit einer Minderungsmaßnahme zusammenhängen, summiert. Diese Maßnahmenkosten entsprechen der Differenz der Kosten ohne und mit Anwendung der Minderungsmaßnahme. Die Maßnahmenkosten werden auf die Emissionsminderung bezogen und in €·kg⁻¹ NH₃ bzw. in €·t⁻¹ CO_{2äq} ausgewiesen. Die Kostenarten, die hierbei berücksichtigt werden und die Art ihrer Berücksichtigung, sind in Tabelle 3-1 dargestellt.

Tabelle 3-1: Kostenkategorien bei der Berechnung der Maßnahmenkosten auf Jahresbasis (€ · a⁻¹).

Kostenart	Beispiele; Anmerkungen
Fixkosten	
Abschreibung	z. B. Zeltdach für Güllelager, Güllegrubber; Schleppschlauchverteiler, N-Sensor Lineare Abschreibung vom Anschaffungswert minus Restwert nach Zeit oder Leistung
Zinsansatz	linear und konstant (4 %) von 1/2 Anschaffungswert
Versicherung	anteilig bezogen auf den Anschaffungswert
Wartung, Gebäudeinstandhaltung und -reparatur	anteilig bezogen auf den Anschaffungswert
Variable Kosten	
Investitionen: Leistungsabhängige Abschreibung	Anwendung bei Maschinen, deren Wertminderung bei hoher Jahresleistung überwiegend durch Verschleiß bewirkt wird (z. B. Gülleausbringungsgerät eines Lohnunternehmers), oder bei denen der Einsatz für die Minderungsmaßnahme nur einen geringen Anteil der Jahresleistung ausmacht (z. B. Traktor)
Reparaturen	nur bei Maschinen und Anlagen; Gebäudereparatur zählt zu den Fixkosten; in der Regel anteilig bezogen auf die Investition
Arbeitskosten	Änderungen durch gestiegenen/verminderten Arbeitskraftbedarf (z. B. zusätzlicher Arbeitszeitaufwand für die Betriebsführung bei den Lakt+ Szenario)
Betriebsstoffe und -mittel,	z. B. Kraft- und Schmierstoffe für Maschinen, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel
Futtermittel	z. B. Milchleistungsfutter
Sonstige	
Indirekte Kostenersparnis	z. B.: NH ₃ -Emissionsminderung erhöht den N-Gehalt wirtschaftseigener Dünger und verringert somit die Mineraldüngerkosten

3.1.7 Modell „Pflanzenbau“

Das Pflanzenbaumodell ist in das Gesamtmodell integriert und besteht aus den aufeinander aufbauenden Modellteilen zur Ertrags-, Ernte- und Wurzelrückstandsmengenberechnung, Nährstoffbedarfsberechnung und Nährstoffbedarfsdeckung, der Nährstoffverlustrechnung mit den aus der Düngung auftretenden Emissionen und der Emissionsberechnung aus Maschinen und Betriebsstoffen (Diesel, Schmieröl, ...) der Produktionsverfahren des Pflanzenbaus, sowie Emissionen aus der Betriebsmittelherstellung (Dünger, Saatgut, Pflanzenschutzmittel, ...).

3.1.7.1 Ertrags-, Ernte- und Wurzelrückstandsberechnung

Für jede Kulturart werden die flächenbezogenen Aufwuchsmengen und Ernterückstände berechnet. Die Ernterückstände werden in solche aus Haupternte-, Nebenernteprodukten und Wurzeln differenziert. Die Ergebnisse dieser Berechnung stellen einerseits die Grundlage der Nährstoffbedarfsberechnung dar, sind als ver-

fügbare Futtermenge Eingangsgröße in das Milchkuh-Modell oder geben die Menge der marktfähigen Ernteprodukte sowie die Menge der auf dem Feld verbleibenden Ernte- und Wurzelrückstände an.

Betriebsindividuelle Datengrundlage für diese Berechnung ist die in den Fragebögen angegebene Ertrags erwartung für die Haupternteprodukte und die Abfuhrmenge an Nebenernteprodukten. Die Aufwuchsmengen und damit die Grundlage der Nährstoffbedarfsberechnung und sind zuzüglich der bei Ernte und Lagerung auftretenden Mengenverluste nach KTBL (KTBL 2012) die z. T. unter Berücksichtigung der in den Fragebögen der Betriebsbefragung angegebenen Ernteverfahren korrigiert wurden.

Die Mengen an Nebenernteprodukten werden mit dem in der Düngeverordnung (DüV 2006) angegebenen Verhältnis zwischen Haupt- und Nebenernteprodukt berechnet, das sich auf die Frischmasse bezieht. Die in der DüV (2006) angegebenen TM-Gehalte dienen der Berechnung der trockenmassebezogenen Erträge der Haupt- und Nebenernteprodukte. Die Wurzelrückstandmenge wird auf Basis der in IPCC (2006) angegebenen Verhältnisse von unterirdischer zu oberirdischer Biomasse berechnet, die sich auf die Trockenmasse beziehen.

1.1.1.1 Nährstoffbedarf und Düngung

Der Nährstoffbedarf für die Nährstoffe N, P, K und Mg ergibt sich aus den in Kapitel 3.1.7.1 berechneten Mengen der Haupt- und Nebenernteprodukten sowie Wurzeln einschließlich Ernte- und Lagerungsverlusten und dem spezifische Nährstoffbedarf für Haupternte- und Nebenernteprodukten nach DüV (2006) sowie Wurzeln nach IPCC (2006). Die sich nach dieser Bedarfsberechnung ergebende Stickstoffbilanz der gesamten Fruchtfolge aus Eintrag abzüglich Abfuhr und Verlusten werden über die Mineraldüngeraufwandmengen ausgeglichen.

Für die Nährstoffe P, K und Mg aus Wurzelrückständen wird angenommen, dass sie verlustfrei den Folgekulturen zur Verfügung stehen und nicht ausgetragen werden. Sie sind über die gesamte Fruchtfolge daher bilanzneutral, weshalb für die Bildung von Wurzelbiomasse für diese Nährstoffe keine Bedarfsberechnung durchgeführt wird.

Die Deckung des Nährstoffbedarfs erfolgt über Nährstoffeinträge folgender Quellen:

- mineralische Düngung (N, P, K, Mg)
- organische Düngung (Wirtschaftsdünger und org. Handelsdünger) (N, P, K, Mg)
- atmosphärischer Stickstoffdeposition (N)
- Ausscheidungen auf der Weide (N, P, K, Mg)
- Biologische Stickstofffixierung (N)
- Mineralisierung im Boden von organisch gebundenem Stickstoff aus Wirtschaftsdünger und Ernte- und Wurzelrückständen (N)

Die Nährstoffeinträge aus Mineraldüngern werden auf Grundlage der in den Betriebsbefragungen erhobenen Aufwandmengen und Angaben zu den Nährstoffgehalten von Mineraldüngern (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft 2013) berechnet.

Die Nährstoffeinträge aus Wirtschaftsdüngern ergeben sich aus der in den Betriebsbefragungen erhobenen Aufwandmengen und den im Stall-/Lagermodell berechneten Nährstoffgehalten, sofern es sich um betriebs-eigene Wirtschaftsdünger handelt, bzw. den Nährstoffgehalten nach KTBL (2009) und KTBL (2013) bei betriebsfremden Wirtschaftsdüngern und Gärresten. Es wird angenommen, dass die in organischen Düngemitteln enthaltenen Grundnährstoffe und mineralischer Stickstoff vollständig im Jahr der Anwendung verfügbar sind. Organisch gebundener Stickstoff wird über einen langen Zeitraum freigesetzt und für Folgekulturen verfügbar (Tabelle 3-2).

Die Stickstoffeinträge aus atmosphärischer Deposition wurden aus in Tabelle 3-4 aufgeführten Werten übernommen.

Die Nährstoffeinträge aus Kot und Harn durch Weidetiere werden aus den im Ausscheidungsmodell (Kapitel 3.1.8.3) ermittelten Ausscheidungsraten und der Weidedauer berechnet. Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen wird, dass die Ausscheidung gleichmäßig über den Tag verteilt erfolgt und die Nährstoffeinträge durch Weidetiere daher proportional der Weidedauer sind.

Die Menge der Stickstoffeinträge über symbiotische Stickstofffixierung durch Acker-Leguminosen wird mit einem Anteil von 80 % des Stickstoffgehaltes aller Pflanzenteile nach Anhang der DüV (2006) und IPCC (2006) angesetzt (Stein-Bachinger et al. 2004). Zuzüglich zu diesem Eintrag werden 25 % des in der oberirdischen Biomasse biologisch gebundenen Stickstoffs im Jahr des Anbaus durch Rhizodeposition freigesetzt und verfügbar (Wichern et al. 2008) und unterliegen auch Verlusten. Für Dauergrünland wird eine Stickstofffixierung von $30 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$ angenommen. Unabhängig von der Art der Bewirtschaftung wird eine asymbiotische Stickstofffixierung von $5 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$ angerechnet (Stein-Bachinger et al. 2004).

Die N-Einträge in den Boden aus Ernte- und Wurzelrückständen werden entsprechend Formel 3-5 berechnet.

Formel 3-5

$$N_{Input} = X_{N,Nep} \cdot E_{Hep} \cdot TM_{Hep} \cdot \alpha_{Nep} \cdot \frac{1}{TM_{Hep}} - \text{Nebenernteproduktabfuhr} + X_{N,WR} \cdot \begin{cases} (E_{Nep} \cdot TM_{Nep} + E_{Hep} \cdot TM_{Hep}) \cdot \alpha_{WR} & \text{falls Hep oberirdisch} \\ (E_{Hep} \cdot TM_{Hep}) \cdot \alpha_{WR} & \text{falls Hep unterirdisch} \end{cases}$$

- mit:
- $X_{N, Nep}$ = N-Gehalt der Nebenernteprodukte
 - E_{Hep} = Haupternteproduktaufwuchs FM
 - TM_{Hep} = TM-Gehalt von Haupternteprodukten, Werte aus DüV (2006)
 - α_{Nep} = Nebenernte-:Haupternteproduktverhältnis, Werte aus DüV (2006)
 - E_{Hep} = Haupternteproduktaufwuchs FM
 - TM_{Nep} = TM-Gehalt von Nebenernteprodukten, Werte aus DüV (2006)
 - TM_{Hep} = TM-Gehalt von Haupternteprodukten, Werte aus DüV (2006)
 - α_{WR} = Verhältnis von Wurzelrückständen: oberirdischer Biomasse bezogen auf TM, Werte aus IPCC (2006) (Tabelle 11.17)
 - $X_{N, WR}$ = N-Gehalt der Wurzelrückstände, Werte aus IPCC 2006 (Tabelle 11.17)
 - Index „Hep, Nep“ = Haupternteprodukt, bzw. Nebenernteprodukt

Dieser organisch gebundene Stickstoff aus Ernte- und Wurzelrückständen (einschließlich Leguminosen) sowie organisch gebundener Stickstoff aus organischen Düngemitteln wird nicht unmittelbar im Jahr der Anwendung verfügbar, sondern aus dem organischen Bodenpool über einen langen Zeitraum freigesetzt. Hierfür werden feste jährliche Freisetzungsraten angenommen, die sich je nach Art des Ausgangsmaterials in den ersten vier Jahren nach Anwendung unterscheiden können. Ab dem fünften Jahr wird nicht mehr nach Ausgangsmaterial unterschieden, sondern für den gesamten organischen Stickstoffpool des Bodens eine Freisetzungsrate von 3 % angenommen (Tabelle 3-2)

Tabelle 3-2: Mineralisationsraten von organisch gebundenem Stickstoff im Boden nach Art der Herkunft

Quelle des org. N-Eintrags	Mineralisationsraten von organisch gebundenem Stickstoff im Boden nach Herkunft in % der verbleibenden Menge im				
	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr	ab dem 5. Jahr
Rindergülle	10	5	3	3	
Rindergülle-Festseparat	5	3	3	3	
Rindergüllegärrest	5	3	3	3	
Gärrest (Rindergülle/NaWaRo)	5	3	3	3	
Rindertief- und Stapelmist	15	10	5	3	
Schweinegülle	10	5	3	3	
Schweinegüllefestseparat	10	5	3	3	
Schweinetief- und Stapelmist	15	10	5	3	
Geflügeltrockenkot	15	10	5	3	
Bioabfallkompost	5	3	3	3	
Klärschlamm	5	3	3	3	
Erntereste von Leguminosen	30	15	5	3	
Erntereste von Nicht-Leguminosen	30	15	5	3	
Organischer Stickstoffpool, mehr als vier Jahre alt					3

Quelle: Döhler 1996 und Horlacher, persönliche Kommunikation

3.1.7.2 Nährstoffverluste und Emissionen

Für die Grundnährstoffe P, K und Mg wird davon ausgegangen, dass keine Nährstoffverluste auftreten sondern nur über die Abfuhr von Ernteprodukten das System verlassen und ein Fließgleichgewicht zwischen Anwendung und Entzug besteht. Daher sind die angewandten Mengen an diesen Nährstoffen rechnerisch vollständig im Jahr der Anwendung pflanzenverfügbar.

Die Stickstoffverluste und Emissionen unterschiedlicher Stickstoffverbindungen werden auf Grundlage des Methodenberichts zum nationalen Emissionsinventar für die dort angegebenen Eintragsquellen und den dort verwendeten Emissionsfaktoren berechnet (Rösemann et al. 2013). Abweichend davon werden Emissionen aus der Mineralisation erst im Jahr der Freisetzung gerechnet und die Nitratauswaschungsrate, standortspezifisch nach den in Kapitel 3.1.7.5 ermittelten Werten angesetzt. Dies unterscheidet sich vom Inventar darin, dass dort die Nitratauswaschungsrate mit pauschal $0,3 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$ nach gasförmigen Verlusten gerechnet wird. Als Emissionsfaktor für die N_2O -Emissionen aus dem ausgewaschenen Nitrat wird, wie im Emissionsinventar, der Wert von $0,025 \text{ kg N}_2\text{O-N}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ verwendet.

Stickstoffverluste aus atmosphärischer Stickstoffdeposition werden ebenfalls entsprechend dieser Methode berechnet, um die pflanzenverfügbare Stickstoffmenge zu ermitteln. Für die Abschätzung der indirekten Treibhausgasemissionen werden die Berechnung jedoch nicht mit den Annahmen der N-Deposition, sondern den berechneten NH_3 -Verlusten durchgeführt.

3.1.7.3 Maschinen, Betriebsstoffe und Betriebsmittel

Die Produktionsverfahren des Pflanzenbaus wurden in der Betriebsbefragung erhoben und mit Arbeitsverfahren der KTBL-Datenbank abgebildet. Der Emissionsberechnung für Maschinen und Betriebsstoffe (Diesel, Schmieröl, ...) für die Produktionsverfahren des Pflanzenbaus liegen die Arbeitsverfahren der KTBL-Datenbank zugrunde. Da in der KTBL-Datenbank den Verfahren keine Emissionen zugerechnet sind, werden für die Emissionsberechnung, abhängig von Maschinengewicht nach KTBL-Maschinendatenbank, Ecoinvent-Daten (Ecoinvent 2007) für die Emissionswerte der Maschinenherstellung für landwirtschaftliche Maschinen hinterlegt und über den Nutzzumfang den jeweiligen Kulturen zugewiesen. Den Emissionen aus Diesel liegen ebenfalls die spezifischen Emissionswerte der Ecoinvent-Datenbank und die Verbrauchswerte der KTBL-Datenbank zugrunde. Betriebsmittelaufwandmengen (Mineraldünger, Saatgut, Pflanzenschutz, ...) wurden in den Befragungen erhoben und direkt eingegeben, die spezifischen Emissionswerte für Betriebsmittel entstammen der Ecoinvent-Datenbank.

3.1.7.4 Zukauffuttermittel

Die Berechnung der Treibhausgasemissionen der Zukauffuttermittel erfolgt anhand der Datengrundlage und Methode des FeedPrint Modells (Vellinga et al. 2013). Das FeedPrint Modell wurde am Wageningen UR Livestock Research Institut erstellt und enthält eine Berechnung der Treibhausgasemissionen zahlreicher in der Nutztierhaltung eingesetzter Futtermittel. Dabei werden auch Koppelprodukte aus der Lebensmittel verarbeitenden Industrie sowie Importfuttermittel berücksichtigt. Dies ist vor allem bei der Berechnung von Treibhausgasemissionen von Mischfuttermitteln der Milchviehhaltung von Bedeutung.

3.1.7.5 Nitrat auswaschung

Als Beitrag zu den Stickstoffbilanzierungen von Modellbetrieben wurde das Forschungszentrum Jülich (FZJ) beauftragt, Nitrat austräge zu modellieren. Untersucht wurden die Stickstoffausträge für die befragten drei Marktfruchtbetriebe und fünf Milchviehbetriebe. Hierzu wurde das DENUZ-Modell (detaillierte Beschreibung in Anhang B) für die Standortbedingungen der Modellbetriebe mit vom KTBL ermittelten N-Überschüssen verknüpft. Kenngröße zur Analyse der Nitrateinträge ins Grundwasser ist die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser. Liegt diese oberhalb von $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, so ist die Gefahr groß, dass der EU-Grenzwert für Nitrat im Grundwasser mittel- bis langfristig überschritten wird.

Quantifizierung des Nitrat abbaus mit Hilfe von DENUZ

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (siehe auch Hoffmann 1991, Wendland 1992, Köhne und Wendland 1992, Wendland et al. 1993, Kunkel und Wendland 2006, Kreins et al. 2010). Die Modellierung der Denitrifikation erfolgte mit dem reaktiven N-Transportmodell DENUZ (Denitrifikation in der ungesättigten Zone) (Kunkel und Wendland 2006), dem eine Michaelis-Menten-Kinetik zu Grunde liegt. Die Berechnung der tatsächlichen Denitrifikationsrate erfolgt auf Basis der maximalen Denitrifikationsrate (D_{\max}), der Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}) sowie der sogenannten Michaelis-Konstante k :

Formel 3-6

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0$$

mit:	N(t)	= Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	t	= Verweilzeit	[a]
	D _{max}	= maximale Denitrifikationsrate	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	k	= Michaelis-Konstante	[kg N·(ha·a) ⁻¹]

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Nitratkonzentrationen bestimmt, wurde nach Köhne und Wendland (1992) auf Werte zwischen 18 kg N·(ha·a)⁻¹ (schlechte Denitrifikationsbedingungen) und 1 kg N·(ha·a)⁻¹ (gute Denitrifikationsbedingungen) gesetzt.

D_{max} bezeichnet hier die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Deren Bestimmung erfolgte in Anlehnung an eine in Niedersachsen erstellte Studie, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1:50 000 ausgewiesen worden (Wienhaus et al. 2008). In Abhängigkeit von Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung unterscheiden Wienhaus et al. (2008) fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen (von 1 „sehr gering“ bis 5 „sehr hoch“) und weisen diesen jährliche Denitrifikationsraten zu (von 1: < 10 kg N·(ha·a)⁻¹ bis 5: >> 150 kg N·(ha·a)⁻¹; siehe Anhangtabelle 3-1). Diese Klassifizierung der Denitrifikationsbedingungen wurde im DENUZ-Modell umgesetzt, indem für jede Denitrifikationsstufe ein Paar von D_{max}- und k-Werten so festgelegt wurde, dass die berechneten Denitrifikationsraten den tabellierten jährlichen Abbauraten entsprechen. Abweichend von Wienhaus et al. (2008) wurde in DENUZ eine sechste Denitrifikationsstufe eingeführt, um das hohe Abbaupotential der Moore besser widerspiegeln zu können.

Weiterer bestimmender Faktor des Ausmaßes des Nitratabbaus ist die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}). Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wird aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings 2000, Müller und Raissi 2002) (Berechnung siehe Anhang B), wobei die unterschiedlichen Eigenschaften der verschiedenen denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils zu berücksichtigen sind. Diese ergeben zusammen die durchwurzelte Bodenzone. Ein Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb der durchwurzelten Bodenzone gilt als vernachlässigbar.

Die relative Denitrifikation im Boden ergibt sich dann aus dem Verhältnis des Nitrataustrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Formel 3-6 berechnet werden kann, und dem verlagerbaren N-Überschuss (Berechnung siehe Anhang B). Dabei ist der N-Austrag aus dem Boden eine Funktion des Denitrifikationspotentials des Bodens, der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und der verlagerbaren Stickstoffüberschüsse im Boden, welche sich aus der atmosphärischen Deposition und - im Fall landwirtschaftlich genutzter Flächen - den landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüssen zusammensetzen. Für die Landnutzungsformen Nadel-, Laub-, Mischwald und Grünland werden darüber hinaus empirisch bestimmte Retentionsfaktoren bei der Bestimmung der verlagerbaren Stickstoffüberschüsse berücksichtigt (Eisele et al. 2008, Borken und Matzner 2004). Diese tragen den in der Literatur dokumentierten geringeren Austrägen unter diesen Landnutzungsformen Rechnung (Ortseifen und Scheffer 1996).

Die Bestimmung des Nitratgehaltes im Boden erfolgte im vorliegenden Projekt ausschließlich für die landwirtschaftlich genutzte Fläche, da Angaben zur Art der zum Teil vorhandenen anderen Nutzungsformen innerhalb der Betriebsflächen nicht vorlagen. Auch von diesen kann Nitrat ausgetragen werden, welches den Böden über die atmosphärische Deposition zugeführt wird. Der N-Austrag eines Betriebes wurde demzufolge aus dem flächengewichteten Mittelwert der separat bestimmten N-Austräge der Nutzungsformen Ackerland und Grünland berechnet.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate lässt sich hieraus die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnen.

Datengrundlagen

Die für die Modellierung benötigten Datengrundlagen wurden dem FZJ seitens des KTBL zur Verfügung gestellt. Im Folgenden werden diese näher beschrieben.

Da Angaben zu den landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüssen nicht für alle Betriebe verfügbar waren, wurden repräsentative Stickstoffbilanzüberschüsse durch das KTBL geschätzt. Dabei wurde zwischen Marktfruchtbetrieben und Milchviehbetrieben unterschieden und insgesamt drei Szenarien („N-Überschussszenarien“ mit unterschiedlichen N-Bilanzüberschüssen bestimmt (Tabelle 3-3).

Tabelle 3-3: Szenarien für landwirtschaftliche Stickstoffbilanzüberschüsse der betrachteten Betriebsformen

Angesetzte N-Überschüsse	Marktfruchtbetriebe	Milchviehbetriebe
	kg·(ha·a) ⁻¹	kg·(ha·a) ⁻¹
Szenario 1	0	30
Szenario 2	30	60
Szenario 3	60	90

Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition an den verschiedenen Standorten wurde aus dem Kartenwerk von Gauger et al. (2008) geschätzt.

Die mittlere Sickerwasserrate wurde der Karte „Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland 1:1 000 000 (SWR1000)“ der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover entnommen (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2003).

Die zur Berechnung der Verweilzeit des Sickerwasser in der durchwurzelten Bodenzonen notwendigen Größen (nutzbare Feldkapazität und effektive Durchwurzelungstiefe) wurden von den Betrieben angegeben oder unter Zuhilfenahme der bodenkundlichen Kartieranleitung abgeschätzt (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2006).

Die Bodentypen wurden durch das KTBL nach Angaben der Landwirte und unter Zuhilfenahme von Bodenkarten festgelegt. Aus den Angaben zu den Bodeneigenschaften wurden die Nitratabbaubedingungen in den Böden der Modellbetriebe abgeschätzt. Hierbei zeigte sich, dass ausschließlich Böden mit den Denitrifikationsstufen 2 (gering) beziehungsweise 3 (mittel) vorlagen. Die gesamte Bandbreite der in den Böden Deutschlands auftretenden Denitrifikationsbedingungen ist damit über die Modellbetriebe nicht abgebildet.

Angaben zu den Anteilen von Grün- und Ackerland an der Betriebsfläche lagen für alle Betriebe vor.

3.1.7.6 Herkunft der Inputdaten

In Tabelle 3-4 ist die Datenherkunft der wichtigsten Modellparameter des Pflanzenbaumodells aufgeführt.

Tabelle 3-4: Übersicht über Datenherkunft der wichtigsten Modellparameter des Pflanzenbaumodells

Parameter	Datenherkunft
Betriebsfläche, Fruchtfolge, Bodenart, Wirtschaftsdünger-einsatz und Ausbringung, Schlaggröße, Mechanisierung, Hof-Feld-Entfernung	betriebsindividuell
Klimadaten	Standardwerte (DWD 2014)
Düngung	betriebsindividuell/je nach Datenqualität angepasst
Haupternteproduktmenge	betriebsindividuell/je nach Datenqualität angepasst
Nebenernteproduktmenge	Standardwerte (DüV 2006)
Ernte- und Lagerungsverluste	Standardwerte (KTBL 2012)
Wurzelrückstandsmenge	Standardwerte (IPCC 2006)
Nährstoffgehalte der Haupt- und Nebenernteprodukte	Standardwerte (DüV 2006)
Biologische Stickstofffixierung	Standardwerte (Stein-Bachinger et al. 2004)
Nährstoffbedarf der Haupt- und Nebenernteprodukte	Standardwerte (DüV 2006)
Nitratauswaschung	DENUZ-Modell
Atmosphärischer N-Eintrag	Standardwerte (Gauger 2008)
Vorkettenemissionen	Ecoinvent-Datenbank (Ecoinvent 2007)
N-Gehalt Wirtschaftsdünger Milchvieh/Marktfrucht	Modellwerte/Standardwerte (KTBL 2009)
Diesel- und Schmierölverbrauch, Verfahrenstechnik	KTBL-Datenbank

3.1.8 Modell „Milchviehhaltung“

Das Stofffluss- und Emissionsmodell zur Abbildung der Milchviehbetriebe beinhaltet vier wesentliche Hauptbestandteile: Herdenmodell, Fütterungsmodell, Ausscheidungsmodell und Emissionsmodell. Die jeweiligen Teilbereiche werden im Folgenden erläutert.

3.1.8.1 Herdenmodell

Im Herdenmodell erfolgt die Eingabe und Berechnung der Tierzahlen des Milchviehbetriebs. Folgende Kategorien werden dabei in Anlehnung an das Emissionsinventar unterschieden: Milchkühe, Kälber in der Altersgruppe von 0 bis 6 Monaten und Nachzuchtfärsen (6 Monate bis 1 Jahr, 1–2 Jahre, >2 Jahre). Es besteht die Möglichkeit die Anzahl der Tiere für die jeweilige Tierkategorie entsprechend den Angaben des Betriebsleiters einzugeben.

Zudem sind im Herdenmodell alle notwendigen Parameter zur Berechnung der Milch- und Rindfleischproduktion des Betriebs integriert (z. B. Milchmenge und -inhaltsstoffe, Schlachtgewichte, Nutzungsdauer).

3.1.8.2 Fütterungsmodell

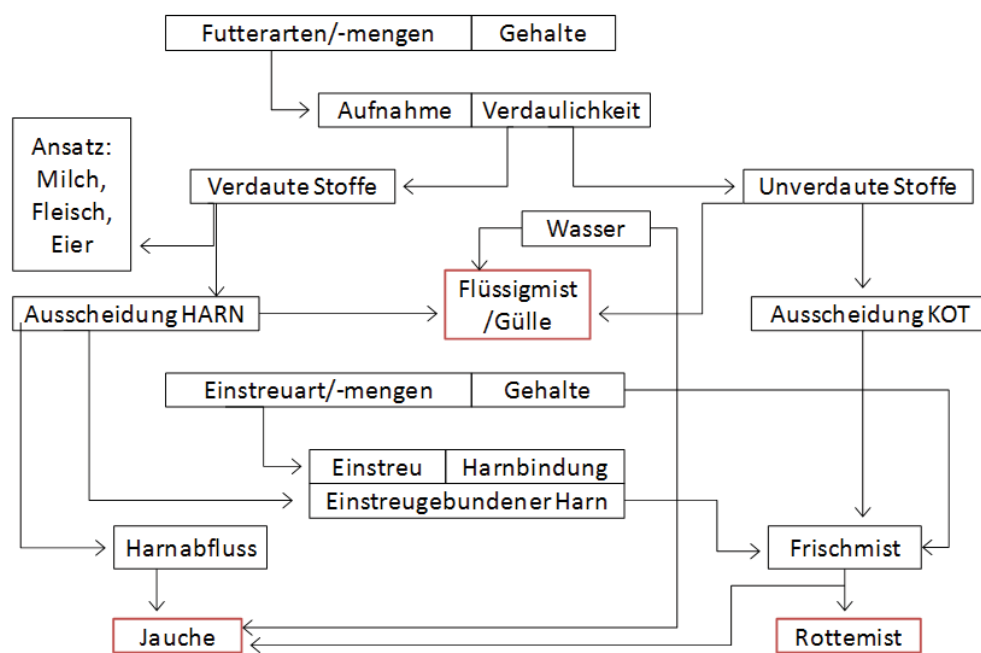
Im Fütterungsmodell besteht die Möglichkeit der Eingabe an eingesetzten Mengen der einzelnen Futtermittel für die jeweilige Tierkategorie entsprechend den Angaben des Landwirts. Der Teilbereich Fütterung beinhaltet auch eine modellinterne Berechnung des Energie- und Proteinbedarfs der jeweiligen Tierkategorie entsprechend den produktionstechnischen Angaben wie Milchleistung bei den Milchkühen oder Erstkalbealter bei der Nachzucht (GfE 2001). Dies dient der Überprüfung der Angaben des Landwirts in Bezug auf die nur schwer abzuschätzende Größe der Futteraufnahme der Tierkategorien. Bei größeren Abweichungen der angegebenen verfütterten Energie- und Proteinmengen zum berechneten Normbedarf sollte eine Rückkopplung mit dem Landwirt erfolgen um mögliche Einflussgrößen zu erheben. Während eine Abschätzung der gefütterten Mengen an Kraftfutter vereinfacht auf den Betrieben anhand der dokumentierten Zukaufsmengen und Lagerstände möglich ist, stellt dies bei der Grundfutteraufnahme besonders bei Weidegras eine größere Herausforderung dar. Aufgrund unzureichender Angaben wurde die Futteraufnahme der Milchkühe mit Hilfe eines Rationsrechners berechnet. Dabei wurde der Rationsrechner SuperRATION (SuperRATION 2012) für die Optimierung der Futteraufnahme bei unterschiedlicher Futterzusammensetzung verwendet. Die Berechnungen basieren auf der Futteraufnahmeformel nach Gruber et al. (2006) sowie den Empfehlungen der GfE (2001) für den Normbedarf. Die Futterrationen der Nachzuchttiere und Kälber wurden nach Angaben des Landwirts, Empfehlungen nach GfE (2001) sowie Standardrationen aus der Literatur (DLG 2005) berechnet.

3.1.8.3 Ausscheidungsmodell

Das Ausscheidungsmodell liefert Angaben zu Art, Menge und Inhaltsstoffen der tierischen Ausscheidungen. Diese dienen als Ausgangsgröße für die gasförmigen Emissionen des Herdenmodells. Das Ausscheidungsmodell basiert auf den Annahmen und Berechnungsmethoden des Ausscheidungsmodells nach Rutzmoser (Rutzmoser und Peretzki 1998, Rutzmoser et al. 2004, Rutzmoser und Horlacher, unveröffentlichtes Manuskript). Als Input werden Futterart, Futtermenge sowie die entsprechenden Inhaltsstoffe benötigt. Output sind je nach Düngemanagement Flüssigmist/Gülle bzw. Jauche und Rottemist (Abbildung 3-2).

Im Folgenden sollen die wichtigsten Annahmen und Grundlagen des Ausscheidungsmodells erläutert werden. Eine Übersicht der Stoffflüsse ist in Abbildung 3-2 dargestellt.

Abbildung 3-2: Vorgehensweise im Rechenmodell zur Erfassung von Festmist- und Jaucheanfallmengen und deren Gehalte



Quelle: Rutzmoser und Peretzki 1998, Rutzmoser et al. 2004, Rutzmoser und Horlacher, unveröffentlichtes Manuskript

Der Anfall an Gülle/Flüssigmist, Jauche und Rottemist sowie deren stoffliche Zusammensetzung kann auf Basis der ernährungsphysiologischen Vorgänge im Tier errechnet werden. Mit dem Futter werden neben den Rohnährstoffen (Rohasche, Rohprotein, Rohfett, Rohfaser, stickstofffreie Extraktstoffe) für die Nährstoffbilanzierung bedeutsame Elemente wie Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) aufgenommen. Die aufgenommene Futtermenge entspricht den Angaben aus dem Fütterungsmodell. Die Gehalte an Rohnährstoffen können im Modell betriebsspezifisch eingegeben werden. Da diese Werte dem Betriebsleiter jedoch häufig nicht vorliegen, sind im Modell Futterwerte aus der Literatur hinterlegt (DLG 1997).

Die aufgenommenen Rohnährstoffe werden nur zum Teil in tierischen Produkten (Milch) oder Körperwachstum angesetzt. Der nicht verwendete Rest an Mineralstoffen und stickstoffhaltigen Verbindungen wird mengenmäßig unverändert ausgeschieden. Die Annahmen für den Nährstoffgehalt der angesetzten oder mit tierischen Produkten ausgeschiedenen Nährstoffe sind der Literatur entnommen (DLG 2005).

Die Aufteilung der Ausscheidungen in Kot und Harn erfolgt anhand von nährstoffbezogener Verdaulichkeit (Verdauungsquotient, VQ), getrennt nach verwendetem Futtermittel und Tierart (z. B. bei Milchvieh: VQ Wiederkäuer). Die Verdauungsquotienten der energiehaltigen, organischen Rohnährstoffe (Rohprotein, Rohfett, Rohfaser, stickstofffreie Extraktstoffe) sind aus den DLG-Futterwerttabellen (DLG 1997) abgeleitet. Die Ausscheidung im Kot errechnet sich als unverdauter Anteil des Futtermittels.

Die Ausscheidung im Harn berechnet sich als Differenz aus verdaulichem Anteil des Futtermittels und des Ansatzes aus Körperwachstum bzw. tierischen Produkten (Milch).

Eine detaillierte Beschreibung des Ausscheidungsmodells sowie die dafür zugrunde liegenden Daten können dem entsprechenden Literaturquellen entnommen werden (Rutzmoser und Peretzki 1998, Rutzmoser et al. 2004, Rutzmoser und Horlacher, unveröffentlichtes Manuskript).

3.1.8.4 Emissionsberechnung

Innerhalb des Milchviehmodells werden die Methanemissionen der enterischen Fermentation aller Tierkategorien berechnet. Die Berechnung der Methanemissionen der Milchkühe erfolgt anhand der Formel von Kirchgeßner et al. (1995) (Formel 3-7).

Formel 3-7

$$\text{CH}_4 = 63 + 79 \cdot \text{CF} + 10 \cdot \text{NfE} + 26 \cdot \text{CP} - 212 \cdot \text{EE}$$

mit:

- CF = Rohfaser
- NfE = N-freie Extraktstoffe
- CP = Rohprotein
- EE = Rohfett

Die Methanemissionen der übrigen Tierkategorien werden anhand der Formel des nationalen Emissionsinventars nach Haenel et al. (2010) berechnet (Formel 3-8).

Formel 3-8

$$\text{EF}_{\text{CH}_4} = (\text{GE} \cdot x_{\text{CH}_4}) / \eta$$

mit:

- EF_{CH_4} = Emissionsfaktor
- GE = Bruttoenergieaufnahme ($\text{GJ} \cdot (\text{Tier} \cdot \text{a})^{-1}$)
- x_{CH_4} = Methankonversionsrate von Futterenergie zu Methanenergie (0,02 MJ·MJ⁻¹ für Kälber; 0,065 MJ·MJ⁻¹ für Jungrinder)
- n = Energiegehalt von Methan (55,65 MJ·kg⁻¹ CH₄)

3.1.8.5 Herkunft der Inputdaten

Tabelle 3-5 gibt einen allgemeinen Überblick über die Datenherkunft der wichtigsten Modellparameter zur Kennzeichnung der Milchviehbetriebe. Dabei wird unterschieden, welche Parameter aus den Betriebsbefragungen stammen (betriebsindividuell), welche Parameter modellintern berechnet wurden (Submodell) oder mit Standarddaten aus der Literatur versehen sind (Standardwerte). Für das Herdenmodell wurden nur die Anzahl der Milchkühe aus dem Fragebogen übernommen. Die Anzahl der Kälber sowie der Nachzuchtfärsen wurde anhand produktionstechnischer Parameter der Betriebe berechnet um Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Es wurde zudem angenommen, dass die nicht zur Nachzucht benötigten Kälber in Mastverfahren verkauft werden. Für eine ausführliche Erläuterung der Berechnung der Tierzahlen wird auf die Beschreibung des Herdenmodells in Kapitel 3.1.2 verwiesen.

Tabelle 3-5: Übersicht über Datenherkunft der wichtigsten Modellparameter des Milchviehmodells

Parameter	Datenherkunft
Herdenmodell	
Anzahl Milchkühe, Zwischenkalbezeit, Remontierungsrate, Milchleistung, Milchinhaltstoffe, Lebendgewicht, Erstkalbealter, Tierverluste	betriebsindividuell
Anzahl Jungrinder, Anzahl Kälber	Submodell ^{a)}
Auschlachtung	Standardwerte ^{b)}
Fütterungsmodell	
Futteraufnahme Milchkuh	Submodell ^{c)}
Futteraufnahme Färsen	Standardwerte ^{d)}
Zusammensetzung Futtermittel	betriebsindividuell
Ausscheidungsmodell	
Ausscheidung (N, P, K)	Submodell ^{e)}

a) Siehe Beschreibung Herdenmodell (Kapitel 3.1.8.1); b) Zehetmeier et al. (2012); c) SuperRATION (2012); d) DLG (2005); e) Rutzmoser und Horlacher (unveröffentlichtes Manuskript)

Die Sicherstellung der Vergleichbarkeit ist vor allem dann nötig, wenn Betriebe unterschiedliche Strategien in der Färsenaufzucht verfolgen (z. B. Auslagerung der Färsenaufzucht im Gegensatz zur vollständigen Aufzucht aller weiblichen Kälber auf dem Betrieb). Lagert ein Betrieb die Färsenaufzucht aus, so würden die damit verbundenen Emissionen nicht berücksichtigt, da sich die Tiere nicht im Betrieb befinden. Der entsprechende Betrieb hätte somit geringere Emissionen im Vergleich zu Betrieben mit eigener Färsenaufzucht. Des Weiteren muss berücksichtigt werden, dass die Erhebung der Daten nur für ein Jahr erfolgte. Dies kann zur Folge haben, dass die Anzahl an Kälbern oder Nachzuchtieren nicht mit den Tierzahlen übereinstimmt, welche laut Angabe von produktionstechnischen Daten wie Erstkalbealter oder Zwischenkalbezeit vorhanden sein müssten.

Die Anzahl der Kälber pro Kuh und Jahr wird anhand der Zwischenkalbezeit sowie der Kälberverluste berechnet (Formel 3-9). Des Weiteren wird angenommen, dass ein Teil der Milchkühe zeitnah nach dem Abkalben die Herde verlässt (z. B. aufgrund von Mastitis oder Verletzungen). Dabei ersetzt eine Jungkuh bereits am Anfang der Laktation die abgehende Milchkuh. Die abgehende Milchkuh und die Jungkuh liefern ein Kalb. In diesen Fällen kann es auftreten, dass zwei Kälber pro Kuhplatz und Jahr anfallen. Dies wird durch einen Index in der Berechnung der Kälberzahl pro Kuh und Jahr berücksichtigt

Formel 3-9

$$K \text{ (Anzahl)} = \left(\frac{365 \text{ (Tage)}}{\text{Zwischenkalbezeit (Tage)}} + \text{Remontierungsrate} \frac{(\%)}{100} \cdot \text{Index} \right) \cdot (1 - \text{Kälberverluste} (\%)/100)$$

mit: K = Anzahl der resultierenden Kälber pro Kuh und Jahr

Die Anzahl der zur Nachzucht benötigten Kälber (K_{NZ}) ergibt sich aus der Angabe der Remontierungsrate des modellierten Betriebs (Formel 3-10).

Formel 3-10

$$K_{\text{NZ}} \text{ (Anzahl)} = \text{Remontierungsrate} (\%)/100$$

mit: K_{NZ} = Anzahl der zur Nachzucht benötigten Kälber

Die nicht zur Nachzucht benötigten weiblichen Kälber stehen für die Färsenmast zur Verfügung (Formel 3-11).

Formel 3-11

$$K_{\text{FM}} = (K \cdot 0,5) - K_{\text{NZ}}$$

mit: K_{FM} = Anzahl Kälber zur Färsenmast

K = Anzahl Kälber pro Kuh und Jahr; Annahme: 50 % der Kälber sind weiblich

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass 50 % der Kälber weiblich sind. Überschreitet jedoch die Anzahl der zur Nachzucht benötigten Kälber die zur Verfügung stehenden weiblichen Kälber, so wird der fehlende Teil von zur Bullenmast bei Zweinutzungsrasen (z. B. Fleckvieh) bzw. von zur Bullen- und Kälbermast bei Milchspezialrasen (z. B. Holstein-Friesian) zur Verfügung stehender Kälber abgezogen (Formel 3-12).

Formel 3-12

$$K_{\text{BM}} \text{ (Anzahl)} = 0,5 \cdot \begin{cases} K \text{ (Anzahl)} \cdot 0,5 & \text{falls } K_{\text{NZ}} \text{ (Anzahl)} < K \text{ (Anzahl)} \cdot 0,5 \\ K \text{ (Anzahl)} - K_{\text{NZ}} \text{ (Anzahl)} & \text{falls } K_{\text{NZ}} \text{ (Anzahl)} \geq K \text{ (Anzahl)} \cdot 0,5 \end{cases}$$

mit: K_{BM} = Anzahl der Kälber zur Bullenmast

K = Anzahl Kälber pro Kuh und Jahr

K_{NZ} = Anzahl der zur Nachzucht benötigten Kälber; Annahme: 50 % der Kälber sind weiblich

* nur bei Milchspezialrasse: 50 % der männlichen Kälber gehen in die Bullenmast und 50 % gehen in die Kälbermast

3.2 Molkerei

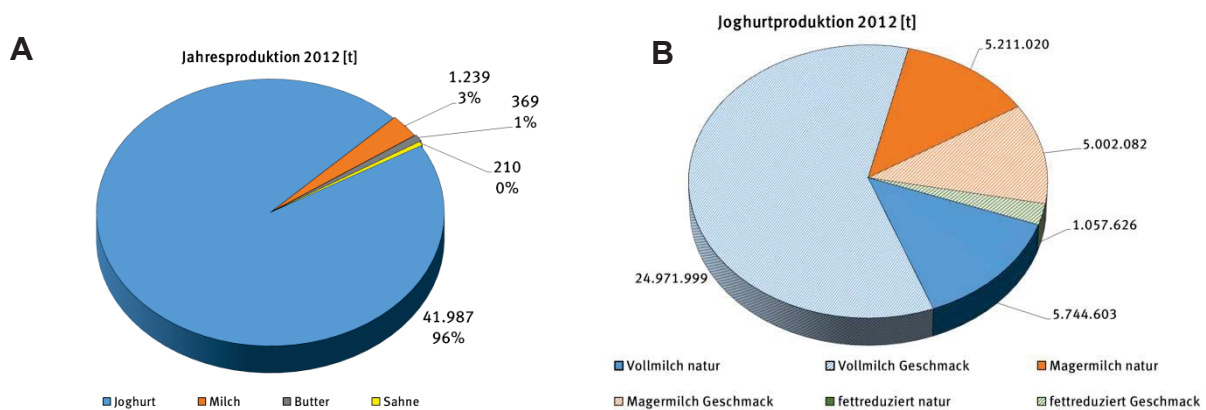
Anhand einzelner Milchprodukte sollten die für die Milchproduktion auf den Modellbetrieben errechneten Emissionen pro Liter Milch um die Emissionen aus der Weiterverarbeitung ergänzt werden, um beispielhaft die gesamte Wertschöpfungskette abbilden zu können. Hierfür konnte eine Genossenschaftsmolkerei im Alpenraum für die Zusammenarbeit gewonnen werden, die die Produktions- und Verbrauchsdaten für das Jahr 2012 zur Verfügung gestellt hat. Die Molkerei stellt überwiegend Joghurtprodukte her (vgl. Abbildung 3-3). Die wichtigsten Eckdaten der Molkerei sind in Tabelle 3-6 dargestellt, weitere Angaben, z. B. zum Energieverbrauch, finden sich in Anhangtabelle C-1. Abbildung 3-3 zeigt die Anteile der Hauptprodukte an der Gesamtproduktion der Molkerei bzw. die Anteile der verschiedenen Joghurtprodukte an der Joghurtproduktion.

Anders als im restlichen Teil der Verfahrenskette werden für die Molkerei keine NH₃- und Nitratausträge, sondern lediglich die Treibhausgasemissionen betrachtet. Mit dem Begriff Emissionen sind daher in diesem Bericht im Zusammenhang mit der Molkerei immer Treibhausgasemissionen gemeint.

Tabelle 3-6: Rohmilchverbrauch der betrachteten Genossenschaftsmolkerei im Jahr 2012

	Menge [kg·a ⁻¹]	Anteil [%]	Transportentfernung [km]
Verarbeitete Milchmenge	51 548 992		
von Mitgliedslandwirten	44 746 291	87 %	15
Zukauf von außerhalb der Genossenschaft	6 802 701	13 %	28–250

Abbildung 3-3: Prozentuale Verteilung der Hauptprodukte an der Gesamtproduktion (A) bzw. in der Joghurtproduktion (B) für die betrachtete Molkerei im Jahr 2012



Für die Molkerei stehen Jahresverbräuche an Energie und Betriebsmitteln zur Verfügung. Um die Zuordnung zu einzelnen Produkten (Milch, Joghurt, Sahne, Butter etc.) oder Prozessschritten durchzuführen, wurde ein Bilanzierungsansatz der International Dairy Federation (IDF) angewendet. Dieser Ansatz wird im Kapitel 3.2.2.1 erläutert. Als Systemgrenze für die Berechnungen wurde das fertige Produkt (Bilanzierungsgrenze Molkerei-Tor) angesetzt. Für einzelne Szenarien wurde jedoch auch die Distribution der Produkte, also der Transport von der Molkerei in den Lebensmitteleinzelhandel, betrachtet.

3.2.1 Datengrundlagen

3.2.1.1 Produktions- und Verbrauchsmengen

Für die Berechnungen wurde die Produktionsstatistik für das Jahr 2012 von der Molkerei zur Verfügung gestellt, in der für jedes Produkt auch die verschiedenen Gebindevarianten (Becher-/Eimergrößen, Einzelbecher bzw. 2er- oder 8er Pack etc.) detailliert mit Anzahl und Gewicht der benötigten Verpackungskomponenten dokumentiert ist. So konnte für diese Emissionsquelle eine produktspezifische Berechnung durchgeführt werden. Für den Energie- und Reinigungsmittelverbrauch konnten lediglich Gesamtjahressummen übermittelt werden (ebenfalls für 2012). Ebenso für den Bedarf an Fruchtzubereitungen. Hier musste eine Allokation auf die verschiedenen Produkte vorgenommen werden (s. Kapitel 3.2.2)

Die Herkunft der verarbeiteten Rohmilch wurde von der Molkerei aufgeschlüsselt. Aufgrund der hohen Auslastung muss die Molkerei 13 % der Milch zukaufen, z. T. aus bis zu 250 km weit entfernten Molkereien. Für

die genossenschaftseigenen Milchwagen lag der Dieserverbrauch vor, für die Zukaufmilch die vom jeweiligen Lieferanten angelieferte Menge sowie die Transportdistanz.

Jahresmengen zu Abwasser, Plastik- und Kartonagenabfall sind ebenfalls erfasst.

3.2.1.2 Emissionsfaktoren

Die verwendeten Emissionsfaktoren für die Vorketten sowie den Transport der Rohmilch, der Betriebsmittel und des fertigen Produkts, stammen aus der Ecoinvent-Datenbank (Ecoinvent 2007). Lediglich für den Erdbeeranbau wurde auf zusätzliche Studien zurückgegriffen (s. Kapitel 3.2.2.2).

3.2.2 Modellierung

3.2.2.1 Allokation

Um über die Treibhausgasemission der Gesamtproduktion hinaus auch produktbezogene Aussagen treffen zu können, müssen die Emissionsquellen anteilig auf die einzelnen Produkte/Produkttypen (Milch, Joghurt, Sahne, Butter) verteilt werden, die sich jedoch im Verarbeitungsgrad z. T. deutlich unterscheiden. Allerdings liegen in einer Vielzahl von Fällen nur Gesamtverbräuche für die komplette Produktion vor, wie dies auch im vorliegenden Projekt der Fall war. Feitz et al. (2007) haben eine molkereichspezifische Allokationsmatrix entwickelt, die es erlaubt, diese Gewichtung selbst bei fehlenden Detaildaten auf Prozessebene auch für Molkereien mit einer breiten Produktpalette vorzunehmen. Dieses Vorgehen wurde 2010 von der International Dairy Foundation aufgegriffen (IDF 2010) und hat sich seither bei der Bilanzierung von Milchprodukten international etabliert, was auch eine gewisse Vergleichbarkeit der verschiedenen Studien gewährleistet. Aus diesem Grund wurde auch im vorliegenden Projekt auf die IDF-Methodik zurückgegriffen. Da die Molkerei zudem größtenteils Joghurt produziert (96 % der Gesamtproduktion, s. Tabelle 3-6), ist sowieso ein Großteil der Emissionen diesem Produktzweig zuzuschreiben, d. h. der Fehler durch nicht-produktspezifische Verbrauchsdaten und in der Folge ungenaue Allokation auf die einzelnen Produkte ist vergleichsweise gering.

Tabelle 3-7: Auf Basis der in der untersuchten Molkerei vorliegenden Rohmilch- und Produktzusammensetzung angepasste Feststoffkonzentrationsfaktoren zur Ermittlung des Rohmilchbedarfs (Berechnung analog zu Feitz et al. 2007)

	Feststoff- allokationsfaktor
Vollmilchjoghurt natur	1,15
Biovollmilchjoghurt natur	1,10
Magermilchjoghurt natur	0,87
Biomagermilchjoghurt natur	0,76
Frischmilch	1,00
Frischmilch Bio	1,03
Frischmilch teilentrahmt	0,84
Butter	7,06
Butter Bio	7,06
Joghurtbutter	6,15
Frischsahne	3,35

Die Allokation erfolgt in zwei Schritten: Die Aufteilung der Rohmilch - und damit verbunden auch des Rohmilchtransports - auf die einzelnen Produkttypen erfolgt auf Basis des Feststoffanteils der einzelnen Produkte im Vergleich zur Rohmilch. Über das Verhältnis des Anteils im Produkt zu dem in der Rohmilch wird der sog. produktspezifische Feststoffkonzentrationsfaktor abgeleitet (Anhangtabelle C-2).

Da sich die in der untersuchten Molkerei hergestellten Produkte in der Zusammensetzung der Feststoffe von den bei Feitz et al. (2007) verwendeten unterschied, wurden die Allokationsfaktoren für die Rohmilchzuteilung angepasst (Tabelle 3-7; Anhangtabelle C-3), um so die tatsächlichen Stoffströme in der Molkerei besser abbilden zu können. Die Berechnung erfolgte analog zu oben beschriebenem Ansatz.

Für die Ermittlung der Allokationsfaktoren der weiteren Betriebsmittel wie Frischwasser, Energie und Chemikalien oder auch Abwasser wurden durch Feitz et al. (2007) neben der verfügbaren Literatur die Prozessdaten von 17 Molkereien mit vergleichbarer Prozesstechnik ausgewertet, um für einzelne Molkereiprodukte die Ressourceneffizienz zu ermitteln. Anschließend erfolgte auf Basis der physiko-chemischen Eigenschaften eine Normierung auf Milchpulver, so dass sich die in Tabelle 3-8 dargestellte Allokationsmatrix ergab. Für Milchpulver beträgt der Allokationsfaktor (AF) demzufolge für alle Betriebsmittel 1.

Tabelle 3-8: Molkereispezifische physiko-chemische Allokationsmatrix mit Produktallokationsfaktoren (im Verhältnis zu Milchpulver)

	Rohmilch	Rohmilchtransport	Wasserverbrauch	Elektrizität	Heizöl	Laugen	Säuren	Abwasser
Milchpulver	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Milch	0,14	0,14	0,15	0,14	0,03	0,08	0,01	0,15
Joghurt	0,16	0,16	0,28	0,86	0,11	0,08	0,01	0,28
Butter	0,88	0,88	0,40	0,36	0,17	0,10	0,50	0,40
Sahne	0,47	0,47	0,15	0,14	0,03	0,08	0,01	0,15

Die prozentuale Allokation der Rohmilch bzw. eines Betriebsmittels auf ein bestimmtes Produkt berechnet sich im zweiten Schritt aus dessen jährlicher Produktionsmenge multipliziert mit dem jeweiligen Feststoffkonzentrations- bzw. Allokationsfaktor des Produkts für die Rohmilch bzw. dieses Betriebsmittel und anschließend dividiert durch das Summenprodukt aller Produkte und ihrer spezifischen Feststoffkonzentrations- bzw. Allokationsfaktoren (Formel 3-13). In der folgenden Formel ist AF im Falle der Rohmilch- und des Rohmilchtransports durch den Feststoffkonzentrationsfaktor zu ersetzen.

Formel 3-13

$$\text{Allokation}(\%)_i = \frac{\text{Produktionsmenge}_i \cdot \text{AF}_{i1}}{\sum_{ij} \text{Produktionsmenge}_{ij} \cdot \text{AF}_{ij}}$$

- mit:
- Allokation(%)_i = prozentuale Allokation des Einzelprodukts i auf gesamte Emission des betrachteten Betriebsmittels bzw. des Rohmilchbedarfs und -transports
 - Produktionsmenge_i = jährliche Produktionsmenge des Einzelprodukts i
 - AF_{i1} = Allokationsfaktor bzw. Feststoffkonzentrationsfaktor für Einzelprodukt i für betrachtetes Betriebsmittel bzw. Rohmilchbedarf/-transport
 - Index ij = Berechnung des Summenprodukts für alle Einzelprodukte i der Molkerei

Anschließend wird die dem Produkt zuzuweisende Emissionsmenge durch Multiplikation dieses Prozentwerts mit den Jahresemissionen aus Rohmilchproduktion/-transport bzw. des fraglichen Betriebsmittelverbrauchs errechnet.

Anhand der angepassten Feststoffkonzentrationsfaktoren, der Allokationsmatrix in Tabelle 3-8 sowie der durch die Molkerei angegebenen Produkt- und Verbrauchsstatistik konnten die Treibhausgasemissionen für die verschiedenen Produktlinien berechnet werden (Kap. 4.2.2).

3.2.2.2 Fruchtzusätze

Ein Großteil der in der betrachteten Molkerei produzierten Joghurts sind Fruchtjoghurts (vgl. Abbildung 3-3). Insgesamt werden knapp 5 Millionen Tonnen Fruchtzusätze pro Jahr verarbeitet (vgl. Anhangtabelle C-1). Der Anteil der Fruchtzubereitung an den Endprodukten beträgt zwischen 12 und 20 %, der reine Fruchtgehaltanteil zwischen 1 und 8,5 %. In der Literatur sind derzeit keine Daten zu den Treibhausgasemissionen von Fruchtzubereitungen für die Joghurtherstellung verfügbar. Zwar haben einige Molkereien im Rahmen ihrer Nachhaltigkeitsberichte bzw. der Umweltzertifizierung die Emissionen ihrer Fruchtzubereitungen ermitteln lassen (z. B. Andechser Molkerei Scheitz 2011, Zentis 2013), die Ergebnisse sind jedoch nicht öffentlich zugänglich, nicht zuletzt aufgrund großer Unsicherheiten bzw. der hohen Varianz beim Anbau der einzelnen Früchte (Kern 2013).

Für die hier durchgeführte Modellierung wurden beispielhaft die Treibhausgasemissionen der Herstellung von Erdbeerfruchtzusatz ermittelt, auf Basis der Angaben eines Marmeladenherstellers zum Herstellungsverfahren (Kern 2013). Hierzu wurde auf Literaturergebnisse zu den Emissionen des Erdbeeranbaus zurückgegriffen (Mordini et al. 2009, PCF-Projekt 2009, Warner et al. 2010) und ein Wert von $0,35 \text{ kg CO}_2\text{äq} \cdot \text{kg}^{-1}$ Erdbeeren verwendet, der in etwa die Anbaubedingungen in Spanien widerspiegelt (Mordini et al. 2009, PCF-Projekt 2009). Als weitere Prozesse für die Weiterverarbeitung zu Marmelade/Fruchtzubereitung wurden vereinfachend lediglich Tiefkühlung (für den Transport der Erdbeeren zum Verarbeiter in Österreich), Zuckerrübenanbau und Zuckerherstellung, Erhitzen/Kochen sowie die jeweils anfallenden Transporte berücksichtigt. Tiefkühlung und Kochen wurden auf Basis der Wärmekapazität von Wasser bzw. Zucker sowie den entsprechenden Ecoinvent-Faktoren für den Energieaufwand beim Kühlen bzw. Erhitzen berechnet. Die Transporte (Anbaugebiet Spanien - Marmeladenhersteller Österreich – Molkerei) wurden ebenfalls mithilfe von Ecoinvent-Emissionsfaktoren berechnet. Insgesamt ergaben sich so Treibhausgasemissionen in Höhe von $0,77 \text{ kg CO}_2\text{äq} \cdot \text{kg}^{-1}$ Erdbeerfruchtzubereitung (Fruchtanteil 67 %). Die wichtigsten Annahmen für die Berechnung sind in Anhangtabelle C-4 zusammengestellt.

3.2.2.3 Verpackung

Die betrachtete Molkerei verwendet bei den Joghurts ausschließlich Einwegverpackungen, zum überwiegen- den Teil aus Kunststoff (125 bzw. 500 g Becher: PS; 5 kg Eimer: PP). Lediglich die Premiumprodukte, die jedoch nur eine kleine Menge ausmachen und als 125 g-Gebinde verkauft werden, werden in Einweggläser abgefüllt. Beispielhaft für die 500 g-Größe wurde abgeschätzt, wie sich die Verwendung von Mehrwegglas auf die Treibhausgasemissionen je kg Produkt auswirken. Für kleinere Gebinde (z. B. 125 g) sind Mehrweg- systeme zumindest in Deutschland nicht verbreitet. Im Vergleich zum Einweg-PS-Becher sind bei der Glas- Mehrwegvariante neben der Glasherstellung erhöhte Emissionen bei der Distribution in den Lebensmitte- leinzelhandel (höheres Gewicht im Vgl. zu PS und damit auch u. U. geringere Produktmenge je LKW) sowie aus dem Rücktransport der leeren Gläser zur Molkerei zu berücksichtigen, ebenso wie zusätzliche Emissio- nen für die Glasreinigung. Allerdings ist damit zu rechnen, dass bei weit von der Molkerei entfernten Ver- kaufspunkten nicht der gesamten Weg zur Molkerei für den Rücktransport angesetzt werden muss, sondern dass sich diese durch die Teilnahme an einem Mehrwegpool (standardisierte Gläser) deutlich reduzieren lässt. Um diesem Effekt Rechnung zu tragen, wurden drei Varianten berechnet mit angenommenen Rück- transporten über:

- a) 500 km (= gesamte Entfernung Molkerei – Lebensmitteleinzelhandel),
- b) 200 km und
- c) 50 km.

Für den Energiebedarf und den Chemikalienverbrauch bei der Gläserreinigung konnten keine Angaben er- mittelt werden. Diese wurden zwar in einer Reihe von Studien berechnet (Umweltbundesamt 2000a, 2000b, 2002a, 2002b, Ifeu 2008), jedoch wurde weder das Berechnungsverfahren erläutert, noch der Wert für die Reinigung isoliert dargestellt: Diese wird i. A. bei den Emissionen der Abfüllung subsummiert. Daher wird hier auf die Berechnungen von Hoerr (2009) zurückgegriffen, der für die Flaschenweinabfüllung den Bedarf an Heizenergie, Strom und Chemikalien ermittelt hat. Diese und die weiteren Annahmen sind in Anhangta- belle C-5 beschrieben.

3.2.2.4 Distribution

Der Anteil der Distribution an den Gesamtemissionen eines Joghurts im Supermarktregal wurde für 50, 200 und 500 km Distanzen von der Molkerei zum Lebensmitteleinzelhandel (LEH) berechnet. Hierbei wird un- terstellt, dass lediglich bei der Variante mit 50 km eine direkte Belieferung des LEH durch die Molkerei in kleinen LKW bis 16 t stattfindet. Bei größeren Entfernungen erfolgt nach Auskunft der Molkerei zunächst ein Transport mit großen LKW (> 32 t) zu sog. Plattformen, von denen aus der LEH in der Umgebung mit kleinen LKW beliefert wird. In den Berechnungen werden daher bei den Varianten mit 200 und 500 km die letzten 50 km mit einem kleinen LKW angesetzt.

3.3 Datenerhebung für Modellbetriebe

Die Datenerhebung erfolgte mithilfe eines Fragebogens, der zusammen mit dem Betriebsleiter ausgefüllt wurde. Dieser Fragebogen bildete die Datengrundlage für die Modelldaten. Da nicht immer alle Parameter genau übernommen werden konnten bzw. Daten aus den Vorjahren implementiert werden mussten, sind Einzeldaten zur Eingabe in die Modellstruktur angepasst worden.

Die Auswahl der Milchvieh- und Marktfruchtbetriebe (vgl. Tabelle 3-9 und Tabelle 3-10) für die Ableitung der Betriebsmodelle stellt eine Spreizung der möglichen Produktionsformen und naturräumlichen Gegeben- heiten für Milchproduktion und Marktfruchtbau in Deutschland dar. Sie sind daher nicht notwendigerweise typisch für Milchproduktion und Marktfruchtbau in Deutschland oder für ihre jeweiligen Regionen.

3.3.1 Ausgewählte Milchviehbetriebe

Grundlage für das Betriebsmodell MV1 ist ein Milchviehbetrieb im südlichen Schwarzwald auf etwa 900 m NHN mit 80 % Vorderwälder-Vieh und 20 % Rotem Höhenvieh, einer durchschnittlichen Milchleistung von 5 195 kg ECM·a⁻¹ und einer Lebensdauer von 3,2 Laktationsperioden. Die Herde umfasst 47 Milchkühe zzgl. Nachzucht. Die wesentliche Futtergrundlage dieses Betriebs ist Weide (im Sommer) und Grassilage sowie Heu (im Winter) mit Ergänzung von Gerste, Hafer und Triticale aus eigener Ackerfläche. Die Dauergrünlandfläche beträgt 43 ha, hiervon sind 10 ha Weide. Die Ackerfläche beträgt 4,5 ha. Zukauffutter (i. w. Milchleistungsfutter) hat nur einen sehr geringen Anteil an der Fütterung.

Betriebsmodell MV2 beruht auf einem Milchviehbetrieb in Südtirol mit einer Herde von 151 Holstein-Friesian Milchkühen zzgl. Nachzucht, einer durchschnittlichen Leistung von 9 322 kg ECM·a⁻¹ in ganzjähriger Stallhaltung und einer Lebensdauer von 2,4 Laktationsperioden. Futtergrundlage des Betriebs ist im Wesentlichen Maissilage, Grassilage, Körnermais und Luzerneheu. Der Betrieb wirtschaftet größtenteils flächenunabhängig; Ackergrundfutter wird in der Po-Ebene produziert und über 250 km zum Betrieb transportiert.

Betriebsmodell MV3 basiert auf einem Milchviehbetrieb im baden-württembergischen Allgäu mit einem Herdenbestand von 48 Braunviehkühen zzgl. Nachzucht mit einer durchschnittlichen Herdenleistung von 8 820 kg ECM·a⁻¹, einer Lebensdauer von 2,9 Laktationsperioden und einer rein grünlandbasierten Grundfuterzeugung (Grünschnitt, Weide, Heu, Grassilage von 30 ha Dauergrünland und 2 ha Weide) sowie Zukauf von Gras- und Maiscobts und Milchleistungsfutter.

Ein Milchviehbetrieb am Niederrhein mit 55 Holstein-Friesian-Kühen zzgl. Nachzucht, einem sehr hohen Herdendurchschnitt von 11 848 kg ECM·a⁻¹ und einer Lebensdauer von 3,4 Laktationsperioden ist Grundlage für Betriebsmodell MV4. Die Futtergrundlage dieses Betriebs ist mit Silomais und Grassilage aus Ackergras überwiegend ackerbasiert. Geringere Anteile des Eigenfutters sind Weide und Heu von Dauergrünland.

Betriebsmodell MV5 beruht auf einem Betrieb in Mittelfranken mit 67 Fleckviehkühen zzgl. Nachzucht in ganzjähriger Stallhaltung und einer durchschnittlichen Herdenleistung von 8 496 kg ECM·a⁻¹ bei einer Lebensdauer von 2,7 Laktationsperioden. Futtergrundlage dieses Betriebs ist im Wesentlichen Gras- und Maissilage von betriebseigener Fläche.

Tabelle 3-9: Beschreibende Parameter der ausgewählten Milchviehbetriebe

Betriebsmodell		MV1	MV2	MV3	MV4	MV5
Milchleistung	kg ECM·a ⁻¹	5 195	9 322	8 820	11 848	8 496
Bestandsgröße	Anzahl Milchkühe	47	151	48	55	67
Rasse		VW ¹⁾ 80 % RHV ²⁾ 20 %	HF ³⁾	BV ⁴⁾	HF	FL ⁵⁾
Laktationsperioden		3,2	2,4	2,9	3,4	2,7
Haltung	Stallhaltung	Im Winter	Ganzjährige Stallhaltung	ca. 9,5 Monate Stallhaltung	ca. 7 Monate Stallhaltung im Winterhalbjahr	Ganzjährige Stallhaltung
	Weide	Im Sommer Ganztags-weide	Keine Weidehaltung	2,5 Monate Weidehaltung	ca. 5 Monate Weidehaltung im Sommerhalbjahr	Keine Weidehaltung
Futtergrundlage (Grundfutter)	Eigen Zukauf	Weide und Grassilage	Grassilage Maissilage	Heu und Grassilage	Gras- und Maissilage	Gras- und Maissilage
Region		Schwarzwald	Südtirol	Allgäu	Niederrhein	Mittelfranken

1) Vorderwälder-Vieh 2) Rotes Höhenvieh 3) Holstein Friesian 4) Braunvieh 5) Fleckvieh; ECM: energiekorrigierte Milchmenge

In Anhangtabelle D-1, Anhangtabelle D-2 und Anhangtabelle D-3 ist eine detaillierte Zusammenfassung der wichtigsten Produktionstechnischen Parameter und Kennzahlen sowie der Rationszusammensetzung der modellierten Milchviehbetriebe dargestellt.

3.3.2 Ausgewählte Marktfruchtbetriebe

Grundlage für das Betriebsmodell GE1 ist ein Marktfruchtbetrieb am Übergang von Mittelrhein zu Niederrhein mit 173 ha Ackerfläche auf Lößboden mit hohem Ertragspotential (65–91 Bodenpunkte), 839 mm Jahresniederschlag und 10,3 °C durchschnittlicher Jahrestemperatur. Der Schwerpunkt dieses Betriebs liegt auf dem Anbau von Winterweizen in Backweizenqualität, Wintergerste als Futtergetreide, Winterraps und Zuckerrüben. Die Grundbodenbearbeitung wird mit Ausnahme von Winterraps (Mulchsaat) mit dem Pflug durchgeführt.

Die Basis für Betriebsmodell GE2 stellt ein Marktfruchtbetrieb in Mittelfranken mit 194 ha Ackerfläche auf Muschelkalkböden (2/3 Parabraunerden und 1/3 Pelosol) mit mittlerem Ertragspotential (55–62 Bodenpunkten), 693 mm Jahresniederschlag und 8,7 °C Jahresdurchschnittstemperatur dar. Dieser Betrieb baut ebenfalls hauptsächlich Winterweizen, Winterraps, Wintergerste und Zuckerrüben, ergänzend auch Erbsen an. Die Grundbodenbearbeitung wird nicht wendend (mit Grubber oder Parapflug) durchgeführt.

Betriebsmodell GE3 basiert auf dem Betriebszweig Marktfruchtbau mit 2 920 ha Ackerfläche eines großen Genossenschaftsbetriebs in Brandenburg. Das Ertragspotential dieser Flächen ist mit 25–35 Bodenpunkten gering. Die durchschnittlichen Jahresniederschläge liegen bei 586 mm, die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 9,3 °C. Schwerpunkt dieses Betriebs ist der Anbau von Winterroggen, Silomais, Winterraps und CCM. Die Grundbodenbearbeitung wird entweder wendend (mit Pflug) oder nicht wendend (Mulchsaat) durchgeführt.

Tabelle 3-10: Beschreibende Parameter der ausgewählten Marktfruchtbetriebe

Betriebsmodell		GE1	GE2	GE3
Bodenpunkte		65–91	55–62	25–35
Betriebsgröße	ha	173	194	2 920
Jahresniederschläge	mm	839	693	586
Ertrag	t·ha ⁻¹	Ww ²⁾ : 8,9; Wg ³⁾ : 8,1	Ww: 7,5; Wg: 7,4	Kein Ww ²⁾ ; Wrog ⁵⁾ : 3,6; Wg ³⁾ : 4,1
Bodenbearbeitung		Pflug (Mulchsaat bei Winterraps)	nicht wendende Bodenbearbeitung (Bodenbearbeitung mit einem Parapflug oder Grubber)	Pflug / Mulchsaat
Qualitätsziel Getreide		Backweizen und Futtergerste	Backweizen und Futtergerste	Futtergetreide
Fruchtfolge		Zr ¹⁾ / Ww ²⁾ / Wg ³⁾ / Wr ⁴⁾	Ww ²⁾ / Wg ³⁾ / Wr ⁴⁾ / Zr ¹⁾ / Erbsen	Wrog ⁵⁾ / Wg ³⁾ / Wt ⁶⁾ / Sudangras / Silomais / Körnermais / Sonnenblumen / Wr ⁴⁾
Region		Mittelrhein/Niederrhein	Mittelfranken	Brandenburg

1) Zuckerrübe 2) Winterweizen 3) Wintergerste 4) Winterraps, 5) Winterroggen, 6) Wintertriticale

In der Anhangtabelle D-10 sind die wichtigsten Produktionstechnischen Parameter und Kennzahlen Marktfruchtbetriebe aufgeführt.

3.4 Szenarien zur Beurteilung von Minderungsmaßnahmen

3.4.1 Szenarien in Milchviehbetrieben

Zusätzlich zum Status quo wurden für jeden der Modellbetriebe ausgewählte Szenarien berechnet (Tabelle 3-11). Eine Zusammenfassung produktionstechnischer Parameter der Szenarien ist in Anhangtabelle D-5 bis Anhangtabelle D-9 dargestellt.

Tabelle 3-11: Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe

Maßnahme	Maßnahmenbereich		
	Produktionsintensität	Technik und Gebäude	Herdenmanagement
Intensivierung	MV1Int MV5Int		
Extensivierung	MV4Ext		
Steigerung der N-Effizienz aus WSD	MV1WD+ MV3WD+ MV4WD+	MV1WD+ MV3WD+ MV4WD+ MV1WDLa+ ¹ MV4(a)WD+	
Stall und Lager verbessert		MV1Sta+ MV3La+ MV4La+ MV4WDLa- ² MV4La+ ³	
Anzahl der Laktationen um 20 % erhöht			MV1Lakt+ MV2Lakt+ MV3Lakt+ MV4Lakt+ MV5Lakt+
Zwischenkalbezeit um 5 % verkürzt			MV1ZKZ- MV2ZKZ- MV3ZKZ- MV4ZKZ- MV5ZKZ-
Kälberverluste um 25 % verringert			MV5KälberZKZ-Lakt+ ⁴

1) Kombination der Szenarien ‚Steigerung der N-Effizienz aus WSD‘ und Lager verbessert

2) Anpassung von dem Ist Betriebe (MV4) auf die gesetzlichen Mindestanforderungen bei der Wirtschaftsdüngerabfuhr und Lagerung

3) Das Szenario MV4La+ bezieht sich auf das Szenario MV4WDLa-

4) Kombination der Szenarien ‚Kälberverluste um 25 % verringert‘, ‚Zwischenkalbezeit um 5 % verkürzt‘ und ‚Laktationszeit um 20 % verlängert‘

3.4.1.1 Maßnahmenbereich ‚Produktionsintensität‘

Intensivierung

Es erfolgt eine Intensivierung in Bezug auf die Einzeltierleistung (Milchleistung pro Kuh und Jahr). Dazu wird Betrieb MV1 (Zweintuzungsrasse Vorderwälder mit niedriger Einzeltierleistung und grünlandbasierter Fütterung) und Betrieb MV5 (milchbetonte Zweintuzungsrasse Fleckvieh, Gras- und Maissilage betonte Fütterung) ausgewählt.

Höhere Einzeltierleistungen sind mit höheren Ansprüchen an Energiekonzentration und Proteinqualität der Futtermittel verbunden. Daher geht die Erhöhung der Milchleistung mit einer Veränderung der Futtermittelzusammensetzung einher. Der veränderte Bedarf an Futtermitteln führt zu einer Änderung im Futterbau und dem damit verbundenem Einsatz an Produktionsmitteln.

Bei Betrieb MV1 wird ein Teil der Grassilage und Weide durch Maissilage ersetzt. Des Weiteren erhöht sich der Anteil an Kraftfuttermitteln.

Bei Betrieb MV5 wird die erhöhte Milchleistung durch erhöhte Grundfutteraufnahme (Gras- und Maissilage) sowie durch zusätzliche Kraftfuttergaben erzielt.

Extensivierung

Es erfolgt eine Extensivierung in Bezug auf die Einzeltierleistung (Milchleistung pro Kuh und Jahr). Dazu wird Betrieb MV4 gewählt. Aufgrund geringerer Milchleistung pro Kuh und Jahr sinkt die Anforderung an Energiekonzentration und Proteinqualität der Futtermittel. Dadurch sind eine Reduktion des Einsatzes von Kraftfuttermitteln sowie eine Veränderung der Grundfutterbasis (grünlandbasierter, mehr Grassilage, weniger Maissilage) möglich.

3.4.1.2 Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘:

Der Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘ umfasst Szenarien im Bereich Stall-, Wirtschaftsdüngerlagerung und verbesserter Ausbringeeffizienz. Diese wirken im Wesentlichen auf die Höhe der NH₃-Emissionen sowie im Falle verkürzter Wirtschaftsdüngerlagerdauer auf die Höhe der CH₄-Emissionen. Verminderte NH₃-Emissionen führen zu einer höheren Menge an pflanzenverfügbarem N. Diese wurden über geänderte Mineraldünger Aufwandmengen vollständig ausgeglichen.

Das Szenario ‚Stall‘ wurde auf Grundlage des Betriebs MV1 entwickelt. Das Maßnahmenbündel dieses Szenarios (MV1Sta+) besteht aus verkürzten Entmistungsintervallen in den Milchvieh-, Jungvieh- und Kälberställen sowie reduzierten Stroh-Einstreumengen. Diese Maßnahmen werden zum Teil erreicht, indem der Kälberstall aus Betrieb MV1 durch einen anderen Kälberstall mit anderem Entmistungssystem für ältere Kälber ersetzt wird, wodurch weniger Festmist, dafür mehr Gülle anfällt. Diese Maßnahme wirkt also direkt auf die Wirtschaftsdüngerlagerung aus (siehe Tabelle 3-12).

Tabelle 3-12: Maßnahmen im Stall

Betrieb	MV1	MV1Sta+
Milchviehstall	Warmstall; 47 Tierplätze in Hochboxen (Laufstall mit Gülle). Planbefestigt und Spalten vor dem Fressgitter.	wie MV 1
Entmistungsintervall in ... Tagen	0,3	0,1
Jungrinderstall	Warmstall: 27 Tierplätze Hochboxen (Laufstall mit Gülle)	wie MV 1
Entmistungsintervall in ... Tagen	30	7
Kälberstall	Einflächenbucht mit Tiefstreu (Festmistverfahren) mit Auslauf	KTBL-Standardstall nach BauKost (KA 02001) Je nach Alter Tiefstreu /Liegeboxen
Entmistungsintervall in ... Tagen (Einstreumenge)	14 (2 kg)	7 (1 kg)

Die Szenarien im Bereich Lager wurden auf Grundlage der Betriebe MV1, MV3 und MV4 entwickelt und in Betrieb MV1 mit technischen und Managementmaßnahmen zur verbesserten Wirtschaftsdüngerabfuhr

kombiniert (Szenario MV1WDLa+). Dieses Szenario besteht aus einer Kombination von Zeltdachabdeckung eines zuvor nicht abgedeckten Güllelagers, Verkürzung der durchschnittlichen Lagerdauer der Gülle von 182,5 Tagen auf 92 Tage und Verminderung der Anzahl der Güllehomogenisierungen von sechs auf vier pro Jahr. Durch die Verminderung der Anzahl der Güllehomogenisierungen wird die emissionsmindernde Schwimmschicht weniger häufig zerstört.

Die Verkürzung der Entmistungsintervalle hat Einfluss auf die Zeit in der die Ausscheidungen im Stall NH₃, N₂O und CH₄ emittieren. Der Austausch des Kälberstalls geht einher mit dem Ersatz eines strohbasierten Haltungsverfahrens für ältere Kälber durch Teilspaltenställe mit Liegeboxen. Hierdurch fällt weniger Festmist, dafür aber mehr Gülle an.

Die Maßnahmen im Lager auf Grundlage des Betriebs MV3 besteht in der Verminderung der Anzahl der Güllehomogenisierungen von 12 auf 4 in beiden vorhandenen Güllelagern und in der Zeltdachabdeckung des zweiten zuvor nicht abgedeckten Güllelagers. Die Lagerdauer der Jauche wurde von 182,5 Tagen auf 91,3 Tage reduziert. In Betrieb MV4 wurden ebenfalls zuvor nicht abgedeckte Güllelager mit Zeltdächern abgedeckt und ein weiteres Szenario auf Grundlage eine nach rechtlichen Mindestanforderungen wirtschaftenden Betriebs MV4 durchgeführt (Szenario MV4WDLa-), um das maximale Emissions-Minderungspotential in der Wirtschaftsdüngerlagerung aufzuzeigen (siehe Tabelle 3-13).

Tabelle 3-13: Maßnahmen im Wirtschaftsdüngerlager

Betrieb	MV1	MV1WDLa+	MV3	MV3La+	MV4	MV4La+	MV4WDLa	MV4La+
Güllelager 1								
Abdeckung	(Schwimm-schicht)	Zeltdach	Beton	Beton	ohne	Zeltdach	ohne	Zeltdach
Homogenisierungen pro Jahr	6	4	12	4	4	4	12	4
Lagerdauer	182,5	92	91,3	91,3	120	120	120	120
Güllelager 2								
Abdeckung			(Schwimm-schicht)	Zeltdach	ohne	Zeltdach	ohne	Zeltdach
Homogenisierungen pro Jahr			12	4	4	4	12	4
Lagerdauer			91,3	91,3	120	120	120	120
Festmistplatte								
Lagerdauer	365	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5	182,5
Jauchebehälter								
Abdeckung	Beton	Beton	Beton	Beton	ohne	ohne	ohne	Zeltdach
Lagerdauer	182,5	182,5	182,5	91,3	182,5	182,5	182,5	182,5

Auf Grundlage derselben Betriebe wurden die Szenarien zur effizienten Wirtschaftsdüngerabfuhr entwickelt.

Szenarien zur effizienten Wirtschaftsdüngerabfuhr umfassen ein Maßnahmenbündel aus verlustarmer Ausbringtechnik, verkürzten Einarbeitungszeiten und Ausbringung bei niedrigen Temperaturen. Im Szenario MV1WD+, ebenso wie das Szenario MV1WDLa+ mit einer Kombination von Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerabfuhr und -lagerung wurden für Ackerflächen Breitverteiler durch Schleppschlauch ersetzt und die Gülle innerhalb einer statt innerhalb vier Stunden eingearbeitet, sowie die Gülleabfuhr durchgehend bei 5 °C Umgebungstemperatur durchgeführt.

Im Grünland wurden in den Szenarien MV1WD+, MV1WDLa+ ebenso wie in Szenario MV3WD+ Gülleausbringung mit Breitverteiler durch Injektionsschlitzverfahren ersetzt und eine Ausbringung durchgehend bei 5 °C Umgebungstemperatur angenommen.

Für Szenario MV4WD+ verkürzt sich gegenüber dem Standardbetrieb MV4 lediglich die Einarbeitungszeit von innerhalb vier Stunden auf innerhalb einer Stunde und die Umgebungstemperatur bei Ausbringung reduziert sich von durchgehend 15 °C auf 5 °C. Da Betrieb MV4 mit dem Schleppschlauch schon verlustarme Ausbringtechnik einsetzt, wurde in dieser Variante die Ausbringtechnik nicht geändert.

Ebenso wie das Szenario zur Wirtschaftsdüngerlagerung auf Grundlage von MV4 wurde dem Szenario ‚effiziente WirtschaftsdüngerAusbringung‘ ein nach rechtlichen Mindestanforderungen wirtschaftender Betrieb MV4 gegenübergestellt, um das Minderungspotential der ‚effizienten WirtschaftsdüngerAusbringung‘ aufzuzeigen. Diese Variante (MV4WDLa-) unterscheidet sich von Betrieb MV4 durch die Gülleausbringung mit Breitverteiler und Einarbeitung innerhalb von vier Stunden statt Schleppschlauch (siehe Tabelle 3-14).

Tabelle 3-14: Maßnahmen in der WirtschaftsdüngerAusbringung

Betrieb	MV1	MV1WD+	MV3	MV3WD+	MV4	MV4WD+	MV4WDLa
Ackerland							
Ausbringtechnik	Breitverteiler	Schleppschlauch	-	-	Schleppschlauch	Schleppschlauch	Breitverteiler
Temperatur in °C	15 (teilweise 5)	5	-	-	15	5	15
Einarbeitung innerhalb ... Stunden	4	1	-	-	4 (teilweise ohne, im Bestand)	1 (teilweise ohne, im Bestand)	4
Grünland							
Ausbringtechnik	Breitverteiler	Schlitzverfahren, offener Schlitz	Breitverteiler	Schlitzverfahren, offener Schlitz	-	-	-
Temperatur in °C	5 (teilweise 10)	5	15	5	-	-	-

3.4.1.3 Maßnahmenbereich ‚Herdenmanagement‘

Im Bereich des Herdenmanagements wird untersucht, welchen Einfluss die Veränderung einzelner produktionstechnischer Parameter der Milchviehhaltung auf die Emissionen und die Organisationsstruktur des Betriebs haben.

Folgende Parameter werden untersucht: Anzahl der Laktationen der Milchkühe, Zwischenkalbezeit der Milchkühe und Kälberverluste.

Bei allen Betrieben werden Szenarien mit einer Erhöhung der Anzahl an Laktationen um 20 % berechnet. Diese Erhöhung der produktiven Lebenszeit der Milchkühe hat zur Folge, dass weniger Nachzuchttiere benötigt werden um den Bestand der Milchkühe konstant zu halten. Der Bedarf an Futtermitteln reduziert sich und es stehen mehr Kälber zum Verkauf zur Verfügung.

In weiteren Szenarien wird angenommen, dass die durchschnittliche Zwischenkalbezeit der Milchkühe um 5 % bei allen Betrieben sinkt. Eine Verringerung der Zwischenkalbezeit führt zu einer Erhöhung Anzahl der Kälber pro Kuh und Jahr. Durch die Annahme, dass die nicht zur Nachzucht benötigten Kälber verkauft werden, erhöht sich dadurch die Anzahl der verkauften Kälber an Rindermastverfahren. In einem weiteren Szenario erfolgt eine gemeinsame Veränderung der Anzahl der Laktationen (plus 20 %), Zwischenkalbezeit (minus 5 %) sowie von Kälberverlusten (minus 25 %). Dieses Szenario wird am Beispiel von Betriebsmodell

MV5 durchgeführt. Eine Verringerung der Kälberverluste führt zu einer Erhöhung der Anzahl der Kälber, welche für den Verkauf an Rindermastverfahren zur Verfügung stehen.

3.4.2 Szenarien in Marktfruchtbetrieben

Für die Marktfruchtbetriebe wurden ergänzend zum Status die folgenden Szenarien berechnet (Tabelle 3-15)

Tabelle 3-15: Kurzzeichen der Szenarien für die Marktfruchtbetriebsmodelle

Maßnahme	Maßnahmenbereich	
	Wirtschaftsdüngermanagement	Mineraldüngereffizienz
Wirtschaftsdüngermanagement nicht effizient	GE1WD- GE2WD- GE3WD-	
Wirtschaftsdüngermanagement effizient	GE1WD+ GE2WD+ GE3WD+	
Einsatz von N-Sensor		GE1NSens GE2NSens GE3NSens

3.4.2.1 Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement‘

In dem Szenario Wirtschaftsdüngermanagement werden die drei Marktfruchtbetriebsmodelle (Betrieb GE1, GE2 und GE3) mit einer Wirtschaftsdünger-Applikation erweitert. Es wird angenommen, dass die drei Marktfruchtbetriebe pro Jahr und Hektar ca. 20 m³ Schweinegülle oder Rindergülle düngen. Dem Stickstoffdüngewert der Gülle wird ein Emissionsfaktor (Düngeemissionsersatzwert) zugeordnet, um eine Bewertung der Emissionen für die Herstellung der Schweinegülle zu generieren (vgl. Kapitel 3.1.5).

Die Wirtschaftsdüngerausbringung der Szenarien GE1WD-, GE2WD- und GE3WD- richtet sich nach den rechtlichen Mindestanforderungen. Für das Szenario GE1WD- bedeutet dies z. B., dass nach der Getreideernte 15 m³ Schweinegülle mit einem Breitverteiler auf die Getreide- oder Rapsstoppeln bzw. auf das gehäckselte Stroh ausgebracht und innerhalb von 4 Stunden eingearbeitet wird. Für die Düngung der Zuckerrüben wird eine Wirtschaftsdüngerausbringung mit Breitverteiler vor der Aussaat und einer Einarbeitung innerhalb vier Stunden veranschlagt. Im Szenario WD+ wird die Schweinegülle im Frühjahr zum Getreide und zum Raps mit dem Schleppschlauchverfahren in den bestehenden Bestand (unterhalb der Vegetation) ausgebracht. Durch die Verringerung der Ammoniakverluste steht mehr Stickstoff zur Pflanzenernährung zur Verfügung und ersetzt Mineraldünger. Eine Zusammenfassung der Annahmen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung ist in Tabelle 4-2 aufgeführt.

3.4.2.2 Maßnahmenbereich ‚Mineraldüngereffizienz‘

In dem Szenario Mineraldüngereffizienz wird davon ausgegangen, dass die Düngeapplikation über eine teilflächenspezifische Ausbringtechnik erfolgt. Aus der erhobenen Literatur geht hervor (Dabbert und Kilian 2002, Ehlert und Brunsch 2008, Werner 2003), dass hierdurch je nach Standort eine Stickstoffeffizienzsteigerung von 5–10 % möglich ist. Bei den drei Marktfruchtbetrieben wird (Betrieb GE1, GE2 und GE3) die bestehende Düngeapplikationstechnik in den Szenarien um eine teilflächenspezifische Applikationstechnik erweitert. Die Menge des applizierten Stickstoffes wird bei gleichbleibendem Ertrag um 10 % vermindert. Um konservativ zu rechnen, wurden weitere Faktoren wie eingesparte Überfahrten, höhere Erträge (0–5 % Mehrertrag), Lagervermeidung bzw. höhere Druschleistung und weniger Düngertransportfahrten nicht berücksichtigt. Die teilflächenspezifische Applikationstechnik wird für Getreide und Raps angenommen. Daraus ergibt sich für Betrieb GE1 eine Einsatzfläche von 138 ha (80% der Betriebsfläche), für Betrieb GE2

eine Fläche von 151 ha (78% der Betriebsfläche) und für Betrieb GE3 eine Fläche von 1570 ha (54% der Betriebsfläche).

3.5 Typologie der deutschen Landwirtschaft

3.5.1 Datengrundlagen

Durch die Typisierung werden standortspezifische, ökonomische und soziale Determinanten der Landwirtschaft zu wenigen, möglichst homogenen Einheiten zusammengeführt. Zu den Kriterien zählen:

- **Naturräumliche Ausstattung:** Böden, Klima, Relief (anhand von GIS-gestützten Datenanalysen auf Basis von am Thünen-Institut verfügbaren, bundesweiten Datensätzen)
- **Landschaftsstrukturelle Ausstattung:** Anteil von landwirtschaftlicher Nutzfläche und Wald an der Gesamtfläche. Eine Einbeziehung der Schlaggrößenstruktur ist nicht möglich, da sie in der Agrarstatistik nicht erfasst ist.
- **Agrarstruktur:** Acker-/Grünlandflächenverhältnis, Viehbestandsdichten, Verteilung der Flächennutzung und Tierhaltung nach Betriebsformen (Fokus auf Marktfruchtanbau und Milchproduktion) sowie Betriebs- und Bestandsgrößenstrukturen, ggf. Betriebs- und Organisationsformen.

Die vorzunehmende Abgrenzung hängt von der Verfügbarkeit von agrarstatistischen Daten ab. Grundlage für die nachfolgenden Analysen der Agrarstruktur mit Hilfe kartographischer Darstellungen bilden die Daten der Agrarstrukturerhebung des Jahres 2010, wie sie im Rahmen der Publikationen der statistischen Ämter zu Verfügung stehen. Darüber hinaus werden Daten aus einer Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch das Thünen-Institut mit einer tieferen, regionalen Disaggregation auf Gemeindeebene (ohne Differenzierung nach Betriebstypen) sowie einer Sonderauswertung von EUROSTAT auf Ebene von Regierungsbezirken bzw. Bundesländern (mit Differenzierung nach Betriebstypen) für das agrarökonomische Modell CAPRI für das Jahr 2007 herangezogen. Hinzu kommen ausgewählte, zu Betriebsgruppen und Regionen aggregierte Daten aus dem deutschen Testbetriebsnetz, ebenfalls für das Jahr 2007. Die Daten der beiden Sonderauswertungen geben die Summe der in der Agrarstrukturerhebung im Jahr 2007 für den deutschen Agrarsektor erfassten Merkmale wieder und repräsentieren daher den Agrarsektor und regionale bzw. nach Betriebstypen vorgenommene Schichtungen. Dagegen beruhen die Testbetriebsnetzdaten auf einer Stichprobe, daher sind diese Daten für einzelne Regionen und/oder Betriebstypen nur bedingt repräsentativ.

3.5.2 Boden-Klima-Räume (BKR) als abgestimmte, regionale Abgrenzung

Die Typologie wird auf der Grundlage und in Abstimmung mit bestehenden Klassifikationen erstellt. Hierzu zählen insbesondere die Boden-Klima-Räume (BKR) für die Bundesrepublik Deutschland (Roßberg et al. 2007; Graf et al., 2009): Diese Abgrenzung wurde anhand der Winterweizen-Ertragsregionen des Bundesortenamts entwickelt und stellt eine im Konsens zwischen Länderbehörden erstellte, naturräumliche und agrarstrukturelle Abgrenzung für das gesamte Bundesgebiet dar. Ergebnis sind 50 auf Grundlage von Bodengüte und Niederschlagsverhältnissen abgegrenzte Gebiete.

Diese Abgrenzung wurde bereits in einem Projekt im Auftrag der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für die Beschreibung der naturräumlichen Bedingungen, der regionalen Agrarstrukturen und der Verteilung verschiedener Spezialisierungen der Landwirtschaftsbetriebe verwendet (Osterburg und Runge, 2007; S. 110 ff. sowie 146 ff.). Die Arbeiten für die LAWA erfolgten auf Basis der Gebietszuordnungen von Roßberg et al. (2007). Für die Auswertungen wurde die aktualisierte, von Graf et al. (2009) vorgestellte Gebietsabgrenzung der BKR verwendet.

3.5.3 Betriebstypen: Datenverfügbarkeit

Ziel der Typologie soll es sein, die Stickstoffflüsse genauer abzubilden. Die betrieblichen Stickstoffflüsse werden durch das Anbauprogramm, die Tierhaltung und das Düngungs- und Wirtschaftsdüngermanagement

bestimmt. Die Stickstoffflüsse auf Landschaftsebene werden durch die naturräumlichen Klima- und Bodenverhältnisse bestimmt. Für die Abbildung von Stickstoffflüssen auf Betriebsebene liegen keine vollständigen statistischen Daten vor, insbesondere fehlen einzelbetriebliche Daten zum Einsatz von Mineraldünger, zu Wirtschaftsdüngerim- und exporten und zum Einsatz von anderen organischen Düngemitteln wie Klärschlamm und Kompost. Eine Prüfung, ob eine ausgewählte Betriebstypologie zu besonders homogenen Ergebnissen für die Abbildung der betrieblichen Stickstoffflüsse führt, ist daher nicht möglich. In den verfügbaren Betriebsdaten der Agrarstatistik kann lediglich die Viehbesatzdichte als wichtiges Merkmal zur Beschreibung der Stickstoffflüsse berücksichtigt werden.

Einer tiefen Differenzierung der Datensätze nach Regionen und Betriebsformen sind zudem Grenzen gesetzt, da Werte von drei oder weniger Betrieben aus Datenschutzgründen anonymisiert werden müssen. Zudem liegen nur wenige Publikationen der statistischen Ämter mit entsprechender Differenzierung vor. Die Publikation des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS, Fachserie 3 Reihe 2.1.4, Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Standardoutput) enthält nur wenige Merkmale für die Charakterisierung der Betriebsformen nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung wie landwirtschaftliche Nutzfläche und Viehbestand in Großvieheinheiten, regional sind die Daten nach Ländern klassiert. Daten zur Stall- und Weidehaltung und zu Verfahren des Wirtschaftsdüngermanagements sind nur für wenige Erhebungsjahre und auf Ebene der Länder verfügbar. Eine Differenzierung nach Betriebsgruppen liegt nur zum Teil und dann nach Betriebsgrößen vor.

3.5.4 Betriebstypen: Sonderauswertung für BKR

Für das genannte LAWA-Projekt wurde eine vereinfachte Betriebstypologie entwickelt, die die betriebswirtschaftliche Abgrenzung von Betriebsformen vereinfacht und auf das rechnerische, betriebliche Wirtschaftsdüngeraufkommen aufbaut (Osterburg und Runge 2007):

- Marktfrucht mit $< 40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (MF)
- Veredelung mit $40\text{--}120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (VE 40–120)
- Veredelung mit $>120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (VE >120)
- Futterbau mit $40\text{--}120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (FB 40–120)
- Futterbau mit $>120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (FB >120)

Zu den Betrieben der Kategorie Veredelung zählen Betriebe mit einem Anfall von mindestens $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern, der vorwiegend aus der Schweine- und Geflügelhaltung stammt, und deren Flächennutzung durch Ackerbau bestimmt ist. Dem Futterbau sind die Betriebe mit Rindern, Schafen und Pferden mit mehr als $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern sowie Ackerbau und Grünlandnutzung zugeordnet. Daneben werden noch die Dauerkulturbetriebe abgegrenzt, die aber nur einen kleinen Flächenumfang haben.

Für die BKR und die vorgestellte Gruppierung der Landwirtschaftsbetriebe liegen keine Publikationen statistischer Daten vor. Daten für diese regionale und betriebliche Abgrenzung müssen daher durch Sonderauswertungen oder Schätzungen generiert werden. Als Teil des Arbeitspakets 1 wurden deshalb für das Jahr 2007 Daten des deutschen Testbetriebsnetzes sowie Daten der Landwirtschaftszählung 2007 ausgewertet, um Marktfrucht- und Futterbaubetriebe in verschiedenen Regionen zu charakterisieren. Die Ergebnisse der Landwirtschaftszählung des Jahres 2007 sind in einer Sonderauswertung durch das Thünen-Institut in Kooperation mit den Forschungsdatenzentren des Bundes und der Länder mit Hilfe von Schätzverfahren räumlich disaggregiert worden (Röder und Gocht 2013). Auf dieser Grundlage konnte eine Verteilung der Daten auf die BKR vorgenommen werden. Für die Zuordnung der Testbetriebsnetzdaten zu BKR wurde der Betriebssitz nach Gemeinden herangezogen, die betrieblichen Daten werden anhand des Hochrechnungsfaktors gewichtet. Dieser Hochrechnungsfaktor spiegelt wider, wie viele Betriebe der jeweilige Testbetrieb innerhalb der jeweiligen Stichprobenschicht repräsentiert. Angaben zum Aufkommen von Stickstoff aus Gärresten pflanzlicher Herkunft fehlen für die betriebliche Ebene. Für die regionale Ebene konnten Schätzungen der N-Menge aus pflanzlichen Gärresten für das Jahr 2007 aus Osterburg et al. (2012) herangezogen werden.

Die Abhängigkeit von Sonderauswertungen ist ein Nachteil für die Verwendbarkeit des BKR-Ansatzes für agrarstrukturelle Analysen. Andererseits bietet die Nutzung der für die LAWA entwickelten Typologie den Vorteil, dass an die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfolgten Analysen der Landwirtschaft angeknüpft werden kann.

3.5.5 Abbildung regionaler Betriebsgruppen im Modell CAPRI

Der im agrarökonomischen EU-Agrarsektormodell CAPRI verwendete Datensatz enthält 14 Betriebsformen nach EU-Klassifizierung, die Betriebsformen sind zusätzlich nach wirtschaftlicher Betriebsgröße in vier Gruppen geschichtet. Der Datensatz liegt für 2007 auf Bundeslandebene vor und enthält die Angaben zur Fläche der Ackerkulturen, Dauerkulturen und Grünland sowie zum Umfang der Tierbestände. Die regionale Modellierung in CAPRI erfolgt dagegen auf Regierungsbezirksebene. Leider wurden für Deutschland keine Betriebsgruppensdaten für diese regionale Auflösung zur Verfügung gestellt.

Die Betriebsform bzw. betriebswirtschaftliche Ausrichtung eines Betriebes wird anhand des Anteils der verschiedenen Produktionszweige des Betriebes zum gesamtbetrieblichen Standardoutput bestimmt. Die Einteilung der Betriebsformen erfolgt nach einer einheitlichen EU-Klassifizierung. Dadurch, dass spezialisierte Betriebe bei über 2/3 des Standardoutputs aus einem Betriebszweig abgegrenzt werden, ergibt sich neben spezialisierten Betrieben eine Vielzahl von Gemischt- bzw. Verbundbetrieben. Die Viehbesatzdichte in den nach EU-Klassifizierung geschichteten Betriebsgruppen unterliegt einer hohen Schwankungsbreite. Für dieses Projekt sind für den Vergleich mit den Modellbetrieben die in der folgenden Tabelle fett unterlegten Betriebsformen von Interesse (Tabelle 3-16):

Tabelle 3-16: Betriebsformen nach EU-Klassifizierung im CAPRI-Datensatz

BWA	Beschreibung
13	Spezialisierte Getreide-, Ölsaaten- und Eiweißpflanzenanbaubetriebe (BWA 13)
14, 60	Spezialisierte Ackerbaubetriebe allgemeiner Art (BWA 14) + Pflanzenbauverbundbetriebe (BWA 60)
2	Spezialisierte Gartenbaubetriebe (BWA 20)
31	Spezialisierte Rebanlagenbetriebe (BWA 31)
32	Spezialisierte Obst- und Zitrusbetriebe (BWA 32)
34	Dauerkulturgemischtbetriebe (BWA 34)
41	Spezialisierte Milchviehbetriebe (BWA 41)
42, 43	Spezialisierte Rinderaufzucht (BWA 42) + Rindviehbetriebe: Milcherzeugung, Aufzucht und Mast kombiniert (BWA 43)
44	Weideviehbetriebe: Schafe, Ziegen und andere (BWA 44)
50	Spezialisierte Veredlungsbetriebe (BWA 50)
7	Viehhaltungsverbundbetriebe (BWA 7)
8	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (BWA 8)

BWA = Betriebswirtschaftliche Ausrichtung.

Quelle: CAPRI-Datensatz.

Die Anlehnung der Typologie an das EU-Agrarsektormodell CAPRI bietet den Vorteil, dass ein Austausch mit dem europäischen Forschungsverbund, der das CAPRI-Modell nutzt und weiterentwickelt, ermöglicht wird und Ergebnisse für Einzelbetriebe mit sektoralen sowie regional und betrieblich differenzierten Modellergebnissen verglichen werden können.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Emissionen auf Betriebsebene

4.1.1 Marktfruchtbetriebe

Zur Berechnung der Treibhausgasemissionen sind die Daten von drei Marktfruchtbetrieben in das Modell eingeflossen. Um eine möglichst weite Spreizung der Standortgegebenheiten zu erreichen wurden die Betriebe so gewählt, dass sie sehr unterschiedliche Voraussetzungen mitbrachten. Die spezifischen Standortgegebenheiten sind in der Tabelle 3-10 (Kapitel 3.3.2) aufgeführt. Der Betrieb GE1 stellt den „guten“ Standort da, mit Lössboden (ca. 80 Bodenpunkte) und ausreichend Niederschlag. Die mittleren Standorteigenschaften werden durch den Betrieb GE2 dargestellt mit tonigen Böden (ca. 60 Bodenpunkte) und mittleren Erträgen. Der Betrieb GE3 ist ein Betrieb im Osten Deutschlands mit Sandböden (ca. 30 Bodenpunkte) und sehr geringen Niederschlägen und ertragsarmen Böden.

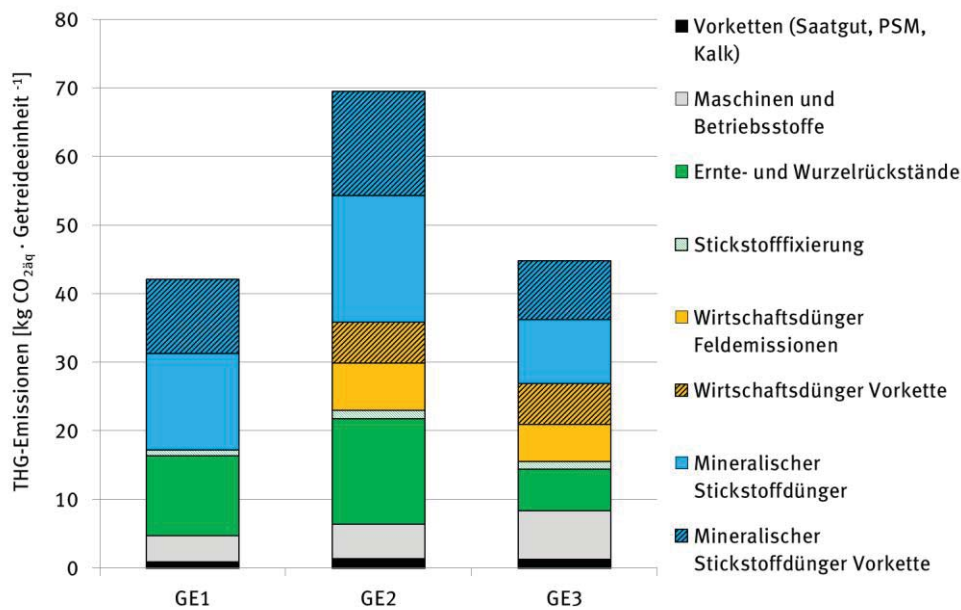
In der folgenden Abbildung 4-1 sind die gesamtbetrieblichen Treibhausgasemissionen pro Getreideeinheit dargestellt. Betrieb GE2 hat die höchsten Emissionen mit 70 kg CO_{2äq} pro Getreideeinheit. Ursache hierfür ist das hohe Niveau der mineralischen Düngung und ein relativ hoher Anteil an Ernte- und Wurzelrückständen (15 kg CO_{2äq} pro Getreideeinheit). Die Mengen an Ernte- und Wurzelrückständen werden maßgeblich von den angebauten Kulturen beeinflusst. So hat der Betrieb neben 5 ha Stilllegungsfläche auch einen hohen Anteil an Winterraps und Getreide (ohne Strohnutzung) in seiner Fruchtfolge. Beides führt durch den geringen Anteil an abgeführter Biomasse zu einem Verbleib von größeren Mengen an Ernterückständen auf den Flächen.

Ein weiterer Grund für die hohen Treibhausgasemissionen von Modellbetrieb GE2 sind die hohen Verluste von Stickstoff durch die Nitratauswaschung, die neben den N-Überschüssen, durch Landnutzung (Grünland/Acker), Bodenart und Niederschlagsmengen bestimmt werden. Trotz relativ schwerem Bodens (toniger Lehm) ist für Modellbetrieb GE2, wegen hoher N-Überschüsse und hoher Niederschläge die Nitratauswaschung mit 0,93 kg N·(ha·a)⁻¹ am höchsten. Die anderen beiden Modellbetriebe haben eine geringere Auswaschung. Demgegenüber hat Modellbetrieb GE3 trotz leichten Bodens wegen sehr geringer Niederschläge ein geringes Auswaschungspotenzial (0,75 kg N·(ha·a)⁻¹) und somit geringe N₂O-Emissionen aus der Denitrifikation von ausgewaschenem Nitrat.

Die Nitratauswaschung ist entsprechend des in den Kompartimenten „Stickstoffdünger“, „Wirtschaftsdünger“ und „Ernte- und Wurzelrückstände“ anfallenden N-Eintrags in Abbildung 4-1 enthalten. Zusätzlich zu der mineralischen Düngung haben Betriebe GE2 und GE 3 einen hohen Anteil organische Düngung. N-Einträge aus der organischen Düngung führen, wie auch N aus der biologischen Fixierung durch Leguminosen zu Lachgasemissionen bei der N-Umsetzung.

Auffällig sind bei Betrieb GE3 die im Vergleich der Betriebe hohen Treibhausgas-Emissionen im Bereich Maschinen und Betriebsstoffe (7 kg CO_{2äq} ·Getreideeinheit⁻¹) und die im Vergleich geringen Emissionen aus Wurzel- und Ernterückständen. Die höheren Emissionen aus Maschinen und Betriebsstoffen sind durch die höhere Hof-Feld-Entfernung und somit größere Fahrtstrecken (10 km) mit entsprechendem Einsatz an Maschinen und Verbrauch an Kraftstoff zurückzuführen. Zudem hat der Modellbetrieb einen hohen Anteil (17 %) an Silomais in der Fruchtfolge. Der Silomais erfordert durch seine hohen Frischmasse-Erträge bei Ernte und bei Transport der Erntegüter deutlich mehr Kraftstoff als Getreide oder Raps. Betrieb GE 3 nutzt ca. 25 % des anfallenden Getreidestrohs, das somit nicht als Ernterückstände zu Emissionen beitragen kann.

Abbildung 4-1: Treibhausgasemissionen der Marktfruchtbetriebe

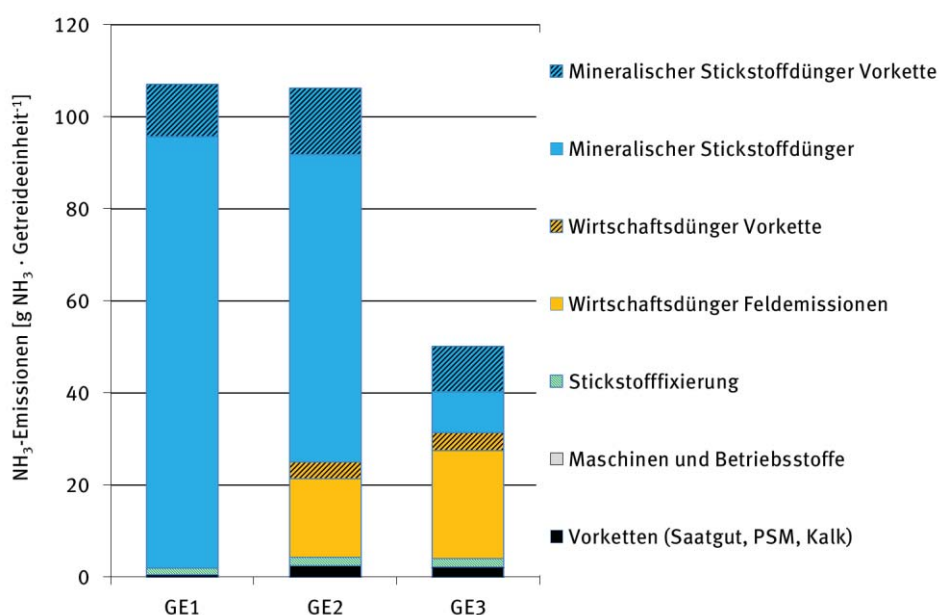


Der Vergleich der NH_3 -Emissionen zwischen den Betrieben unterscheidet sich deutlich von dem der Treibhausgas-Emissionen (Abbildung 4-2). Der Betrieb GE1 hat die höchsten NH_3 -Emissionen aus der Mineraldüngeranwendung ($94 \text{ g NH}_3 \cdot \text{Getreideeinheit}^{-1}$), obwohl er geringere Mengen an mineralischen N-Düngern verwendet als Betrieb GE2. Grund hierfür ist, dass auf Betrieb GE1 ein Großteil des verwendeten Mineraldüngers aus AHL oder Harnstoff besteht, der ein deutlich höheres NH_3 -Verlustpotenzial aufweist.

Im Vergleich dazu hat der Modellbetrieb GE3 die geringsten Gesamt NH_3 -Emissionen ($50 \text{ g NH}_3 \cdot \text{Getreideeinheit}^{-1}$), da in diesem ausschließlich Kalkammonsalpeter verwendet wird und zudem das Düngerniveau geringer ist.

Die NH_3 -Emissionen aus den Wirtschaftsdüngern sind von dem Ausbringzeitpunkt, Zeitraum bis zur Einarbeitung und der Ausbringtechnik abhängig.

Abbildung 4-2: Ammoniakemissionen der Marktfruchtbetriebe



4.1.2 Szenarien der Marktfruchtbetriebe

Für die drei Marktfruchtbetriebe wurden folgende Szenarien berechnet.

- 1 Szenario „Mineraldüungeeffizienz“ - ‚NSens‘
- 2 Szenario „Wirtschaftsdüngemanagement (Ausbringtechnik)“ - ‚WD+‘

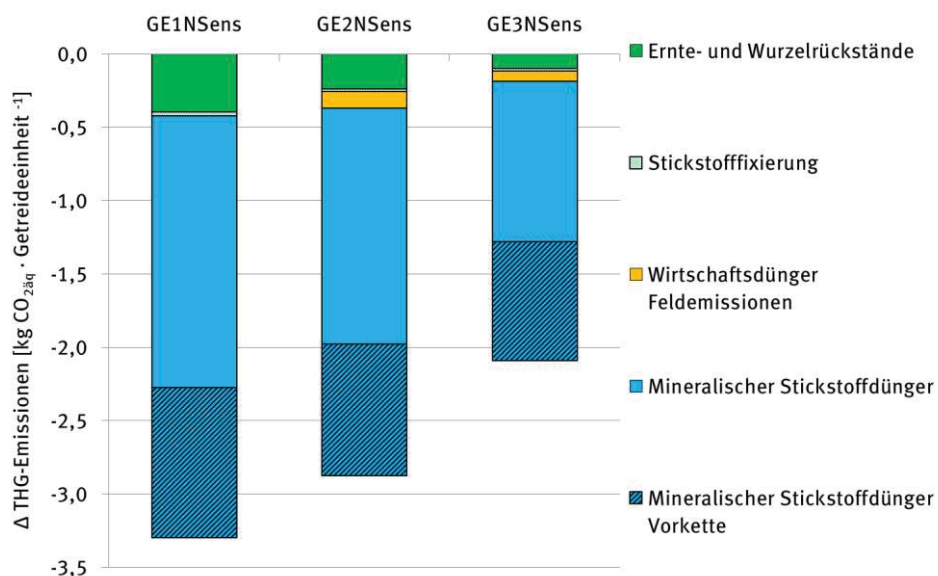
4.1.2.1 Szenario ‚NSens‘ – ‚Mineraldüungeeffizienz‘

Reduzierung der Stickstoffdüngung bei gleichbleibender Produktivität

Der Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern bildet eine Hauptkomponente der Treibhausgasemission aus der Landwirtschaft. Bei ihrer Anwendung werden direkte N₂O-Emissionen aus den gedüngten Böden, indirekte N₂O-Emissionen, die eine Folge des Austrags reaktiver Stickstoffverbindungen wie Nitrat und Ammoniak sind, sowie Emissionen, die im Zuge der Herstellung von N-Mineraldünger und des Transports der Düngemittel entstehen, frei. Die Höhe direkter und indirekter Treibhausgasemissionen hängt neben der Höhe der Düngemenge von einer Vielzahl von standörtlichen, pflanzenbaulichen, technischen und managementabhängigen Faktoren ab. Das Szenario beinhaltet eine Erhöhung der Stickstoffeffizienz indem die Düngapplikation über eine teilflächenspezifische Ausbringtechnik erfolgt. Je nach Standort ist eine Steigerung von 5–10 % möglich (Dabbert und Kilian 2002, Ehlert und Brunsch 2008, Werner 2003), wodurch Mineraldünger eingespart werden kann. Diese Verringerung des Aufwandes an mineralischem Stickstoff, führt zu einer Verringerung der N-Überschüsse und somit der Nitratauswaschung, und vermindert die mit dem zugeführten N verbundenen N₂O und NH₃-Emissionen. bewirkt die Emissionsminderung.

In den Szenarien wurde die Annahme zur Menge des applizierten Stickstoffes bei gleichbleibendem Ertrag um 10 % vermindert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4-3 als GE1NSens, GE2NSens und GE3NSens dargestellt. Das Szenario wurde bewusst konservativ gerechnet, da weitere Faktoren wie eingesparte Überfahrten, höhere Erträge (0–5% Mehrertrag), Lagervermeidung bzw. höhere Druschleistung und weniger Düngerttransportfahrten sehr stark von den jeweiligen Standortgegebenheiten abhängig sind und nicht mitberücksichtigt wurden.

Abbildung 4-3: Änderung der Treibhausgasemissionen bei Anwendung der teilflächenspezifische Düngung gegenüber dem jeweiligen Ist-Betrieb.



Bei einem verminderten Einsatz von Stickstoffmineraldüngern durch eine teilflächenspezifische Düngung entsteht die Minderung an Treibhausgasemissionen vor allem durch Einsparungen bei der Produktion der Mineraldünger sowie durch geringere N₂O-Emissionen aus dem ausgebrachten Stickstoff (siehe Abbildung

4-3). Bei den Ernte- und Wurzelrückständen ergibt sich eine geringfügige Verminderung im Bereich der NO₃-Auswaschung, da durch den verminderten Stickstoffeinsatz die Nitratauswaschungsrate geringer ist. Die geringeren Emissionseinsparungen des Modellbetriebes GE2 (hohes Düngenniveau) gegenüber GE1 sind in der Fruchtfolge begründet, da eine teilflächenspezifische Düngung nicht für alle Kulturen angesetzt werden kann. In der Tabelle 4-1 ist die Höhe des Einsatzumfangs für die Szenarien aufgeführt.

Bei einer Reduzierung der mineralischen Stickstoffdüngenaufwendungen um 10 % könnten die CO_{2äq}-Emissionen pro Getreideeinheit bei dem Betrieb GE1 um 3,3 kg vermindert werden. Da das Szenario nur ein geringes Potential zur Verminderung der NH₃-Emissionen hat, wurde auf eine grafisch Darstellung verzichtet, die Minderung der NH₃-Emissionen pro Modellbetrieb ist in Tabelle 4-1 aufgeführt.

Um die Kosteneffizienz des Einsatzes einer Sensor-gestützten teilflächenspezifischen Düngung auf die Emissionen beurteilen zu können, wurden Minderungskosten berechnet. Die Minderungskosten berechnen sich aus der Investition für die teilflächenspezifische Düngung (N-Sensor) vermindert um die Kosten für die eingesparten Mineraldünger. Die Unterschiede in den Minderungskosten zwischen den Betrieben ergeben sich aus dem Einsatzumfang bzw. aus den angebauten Kulturen. Im Szenario GE3NSens ist die Minderungsmaßnahme kostenneutral, da die Einsatzfläche und damit die Menge an eingespartem Mineraldünger hoch ist (Tabelle 4-1). Bei den Szenarien GE1NSens und GE2NSens sind die verminderten gesamtbetrieblichen Treibhausgasemissionen relativ gleich. Da ein Einsatz des N-Sensors hier nur für Winterraps und Getreide angenommen werden konnte, ist der Einsatzumfang unterschiedlich hoch. Daher liegen die Minderungskosten für das Szenario GE1NSens und GE2NSens in dem Bereich von 30 – 50 € · t⁻¹ CO_{2äq}.

Tabelle 4-1: Minderungskosten für die Bewirtschaftung mit einem N-Sensor (Szenario 1)

Parameter	Einheit	GE1NSens	GE2NSens	GE3NSens
Mehrkosten	€ · Betrieb ⁻¹	4.145	4.620	12.260
Differenzkosten aus den eingesparten Stickstoffdünger	€ · Betrieb ⁻¹	-2.499	-2.165	-14.346
Summe	€ · Betrieb ⁻¹	1.646	2.455	-2.085
Verminderte Emissionen	t CO _{2äq} · Betrieb ⁻¹	49	45	314
Minderungskosten der Maßnahme	€ · t ⁻¹ CO _{2äq}	33	54	-7
Verminderte Emissionen	kg NH ₃ · Betrieb ⁻¹	264	73	119
Minderungskosten der Maßnahme	€ · kg NH ₃ ⁻¹	6	34	-18
Eingesparte Mineraldünger-N-Menge	kg N · Getreideeinheit ⁻¹	0,15	0,32	0,094
Einsatzumfang des N-Sensors	ha	138	151	1 570

4.1.2.2 Szenario ,WD+ /WD -‘ „Wirtschaftsdüngemanagement (Ausbringtechnik)“

Reduzierung der Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerausbringung durch Anpassung der Ausbringtechnik und des Ausbringzeitpunkt bei verminderter mineralischer Düngung.

Im Szenario 2 werden die drei Marktfruchtbetriebsmodelle (Betrieb GE1, GE2 und GE3) mit einer Wirtschaftsdüngerapplikation erweitert. Es wird angenommen, dass die drei Marktfruchtbetriebe pro Jahr und Hektar ca. 20 m³ Schweinegülle oder Rindergülle düngen. Der Stickstoffdüngewert der Gülle wird ein Vorkettenemissionswert (Kapitel 3.1.5) zugeordnet, um eine Bewertung der Emissionen für die Herstellung der Gülle zu generieren.

Um den Effekt einer optimierten Wirtschaftsdüngerausbringung darstellen zu können, wird für die drei Marktfruchtbetriebe zunächst ein Basisszenario WD- berechnet (GE1WD-, GE2WD- und GE3WD-). Das Szenario WD- beinhaltet, dass z. B. der Betrieb GE1WD- nach der Getreideernte mit einem Breitverteiler bei einer Einarbeitungszeit von vier Stunden 15 m³ Schweinegülle auf die Getreide- oder Rapsstoppeln bzw. auf das gehäckselte Stroh ausbringt. In den folgenden drei Tabellen sind die Annahmen für das Szenario 2 aufgeführt.

Tabelle 4-2: Annahmen für das Szenario optimierte Wirtschaftsdüngerausbringung (Szenario 2)

	Einheit	WD	WD +
Betrieb GE1			
Schweinegülle	m ³	15	
N-Gehalt	kg N · t FM ⁻¹	6	
Ausbringtechnik		Breitverteiler	Schleppschlauch
Temperatur	C°	auf Stroh (25°C)	5 °C
Einarbeitung in	h	4	unterhalb der Vegetation
Berechnet für			
-Winterweizen	ha	54	
-Wintergerste	ha	54	
-Winterraps	ha	30	
Ausbringtechnik		Breitverteiler	Injektionsgrubber
Temperatur	C°	10°C	5 °C
Einarbeitung in	h	4	sofort
Berechnet für			
Zuckerrüben	ha	23	
Betrieb GE2			
Schweinegülle	m ³	15	
N-Gehalt	kg N · t FM ⁻¹	6	
Ausbringtechnik		Breitverteiler	Schleppschlauch
Temperatur	C°	auf Stroh (25°C)	5 °C
Einarbeitung in	h	4	unterhalb der Vegetation
Berechnet für			
-Winterweizen	ha	85	
-Wintergerste	ha	32	
-Winterraps	ha	40	
Ausbringtechnik		Breitverteiler	Injektionsgrubber
Temperatur	C°	10°C	5 °C
Einarbeitung in	h	4	sofort

Berechnet für			
Zuckerrüben	ha	28	
Betrieb GE3			
Schweinegülle	m ³	10	
N-Gehalt	kg N · t FM ⁻¹	6	
Rindergülle	m ³	20	
N-Gehalt	kg N · t FM ⁻¹	4	
Ausbringtechnik		Breitverteiler	Schleppschlauch
Temperatur	C°	auf Stroh (25°C)	5 °C
Einarbeitung in	h	4	unterhalb der Vegetation
Berechnet für			
-Winterroggen	ha	720	
-Wintergerste	ha	210	
-Wintertriticale	ha	240	
-Winterraps	ha	400	
Ausbringtechnik		Breitverteiler	Injektionsgrubber
Temperatur	C°	10°C	10 °C
Einarbeitung in	h	4	sofort
Berechnet für			
-Sudangras	ha	150	
-Sonnenblumen	ha	120	
-Körnermais	ha	200	
-Corn Cob Mix	ha	300	
-Silomais	ha	500	

Das Szenario wirkt sich vor allem der Minderung der NH₃-Emissionen aus (Abbildung 4-4) und nur über diese indirekt auf die Treibhausgasemissionen. Im Szenario GE3WD+ ergibt sich das höchste NH₃-Minderungspotential, da aufgrund der angebauten Kulturen mehr Möglichkeiten bestehen die Ausbringtechnik zu optimieren.

Die höchste Minderung an Emissionen wird in Modellbetrieb GE3 erzielt. Hier sind in der Fruchtfolge 43% Sommerungen enthalten, die im Frühjahr ausgesät werden. Hierzu gehören Silomais oder Sudangras (Tabelle 4-2). In diesen Kulturen kann der Wirtschaftsdünger unmittelbar vor Aussaat mit Güllegrubber oder sofortiger Einarbeitung ausgebracht werden. Daher wird in Szenario GE3WD+ die höchste Minderung erzielt. Die Modellbetriebe GE1 und GE2 haben ein geringeres Potenzial zur Emissionsminderung, da sie vor allem Wintergetreide angebaut haben und nur Zuckerrüben als Sommerung aufweisen.

Durch die verbesserte Ausbringtechnik verbleibt in dem Maße, wie NH₃-Emissionen vermieden werden, mehr pflanzenverfügbarer Stickstoff im Boden. In den Modellannahmen wurde davon ausgegangen, dass entsprechend weniger N mineralisch gedüngt wurde. Daher nehmen auch die NH₃-Emissionen aus der mineralischen Düngung ab (Abbildung 4-4). obwohl die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung bei Betrieb GE3 im Szenario stärker zurückgehen, als bei den anderen Betrieben sind die Einsparungen an NH₃-

Emissionen aus mineralischen Stickstoffdüngern im Szenario GE3WD+ sehr gering. Diese relativ geringe Emissionseinsparung aus der reduzierten Mineraldüngernutzung ist darauf zurückzuführen, dass angenommen wurde, dass jeweils der auf dem Betrieb angewendete Mineraldünger ersetzt wird. Dies war im Gegensatz zu Betrieb GE1 und GE2 auf Betrieb GE3 vor allem Kalkammonsalpeter, der gegenüber den auf den anderen Betrieben bevorzugt angewendeten harnstoffhaltigen Düngemitteln ein geringeres NH₃-Emissionspotenzial hat.

Abbildung 4-4: Änderung der NH₃-Emissionen bei hoher gegenüber geringer Wirtschaftsdünger-Ausbringe-effizienz (Szenario WD+ gegenüber Szenario WD-)

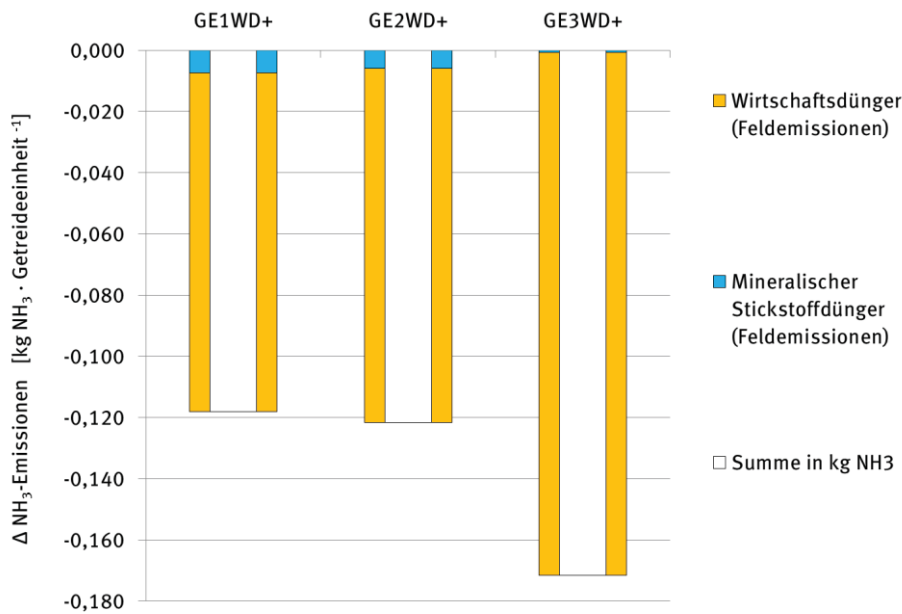
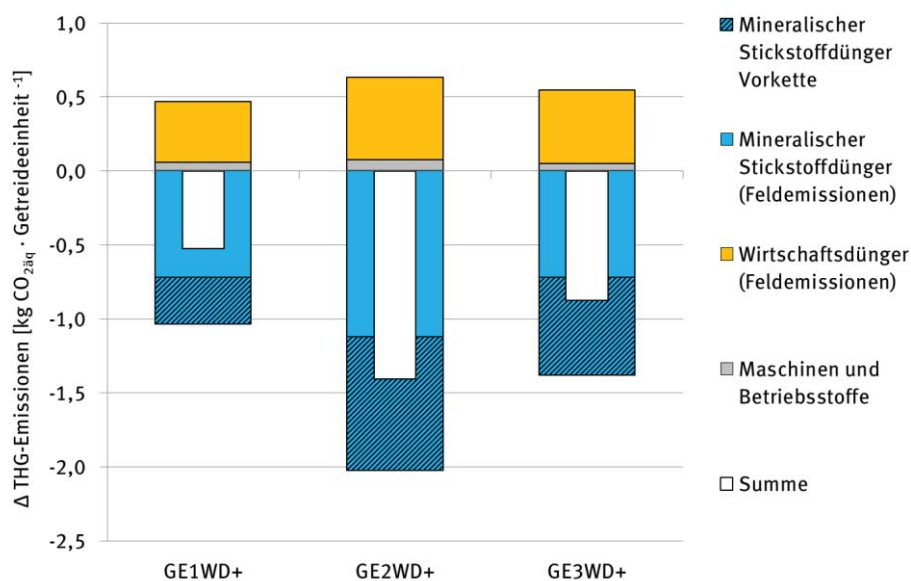


Abbildung 4-5: Änderung der Treibhausgasemissionen bei hoher gegenüber geringer Wirtschaftsdünger-Ausbringe-effizienz (Szenario WD+ gegenüber Szenario WD-)



Die oben genannte Einsparung an mineralischem N-Dünger durch die geringeren NH₃-Verluste bei der Wirtschaftsdüngerausbringung, wirken sich auch auf die Treibhausgasemissionen aus. Der zusätzlich im Boden verbleibende Stickstoff führt zu höheren N₂O-Emissionen aus diesem Kompartiment. In gleichem Maße nehmen jedoch die N₂O-Emissionen aus der mineralischen Düngung ab, da der Einsatz von Mineraldüngern

entsprechend der vermiedenen Verluste reduziert wurde. Hinzu kommen verminderte N₂O-Emissionen aus der Deposition von NH₃, so dass der Nettoeffekt der verbesserten Ausbringtechnik eine Verminderung der Feldemissionen an Treibhausgasen je Getreideeinheit ist. Hinzu kommen Einsparungen aus Emissionen bei der Herstellung der Mineraldünger. Diese sind bei Modellbetrieb GE3 im Verhältnis zu den vermiedenen Feldemissionen höher, als bei Modellbetrieb GE1, da Kalkammonsalpeter als Mineraldünger verwendet wird. Bei der Nitratsynthese kommt es in der Regel zu deutlichen N₂O-Emissionen, die dazu führen, dass Kalkammonsalpeter in der Herstellung höhere Treibhausgasemissionen hervorruft, als der in Modellbetrieb GE1 überwiegend verwendeten Harnstoff-Dünger.

Die NH₃-Gesamtbetriebsemissionen (siehe Tabelle 4-3) können im Mittel der Betriebe um ca. 60 % gegenüber dem Szenario WD- gesenkt werden. Die Treibhausgasemissionen werden im Durchschnitt um ca. 0,9 kg CO_{2äq}·GE⁻¹ vermindert.

Zur Ermittlung der Kosteneffizienz der verbesserten Wirtschaftsdünger-Ausbringung, sind die Minderungskosten berechnet worden (siehe Kapitel 3.1.6). Die Minderungskosten sind von der eingesetzten Ausbringtechnik und dem Einsatzumfang sowie der erzielten Emissionsminderung abhängig. Daraus ergeben sich relativ geringe Treibhausgas-Minderungskosten für den Betrieb GE2 (10 €·t⁻¹ CO_{2äq}) und GE3 (57 €·t⁻¹ CO_{2äq}). In der folgenden Tabelle 4-3 sind die Annahmen zur Berechnung der Minderungskosten und die Emissionen aufgeführt. Der Betrieb GE1 hat durch die hohen Mehrkosten und einer relativ geringen eingesparten Menge an CO_{2äq} die höchsten Minderungskosten mit 92 €·t⁻¹ CO_{2äq}. Die hohen Mehrkosten sind auf die geringe Schlaggröße, höhere Hof Feld Entfernung und die geringe Mechanisierungsstufe zurückzuführen (siehe Anhangtabelle D-10).

Die Minderungskosten für NH₃ sind in allen drei Szenarien relativ gering. Das Szenario GE3WD+ hat das höchste gesamtbetriebliche Minderungspotential (ca. 26 t NH₃). Für alle drei Modellbetriebe liegen die NH₃-Minderungskosten des Szenarios zwischen 0,10 – 0,40 € · kg⁻¹ NH₃.

Tabelle 4-3: Minderungskosten für das optimierte Wirtschaftsdüngemanagement (Szenario 2)

Parameter	Einheit	GE1WD	GE1WD+	GE2WD	GE2WD+	GE3WD	GE3WD+
Gesamtkosten	€ · Betrieb ⁻¹	125.415	126.138	177.224	177.436	1.136.138	1.128.717
Mehrkosten	€ · Betrieb ⁻¹		723		212		7421
THG-Emissionen	t CO _{2äq} · Betrieb ⁻¹	709	702	1118	1096	6763	6633
Δ THG-Emissionen	t CO _{2äq} · Betrieb ⁻¹		7,82		22,03		130,5
Minderungskosten	€ · t CO _{2äq} ⁻¹		92		10		57
NH ₃ -Emissionen	kg NH ₃ · Betrieb ⁻¹	3.261	1.493	3.467	1.545	38.494	12.651
Δ NH ₃ -Emissionen	kg NH ₃ · Betrieb ⁻¹		1.767		1.921		25.843
Minderungskosten	€ · kg ⁻¹ NH ₃		0,409		0,110		0,287
Mineraldüngereinsparung							
Je Betrieb	kg N · Betrieb ⁻¹		1 373		2 196		11 408
Je Getreideeinheit	kg N · GE ⁻¹		0,092		0,140		0,076

4.1.3 Nitrat austrag in Abhängigkeit von den Überschussszenarien

Im Folgenden sollen die Wirkungszusammenhänge zwischen Nitratreinträgen, Standortfaktoren und Nitrat austragen anhand der Stickstoffüberschussszenarien 1 und 3 exemplarisch aufgezeigt werden. Eine Übersicht der Standortfaktoren für alle drei Überschussszenarien findet sich in Tabelle 4-4.

Tabelle 4-4: Relevante Standortfaktoren der Modellbetriebe

Betriebs-ID	MV1	MV2	MV3	MV4	MV5	GE1	GE2	GE3
Betriebsart	Milchvieh					Marktfrucht		
Atmosphärische Deposition [kg N·(ha·a) ⁻¹]	25	25	25	40	20	20	20	25
Verweilzeit [a]	0,12	0,16	0,25	0,54	0,65	0,80	0,45	0,72
Sickerwasserrate [mm·a ⁻¹]	875	900	875	250	250	250	250	100
Denitrifikationsstufe	2 ¹⁾	2 ¹⁾	3 ²⁾	3 ²⁾	2 ¹⁾	2 ¹⁾	2 ¹⁾	3 ²⁾

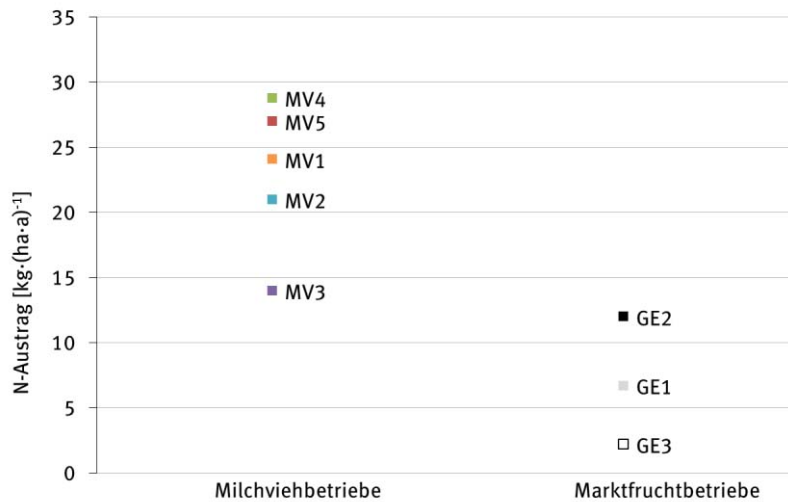
1) „gering“, entspricht einer Denitrifikationsrate von 10–30 kg N · (ha · a)⁻¹.

2) „mittel“, entspricht einer Denitrifikationsrate von 30–50 kg N · (ha · a)⁻¹.

Abbildung 4-6 zeigt die N-Austräge mit dem Sickerwasser, die sich für die geringsten angenommenen Stickstoffemissionen (Überschussszenario 1) der Betriebe ergeben. Für die Marktfruchtbetriebe bedeutet dies, dass die landwirtschaftliche Stickstoffbilanz ausgeglichen ist und Stickstoff nur durch die atmosphärische Deposition dem Boden zugeführt wird. Somit stehen die in Abbildung 4-6 dargestellten N-Austräge nicht unmittelbar in Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Dementsprechend zeigen sich auch deutliche Unterschiede zu den Milchviehbetrieben mit einem angenommenen N-Bilanzüberschuss von 30 kg N·(ha·a)⁻¹ und N-Austrägen von 21–29 kg N·(ha·a)⁻¹ (vgl. auch Tabelle 4-4). Die N-Austräge der Marktfruchtbetriebe weisen demgegenüber ein niedriges Austragsniveau bei einer engen Spannweite von 2–12 kg N·(ha·a)⁻¹ auf.

Eine Sonderstellung nimmt der Milchviehbetrieb MV3 ein, für den ein vergleichsweise geringer mittlerer N-Austrag von 14 kg N·(ha·a)⁻¹ ermittelt wurde. Dies liegt vor allem an der höheren Stickstoffretention von Grünlandböden im Vergleich zu Ackerland, die sich bei dem ausschließlich Grünland bewirtschaftenden Betrieb besonders auswirkt (weitere Futtermittel: Zukauf).

Abbildung 4-6: N-Austräge mit dem Sickerwasser der verschiedenen Betriebe für N-Überschusszenario 1



Angenommene N-Bilanzüberschüsse:

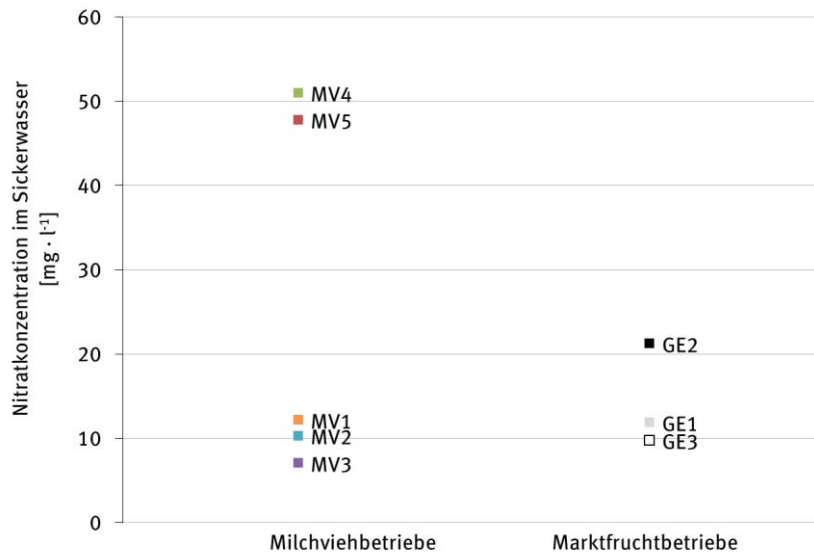
Milchviehbetriebe 30 kg N·(ha·a)⁻¹; Marktfruchtbetriebe: 0 kg N·(ha·a)⁻¹, jeweils plus atmosphärische Deposition.

Betrachtet man die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für Szenario 1 (Abbildung 4-7), so ist der bei den Nitratausträgen beobachtete Zusammenhang zwischen der Höhe des N-Überschusses und der Höhe des N-Austrags aus dem Boden nicht mehr eindeutig. Die sehr geringen Nitratkonzentrationen von etwa 10 mg NO₃·l⁻¹ im Sickerwasser der Milchviehbetriebe MV1 bis MV3 sind vor allem auf sehr hohe Sickerwasserraten von 875–900 mm·a⁻¹ zurückzuführen, welche zu einer entsprechenden Verdünnung der Austräge führen. Sickerwasserhöhen in dieser Größenordnung treten jedoch nur im Alpenvorland auf, in den übrigen Agrarregionen Deutschlands sind sie bedeutend geringer.

Im Gegensatz dazu weisen die Milchviehbetriebe MV4 und MV5 deutlich höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von etwa 50 mg NO₃·l⁻¹ auf. Bereits ein N-Überschuss von 30 kg N·(ha·a)⁻¹ zusätzlich zur atmosphärischen Deposition reicht bei den hier vorliegenden Sickerwasserhöhen von 250 mm·a⁻¹ und den entsprechenden Nitratbaubedingungen im Boden also aus, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser zu erhalten, die in der Größenordnung des EU-Grenzwertes für Trinkwasser von 50 mg NO₃·l⁻¹ liegt.

Die Spannbreiten der Nitratkonzentrationen der Marktfruchtbetriebe sind geringer als für die Milchviehbetriebe. Für GE1 und GE3 liegen die Werte – nicht zuletzt bedingt durch die ausgeglichene N-Bilanz – auf niedrigem Niveau bei ca. 10–21 mg NO₃·l⁻¹. Demgegenüber weist das Sickerwasser von GE2 trotz der ausgeglichenen N-Bilanz eine höhere Konzentration auf als die Milchviehbetriebe MV1 bis MV3 (N-Überschuss hier 30 kg N·(ha·a)⁻¹). Dies liegt an den geologischen Standortbedingungen (s. Anhangtabelle D-10), die eine geringe Verweilzeit des Nitrats im Boden bewirken.

Abbildung 4-7: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der verschiedenen Betriebe für N-Überschussszenario 1

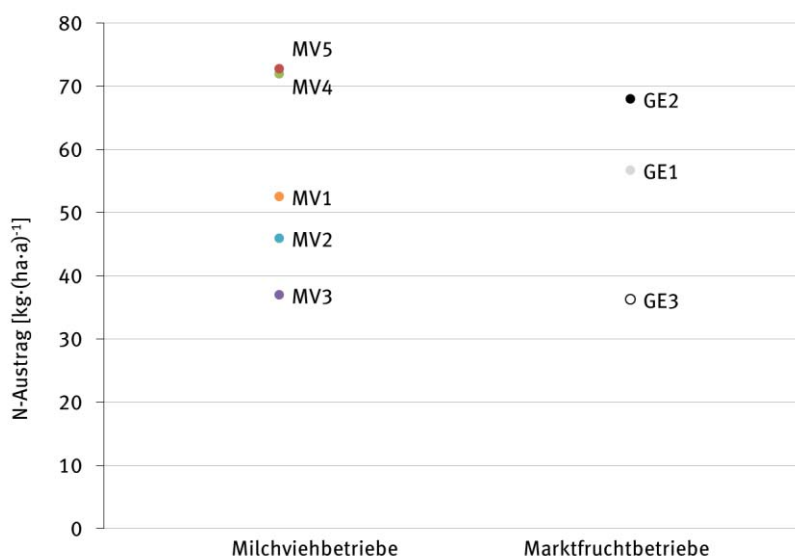


Angenommene N-Bilanzüberschüsse:

Milchviehbetriebe 30 kg N·(ha·a)⁻¹, Marktfruchtbetriebe: 0 kg N·(ha·a)⁻¹, jeweils plus atmosphärische Deposition.

Abbildung 4-8 zeigt die N-Austräge mit dem Sickerwasser, die sich für die maximalen angenommenen landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse (Überschussszenario 3) ergeben. Während bei Überschussszenario 1 die N-Austräge der Milchviehbetriebe noch über denen der Marktfruchtbetriebe liegen, liegen sie bei Überschussszenario 3 alle innerhalb derselben Spannweite. Dies, obwohl auch in diesem Szenario unterschiedliche N-Überschüsse je Hektar für die beiden Nutzungsarten angenommen wurden.

Abbildung 4-8: N-Austräge der verschiedenen Betriebe für N-Überschussszenario 3

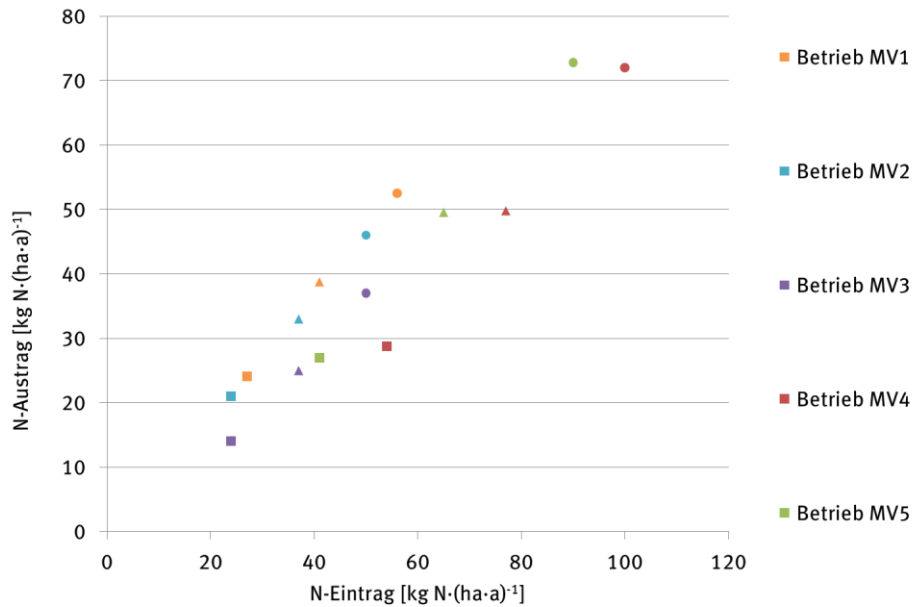


Angenommene N-Bilanzüberschüsse:

Milchviehbetriebe 90 kg N·(ha·a)⁻¹, Marktfruchtbetriebe: 60 kg N·(ha·a)⁻¹, jeweils plus atmosphärische Deposition.

Gleiches wird anhand der Abbildung 4-9 und Abbildung 4-10 deutlich, welche die N-Austräge in Abhängigkeit des Stickstoffinputs für die Milchviehbetriebe bzw. die Marktfruchtbetriebe zeigen. Als N-Eintrag wird hier die Summe aus landwirtschaftlichem N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition abzüglich des Retentionsbetrags verstanden. Dargestellt sind jeweils alle drei Emissionsszenarien.

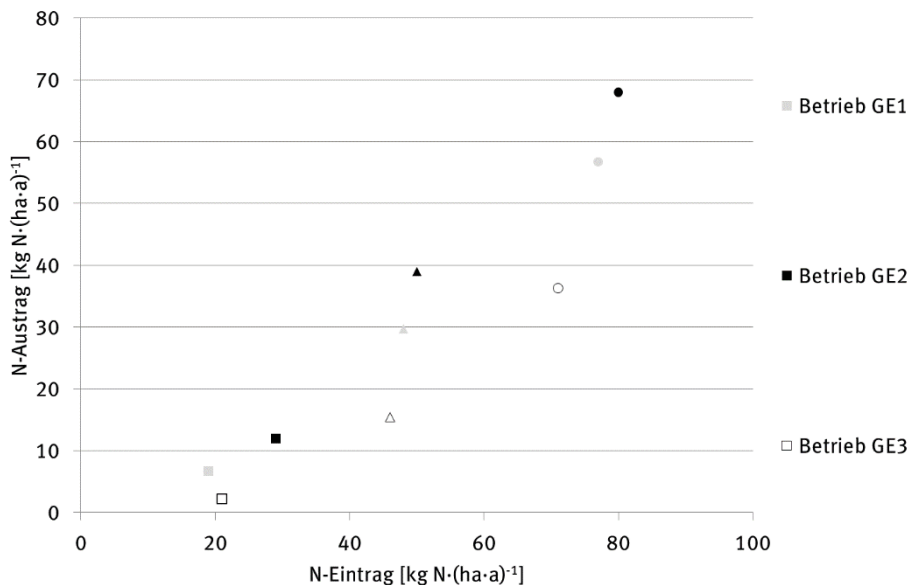
Abbildung 4-9: N-Austräge der Milchviehbetriebe für die drei N-Überschussszenarien



Angenommene N-Bilanzüberschüsse:

(N-Eintrag) 30 (Quadrate), 60 (Dreiecke) und 90 kg N·(ha·a)⁻¹ (Kreise), jeweils plus atmosphärische Deposition.

Abbildung 4-10: N-Austräge der Marktfruchtbetriebe für die drei Emissionsszenarien



Angenommene N-Bilanzüberschüsse (N-Eintrag):

0 (Quadrate), 30 (Dreiecke) und 60 kg N·(ha·a)⁻¹ (Kreise) jeweils plus atmosphärische Deposition.

Vor allem bei den Milchviehbetrieben weisen die N-Einträge zum Teil erhebliche Spannbreiten auf. Dies ist zum größten Teil auf die unterschiedliche Landnutzung der Betriebe zurückzuführen, deren Grünlandanteile zwischen 32 und 100 % liegen. Mit Ausnahme von Betrieb MV4, der eine vergleichsweise hohe N-

Deposition aufweist, schwanken die Einträge über diesen Pfad um maximal $5 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$. Da sowohl die Landnutzung als auch die Höhe der atmosphärischen Einträge bei den Marktfruchtbetrieben homogener sind, liegen auch die N-Einträge dichter beieinander.

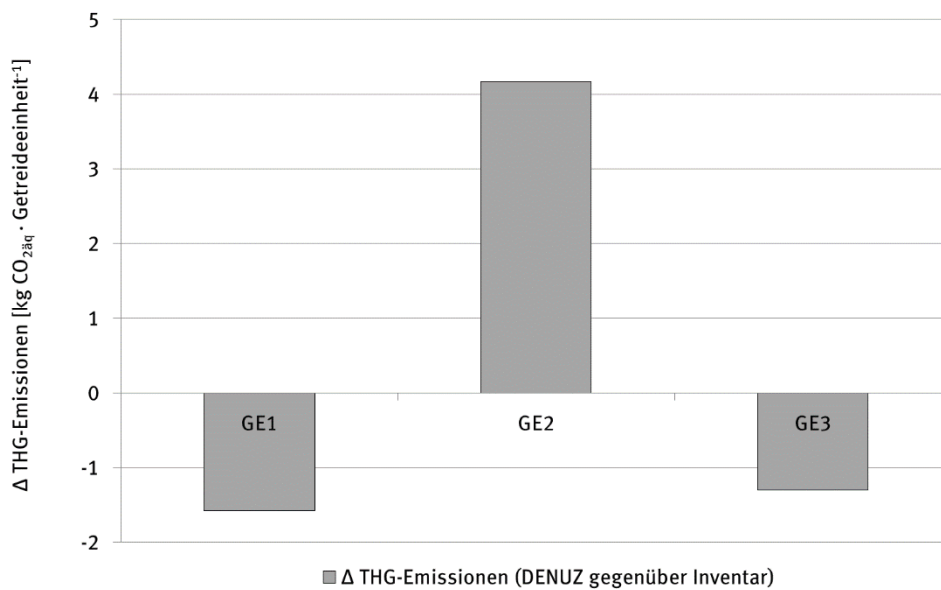
Die höchsten N-Austräge weisen die Milchviehbetriebe MV4 und MV5 auf. Ursächlich ist hier neben der angesprochenen hohen Deposition (Betrieb MV4) ein großer Anteil an Ackerland an der Betriebsfläche. Gleiches gilt für den Betrieb GE2. Der Marktfruchtbetrieb GE3 kommt neben einem hohen Grünlandanteil eine verhältnismäßig hohe Verweilzeit zugute, so dass dessen N-Austräge unter denen aller anderen Betriebe liegen.

Es sei darauf hingewiesen, dass die N-Austräge eines Betriebs mit Zunahme des N-Eintrages nicht linear ansteigen, da die Denitrifikationsrate von der Höhe der N-Einträge abhängt (Michaelis-Menten-Kinetik).

Die mit dieser Methode berechneten standortspezifischen Nitratauswaschungsraten unterscheiden sich von der im nationalen Treibhausgasemissionsinventar verwendeten pauschalen und standortunabhängigen Nitratauswaschungsrate von $0,3 \text{ kg NO}_3\text{-N} \cdot \text{kg N}$ (abzüglich gasförmiger N-Verluste) (Rösemann et al. 2013). In der Folge unterscheiden sich auch die auf Grundlage der Nitratauswaschung nach DENUZ berechneten indirekten Lachgasemissionen aus Nitratauswaschung (somit der Treibhausgasemissionen) von der des nationalen Treibhausgasemissionsinventars.

Faktoren, die im Modell DENUZ eine hohe Nitratauswaschung begünstigen, führen zu positiven Abweichungen in den Treibhausgasemissionen gegenüber der Berechnung nach Inventar. Die Unterschiede der zwischen den beiden Methoden sind in Abbildung 4-11 beispielhaft für die drei Marktfruchtbetriebsmodelle produktbezogenen auf Getreideeinheiten dargestellt. Die Abweichung gegenüber der Inventarmethode beträgt für Betrieb GE2 mit seiner vergleichsweise hohen Nitratauswaschungsrate $+4,2 \text{ kg CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{GE}^{-1}$ (+6,4 %), bei den Betrieben GE1 und GE3 aufgrund der nach Modell DENUZ geringen Nitratauswaschung hingegen $-1,58 \text{ kg CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{GE}^{-1}$ (-3,6 %) bzw. $-1,31 \text{ kg CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{GE}^{-1}$ (-2,8 %).

Abbildung 4-11: Einfluss der Berechnungsmethode zur Nitratauswaschung auf die produktbezogenen Treibhausgasemissionen am Beispiel der drei Marktfruchtbetriebsmodelle



4.1.4 Milchviehbetriebe

Zur Berechnung der Treibhausgasemissionen der Milchviehbetriebe wurden die mit Hilfe des Fragebogens erhobenen Daten im Modell verarbeitet. Die Spreizung sowie die wichtigsten produktionstechnischen Kennzahlen der Milchviehbetriebe sind in Tabelle 3-9 sowie in Anhangtabelle D-1, Anhangtabelle D-2 und Anhangtabelle D-3 aufgeführt.

4.1.4.1 Vergleich der Betriebe

Die Treibhausgasemissionen der untersuchten Milchviehbetriebe stammen etwa zur Hälfte aus der Futterbereitstellung (41 % bei MV5 bis 54 % bei MV3) (Abbildung 4-12). Dazu zählen sowohl die Futterproduktion auf dem Betrieb, als auch die Produktion und der Transport von Zukauffuttermitteln. Die Emissionen aus Transport spielen lediglich bei Betrieb MV2 eine nennenswerte Rolle mit einem Anteil von 4 % an den gesamten Treibhausgasemissionen. Hier wurden die gesamten Grund- und Kraftfuttermittel zugekauft. Die Grundfuttermittel wurden aus Entfernungen von 250 km transportiert. Die Grundfuttermittel weisen relativ niedrige Trockenmasse-Gehalte (ca. 35 %) auf und haben daher ein relativ hohes Transportvolumen im Vergleich zu Kraftfuttermitteln.

Die Emissionen von CH_4 aus der Pansenverdauung der Rinder stellen die zweitgrößte Emissionsquelle der untersuchten Milchviehbetriebe mit Anteilen von 34 % (MV4) bis 40 % (MV5) an den gesamten Treibhausgasemissionen dar (Abbildung 4-12). Die nächstgrößere Treibhausgasemissionsquelle sind die Emissionen aus der Lagerhaltung der organischen Düngemittel (3–13 %). Während die Zusammensetzung der Quellen der Treibhausgasemissionen zwischen den Betrieben ähnlich ist, zeigen sich bei der Betrachtung der Treibhausgasemissionen pro kg Milch deutliche Unterschiede: Werden alle Treibhausgasemissionen des Milchviehbetriebs auf die zum Verkauf bestimmte Milch bezogen, schwanken die Treibhausgasemissionen von 1,92 kg $\text{CO}_{2\text{äq}}$ (MV1) bis 0,90 kg $\text{CO}_{2\text{äq}}$ (MV4) (Abbildung 4-12). Dabei wird der Einfluss der Milchleistung pro Kuh und Jahr deutlich. Die höchsten Emissionen pro kg ECM sind bei MV1 zu beobachten. Dieser Betrieb weist mit 5195 kg ECM · (Kuh · a)⁻¹ im Herdendurchschnitt eine deutlich geringere Milchleistung pro Kuh und Jahr aus im Vergleich zu den anderen Betrieben (MV2: 9 322 kg ECM · (Kuh · a)⁻¹, MV3: 8 820 kg ECM · (Kuh · a)⁻¹, MV4: 11 848 kg ECM · (Kuh · a)⁻¹, MV5: 8 496 kg ECM · (Kuh · a)⁻¹). Aufgrund des relativ hohen Grundumsatzes von Milchkühen entstehen relativ hohe Treibhausgasemissionen bei der Bereitstellung von Futtermitteln sowie CH_4 -Emissionen der enterischen Fermentation allein zur Deckung des Erhaltungsbedarfs. Mit zunehmender Milchleistung steigen zwar der Futterbedarf sowie die CH_4 -Emissionen der enterischen Fermentation pro Kuh, die Emissionen zur Deckung des Erhaltungsbedarfs verteilen sich jedoch auf eine größere Milchmenge.

Aufgrund des Zukaufs aller Futtermittel müssen die Treibhausgasemissionen des Betrieb MV2 gesondert betrachtet werden. Trotz gleicher Methode zur Bilanzierung von Treibhausgasemissionen wie für am Betrieb produzierte Futtermittel sind für Zukauffuttermittel keine exakten Daten zu produktionstechnischen Parametern der Futterproduktion (mineralische Düngemenge, Erträge, ...) vorhanden. Die Bilanzierung erfolgt daher anhand von Durchschnittswerten. Eine Vergleichbarkeit mit den Treibhausgasemissionen der Futterbereitstellung mit auf den Betrieben erhobenen Daten ist daher nur bedingt möglich.

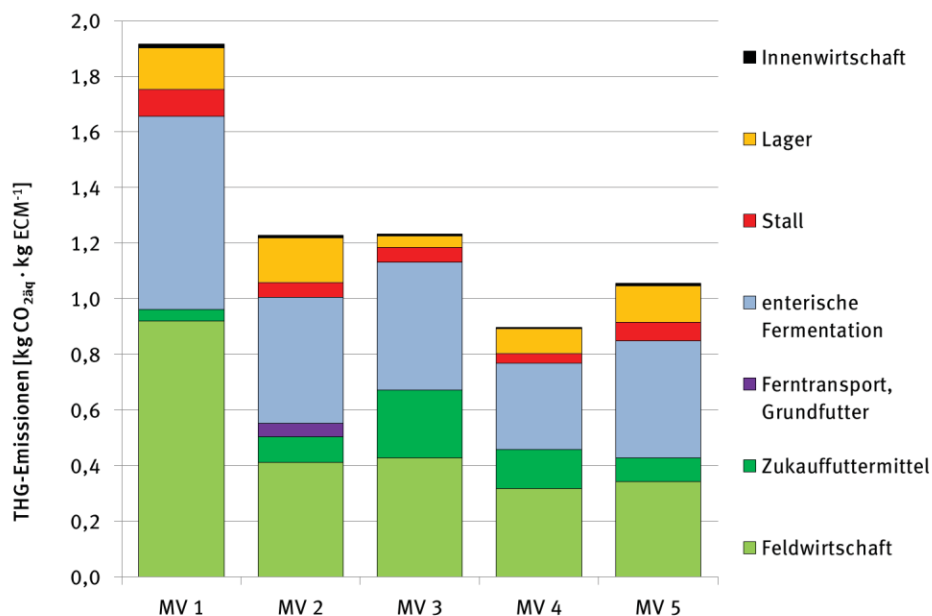
Trotz eigener Grundfutterproduktion weist MV3 relativ hohe Treibhausgasemissionen aus Zukauffuttermitteln auf (20 %; Abbildung 4-12). Der Betrieb MV 3 setzt Grascobs und Maiscobs in der Milchviehfütterung ein. Die Produktion von Cobs ist mit hohem Energieaufwand verbunden, was zu relativ hohen Treibhausgasemissionen der zugekauften Kraftfuttermittel führt.

Die im Vergleich zu den anderen Betrieben geringen Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV3 liegen in der kürzeren Lagerdauer von 91,3 Tagen gegenüber 182,5 Tagen in Betrieb MV2, 120 Tagen in Betrieb MV4 und 365 Tage in Betrieb MV1 begründet. Hierdurch sind die durchschnittlich gelagerten Güllevolumina geringer und dadurch die CH_4 -Emissionen. Die CH_4 -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung liegen in Betrieb MV3 nur bei 0,016 kg $\text{CO}_{2\text{äq}}$ · kg⁻¹ ECM im Vergleich zu 0,081 bis 0,118 kg $\text{CO}_{2\text{äq}}$ · kg⁻¹ ECM in den anderen Milchviehbetrieben.

Die Treibhausgasemissionen der Ausscheidungen im Stall tragen demgegenüber nur zu 4 bis 6 % an den gesamten Treibhausgasemissionen bei (Abbildung 4-12).

Bei Betrachtung der Treibhausgasemissionen nach Gas, ist CH₄ mit einem Anteil von CH₄ an den Gesamtemissionen im Bereich von 39 bis 51 % die bedeutendste Quelle. Diese setzen sich v. a. aus den CH₄-Emissionen der enterischen Fermentation und der Güllelagerung zusammen. Nur bei MV1 ist der Anteil an N₂O mit 45 % höher als der Anteil an CH₄ (42 %). Dies kann durch die relativ hohen N₂O-Emissionen durch organischen N-Eintrag auf der Weide begründet werden. Der Emissionsfaktor für organischen N-Eintrag auf der Weide ist laut IPCC (2006) mit 0,02 kg N₂O-N·kg⁻¹ N doppelt so hoch wie der Emissionsfaktor aus anderen N-Quellen. Der Anteil von CO₂ an den Treibhausgasemissionen ist relativ gering und liegt in einem Bereich von 13 (MV1) bis 23 % (MV3). CO₂-Emissionen entstehen hauptsächlich in der Mineraldüngerherstellung und durch Betriebsstoffverbrauch (hier v. a. Verbrennung von Diesel). Der Anteil der CO₂-Emissionen in Betrieb MV3 liegt höher, weil hier Zukauffuttermittel mit hohem Trocknungsaufwand (Grascobs und Maiscops) einen hohen Anteil der Futtermittel ausmachen.

Abbildung 4-12: Einzelquellen der Treibhausgasemissionen pro kg ECM der Milchviehbetriebe



ECM= Energiekorrigierte Milchmenge

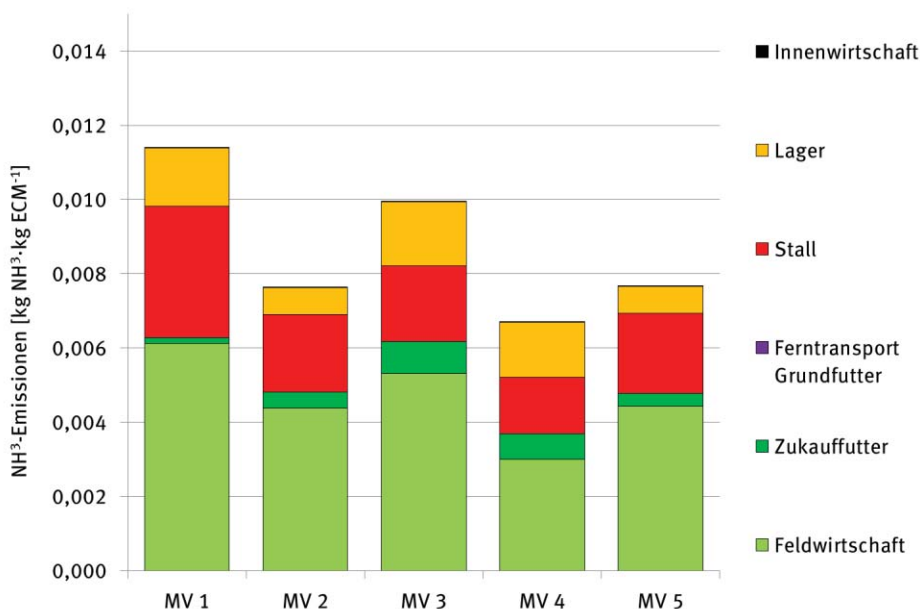
Der überwiegende Teil der NH₃-Emissionen entsteht in der Feldwirtschaft (Abbildung 4-21), hier v. a. durch die Wirtschaftsdüngerausbringung, zu geringeren Teilen durch die Mineraldüngerherstellung und Mineraldüngerausbringung. Insbesondere NH₃-Emissionen aus Harnstoff- oder AHL-Ausbringung sind bedeutend höher als die durch Anwendung von KAS. Daneben sind NH₃-Emissionen aus dem Stall und aus Wirtschaftsdüngerlagerung bedeutende Quellen. NH₃-Emissionen durch Zukauffuttermittel sind von untergeordneter Bedeutung. Dies liegt hauptsächlich darin begründet, dass zu deren Produktion in den fünf Modellbetrieben überwiegend Mineraldünger eingesetzt wird für Wirtschaftsdünger sehr effiziente Ausbringverfahren angenommen wurden. Die Höhe der NH₃-Emissionen aus Wirtschaftsdüngerausbringung ist von der Ausbringtechnik und -verfahren, von der Art des Bewuchses und von den Ausbringtemperaturen abhängig. In Betrieb MV1, MV3 und MV5 verursacht der Einsatz von Breitverteilterverfahren höhere NH₃-Emissionen aus der Feldwirtschaft (6,1 g NH₃ · kg⁻¹ ECM, 5,3 g NH₃ · kg⁻¹ ECM, 4,4 g NH₃ · kg⁻¹ ECM) als der Einsatz von Schleppschlauchverfahren in den beiden anderen Betrieben.

Die NH₃-Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagerung liegen in Betrieb MV1 mit 1,57 g NH₃ · kg⁻¹ ECM und MV3 mit 1,72 g NH₃ · kg⁻¹ ECM deutlich höher, als in den Betrieben MV5 und MV2 mit jeweils 0,73 g NH₃ · kg⁻¹ ECM. Grund hierfür, ist, dass in den beiden Betrieben güllebasierte Systeme vorherrschen und bei der Lagerung von Gülle weniger NH₃-Emissionen freigesetzt werden, als bei der Lagerung von Festmist. Die

beiden Betriebe weisen dafür im Betriebsvergleich durch die Freisetzung von CH₄ aus den Güllelagern höhere Treibhausgasemissionen aus der Lagerung auf (Abbildung 4-12). Die Höhe der NH₃-Emissionen hängt darüber hinaus von der Kontaktfläche von Wirtschaftsdünger zu Luft und vom Luftaustausch ab. Das bedeutet, dass NH₃-Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagerung insbesondere in den Betrieben hoch sind, in denen Gülle offen gelagert und durch häufiges Homogenisieren der Gülle die Ausbildung der Schwimmschicht gestört wird. In Modellbetrieb 4, in dem die Gülle im Gegensatz zu den anderen Betrieben vollständig offen gelagert wird sind daher die NH₃-Emissionen aus dem Lager im Verhältnis zu den Stallemissionen am höchsten.

Die Unterschiede der NH₃-Emissionen aus dem Stall sind bezogen auf kg ECM im Wesentlichen durch die unterschiedlichen Milchleistungen pro Kuh zu erklären. Werden die Emissionen statt auf ECM auf das Einzeltier bezogen, liegen sie in einem sehr engen Bereich von 18,1 kg NH₃ bis 19,4 kg NH₃·Kuh (inkl. Nachzucht)⁻¹.

Abbildung 4-13: Einzelquellen der Ammoniakemissionen pro kg ECM der Milchviehbetriebe



ECM= Energiekorrigierte Milchmenge

4.1.4.2 Allokation der Emissionen

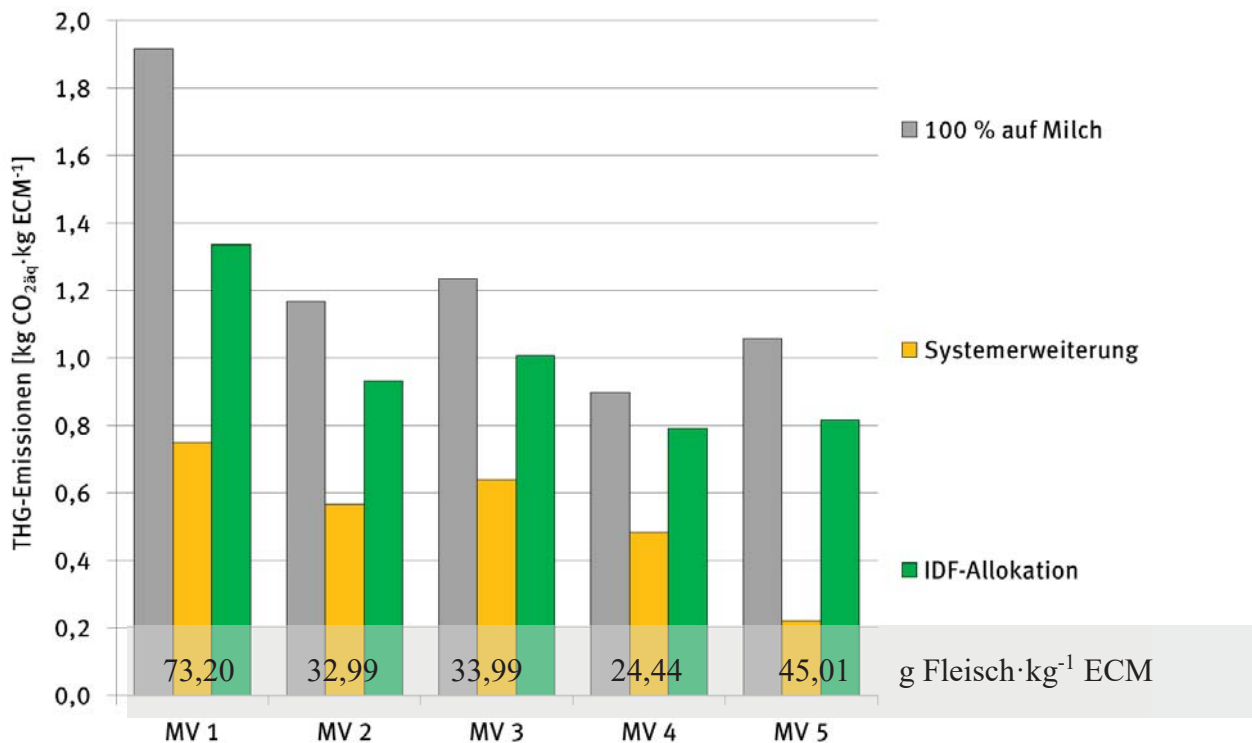
In der bisherigen Betrachtung (Abbildung 4-12) wurden alle Treibhausgasemissionen, welche im Milchviehbetrieb sowie im Bereich der Vorketten anfallen, der erzeugten Milch zugeteilt. Werden die Treibhausgasemissionen zwischen Milch und den auf den Betrieben erzeugten Koppelprodukten (Rindfleisch der Altkuh und Kälber zum Verkauf) aufgeteilt, so verringert sich sowohl die Differenz der Treibhausgasemissionen zwischen den Betrieben als auch die Reihenfolge in Bezug auf die Höhe der Treibhausgasemissionen.

Bei Anwendung der Systemerweiterung (Definition siehe Kapitel 3.1.5) ergibt sich eine deutliche Reduktion der Treibhausgasemissionen pro kg Milch um 46 % (MV 4) bis zu 79 % (MV 5). Dies liegt in der grundsätzlich unterschiedlichen Bewertung der Koppelprodukte Altkuhfleisch und verkauften Kälber. Bei der Systemerweiterung erhält der Milchviehbetrieb eine Gutschrift für das erzeugte Fleisch. Die Höhe dieser Gutschrift ergibt sich aus der Menge an Treibhausgasemissionen die für die Erzeugung einer äquivalenten Menge an Rindfleisch in der Mutterkuhhaltung anfallen würden. Diejenigen Verfahren schneiden besonders gut ab, welche viele Kälber mit guten Ausmasteigenschaften sowie viel Altkuhfleisch pro kg Milch liefern. Dies ist bei Milchviehbetrieben mit niedrigeren Milchleistungen (z. B. MV1) sowie mit Milchkühen von Zweinutzungsrasen (z. B. Fleckvieh MV5) der Fall.

Bei Verwendung der ‚IDF Allokation‘ ergibt sich eine Verringerung der Treibhausgasemissionen pro kg ECM um 12 % (MV4) bis 30 % (MV1). Die Rangfolge der Betriebe bleibt bestehen. Im Falle der IDF-Allokation wird ein Teil der berechneten Treibhausgasemissionen den verkauften Kälber und Altkühen entsprechend ihres Lebendgewichts angelastet (Definition siehe Kapitel 3.1.5)

Insgesamt ist festzuhalten, dass die Wahl der Methode zur Bewertung der Koppelprodukte (Kalb- und Altkuhfleisch) das Ergebnis der Treibhausgasemissionen pro kg Milch entscheidend beeinflussen. Sowohl Höhe der Treibhausgasemissionen als auch Rangfolge der untersuchten Milchviehbetriebe in Bezug auf Klimawirksamkeit der Milchproduktion verändert sich (Abbildung 4-14). Welche Methode den Vorzug erhalten sollte, kann nicht generell festgelegt werden, sondern ist viel mehr von der Zielsetzung der Untersuchung abhängig. Bei der Betrachtung der Stoffflüsse und Treibhausgasemissionen eines Einzelbetriebs zur Identifizierung von Hot-Spots sollte keine Allokation erfolgen um eine volle Transparenz der Emissionsquellen sicher zu stellen. Sobald ein Vergleich zwischen Betrieben erfolgt, müssen die Betriebe ähnlichen Produktoutput (Quantität und Qualität) aufweisen, oder eine Allokation ist sinnvoll. Insbesondere wenn die Klimawirksamkeit eines Hauptprodukts (z. B. Milch) verglichen werden soll, ist die Anwendung einer Allokationsmethode sinnvoll. Hierbei ist darauf zu achten, dass dieselbe Allokationsmethode gleichermaßen Anwendung findet. Eine weitere Möglichkeit besteht darin die Rindfleischmenge als zusätzlichen Parameter auszuweisen. Dadurch wird zumindest auf mengenmäßige Veränderungen des Nebenprodukts hingewiesen (Zehetmeier et al. 2014b).

Zur Identifikation von Treibhausgas-Vermeidungsoptionen in der Milchproduktion bzw. bei der Formulierung von Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen ist es notwendig das Gesamtsystem der Milch- und Rindfleischproduktion zu betrachten (Flysjö et al. 2011; Zehetmeier et al. 2012). Durch die enge Verknüpfung der Milch- und Rindfleischproduktion besteht ansonsten die Gefahr einer Verschiebung der Treibhausgasemissionen zwischen unterschiedlichen Systemen (Mutterkuhhaltung versus Rindfleischproduktion durch Ausmast von Kälbern aus der Milchproduktion). Der Methode der Systemerweiterung liegt die Annahme des Bedarfs einer konstanten Milch- und Rindfleischmenge zu Grunde. Es wird davon ausgegangen, dass Rindfleisch, welches nicht als Koppelprodukt der Milchviehhaltung anfällt, alternativ in der Mutterkuhhaltung produziert wird. Im Extremfall kann dabei sogar die Gutschrift des Koppelproduktes Rindfleisch die Emissionen der Milchproduktion übersteigen (mit daraus resultierenden „negativen“ Treibhausgasemissionen pro kg Milch). Die Annahme des Bedarfs konstanter Relationen an Milch und Rindfleisch ist jedoch mit großer Unsicherheit verbunden, Des Weiteren ist fraglich, ob Rindfleisch aus der Mutterkuhhaltung qualitativ mit Rindfleisch als Koppelprodukt der Milchviehhaltung vergleichbar ist (Zehetmeier et al. 2012). Trotz diverser Unsicherheiten gibt die Methode der Systemerweiterung einen Hinweis auf mögliche Verschiebeeffekte von Treibhausgasemissionen bei veränderten Produktionsbedingungen in der Milchviehhaltung und ist daher bei der Diskussion von Treibhausgas-Vermeidungsoptionen von Bedeutung.

Abbildung 4-14: Auswirkung der Allokationsmethode auf die Treibhausgasemissionen der Milchviehbetriebe

4.1.5 Szenarien der Milchviehbetriebe

4.1.5.1 Maßnahmenbereich ‚Herdenmanagement‘

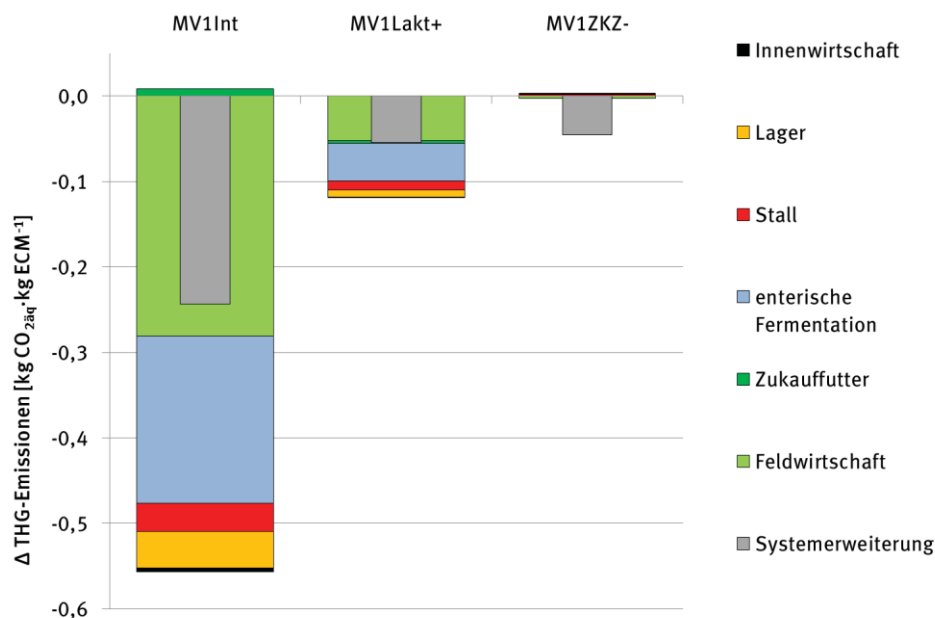
Im Modellbetrieb MV1 wurden folgende Szenarien untersucht: eine Intensivierung in Bezug auf Milchleistung pro Kuh und Jahr, Erhöhung der Anzahl der Laktationen pro Kuh und Verringerung der Zwischenkalbezeit der Milchkühe (Anhangtabelle 5-A). Im Falle der Intensivierung wurde eine Steigerung der Milchleistung um ca. 3 000 kg Milch · (Kuh · a)⁻¹ sowie ein Wechsel der Rasse zu Fleckvieh angenommen. Trotz des Bedarfs energie- und proteinreicherer Futtermittel für die erhöhte Einzeltierleistung zeigte sich ein Rückgang der Treibhausgasemissionen pro kg ECM um 28 % wenn die Emissionen ohne Allokation auf Koppelprodukte vollständig der Milch angerechnet werden (Abbildung 4-14, 100% Milch‘). Da der Erhaltungsbedarf der Kuh mit steigender Milchleistung nur in geringem Maße steigt, sinkt der Anteil der Emissionen aus diesem Erhaltungsbedarf an den auf die Milchmenge bezogenen Emissionen. Dies zeigt sich vor allem im Rückgang der CH₄-Emissionen aus der enterischen Fermentation sowie der Emissionen aus der Futterbereitstellung. Auch im Falle einer Allokation durch Systemerweiterung zeigt sich ein Rückgang der Treibhausgasemissionen. In diesem Fall ist die Verringerung der Treibhausgasemissionen pro kg Milch (durch steigende Milchleistung) höher als der Rückgang der Gutschrift aus der Mutterkuhhaltung (durch Verringerung des Rindfleischansfalls pro kg Milch bei steigender Milchleistung).

Des Weiteren wurden die Auswirkungen einer Veränderung produktionstechnischer Kennzahlen des Herdenmanagements auf die Treibhausgasemissionen am Beispiel von Betrieb MV1 untersucht (Abbildung 4-15). Eine Erhöhung der Anzahl der Laktationen der Milchkühe um 20 % (von 3,2 auf 4 Laktationen pro Kuh; MV1Lakt+) führte zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen pro kg Milch um 6 %, falls die Koppelprodukte unberücksichtigt bleiben (, 100% Milch‘). Durch eine Erhöhung der Anzahl an Laktationen, verlängert sich die produktive Lebenszeit der Milchkühe. Daher werden weniger Nachzuchtfärsen zum Erhalt des Bestandes benötigt. Die mit der Aufzucht der Färsen verbundenen Emissionen aus der Futterbereitstellung, aus enterischer Fermentation und der Güllelagerung werden eingespart (Abbildung 4-15). Unter Anwendung der Systemerweiterung verringert sich die Reduktion der Treibhausgasemissionen auf 7 %. Dies kann dadurch erklärt werden, dass bei höherer Anzahl an Laktationen weniger Altkuhrindfleisch pro Kuh

und Jahr als Koppelprodukt der Milchviehhaltung anfällt und diese Menge größer ist, als die Fleischmenge der Kälber, die nicht für die Nachzucht benötigt werden. Für die Gutschriften aus der Mutterkuhhaltung wird nicht zwischen Fleischqualitäten unterschieden, daher verringern sich die Gutschriften für die Fleischproduktion.

Eine Verringerung der Zwischenkalbezeit (MV1ZKZ-) hat insgesamt kaum Einfluss auf die Treibhausgasemissionen pro kg Milch bei vollständiger Allokation der Treibhausgasemissionen auf die Milch. Im Modell erfolgt keine Verknüpfung von Zwischenkalbezeit und Milchleistung pro Kuh und Jahr. Dafür würden Submodelle benötigt mit Laktationskurven unterschiedlicher Milchleistungen. Dies könnte eine mögliche Ergänzung bei der Weiterentwicklung des Modells in Richtung Planungsmodell sein. Im Falle der Systemerweiterung ist ein Rückgang der Treibhausgasemissionen um 6 % zu beobachten (Abbildung 4-15). Eine Verringerung der Zwischenkalbezeit führt zu einer Erhöhung der Anzahl der Kälber pro Kuh und Jahr. Bei gleichbleibendem Bedarf an Kälbern für die Nachzucht, kommt es so zu einer Erhöhung der zum Verkauf zur Verfügung stehenden Kälber. Bei der Systemerweiterung erhöht dies die Gutschrift an Treibhausgasemissionen für den Milchviehbetrieb.

Abbildung 4-15: Änderung der Treibhausgasemissionen bei verschiedenen Szenarien für Milchviehbetriebsmodell MV1 gegenüber Standard



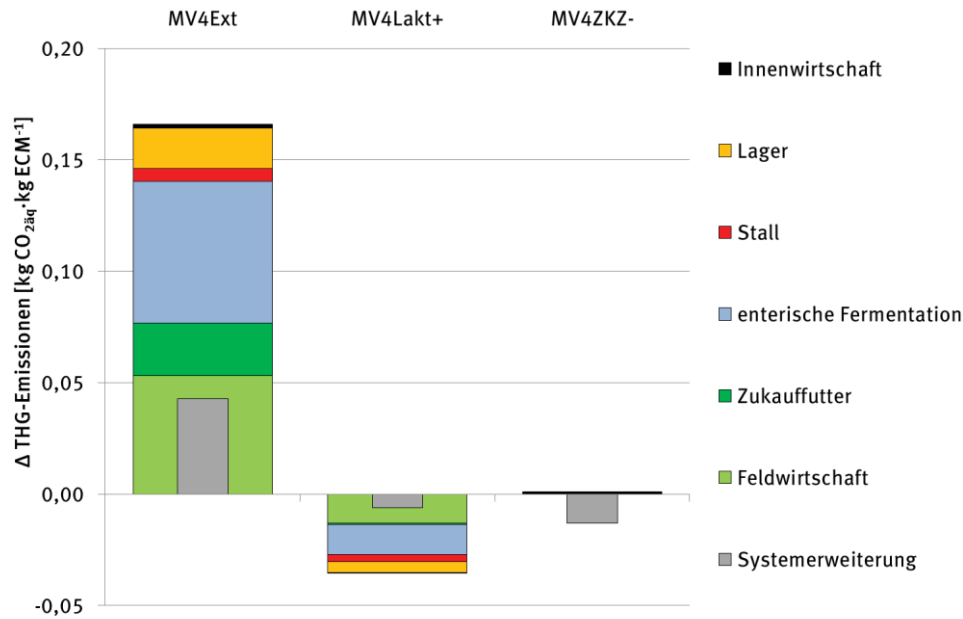
MV1Int = Intensivierung (Wechsel der Milchviehrasse - Vorderwälder zu Fleckvieh, Erhöhung der Milchleistung pro Kuh und Jahr, Veränderung der Rationszusammensetzung)

MV1Lakt+ = Anzahl der Laktationen 20 % verlängert

MV1ZKZ- = Zwischenkalbezeit 5 % verkürzt

Die Veränderung der produktionstechnischen Kennzahlen (Anzahl der Laktationen und Zwischenkalbezeit) führte bei MV2, MV3 und MV5 zu analogen Ergebnissen in Bezug auf Höhe und Richtung der Veränderung von Treibhausgasemissionen wie bei MV1.

Abbildung 4-16: Änderung der Treibhausgasemissionen bei verschiedenen Szenarien für Milchviehbetriebsmodell MV4 gegenüber Standard



MV4Ext = Extensivierung (Wechsel der Milchviehrasse - HF zu Fleckvieh, Senkung der Milchleistung pro Kuh und Jahr, Veränderung der Rationszusammensetzung)

MV4Lakt+ = Anzahl der Laktationen 20 % verlängert

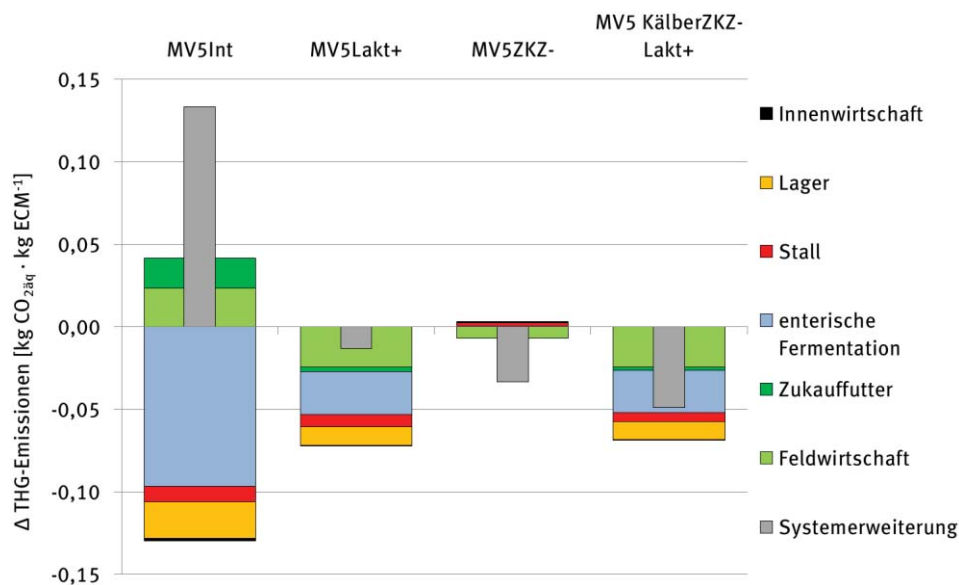
MV4ZKZ- = Zwischenkalbezeit 5 % verkürzt

Am Beispiel des Modellbetriebes MV5 wurde das Szenario einer Intensivierung ($8\,496\text{ kg ECM}\cdot(\text{Kuh}\cdot\text{a})^{-1}$ und Jahr auf $10\,034\text{ kg ECM}\cdot(\text{Kuh}\cdot\text{a})^{-1}$ in Verbindung mit einem Wechsel der Rasse von Fleckvieh auf Holstein-Friesian modelliert. Bei einer vollständigen Allokation der Treibhausgasemissionen auf die Milch („100%-Milch“) sinken die Treibhausgasemissionen um $0,08\text{ kg CO}_{2\text{äq}}\text{ kg}^{-1}\text{ ECM}$.

Im Falle der Systemerweiterung ist jedoch – konträr zu dem Ergebnis der Intensivierung am Beispiel MV1 (Abbildung 4-15) - ein Anstieg der Treibhausgasemissionen um $0,14\text{ kg CO}_{2\text{äq}}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ ECM}$ zu beobachten. Dies ist vor allem durch den Wechsel der Rasse in Richtung Zweinutzungsrasse bedingt. Ein Wechsel der Rasse ist mit der Annahme besserer Ausmasteigenschaften der zur Mast verkauften Kälber sowie höhere Ausschachtungsgewichte der Altkühe verbunden. Dies führt zu einem zusätzlichen Anstieg der Rindfleischmenge pro kg ECM und damit zu höheren Gutschriften aus der Mutterkuhhaltung (vergleiche Methode Systemerweiterung Formel 3-4; Kapitel 3.1.5).

In einem weiteren Szenario wurde bei MV5 die Kombination aus Erhöhung der Anzahl der Laktationen, Verringerung der Zwischenkalbezeit und Verringerung von Kälberverlusten berechnet (MV5KälberZKZ-Lakt+) (Abbildung 4-17). Da eine Veränderung der Anzahl der Kälber keine Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen bei vollständiger Allokation auf die Milch (100 % Milch) hat, ergibt sich eine identische Reduktion wie bei alleiniger Betrachtung einer Erhöhung der Anzahl der Laktationen. Bei der Anwendung der Systemerweiterung ergibt sich eine Reduktion der Treibhausgasemissionen im Vergleich zum Ausgangsszenario um 22 % (Abbildung 4-17).

Abbildung 4-17: Änderung der Treibhausgasemissionen bei verschiedenen Szenarien für Milchviehbetriebsmodell MV5 gegenüber Standard



MV5Int = Intensivierung (Wechsel der Milchviehrasse - Fleckvieh zu HF, Erhöhung der Milchleistung pro Kuh und Jahr, Veränderung der Rationszusammensetzung)

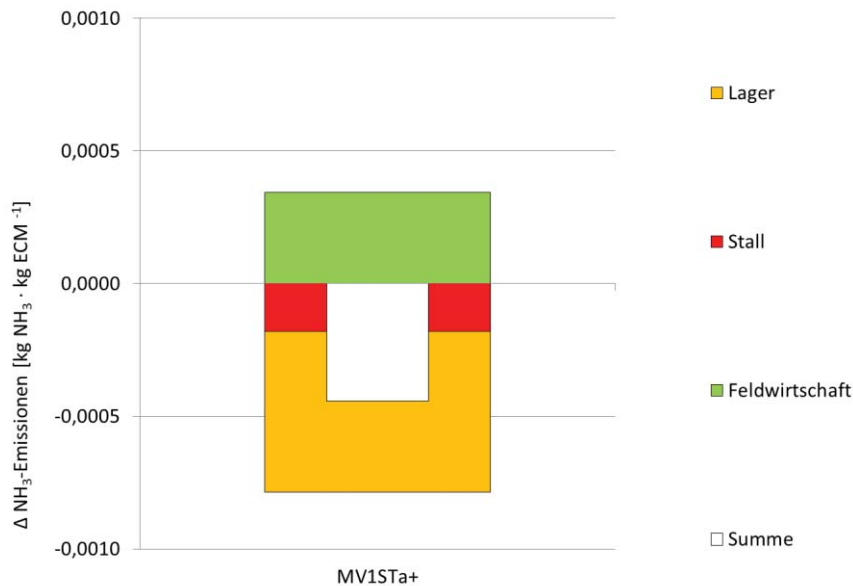
MV5Lakt+ = Anzahl der Laktationen 20 % verlängert

MV5ZKZ- = Zwischenkalbezeit 5 % verkürzt

MV5KälberZKZ-Lakt+ = Kombination aus Kälberverluste 25 % reduziert, Zwischenkalbezeit 5 % verkürzt und Laktationsdauer 20 % verlängert

4.1.5.2 Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Technik‘

Im Bereich des Wirtschaftsdüngermanagements werden sowohl Maßnahmen im Stall, z. B. durch veränderte Entmistungsintervalle, als auch bei Lagerung und Ausbringung der Wirtschaftsdünger betrachtet. In einem Szenario zum Wirtschaftsdüngermanagement im Stall wird für den Modellbetrieb MV1 ein bestehender Kälberstall mit durchgängig strohbasierter Haltung durch einen Kälberstall mit teilweise einstreuloser Haltung ersetzt. Hierdurch reduzieren sich die Einstreumengen und in der Folge die Menge von Tiefstreumist, dafür erhöht sich die Güllemenge, weshalb dieses Szenario auch Einfluss auf die Höhe der Emissionen aus der Lagerung hat. Kühe werden einstreulos, Jungvieh teilweise einstreulos, teilweise strohbasiert gehalten. Für den Jungvieh-, als auch im Kuhstall, werden verkürzte Entmistungsintervalle angenommen. Dieses Szenario hat somit auch Auswirkungen auf die Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung. Die Minderung der NH_3 -Emissionen dieses Szenarios (Abbildung 4-18) beträgt mit -3,9 % gegenüber dem Standardbetrieb lediglich ein Zehntel der im selben Betrieb erzielten Minderungen der NH_3 -Emissionen im Bereich der Maßnahmen der Lagerabdeckung mit Wirtschaftsdüngerausbringung sowie der Wirtschaftsdüngerausbringung alleine (siehe Abbildung 4-21 linke Säule und Abbildung 4-22 linke Säule). Die Änderung der Treibhausgasemissionen in diesem Szenario gegenüber dem Standardbetrieb ist mit -1,7 % geringer, da verminderte NH_3 -Emissionen und daraus resultierend verminderte indirekte Lachgasemissionen im Bereich Stall und Lager die Stickstoffmengen im Wirtschaftsdünger erhöhen und somit zu höheren NH_3 -Emissionen (mit höheren indirekten Lachgasemissionen) in der Feldwirtschaft führen.

Abbildung 4-18: Änderung der Ammoniakemissionen in Betrieb MV1 durch Maßnahmen des Szenarios MV1Sta+**MV1Sta+ = Maßnahmen im Stall**

Der wesentliche emissionsmindernde Effekt dieses Szenarios besteht darin, dass durch die Verkürzung der Entmistungsintervalle die Zeit verkürzt wird, in der NH₃ aus den Ausscheidungen ausgasen kann. Die Höhe der NH₃-Ausgasung in Ställen ist u. a. davon abhängig, ob Flächen eingestreut werden oder nicht. Sie ist bei einstreulosen Flächen geringer als bei mit Stroh eingestreuten Flächen, da die Kontaktfläche zwischen Gülle und Luft sehr viel geringer ist, als die zwischen Festmist oder Tiefstreu und Luft. Daher wird, obwohl sowohl in Kuhställen als auch Jungviehställen die Entmistungsintervalle verkürzt werden, eine NH₃-Minderung nur in den Jungviehställen erreicht. Die Verkürzung der Entmistungsintervalle in einstreulosen Haltungssystemen ist bezüglich NH₃-Emissionen ohne wesentlichen Effekt. Es wird davon ausgegangen, dass eine Abtrocknung der Flächen, mit der eine effektive Unterbindung der NH₃-Freisetzung stattfindet, auch bei häufigerer Entmistung nicht erreicht wird.

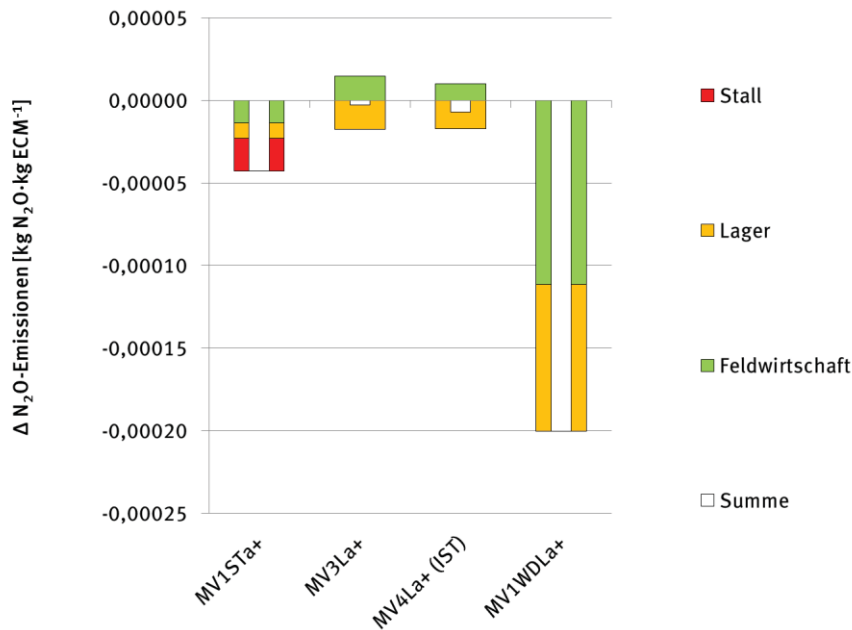
Die Änderung des Stalltyps für Kälber führt zu einer sehr geringen Reduktion der NH₃-Emissionen aus dem Stall selbst. Der wesentliche Reduktionseffekt dieser Maßnahme wird im Wirtschaftsdüngerlager erreicht, indem mehr Gülle (981 t FM statt 979 t FM pro Jahr) statt Festmist- und Tiefstreu (6 t FM statt 13 t FM pro Jahr) gelagert wird. Die Minderung der NH₃-Emissionen aus dem Lager dadurch, dass mehr Gülle, dafür weniger Tiefstreu- und Festmist gelagert wird, ist bedeutend höher (Lageremissionen -0,61 g NH₃ · kg⁻¹ ECM) als die Wirkung aller Maßnahmen dieses Szenarios zusammen direkt auf die Emissionen aus dem Stall (-0,18 g NH₃ · kg⁻¹ ECM) (Abbildung 4-18). Dadurch, dass mit den Maßnahmen dieses Szenarios NH₃-Emissionen aus dem Stall vermindert werden, wird der TAN-Gehalt der Gülle gegenüber dem Standard MV1 erhöht (2,75 kg TAN · t FM⁻¹ Gülle gegenüber 2,57 kg TAN · t⁻¹ FM).

Dies führt im Vergleich zu MV1 zu einem höherem NH₃-Verlustpotential in der Wirtschaftsdüngerabfuhr (siehe Abbildung 4-18, Datenpunkt ‚Feldwirtschaft‘). Ohne ergänzende Maßnahmen für eine verlustarme WSD-Ausbringung führen die Maßnahmen des Szenarios MV1Sta+ daher zu höheren NH₃-Emissionen aus der Feldwirtschaft (+0,34 g NH₃ · kg⁻¹ ECM).

Die Erhöhung des TAN-Gehaltes im Wirtschaftsdünger und somit erhöhtes Verlustpotential bei der Wirtschaftsdüngerabfuhr ist ein allgemein beobachteter Effekt von Maßnahmen die N-verlustmindernd in Stall und Lager wirken. Ebenso wirken generell Maßnahmen, die zu einer Änderung der NH₃-Emissionen führen, im gleichen Muster zur Änderung der indirekten N₂O-Emissionen, die in Folge von der NH₃-

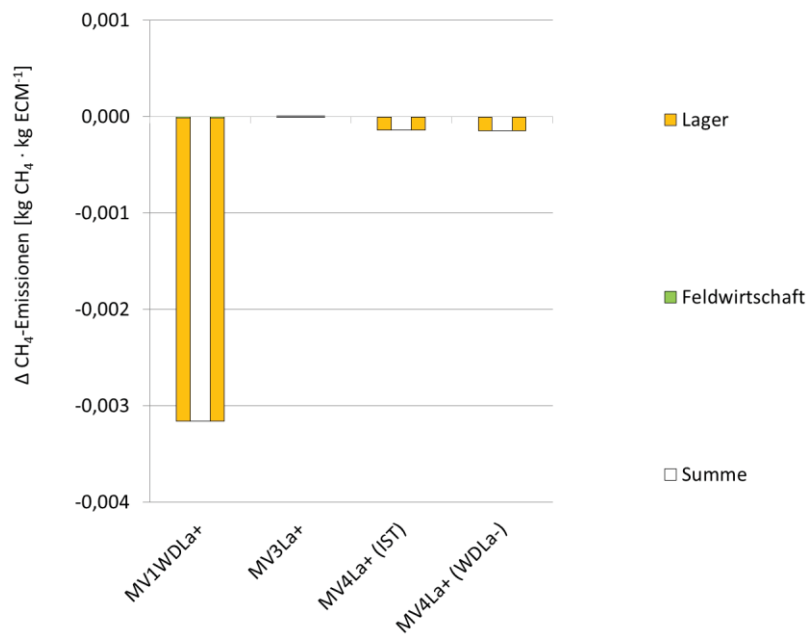
Deposition entstehen. Die NH_3 -Emissionen sind im Wesentlichen gleichgerichtet wie die direkten N_2O -Emissionen, weshalb die aus diesen Maßnahmen resultierenden Änderungen ähnlich sind. Gleichwohl sinken die N_2O -Emissionen aus der Feldwirtschaft etwas ($-0,014 \text{ g N}_2\text{O} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$). Dies liegt darin begründet, dass aufgrund der höheren N-Gehalte im Wirtschaftsdünger Mineraldünger eingespart wird, dessen spezifischen N_2O -Emissionen aus der Anwendung und Vorketten höher sind als die von Wirtschaftsdünger, trotz höherer N-Verluste in der Anwendung von Wirtschaftsdünger, da dieser ohne Vorketten und den damit verbundenen N_2O -Emissionen bewertet wird (Abbildung 4-19).

Abbildung 4-19: Änderung der Lachgasemissionen durch Maßnahmen im Stall und Lager



Um die Wirkung von Veränderungen bei der Lagerung auf die Emissionen zu untersuchen, werden Szenarien zur Lagerung auf Grundlage der Modellbetriebe MV3 und MV4 betrachtet (Abbildung 4-20).

Das Szenario MV3La+ für Modellbetrieb MV3 bestehen aus den Maßnahmen Abdeckung eines offenen Güllebehälters mit Zeltdach und in der Reduktion der Anzahl der Homogenisierungen von 12 auf 4 pro Jahr in beiden Behältern. Dies führt zu einer Emissionsminderung von $-1,37 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ aus Lagern. Die Maßnahmen in der Lagerung in MV4 bestehen in der Abdeckung beider zuvor nicht abgedeckten Güllebehälter mit Zeltdach und der Reduktion der Lagerdauer der Gülle in einem Behälter von 120 auf 92 Tage. Dadurch wird eine Emissionsminderung von $-1,22 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ erzielt. Jede unter ‚Maßnahmen in der Lagerung‘ betrachtete Einzelmaßnahme reduziert die NH_3 -Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung. Am wirksamsten ist die Zeltdachabdeckung offener Güllelager. In den beiden Szenarien MV3La+ und MV4La+ erhöhen sich ohne weitere Maßnahmen zur verbesserten Wirtschaftsdüngerenausbringeeffizienz durch die höheren N-Gehalte der Gülle die NH_3 -Emissionen aus der Ausbringung ($+0,99 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ und $0,30 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$). Die geringere Erhöhung der Emissionen in Szenario MV4La+ im Vergleich zu MV3La+ liegt in der im Ausgangs-Modellbetrieb MV4 vorhandenen effizienten Ausbringtechnik für Wirtschaftsdünger. Hierdurch wird bereits ohne weitere Maßnahmen zur verlustarmen Wirtschaftsdüngerenausbringung eine höhere Ausbringeeffizienz erzielt, als in Szenario MV3La+. Die Lageroptimierung wirkt über die Minderung der indirekten N_2O -Emissionen aus der NH_3 -Deposition gleichgerichtet auch auf die N_2O -Emissionen (Abbildung 4-19).

Abbildung 4-20: Änderung der Methanemissionen durch Maßnahmen im Lager

MV1WDLa+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerabfuhr und -lagerung in Betrieb MV1

MV3La+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV3

MV4La+ (IST) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV4; Vergleich mit Ist-Betrieb

MV4La+ (WDLa-) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV4; Vergleich mit nach rechtlichen Mindestanforderungen wirtschaftenden Betrieb (MV4WDLa-)

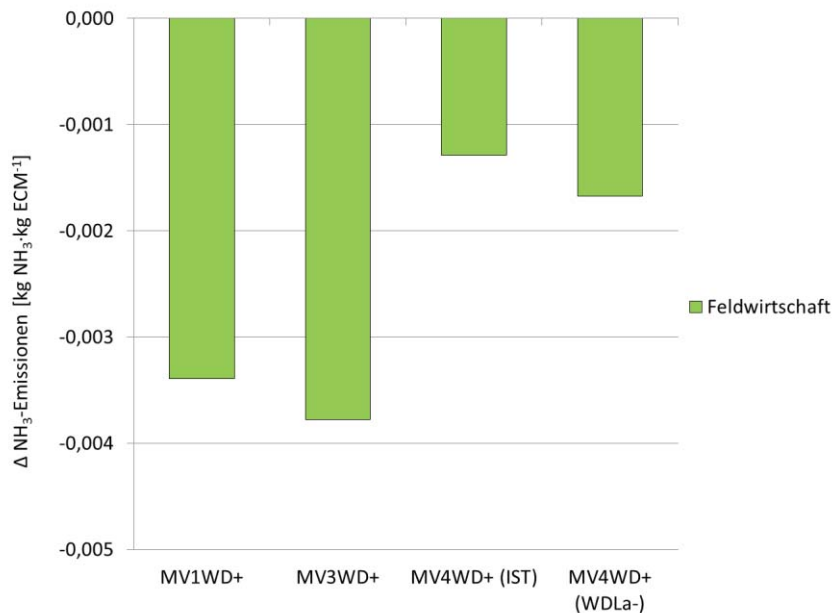
Von den gewählten Szenarien-Annahmen zur Lagerung führt lediglich die Verkürzung der Lagerdauer zu einer wesentlichen Minderung der CH_4 -Emissionen aus Wirtschaftsdüngerlagern (MV1WDLa+: $-3,15 \text{ g CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$; MV4La+: $-1,29 \text{ g CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ gegenüber MV3La+: $\pm 0 \text{ g CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$) (Abbildung 4-20).

Für die Betriebe MV1, MV3 und MV4 wurde die Wirkung von Veränderungen bei der Ausbringung auf die Emissionen untersucht (Abbildung 4-21).

Alle Szenarien zur erhöhten Wirtschaftsdüngerabfuhr-effizienz bestehen aus einem Maßnahmenbündel von effizienter Ausbringtechnik (Schleppschlauch oder Schlitzverfahren statt Breitverteiler), Ausbringung bei niedriger Umgebungstemperatur (5, tlw. 10 °C gegenüber 15 °C) und möglichst kurzer Zeitspannen bis zur Gülleeinarbeitung (Einarbeitung innerhalb 1 h statt Einarbeitung innerhalb 4 h). Diese Maßnahmen führen zu einer Verminderung der NH_3 -Emissionen, wodurch die N-Effizienz von Wirtschaftsdüngern erhöht wird. Eine genaue Beschreibung zur Wirkung dieser Maßnahmen ist in der Darstellung der Szenarien-Annahmen zur Wirtschaftsdüngerabfuhr-effizienz in den Marktfruchtbetrieben enthalten (Kapitel 3.4.2.1).

Das Ausgangsniveau der Emissionen entscheidet dabei über den Grad der Emissionsminderung (Abbildung 4-13). Dieses ist davon abhängig inwieweit der Standardbetrieb bereits emissionsmindernd arbeitet. Die erzielten Minderungen liegen daher für MV1WD+ bei $-3,39 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ und für MV3WD+ bei $-3,78 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$; in beiden Betrieben wurde die Ausbringtechnik von Breitverteilerverfahren auf Schleppschlauchverfahren umgestellt. Die erzielte Minderung für MV4 liegt hingegen bei $-1,29 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ (Abbildung 4-21); dieser Betrieb arbeitet schon in der Standardvariante mit Schleppschlauchverfahren, lediglich die Einarbeitungszeiten wurden verkürzt.

**Abbildung 4-21: Änderung der Ammoniakemissionen durch Maßnahmen in der Wirtschaftsdünger-
ausbringung**



MV1WD+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdünger- ausbringung in Betrieb MV1

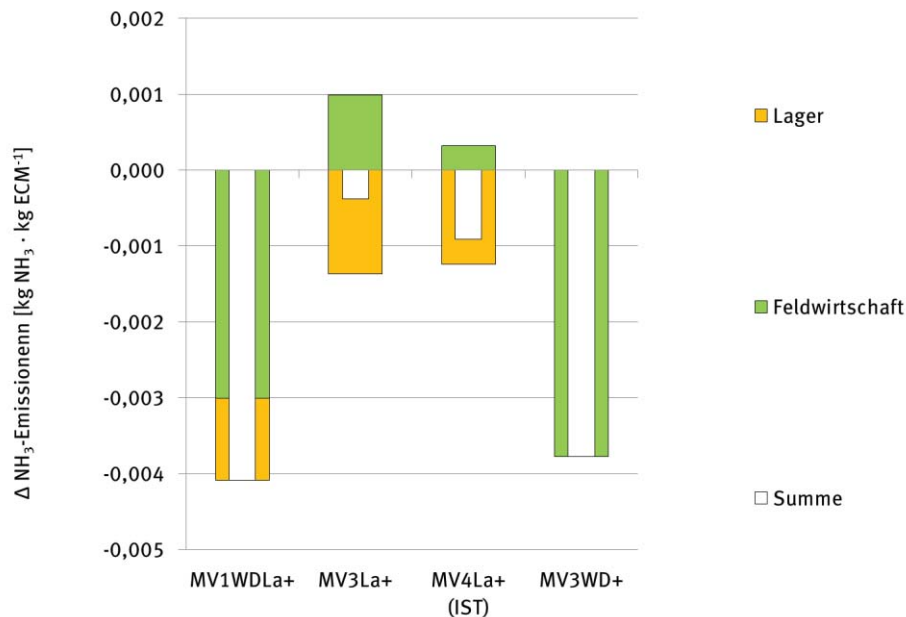
MV3WD+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdünger- ausbringung in Betrieb MV3

MV4WD+ (IST) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdünger- ausbringung in Betrieb MV4; Vergleich mit Ist-Betrieb

MV4WD+ (WDLA-) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdünger- ausbringung in Betrieb MV1; Vergleich mit nach rechtlichen Mindestanforderungen wirtschaftenden Betrieb (MV4WDLA-)

Weitgehend dasselbe Änderungsmuster ergibt sich in der Folge für N₂O-Emissionen dieser Szenarien, da die die Änderung der N₂O-Emissionen im Wesentlichen durch die indirekten N₂O-Emissionen aus NH₃-Deposition bedingt sind. Darüber hinaus werden durch die Einsparung von Mineraldüngern Treibhausgasemissionen aus deren Herstellung eingespart. Diese führt dazu, dass die Emissionsminderung in der Feldwirtschaft dem Szenario MV1WDLA+ mit -0,11 g N₂O·kg⁻¹ ECM größer ist als in dem Szenario MV1WD+, die nur Maßnahmen im Bereich Wirtschaftsdünger- ausbringung beinhaltet (-0,10 g N₂O·kg⁻¹ ECM), da in der Variante MV1WDLA+ mehr mineralischer Stickstoffdünger eingespart werden kann (Abbildung 4-23).

Abbildung 4-22: Kombiniertes Wirkung von Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung und –ausbringung auf die Ammoniakemissionen in Betrieb MV1, MV3 und MV4



MV1WDLa+ = Maßnahmen in der WirtschaftsdüngerAusbringung und-lagerung in Betrieb MV1

MV3La+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV3

MV4La+(IST) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV4 (Ist-Betrieb)

MV3WD+ = Maßnahmen in der WirtschaftsdüngerAusbringung in Betrieb MV3

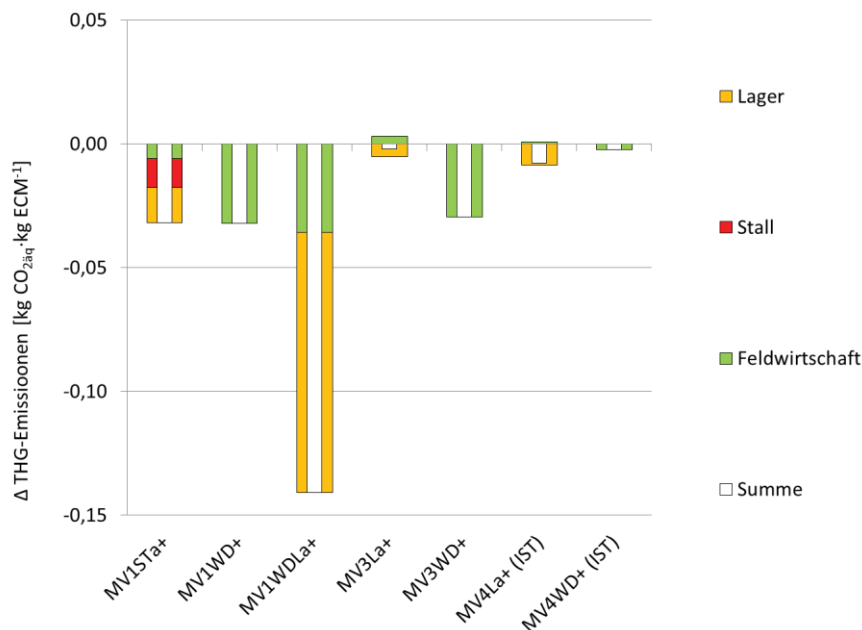
Auf Grundlage von Betrieb MV1 wurde zusätzlich noch die kombinierte Wirkung von Veränderungen bei der Ausbringung und Lagerung betrachtet.

Ohne begleitende Maßnahmen in der WirtschaftsdüngerAusbringung erhöhen die Szenarien-Annahmen zur Lagerung die NH_3 -Emissionen in der Feldwirtschaft in allen betrachteten Szenarien (Abbildung 4-23). Dies liegt darin begründet, dass Maßnahmen zur NH_3 -Emissionsminderung aus Lagern (und Stall) zu höheren TAN-Gehalten im Wirtschaftsdünger führen (MV3La+ mit $2,98 \text{ kg TAN} \cdot \text{t FM}^{-1}$ Gülle gegenüber MV3 mit $2,48 \text{ kg TAN} \cdot \text{t FM}^{-1}$ Gülle und MV4La+ mit $3,20 \text{ kg TAN} \cdot \text{t FM}^{-1}$ Gülle gegenüber $2,70 \text{ kg TAN} \cdot \text{t FM}^{-1}$ Gülle). Soll verhindert werden, dass NH_3 -Emissionsminderungsmaßnahmen im Lager nicht durch erhöhte NH_3 -Emissionen aus der Feldwirtschaft kompensiert werden, müssen emissionsmindernde Maßnahmen im Lager mit einer verlustarmen Ausbringung des Wirtschaftsdüngers kombiniert werden. Die Wirkung der Kombination von Maßnahmen zur Verminderung von NH_3 -Emissionen aus Lager und bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger wurde mit dem Szenario MV1WDLa+ geprüft. Durch diese Kombination Maßnahmen im Lager und verlustarmer Ausbringung kann in MV1WDLa+ gegenüber MV1 eine Emissionsminderung von $-4,09 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ erreicht werden. Hiervon werden $-1,08 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ durch die Maßnahmen im Lager erreicht und $-3,01 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ durch die verlustarme Ausbringung.

Dadurch, dass die Maßnahmen im Lager die TAN-Gehalte der Gülle erhöhen ($3,05 \text{ kg TAN} \cdot \text{t FM}^{-1}$ Gülle in Szenario MV1WDLa+ gegenüber $2,57 \text{ kg TAN} \cdot \text{t FM}^{-1}$ Gülle in MV1) liegen die NH_3 -Emissionen aus der Feldwirtschaft höher als in Szenario MV1WD+ ($-3,39 \text{ g NH}_3 \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$) (Abbildung 4-22).

Da in den hier dargestellten Szenarien Änderungen in den N-Bilanzen über mineralischen Stickstoffdünger ausgeglichen werden, führt keines der Szenarien im Bereich Lager-, Stall- und WirtschaftsdüngerAusbringung zu einer Änderung in der Nitratauswaschung gegenüber den Standardvarianten.

Abbildung 4-23: Auswirkungen der Maßnahmen im Bereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘ auf die Treibhausgasemissionen



MV1Sta+ = Maßnahmen im Stall in Betrieb MV1

MV1WD+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerausbringung in Betrieb MV1

MV1WDLa+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerausbringung und-lagerung in Betrieb MV1

MV3La+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV3

MV3WD+ = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerausbringung in Betrieb MV3

MV4La+ (IST) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerlagerung in Betrieb MV4; Vergleich mit Ist-Betrieb

MV4WD+(IST) = Maßnahmen in der Wirtschaftsdüngerausbringung in Betrieb MV4; Vergleich mit Ist-Betrieb

Die Wirkung der Szenarien auf die Treibhausgasemissionen ist in Abbildung 4-23 zusammenfassend dargestellt. Deutlich ist, dass die Maßnahmen die mindernd auf NH_3 -Emissionen wirken, über die indirekten N_2O -Emissionen aus der Deposition von NH_3 und Einsparungen von Mineraldüngern auch zu einer Minderung der THG-Emissionen führen. Maßnahmen, die alleine auf eine NH_3 -Emissionsminderung aus Lagern zielen, ohne gleichzeitig die Ausbringeeffizienz optimal zu gestalten, sind ohne nennenswerten Minderungseffekt auf die Treibhausgasemissionen (siehe Abbildung 4-23; MV3La+ mit $-2 \text{ g CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ gegenüber MV1WDLa+ mit $-141 \text{ g CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$). Der Grad der Treibhausgasemissionsminderung ist zudem abhängig von Technik und Wirtschaftsdüngermanagement der Standardszenarien (siehe Kapitel 3.4.1.2) (vgl. MV1WD+ mit $-32 \text{ g CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ und MV3WD+ mit $-30 \text{ g CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ gegenüber MV4WD+ mit $-4 \text{ g CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ ECM}$ Emissionsminderung gegenüber den jeweiligen Standardvarianten). Eine verkürzte Lagerdauer der Wirtschaftsdünger, als Maßnahme in der Lagerung, die im Wesentlichen zu einer Minderung der CH_4 -Emissionen führt, trägt unmittelbar zur Minderung der Treibhausgasemissionen bei, ohne Verschiebung von Emissionen in den nachgelagerten Bereich der Feldwirtschaft, (Abbildung 4-23) dennoch kann eine verkürzte Lagerdauer und Ausbringung der Gülle nur sehr eingeschränkt als emissionsmindernde Maßnahme genutzt werden, da hierdurch die Gefahr der Ausbringung zu pflanzenbaulich ungünstigen Zeitpunkten und damit verbundenen erhöhter Nitratauswaschungsgefahr besteht.

4.1.5.3 Minderungskosten im Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement und Gebäude‘

In Tabelle 4-5 sind die Minderungskosten für THG- und NH_3 -Emissionen für die Szenarien im Maßnahmenbereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement‘ dargestellt. Die Minderungskosten des Szenarios MV1Sta+, das mit einer Änderung des Stallgebäudes einhergeht, sind nicht dargestellt, da diese Maßnahme unter realistischen Annahmen nicht kurzfristig zu realisieren ist.

Die Minderungskosten der Szenarien für die Wirtschaftsdüngerausbringung gegenüber den Standardszenarien sind davon abhängig, ob Maßnahmen reine Managementmaßnahmen darstellen oder mit einer Änderung der Technik einhergehen. Szenarien mit reinen Managementmaßnahmen wie die unmittelbare Einarbeitung und Ausbringung von Gülle in MV4WD+ (IST) können kostenneutral umgesetzt werden oder bieten durch die Mineraldüngereinsparung durch höhere N-Effizienz der Wirtschaftsdünger sogar einen Kostenvorteil (Minderungskosten für THG: $-321 \text{ €} \cdot \text{t}^{-1} \text{ CO}_{2\text{äq}}$ und für NH_3 : $-0,56 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ NH}_3$), das Minderungspotential wird jedoch sowohl für Treibhausgase mit $-0,27 \%$ als auch für Ammoniak mit $-19,3 \%$ im Vergleich zu MV4WD+ (WDLa-) (THG: $-1,01 \%$; NH_3 $-22,8 \%$) nicht vollständig ausgeschöpft. Dieses höhere Minderungspotential ist nur durch Umstellung der Arbeitsverfahren (Einsatz emissionsmindernder Gülleausbringungstechnik) zu erzielen und führt daher sowohl für Treibhausgase als auch Ammoniak, am Beispiel des Modellbetriebes MV4 dargestellt, zu höheren Minderungskosten (THG: $679 \text{ €} \cdot \text{t}^{-1} \text{ CO}_{2\text{äq}}$; NH_3 : $3,68 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ NH}_3$).

Mehrkosten für Maßnahmen im Lager entstehen durch die Lagerabdeckung. Hier wird von einer Abdeckung mit Zeltdach ausgegangen. Die Minderungspotenziale im Lager sind davon abhängig, wie viele Lagerbehälter zusätzlich zu den bereits abgedeckten Behältern mit einem Zeltdach versehen werden können. Maßnahmen im Lager wurden in Szenarien auf Grundlage von Betrieb MV3 und MV4 geprüft. Die Szenarien MV3La+ und MV4La+ (IST) unterscheiden sich nicht hinsichtlich der Maßnahmen im Lager. In beiden Szenarien wird gegenüber dem jeweiligen Standardbetrieb ein Güllebehälter mit einem Zeltdach abgedeckt. Die Maßnahmenkosten sind daher in beiden Szenarien ähnlich. Beide Betriebe unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Wirtschaftsdüngerausbringungsverfahren. Betrieb MV3 setzt Breitverteiler auf dem Grünland ein, Betrieb MV4 Schleppschlauchverfahren mit Einarbeitung innerhalb einer Stunde, bzw. einer Ausbringung mit Schleppschlauch im Bestand. Da die relativen Emissionen bei der Ausbringung mit Prallteller auf Grünland deutlich höher sind, als bei einer unmittelbaren Einarbeitung auf Acker, geht hier ein deutlich größerer Teil des im Lager eingesparten Stickstoffs verloren. Die Minderung der NH_3 -Verluste im Lager in Szenario MV3La+ in der Feldwirtschaft wird also durch höhere Ausbringverluste in stärkerem Maße kompensiert als dies in Szenario MV4La+ (IST) der Fall ist. Die hierdurch bedingten Unterschiede in den Emissionsminderungen bei ähnlichen Maßnahmenkosten führen dazu, dass die Minderungskosten in Szenario MV3La+ (für NH_3 : $14,68 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1}$; für THG: $2.541 \text{ €} \cdot \text{t}^{-1} \text{ CO}_{2\text{äq}}$) deutlich höher liegen als in Szenario MV4La+ (IST) (für NH_3 : $2,69 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1}$; für THG: $318 \text{ €} \cdot \text{t}^{-1} \text{ CO}_{2\text{äq}}$).

Tabelle 4-5: Minderungskosten für Maßnahmen im Bereich ‚Wirtschaftsdüngermanagement‘

Parameter	Einheit	MV3La+	MV4La+ (IST)	MV4La+ (WDLa-)	MV1WDL a+	MV1WD +	MV3WD +	MV4WD + (IST)	MV4WD + (WDLa-)
Kostendifferenz	€ · Betrieb ⁻¹	+2.359	+1.602	+1.522	+3.153	+915	+2.984	-500	+4.013
Δ THG-Emissionen	t CO _{2äq} · Betrieb ⁻¹ (%)	-0,92 (-0,18)	-5,04 (-0,86)	-13,46 (-2,29)	-34,06 (-7,35)	-7,76 (-1,68)	-12,51 (-2,40)	-1,55 (-0,27)	-5,91 (-1,01)
THG-Minderungskosten	€ · t CO _{2äq} ⁻¹	2541	318	113	93	118	239	-321	679
Δ NH ₃ -Emissionen	kg NH ₃ · Betrieb ⁻¹ (%)	-161 (-3,82)	-597 (-13,68)	-738 (-15,41)	-988 (-35,90)	-820 (-29,80)	-1600 (-38,01)	-841 (-19,28)	-1090 (-22,76)
NH ₃ -Minderungskosten	€ · kg NH ₃ ⁻¹	14,68	2,69	2,06	3,19	1,12	1,87	-0,59	3,68

Änderung jeweils gegenüber Standardvarianten der jeweiligen Betriebe, bzw. bei MV4WD+ (WDLa-) und MV4La+ (WDLa-) gegenüber MV4WD

Deutlich wird, dass Maßnahmen im Wirtschaftsdüngermanagement sowohl hohe Minderungspotenziale aufweisen, als auch mit im Mittel etwa $2 \text{ €} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ NH}_3$ vergleichsweise kostengünstig sind. Voraussetzung für geringe Minderungskosten ist, dass Maßnahmen zu einer effektiven Emissionsminderung führen und nicht im Prozess verlagert werden und durch höhere Emissionen an anderer Stelle kompensiert werden. Demgegenüber sind die Minderungspotenziale für Treibhausgasemissionen in diesem Bereich gering und mit hohen Minderungskosten verbunden. Die Minderung an Treibhausgasemissionen in diesem Bereich sollte also nicht isoliert betrachtet, sondern als positiver Zusatzeffekt einer Minderung der NH_3 -Emissionen betrachtet werden

4.2 Emissionen in der Molkerei

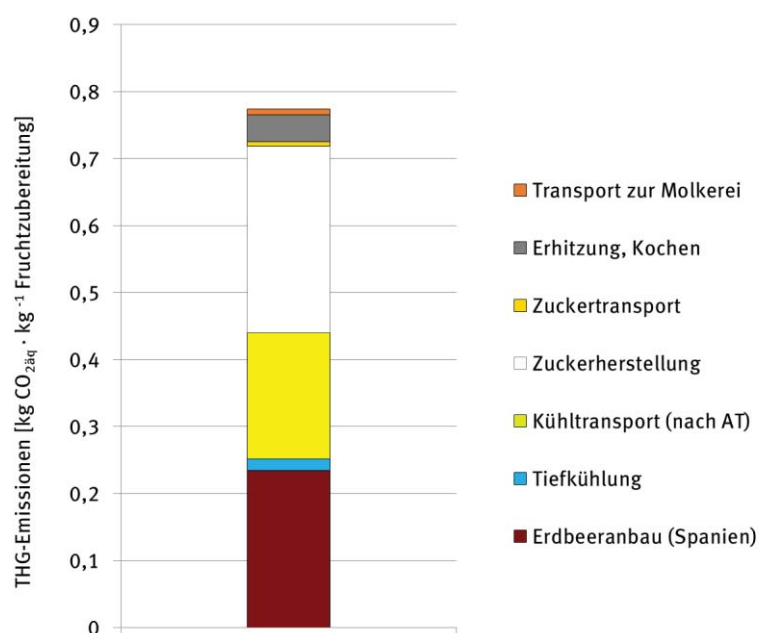
4.2.1 Treibhausgasemissionen der Gesamtproduktion

Für eine Reihe von Milchprodukten sollte die Bilanzierung auf die Weiterverarbeitung ausgedehnt werden, um den Beitrag der Rohmilchproduktion an den Endprodukten darstellen zu können. Die Berechnungen beschränken sich lediglich auf die Treibhausgase, da NH_3 -Emissionen in dem Verarbeitungsprozess eine untergeordnete Rolle spielt.

4.2.1.1 Emissionen der Fruchtzubereitungen

Abbildung 4-24 zeigt die Zusammensetzung der Emissionen einer Fruchtzubereitung für Fruchtjoghurt. Die Zuckerherstellung (Anbau und Weiterverarbeitung) stellt hierbei die wichtigste Quelle dar (36 %). Weitere 30 % entfallen auf den Erdbeeranbau. Auch der Transport der tiefgekühlten Früchte zum Marmeladenhersteller trägt entscheidend zu den Treibhausgasemissionen des Verfahrens bei: ein Viertel der Emissionen gehen auf den Langstreckentransport über 2 500 km zurück. Der eigentliche Verarbeitungsprozess (Erhitzen, Kochen) ist demgegenüber nur für einen verhältnismäßig geringen Anteil der Emissionen verantwortlich.

Abbildung 4-24: Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Erdbeerfruchtzubereitung für die Joghurtherstellung. Annahme: Erdbeeranbau in Spanien, anschließender Transport der tiefgekühlten Früchte zur Weiterverarbeitung in Österreich.



Allerdings können die Emissionen je nach Anbauort für die Erdbeeren und damit verbunden dem Anbauverfahren sowie unterschiedlichen Transportwegen deutlich variieren (Mordini et al. 2009). Der Anbau in Spanien, wo mit die größten Anbaugelände Europas liegen, ist mit vergleichsweise geringen Emissionen verbunden, im Vergleich zu einem Anbau z. B. in Großbritannien (Daten zu Deutschland lagen nicht vor). So liegen

bei Verfahren mit Folientunnels in Großbritannien die Emissionen beim bis zu Dreifachen der für den Freilandanbau in Spanien ermittelten Werte (Mordini et al. 2009). Bei einer Weiterverarbeitung in Mitteleuropa kommen hier jedoch verhältnismäßig hohe Treibhausgasemissionen aus dem Transport der tiefgekühlten Erdbeeren hinzu (Abbildung 4-24). Für generelle Aussagen zur Fruchtzubereitungsherstellung oder zur Marmeladenproduktion sind die hier erzielten Ergebnisse nicht ausreichend. Die Berechnungen sind als Fallstudie zu betrachten.

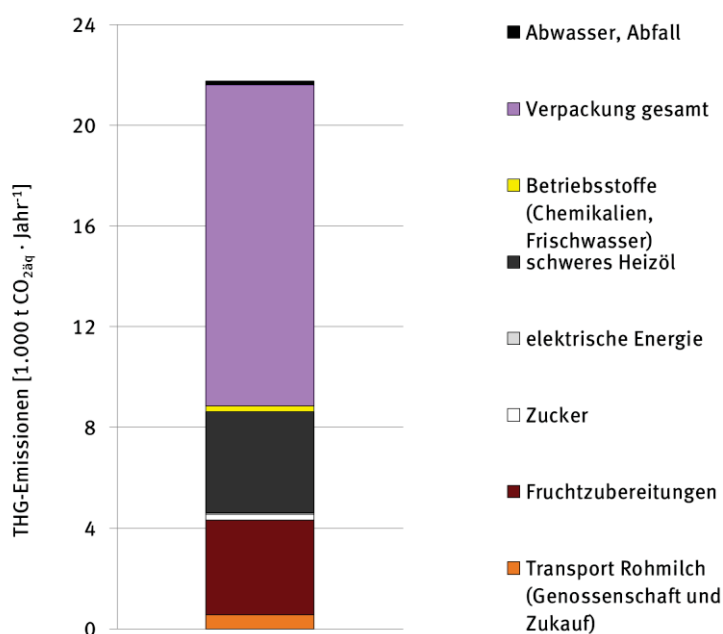
Für die näherungsweise Abschätzung der Gesamtemissionen der Molkerei wird das Ergebnis für die Erdbeerfruchtzubereitung für alle Geschmacksrichtungen angesetzt, da es im Rahmen des Projekts nicht möglich war, die Emissionen aus Anbau, Weiterverarbeitung und Transport für weitere Fruchtarten zu ermitteln.

4.2.1.2 Gesamtemissionen der Molkereiprozesse

Die Gesamttreibhausgasemissionen der Molkerei für das Jahr 2012 ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion sind in Abbildung 4-25 dargestellt. Lediglich der Transport der Rohmilch zur Molkerei ist hier in die Berechnung einbezogen. Hierbei wird zwischen dem Rohmilchtransport von an die Genossenschaft angeschlossenen Milchviehbetrieben (max. Entfernung 15 km) und dem Transport der von außerhalb der Genossenschaft zugekauften Milch unterschieden. Bei letzterer wurde zusätzlich zum Transport vom Zulieferer (i. A. andere Molkereien) zur betrachteten Molkerei in großen Kühlwagen auch das Anliefern bzw. Einsammeln der Rohmilch in Klein-LKW berücksichtigt. Die Emissionen der Fruchtzusätze beruhen auf der bilanzierten Erdbeerfruchtzubereitung (vgl. Kap. 3.2.2).

Die Vorketten aus der Verpackungsherstellung machen im vorliegenden Beispiel ca. 60 % der jährlichen Treibhausgasemissionen der Molkerei aus (Abbildung 4-25). Des Weiteren sind lediglich der Verbrauch von schwerem Heizöl und die Fruchtzubereitung nennenswerte Treibhausgasquellen (jeweils ca. 18 % der Gesamtemissionen). Der Prozessstrom hat nur einen sehr geringen Anteil, u. a. dadurch bedingt, dass Wasserkraft und PV-Strom zum Einsatz kommt (vgl. Anhangtabelle C-1). Auch der Transport der Rohmilch spielt kaum eine Rolle. Zwar wird die Zukaufmilch zum Teil über vergleichsweise weite Distanzen befördert, was sich jedoch aufgrund des hohen Anteils an genossenschaftseigener Milch (87 %, s. Tabelle 3-6) nur wenig auf die Höhe der Gesamtemissionen auswirkt.

Abbildung 4-25: Jahresemissionen an Treibhausgasen der gesamten Molkereiproduktion 2012 ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion.

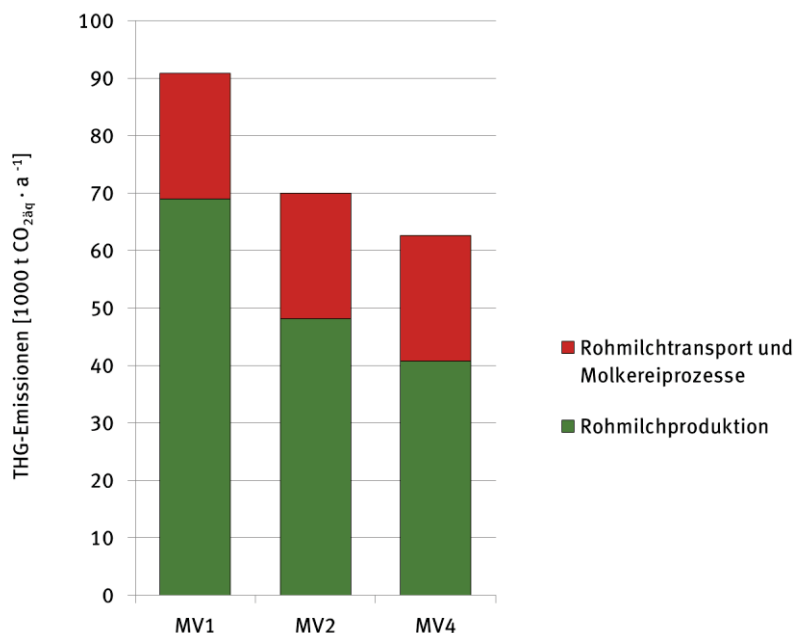


4.2.1.3 Emissionen der gesamten Prozesskette inkl. Rohmilchproduktion

Wird die Rohmilchproduktion in die Berechnungen mit einbezogen (Ergebnisse der Allokation nach IDF, vgl. Kap. 4.2.1), so zeigt sich, dass diese mit deutlich mehr Treibhausgasemissionen verbunden ist als die Weiterverarbeitung (Abbildung 4-26). Allerdings variieren diese deutlich von Betrieb zu Betrieb (vgl. Kap. 4.2.1). Daher werden in Abbildung 4-26 die Treibhausgasemissionen unter Einbeziehung der Rohmilchproduktion für die beiden Modellbetriebe mit den geringsten bzw. höchsten Emissionen je Liter Milch dargestellt (Betriebe MV5 bzw. MV1). Beim ebenfalls dargestellten Betrieb MV2 handelt es sich um einen der Genossenschaft angeschlossenen Milchviehbetrieb. Bei allen weiteren die Rohmilchproduktion berücksichtigenden Abbildungen sind die Emissionen dieses Modellbetriebes zugrunde gelegt.

Legt man die Emissionen der Rohmilch von Betrieb MV2 (Abbildung 4-26 mittlere Säule) zugrunde, so entfallen zwei Drittel der Gesamtemissionen auf die Milchproduktion. Der Anteil der Verpackung beträgt nur noch 20 %. Die Fruchtzubereitungen und das schwere Heizöl, die beiden weiteren signifikanten Treibhausgasquellen im Molkereiprozess, machen nur noch jeweils ca. 6–7 % der Gesamtemissionen aus. Alle weiteren Quellen sind bei dieser Betrachtungsweise nicht mehr relevant. Entsprechend höher oder niedriger fallen diese Anteile aus, wenn man die Emissionen der Rohmilchproduktion der Modellbetriebe MV1 bzw. MV5 heranzieht.

Abbildung 4-26: Jahresemissionen an Treibhausgasen der gesamten Molkereiproduktion 2012 einschließlich der Emissionen aus der Rohmilchproduktion – Vergleich von drei Milchviehbetrieben.

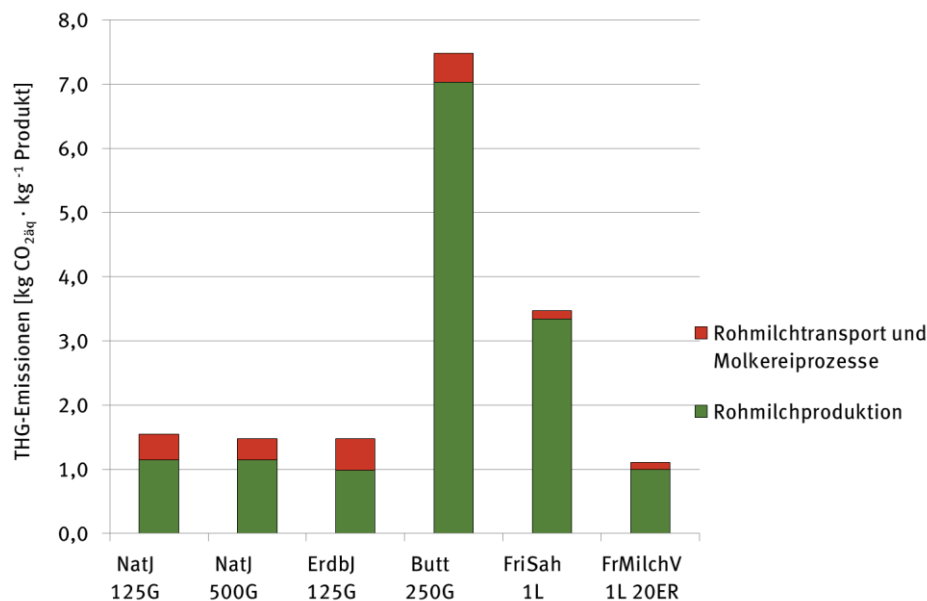


4.2.2 Treibhausgasemissionen einzelner Molkereiprodukte

Die je nach Milchviehbetrieb unterschiedlichen Emissionen bei der Rohmilchproduktion spiegeln sich auch in den Produkten wider (Abbildung 4-27). Bedingt vor allem durch den unterschiedlichen Rohmilchbedarf der verschiedenen Produkttypen entfallen zwischen 70 (Erdbeerjoghurt) und 95 % (Frishsahne) auf die Rohmilch. Auch der Weiterverarbeitungsgrad unterscheidet sich, spielt jedoch aufgrund der alles überlagernden Bedeutung der Rohmilch nur eine geringe Rolle. Die höchsten Treibhausgasemissionen fallen bei dieser Betrachtungsweise bei der Butter- und Frishsahneherstellung an, die geringsten für Frishmilch. Dies ist vor allem bedingt durch den unterschiedlichen Rohmilchbedarf, der bei Butter und Sahne deutlich über dem der anderen Produkte liegt (s. Tabelle 3-8). Bei Frishmilch wirken sich zusätzlich der geringe Verarbeitungsgrad sowie die emissionsärmere Verpackung im Vergleich zu z. B. Joghurt aus.

Die Ergebnisse für Joghurt decken sich mit denen von Büsser und Jungbluth (2009). Beim Vergleich mit den Ergebnissen des FiBL Österreich von 2009 (Lindenthal et al. 2009a, b und c) hingegen zeigen sich zwar für Frischmilch und Joghurt gute Übereinstimmungen (Lindenthal et al. 2009a und b), bei Butter sind jedoch deutliche Unterschiede festzustellen (Lindenthal et al. 2009c): Hier wird mehr als das Dreifache an Treibhausgasen im Vergleich zum vorliegenden Projekt ermittelt, was zu einem großen Teil aus den ebenfalls dreimal höheren Emissionen aus der Rohmilchproduktion liegt. Bei Butter müssen also signifikant andere Annahmen bei der Ermittlung des Rohmilchbedarfs zugrunde gelegt sein, während diese für Milch und Joghurt relativ gut übereinstimmen dürften. Allerdings lässt sich dies aus der Dokumentation zur FiBL-Studie (Lindenthal 2009, Lindenthal et al. 2009d und 2009e, Lindenthal et al. 2010) nicht nachvollziehen.

Abbildung 4-27: Treibhausgasemissionen ausgewählter Molkereiprodukte bei Rohmilchbelieferung durch Modellbetrieb MV2 (Bilanzierungsgrenze: Molkereitor).



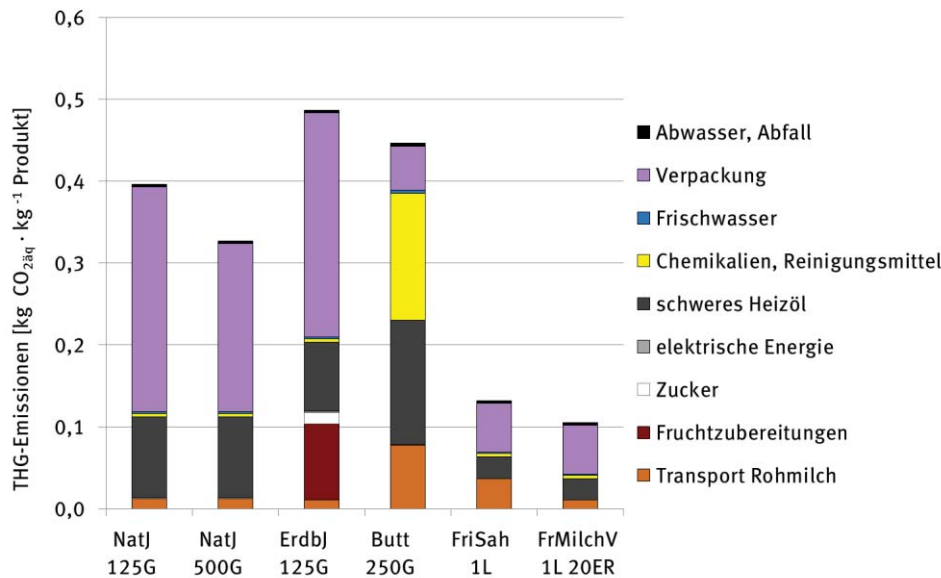
Natj 125G: Naturjoghurt im 125 g PS-Becher, Natj 500G: Naturjoghurt im 500g PS-Becher, Erdbj 125G: Erdbeerjoghurt Vollmilchqualität im 125 g PS-Becher, Butt 250G: Butter in 250 g Packung, FriSah 1 L: Frischsahne im 1 L Tetrapack; FrMilchV 1 L 20ER: Frisch-Vollmilch im 1 L Tetrapack und als 20er Steige

Da die Treibhausgasemissionen der Rohmilchproduktion diejenigen aus den Molkereiprozessen und den Transporten deutlich übersteigen und somit Effekte oder Vergleiche, die sich nur auf die Molkerei beziehen, stark nivelliert werden, wird in der Folge die Rohmilchproduktion in den Berechnungen i. A. nicht berücksichtigt. Jedoch gilt es in diesen Fällen bei der Bewertung möglicher Ansatzpunkte für Minderungsoptionen zu bedenken, dass die dargestellten Ergebnisse je nach Produkt einen zum Teil sehr geringen Anteil der Emissionen der gesamten Verfahrenskette „Milchproduktherstellung“ repräsentieren. Bei einer Gesamtbeurteilung inklusive der Rohmilchproduktion werden Effekte/Minderungswirkungen entsprechend abgeschwächt.

Wird die Rohmilchproduktion nicht berücksichtigt, zeigen sich die Unterschiede der einzelnen Produkte, v. a. bei Verpackung und Zutaten. So verringern sich die Treibhausgasemissionen deutlich bei der Verwendung größerer Einheiten (vgl. 125 g mit 500 g Naturjoghurt; Abbildung 4-28). Ebenso sind Zutaten wie Marmelade und Zucker bei den Fruchtjoghurts bedeutende Treibhausgasquellen. Produkte mit hohem Rohmilchbedarf je kg Produkt wie Butter oder Sahne verursachen entsprechend höhere Emissionen aus dem Rohmilchtransport, wohingegen hier ebenso wie bei Frischmilch die Emissionen aus der Verpackung im Vergleich zu den Joghurt-Varianten um ein Vielfaches geringer ausfallen. Zum einen liegt dies an der Verpackungsart: so weisen Tetrapacks mit hohem Kartonanteil geringere Emissionen auf als Becher aus Polysty-

rol (Seidel 2012). Zum anderen bewirken größere Gebinde, wie bei Milch und Sahne (1 Liter) relativ weniger Verpackung je kg als z. B. bei den 125g Joghurtbechern. Weiterhin auffällig ist bei Butter neben einem höheren Verbrauch von schwerem Heizöl der hohe Chemikalienbedarf (Abbildung 4-28), der für die Anlagenreinigung anfällt. Der gegenüber Butter und Joghurt deutlich niedrigere Energiebedarf bei Sahne und Frischmilch spiegelt den geringeren Verarbeitungsgrad dieser Produkte wider.

Abbildung 4-28: Treibhausgasemissionen bei der Herstellung ausgewählter Molkereiprodukte ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion.



Natj 125G: Naturjoghurt im 125 g PS-Becher, Natj 500G: Naturjoghurt im 500g PS-Becher, Erdbj 125G: Erdbeerjoghurt Vollmilchqualität im 125 g PS-Becher, Butt 250G: Butter in 250 g Packung, FriSah 1 L: Frischsahne im 1 L Tetrapack; FrMilchV 1 L 20ER: Frisch-Vollmilch im 1 L Tetrapack und als 20er Steige

Lässt man die Rohmilchproduktion außer Acht, so ist auch bei isolierter Betrachtung der Molkerei die Herstellung von Frischmilch mit den geringsten Emissionen verbunden (Abbildung 4-28). Auch Sahne führt zu vergleichsweise geringen Treibhausgasemissionen. Die höchsten Emissionen entstehen bei der Produktion des Erdbeerjoghurts in kleinen Bechern, v. a. aufgrund der Vorketten für die Verpackung und der Fruchtzusatz- sowie Zuckerherstellung. Diese übersteigen in der Summe sogar die vergleichsweise hoher Emissionen aus Rohmilchtransport, Energie- und Chemikalienverbrauch bei Butter.

4.2.3 Szenarien

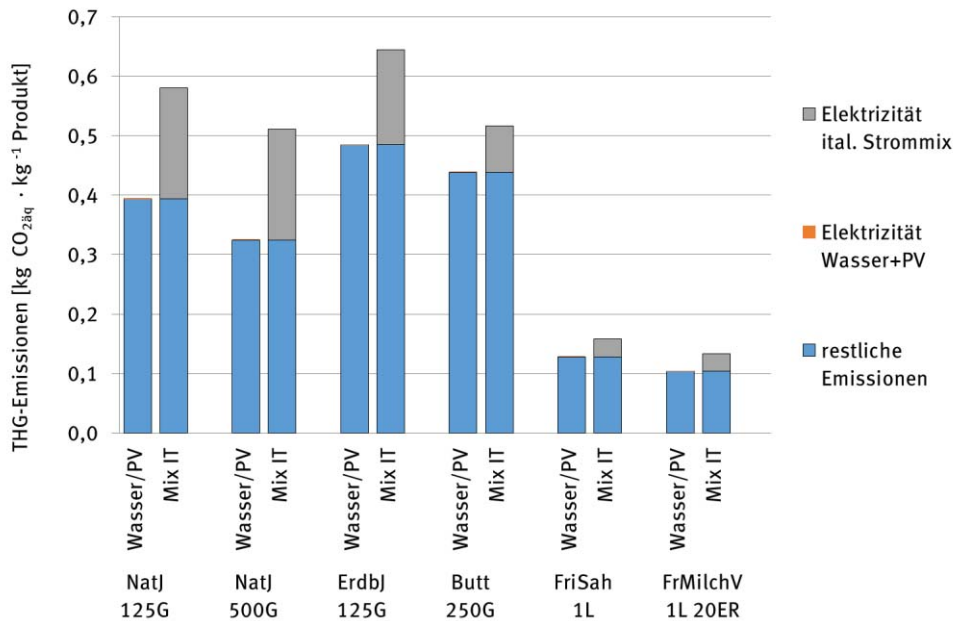
4.2.3.1 Strom

Durch Verwendung von Strom aus Wasserkraft und der betriebseigenen Photovoltaikanlage (vgl. Anhangtabelle C-1) werden die Emissionen für Elektrizität im Vergleich zu Strom aus konventionellen Quellen bereits minimiert. Der Anteil des Stroms an den Gesamtemissionen der Molkerei bzw. der einzelnen Produkte beträgt dementsprechend weit unter einem Prozent. In vielen Fällen ist jedoch die Möglichkeit zum ausschließlichen Einsatz von regenerativem Strom nicht gegeben. Daher wurde eine Vergleichsrechnung mit dem italienischen Strommix durchgeführt (Abbildung 4-29). Dessen Treibhausgasemissionen ($0,582 \text{ kg CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kWh}_{\text{el}}^{-1}$; Ecoinvent 2007) betragen ein Vielfaches derer von Wasserkraft- bzw. PV-Strom ($0,005$ bzw. $0,065 \text{ kg CO}_{2\text{äq}} \cdot \text{kWh}_{\text{el}}^{-1}$; Ecoinvent 2007).

Bei Sahne, Frischmilch und Butter steigen die Gesamtemissionen bei Zugrundelegung des italienischen Strommixes in geringerem Umfang als bei den Joghurts. Am deutlichsten wirkt sich dies beim Naturjoghurt

aus, wo zusätzlichen Quellen wie Fruchtzusatz, Chemikalien oder anteilig hohe Rohmilchtransporte keine Rolle spielen: hier steigen im Szenario mit dem Strommix die Emissionen um 47 (125 g) bzw. 58 % (500 g) an. Bei Butter, wo der Einfluss am geringsten ist, steigen die Emissionen in diesem Szenario lediglich um 17 % an (Abbildung 4-29).

Abbildung 4-29: Einfluss der Stromquelle auf die Treibhausgasemissionen ausgewählter Molkereiprodukte (ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion)



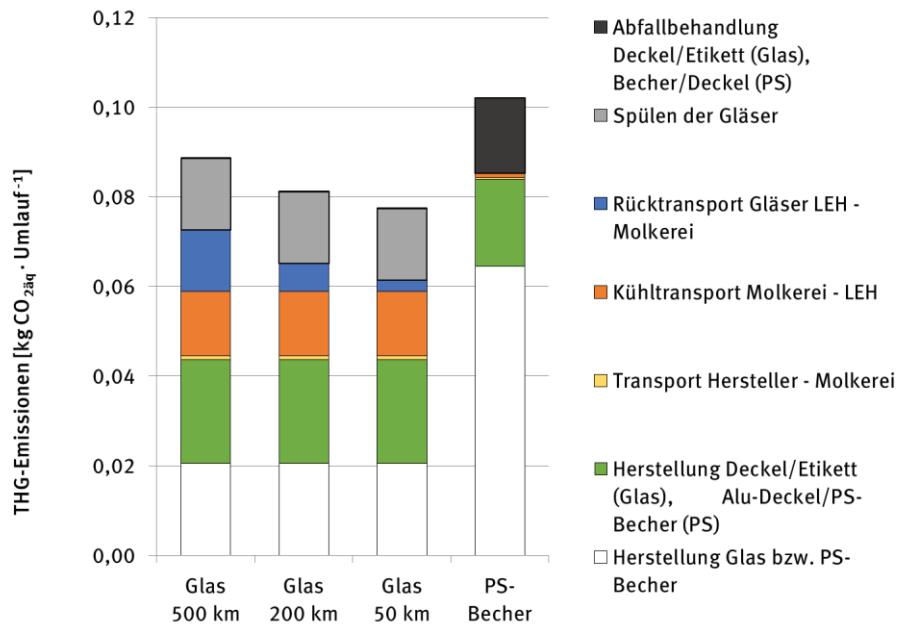
Natj 125G: Naturjoghurt im 125 g PS-Becher, Natj 500G: Naturjoghurt im 500g PS-Becher, Erdbj 125G: Erdbeerjoghurt Vollmilchqualität im 125 g PS-Becher, Butt 250G: Butter in 250 g Packung, FriSah 1 L: Frischsahne im 1 L Tetrapack; FrMilchV 1 L 20ER: Frisch-Vollmilch im 1 L Tetrapack und als 20er Steige

4.2.3.2 Einweg-Mehrweg

Aufgrund der Tatsache, dass fast 60 % der Treibhausgasemissionen der betrachteten Molkerei auf die Vor Ketten der Verpackungsherstellung zurückzuführen sind, wurde für die Gebindegröße 500 g ein alternatives Szenario mit 500 g Mehrweggläsern anstatt von PS-Einwegbechern berechnet. Aufgrund des identischen Volumens werden nur die Verpackungen verglichen, die Emissionen aus der Joghurtherstellung sind hier nicht berücksichtigt. Bei der zugrunde gelegten Umlaufzahl von 10 Umläufen pro Glas (lt. Simon 2013) ergeben sich selbst bei einem kompletten Rücktransport der Mehrweggläser vom Einzelhandel zur Molkerei (500 km) um 15 % geringere Emissionen als für den PS-Becher (Abbildung 4-30). Mit kürzeren Rücktransporten aufgrund der Teilnahme an Mehrwegpools (Abbildung 4-30) oder auch bei zusätzlichen Umläufen (nicht dargestellt) verstärkt sich dieser Vorteil. Bei 20 Umläufen und einem Rücktransport über 50 km können durch Mehrwegglas im Vergleich zu PS-Bechern 36 % Treibhausgasemissionen vermieden werden (nicht dargestellt).

Spezifische Vergleiche zwischen Einweg- und Mehrwegverpackungen mit Joghurt als Füllgut liegen in der Literatur derzeit nicht vor. Aufgrund der zugrunde liegenden Annahmen und teilweisen Vereinfachungen sind die hier vorgestellten Ergebnisse lediglich als Fallstudie zu betrachten, deren Ergebnisse nicht verallgemeinert werden können. So wird u. a. die Nicht-Berücksichtigung des Füllguts in Fachkreisen kontrovers diskutiert (Critical Review in IFEU 2010b, Deutsche Umwelthilfe 2011).

Abbildung 4-30: Treibhausgasemissionen von Mehrwegglas bei unterschiedlichen Rücktransportentfernungen im Vergleich zu PS-Becher, jeweils 500 g Behälter ohne Inhalt. Annahme: 10 Umläufe je Glas.



LEH: Lebensmitteleinzelhandel

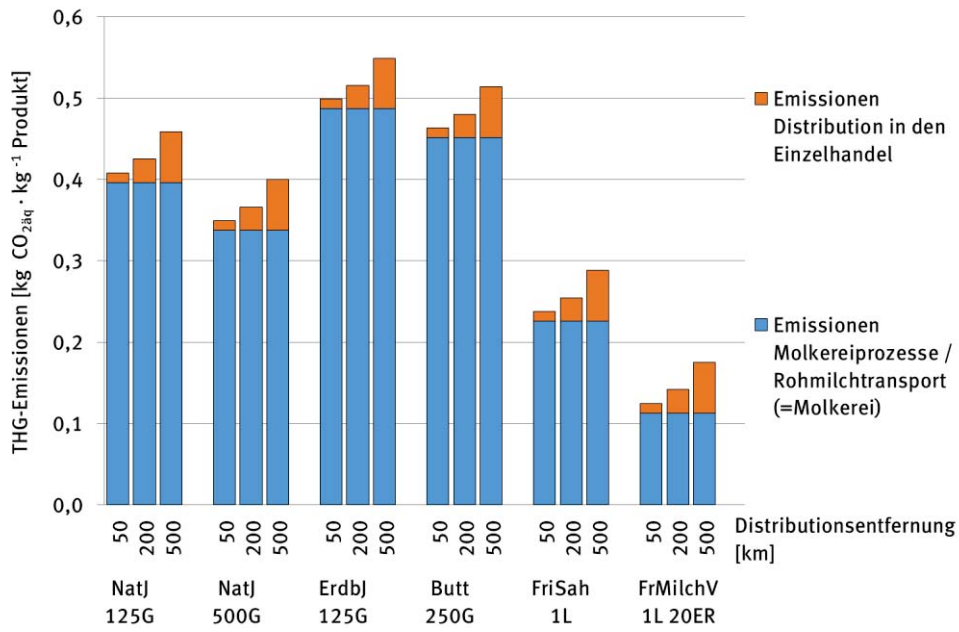
Die sich hier zeigenden Vorteile des Mehrwegglases decken sich jedoch mit Ergebnissen verschiedener Ökobilanzstudien des IFEU (UBA 2000a und 2002a, IFEU 2008), die sich allerdings auf Getränkeverpackungen / Mineralwasser bezogen. Auch in diesen Studien schnitten Mehrweg-Glasflaschen im Vergleich zu Einwegflaschen (dort PET-Einweg) beim Indikator Treibhausgasemissionen deutlich besser ab. In neueren Studien, die Optimierungen im Bereich der Flaschengewichte, der Recyclingquote oder auch der Distribution gerade bei PET-Einweg berücksichtigen, stellt sich der Vorteil zumindest bei Getränkeverpackungen allerdings weniger eindeutig dar, insbesondere bei langen Transportentfernungen (IFEU 2010a) Allerdings werden auch diese Ergebnisse bzw. die zugrunde liegenden Annahmen teilweise kritisch gesehen (IFEU 2010b, DUH 2011 und 2013).

4.2.3.3 Distribution

Die mit Lebensmitteltransporten einhergehenden Treibhausgasemissionen werden in der Öffentlichkeit stark diskutiert. Daher wurde für die verschiedenen Produkttypen beispielhaft anhand von 3 Entfernungen (50, 200 und 500 km) der Beitrag der Distribution zu den Treibhausgasemissionen von Milchprodukten im Handel berechnet. Die zusätzlichen Emissionen aus der Distribution fallen vor allem bei den Produkten mit geringen Emissionen aus dem Molkereiprozess ins Gewicht (Abbildung 4-31): So steigert die Distribution über 50 km bei Frischmilch die Emissionssumme um 10 %, während sich diese bei den betrachteten Joghurtvarianten und Butter um lediglich 2,5–3,5 % erhöht. Bei einer Distributionsentfernung von 500 km fallen im Vergleich zur Bilanzierungsgrenze Molkereitor zusätzliche 55 % an Treibhausgasemissionen bei Frischmilch an, gegenüber 13–19 % bei Joghurt und Butter. Sahne nimmt eine Zwischenstellung ein.

Bezieht man in die Berechnungen die Rohmilchproduktion ein, so reduziert sich der zusätzliche Beitrag des Transports in den Einzelhandel drastisch: Selbst bei Frischmilch, wo der Effekt der Distribution am größten ist, steigen die Gesamtemissionen um nur knapp 7 % (Rohmilch von Modellbetrieb MV2; keine Darstellung). Bei den anderen betrachteten Produkten oder auch bei kürzeren Distanzen erhöhen sich die Emissionen durch die Distribution nur wenig.

Abbildung 4-31: Einfluss der Distributionsentfernung auf die Treibhausgasemissionen ausgewählter Molkereiprodukte im Lebensmitteleinzelhandel (ohne Berücksichtigung der Rohmilchproduktion)

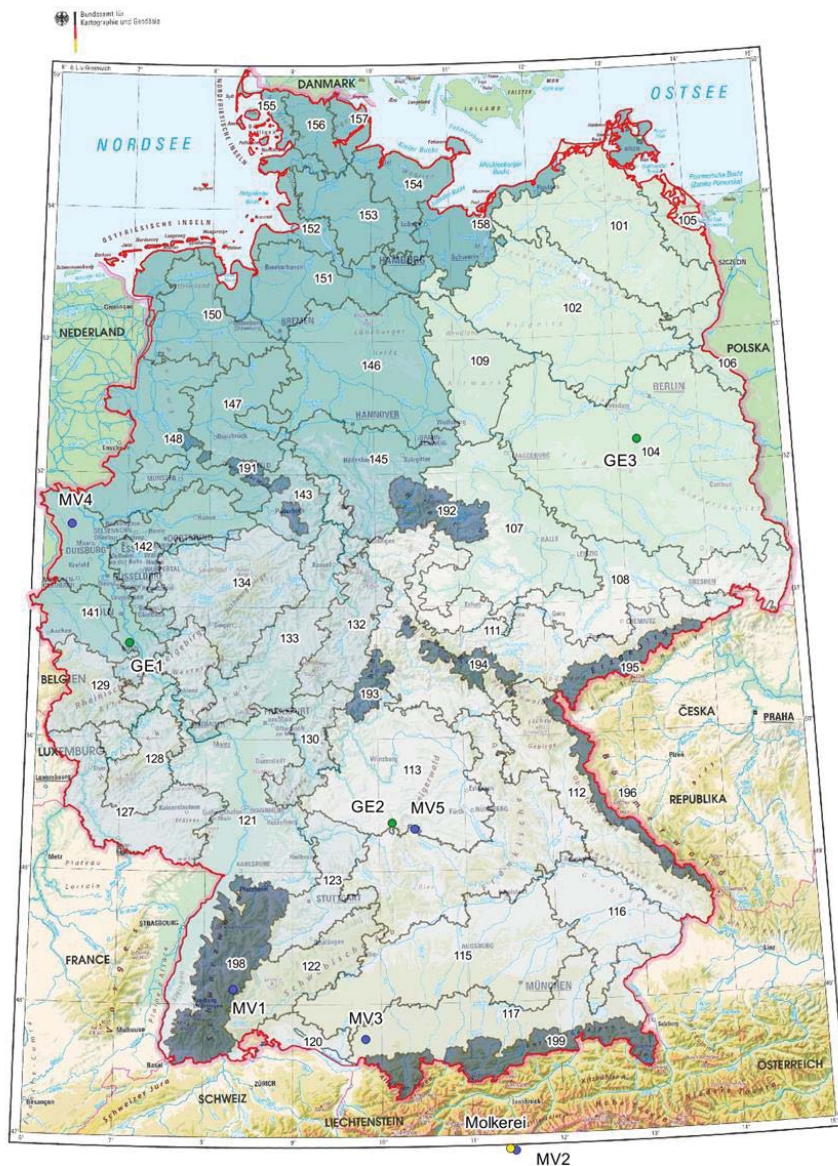


4.3 Typologie der deutschen Landwirtschaft

4.3.1 Darstellung ausgewählter agrarstruktureller Merkmale von Boden-Klima-Räumen

Die nachfolgende Karte bildet die Boden-Klima-Räume (BKR) zusammen mit der Lage der Modellbetriebe ab. In Anhangtabelle A.3.2-1 bis Anhangtabelle A.3.2-3 werden die BKR anhand naturräumlicher Merkmale, der Nutzung der Ackerflächen und der Tierhaltung charakterisiert. Die Tabellen stellen eine Aktualisierung der Arbeiten für die LAWA dar (Osterburg und Runge 2007). Sie erlauben es, sich einen Überblick über die Ausprägung der verschiedenen Merkmale verschiedener Räume zu verschaffen. Ebenso sind Vergleiche zwischen den Regionen und dem Durchschnitt für Deutschland möglich. Die in Karte 4-1 abgebildeten Nummern der BKR findet sich im Spaltenkopf der Tabellen wieder.

Karte 4-1: Bodenklimaräume, Lage der Modellbetriebe



Quellen: Karte der Boden-Klima-Räume: Graf et al. (2009); Standorte der Betriebe: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) 2013. Einfärbung der Flächen dunkler für höhere BKR-Nummern. Nummern als Beschriftung der Flächen eingefügt. Die farbigen Punkte markieren die Lage der Modellbetriebe. Kartengrundlage: Orohydrographische Karte, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Projektion verändert.

Tabelle 4-6: Bodenklimaräume (Graf et al. 2009)

BKR-Nr.	Name der Boden-Klima-Räume
101	mittlere diluviale Böden MV und Uckermark
102	sandige diluviale Böden des nordostdeutschen Binnentieflandes
104	trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes
105	vorpommersche Sandböden im Uecker-Randow-Gebiet
106	Oderbruch
107	Lößböden in der Ackerebene (Ost)
108	Lößböden in den Übergangslagen (Ost)
109	diluviale Böden der Altmark und Überlapung nördliches Niedersachsen
111	Verwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)
112	Verwitterungsböden in den Höhenlagen (östliches Bayern)
113	Nordwestbayern-Franken
114	Albflächen und Ostbayerisches Hügelland
115	Tertiär-Hügelland Donau-Süd
116	Gäu, Donau- und Inntal
117	Moränen-Hügelland und Voralpenland
120	Hochrhein-Bodensee
121	Rheinebene und Nebentäler
122	Schwäbische Alb, Baar
123	Oberes Gäu und körnermaisfähige Übergangslagen
127	Mittellagen Rheinland-Pfalz und Saarland
128	Hunsrück, Westerwald
129	sandiger Lehm / Eifel / Höhenlagen
130	Odenwald, Spessart
132	Osthessische Mittelgebirgslagen
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete, Warburger Börde
134	Lehmböden / Sauerland, Briloner Höhen / Höhenlagen
141	Lößböden / Köln-Aachener Bucht / Niederrungslagen
142	Lehmböden / oberer Mittelrhein, Niederrhein, südliches Münsterland / Niederrungslagen
143	Lehmböden / Ost-Westfalen, Haarstrang, Bergisches Land, Voreifel / Übergangslagen
145	Lehmböden / Südhannover
146	sandige Böden / Lüneburger Heide, nördliches NW
147	leichtere Lehmböden / mittleres Niedersachsen, nordöstliches NW
148	Sandböden / südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland / Niederrungslagen
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch
153	Geest - Süd
154	südliches schleswig-holsteinisches Hügelland
155	Marsch - Nord
156	Geest - Nord
157	nördliches schleswig-holsteinisches Hügelland
158	Nordwest-Mecklenburg / Rügen / Südost-Holstein
191	Teutoburger Wald
192	Harz
193	Rhön
194	Thüringer Wald
195	Erzgebirge
196	Bayrischer Wald
198	Schwarzwald
199	Alpen

4.3.2 Agrarstrukturelle Merkmale von unterschiedlich spezialisierten Betrieben

Die Tabelle 4-7 zeigt die Zuordnung der in Deutschland liegenden KTBL-Modellbetriebe zu Bundesländern und Boden-Klima-Räumen sowie zur vereinfachten und zur EU-Betriebstypologie. In den nachfolgenden beiden Unterkapiteln wird zunächst die Verteilung der Flächennutzung und Tierhaltung auf verschiedene Betriebsformen beschrieben, ebenso wie die regionale Verteilung dieser Betriebsformen. Anschließend werden für die KTBL-Modellbetriebe in die jeweiligen Betriebsgruppen (BKR und vereinfachte Betriebstypologie bzw. Bundesland und EU-Betriebstypologie) zugeordnet und diese Betriebsgruppen anhand ausgewählter, agrarstruktureller Merkmale beschrieben.

Tabelle 4-7: Einordnung der Modellbetriebe in die Regionen und Betriebstypologien

KTBL-Betriebsnummer	Bundesland	BKR Nr.	vereinfachte Betriebstypologie	EU-Betriebstypologie (BWA)
GE1	Nordrhein-Westfalen	142	MF	14
GE2	Bayern	113	MF	13, 14
GE3	Brandenburg	104	MF	14
MV1	Baden-Württemberg	198	FB 40–120	41
MV3	Baden-Württemberg	117	FB >120	41
MV4	Nordrhein-Westfalen	142	FB >120	41
MV5	Bayern	114	FB 40–120	41

BWA = Betriebswirtschaftliche Ausrichtung.

4.3.3 Vereinfachte Betriebstypologie und Boden-Klima-Räume

In Tabelle 4-8 wird ein Überblick über die Verteilung der Betriebsformen nach der vereinfachten Betriebstypologie dargestellt. Abgebildet wird der Anteil der jeweiligen Betriebsform an der Summe aller Betriebe zusammen. Diese Darstellung erlaubt eine Abschätzung der Bedeutung der jeweiligen Betriebsform. Mit fast 50 % der Ackerflächen kultivieren Marktfruchtbetriebe den größeren Teil der Weizen-, Raps- und Hackfruchtfläche (Kartoffeln, Zuckerrüben). Auf sie entfällt ein im Verhältnis zum Flächenanteil überproportionaler Anteil an den Mineraldüngerausgaben. In den für diese Auswertung genutzten Testbetriebsnetzdaten sind keine natürlichen Größen zum Mineraldünger enthalten, deshalb werden die Ausgaben für den Düngereinkauf ausgewertet.

Die Futterbaubetriebe bewirtschaften zusammen über 80 % des Grünlands, das sich zu gleichen Teilen auf die Betriebe mit geringerer und mit höherer Viehbesatzdichte (unterschieden anhand des Anfalls an Wirtschaftsdünger-N pro Hektar) verteilt. Erwartungsgemäß dominieren diese Betriebe neben Rinderhaltung und Milchproduktion auch die Silomaisproduktion. In der Betriebsgruppe mit geringerer Viehbesatzdichte findet sich daneben noch ein relevanter Anteil der Getreide-, Raps- und Hackfruchtfläche. In den Futterbaubetrieben mit hoher Viehbesatzdichte werden 2/3 der gesamten Milch in Deutschland produziert, und es fallen 44 % des gesamten Wirtschaftsdüngers tierischer Herkunft an, obwohl diese Betriebe nur 19 % der LF bewirtschaften.

Auf Veredlungsbetriebe entfällt nur ein geringer Teil der LF. In Veredlungsbetrieben mit hoher Viehbesatzdichte entstehen 17 % vom gesamten Wirtschaftsdüngeraufkommen, sie bewirtschaften aber nur 7 % der gesamten LF. In dieser Betriebsgruppe liegen noch höhere Tierbesatzkonzentrationen vor als im Durchschnitt der intensiven Futterbaubetriebe. In der Gruppe der Futterbau- und Veredlungsbetriebe mit geringerer Tierbesatzdichte finden sich viele Pflanzenbau-Tierhaltungs-Verbundbetriebe, also Mischbetriebe. Dauerkulturbetriebe bewirtschaften nur einen geringen Teil der Gesamtfläche. Die weitere Betrachtung konzentriert in Hinblick auf die Auswahl von Betrieben im Projekt auf Marktfrucht- und Futterbaubetriebe.

Tabelle 4-8: Übersicht über die Bedeutung und Struktur unterschiedlich spezialisierter Betriebe in Deutschland (vereinfachte Betriebstypologie) (2007), Angaben in % der Summe aller Betriebe

	Marktfrucht <40	Futterbau 40–120	Futterbau >120	Veredlung 40–120	Veredlung >120	Dauerkultur <40
Anzahl Betriebe	31	20	27	6	9	7
LF	39	27	19	6	7	1
Ackerfläche	47	23	12	8	9	1
Grünlandfläche	15	41	41	2	2	0
Getreidefläche	50	21	7	10	11	0
Winterweizenfläche	58	18	6	9	8	0
Rapsfläche	57	22	4	10	7	0
Hackfrüchte	67	13	4	7	7	1
Silomaisfläche	12	34	45	2	6	0
Viehbestand in GV	6	27	44	6	17	0
Rinderbestand in GV	5	35	57	1	2	0
Milchkuhbestand	3	32	64	0	1	0
Milchproduktion	3	31	64	0	1	0
Wirtschaftsdünger-N (ohne Biogas)	5	27	44	6	17	0
Mineraldüngerausgaben	48	20	16	7	7	2

Quellen: Daten des deutschen Testbetriebsnetzes (2007).

Tabelle 4-9 weist die Anteile der Marktfruchtbetriebe und der beiden Futterbaubetriebsgruppen an allen Betrieben auf Ebene der BKR aus, und zwar für die LF und für den Stickstoffanfall aus der Tierhaltung (Wirtschaftsdünger, ohne pflanzliche Gärreste). Ergänzt werden diese Angaben durch die durchschnittlichen Ausgaben für Mineraldünger in € je Hektar in den jeweiligen Betriebsgruppen. Punkte stehen für fehlende Daten oder dafür, dass die jeweilige Betriebsgruppe durch weniger als 15 im Testbetriebsnetz erfasste Betriebe repräsentiert wird. Die Tabelle zeigt die regional sehr unterschiedliche Bedeutung verschiedener Betriebsformen. Beispielsweise liegt der LF-Anteil intensiver Futterbaubetriebe im Deutschland-weiten Durchschnitt bei 19 %, in den BKR 117, 150, 151, 153, 155 und 156 liegt der Anteil über 50 und bei bis zu 90 %.

Tabelle 4-9: Übersicht über die Bedeutung unterschiedlich spezialisierter Betriebe in den Boden-Klima-Räumen (vereinfachte Betriebstypologie) (2007)

BKR-Nr.	Name der Boden-Klima-Räume	Anteil an der LF			Anteil an Wirtschaftsdünger-N			Ausgaben für Mineraldünger in €/ha LF		
		Marktfucht <40	Futterbau 40-120	Futterbau >120	Marktfucht <40	Futterbau 40-120	Futterbau >120	Marktfucht <40	Futterbau 40-120	Futterbau >120
101	mittlere diluviale Böden MV und Uckermark	66%	27%	4%	23%	51%	18%	130	102	92
102	sandige diluviale Böden des nordostdeutschen Binnentiefandes	45%	45%	.	12%	62%	.	88	77	.
104	trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes	51%	39%	.	19%	59%	.	75	71	.
105	vorpommersche Sandböden im Uecker-Randow-Gebiet
106	Oderbruch
107	Lößböden in der Ackerebene (Ost)	82%	12%	.	29%	32%	.	109	105	.
108	Lößböden in den Übergangslagen (Ost)	50%	42%	3%	17%	66%	9%	110	92	75
109	diluviale Böden der Altmark und Überlappung nördliches Niedersachsen	42%	50%	.	10%	74%	.	122	81	.
111	Vervwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)	23%	60%	6%	5%	66%	14%	92	70	71
112	Vervwitterungsböden in den Höhenlagen (östliches Bayern)	8%	36%	49%	1%	25%	68%	88	85	88
113	Nordvestbayern-Franken	41%	26%	12%	7%	30%	27%	123	71	83
114	Abflächen und Ostbayerisches Hügelland	26%	35%	21%	3%	35%	38%	112	70	83
115	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	35%	24%	23%	3%	23%	49%	157	109	103
116	Gäu, Donau- und Innthal	37%	17%	25%	2%	15%	50%	148	115	105
117	Moränen-Hügelland und Voralpenland	3%	12%	83%	0%	7%	92%	67	19	52
120	Hochrhein-Bodensee	.	.	37%	.	.	70%	.	.	104
121	Rheinebene und Nebentäler	58%	16%	4%	10%	38%	23%	166	80	79
122	Schwäbische Alb, Baar	37%	34%	13%	9%	37%	26%	84	63	97
123	Oberes Gäu und kömermaisfähige Übergangslagen	28%	32%	14%	3%	32%	30%	140	65	82
127	Mittellagen Rheinland-Pfalz und Saarland	28%	44%	12%	6%	51%	27%	125	72	92
128	Hunsrück, Westervald	35%	44%	7%	4%	58%	22%	109	55	81
129	sandiger Lehm / Eifel / Höhenlagen	.	42%	46%	.	33%	66%	.	40	74
130	Odenwald, Spessart	.	38%	42%	.	34%	61%	.	36	81
132	Osthessische Mittelgebirgslagen	19%	47%	17%	4%	47%	31%	80	53	76
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete, Warburger Börde	41%	31%	8%	9%	39%	21%	125	74	88
134	Lehm böden / Sauerland, Briloner Höhen / Höhenlagen	21%	40%	26%	2%	34%	45%	88	49	81
141	Lößböden / Köln-Aachener Bucht / Niederungslagen	69%	.	18%	5%	.	73%	138	.	92
142	Lehm böden / oberer Mittelrhein, Niederrhein, südliches Münsterland / Niederungslagen	37%	7%	24%	0%	5%	43%	186	96	120
143	Lehm böden / Ost-Westfalen, Haarstrang, Bergisches Land, Voreifel / Übergangslagen	50%	.	17%	5%	.	37%	132	.	61
145	Lehm böden / Südhannover	89%	.	.	18%	.	.	146	.	.
146	sandige Böden / Lüneburger Heide, nördliches NRW	54%	14%	12%	6%	17%	33%	150	118	113
147	leichtere Lehm böden / mittleres Niedersachsen, nordöstliches NRW	18%	9%	24%	2%	6%	33%	115	67	104
148	Sandböden / südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland / Niederungslagen	6%	8%	34%	0%	3%	40%	105	99	119
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	5%	.	60%	0%	.	69%	.	.	90
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden	11%	14%	65%	1%	8%	81%	182	65	88
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch	16%	20%	49%	1%	13%	71%	123	82	90
153	Geest - Süd	16%	15%	59%	1%	10%	81%	243	95	109
154	südliches schleswig-holsteinisches Hügelland	46%	8%	20%	4%	10%	49%	178	121	122
155	Marsch - Nord	.	.	57%	.	.	82%	.	.	84
156	Geest - Nord	.	.	91%	.	.	95%	.	.	121
157	nördliches schleswig-holsteinisches Hügelland	31%	.	24%	4%	.	43%	197	.	121
158	Nordwest-Mecklenburg / Rügen / Südost-Holstein	81%	14%	.	28%	33%	.	150	124	.
198	Schwarzwald	30%	42%	16%	8%	47%	31%	106	35	68
199	Alpen	.	53%	45%	.	41%	59%	.	10	22
	Deutschland	39%	27%	19%	5%	27%	44%	123	75	88

Wirtschaftsdünger-N: Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen, ohne pflanzliche Gärreste.

Quellen: Abgrenzung des BKR: Graf et al. (2009); Daten des deutschen Testbetriebsnetzes (2007).

Die Betriebsgruppen in ausgewählten BKR, in denen Betriebe oder Versuchsflächen durch das KTBL erfasst werden, sind in Tabelle 4-10 näher charakterisiert. Dabei werden für die Marktfucht- und Futterbaubetriebe auch die durchschnittlichen Strukturen in Deutschland ausgewiesen. Da für die BKR keine Agrarstatistiken veröffentlicht werden, lassen sich die aus dem Testbetriebsnetz angeleiteten Verteilungen auf Betriebstypen und deren Strukturen nicht überprüfen. Würden solche Daten vorliegen, wäre der Rückgriff auf die Stichprobe des Testbetriebsnetzes nicht notwendig.

Wie zu erwarten unterscheiden sich die unterschiedlichen Betriebsgruppen deutlich voneinander, nicht nur anhand der Viehbesatzdichte, sondern auch z. B. bezüglich der durchschnittlichen Flächenanteile des Grünlands und der angebauten Ackerkulturen. Die Merkmale in den Betriebsgruppen in den verschiedenen Regionen fallen i. d. R. sehr ähnlich aus wie der Bundesdurchschnitt. Marktfuchtbetriebe sind durch einen sehr geringen Viehbesatz, einen geringen Grünlandanteil von 10 % der LF oder weniger, einen Getreideanteil zwischen 55 und 70 % der Ackerfläche und einen geringen Maisanteil von bis zu 5 % gekennzeichnet. Körnermais wird in der Tabelle sowohl als Getreide als auch in der Kategorie Mais berücksichtigt. Unterschiede zeigen sich beim Weizen-, Raps- und Hackfruchtanteil. Die BKR 104 (trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes) erweist sich als vergleichsweise extensive Ackerbauregion mit weniger Weizen-

und Hackfruchtanbau und geringeren Mineraldüngeraufwendungen pro Hektar. Die BKR 142 (Mittel- und Niederrhein, Münsterland) ist durch intensiveren Ackerbau mit hohem Hackfruchtanteil und hohen Mineraldüngeraufwendungen gekennzeichnet.

Extensivere Futterbaubetriebe (FB 40–120) weisen je nach Region mittlere bis hohe Grünlandanteile aus, der Getreideanteil an der Ackerfläche liegt im Vergleich zu Marktfruchtbetrieben nur etwas niedriger, der (Silo-)Maisanteil fällt hingegen mit 10–20 % der Ackerfläche deutlich höher aus. Die Rinderbesatzdichte in Großvieheinheiten je Hektar Hauptfutterfläche liegt bei 1,3 bis 1,7 GV·ha⁻¹, nur in BKR 198 (Schwarzwald) fällt dieser Wert deutlich geringer aus. Intensive Futterbaubetriebe (FB >120) weisen höhere Rinderbesatzdichten von über 1,8 GV·ha⁻¹ Hauptfutterfläche auf. Die Fläche wird vor allem für den Futterbau genutzt, deshalb liegt der Maisanteil an der Ackerfläche bei über 40 %, und der Getreideanteil fällt mit unter 40 % entsprechend geringer aus. Der Aufwand für Mineraldüngerzukauf in den Futterbau-Betriebsgruppen liegt zwischen 35 und 120 €·ha⁻¹. Neben Unterschieden im Anbauprogramm und bei den Erträgen liegen hier offensichtlich sehr unterschiedliche Anrechnungen der Nährstoffe aus dem Wirtschaftsdünger vor. Auch zwischen einzelnen Betrieben einer Betriebsgruppe treten hohe Differenzen beim Mineraldüngerzukauf auf.

Tabelle 4-10: Struktur ausgewählter, unterschiedlich spezialisierter Betriebe in den Boden-Klima-Räumen (vereinfachte Betriebstypologie) (2007)

BKR	Typ	KTBL-Betriebsnummern	Betriebsgröße in ha LF	org. N in kg N/ha LF	Düngerausgaben in €/ha LF	Getreide	Weizen	Raps	Mais	Hackfrüchte	Brache	Grünland in % der LF	GV/ha LF	Rinder-GV/ha LF	Milchkuh-GV/ha LF	Rinder-GV/ha HFF	Rinder-GV/ha Grünland
D	MF		86	10	123	62%	33%	13%	4%	8%	6%	10%	0,10	0,07	0,02	0,49	0,72
104	MF	GE3	306	15	75	59%	21%	14%	4%	2%	9%	11%	0,14	0,12	0,03	0,65	1,11
113	MF	GE2	42	11	123	63%	31%	12%	4%	8%	7%	7%	0,13	0,10	0,01	0,80	1,51
114	MF		44	9	112	66%	33%	11%	5%	7%	6%	11%	0,09	0,07	0,01	0,35	0,58
142	MF	GE1	36	1	186	55%	31%	5%	4%	19%	4%	8%	0,02	0,01	0,00	0,10	0,13
D	FB 40-120		92	73	75	54%	21%	9%	16%	3%	6%	37%	0,70	0,65	0,29	1,26	1,75
107	FB 40-120	371	354	59	105	63%	36%	14%	12%	5%	2%	12%	0,51	0,42	0,25	1,66	3,62
114	FB 40-120	MV5	48	85	70	57%	20%	5%	21%	1%	4%	37%	0,89	0,84	0,32	1,51	2,27
142	FB 40-120	325	57	81	96	49%	30%	4%	21%	11%	5%	30%	0,91	0,86	0,22	1,62	2,84
153	FB 40-120	401	82	85	95	45%	11%	6%	19%	2%	6%	37%	0,86	0,85	0,29	1,35	2,29
154	FB 40-120	400	97	88	121	49%	24%	12%	13%	2%	2%	26%	0,79	0,69	0,35	1,55	2,65
198	FB 40-120	MV1	43	83	35	54%	18%	3%	12%	1%	3%	72%	0,83	0,80	0,40	0,98	1,10
D	FB >120		48	175	88	37%	14%	2%	42%	2%	5%	54%	1,62	1,55	0,82	2,00	2,86
117	FB >120	MV3, 131, 140	26	188	52	31%	15%	1%	51%	0%	1%	85%	1,71	1,70	1,07	1,81	2,01
142	FB >120	MV4	52	199	120	35%	20%	1%	42%	9%	4%	30%	1,84	1,70	0,82	2,67	5,58

D: Deutschland (Durchschnittswerte der jeweiligen Betriebsgruppe); org. N: Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen, ohne pflanzliche Gärreste; HFF = Hauptfutterfläche (Grünland und Feldfutterbau)

Quellen: Abgrenzung der BKR: Graf et al. (2009); Daten des deutschen Testbetriebsnetzes (2007).

4.3.4 EU-Betriebstypologie und Bundesländer

Die EU-Betriebstypologie teilt Betriebe nach ihrer betriebswirtschaftlichen Ausrichtung (BWA) ein, die anhand standardisierter Einkommensbeiträge der verschiedenen Pflanzenbau- und Tierhaltungsaktivitäten und der wirtschaftlichen Spezialisierung abgegrenzt wird. Die in den folgenden Tabellen verwendete Codierung der BWA ist in Tabelle 3-16 den Bezeichnungen der Betriebsformen zugeordnet. In Tabelle 4-11 lässt sich erkennen, dass auf die im Projekt betrachteten Betriebsformen Marktfrucht (BWA 13, 14, 60), spezialisierte Milchviehbetriebe (BWA 41) sowie auf Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (BWA 8) mit 80 % der Großteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland entfallen. Marktfruchtbetriebe bewirtschaften fast 50 % der Acker- und 10 % der Grünlandfläche. In diesen Betrieben liegt ein großer Teil der gesamten Weizen-, Raps- und vor allem der Hackfruchtfläche. In spezialisierten Milchviehbetrieben werden 75 % des deutschen Milchviehbestandes gehalten, auf sie entfallen 43 % der Grünland- und Silomaisfläche, aber nur 15 % der Ackerfläche. Die in der Kategorie Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe zusammengefassten Gemischtbetriebe bewirtschaften 24 % der Acker- und 14 % der Grünlandfläche, hier werden 13 % des gesamten Milchviehbestands gehalten.

In Tabelle 4-12 wird die Verteilung der verschiedenen Betriebsformen anhand ihres Anteils an der LF des Bundeslandes ausgewiesen. Die flächenbezogene Bedeutung der Marktfruchtbetriebe ist in den östlichen Bundesländern besonders hoch, unterdurchschnittlich fällt sie in Baden-Württemberg, Bayern und dem Saar-

land aus. Spezialisierte Milchviehbetriebe stellen einen besonders hohen Flächenanteil in Schleswig-Holstein und Bayern, auch in Baden-Württemberg und dem Saarland liegt ihr Flächenanteil über dem Bundesdurchschnitt. In den östlichen Bundesländern fällt der Flächenanteil der spezialisierten Milchviehbetriebe dagegen unterdurchschnittlich aus. Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe spielen besonders in Brandenburg, Sachsen und Thüringen eine überdurchschnittlich wichtige Rolle. In großen Betrieben werden oft Ackerbau und Tierhaltung kombiniert, so dass es in diesen Ländern weniger spezialisierte Ackerbau- und Milchviehbetriebe gibt. Veredlungsbetriebe und Tierhaltungs-Verbundbetriebe spielen flächenbezogene eine untergeordnete Rolle, nur in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen erreichen sie einen Anteil über 10 % der LF.

Tabelle 4-11: Bedeutung und Struktur unterschiedlich spezialisierter Betriebe in Deutschland nach EU-Betriebstypologie (2007)

Anteil an gesamt in %	EU-Betriebstypologie (BWA)											
	13	14, 60	2	31	32	34	41	42, 43	44	50	7	8
Anzahl Betriebe	13%	12%	3%	5%	2%	1%	20%	10%	14%	3%	4%	13%
LF	19%	17%	0%	1%	0%	0%	23%	7%	4%	3%	4%	21%
Ackerfläche	25%	23%	0%	0%	0%	0%	15%	4%	0%	4%	4%	24%
Grünlandfläche	5%	5%	0%	0%	0%	0%	43%	15%	13%	1%	4%	14%
Getreidefläche	29%	21%	0%	0%	0%	0%	11%	3%	0%	5%	4%	25%
Weizenfläche	34%	25%	0%	0%	0%	0%	9%	3%	0%	3%	3%	23%
Raps-/Rübsenfläche	42%	18%	0%	0%	0%	0%	7%	2%	0%	3%	2%	26%
Hackfrüchte	10%	63%	1%	0%	0%	0%	2%	1%	0%	1%	1%	19%
Silomaisfläche	3%	13%	0%	0%	0%	0%	43%	11%	0%	2%	7%	19%
Viehbestand in GV	2%	4%	0%	0%	0%	0%	42%	12%	4%	10%	8%	19%
Rinderbestand in GV	1%	3%	0%	0%	0%	0%	59%	16%	1%	0%	6%	14%
Milchkuhbestand	0%	2%	0%	0%	0%	0%	75%	5%	0%	0%	4%	13%

Quelle: CAPRI-Datensatz, Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch EUROSTAT.

Tabelle 4-12: Übersicht über Bedeutung unterschiedlich spezialisierter Betriebe (nach EU-Betriebstypologie) in den Bundesländern in % der LF des jeweiligen Bundeslandes (2007)

Anteil an LF des Landes in %	13	14, 60	2	31	32	34	41	42, 43	44	50	7	8
Schleswig-Holstein	23%	10%	0,1%	0,0%	0,1%	0,7%	35%	8%	5%	1%	2%	14%
Niedersachsen	7%	27%	0,2%	0,0%	0,4%	0,3%	25%	7%	3%	6%	7%	16%
Nordrhein-Westfalen	9%	19%	0,7%	0,0%	0,2%	0,8%	19%	10%	5%	8%	7%	21%
Hessen	18%	17%	0,4%	0,5%	0,3%	0,2%	23%	8%	6%	1%	4%	21%
Rheinland-Pfalz	15%	17%	2,2%	10,9%	0,7%	0,6%	22%	9%	6%	1%	1%	15%
Baden-Württemberg	13%	14%	0,2%	1,9%	1,5%	1,0%	27%	8%	7%	4%	5%	18%
Bayern	10%	15%	0,2%	0,2%	0,2%	0,1%	40%	8%	4%	2%	3%	17%
Saarland	16%	4%	0,4%	0,1%	0,1%	0,1%	31%	15%	10%	1%	3%	21%
Brandenburg	26%	14%	0,2%	0,0%	0,4%	0,1%	11%	8%	2%	1%	3%	33%
Mecklenburg-Vorpommern	42%	15%	0,0%	0,0%	0,3%	0,0%	9%	6%	2%	0%	1%	23%
Sachsen	25%	15%	0,1%	0,0%	0,6%	0,2%	14%	4%	3%	1%	4%	34%
Sachsen-Anhalt	41%	23%	0,1%	0,0%	0,2%	0,1%	6%	2%	2%	1%	2%	22%
Thüringen	34%	12%	0,0%	0,0%	0,5%	0,1%	8%	7%	4%	1%	2%	31%
Deutschland	19%	17%	0,3%	0,7%	0,4%	0,3%	23%	7%	4%	3%	4%	21%

Quelle: CAPRI-Datensatz, Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch EUROSTAT.

In Tabelle 4-13 werden die ausgewählten Betriebsformen für die Bundesländer näher charakterisiert. Die dafür ausgewählten Indikatoren orientieren sich an Tabelle 4-10. Auf Mähdruschfrüchte spezialisierte Marktfruchtbetriebe (BWA 13) weisen erwartungsgemäß sehr hohe Getreide- und Rapsanteile auf. In den anderen Marktfruchtbetrieben spielen Hackfrüchte eine größere Rolle. Marktfruchtbetriebe in Brandenburg sind mit einem geringen Weizen- und einem hohen Bracheanteil an der Ackerfläche besonders extensiv, die Betriebe in Nordrhein-Westfalen mit 25 % Hackfruchtanteil besonders intensiv. In den Marktfruchtbetrieben spielt die Tierhaltung eine sehr untergeordnete Rolle.

In den Milchviehbetrieben in Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und Bayern liegt der Grünlandanteil im Durchschnitt bei 55–60 % der LF. Die Rinderbesatzdichte je Hektar Hauptfutterfläche liegt mit bis knapp 2 GV·ha⁻¹ sehr hoch. Der Tierbesatz besteht fast ausschließlich aus Rindern (Vergleich GV·ha⁻¹ LF mit Rinder-GV·ha⁻¹ LF). In Baden-Württemberg sind die Milchviehbetriebe mit 1,6 GV·ha⁻¹ Hauptfutterfläche da-

gegen im Durchschnitt deutlich extensiver. Im Ackerbau fällt der hohe Maisanteil sowie die niedrigen Anteile Raps und Hackfrüchte auf.

In Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben in Schleswig-Holstein und Sachsen dominiert der Ackerbau, unter 20 % der LF sind Grünland. Im Ackerbau liegen die Getreide- und Rapsanteile ähnlich hoch wie in auf Mähdrusch spezialisierte Marktf Fruchtbetriebe (BWA 13). Diese Betriebe halten nicht nur Rinder (Vergleich $GV \cdot ha^{-1}$ LF mit Rinder- $GV \cdot ha^{-1}$ LF), sondern auch Schweine. Die Rinderbesatzdichte je Hektar Hauptfütterfläche liegt mit 1,1 bis 1,5 $GV \cdot ha^{-1}$ im extensiveren bis mittleren Bereich. Ein Vergleich der Rinder- $GV \cdot ha^{-1}$ LF mit den Milchkuh- $GV \cdot ha^{-1}$ LF zeigt, dass der Anteil Milchkühe am Rinderbestand deutlich niedriger liegt als in spezialisierten Milchviehbetrieben. In dieser Betriebsgruppe sind offensichtlich sehr unterschiedliche Gemischtbetriebe zusammengefasst, die Ackerbau z. B. mit Schweinehaltung, Milchproduktion oder Mutterkuhhaltung kombinieren. Dies ist beim Vergleich der Werte von Einzelbetrieben mit den ausgewiesenen Durchschnittswerten zu berücksichtigen.

Tabelle 4-13: Übersicht über die Struktur ausgewählter, unterschiedlich spezialisierter Betriebe (nach EU-Betriebstypologie) (2007)

	BWA	KTBL-Betriebsnummern	Betriebsgröße in ha LF	Getreide	Weizen	Raps/Rübsen in % vom Ackerland	Mais	Hackfrüchte	Brache	Grünland in % der LF	GV/ha LF	Rinder-GV/ha LF	Milchkuh-GV/ha LF	Rinder-GV/ha HFF	Rinder-GV/ha Grünland
Deutschland alle			45,7	55%	25%	13%	16%	6%	9%	29%	0,76	0,53	0,24	1,30	1,87
Deutschland Bayern	13	GE2	67,4	64%	34%	22%	5%	2%	10%	8%	0,07	0,04	0,00	0,37	0,53
Deutschland Nordrhein-Westfalen	14, 60	GE1	50,0	50%	31%	5%	8%	25%	6%	7%	0,21	0,08	0,02	0,55	1,13
Deutschland Brandenburg	14, 60	GE3	206,8	46%	15%	11%	15%	6%	11%	11%	0,19	0,13	0,04	0,46	1,22
Deutschland Baden-Württemberg	41	MV1, MV3	44,3	51%	22%	4%	30%	1%	6%	60%	1,25	1,23	0,75	1,60	2,04
Deutschland Bayern	41	MV5, 131, 140	32,5	46%	16%	4%	33%	1%	6%	55%	1,49	1,47	0,85	1,96	2,68
Deutschland Schleswig-Holstein	8	400, 401	93,4	57%	35%	23%	11%	2%	9%	18%	1,04	0,38	0,14	1,27	2,04
Deutschland Sachsen	8	371	267,6	55%	23%	19%	13%	3%	9%	18%	0,53	0,46	0,27	1,46	2,57

Quelle: CAPRI-Datensatz, Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch EUROSTAT.

4.3.5 Fazit zur Betriebstypologie

Mit den Boden-Klima-Räumen in Kombination mit der vorgestellten, vereinfachten Betriebstypologie sowie mit den im agrarökonomischen EU-Agrarsektormodell CAPRI genutzten Betriebsdaten nach der EU-Betriebstypologie liegen Datensätze über Betriebsgruppen auf regionaler Ebene vor, die sich bezüglich der Spezialisierung und der Intensität im Ackerbau und in der Tierhaltung gut unterscheiden und charakterisieren lassen. Für eine Typisierung der Stickstoffflüsse in landwirtschaftlichen Betrieben und in Regionen fehlen allerdings Daten zum betrieblichen bzw. regionalen N-Mineraldüngereinsatz und zur überbetrieblichen Verwertung von Wirtschaftsdüngern. Gerade bei diesen Merkmalen kann auch innerhalb einer agrarstrukturell vergleichsweise homogenen Betriebsgruppe eine hohe Streuung der Ausprägungen vorliegen, beispielsweise bei der Höhe des N-Mineraldüngereinsatzes. Die Höhe der N-Düngung hängt nicht nur von der betrieblichen Spezialisierung und den Boden- und Klimabedingungen ab, sondern auch vom Düngemanagement und den eingesetzten Technologien.

Daraus folgt, dass auf Grundlage agrarstruktureller Merkmale von Betrieben keine direkten Rückschlüsse auf die N-Flüsse einschließlich der Mineraldüngung gezogen werden können. Zum anderen können sich Betriebe aus einer Betriebsgruppe bezüglich der N-Düngung und der N-Überschüsse so stark unterscheiden, dass eine Erhebung von einzelnen Betrieben keine repräsentative Aussage über die Situation in der jeweiligen Betriebsgruppe erlaubt.

Bezüglich des Ziels im Projekt, Ergebnisse aus betrieblichen Erhebungen in ihrer Bedeutung für die Emissionen der Landwirtschaft in Deutschland insgesamt einzuordnen, also hochzurechnen, sei darauf hingewiesen, dass bei Repräsentativerhebungen des Statistischen Bundesamtes eine Auswahl von ca. 80 000 Betrieben aus einer Grundgesamtheit von etwa 320 000 Betrieben erhoben wird. Die Hochrechnung erfolgt dann für Bundesländer und die Bundesebene. Im Falle des deutschen Testbetriebsnetzes, das der Ermittlung der Einkommensentwicklung in der Landwirtschaft dient, werden ca. 12 000 Betriebe erhoben. Die Hochrechnung erfolgt bei Testbetriebsdaten i. d. R. für Betriebsgruppen und Bundesländer.

Eine Hochrechnung im statistischen Sinne wird im Projekt nicht möglich sein, denn dafür wäre die Erhebung vieler Betriebe innerhalb jeder Schichtungsklasse notwendig. Soweit keine repräsentative Erhebung erfolgen soll, sollte bei der Erhebung bestimmter Betriebe deshalb von „typischen“ oder „ausgewählten“ Betrieben gesprochen werden. Auf Grundlage der einzelbetrieblichen Betrachtungen ist zwar keine Hochrechnung möglich, aber eine Analyse, welche Möglichkeiten und Grenzen für die Optimierung der N-Düngung bestehen. Durch die Auswahl von Marktfrucht- und Milchviehbetrieben werden anhand der Modellbetriebe Beispiele für die beiden bezüglich der Flächennutzung und der Rinderhaltung bedeutendsten Betriebstypen in Deutschland vorgelegt.

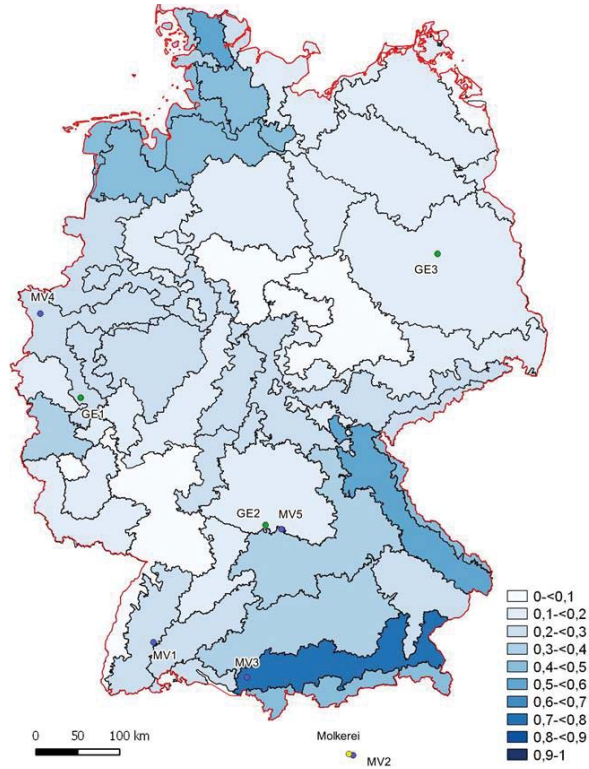
Grundsätzlich lassen sich beide Typologien fortschreiben. So ist eine Auswertung der Agrarstrukturerhebung 2010 für das Modell CAPRI bei EUROSTAT beantragt, und eine Aktualisierung der Datensätze der Agrarstrukturerhebung 2010 in Deutschland wird derzeit am Thünen-Institut auf Grundlage der Kooperation mit den Forschungsdatenzentren des Bundes und der Länder bearbeitet.

4.4 Emissionsbilanzierung und Typologie der Landwirtschaft

4.4.1 Typologie der Landwirtschaft und Landwirtschaftszählung 2010

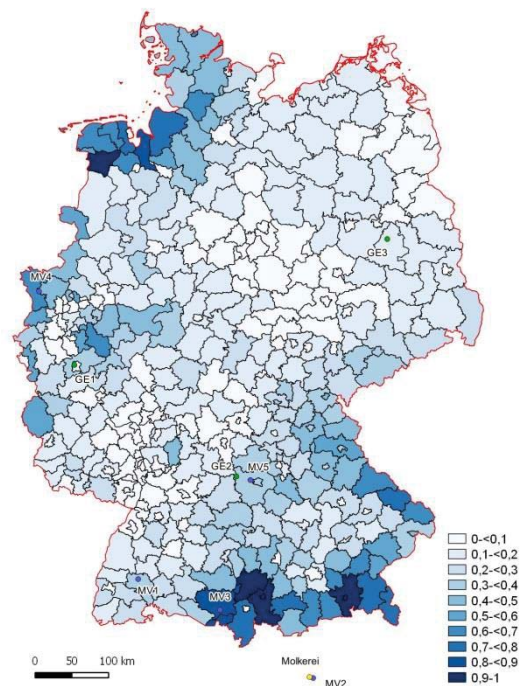
Wie in Kapitel 3.5 ausgeführt, stellen die Boden-Klima-Räume (BKR) ein Gebietschema dar, das naturräumliche und agrarstrukturelle Aspekte verbindet. Regionale naturräumliche Unterschiede werden nachvollziehbar abgebildet. Dies gilt zum Beispiel für die höheren Mittelgebirge Harz, Erzgebirge, Bayerischer Wald und Schwarzwald (BKR 192, 195, 196, 198; Karte 4-2) oder für den naturräumlichen Gegensatz von Marsch und Geest (152/155 und 153/156). Durch die statistische Sonderauswertung (Kapitel 0 und Anhang A1) liegen für die BKR für 2007 ähnlich differenzierte Daten zur landwirtschaftlichen Produktion vor, wie sie für die Landkreise durch das Statistische Bundesamt anhand der Landwirtschaftszählung 2010 publiziert wurden. Als Beispiel ist in Karte 4-2 für die BKR die Milchkuhdichte bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in $\text{GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ dargestellt. Zum Vergleich zeigt Karte 4-3 die Milchkuhdichte der Landkreise als Anzahl je Hektar Landnutzungsfläche. Beide Karten weisen Nordwestdeutschland, den Bayerischen Wald und das Alpenvorland als Regionen erhöhter Milchviehdichte aus. Die nach Landkreisen gegliederte Karte zeigt mit ca. 300 Gebieten gegenüber den 50 BKR eine höhere Auflösung der regionalen Struktur. Da die Landkreise jedoch die Naturräume durchschneiden, werden naturräumliche Unterschiede verwischt, etwa der markante Ost-West-Gradient der Viehdichte in Schleswig-Holstein oder der Unterschied zwischen Schwarzwald und Rheingraben. Andererseits zeigt die Gliederung in Landkreise Gradienten, die durch die großräumigen Boden-Klima-Räume verdeckt werden, etwa die südöstliche Zunahme der Milchviehdichte im Bayerischen Wald (BKR 112 und 192).

Karte 4-2: Anzahl Milchkühe bezogen auf die Landwirtschaftliche Nutzfläche (GV·ha⁻¹) in den Boden-Klima-Räumen.



Einfärbung der Flächen dunkler für höhere Viehdichten. Daten nach Osterburg und Laggner (Anhang A1).

Karte 4-3: Anzahl Milchkühe bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Anzahl·ha⁻¹) in den Landkreisen.



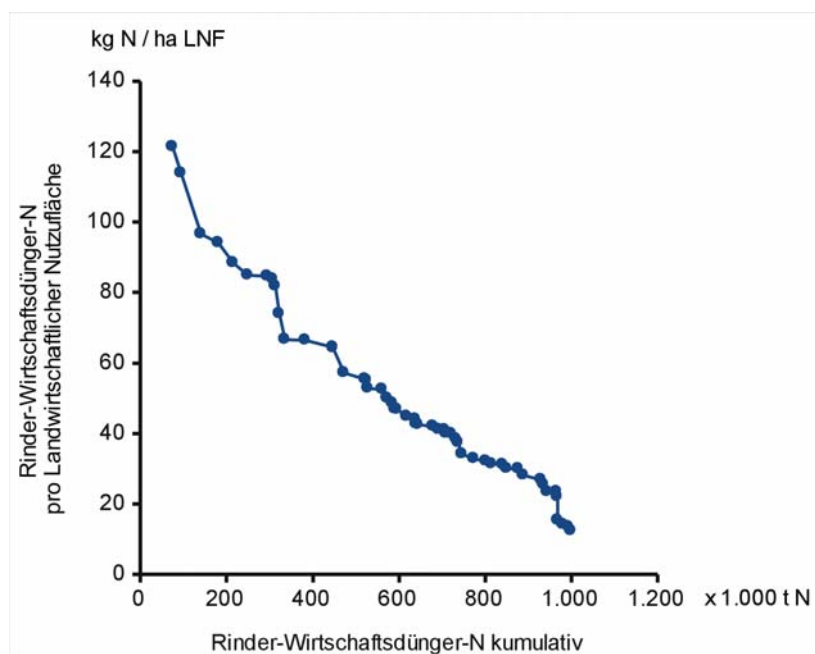
Einfärbung der Flächen dunkler für höhere Viehdichten. Eigene Auswertung nach Daten der Landwirtschaftszählung 2010, www.destatis.de.

4.4.2 Regionale und nationale Bedeutung der bilanzierten Emissionen

Für die Bewertung der regionalen, überregionalen und nationalen Bedeutung bilanzierter Emissionen und hiermit verbundener Minderungsoptionen kann die Agrarstruktur herangezogen werden. Die vorliegenden Daten zu Bodenklimaräumen und Landkreisen enthalten flächenbezogene Informationen, die die räumliche Dichte oder Intensität der Merkmale darstellen. Als Beispiel zeigt Karte 4-4 den Rinder-Wirtschaftsdünger-N pro landwirtschaftlicher Nutzfläche ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) in den Bodenklimaräumen. Diese Größe wäre beispielsweise geeignet, um die Bedeutung der Optimierung im Bereich der Lagerung und Ausbringung von Rindergülle in den Milchproduzierenden Betrieben in den Bodenklimaräumen abzuschätzen. In den küstennahen Bodenklimaräumen des Nordwestens Deutschlands und im Alpenvorland ist die Dichte an Rindern besonders hoch und damit auch das Potential der Ammoniakminderung. Für die Bewertung der absoluten Bedeutung von Minderungsmaßnahmen ist dann die absolute Menge an Wirtschaftsdünger-N je Bodenklimaraum als Kapazitätsgröße maßgeblich.

Anhand des Wirtschaftsdünger-N aus der Rinderhaltung wird in Abbildung 4-32 exemplarisch das Verhältnis von Intensität oder Dichte ($\text{kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF) und Kapazität (Menge an Wirtschaftsdünger-N) illustriert. Der Auswertung liegt die These zugrunde, dass die Gebiete mit hoher Dichte an Rindern und entsprechenden hohem Anfall an Wirtschaftsdünger-N je Fläche auch das Gros des insgesamt anfallenden Wirtschaftsdüngers repräsentieren. Eine verstärkte Umsetzung ammoniakmindernder Maßnahmen in Gebieten mit hoher Dichte würde also wesentliche Teile dieses Wirtschaftsdüngers erfassen und damit das Potential zur Ammoniakminderung in diesem Sektor effektiv ausschöpfen. Um dies zu testen, wurden die Bodenklimaräume in absteigender Merkmalsdichte sortiert und mit der N-Dichte auf der Ordinate aufgetragen (blaue Punkte). Auf der Abszisse ist die zugehörige Gesamtmenge des Rinder-Wirtschaftsdünger-N kumulativ abgebildet, also der durch die Bodenklimaräume mit einer größeren oder gleichen Dichte abgedeckte Anteil des N. Die resultierende Kurve ist in etwa linear. Das bedeutet, dass die Gebiete mit hoher Dichte an Rinder-N absolut nicht mehr N abdecken als diejenigen mit geringer Dichte.

Abbildung 4-32: Bodenklimaräume absteigend sortiert nach Rinder-Wirtschaftsdünger-N pro Fläche, aufgetragen gegen die kumulative Gesamtmenge des Rinder-Wirtschaftsdünger-N



Weiter könnte man vermuten, dass in den Gebieten mit hoher Rinder-N-Dichte zugleich der Anteil der flächenintensiven Rinderbetriebe (Typus Futterbau $> 120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) besonders hoch ist. Die Auftragung dieser Größe in den Bodenklimaräumen in gleicher Sortierung (orangene Punkte) zeigt tatsächlich einen abfallen-

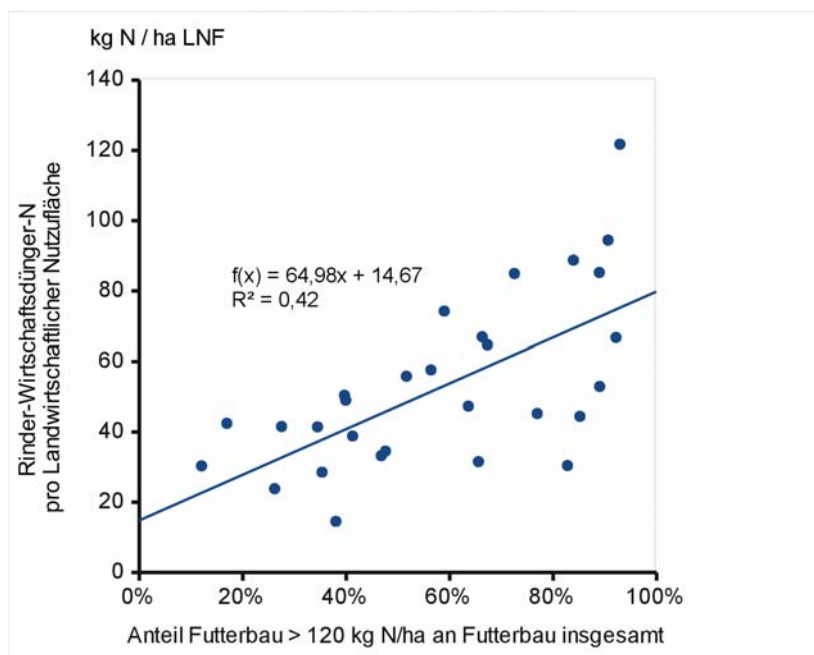
den Trend. Die Streuung der Punktwolke und der geringe Regressionskoeffizient zeigen jedoch eine nur schwache Beziehung: Auch in Gebieten mit geringer Dichte des Merkmals insgesamt kommen hohe Anteile flächenintensiver Rinderhaltung vor.

Im Beispiel Rinder-Wirtschaftsdünger-N bestehen keine einfachen Beziehungen zwischen Intensität und Kapazität.

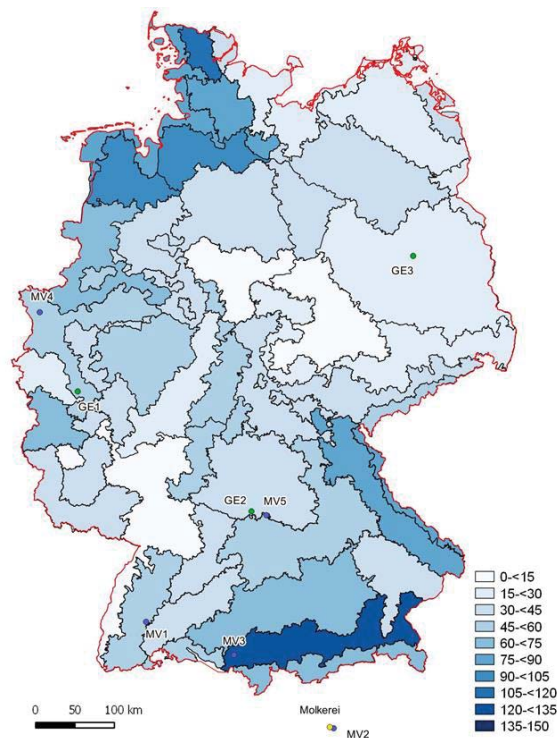
Weiter könnte man vermuten, dass in den Gebieten mit hoher Rinder-N-Dichte zugleich der Anteil der flächenintensiven Rinderbetriebe (Typus Futterbau > 120 kg N·ha⁻¹) besonders hoch ist. Diesen Trend zeigen die Betriebstypen in den BKR (Abbildung 4-33), wenngleich die Korrelation nicht sehr eng ist (R² = 0,42).

Das Ergebnis dieser Beispielauswertung besagt, dass Maßnahmen zur Reduktion von NH₃-Emissionen aus der Rinderhaltung, die aus Gründen der Effektivität auf Gebiete mit hoher Dichte an Wirtschaftsdünger-N konzentriert werden, nicht den Großteil der ausgebrachten N-Menge erfassen können. Um einen Großteil der N-Menge abzudecken, müssen die weniger dichten Gebiete mit geringerer Dichte gleichrangig erreicht werden. Die Maßnahmen für die Gebiete mit hoher Dichte müssen schwerpunktmäßig intensiv wirtschaftende rinderhaltende Betriebe berücksichtigen. In den Gebieten geringerer Dichte müssen die Maßnahmen verstärkt Landwirte mit einer weniger flächenintensiven Rinderhaltung erreichen.

Abbildung 4-33: Rinder-Wirtschaftsdünger-N pro Fläche in den BKR, aufgetragen gegen den Anteil flächenintensiver Rinderbetriebe (Futterbau > 120 kg N·ha⁻¹) an den Futterbaubetrieben insgesamt



Karte 4-4: Masse Rinder-Wirtschaftsdünger-N bezogen auf die landwirtschaftlichen Nutzfläche (kg N·ha⁻¹) in den Bodenklimaräumen.



Einfärbung der Flächen dunkler für höhere Werte. Daten nach Osterburg und Laggner (Anhang A1). Die farbigen Punkte markieren die Lage der Modellbetriebe.

4.4.3 Regionale Eignung von Minderungsmaßnahmen

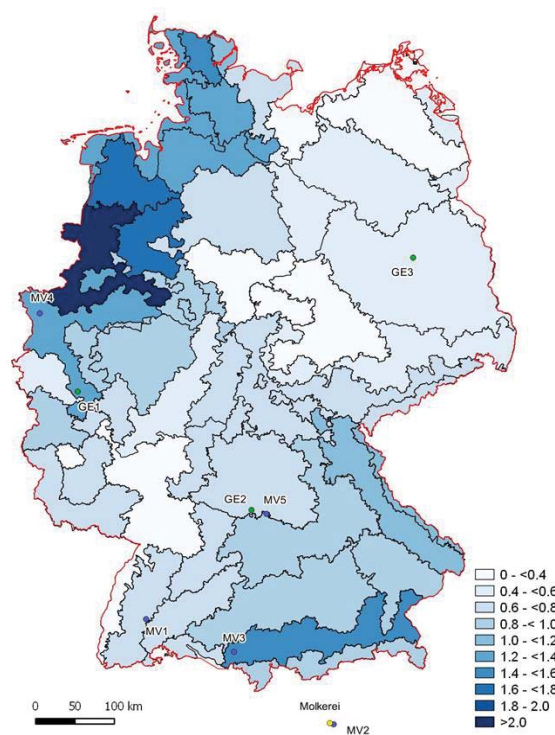
Neben der Abschätzung der regionalen und überregionalen Bedeutung und Durchdringung von Betriebstypen und Minderungsmaßnahmen ist die Beurteilung der spezifischen Eignung von Minderungsmaßnahmen eine weitere Aufgabe regionaler Auswertungen.

Zur Illustration dienen wiederum die Maßnahmen zur effizienten Gülleausbringung, hier auf Marktfruchtbetrieben (Szenario GE WD+). Die Verwertung von Gülle durch Marktfruchtbetriebe kann Nährstoffüberschüsse auf viehhaltenden Betrieben vermeiden, Mineraldüngergaben ersetzen und so insgesamt die Düngereffizienz erhöhen. Nährstoffüberschüsse treten bekanntermaßen in erster Linie in Gebieten mit hoher Viehdichte auf, insbesondere in Nordwestdeutschland und im Alpenvorland (Karte 4-5). Durch den Schwerpunkt der Schweinehaltung im Bereich Ost-Westfalen und Münsterland kommen zu den in auffälligen Gebieten mit hoher Dichte an Wirtschaftsdünger -N durch Rinderhaltung weitere Gebiete mit potentiellen Nährstoffüberschüssen hinzu (Bodenklimaräume 142, 148). Besonders hoch wäre das Minderungspotential für Düngerüberschüsse aus Wirtschaftsdüngern durch Verwertung auf Marktfruchtbetriebe in solchen Regionen, in denen zugleich hohe Viehdichten und hohe Anteile von Marktfruchtanbau an der landwirtschaftlichen Nutzfläche bestehen. Karte 4-6 zeigt die Anteile des Betriebstyps Marktfrucht <40 kg N aus Wirtschaftsdünger pro ha. Der Vergleich der beiden Karten zeigt, dass die Schwerpunkte des Marktfruchtanbaus räumlich deutlich von denen der Viehhaltung entfernt liegen. Eine grundlegende Verbesserung der stofflichen Verknüpfung von Viehhaltung und Marktfruchtanbau würde also eine bessere regionale Verzahnung und damit die Verringerung der räumlichen Verdichtungen der Produktionsschwerpunkte erfordern - oder die technische Herstellung transportfähiger, das heißt konzentrierter Wirtschaftsdünger-Produkte.

Ein weiteres Beispiel für agrarstrukturelle, regionale Aspekte der Eignung einer Minderungsmaßnahme ist die ausreichende Schlaggröße zum effektiven Einsatz eines N-Sensors für die teilflächenspezifische Düngung (Szenario N-Sens).

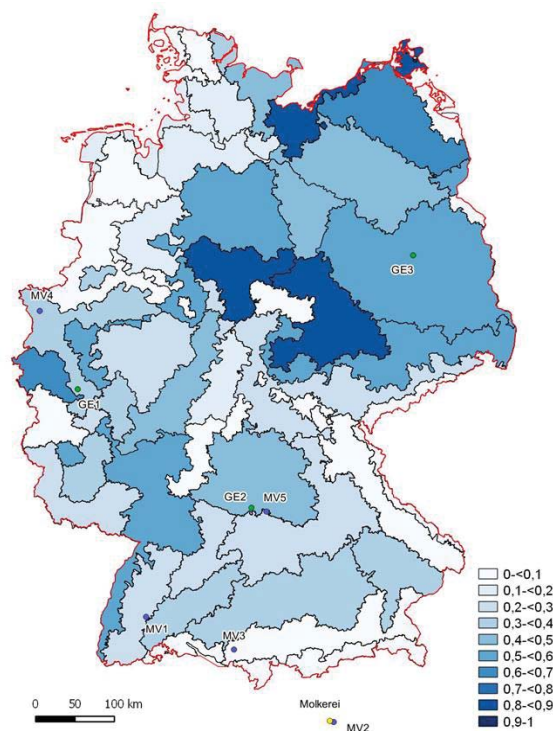
Die Eignung von Minderungsmaßnahmen muss jedoch nicht notwendigerweise regional stark differenzieren. So ist beispielsweise nicht zu erwarten, dass im Bereich der Milcherzeugung die Verbesserung des Herdenmanagements (höhere Lebensleistung, geringere Zwischenkalbezeit und minimierte Kälberverluste) je nach Region unterschiedlich geeignet oder wirksam ist. Eingeschränkt gilt dies auch für die Minderung der Klimagasemissionen pro kg ECM durch Intensivierung der Milchproduktion mit erhöhtem Kraftfuttereinsatz. Der Milchviehbetrieb MV2 illustriert eindrucksvoll, dass sich trotz hoher Transportaufwendungen mit Futter, dass in einer entfernten aber fruchtbaren Marktfruchtregion produziert wurde, eine gute Klimagasbilanz erzielen lässt.

Karte 4-5: Viehdichte bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche in den Bodenklimaräumen (GV ha⁻¹).



Hochrechnung nach Daten von Osterburg und Laggner (Anhang A1). Dunklere Flächen markieren größere Anbauflächen. Werte als Beschriftung der Flächen eingefügt. Die farbigen Punkte markieren die Lage der Modellbetriebe. Kartengrundlage: Orohydrographische Karte, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Projektion verändert.

Karte 4-6: Flächenanteil des Betriebstyps Marktfrucht < 40 kg N ha⁻¹ aus Wirtschaftsdünger an der landwirtschaftlichen Nutzfläche.



Einfärbung der Flächen dunkler für höhere Anteile. Daten nach Osterburg und Laggner (Anhang A1). Die farbigen Punkte markieren die Lage der Modellbetriebe.

5 Fachgespräch

Beim zu Projektende durchgeführten Fachgespräch wurden neben den Bilanzierungsergebnissen des hier dargestellten Vorhabens auch weitere Projekte eingeladen, Schlussfolgerungen aus Betriebsbilanzierungen und Ansätzen zur Regionalisierung zu präsentieren und gemeinsam mit den Teilnehmern des Fachgesprächs zu diskutieren.

Der Nutzen und die Relevanz von aktuellen einzelbetrieblichen Modellergebnissen für die Entwicklung zielgenauer und regionalisierter Maßnahmenempfehlungen wurde mit Fachleuten aus den Bereichen landwirtschaftlicher Klimaschutz, Ökobilanzierung, Beratung und ländliche Entwicklung diskutiert. Die Ergebnisse des Fachgesprächs sind im Folgenden zusammengefasst:

5.1 Praxiserfahrungen in der Erstellung von Betriebsmodellen

5.1.1 Datengrundlage

Für die betriebspezifische Erstellung von Modellen zeigte sich in allen dargestellten Projekten die Notwendigkeit, belastbare und plausible Daten durch Betriebsbefragungen zu erheben. Dies ist häufig schwierig, da viele Daten nicht ausreichend gut dokumentiert vorliegen und aus Schätzungen der Landwirte abgeleitet werden müssen. Eine Plausibilitätsprüfung oder indirekte Ableitung von Größen ist häufig notwendig. Der Futterbedarf sollte anhand der dokumentierten Milchleistung ermittelt und mit den Angaben der Betriebe zur Zusammensetzung der Rationen abgeglichen werden. Bereits hier kann sich teilweise Optimierungspotenzial im Betriebsmanagement (z. B. in der Futtereffizienz bzw. der Vermeidung von Futterverlusten) zeigen. Gleiches gilt für den Abgleich von Erntemengen und rechnerischen Nährstoffentzügen mit den aufgewendeten

Düngemitteln. Um eine geschlossene Bilanz zu erhalten, hat es sich als sinnvoll erwiesen, die Nährstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern aus den Nährstoffflüssen der Tierhaltung rechnerisch abzuleiten und Ergebnisse chemischer Analysen und physikalischer Mengenerfassungen nur gegebenenfalls als Zusatzinformationen zu erfassen.

Bei nicht plausiblen oder zu lückenhaften Felddaten ist die Nutzung von plausiblen Annahmen sinnvoll. Annahmen müssen jedoch gut dokumentiert und transparent sein.

5.1.2 Methodik der Bilanzierungen

Betriebsmodelle können sich im Grad ihrer Detailtiefe in einzelnen Kompartimenten stark voneinander unterscheiden. Die Modelle bauen meist auf abgestimmten Emissionsfaktoren und Methoden auf (z. B. in den Emissionsinventaren verwendete Faktoren). Je nach Zielrichtung der Modelle können jedoch auch stärker differenzierte Ansätze gewählt werden (z. B. temperaturabhängige CH₄-Emissionen bei der Güllelagerung).

Als weitere Aspekte wurden genannt:

5.1.2.1 Enterische Methanemissionen

Es gibt verschiedene Ansätze zur Berechnung der enterischen Methanemissionen, die sich in der Detailliertheit der benötigten Inputdaten unterscheiden. Es wurden zwei Ansätze vorgestellt. In der Berechnung nach Kirchgeßner (1994) werden Qualitätsparameter des Futters mit berücksichtigt, während in der Berechnung nach Ellis (2007) nur die Trockensubstanzaufnahme als Parameter eingeht. Falls die Datenbasis vorhanden ist, empfiehlt sich eine qualitätsbasierte Berechnung, die den Einfluss von Rationszusammensetzung und Futterqualität widerspiegelt. Gerade bei Betrieben mit geringer Milchleistung und hohem Raufutteranteil (insbesondere aus Heu) ergeben sich bei Berechnungen nach Kirchgeßner (1994) deutlich höhere Emissionen.

5.1.2.2 Humusbilanz

Der Bodenkohlenstoff wird derzeit nicht in allen Modellen zur Betriebsbilanzierung berücksichtigt. Hier besteht noch methodischer Diskussionsbedarf (z. B. statische Betrachtung von Grünland). Aufgrund der starken Fruchtfolgeabhängigkeit und individuell sehr positiver oder schlechter Humuswirkung einzelner Fruchtfolgeglieder, die das Ergebnis der Gesamtbetriebsbilanz dominieren kann, sollte die Humusbilanz gesondert ausgewiesen werden, um auch für andere Maßnahmenfelder Optimierungsbedarf und -potenzial beurteilen zu können.

Auch die Einbeziehung und Bewertung von Landnutzungsänderungen (LUC/iLUC), insbesondere aus Zukauffuttermitteln, hat Einfluss auf die Bilanzierungsergebnisse. Die Art und Weise der Bewertung wird hier noch unterschiedlich gehandhabt.

5.1.2.3 Allokationen

Allokationen sind immer dann von Bedeutung, wenn mehrere wertgebende Produkte aus einem Prozess resultieren, die Emissionen jedoch spezifisch für ein Produkt ausgewiesen werden sollen. Dies kann auch der Fall sein, wenn ein (Neben-)Produkt in einen anderen Prozess eingeht, in dem es einen Wert haben soll. Es wurden zwei Fälle angesprochen:

Milch- und Fleischproduktion

Als Koppelprodukt der Milcherzeugung wird in der Regel auch Fleisch aus Altkühen und durch die Ausmast von Kälbern erzeugt. Einige Maßnahmen, mit denen eine Minderung der produktbezogenen Emissionen aus der Milcherzeugung erreicht wird – insbesondere die Erhöhung der Milchleistung –, führen bei Annahme konstanter Milchproduktion zu einer Abnahme der Fleischmenge, die bei gleichbleibendem Bedarf anderweitig produziert werden muss. Insbesondere für die Politikberatung ist dieser Aspekt einzubeziehen bzw. zu diskutieren, damit Verfahrensoptionen nicht einseitig aus Sicht der Milchproduktion betrachtet werden.

Ein möglicher Ansatz zur Berücksichtigung der Fleischproduktion ist die Systemerweiterung. Hierbei wird angenommen, dass die verminderte Menge Fleisch aus der Milchproduktion durch die entsprechende Fleischproduktion aus Mutterkuhhaltung ausgeglichen wird (Flysjö et al. 2011 und 2012, Zehetmeier et al. 2014a). Die damit verbundene Annahme eines konstanten Verhältnisses des Milch- und Fleischkonsums ist

jedoch mit großer Unsicherheit verbunden. Zudem sinkt die Transparenz der Ergebnisse für den Milchviehbetrieb, da eine Betrachtung des Gesamtsystems der Milch- und Rindfleischproduktion für den Einzelbetrieb meist nicht relevant ist. Es bestehen auch andere Allokationsmethoden, z. B. nach IDF-Empfehlung, bei der der unterschiedliche Futterbedarf für die Milch- bzw. Fleischerzeugung als Basis für die Aufteilung der Emissionen dient (IDF 2010).

Für die einzelbetriebliche Betrachtung, v.a. im Rahmen einer betrieblichen Beratung, ist die Systemerweiterung weniger geeignet, da für den Betriebsleiter die Änderung der Rasse als Möglichkeit zur Emissionsminderung meist nicht zur Diskussion steht. Maßnahmen z. B. im Wirtschaftsdüngermanagement, der Futtereffizienz und der Vermeidung von Tierverlusten stehen in diesem Fall im Vordergrund.

Wirtschaftsdünger

In vielen Stoffstrommodellen wird nach den Betriebszweigen Tierhaltung und Futter- bzw. Marktfruchtproduktion differenziert. Wirtschaftsdünger fallen in der Tierhaltung an und werden entweder in den anderen Betriebszweigen verwertet oder verlassen den Betrieb. Marktfruchtbetriebe nehmen häufig Wirtschaftsdünger von tierhaltenden Betrieben ab und nutzen ihn zur Düngung. Da die Emissionen aus der Produktion von Mineraldüngern einen erheblichen Anteil an den Emissionen der Pflanzenproduktion haben, ist es sinnvoll auch dem Wirtschaftsdünger für die enthaltenden Nährstoffe einen Emissionswert zuzuweisen. Nur so lässt sich Optimierungspotenzial im Pflanzenbau auch beim Ersatz von Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger darstellen. Hierbei ist darauf zu achten, dass der Emissionswert nicht zu hoch und nicht zu gering angesetzt wird. Bei einem zu hohen Wert würde der Einsatz von Wirtschaftsdünger die Emissionsbilanz rechnerisch verschlechtern. Bei einem zu geringen Emissionswert wären Produktionsverfahren unter Verwendung von Wirtschaftsdüngern rechnerisch immer besser als andere Produktionsverfahren, auch wenn dieser ineffizient eingesetzt wird. Weiterführende Maßnahmen - z. B. durch Minderung von Emissionen bei der Ausbringung - würden nur untergeordnete Bedeutung in den Berechnungsergebnissen haben.

Insgesamt gesehen hängt die Wahl der Bewertungsmethode von der zu beantwortenden Frage ab. Entscheidend ist, Transparenz darüber herzustellen, welche Allokation gewählt wurde und aus welchem Grund.

5.2 Aussagekraft von Modellen zur Ableitung von Maßnahmen

Es wurde in der Diskussion deutlich, dass Modelle sich hinsichtlich Zielsetzung und Detailliertheit stark unterscheiden können (Tabelle 5-1). Die dargestellten Betriebsmodelle basierend auf einzelbetrieblichen Daten sind meist mit einem sehr hohen Datenbedarf verbunden. Sie lassen ein „benchmarking“ über die Emissionen unter verschiedenen Betriebsweisen und betriebsindividuelle Aussagen zu. Dies gilt auch für vereinfachte betriebsindividuelle Modelle, die in der Beratung eingesetzt werden können und deren Dateninput reduziert ist sowie sich an den Möglichkeiten des jeweiligen Betriebes orientiert. In der betrieblichen Beratung gewinnen neben ökonomischen Betrachtungen auf Ebene der Produktionsverfahren auch Betriebsmodelle zum Klimaschutz immer mehr an Bedeutung.

Betriebsmodelle oder Betriebszweigmodelle auf Basis von generalisierten Annahmen ermöglichen eine betriebstypenbezogene Betrachtung von Maßnahmen. Sie lassen sich in ihren Annahmen transparent gestalten und erlauben daher die Wirkungsbetrachtung von spezifischen Parametern unter ansonsten gleichbleibenden Rahmenbedingungen (z. B. unterschiedliche Milchviehleistungen, weidebasierte Systeme vs. Stallhaltung).

Für die Ableitung von allgemeingültigen Empfehlungen zu Einzelmaßnahmen sind häufig Verfahrensmodelle leichter zu interpretieren. Hier lassen sich mit vertretbarem Aufwand auch Variationen in den spezifischen Verfahren hinsichtlich ihrer Minderungspotenziale und -kosten vergleichen und die Rahmenbedingungen für Maßnahmenempfehlungen ableiten. Beispiel hierfür ist die Wirtschaftsdüngerausbringung mit Variationen der Ausbringtechnik, des Mechanisierungsgrades und der auszubringenden Mengen an Wirtschaftsdüngern.

Tabelle 5-1: Einordnung von Modellen verschiedener Skalierung hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Eignung für unterschiedliche Einsatzgebiete (++= sehr hoch, +=hoch, o=mitte, -=gering)

	Datenbedarf	Genauigkeit, Individualität	Transparenz	Generalisierbarkeit	betriebliche Beratung	benchmarking	Wissenschaft	allgemeine Maßnahmenempfehlungen
Verfahrensmodelle	▲	▲	▲	▲	++	-	o	++
Betriebszweigmodelle	▲	▲	▲	▲	+	-	o	+
Betriebsmodelle (Modellbetriebe)	▲	▲	▲	▲	o	+	+	++
Betriebsmodelle (Betriebsdaten)	▲	▲	▲	▲	++	++	++	o

Sind Einzelverfahren identifiziert, ist es jedoch sinnvoll, diese in generalisierten Betriebsmodellen zu testen, um Synergien und Wechselwirkungen von Maßnahmen darstellen zu können, die sich erst in der Gesamtschau zeigen. Die Größenordnungen möglicher Minderungen lassen sich so greifbarer darstellen und hinsichtlich ihrer Relevanz einordnen, auch wenn die Mechanismen und entsprechenden Maßnahmen bereits auf Verfahrensebene deutlich sind.

Die existierenden Betriebsmodelle sind mittlerweile so detailliert, dass Ergebnisse pro Betrieb, jedoch auch für einzelne Produktgruppen oder auf Verfahrensebenen ausgewiesen werden können. Dennoch besteht weiterer Verbesserungsbedarf bei der Modellierung, insbesondere um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse und die Transparenz der Methoden und Datengrundlagen herzustellen.

5.3 Möglichkeiten der Ableitung und Umsetzung regionaler Maßnahmenempfehlungen

Die Möglichkeit, auf Basis von Ergebnissen aus Betriebsmodellen regionale Empfehlungen für Minderungsmaßnahmen abzuleiten, wurde diskutiert. Hierbei wurde deutlich, dass für jede Fragestellung geklärt werden muss, was unter „Regionen“ verstanden wird. Diese können administrative Einheiten wie Bundesländer oder Landkreise sein, Agrarstrukturen differenzieren oder Naturräume abbilden, wie etwa die Bodenklimaräume, die sich über physikalische und topografische Parameter definieren. Die Agrarstruktur und naturräumlichen Eigenschaften wechseln jedoch häufig kleinräumiger, als es durch die verfügbare Statistik abgebildet wird. Informationen über die Agrarstruktur und den Grad der Umsetzung von Maßnahmen zur Emissionsminderung sind jedoch notwendig, um Maßnahmenpotenziale abschätzen zu können.

5.3.1 Maßnahmen im regionalen Kontext

Es herrschte Einigkeit, dass regionale Gegebenheiten in den Betriebsstrukturen (z. B. regional hohe Viehdichten) bei der Ableitung des Handlungsbedarfs berücksichtigt werden sollten. Meist gibt der regionale Kontext mit seinen spezifischen Schutzgütern auch die zu betrachtenden regionalen Einheiten vor. So sind im Zusammenhang mit Gewässerschutz bzw. Nitrat Einzugsgebiete zu beurteilen. Die Modellierung auf Betriebsebene kann aber u. U. nicht ausreichend differenziert Einträge in sensible Gebiete abbilden. Für eher

ackerbaulich orientierte Untersuchungen sind demgegenüber u. U. Bodenklimaräume ein passender Regionalisierungsansatz und Betriebe gut geeignet als Ausgangspunkt für eine Aggregierung.

Einige Teilnehmer regten an, zur Ableitung des Optimierungspotenzials aus betriebsspezifischen Bilanzierungen, jeweils Betriebe mit einem ähnlichen regionalen Kontext zu vergleichen. Als Beispiel wurde der Vergleich von grünlandbasierten und ackerbau-dominierten Milchviehbetrieben genannt, die bevorzugt getrennt betrachtet werden sollten. Dies soll vermeiden, dass Optimierungsschlüsse gezogen werden, die nicht in regionale Kontexte passen (z. B. hoher schützenswerter Grünlandanteil).

Regelungen zur Einhaltung von Umweltzielen sollten möglichst überall identisch sein (z. B. DÜV, N-Bilanzüberschüsse). Sind jedoch allgemeingültige Umweltziele regional gefährdet, müssen gegebenenfalls auch regional unterschiedliche Anforderungen an die Landwirtschaft gestellt werden. Landwirte sollten im Rahmen des Möglichen auch auf erst im Nachhinein identifizierte Gefahren durch Anpassung ihrer Wirtschaftsweise reagieren. Die Zumutbarkeit von Auflagen sollte dabei geprüft werden. In manchen Fällen können Kompensationen für Umweltleistungen sinnvoll sein (z. B. im Trinkwasserschutz).

5.3.2 Regionale Minderungspotenziale

Die Möglichkeit, auf Basis von Ergebnissen aus Betriebsmodellen z. B. das Minderungspotenzial oder auch Minderungskosten für bestimmte Regionen oder auch auf nationaler Ebene hochzurechnen, wurde ausführlich diskutiert und überwiegend kritisch gesehen. Voraussetzung wäre, dass die Auswirkungen von Maßnahmen regional quantifiziert werden können. Möglichkeiten hierzu werden nur gesehen, wenn die Modelle stark generalisiert und nur einzelne wenige Parameter variiert werden. Die betrachteten Betriebstypen müssen überschaubar bleiben.

Als mögliche Herangehensweise wurde eine Kombination aus top-down (von nationalen Daten auf die regionale Ebene schließen) und bottom-up (Ergebnisse einzelner Betriebe hochskalieren) erachtet. Hierzu müssten sog. impact-Indikatoren auf Betriebsebene verwendet werden, die regionale Spezifitäten berücksichtigen, und die Ergebnisse anschließend mit einer Betriebstypologie, die nicht zu viele Varianten enthält, verknüpft werden. Eine solche Hochrechnung wird jedoch als sehr ambitioniert und gegenwärtig aufgrund des umfangreichen und regional differenzierten Datenbedarfs als nur schwer realisierbar angesehen. Benötigt würden Daten zur regional differenzierten Betriebsstruktur, zum Betriebsmanagement und zu bereits umgesetzten Maßnahmen zum Emissionsschutz.

5.3.3 Datenbedarf

Als wichtiger Hemmschuh für die Beurteilung von Optimierungspotenzialen auf regionaler oder auch sektoraler Ebene wurde die mangelnde Verfügbarkeit von Aktivitätsdaten gesehen. Als Beispiel wurde hier der Mineraldüngereinsatz genannt. Aus Sicht der Wissenschaft wäre es wünschenswert, dass der Zugang zu IN-VEKOS-Daten oder anderen Datenpools unterhalb der Officialstatistik erleichtert wird. Hier gibt es jedoch Bedenken von Seiten des Datenschutzes. Ein weiterer Ansatzpunkt für die Verbesserung der Datenlage wäre die Erhebung von Naturaldaten über das Testbetriebsnetz.

Eine bessere Datenverfügbarkeit kann jedoch nur durch Initiativen auf politischer Ebene erreicht werden. Angesichts der Diskussion um Datenschutz und unterschiedlichen Standpunkten der einzelnen Bundesländer, wird nicht von einer baldigen Änderung der Gesetzeslage ausgegangen. Deutlich wurde jedoch, dass detaillierte Aussagen nur getroffen werden können, wenn die Daten auch entsprechend detailliert verfügbar gemacht werden. Häufig bestehen die Hürden für Bilanzierungen und Bewertungen nicht auf wissenschaftlicher Seite, sondern in der Datenverfügbarkeit auf administrativer Seite.

5.3.4 Berücksichtigung weiterer Nachhaltigkeitsaspekte

Zu ergreifenden Maßnahmen sollten nicht alleine aus Sicht der Verminderung von Emissionen empfohlen werden. Andere Umweltparameter (Bodenschutz, Biodiversität, Tierwohl etc.) sowie die weiteren Säulen für eine nachhaltige Entwicklung, also die Ökonomie und soziale Gesichtspunkte, sollten nicht außer Acht gelassen werden. Für eine umfassende Bewertung einzelner Maßnahmen oder Strategien sollten diese Parameter mit betrachtet und, soweit möglich, in Einklang gebracht werden. Wie für Umweltziele, sollten diese Nachhaltigkeitsziele allgemeingültig formuliert werden. Zur Erreichung dieser Ziele sind jedoch die Schwerpunkte im regionalen Kontext zu setzen und entsprechende Strategien zu entwickeln.

Während ökonomische Parameter vergleichsweise gut regional differenziert vorliegen (z. B. im Testbetriebsnetz) besteht für viele andere Nachhaltigkeitsparameter hoher Bedarf an einer ausreichenden Datengrundlage.

5.4 FAZIT

- Stoffflussmodelle sind ein wichtiges Hilfsmittel zur Ableitung von Empfehlungen für Maßnahmen zur Emissionsminderung. Für allgemeingültige Empfehlungen sind Modelle auf Verfahrensebene oft transparenter und einfacher zu handhaben als Betriebsmodelle. Um Wechselwirkungen auf Betriebsebene darstellen zu können, ist die Einbindung in generalisierte Betriebsmodelle jedoch sinnvoll. Für einzelbetriebliche Beratung sind betriebsspezifische Stoffflussmodelle unerlässlich.
- Hochrechnungen auf Basis von Betriebsmodellen sind nur sehr eingeschränkt möglich. Die Ableitung und Bewertung regional angepasster Managementstrategien ist mit Betriebsmodellen aber möglich.
- Der regionale Kontext kann sich in Bedeutung und Aspekt je nach Zielgröße stark unterscheiden. Die Ableitung von regionalen Maßnahmenempfehlungen ist daher schwierig. Es sollten eher kontextbezogene Empfehlungen entwickelt werden.
- Weitere Nachhaltigkeitsparameter neben den Emissionen sollten bei Maßnahmenempfehlungen mit berücksichtigt werden.
- Nachhaltigkeits- und Umweltziele sollten allgemein gültig sein, erfordern zur Erreichung aber möglicherweise regional unterschiedliche Schwerpunkte und Strategien.
- Eine differenzierte Datenbasis ist die unerlässliche Grundlage für differenzierte Berechnungen zu Potenzialen von Maßnahmen. Es bestehen weit verbreitet große Defizite in der Verfügbarkeit regional differenzierter Informationen für Stoffflussberechnungen.

6 Schlussfolgerungen

Der entscheidende Ansatzpunkt für eine Reduzierung von N-Verlusten und Treibhausgasemissionen in landwirtschaftlichen Betrieben ist ein abgestimmtes Stickstoffmanagement. In Marktfruchtbetrieben stellen direkte und indirekte Emissionen aus der Düngemittelherstellung und –anwendung die wichtigste Quelle für NH_3 und Treibhausgase dar. Aufgrund des hohen Anteils des Futterbaus an den Gesamtemissionen gilt dies auch für die Tierhaltung, wobei hier der N-Effizienz der Wirtschaftsdüngerlagerung und Ausbringung eine besondere Bedeutung zukommt.

Um Verschiebungen der Emissionen von einem Verfahrensschritt in den nächsten möglichst weitgehend zu vermeiden, bedarf es eines alle Verfahrensschritte und Düngemittel umfassenden Ansatzes. Zu beachten ist hierbei auch, dass nicht alle Maßnahmen für NH_3 und Treibhausgase gleichermaßen wirken und teilweise sogar gegenläufige Effekte aufweisen können.

Neben einer generellen Begrenzung von N-Flächenüberschüssen, die insbesondere zu erhöhten Nitratverlusten über das Sickerwasser führen, ist über geeignete Maßnahmen entlang der Prozesskette sicherzustellen, dass gasförmige N- und C- sowie Sickerwasserverluste minimiert werden. Aufgrund der starken Standortabhängigkeit der Nitratdynamik im Boden kann hier jedoch der Effekt einzelner Maßnahmen regional unterschiedlich ausfallen.

Eine vollständige Vermeidung von N-Überschüssen lässt sich in der Praxis aus pflanzenbaulicher Sicht kaum oder nur schwierig umsetzen. Durch den Einsatz eines N-Sensors in dafür geeigneten Kulturen sind jedoch zumindest auf Teilflächen Mineraldüngereinsparungen möglich. Je nach Ausgangsdüngeniveau und dem Anteil der N-Sensor-fähigen Kulturen, sind sowohl für NH_3 als auch für Treibhausgase z. T. sogar negative

Minderungskosten realisierbar, d. h. die eingesparten Düngemittelkosten überwiegen die Investitions- und Betriebskosten für den Einsatz des N-Sensors.

Maßnahmen im Bereich des Wirtschaftsdünger-Managements müssen alle Aspekte umfassen, d. h. Stall, Lagerung und Ausbringung, und zudem Hand in Hand gehen mit einer Anpassung der Mineraldüngung, um eine Minderung sowohl der NH_3 - als auch der Treibhausgasemissionen zu erreichen. Höhere N-Gehalte im Wirtschaftsdünger sowie geringere Verluste nach der Ausbringung führen zu einem erhöhten N-Eintrag in den Boden, dem bei der Dimensionierung der ergänzenden Mineraldüngung Rechnung getragen muss. Dies vermeidet nicht nur indirekte N_2O -Emissionen oder eine erhöhte Nitratauswaschung, sondern bewirkt auch eine Reduzierung der Emissionen aus den Vorketten für die Mineraldüngerherstellung. Letzterer Effekt ist in manchen Fällen der ausschlaggebende Faktor für das Erreichen einer signifikanten Minderung der Treibhausgasemissionen. Die mit den Einsparungen an Mineraldüngern verbundene Kosteneinsparung sollte für Betriebe ein wichtiges Argument für die Investition in eine effiziente Wirtschaftsdünger- ausbringetechnik sein.

Im Falle von **Marktfrochtbetrieben** ist auch die Wahl der eingesetzten Düngemittel von großer Bedeutung. Sowohl das Ausmaß der Emissionen aus den Vorketten, als auch der die NH_3 -Emissionen nach der Ausbringung unterscheiden sich zwischen den mineralischen N-Düngemitteln zum Teil deutlich. Für NH_3 kann die Betriebsbilanz bei Einsatz von harnstoffhaltigen Düngemitteln durch diesen Faktor dominiert werden. Die Entscheidung für oder gegen einzelne mineralische N-Dünger erfolgt jedoch häufig unter ökonomischen Gesichtspunkten.

Für den Einsatz von betriebsfremden Wirtschaftsdüngern spielen auch die Annahmen zur Bewertung des enthaltenen Stickstoffs für die Emissionen eine Rolle. Eine Zuordnung eines Emissionswertes auf den N-Gehalt der Gülle erscheint sinnvoll. Hier gibt es zwar noch keine allgemein abgestimmte Vorgehensweise, eine Nicht-Berücksichtigung des N-Wertes im Wirtschaftsdünger für die Treibhausgasbilanzierung würde jedoch bei einem umfangreichen Wirtschaftsdüngereinsatz das Gesamtergebnis deutlich positiv beeinflussen und so vorhandenes Minderungspotenzial in anderen Bereichen oder auch der Wirtschaftsdünger-Ausbringung überlagern.

In **Milchviehbetrieben** tragen die CH_4 -Emissionen aus der enterischen Fermentation zu einem wesentlichen Teil zu den Treibhausgas-Emissionen bei. Da diese Emissionen vor allem an die Anzahl der Tiere gebunden sind, sinkt der Anteil dieser Emissionen an den Gesamtemissionen mit steigender Milchleistung. Daneben trägt vor allem die Fütterung zu den Treibhausgasemissionen bei, die jedoch proportional mit der Milchleistung ansteigen, so dass produktbezogene Emissionen aus diesem Bereich kaum von der Milchleistung beeinflusst werden. Hier sind vor allem das Fütterungsmanagement und die Futtereffizienz ein Mittel, um die Höhe der Emissionen zu beeinflussen.

Entscheidender Ansatzpunkt für die Minderung von NH_3 -Emissionen in Milchviehbetrieben ist das Wirtschaftsdüngermanagement in Stall, Lager und bei Ausbringung zur Düngung der Kulturen im Futterbau. Bei Grünlandnutzung wirkt sich ein hoher Weideanteil mindernd auf die NH_3 -Emissionen aus, führt allerdings zu etwas erhöhten N_2O -Emissionen, da der N_2O -Emissionsfaktor für auf der Weide ausgeschiedenen Stickstoff höher ist als für N-Düngung auf Grün- oder Ackerland.

Maßnahmen zur Reduzierung der NH_3 -Emissionen im Wirtschaftsdüngermanagement wirken sich aufgrund vermiedener indirekter N_2O -Emissionen durch NH_3 -Deposition und eingesparte mineralische Düngemittel auch mindernd auf die Treibhausgasemissionen. Demgegenüber haben Maßnahmen im Herdenmanagement, durch Erhöhung der Anzahl an Laktationen oder eine Reduzierung der Zwischenkalbezeit, nur eine sehr geringe Auswirkung

Für die Einbeziehung des als Koppelprodukt der Milcherzeugung produzierten Fleisches in Bilanzierungen existieren verschiedene Ansätze. Die Berücksichtigung der Fleischproduktion ist u. a. bei Vergleichen zwischen Betrieben von Bedeutung. Eine Beschränkung allein auf die Milchproduktion wäre hier nicht ausreichend für eine abschließende Beurteilung. Auch Maßnahmen, die eine Veränderung der Fleischproduktion nach sich ziehen, wie z. B. eine Verkürzung der Zwischenkalbezeit, können nur unter Einbeziehung der Fleischproduktion umfassend beurteilt werden. Denn in diesen Fällen muss (bei gleichbleibendem Bedarf)

anderweitig produziert werden bzw. kann die Produktion an anderer Stelle ersetzen. Je nach Allokationsmethode verringert sich der anteilige Beitrag der produzierten Milch an den Emissionen unterschiedlich stark; besonders positiv wird die Fleischproduktion beim Ansatz der „Systemerweiterung“, die als Referenzverfahren Mutterkuhhaltung zugrunde legt, beurteilt. Für eine sinnvolle Interpretation der Bilanzierungsergebnisse gerade bei Milchvieh ist daher eine gute Dokumentation und Transparenz hinsichtlich der Allokationsmethodik unumgänglich.

Für Marktfrucht- wie für Tierhaltungsbetriebe ist die Bedeutung des Energieeinsatzes auf dem Betrieb in den meisten Fällen für die Treibhausgasemissionen nachrangig. Dennoch ist hier in vielen Fällen eine Effizienzsteigerung, auch unter ökonomischen Gesichtspunkten, möglich.

Auch Transporte, z. B. von Futtermitteln, tragen im Allgemeinen nur zu einem geringen Teil zu den Treibhausgasemissionen bei. Bei der Beurteilung von Transporten unter Umweltgesichtspunkten sind jedoch weitere Aspekte, wie Lärm- und Partikelemissionen, sowie der Bau und Erhalt der notwendigen Verkehrsinfrastruktur zu beachten.

Bei einer Erweiterung der Verfahrenskette auf die **Weiterverarbeitung** zeigt sich, dass die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion deutlich gegenüber denen aus Molkereiprozessen und Transport überwiegen, selbst bei hohen Transportentfernungen. Dennoch können über die Wahl der Verpackung oder des Energieträgers sowie über die Vermeidung übermäßiger Transporte Treibhausgase eingespart werden.

Über die Bilanzierung von Modellbetrieben lassen sich auf Basis geeigneter Ausgangsparameter erste Aussagen zu **regional angepassten Emissionsminderungsmaßnahmen** für Treibhausgase oder NH₃ ableiten. Einfache Ansätze zur Abschätzung einer potenziellen Durchdringung von Maßnahmen sind möglich. Für Maßnahmenoptionen wie das Wirtschaftsdüngermanagement führen diese zu dem Schluss, dass Maßnahmen vor allem in Regionen hohen Wirtschaftsdüngeranfalls sinnvoll zu ergreifen sind. Die Umsetzung von Maßnahmen ist aber auch von Betriebsgrößenstrukturen abhängig und erfordert regional unterschiedliche Ansätze z. B. in der Mechanisierung über Maschinenringe, Lohnunternehmer oder Eigenmechanisierung. Größere Betriebe, auch in Regionen mit insgesamt geringer Viehdichte können effiziente Ansatzpunkte für Maßnahmen sein. Typologien regionaler Einheiten können bei der Identifizierung von Zielregionen helfen.

Empfehlungen für konkrete Maßnahmen auf regionaler Ebene sind häufig auch von regionalen Schutzgütern und den daraus abgeleiteten Zielgrößen abhängig (z. B. Grundwasserschutz, Schutz sensibler Ökosysteme). Für die Ableitung kontextbezogener Maßnahmen fehlt allerdings meist eine ausreichende Datengrundlage, um den Bedarf, den Ist-Zustand und somit auch das Optimierungspotenzial auf regionaler oder auch sektoraler Ebene abschätzen zu können. Hier besteht noch eindeutiger Daten- und methodischer Entwicklungsbedarf.

7 Quellenverzeichnis

Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (2006): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Andechser Molkerei Scheitz (2011): Umwelterklärung 2012-2015

http://www.andechser-natur.de/fileadmin/PDFs/Umwelterklaerung_2012-2015.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Borken, W. und E. Matzner (2004): Nitrate leaching in forest soils: An analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167(3): 277–283.

BSI (2008), (British Standards Institution). Guide to PAS 2050. How to assess the carbon footprint of goods and services. BSI, London, UK.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland 1:1.000.000 (SWR1000), Hannover.

Büsser S. und N. Jungbluth (2009): LCA of Yoghurt Packed in Polystyrene Cup and Aluminium-Based Lidding. Executive Summary.

www.alufoil.org/tl_files/sustainability/ESU_-_Yoghurt_2009_-_Exec_Sum.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Dabbert, S. und B. Kilian (2002): Precision Agriculture – Herausforderung an Integrative Forschung, Entwicklung und Anwendung in der Praxis. Darmstadt (KTBL); KTBL – Sonderveröffentlichung 38. S. 423–437

Deutscher Wetterdienst (2014): Mittelwerte 30-jähriger Perioden.

www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2FKldaten__kostenfrei%2FKldat__D__mittelwerte__node.html%3F__nnn%3Dtrue (Zugriff am 23.07.2014)

DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft; 1997): DLG–Futterwerttabellen Wiederkäuer. 7th edition, DLG-Verlag, Frankfurt am Main, DE.

DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft; 2005): Bilanzierung der Nährstoffauscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. Arbeiten der DLG. Band 199. DLG Verlag, Frankfurt.

DUH (Deutsche Umwelthilfe; 2011): Mehrweg- und Recyclingsysteme für ausgewählte Getränkeverpackungen aus Nachhaltigkeitssicht. eine Analyse der ökologischen, ökonomischen und sozialen Auswirkungen sowie Lösungsansätze zur Weiterentwicklung von Mehrweg- und Recyclingsystemen.

www.duh.de/uploads/tx_duhdownloads/DUH_Getraenkeverpackungssysteme.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

DUH (Deutsche Umwelthilfe; 2013): Hintergrundpapier Mehrwegflaschen – Informationen zum umweltfreundlichen deutschen Mehrwegsystem.

www.duh.de/uploads/media/DUH-Hintergrund-Mehrweg.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Döhler, H. (1996): Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger. *Wasser & Boden*, 48, 7–16

Döhler H.; Wulf S.; Eurich-Menden B.; Haenel H.-D.; Rösemann C. und A. Freibauer (2011): Nationale Klimaschutzziele – Potenziale und Grenzen der Minderungsmaßnahmen. in: *Zukunftsorientiertes Bauen für die Tierhaltung*. KTBL-Schrift 485, 64–70

DüV (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV) vom 10. Januar 2006, zuletzt geändert am 24. Februar 2012

Ecoinvent (2007): The ecoinvent database. Version 2.2 www.ecoinvent.org/database/ (Zugriff am 24.07.2014)

Ehlert D. und D. R. Brunsch (2008): Praktische Erprobung und Einführung von sensorgestützten Verfahren der Düngung und des Pflanzenschutzes zur Verbesserung von Umweltverträglichkeit, Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit in der Ge-

- treide- und Grünfütterproduktion. Schlussbericht zum Projekt 03UM010 der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung von dem Leibniz –Institut für Agrartechnik. ATB S. 59
- Eisele, M.; Kunkel, R. und T. Schmidt (2008): Modellierung des diffusen Nitratreintrags in das Grundwasser für Niedersachsen. *Wasser und Abfall* 2008/10, 20–25.
- Ellis, J. L.; Kebreab, E.; Odongo, N. E.; McBride, B. W.; Okine, E. K. und J. France (2007): Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. *Journal of Dairy Science* 90: 3456–3467
- Feitz, A.J.; Lundic, S.; Dennien, G.; Morain, M. und M. Jones (2007): Generation of an industry-specific physico-chemical allocation matrix – application in the dairy industry and implications for systems analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 12 (2), S. 109–117
- Flysjö, A.; Cederberg C.; Henriksson M. und S. Ledgard (2011): How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16 (5): 420–430.
- Flysjö, A.; Cederberg, C.; Henriksson, M. und S. Ledgard (2012). The interaction between milk and beef production and emissions from land use change - critical consideration in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*. 28, 134–142.
- Gauger, T.; Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Bleeker, A.; Erisman, J. W.; Vermeulen, A.; Schaap, M.; Timmermanns, R. M. A.; Builtjes, P. J. H. und J. H. Duyzer (2008): National implementation of the UNECE convention on long-range transboundary air pollution (effects) - part 1: deposition loads: methods, modelling and mapping results, trends. *Texte* 38/2008, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau.
- GfE (Gesellschaft für Ernährungsphysiologie; 2001): Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkühe und Aufzuchttrinder. DLG-Verlag, Frankfurt am Main.
- Graf, R.; Michel, V.; Roßberg, D. und R. Neukampf (2009): Definition pflanzenartspezifischer Anbauggebiete für ein regionalisiertes Versuchswesen im Pflanzenbau. *Journal für Kulturpflanzen* 61 (7), 2009, 247–253.
- Gruber, L.; Pries, M.; Spiekers, H.; Schwarz, F. J. und W. Staudacher (2006): Schätzung der Futteraufnahme bei der Milchkuh. DLG-Informationen 1/2006. Online abrufbar: www.futtermittel.net/pdf/futteraufnahme_milch-kuh06.pdf (Zugriff am 15.08.2010).
- Haenel H.-D.; Freibauer A.; Rösemann C.; Poddey E.; Gensior A.; Eurich-Menden B. und H. Döhler (2010): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden im Rahmen der deutschen Klimaberichterstattung. in: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. *KTBL-Schrift* 483, 11–25.
- Hennings, V. (2000) (Koord.): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. *geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft Sg 1*, Hannover.
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.) (2010): Beiträge zur Erstellung einer atmosphärischen Stickstoff-Bilanz für Hessen. 2. Emissionen von reaktivem Stickstoff aus landwirtschaftlichen Quellen. hlug.de/fileadmin/dokumente/luft/faltblaetter/N_Emission_Faltblatt_Okt2010.pdf (Zugriff am 04.03.2014)
- Hoerr, P. R. (2009): Vergleichende CO₂-Bewertung von Mehrweg- und Einwegsystemen am Beispiel der Peter Riegel Weinimport GmbH. Masterarbeit, Justus-Liebig-Universität, Gießen
- Hoffmann, A. 1991: Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersversorgung. - Forschungsbericht 107 01 016/02 UBA-Fb 91–007, UBA Berlin.
- Horlacher, D. 2014: Persönliche Kommunikation.
- IDF (International Dairy Federation; 2010): A common footprint approach for dairy. *Bulletin of the IDF* 445/210. IDF, Brussels, Belgium.
- IFEU (2008): Ökobilanz der Glas- und PET-Mehrwegflaschen der GDB im Vergleich zu PET-Einwegflaschen. Im Auftrag der Genossenschaft Deutscher Brunnen, Endbericht, Heidelberg

IFEU (2010a): PETCYCLE Ökobilanz 2010 – Kurzfassung.

www.petcycle.de/send_file.php/pdf/press/100504_Kurzfassung_PETCYCLE_Oekobilanz_2010.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

IFEU (2010b): Einweg und Mehrweg – Aktuelle Ökobilanzen im Blickpunkt. Handreichung des IFEU.

www.ifeu.de/oekobilanzen/pdf/IFEU%20Handreichung%20zur%20Einweg-Mehrweg-Diskussion%20%2813Juli2010%29.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

ISO (2006a); (International Organization for Standardization): Environmental management – life cycle assessment – principles and Framework. ISO 14040:2006 (E). ISO, Geneva, Switzerland.

ISO (2006b); (International Organization for Standardization): Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines. ISO 14044:2006 (E). ISO, Geneva, Switzerland.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (Hrsg. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe). IGES, Japan.

Kern, T. (2013): Fa. Zentis GmbH & Co. KG, persönliche Mitteilung vom 02.12.2013

Kirchgeßner, M.; Windisch, W und H. L. Müller (1994): Methane release from dairy cows and pigs. In: Aguilera JF (ed.) Proc. 13th Symposium on Energy Metabolism of Farm Animals 399-402; EAAP Publ. 76, Spain

Kirchgeßner, M.; Windisch, W. und H. L. Müller (1995). Nutritional Factors for the Quantification of Methane Production, in: van Engelhardt, W., Leonhard-Marek, S., Breves, G., Giesecke, D. (Eds), Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings of the Eighth International Symposium on Ruminant Physiology. Ferdinand Enke Verlag, Berlin, pp.333–351

Köhne Ch. und F. Wendland (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden, interner Bericht, Kfa-Ste-Ib 1/92, Forschungszentrum Jülich.

Kreins, P.; Behrendt H.; Gömann, H.; Hirt U.; Kunkel, R.; Seidel K.; Tetzlaff, B. und F. Wendland (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmassnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser – Agrum Weser. Braunschweig : vTI, 342 Seiten , Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research : Sonderheft 336.

KTBL (2009): Faustzahlen für die Landwirtschaft, 14. Auflage, Darmstadt

KTBL (2012): Betriebsplanung Landwirtschaft 2012/13, KTBL-Datensammlung, Darmstadt

KTBL (2013): Faustzahlen Biogas, 3. Ausgabe, Darmstadt

Kuhr, P.; Kunkel, R.; Wendland, F.; Baron, U. und H.-J. Voigt (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. UBA-Texte 14/2011. Dessau-Roßlau. 166 S.

Kunkel, R. und F. Wendland (2006): Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol 62. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich.

Landeskontrollverband (LKV) Rheinland-Pfalz e. V.: Wichtige Begriffe der Milchleistungsprüfung und Tierzucht für die Arbeit beim Landeskontrollverband Rheinland-Pfalz. www.lkv-rlp-saar.de/mlp-begriffshandbuch.htm (Zugriff am 27.06.2014)

Lindenthal, T. (2009): Methode der CO₂-Bilanzierung. Dokumentation zum Projekt „Klimaschutzzertifikat für die Marke ‚Zurück zum Ursprung‘“. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich.

www.fibl.org/fileadmin/documents/de/oesterreich/arbeitschwerpunkte/Klima/Methode_CO2_Bilanzierung_0912.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Rudolph, G.; Hanz, K.; Pelikan, I.; Geßl, R.; Kranzler, A.; und M. Stolze (2009a): ‚Ergebnisse Milch‘ des Projekts „Klimaschutzzertifikat für die Marke ‚Zurück zum Ursprung‘“. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich.

www.fibl.org/fileadmin/documents/de/oesterreich/arbeitschwerpunkte/Klima/ergebnisse_milch_090625.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Rudolph, G.; Hanz, K.; Pelikan, I.; Geßl, R.; Kranzler, A.; und M. Stolze (2009b): ‚Ergebnisse Joghurt‘ des Projekts „Klimaschutzzertifikat für die Marke ‚Zurück zum Ursprung““. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich.

www.fibl.org/fileadmin/documents/de/oesterreich/arbeitschwerpunkte/Klima/ergebnisse_joghurt_090625.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Rudolph, G.; Hanz, K.; Pelikan, I.; Geßl, R.; Kranzler, A.; und M. Stolze (2009c): ‚Ergebnisse Butter‘ des Projekts „Klimaschutzzertifikat für die Marke ‚Zurück zum Ursprung““. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich.

www.fibl.org/fileadmin/documents/de/oesterreich/arbeitschwerpunkte/Klima/ergebnisse_butter.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Rudolph, G.; Hanz, K.; Pelikan, I.; Geßl, R.; Kranzler, A.; und M. Stolze (2009d): Projektdaten zur CO₂-Bilanzierung von Lebensmitteln. Zusammenfassende Präsentation zum Projekt „Klimaschutzzertifikat für die Marke ‚Zurück zum Ursprung““. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich.

www.fibl.org/fileadmin/documents/de/oesterreich/arbeitschwerpunkte/Klima/co2-fussabdruck-Praesentation_CO2Bilanzierung_090604.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Lindenthal, T.; Markut, T. und S. Hörtenhuber (2009e): „Kurzfassung Methode und Ergebnisse“ zum Projekt „Klimaschutzzertifikat für die Marke ‚Zurück zum Ursprung““. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich.

www.fibl.org/fileadmin/documents/de/news/2009/Kurzfassung_Methode_Ergebnisse_0907.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Therul, M. und G. Rudolph (2010): Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria. VII. International conference on life cycle assessment in the agri-food sector (LCA Food), 22.-24. September 2010, Bari, Italy.

Mähnert, P. (2007): Kinetik der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle. Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin, 202 S. edoc.hu-berlin.de/dissertationen/maehnert-pia-2007-07-23/PDF/maehnert.pdf (Zugriff am 22.12.2011)

Mordini, M.; Nemecek, Th. und G. Gaillard (2009): Carbon & Water footprint of oranges and Strawberries – a literature review. Hrsg.: Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 76 S.

Müller, U. und F. Raissi (2002): Arbeitshilfe für Bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. – mit Beiträgen von Höper, H., Schäfer, W. und Kues, J., Arb.-H. Boden 2002/2: 49 S., 10 Abb., 13 Tab.; Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Ortseifen, U. und B. Scheffer (1996): Abschätzung der Stoffausträge in die Gewässer in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften und Nutzung der Böden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Osterburg, B.; Röder, N. und A. Techen (2012) Anhang 4: Ergebnisse der quantitativen Analysen. In: Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung (2012): Evaluierung der Düngeverordnung: Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht.

Osterburg, B. und T. Runge (Hrsg.) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307.

PCF-Projekt (Product Carbon Footprint- Projekt; 2009): Fallstudie „best alliance“-Früherdbeeren der REWE Group – Dokumentation.

www.pcf-projekt.de/files/1232962839/pcf_rewe_erdbeeren.pdf (Zugriff am 24.07.2014)

Röder N. und A. Gocht (2013) Recovering localised information on agricultural structures while observing data confidentiality regulations - the potential of different data aggregation and segregation techniques [online]. Journal of land use science, Band 8, Heft 1, S. 31–46.

- Rösemann C.; Haenel H.-D.; Dämmgen U.; Poddey E.; Freibauer A.; Wulf S.; Eurich-Menden B.; Döhler H.; Schreiner C.; Bauer B. und B. Osterburg (2013): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2011: Report on methods and data (RMD) Submission 2013. Thünen Report 1, 390 S.
- Roßberg, D.; Michel, V.; Graf, R. und R. Neukampf (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 59 (7), 2007 , 155–161.
- Rutzmoser, K. und D. Horlacher. Unveröffentlichtes Manuskript. Festmist- und Jaucheanfall - Mengen und Nährstoffgehalte aus Bilanzierungsmodellen. KTBL 2013
- Rutzmoser, K. und F. Peretzki (1998): Gehaltswerte und Mengenanfall von Stallmist und Jauche. In: Schule und Beratung 9/10, S. 21–26
- Rutzmoser, K., Peretzki, F. und L. Heigl (2004): Ableitung des Mengenanfalles und der Gehaltswerte von Stallmist und Jauche. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. <http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/organisch/09415> (Zugriff am 02.07.2012)
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2013): Nährstoffgehalte von Mineraldüngern. www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Mineralduenger.pdf (Zugriff am 25.06. 2014)
- Schulze Mönking, S. und C. Klapp (2010): Überarbeitung des Getreide- und Vieheinheitenschlüssels. Endbericht zum Forschungsprojekt 06HS030. Göttingen.
- Seidel, K. (2012): Best practice Verpackungsbeispiele für Bio Suisse Produkte - Schlussbericht. online unter: www.bio-suisse.ch/media/Konsumenten/Nachhaltigkeit/Verpackungen/d_verpackungsbericht.pdf (Zugriff am 24.07.2014)
- Simon, G.-P. (2013): Fa. Andechser Molkerei Scheitz, persönliche Mitteilung vom 27.12.2013
- Software Super-RATION, 2012. Version 6.0 –DB2007. Developed by Gsöls and Haidenbauer. www.gh-soft.at/subframe.htm (Zugriff am 24.07.2014)
- Stein-Bachinger, K.; Bachinger, J. und L. Schmitt (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau, KTBL-Schrift 423, Darmstadt
- UBA (Umweltbundesamt; 2000a): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II – Hauptteil. UBA-Texte 37/00, Dessau
- UBA (Umweltbundesamt; 2000b): Hintergrundpapier: Ökobilanz Getränkeverpackungen für alkoholfreie Getränke und Wein, Dessau
- UBA (Umweltbundesamt; 2002a): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II / Phase 2. UBA-Texte 51/02, Dessau
- UBA (Umweltbundesamt; 2002b): Hintergrundpapier: Ökobilanz Getränkeverpackungen für alkoholfreie Getränke und Wein II, Dessau
- UBA (Umweltbundesamt; 2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. TEXTE 45/2010, 243 S.
- UBA (Umweltbundesamt; 2012): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2012. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2010. Climate Change 08/2012, 841 S., www.uba.de/uba-info-medien/4292.html (Zugriff am 24.07.2014)
- Vellinga, Th. V.; Blonk, H.; Marinussen, M.; van Zeist, W. J.; de Boer, I. J. M. und D. Starmans (2013): Methodology used in FeedPrint: a tool quantifying greenhouse gas emissions of feed production and utilization. Livestock research, Wageningen UR. ISSN 1570-8616. Report 674. edepot.wur.nl/254098 (Zugriff am 04.12.2013)
- Warner, D.; Davies, M.; Hipps, N.; Osborne, N.; Tzilivakis, J. und K. A. Lewis (2010): Greenhouse gas emissions and energy use in UK grown short-day strawberry (*Fragaria xananassa*) crops. The Journal of Agricultural Science, Volume 148, Issue 06, December 2010, S. 667–681
- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, 8: 150 S.; Jülich.

Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M. und R. Schmidt (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag; Heidelberg.

Wendland, F.; Behrendt, H.; Gömann, H.; Hirt, U.; Kreins, P.; Kuhn, U.; Kunkel, R. und B. Tetzlaff (2009): Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* (1): 63-78, doi: 10.1007/s10705-009-9248-9.

Werner, A. (2003): Precision Farming als Schlüsseltechnologie zur nachhaltigen Entwicklung der Landnutzung. In *Bewertung von Umweltschutzleistungen in der Pflanzenproduktion*. KTBL-Schrift 415. Kuratorium für Landtechnik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt: 116–134.

Wichern, F.; Eberhardt, E.; Mayer, J.; Joergensen, R. G. und T. Müller (2008): Nitrogen rhizodeposition in agricultural crops: Methods, estimates and future prospects. *Soil Biology and Biochemistry.* 40 (1), 30–48

Wienhaus, S.; Höper, H.; Eisele, M.; Meesenburg, H. und W. Schäfer (2008): Nutzung Bodenkundlich-Hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz - Ergebnisse eines Modellprojektes (Nolimp) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG); Geoberichte 9; Hannover.

Zehetmeier, M.; Baudracco, J.; Hoffmann, H. und A. Heißenhuber (2012): Does increasing milk yield reduce greenhouse gas emissions? A system approach. *Animal* 6 (1): 154–166.

Zehetmeier M.; Gandorfer, M.; Hoffmann, H.; Müller, U. K.; de Boer, I. J. M. und A. Heißenhuber (2014a): The impact of uncertainties on predicted GHG emissions of dairy cow production systems. *Journal of Cleaner production* 73: 116–124.

Zehetmeier, M.; O'Brien, D.; Hofmann, G.; Dorfner, G.; Heißenhuber A. und H. Hoffmann (2014b): A dominance analysis of greenhouse gas emissions, beef output and land use of German dairy farms. *Agricultural Systems* 129: 55–67.

Zentis (2013): Nachhaltigkeitsbericht 2011

www.zentis.de/cms/de/Unternehmen/Verantwortung/Nachhaltigkeit/Nachhaltigkeitsbericht (Zugriff am 24.07.2014)

A. Anhang A: Typologie der deutschen Landwirtschaft in Bezug auf Stickstoffflüsse

Beitrag zum

UFOPLAN FuE-Vorhaben 3711 92 236

Weiterentwicklung der integrierten Stickstoff-Bilanzierung als Grundlage für landwirtschaftliche Minderungsstrategien zur Unterstützung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie

von

Bernhard Osterburg und Birgit Laggner

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ländliche Räume,
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

IM AUFTRAG

DES UMWELTBUNDESAMTES

Februar 2014

A.1 Einleitung

Ziel des Arbeitspakets 1 ist es, für die Landwirtschaft in Deutschland eine Typologie zu erarbeiten, die als Grundlage für die Auswahl von Beispielbetrieben (Arbeitspaket 2) und für die regionale und überregionale Einordnung und Bewertung von Ergebnissen (Arbeitspaket 5) dienen soll. Durch die Typisierung werden natürliche, ökonomische und soziale Determinanten der Landwirtschaft zu wenigen, möglichst homogenen Einheiten zusammengeführt. Zu den Kriterien zählen:

- Naturräumliche Ausstattung: Böden, Klima, Relief (anhand von GIS-gestützten Datenanalysen auf Basis von am Thünen-Institut verfügbaren, bundesweiten Datensätzen)
- Landschaftsstrukturelle Ausstattung: Anteil von landwirtschaftlicher Nutzfläche und Wald an der Gesamtfläche. Eine Einbeziehung der Schlaggrößenstruktur ist nicht möglich, da sie in der Agrarstatistik nicht erfasst ist.
- Agrarstruktur: Acker-/Grünlandflächenverhältnis, Viehbestandsdichten, Verteilung der Flächennutzung und Tierhaltung nach Betriebsformen (Fokus auf Marktfruchtanbau und Milchproduktion) sowie Betriebs- und Bestandsgrößenstrukturen, ggf. Betriebs- und Organisationsformen.

A.2 Vorgehensweise

Die Typologie wird auf der Grundlage und in Abstimmung mit bestehenden Klassifikationen erstellt. Hierzu zählen:

- Boden-Klima-Räume (BKR) für die Bundesrepublik Deutschland (Roßberg et al. 2007; Graf et al., 2009): Diese Abgrenzung wurde anhand der Winterweizen-Ertragsregionen des Bundessortenamts entwickelt und stellt eine im Konsens zwischen Länderbehörden erstellte, naturräumliche und agrar-

strukturelle Abgrenzung für das gesamte Bundesgebiet dar. Ergebnis sind 50 auf Grundlage von Bodengüte und Niederschlagsverhältnissen abgegrenzte Gebiete.

- Administrative Gebietsabgrenzungen, die soweit möglich so differenziert sind, dass näherungsweise ein naturräumlicher Bezug hergestellt werden kann. Die Abgrenzung sollte sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Agrarstrukturen in West- und Ostdeutschland zumindest auf Ebene der Bundesländer und möglichst darunter erfolgen.
- Andere naturräumliche und agrarstrukturelle Klassifikationen, wie z. B. die durch einzelne Bundesländer ausgewiesenen Agrar- bzw. Wirtschaftsgebiete, liegen nicht in einer einheitlichen Form für das gesamte Bundesgebiet vor. Die Entwicklung einer neuen Typologie auf Basis dieser Länderdaten würde die Ableitung einheitlicher Kriterien auf Basis sehr detaillierter Statistikdaten erfordern.

Die vorzunehmende Abgrenzung hängt von der Verfügbarkeit von agrarstatistischen Daten ab. Grundlage für die nachfolgenden Analysen der Agrarstruktur mit Hilfe kartographischer Darstellungen bilden die Daten der Agrarstrukturerhebung des Jahres 2010, wie sie im Rahmen der Publikationen der statistischen Ämter zu Verfügung stehen. Darüber hinaus werden Daten aus einer Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch das Thünen-Institut mit einer tieferen, regionalen Disaggregation auf Gemeindeebene (ohne Differenzierung nach Betriebstypen) sowie einer Sonderauswertung von EUROSTAT auf Ebene von Regierungsbezirken bzw. Bundesländern (mit Differenzierung nach Betriebstypen) für das agrarökonomische Modell CAPRI für das Jahr 2007 herangezogen. Hinzu kommen ausgewählte, zu Betriebsgruppen und Regionen aggregierte Daten aus dem deutschen Testbetriebsnetz, ebenfalls für das Jahr 2007. Die Daten der beiden Sonderauswertungen geben die Summe der in der Agrarstrukturerhebung im Jahr 2007 für den deutschen Agrarsektor erfassten Merkmale wieder und repräsentieren daher den Agrarsektor und regionale bzw. nach Betriebstypen vorgenommene Schichtungen. Dagegen beruhen die Testbetriebsnetzdaten auf einer Stichprobe, daher sind diese Daten für einzelne Regionen und/oder Betriebstypen nur bedingt repräsentativ.

Ziel der Typologie soll es sein, die Stickstoffflüsse genauer abzubilden. Die betrieblichen Stickstoffflüsse werden durch das Anbauprogramm, die Tierhaltung und das Düngungs- und Wirtschaftsdüngermanagement bestimmt. Die Stickstoffflüsse auf Landschaftsebene werden durch die naturräumlichen Klima- und Bodenverhältnisse bestimmt. Für die Abbildung von Stickstoffflüssen auf Betriebsebene liegen keine vollständigen statistischen Daten vor, insbesondere fehlen einzelbetriebliche Daten zum Einsatz von Mineraldünger, zu Wirtschaftsdüngerim- und -exporten und zum Einsatz von anderen organischen Düngemitteln wie Klärschlamm und Kompost. Eine Prüfung, ob eine ausgewählte Betriebstypologie zu besonders homogenen Ergebnissen für die Abbildung der betrieblichen Stickstoffflüsse führt, ist daher nicht möglich. In den verfügbaren Betriebsdaten der Agrarstatistik kann lediglich die Viehbesatzdichte als wichtiges Merkmal zur Beschreibung der Stickstoffflüsse berücksichtigt werden.

Einer tiefen Differenzierung der Datensätze nach Regionen und Betriebsformen sind zudem Grenzen gesetzt, da Werte von drei oder weniger Betrieben aus Datenschutzgründen anonymisiert werden müssen. Zudem liegen nur wenige Publikationen der statistischen Ämter mit entsprechender Differenzierung vor. Die Publikation des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS, Fachserie 3 Reihe 2.1.4, Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Standardoutput) enthält nur wenige Merkmale für die Charakterisierung der Betriebsformen nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung wie landwirtschaftliche Nutzfläche und Viehbestand in Großvieheinheiten, regional sind die Daten nach Ländern klassiert. Daten zur Stall- und Weidehaltung und zu Verfahren des Wirtschaftsdüngermanagements sind nur für wenige Erhebungsjahre und auf Ebene der Länder verfügbar. Eine Differenzierung nach Betriebsgruppen liegt nur zum Teil und dann nach Betriebsgrößen vor.

A.2.1 Boden-Klima-Räume (BKR) als abgestimmte, regionale Abgrenzung

Die Entwicklung einer gänzlich neuen Typologie wird nicht verfolgt, da dies mit hohem Aufwand verbunden wäre und weil mit den BKR bereits eine mit Experten aus allen Regionen Deutschlands abgestimmte Gebietsabgrenzung vorliegt. Diese Abgrenzung wurde bereits in einem Projekt im Auftrag der Bund-Länder-

Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für die Beschreibung der naturräumlichen Bedingungen, der regionalen Agrarstrukturen und der Verteilung verschiedener Spezialisierungen der Landwirtschaftsbetriebe verwendet (Osterburg und Runge 2007, S. 110 ff. sowie 146 ff.). Die Arbeiten für die LAWA erfolgten auf Basis der Gebietszuordnungen von Roßberg et al. (2007). Für die Auswertungen wurde die aktualisierte, von Graf et al. (2009) vorgestellte Gebietsabgrenzung der BKR verwendet.

Kleinere räumliche Einheiten erlauben zwar theoretisch eine präzisere Abbildung der naturräumlichen und agrarstrukturellen Bedingungen, aufgrund von Datenschutz ist die Auswertung und Ausweisung von Betriebsstrukturen mit hoher räumlicher Auflösung aber erschwert bis unmöglich.

Bezüglich der Ableitung möglichst homogener, agrarstruktureller Einheiten haben sich die BKR als sinnvolle Abgrenzung erwiesen (Datenanalysen von Dr. Norbert Röder, Thünen-Institut für ländliche Räume). Die Verteilung verschiedener agrarstruktureller Parameter wird demnach auf Grundlage der ca. 50 BKR-Einheiten ähnlich differenziert wiedergegeben wie unter Nutzung der über 300 Stadt- und Landkreise. Die regionale Aggregation zu BKR ist also nur mit vergleichsweise geringen Informationsverlusten bezüglich der regionalen, agrarstrukturellen Differenzierung verbunden. Die höhere Aggregation erlaubt es gleichzeitig, unterschiedlich spezialisierte Landwirtschaftsbetriebe zu gruppieren und zu analysieren, da auf Ebene der BKR weniger Probleme mit dem Datenschutz auftreten.

Für das genannte LAWA-Projekt wurde eine vereinfachte Betriebstypologie entwickelt, die die betriebswirtschaftliche Abgrenzung von Betriebsformen vereinfacht und auf das rechnerische, betriebliche Wirtschaftsdüngeraufkommen aufbaut (Osterburg und Runge 2007):

- Marktfrucht mit $< 40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (MF)
- Veredelung mit $40 - 120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (VE 40 - 120)
- Veredelung mit $>120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (VE >120)
- Futterbau mit $40 - 120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (FB 40 - 120)
- Futterbau mit $>120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern (FB >120)

Zu den Betrieben der Kategorie Veredelung zählen Betriebe mit einem Anfall von mindestens $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern, der vorwiegend aus der Schweine- und Geflügelhaltung stammt, und deren Flächennutzung durch Ackerbau bestimmt ist. Dem Futterbau sind die Betriebe mit Rindern, Schafen und Pferden mit mehr als $40 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ aus Wirtschaftsdüngern sowie Ackerbau und Grünlandnutzung zugeordnet. Daneben werden noch die Dauerkulturbetriebe abgegrenzt, die aber nur einen kleinen Flächenumfang haben.

Für die BKR und die vorgestellte Gruppierung der Landwirtschaftsbetriebe liegen keine Publikationen statistischer Daten vor. Daten für diese regionale und betriebliche Abgrenzung müssen daher durch Sonderauswertungen oder Schätzungen generiert werden. Als Teil des Arbeitspakets 1 wurden deshalb für das Jahr 2007 Daten des deutschen Testbetriebsnetzes sowie Daten der Landwirtschaftszählung 2007 ausgewertet, um Marktfrucht- und Futterbaubetriebe in verschiedenen Regionen zu charakterisieren. Die Ergebnisse der Landwirtschaftszählung des Jahres 2007 sind in einer Sonderauswertung durch das Thünen-Institut in Kooperation mit den Forschungsdatenzentren des Bundes und der Länder mit Hilfe von Schätzverfahren räumlich disaggregiert worden (Röder und Gocht 2013). Auf dieser Grundlage konnte eine Verteilung der Daten auf die BKR vorgenommen werden. Für die Zuordnung der Testbetriebsnetzdaten zu BKR wurde der Betriebssitz nach Gemeinden herangezogen, die betrieblichen Daten werden anhand des Hochrechnungsfaktors gewichtet. Dieser Hochrechnungsfaktor spiegelt wieder, wie viele Betriebe der jeweilige Testbetrieb innerhalb der jeweiligen Stichprobenschicht repräsentiert. Angaben zum Aufkommen von Stickstoff aus Gärresten pflanzlicher Herkunft fehlen für die betriebliche Ebene. Für die regionale Ebene konnten Schätzungen der N-Menge aus pflanzlichen Gärresten für das Jahr 2007 aus Osterburg et al. (2012) herangezogen werden.

Die Abhängigkeit von Sonderauswertungen ist ein Nachteil für die Verwendbarkeit des BKR-Ansatzes für agrarstrukturelle Analysen. Andererseits bietet die Nutzung der für die LAWA entwickelten Typologie den

Vorteil, dass an die zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erfolgten Analysen der Landwirtschaft angeknüpft werden kann.

A.2.2 Abbildung regionaler Betriebsgruppen im Modell CAPRI

Der im agrarökonomischen EU-Agrarsektormodell CAPRI verwendete Datensatz enthält 14 Betriebsformen nach EU-Klassifizierung, die Betriebsformen sind zusätzlich nach wirtschaftlicher Betriebsgröße in vier Gruppen geschichtet. Der Datensatz liegt für 2007 auf Bundeslandebene vor und enthält die Angaben zur Fläche der Ackerkulturen, Dauerkulturen und Grünland sowie zum Umfang der Tierbestände. Die regionale Modellierung in CAPRI erfolgt dagegen auf Regierungsbezirksebene. Leider wurden für Deutschland keine Betriebsgruppensdaten für diese regionale Auflösung zur Verfügung gestellt.

Die Betriebsform bzw. betriebswirtschaftliche Ausrichtung eines Betriebes wird anhand des Anteils der verschiedenen Produktionszweige des Betriebes zum gesamtbetrieblichen Standardoutput bestimmt. Die Einteilung der Betriebsformen erfolgt nach einer einheitlichen EU-Klassifizierung. Dadurch, dass spezialisierte Betriebe bei über 2/3 des Standardoutputs aus einem Betriebszweig abgegrenzt werden, ergibt sich neben spezialisierten Betrieben eine Vielzahl von Gemischt- bzw. Verbundbetrieben. Die Viehbesatzdichte in den nach EU-Klassifizierung geschichteten Betriebsgruppen unterliegt einer hohen Schwankungsbreite. Für dieses Projekt sind für den Vergleich mit den Modellbetrieben die in der folgenden Tabelle fett unterlegten Betriebsformen von Interesse:

Anhangtabelle A.2.2-1: Betriebsformen nach EU-Klassifizierung im CAPRI-Datensatz

BWA	Beschreibung
13	Spezialisierte Getreide-, Ölsaaten- und Eiweißpflanzenanbaubetriebe (BWA 13)
14, 60	Spezialisierte Ackerbaubetriebe allgemeiner Art (BWA 14) + Pflanzenbauverbundbetriebe (BWA 60)
2	Spezialisierte Gartenbaubetriebe (BWA 20)
31	Spezialisierte Rebanlagenbetriebe (BWA 31)
32	Spezialisierte Obst- und Zitrusbetriebe (BWA 32)
34	Dauerkulturgemischtbetriebe (BWA 34)
41	Spezialisierte Milchviehbetriebe (BWA 41)
42, 43	Spezialisierte Rinderaufzucht (BWA 42) + Rindviehbetriebe: Milcherzeugung, Aufzucht und Mast kombiniert (BWA 43)
44	Weideviehbetriebe: Schafe, Ziegen und andere (BWA 44)
50	Spezialisierte Veredlungsbetriebe (BWA 50)
7	Viehhaltungsverbundbetriebe (BWA 7)
8	Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (BWA 8)

BWA = Betriebswirtschaftliche Ausrichtung.

Quelle: CAPRI-Datensatz.

Die Anlehnung der Typologie an das EU-Agrarsektormodell CAPRI bietet den Vorteil, dass ein Austausch mit dem europäischen Forschungsverbund, der das CAPRI-Modell nutzt und weiterentwickelt, ermöglicht wird und Ergebnisse für Einzelbetriebe mit sektoralen sowie regional und betrieblich differenzierten Modellergebnissen verglichen werden können.

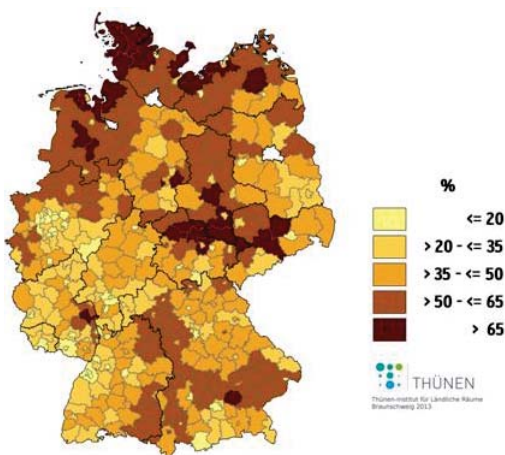
A.3 Ergebnisse

Der nachfolgenden Darstellung der Ergebnisse für die beiden vorgestellten Typologien wird eine Beschreibung ausgewählter agrarstruktureller Merkmale anhand von Karten vorangestellt. Die Karten bauen auf Ergebnisse der Landwirtschaftszählung im Jahr 2010 auf, die nach Landkreisen differenziert vorliegen.

A.3.1 Kartografische Darstellung der Agrarstrukturen

Ein Indikator für die Intensität der regionalen landwirtschaftlichen Flächennutzung ist der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF) an der Gesamtfläche (s. Anhangkarte A.3.1-1). In Regionen mit ungünstigeren Produktionsbedingungen, beispielsweise aufgrund leichter Böden oder Hanglagen, erreicht die Forstfläche einen höheren Flächenanteil. Umgekehrt liegt der Anteil der Landwirtschaftsfläche in Gunstlagen besonders hoch. Entsprechend stark ist der Einfluss der Landwirtschaft auf die Umwelt, da es in diesen Regionen kaum „Verdünnungsflächen“ wie z. B. Wald gibt. Besonders hohe Anteile der Landwirtschaftsfläche treten im norddeutschen Tiefland sowie in den Börde- und Gäugebieten mit günstigen Bodenbedingungen auf. In Stadtkreisen und Ballungsgebieten fällt der Flächenanteil der Landwirtschaft aufgrund der hohen Bedeutung der Siedlungsflächen niedriger aus.

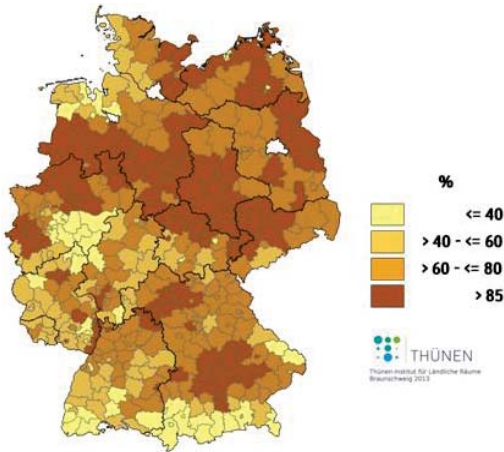
Anhangkarte A.3.1-1 Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) an der Kreisfläche



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

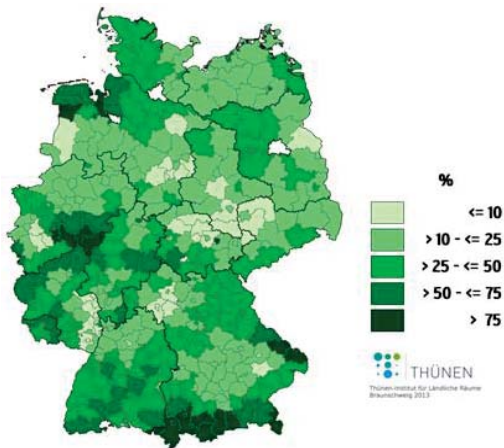
Innerhalb der Landwirtschaftsfläche ist der Ackerflächenanteil an der LF ein wichtiger Indikator für die regionale Spezialisierung (s. Anhangkarte A.3.1-2). Komplementär dazu zeigt Anhangkarte A.3.1-3 den Anteil des Grünlands an der LF. Die Anhangkarte A.3.1-2 zeigt den Schwerpunkt des Ackerbaus in Deutschland im Hügel- und Flachland nördlich der Mittelgebirgsschwelle und in den Gäugebieten und Niederungen Süddeutschlands. Das Grünland konzentriert sich in den Marschregionen entlang der Nordseeküste, in den Mittelgebirgen und im Alpenvorland. Auch die Moor- und Niederungsgebiete Nordostdeutschlands weisen erhöhte Grünlandanteile auf.

Anhangkarte A.3.1-2: Anteil der Ackerfläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

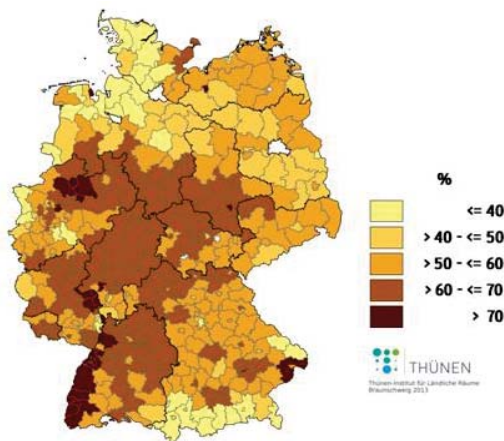
Anhangkarte A.3.1-3: Anteil Grünland an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

Die folgenden Karten charakterisieren die Nutzung des Ackerlandes. Anhangkarte A.3.1-4 zeigt den Anteil des Getreidebaus an der Ackerfläche, der auf den Gunstlagen entlang der Mittelgebirgsschwelle und in den Mittelgebirgen besonders hoch liegt. Sehr hohe Getreideanteile werden in Gebieten erreicht, in denen Körnermais eine hohe Bedeutung hat, etwa im Münsterland, im oberen Rheintal und an der Donau.

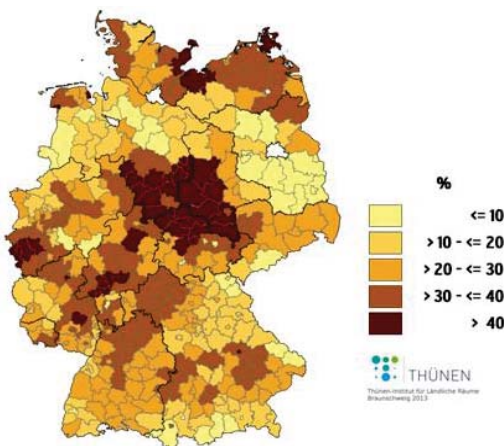
Anhangkarte A.3.1-4: Anteil Getreide (gesamt, inklusive Körnermais) an der Ackerfläche (AF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

Der Anteil des Winterweizenanbaus erreicht in den Börde- und Ackerbaugebieten rund um den Harz die höchsten Werte, ebenso in Ostholstein, Mecklenburg-Vorpommern, in der Köln-Aachener Bucht und in Gunstlagen Süddeutschlands (Anhangkarte A.3.1-5).

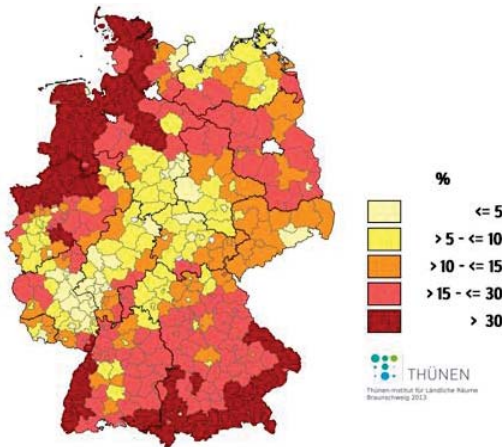
Anhangkarte A.3.1-5: Anteil Winterweizen an der Ackerfläche (AF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

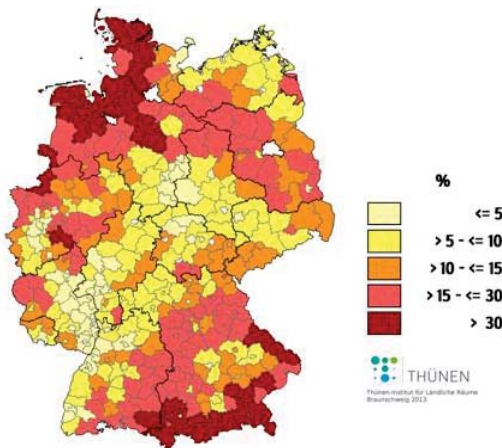
Der Maisanbau dominiert die Ackernutzung vor allem in Futterbauregionen mit vergleichsweise geringen Ackerflächenanteilen an der LF, etwa entlang der Nordseeküste, im Alpenvorland und im Bayerischen Wald (Anhangkarte A.3.1-6). In den Veredelungsregionen Westniedersachsens und des Münsterlandes kommt die Produktion von Corn-Cob-Mix (CCM) hinzu, und vor allem im oberen Rheintal die Körnermaisproduktion. Ein Vergleich mit Anhangkarte A.3.1-7, in der nur der Anteil der Silomaisfläche ausgewiesen wird, zeigt sich die hohe Bedeutung der Silomaisproduktion, die vor allem in Norddeutschland den größten Teil der Maisfläche einnimmt und aufgrund der expandierenden Biogasproduktion gerade auf schwächeren Ackerbaustandorten der nord- und nordostdeutschen Tiefebene erhöhte Ackerflächenanteile von über 15 % erreicht. Hohe Anteile treten auch in Baden-Württemberg und Bayern auf.

Anhangkarte A.3.1-6: Anteil Mais (gesamt) an der Ackerfläche (AF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

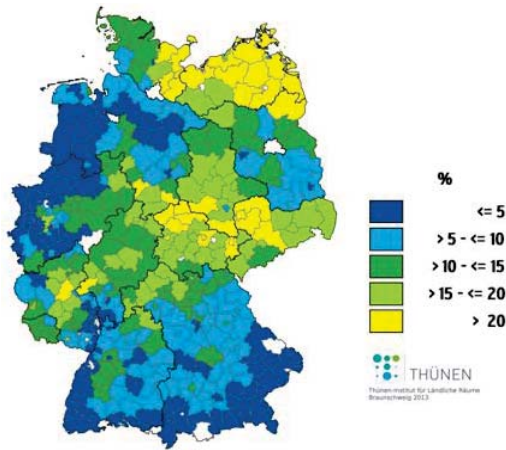
Anhangkarte A.3.1-7: Anteil Silomais an der Ackerfläche (AF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

In Anhangkarte A.3.1-8 wird schließlich der Anteil der Rapsfläche an der Ackerfläche dargestellt. Sehr hohe Flächenanteile über 20 % treten in Ostholstein, Mecklenburg-Vorpommern und in den Bördegebieten Ostdeutschlands auf. Geringe Bedeutung hat der Rapsanbau in Nordwestdeutschland mit Ausnahme Schleswig-Holsteins, sowie in Süddeutschland. Im Mittelgebirgsraum und in den meisten Regionen Ostdeutschlands erreicht die Rapsfläche werde zwischen 10 und 20 % der Ackerfläche.

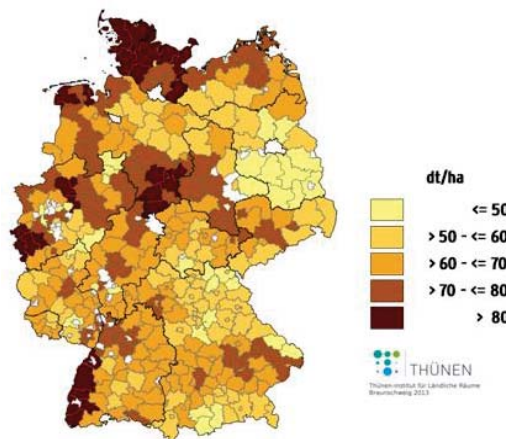
Anhangkarte A.3.1-8: Anteil Raps an der Ackerfläche (AF)



Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

Anhangkarte A.3.1-9 weist die durchschnittlichen Getreideerträge je Hektar aus. Die Ertragsdaten spiegeln die Ertragsfähigkeit der Böden und die Niederschlagsverhältnisse wieder. Sehr hohe Erträge werden in Regionen mit hohen Winterweizen- oder Körnermaisanteilen an der Getreidefläche erreicht. In Schleswig-Holstein, den Marschgebieten Niedersachsens, den Bördegebieten rund um den Harz, der Köln-Aachener Bucht trägt vor allem der Winterweizen zu hohen Durchschnittserträgen bei. Im Münsterland und im oberen Rheintal spielt der Körnermais eine dominierende Rolle. Aufgrund ungünstiger Bodenverhältnisse und geringer Niederschläge liegen die Getreideerträge in Teilen Ostdeutschlands, vor allem in Brandenburg, deutlich unter dem Durchschnittsertrag.

Anhangkarte A.3.1-9: Durchschnittlicher Getreideertrag pro Hektar (inklusive Körnermais)



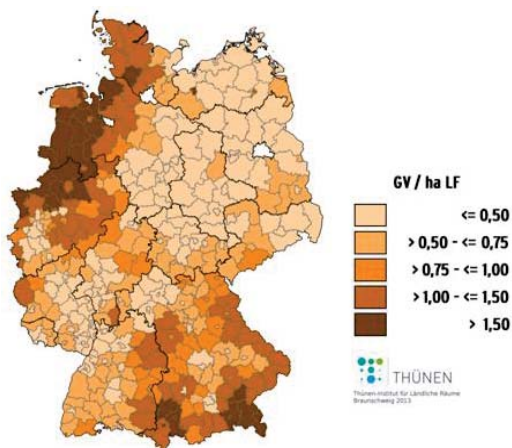
Fehlende Werte ergänzt durch gewichtetes Mittel der ausgewiesenen regionalen Getreideerträge.
Quellen: Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

Die folgenden drei Karten illustrieren die regionale Verteilung der Tierhaltung. In Anhangkarte A.3.1-10 wird die Tierbesatzdichte in Großvieheinheiten (GV) je Hektar LF gezeigt. Schwerpunkte der Tierhaltung liegen in Nordwestdeutschland, vor allem in Schleswig-Holstein, im westlichen Niedersachsen, im Münsterland und am Niederrhein. Einen weiteren Schwerpunkt bilden das Allgäu und das Alpenvorland. Aufgrund der im Vergleich zu Mineraldünger geringeren Ausnutzung des Stickstoffs auf Wirtschaftsdüngern kommt es in diesen Regionen zu erhöhten Stickstoffüberschüssen. In Anhangkarte A.3.1-11 wird die Milchprodukti-

onsmenge, bezogen auf den Hektar LF dargestellt. Die Produktion ist stark auf die Marsch- und Geestgebiete entlang der Nordseeküste, den Niederrhein, das Bergische Land, das Allgäu, das Alpenvorland und den Bayerischen Wald konzentriert.

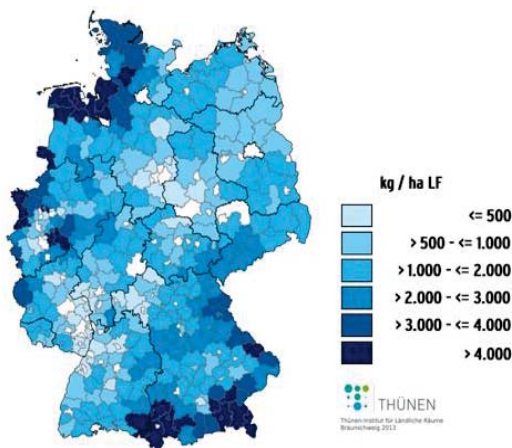
Die Intensität im Futterbau kann über die Tierbesatzdichte an raufutterfressenden Vieheinheiten (Rinder, Schafe, Pferde) je Hektar Hauptfutterfläche (Feldfutterbau und Grünland) abgebildet werden (s. Anhangkarte A.3.1-12). Besonders hohe Tierbesatzdichten in der Rinderhaltung werden in Nordwestdeutschland einschließlich der Veredlungsregionen mit hohem Schweine- und Geflügelbestand und in weiten Teilen Bayerns erreicht.

Anhangkarte A.3.1-10: Tierbesatzdichte in Großvieheinheiten (GV) pro ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF)



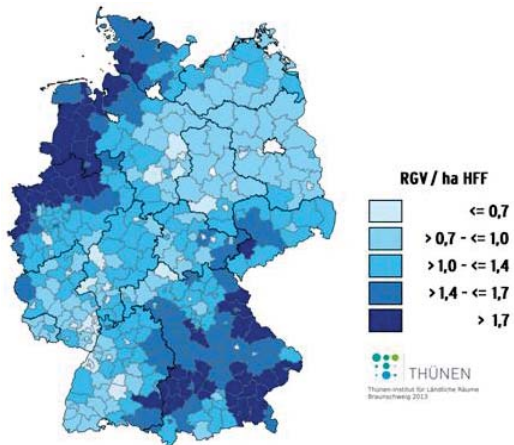
Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

Anhangkarte A.3.1-11: Jährliche Milchproduktion je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF)



Quellen: Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

Anhangkarte A.3.1-12: Tierbesatzdichte der Raufutter fressenden Großvieheinheiten (RGV) pro ha Hauptfutterfläche (HFF)

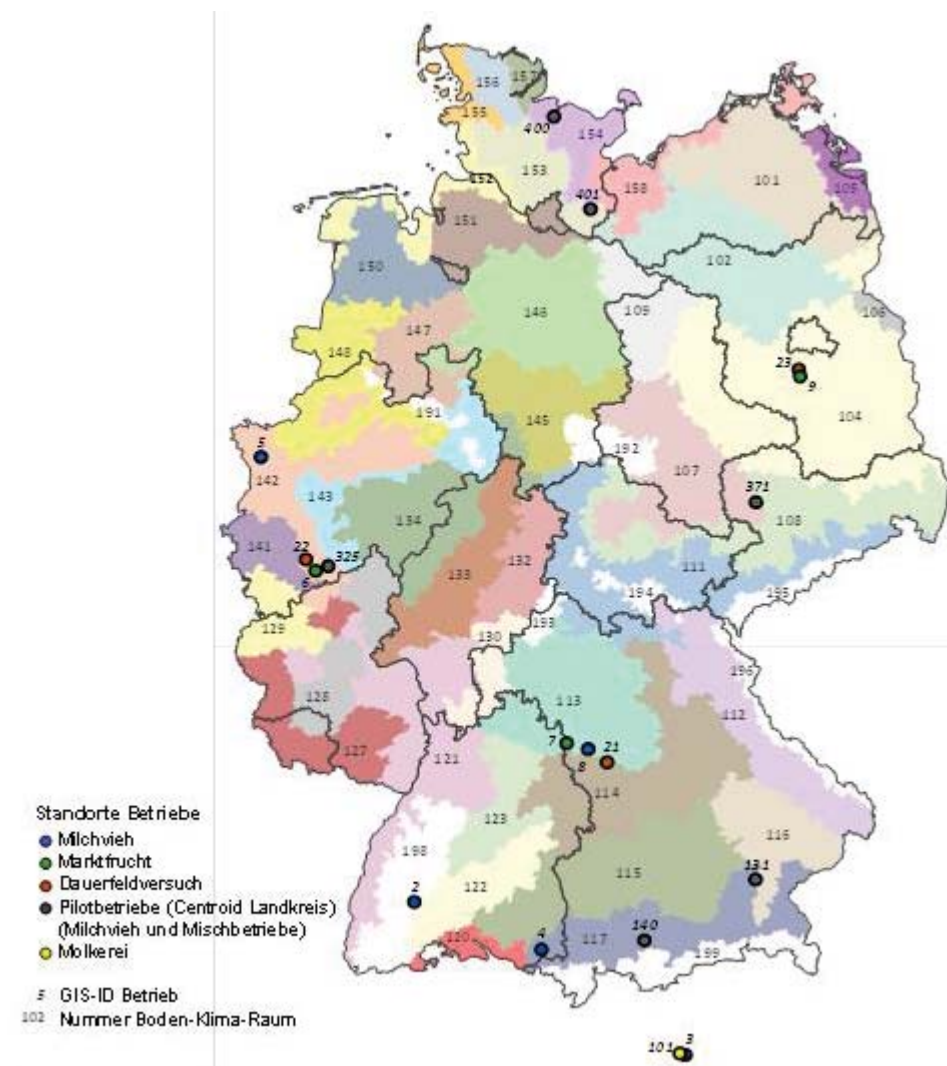


Quellen: Eigene Berechnungen auf Basis der Landwirtschaftszählung 2010, Verwaltungsgrenzen 1:250.000 © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2010

A.3.2 Darstellung ausgewählter agrarstruktureller Merkmale von Boden-Klima-Räumen

Die nachfolgende Karte bildet die Boden-Klima-Räume (BKR) zusammen mit der Lage der Modellbetriebe und der Dauerfeldversuche ab. Daran schließen sich die Anhangtabelle A.3.2-1 bis Anhangtabelle A.3.2-3 zur Charakterisierung der BKR anhand naturräumlicher Merkmale, der Nutzung der Ackerflächen und der Tierhaltung an. Die Tabellen stellen eine Aktualisierung der Arbeiten für die LAWA dar (Osterburg und Runge 2007). Sie ergänzen die Karten im vorhergehenden Abschnitt und erlauben es, sich einen Überblick über die Ausprägung der verschiedenen Merkmale verschiedener Räume zu verschaffen. Ebenso sind Vergleiche zwischen den Regionen und dem Durchschnitt für Deutschland möglich. Die in Anhangkarte A.3.2-1 abgebildeten Nummern der BKR findet sich im Spaltenkopf der nachfolgenden Tabellen wieder.

Anhangkarte A.3.2-1: Bodenklimäräume, Lage der Modellbetriebe



Quellen: Karte der Boden-Klima-Räume: Graf et al. (2009); Standorte der Betriebe: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), 2013

Anhangtabelle A.3.2-1: Übersicht über naturräumliche Merkmale der Boden-Klima-Räume

BKR Nr.	Name der Boden Klima-Räume	Nieder-schlag mm·a ⁻¹	Höhe m. ü. NN	% LN an Gesamt- fläche	Ackerland Bodenzahl	% Acker- land Moorbo- den	% Acker- land Hang >8 %	Grünland in % der LF
101	mittlere diluviale Böden MV und Uckermark	583	28	78	39	11	0	16
102	sandige diluviale Böden des nordostdeutschen Binnentieflandes	581	38	57	33	9	0	26
104	trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes	547	45	52	38	5	0	20
105	vorpommersche Sandböden im Uecker-Randow-Gebiet	552	9	57	34	28	0	40
106	Oderbruch	484	9	87	38	0	0	7
107	Lößböden in der Ackerebene (Ost)	525	154	81	68	0	2	6
108	Lößböden in den Übergangslagen (Ost)	648	262	71	50	0	0	16
109	diluviale Böden der Altmark und Überlappung nördliches Niedersachsen	573	54	68	41	7	0	24
111	Verwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)	731	375	58	39	0	13	30
112	Verwitterungsböden in den Höhenlagen (östliches Bayern)	886	522	56	33	1	11	47
113	Nordwestbayern-Franken	708	311	62	46	0	8	17
114	Albflächen und Ostbayerisches Hügelland	792	457	59	42	0	7	29
115	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	864	519	66	48	6	3	28
116	Gäu, Donau- und Inntal	820	404	75	52	1	5	14
117	Moränen-Hügelland und Voralpenland	1.208	609	64	50	4	3	74
120	Hochrhein-Bodensee	913	482	57	43	0	0	37
121	Rheinebene und Nebentäler	746	215	55	57	1	5	16
122	Schwäbische Alb, Baar	937	691	52	37	0	9	48
123	Oberes Gäu und körnermaisfähige Übergangslagen	861	378	54	49	0	6	33
127	Mittellagen Rheinland-Pfalz und Saarland	828	317	47	43	1	19	40
128	Hunsrück, Westerwald	883	354	48	42	0	0	49
129	sandiger Lehm / Eifel / Höhenlagen	896	454	51	46	0	12	68
130	Odenwald, Spessart	900	278	40	51	0	17	53
132	Osthessische Mittelgebirgslagen	814	368	53	45	0	23	47
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete, Warburger Börde	716	271	54	47	0	10	27
134	Lehmböden / Sauerland, Briloner Höhen / Höhenlagen	968	334	41	44	0	20	56
141	Lößböden / Köln-Aachener Bucht / Niederungslagen	731	127	68	67	0	0	11
142	Lehmböden / oberer Mittelrhein, Niederrhein, südliches Münsterland /	778	138	62	51	0	1	22

Integrierte Stickstoffbilanzierung

	Niederungslagen							
143	Lehmböden / Ost-Westfalen, Haarstrang, Bergisches Land, Voreifel / Übergangslagen	925	190	57	50	0	0	36
145	Lehmböden / Südhannover	715	157	66	65	1	0	9
146	sandige Böden / Lüneburger Heide, nördliches NW	695	48	62	37	8	0	21
147	leichtere Lehmböden / mittleres Niedersachsen, nordöstliches NW	746	67	80	40	7	1	16
148	Sandböden / südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland / Niederungslagen	770	46	79	34	10	0	16
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	764	12	82	33	32	0	45
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden	760	20	70	39	13	0	51
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch	788	0	82	48	1	0	55
153	Geest - Süd	814	23	76	40	9	0	43
154	südliches schleswig-holsteinisches Hügelland	726	32	80	46	1	0	17
155	Marsch - Nord	812	2	85	46	2	0	57
156	Geest - Nord	855	16	85	40	17	0	44
157	nördliches schleswig-holsteinisches Hügelland	793	22	86	38	1	0	17
158	Nordwest-Mecklenburg / Rügen / Südost-Holstein	624	29	72	43	5	0	15
191	Teutoburger Wald	855	183	60	42	4	0	28
192	Harz	709	364	24	61	0	0	25
193	Rhön	957	589	55	42	0	0	68
194	Thüringer Wald	916	591	24	32	0	0	55
195	Erzgebirge	874	636	36	33	0	20	50
196	Bayrischer Wald	840	641	41	31	2	10	50
198	Schwarzwald	1.224	596	33	43	0	9	68
199	Alpen	1.787	960	27	.	.	.	98
	Deutschland	753	236	60	45	4	4	29

Quellen: Abgrenzung der BKR: Graf et al. (2009); EEA, Copenhagen, CORINE land cover database; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 1 000 000 (BÜK 1000), 1999; Daten des Deutschen Wetterdienstes; Daten des Agrarsektormodells RAUMIS; Höhendaten des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie, sowie Osterburg und Runge (2007).

Anhangtabelle A.3.2-2: Übersicht über die Nutzung der Ackerflächen in den Boden-Klima-Räumen (2007)

BKR Nr.	Name der Boden-Klima-Räume	Getreide	Winterwei-	Raps	Mais	Hack-	Brache
		in % vom Ackerland					
101	mittlere diluviale Böden MV und Uckermark	55	35	28	9	4	5
102	sandige diluviale Böden des nordostdeutschen Binnentieflandes	50	11	17	17	3	12
104	trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes	56	13	13	14	2	12
105	vorpommersche Sandböden im Uecker-Randow-Gebiet	51	18	19	15	5	11
106	Oderbruch	59	47	13	14	4	6
107	Lößböden in der Ackerebene (Ost)	61	43	21	6	7	3
108	Lößböden in den Übergangslagen (Ost)	58	34	22	10	4	3
109	diluviale Böden der Altmark und Überlappung nördliches Niedersachsen	52	16	15	16	11	11
111	Verwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)	59	27	19	10	1	4
112	Verwitterungsböden in den Höhenlagen (östliches Bayern)	55	9	7	22	2	4
113	Nordwestbayern-Franken	65	29	12	11	6	7
114	Albflächen und Ostbayerisches Hügelland	61	23	10	18	3	5
115	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	53	27	9	24	6	5
116	Gäu, Donau- und Inntal	47	31	7	29	11	5
117	Moränen-Hügelland und Voralpenland	37	18	4	43	1	2
120	Hochrhein-Bodensee	49	23	5	32	1	8
121	Rheinebene und Nebentäler	58	30	7	18	13	9
122	Schwäbische Alb, Baar	66	25	10	12	1	4
123	Oberes Gäu und körnermaisfähige Übergangslagen	65	33	9	14	5	5
127	Mittellagen Rheinland-Pfalz und Saarland	65	29	14	11	2	10
128	Hunsrück, Westerwald	68	25	18	6	0	9
129	sandiger Lehm / Eifel / Höhenlagen	63	16	11	12	3	5
130	Odenwald, Spessart	59	25	13	17	3	9
132	Osthessische Mittelgebirgslagen	68	26	15	8	2	8
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete, Warburger Börde	68	40	17	5	5	6
134	Lehmböden / Sauerland, Briloner Höhen / Höhenlagen	67	30	16	9	2	6
141	Lößböden / Köln-Aachener Bucht / Niederungslagen	53	38	4	7	32	3
142	Lehmböden / oberer Mittelrhein, Niederrhein, südliches Münsterland / Niederungslagen	54	30	7	23	11	4

Integrierte Stickstoffbilanzierung

143	Lehmböden / Ost-Westfalen, Haarstrang, Bergisches Land, Voreifel / Übergangslagen	66	34	16	9	4	5
145	Lehmböden / Südhannover	65	50	12	5	17	6
146	sandige Böden / Lüneburger Heide, nördliches NW	53	15	9	17	16	8
147	leichtere Lehmböden / mittleres Niedersachsen, nordöstliches NW	53	19	9	26	8	4
148	Sandböden / südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland / Niederungslagen	39	11	3	45	8	3
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	38	11	4	45	6	3
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden	39	11	6	44	5	7
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch	59	47	11	19	4	5
153	Geest - Süd	42	16	14	30	3	6
154	südliches schleswig-holsteinisches Hügelland	59	42	27	7	2	4
155	Marsch - Nord	49	41	18	27	1	3
156	Geest - Nord	23	6	8	53	1	4
157	nördliches schleswig-holsteinisches Hügelland	53	34	25	11	3	3
158	Nordwest-Mecklenburg / Rügen / Südost-Holstein	56	38	29	8	3	5
191	Teutoburger Wald	60	25	10	21	3	6
192	Harz	63	39	22	5	6	5
193	Rhön	62	12	9	12	0	6
194	Thüringer Wald	58	9	15	8	1	2
195	Erzgebirge	50	4	14	11	1	4
196	Bayrischer Wald	56	7	7	19	1	3
198	Schwarzwald	61	24	8	17	1	6
199	Alpen	27	14	0	43	0	5
	Deutschland	56	27	14	17	6	6

Quellen: Abgrenzung der BKR: Graf et al. (2009); eigene Berechnungen auf Basis einer Sonderauswertung der Landwirtschaftszählung 2007 (vgl. Röder und Gocht 2013).

Anhangtabelle A.3.2-3: Übersicht über Tierhaltung und Wirtschaftsdüngeraufkommen in den Boden-Klima-Räumen (2007)

BKR Nr.	Name der Boden Klima-Räume	GV-ha ⁻¹ LF	Rinder GV-ha ⁻¹ LF	Milchkuh GV-ha ⁻¹ LF	Wirtschaftsdün ger N in kg ha ⁻¹ LF	darunter: aus der Rinder haltung	darunter: aus pflanz lichen Gärresten
101	mittlere diluviale Böden MV und Uckermark	0,34	0,26	0,12	40	23	9
102	sandige diluviale Böden des nordostdeutschen Binnentieflandes	0,47	0,37	0,14	49	32	7
104	trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes	0,46	0,30	0,13	52	27	7
105	vorpommersche Sandböden im Uecker-Randow-Gebiet	0,54	0,47	0,10	54	37	11
106	Oderbruch	0,32	0,24	0,12	33	22	6
107	Lößböden in der Ackerebene (Ost)	0,29	0,14	0,08	32	13	5
108	Lößböden in den Übergangslagen (Ost)	0,46	0,32	0,17	50	30	7
109	diluviale Böden der Altmark und Überlappung nördliches Niedersachsen	0,46	0,35	0,17	52	31	11
111	Verwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)	0,62	0,47	0,22	61	42	7
112	Verwitterungsböden in den Höhenlagen (östliches Bayern)	1,12	1,03	0,52	100	84	9
113	Nordwestbayern-Franken	0,62	0,40	0,18	59	33	8
114	Albflächen und Ostbayerisches Hügelland	0,90	0,68	0,31	87	55	12
115	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	0,98	0,77	0,37	95	64	14
116	Gäu, Donau- und Inntal	0,93	0,57	0,23	92	45	13
117	Moränen-Hügelland und Voralpenland	1,49	1,41	0,80	137	121	11
120	Hochrhein-Bodensee	0,71	0,56	0,29	69	47	12
121	Rheinebene und Nebentäler	0,31	0,18	0,07	27	14	4
122	Schwäbische Alb, Baar	0,70	0,47	0,21	66	38	11
123	Oberes Gäu und körnermaisfähige Übergangslagen	0,74	0,42	0,19	65	34	4
127	Mittellagen Rheinland-Pfalz und Saarland	0,64	0,49	0,19	56	41	5
128	Hunsrück, Westerwald	0,61	0,50	0,18	50	41	3
129	sandiger Lehm / Eifel / Höhenlagen	0,86	0,81	0,40	74	66	5
130	Odenwald, Spessart	0,75	0,59	0,21	60	47	5
132	Osthessische Mittelgebirgslagen	0,76	0,58	0,25	67	49	4
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete, Warburger Börde	0,55	0,34	0,14	47	28	4
134	Lehmböden / Sauerland, Briloner Höhen / Höhenlagen	0,92	0,67	0,29	78	57	3

Integrierte Stickstoffbilanzierung

141	Lößböden / Köln-Aachener Bucht / Niederungslagen	0,43	0,32	0,17	40	26	7
142	Lehmböden / oberer Mittelrhein, Niederrhein, südliches Münsterland / Niederungslagen	1,29	0,62	0,25	115	52	7
143	Lehmböden / Ost-Westfalen, Haarstrang, Bergisches Land, Voreifel / Übergangslagen	0,89	0,47	0,21	78	40	6
145	Lehmböden / Südhannover	0,27	0,14	0,06	31	12	8
146	sandige Böden / Lüneburger Heide, nördliches NW	0,70	0,37	0,15	76	31	17
147	leichtere Lehmböden / mittleres Niedersachsen, nordöstliches NW	1,73	0,57	0,18	172	44	12
148	Sandböden / südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland / Niederungslagen	2,08	0,86	0,27	199	66	14
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	1,77	1,16	0,49	180	97	21
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden	1,37	1,15	0,50	121	94	10
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch	1,26	1,04	0,47	108	88	4
153	Geest - Süd	1,23	1,03	0,44	108	85	10
154	südliches schleswig-holsteinisches Hügelland	0,63	0,35	0,16	60	30	6
155	Marsch - Nord	1,36	1,04	0,37	115	84	13
156	Geest - Nord	1,51	1,38	0,56	146	114	23
157	nördliches schleswig-holsteinisches Hügelland	1,03	0,51	0,22	103	43	17
158	Nordwest-Mecklenburg / Rügen / Südost-Holstein	0,37	0,25	0,13	42	23	6
191	Teutoburger Wald	1,00	0,49	0,18	89	40	8
192	Harz	0,26	0,18	0,06	24	15	2
193	Rhön	0,74	0,64	0,28	62	53	2
194	Thüringer Wald	0,79	0,51	0,15	68	43	6
195	Erzgebirge	0,68	0,62	0,28	61	55	4
196	Bayrischer Wald	1,10	1,00	0,50	105	82	17
198	Schwarzwald	0,77	0,64	0,25	61	50	5
199	Alpen	0,96	0,89	0,46	77	74	0
	Deutschland	0,79	0,54	0,24	76	45	9

Quellen: Abgrenzung der BKR: Graf et al. (2009); eigene Berechnungen auf Basis einer Sonderauswertung der Landwirtschaftszählung 2007 (vgl. Röder und Gocht 2013).

A.3.3 Agrarstrukturelle Merkmale von unterschiedlich spezialisierten Betrieben

Die Anhangtabelle A.3.3-1 zeigt die Zuordnung der in Deutschland liegenden KTBL-Modellbetriebe und der Dauerfeldversuche zu Bundesländern und Boden-Klima-Räumen sowie zur vereinfachten und zur EU-Betriebstypologie. In den nachfolgenden beiden Unterkapiteln wird zunächst die Verteilung der Flächennutzung und Tierhaltung auf verschiedene Betriebsformen beschrieben, ebenso wie die regionale Verteilung dieser Betriebsformen. Anschließend werden für die KTBL-Modellbetriebe und Feldversuche die jeweiligen Betriebsgruppen (BKR und vereinfachte Betriebstypologie bzw. Bundesland und EU-Betriebstypologie) zugeordnet und diese Betriebsgruppen anhand ausgewählter, agrarstruktureller Merkmale beschrieben.

Anhangtabelle A.3.3-1: Einordnung der Pilotbetriebe bzw. Dauerfeldversuche in die Regionen und Betriebstypologien

KTBL-Betriebsnummer	Bundesland	BKR Nr.	vereinfachte Betriebstypologie	EU-Betriebstypologie (BWA)
GE1	Nordrhein-Westfalen	142	MF	14
GE2	Bayern	113	MF	13, 14
GE3	Brandenburg	104	MF	14
MV1	Baden-Württemberg	198	FB 40–120	41
MV5	Bayern	114	FB 40–120	41
325	Nordrhein-Westfalen	142	FB 40–120	41
371	Sachsen	107	FB 40–120	8
400	Schleswig-Holstein	154	FB 40–120	8
401	Schleswig-Holstein	153	FB 40–120	8
MV3	Baden-Württemberg	117	FB >120	41
MV4	Nordrhein-Westfalen	142	FB >120	41
131	Bayern	117	FB >120	41
140	Bayern	117	FB >120	41

BWA = Betriebswirtschaftliche Ausrichtung.

Quellen: Eigene Darstellung.

A.3.4 Vereinfachte Betriebstypologie und Boden-Klima-Räume

In Anhangtabelle A.3.4-1 wird zunächst ein Überblick über die Verteilung der Betriebsformen nach der vereinfachten Betriebstypologie dargestellt. Abgebildet wird der Anteil der jeweiligen Betriebsform an der Summe aller Betriebe zusammen. Diese Darstellung erlaubt eine Abschätzung der Bedeutung der jeweiligen Betriebsform. Mit fast 50 % der Ackerflächen kultivieren Marktfruchtbetriebe den größeren Teil der Weizen-, Raps- und Hackfruchtfläche (Kartoffeln, Zuckerrüben). Auf sie entfällt ein im Verhältnis zum Flächenanteil überproportionaler Anteil an den Mineraldüngerausgaben. In den für diese Auswertung genutzten Testbetriebsnetzdaten sind keine natürlichen Größen zum Mineraldünger enthalten, deshalb werden die Ausgaben für den Düngereinkauf ausgewertet.

Die Futterbaubetriebe bewirtschaften zusammen über 80 % des Grünlands, das sich zu gleichen Teilen auf die Betriebe mit geringerer und mit höherer Viehbesatzdichte (unterschieden anhand des Anfalls an Wirt-

schaftsdünger-N pro Hektar) verteilt. Erwartungsgemäß dominieren diese Betriebe neben Rinderhaltung und Milchproduktion auch die Silomaisproduktion. In der Betriebsgruppe mit geringerer Viehbesatzdichte findet sich daneben noch ein relevanter Anteil der Getreide-, Raps- und Hackfruchtfläche. In den Futterbaubetrieben mit hoher Viehbesatzdichte werden 2/3 der gesamten Milch in Deutschland produziert, und es fallen 44 % des gesamten Wirtschaftsdüngers tierischer Herkunft an, obwohl diese Betriebe nur 19 % der LF bewirtschaften.

Auf Veredlungsbetriebe entfällt nur ein geringer Teil der LF. In Veredlungsbetrieben mit hoher Viehbesatzdichte entstehen 17 % vom gesamten Wirtschaftsdüngeraufkommen, sie bewirtschaften aber nur 7 % der gesamten LF. In dieser Betriebsgruppe liegen noch höhere Tierbesatzkonzentrationen vor als im Durchschnitt der intensiven Futterbaubetriebe. In der Gruppe der Futterbau- und Veredlungsbetriebe mit geringerer Tierbesatzdichte finden sich viele Pflanzenbau-Tierhaltungs-Verbundbetriebe, also Mischbetriebe. Dauerkulturbetriebe bewirtschaften nur einen geringen Teil der Gesamtfläche. Die weitere Betrachtung konzentriert in Hinblick auf die Auswahl von Betrieben im Projekt auf Marktfrucht- und Futterbaubetriebe.

Anhangtabelle A.3.4-1: Übersicht über die Bedeutung und Struktur unterschiedlich spezialisierter Betriebe in Deutschland (vereinfachte Betriebstypologie) (2007), Angaben in % der Summe aller Betriebe

	Marktfrucht	Futterbau	Futterbau	Veredlung	Veredlung	Dauerkultur
	<40	40–120	>120	40–120	>120	<40
Anzahl Betriebe	31	20	27	6	9	7
LF	39	27	19	6	7	1
Ackerfläche	47	23	12	8	9	1
Grünlandfläche	15	41	41	2	2	0
Getreidefläche	50	21	7	10	11	0
Winterweizenfläche	58	18	6	9	8	0
Rapsfläche	57	22	4	10	7	0
Hackfrüchte	67	13	4	7	7	1
Silomaisfläche	12	34	45	2	6	0
Viehbestand in GV	6	27	44	6	17	0
Rinderbestand in GV	5	35	57	1	2	0
Milchkuhbestand	3	32	64	0	1	0
Milchproduktion	3	31	64	0	1	0
Wirtschaftsdünger-N (ohne Biogas)	5	27	44	6	17	0
Mineraldüngerausgaben	48	20	16	7	7	2

Quellen: Daten des deutschen Testbetriebsnetzes (2007).

Anhangtabelle A.3.4-2 weist die Anteile der Marktfruchtbetriebe und der beiden Futterbaubetriebsgruppen an allen Betrieben auf Ebene der BKR aus, und zwar für die LF und für den Stickstoffanfall aus der Tierhal-

tung (Wirtschaftsdünger, ohne pflanzliche Gärreste). Ergänzt werden diese Angaben durch die durchschnittlichen Ausgaben für Mineraldünger in € je Hektar in den jeweiligen Betriebsgruppen. Punkte stehen für fehlende Daten oder dafür, dass die jeweilige Betriebsgruppe durch weniger als 15 im Testbetriebsnetz erfasste Betriebe repräsentiert wird. Die Tabelle zeigt die regional sehr unterschiedliche Bedeutung verschiedener Betriebsformen. Beispielsweise liegt der LF-Anteil intensiver Futterbaubetriebe im Deutschland-weiten Durchschnitt bei 19 %, in den BKR 117, 150, 151, 153, 155 und 156 liegt der Anteil über 50 und bei bis zu 90 %.

Anhangtabelle A.3.4-2: Übersicht über die Bedeutung unterschiedlich spezialisierter Betriebe in den Boden-Klima-Räumen (vereinfachte Betriebstypologie) (2007)

BKR Nr.	Name der Boden-Klima-Räume	Marktfrucht	Futterbau	Futterbau	Marktfrucht	Futterbau	Futterbau	Marktfrucht	Futterbau	Futterbau
		<40	40–120	>120	<40	40–120	>120	<40	40–120	>120
		Anteil an der LF in %			Anteil an Wirtschaftsdünger N in %			Ausgaben für Mineraldünger in €·ha ⁻¹ LF		
101	mittlere diluviale Böden MV und Uckermark	66	27	4	23	51	18	130	102	92
102	sandige diluviale Böden des nordostdeutschen Binnentief-landes	45	45	.	12	62	.	88	77	.
104	trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes	51	39	.	19	59	.	75	71	.
105	vorpommersche Sandböden im Uecker-Randow-Gebiet
106	Oderbruch
107	Lößböden in der Ackerebene (Ost)	82	12	.	29	32	.	109	105	.
108	Lößböden in den Übergangslagen (Ost)	50	42	3	17	66	9	110	92	75
109	diluviale Böden der Altmark und Überlappung nördliches Niedersachsen	42	50	.	10	74	.	122	81	.
111	Verwitterungsböden in den Übergangslagen (Ost)	23	60	6	5	66	14	92	70	71
112	Verwitterungsböden in den Höhenlagen (östliches Bayern)	8	36	49	1	25	68	88	85	88
113	Nordwestbayern-Franken	41	26	12	7	30	27	123	71	83
114	Albflächen und Ostbayerisches Hügelland	26	35	21	3	35	38	112	70	83
115	Tertiär-Hügelland Donau-Süd	35	24	23	3	23	49	157	109	103
116	Gäu, Donau- und Inntal	37	17	25	2	15	50	148	115	105
117	Moränen-Hügelland und Voralpenland	3	12	83	0	7	92	67	19	52
120	Hochrhein-Bodensee	.	.	37	.	.	70	.	.	104
121	Rheinebene und Nebentäler	58	16	4	10	38	23	166	80	79
122	Schwäbische Alb, Baar	37	34	13	9	37	26	84	63	97
123	Oberes Gäu und körnermaisfähige Übergangslagen	28	32	14	3	32	30	140	65	82
127	Mittellagen Rheinland-Pfalz und Saarland	28	44	12	6	51	27	125	72	92

Integrierte Stickstoffbilanzierung

128	Hunsrück, Westerwald	35	44	7	4	58	22	109	55	81
129	sandiger Lehm / Eifel / Höhenlagen	.	42	46	.	33	66	.	40	74
130	Odenwald, Spessart	.	38	42	.	34	61	.	36	81
132	Osthessische Mittelgebirgslagen	19	47	17	4	47	31	80	53	76
133	Zentralhessische Ackerbaugebiete, Warburger Börde	41	31	8	9	39	21	125	74	88
134	Lehmböden / Sauerland, Briloner Höhen / Höhenlagen	21	40	26	2	34	45	88	49	81
141	Lößböden / Köln-Aachener Bucht / Niederungslagen	69	.	18	5	.	73	138	.	92
142	Lehmböden / oberer Mittelrhein, Niederrhein, südliches Münsterland / Niederungslagen	37	7	24	0	5	43	186	96	120
143	Lehmböden / Ost-Westfalen, Haarstrang, Bergisches Land, Voreifel / Übergangslagen	50	.	17	5	.	37	132	.	61
145	Lehmböden / Südhannover	89	.	.	18	.	.	146	.	.
146	sandige Böden / Lüneburger Heide, nördliches NW	54	14	12	6	17	33	150	118	113
147	leichtere Lehmböden / mittleres Niedersachsen, nordöstliches NW	18	9	24	2	6	33	115	67	104
148	Sandböden / südwestliches Weser-Ems-Gebiet, nördliches Münsterland / Niederungslagen	6	8	34	0	3	40	105	99	119
150	nordwestliches Weser-Ems-Gebiet / sandige Böden	5	.	60	0	.	69	.	.	90
151	Elbe-Weser-Dreieck / sandige Böden	11	14	65	1	8	81	182	65	88
152	Niedersächsische Küsten- und Elbmarsch	16	20	49	1	13	71	123	82	90
153	Geest - Süd	16	15	59	1	10	81	243	95	109
154	südliches schleswig-holsteinisches Hügelland	46	8	20	4	10	49	178	121	122
155	Marsch - Nord	.	.	57	.	.	82	.	.	84
156	Geest - Nord	.	.	91	.	.	95	.	.	121
157	nördliches schleswig-holsteinisches Hügelland	31	.	24	4	.	43	197	.	121
158	Nordwest-Mecklenburg / Rügen / Südost-Holstein	81	14	.	28	33	.	150	124	.
198	Schwarzwald	30	42	16	8	47	31	106	35	68
199	Alpen	.	53	45	.	41	59	.	10	22
	Deutschland	39	27	19	5	27	44	123	75	88

Wirtschaftsdünger-N: Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen, ohne pflanzliche Gärreste.

Quellen: Abgrenzung des BKR: Graf et al. (2009); Daten des deutschen Testbetriebsnetzes (2007).

Die Betriebsgruppen in ausgewählten BKR, in denen Betriebe oder Versuchsflächen durch das KTBL erfasst werden, sind in Anhangtabelle A.3.4-3 näher charakterisiert. Dabei werden für die Marktfrucht- und Futterbaubetriebe auch die durchschnittlichen Strukturen in Deutschland ausgewiesen. Da für die BKR keine Agrarstatistiken veröffentlicht werden, lassen sich die aus dem Testbetriebsnetz angeleiteten Verteilungen auf Betriebstypen und deren Strukturen nicht überprüfen. Würden solche Daten vorliegen, wäre der Rückgriff auf die Stichprobe des Testbetriebsnetzes nicht notwendig.

Wie zu erwarten unterscheiden sich die unterschiedlichen Betriebsgruppen deutlich voneinander, nicht nur anhand der Viehbesatzdichte, sondern auch z. B. bezüglich der durchschnittlichen Flächenanteile des Grünlands und der angebauten Ackerkulturen. Die Merkmale in den Betriebsgruppen in den verschiedenen Regionen fallen i. d. R. sehr ähnlich aus wie der Bundesdurchschnitt. Marktfruchtbetriebe sind durch einen sehr geringen Viehbesatz, einen geringen Grünlandanteil von 10 % der LF oder weniger, einen Getreideanteil zwischen 55 und 70 % der Ackerfläche und einen geringen Maisanteil von bis zu 5 % gekennzeichnet. Körnermais wird in der Tabelle sowohl als Getreide als auch in der Kategorie Mais berücksichtigt. Unterschiede zeigen sich beim Weizen-, Raps- und Hackfruchtanteil. Die BKR 104 (trocken-warme diluviale Böden des ostdeutschen Tieflandes) erweist sich als vergleichsweise extensive Ackerbauregion mit weniger Weizen- und Hackfruchtanbau und geringeren Mineraldüngeraufwendungen pro Hektar. Die BKR 142 (Mittel- und Niederrhein, Münsterland) ist durch intensiveren Ackerbau mit hohem Hackfruchtanteil und hohen Mineraldüngeraufwendungen gekennzeichnet.

Extensivere Futterbaubetriebe (FB 40–120) weisen je nach Region mittlere bis hohe Grünlandanteile aus, der Getreideanteil an der Ackerfläche liegt im Vergleich zu Marktfruchtbetrieben nur etwas niedriger, der (Silo-)Maisanteil fällt hingegen mit 10–20 % der Ackerfläche deutlich höher aus. Die Rinderbesatzdichte in Großvieheinheiten je Hektar Hauptfutterfläche liegt bei 1,3 bis 1,7 GV·ha⁻¹, nur in BKR 198 (Schwarzwald) fällt dieser Wert deutlich geringer aus. Intensive Futterbaubetriebe (FB >120) weisen höhere Rinderbesatzdichte von über 1,8 GV·ha⁻¹ Hauptfutterfläche auf. Die Fläche wird vor allem für den Futterbau genutzt, deshalb liegt der Maisanteil an der Ackerfläche bei über 40 %, und der Getreideanteil fällt mit unter 40 % entsprechend geringer aus. Der Aufwand für Mineraldüngerzukauf in den Futterbau-Betriebsgruppen liegt zwischen 35 und 120 €·ha⁻¹. Neben Unterschieden im Anbauprogramm und bei den Erträgen liegen hier offensichtlich sehr unterschiedliche Anrechnungen der Nährstoffe aus dem Wirtschaftsdünger vor. Auch zwischen einzelnen Betrieben einer Betriebsgruppe treten hohe Differenzen beim Mineraldüngerzukauf auf.

Anhangtabelle A.3.4-3: Übersicht über die Struktur ausgewählter, unterschiedlich spezialisierter Betriebe in den Boden-Klima-Räumen (vereinfachte Betriebstypologie) (2007)

BK R	Typ	KTBL-Betriebsnummern	Betriebsgröße in ha LF	org. N in kg N·ha ⁻¹ LF	Düngerausgaben in €·ha ⁻¹ LF	Getreide in % der Ackerfläche	Weizen	Raps	Mais	Hackfrüchte	Brauche	Grünland in % der LF	GV·ha ⁻¹ LF	Rinder GV·ha ⁻¹ LF	Milchkuh-GV·ha ⁻¹ LF	Rinder GV·ha ⁻¹ HFF	Rinder GV·ha ⁻¹ Grünland
D	MF		86	10	123	62	33	13	4	8	6	10	0,10	0,07	0,02	0,49	0,72
104	MF	GE3	306	15	75	59	21	14	4	2	9	11	0,14	0,12	0,03	0,65	1,11
113	MF	GE2	42	11	123	63	31	12	4	8	7	7	0,13	0,10	0,01	0,80	1,51
114	MF		44	9	112	66	33	11	5	7	6	11	0,09	0,07	0,01	0,35	0,58
142	MF	GE1	36	1	186	55	31	5	4	19	4	8	0,02	0,01	0,00	0,10	0,13
D	FB 40–120		92	73	75	54	21	9	16	3	6	37	0,70	0,65	0,29	1,26	1,75
114	FB 40–120	MV5	48	85	70	57	20	5	21	1	4	37	0,89	0,84	0,32	1,51	2,27
198	FB 40–120	MV1	43	83	35	54	18	3	12	1	3	72	0,83	0,80	0,40	0,98	1,10
D	FB >120		48	175	88	37	14	2	42	2	5	54	1,62	1,55	0,82	2,00	2,86
117	FB >120	MV3, 131, 140	26	188	52	31	15	1	51	0	1	85	1,71	1,70	1,07	1,81	2,01
142	FB >120	MV4	52	199	120	35	20	1	42	9	4	30	1,84	1,70	0,82	2,67	5,58

D: Deutschland (Durchschnittswerte der jeweiligen Betriebsgruppe); org.N: Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen, ohne pflanzliche Gärreste; HFF = Hauptfutterfläche (Grünland und Feldfutterbau)

Quellen: Abgrenzung der BKR: Graf et al. (2009); Daten des deutschen Testbetriebsnetzes (2007).

A.3.5 EU-Betriebstypologie und Bundesländer

Die EU-Betriebstypologie teilt Betriebe nach ihrer betriebswirtschaftlichen Ausrichtung (BWA) ein, die anhand standardisierter Einkommensbeiträge der verschiedenen Pflanzenbau- und Tierhaltungsaktivitäten und der wirtschaftlichen Spezialisierung abgegrenzt wird. Die in den folgenden Tabellen verwendete Codierung der BWA ist in Anhangtabelle A.2.2-1 den Bezeichnungen der Betriebsformen zugeordnet. In Anhangtabelle A.3.5-1 lässt sich erkennen, dass auf die im Projekt betrachteten Betriebsformen Marktfrucht (BWA 13, 14, 60), spezialisierte Milchviehbetriebe (BWA 41) sowie auf Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe (BWA 8) mit 80 % der Großteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland entfallen. Marktfruchtbetriebe bewirtschaften fast 50 % der Acker- und 10 % der Grünlandfläche. In diesen Betrieben liegt ein großer Teil der gesamten Weizen-, Raps- und vor allem der Hackfruchtfläche. In spezialisierten Milchviehbetrieben werden 75 % des deutschen Milchviehbestandes gehalten, auf sie entfallen 43 % der Grünland- und Silomaisfläche, aber nur 15 % der Ackerfläche. Die in der Kategorie Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe zusammengefassten Gemischtbetriebe bewirtschaften 24 % der Acker- und 14 % der Grünlandfläche, hier werden 13 % des gesamten Milchviehbestands gehalten.

In Anhangtabelle A.3.5-2 wird die Verteilung der verschiedenen Betriebsformen anhand ihres Anteils an der LF des Bundeslandes ausgewiesen. Die flächenbezogene Bedeutung der Marktfruchtbetriebe ist in den östlichen Bundesländern besonders hoch, unterdurchschnittlich fällt sie in Baden-Württemberg, Bayern und dem Saarland aus. Spezialisierte Milchviehbetriebe stellen einen besonders hohen Flächenanteil in Schleswig-Holstein und Bayern, auch in Baden-Württemberg und dem Saarland liegt ihr Flächenanteil über dem Bundesdurchschnitt. In den östlichen Bundesländern fällt der Flächenanteil der spezialisierten Milchviehbetriebe dagegen unterdurchschnittlich aus. Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe spielen besonders in Brandenburg, Sachsen und Thüringen eine überdurchschnittlich wichtige Rolle. In großen Betrieben werden oft Ackerbau und Tierhaltung kombiniert, so dass es in diesen Ländern weniger spezialisierte Ackerbau- und Milchviehbetriebe gibt. Veredlungsbetriebe und Tierhaltungs-Verbundbetriebe spielen flächenbezogene eine untergeordnete Rolle, nur in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen erreichen sie einen Anteil über 10 % der LF.

Anhangtabelle A.3.5-1: Übersicht über die Bedeutung und Struktur unterschiedlich spezialisierter Betriebe in Deutschland nach EU-Betriebstypologie (2007)

	EU-Betriebstypologie (BWA)											
<i>Anteil an gesamt in %</i>	13	14, 60	2	31	32	34	41	42, 43	44	50	7	8
Anzahl Betriebe	13	12	3	5	2	1	20	10	14	3	4	13
LF	19	17	0	1	0	0	23	7	4	3	4	21
Ackerfläche	25	23	0	0	0	0	15	4	0	4	4	24
Grünlandfläche	5	5	0	0	0	0	43	15	13	1	4	14
Getreidefläche	29	21	0	0	0	0	11	3	0	5	4	25
Weizenfläche	34	25	0	0	0	0	9	3	0	3	3	23
Raps-/Rübsenfläche	42	18	0	0	0	0	7	2	0	3	2	26
Hackfrüchte	10	63	1	0	0	0	2	1	0	1	1	19
Silomaisfläche	3	13	0	0	0	0	43	11	0	2	7	19
Viehbestand in GV	2	4	0	0	0	0	42	12	4	10	8	19
Rinderbestand in GV	1	3	0	0	0	0	59	16	1	0	6	14
Milchkuhbestand	0	2	0	0	0	0	75	5	0	0	4	13

Quelle: CAPRI-Datensatz, Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch EUROSTAT.

Anhangtabelle A.3.5-2: Übersicht über Bedeutung unterschiedlich spezialisierter Betriebe (nach EU-Betriebstypologie) in den Bundesländern in % der LF des jeweiligen Bundeslandes (2007)

<i>Anteil an LF des Landes in %</i>	13	14, 60	2	31	32	34	41	42, 43	44	50	7	8
Schleswig-Holstein	23	10	0,1	0,0	0,1	0,7	35	8	5	1	2	14
Niedersachsen	7	27	0,2	0,0	0,4	0,3	25	7	3	6	7	16
Nordrhein-Westfalen	9	19	0,7	0,0	0,2	0,8	19	10	5	8	7	21
Hessen	18	17	0,4	0,5	0,3	0,2	23	8	6	1	4	21
Rheinland-Pfalz	15	17	2,2	10,9	0,7	0,6	22	9	6	1	1	15
Baden-Württemberg	13	14	0,2	1,9	1,5	1,0	27	8	7	4	5	18
Bayern	10	15	0,2	0,2	0,2	0,1	40	8	4	2	3	17
Saarland	16	4	0,4	0,1	0,1	0,1	31	15	10	1	3	21
Brandenburg	26	14	0,2	0,0	0,4	0,1	11	8	2	1	3	33
Mecklenburg-Vorpommern	42	15	0,0	0,0	0,3	0,0	9	6	2	0	1	23
Sachsen	25	15	0,1	0,0	0,6	0,2	14	4	3	1	4	34
Sachsen-Anhalt	41	23	0,1	0,0	0,2	0,1	6	2	2	1	2	22
Thüringen	34	12	0,0	0,0	0,5	0,1	8	7	4	1	2	31
Deutschland	19	17	0,3	0,7	0,4	0,3	23	7	4	3	4	21

Quelle: CAPRI-Datensatz, Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch EUROSTAT.

In Anhangtabelle A.3.5-3 werden die ausgewählten Betriebsformen für die Bundesländer näher charakterisiert, in denen Betriebe oder Versuchsflächen durch KTBL erfasst werden. Die dafür ausgewählten Indikatoren orientieren sich an Anhangtabelle A.3.4-3. Auf Mähdruschfrüchte spezialisierte Marktfruchtbetriebe (BWA 13) weisen erwartungsgemäß sehr hohe Getreide- und Rapsanteile auf. In den anderen Marktfruchtbetrieben spielen Hackfrüchte eine größere Rolle. Marktfruchtbetriebe in Brandenburg sind mit einem geringen Weizen- und einem hohen Bracheanteil an der Ackerfläche besonders extensiv, die Betriebe in Nordrhein-Westfalen mit 25 % Hackfruchtanteil besonders intensiv. In den Marktfruchtbetrieben spielt die Tierhaltung eine sehr untergeordnete Rolle.

In den Milchviehbetrieben in Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und Bayern liegt der Grünlandanteil im Durchschnitt bei 55–60 % der LF. Die Rinderbesatzdichte je Hektar Hauptfutterfläche liegt mit bis knapp $2 \text{ GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ sehr hoch. Der Tierbesatz besteht fast ausschließlich aus Rindern (Vergleich $\text{GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF mit $\text{Rinder-GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF). In Baden-Württemberg sind die Milchviehbetriebe mit $1,6 \text{ GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ Hauptfutterfläche dagegen im Durchschnitt deutlich extensiver. Im Ackerbau fällt der hohe Maisanteil sowie die niedrigen Anteile Raps und Hackfrüchte auf.

In Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieben in Schleswig-Holstein und Sachsen dominiert der Ackerbau, unter 20 % der LF sind Grünland. Im Ackerbau liegen die Getreide- und Rapsanteile ähnlich hoch wie in auf Mähdrusch spezialisierte Marktfruchtbetriebe (BWA 13). Diese Betriebe halten nicht nur Rinder (Vergleich $\text{GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF mit $\text{Rinder-GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF), sondern auch Schweine. Die Rinderbesatzdichte je Hektar Hauptfutterfläche liegt mit 1,1 bis $1,5 \text{ GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ im extensiveren bis mittleren Bereich. Ein Vergleich der $\text{Rinder-GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF mit den $\text{Milchkuh-GV} \cdot \text{ha}^{-1}$ LF zeigt, dass der Anteil Milchkühe am Rinderbestand deutlich niedriger liegt als in spezialisierten Milchviehbetrieben. In dieser Betriebsgruppe sind offensichtlich sehr unterschiedliche Gemischtbetriebe zusammengefasst, die Ackerbau z. B. mit Schweinehaltung, Milchproduktion oder Mutterkuhhaltung kombinieren. Dies ist beim Vergleich der Werte von Einzelbetrieben mit den ausgewiesenen Durchschnittswerten zu berücksichtigen.

Anhangtabelle A.3.5-3: Übersicht über die Struktur ausgewählter, unterschiedlich spezialisierter Betriebe (nach EU-Betriebstypologie) (2007)

	BW A	KTBL- Be- triebs- num- mern	Be- triebs- größe in ha LF	in % vom Ackerland						Grün- land in % der LF	GV·h a ⁻¹ LF	Rin- der GV·ha ⁻¹ LF	Milch- kuh- GV·ha ⁻¹ LF	Rin- der GV·ha ⁻¹ HFF	Rinder GV·ha ⁻¹ Grün- land
				Getrei- de	Weizen	Raps/ Rüb- sen	Mai s	Hackfrüch- te	Bra- che						
D	alle		45,7	55	25	13	16	6	9	29	0,76	0,53	0,24	1,30	1,87
D	13		67,4	64	34	22	5	2	10	8	0,07	0,04	0,00	0,37	0,53
BY	13	GE2	20,5	70	27	16	10	1	10	7	0,06	0,02	0,00	0,23	0,31
D	14, 60		66,4	52	28	10	10	16	9	8	0,17	0,08	0,02	0,47	1,04
NW	14, 60	GE1	50,0	50	31	5	8	25	6	7	0,21	0,08	0,02	0,55	1,13
BB	14, 60	GE3	206,8	46	15	11	15	6	11	11	0,19	0,13	0,04	0,46	1,22
D	41		52,0	40	14	6	36	1	7	53	1,40	1,38	0,80	1,82	2,58
NW	41	MV4, 325	54,2	36	16	2	45	3	5	59	1,64	1,60	0,97	1,96	2,72
BW	41	MV1, MV3	44,3	51	22	4	30	1	6	60	1,25	1,23	0,75	1,60	2,04
BY	41	MV5, 131, 140	32,5	46	16	4	33	1	6	55	1,49	1,47	0,85	1,96	2,68
D	8		74,5	59	24	14	14	5	9	20	0,69	0,36	0,15	1,14	1,83
SH	8	400, 401	93,4	57	35	23	11	2	9	18	1,04	0,38	0,14	1,27	2,04
SN	8	371	267,6	55	23	19	13	3	9	18	0,53	0,46	0,27	1,46	2,57

Quelle: CAPRI-Datensatz, Sonderauswertung der Agrarstrukturerhebung 2007 durch EUROSTAT

A.4 Fazit zur Betriebstypologie

Mit den Boden-Klima-Räumen in Kombination mit der vorgestellten, vereinfachten Betriebstypologie sowie mit den im agrarökonomischen EU-Agrarsektormodell CAPRI genutzten Betriebsdaten nach der EU-Betriebstypologie liegen Datensätze über Betriebsgruppen auf regionaler Ebene vor, die sich bezüglich der Spezialisierung und der Intensität im Ackerbau und in der Tierhaltung gut unterscheiden und charakterisieren lassen. Für eine Typisierung der Stickstoffflüsse in landwirtschaftlichen Betrieben und in Regionen fehlen allerdings Daten zum betrieblichen bzw. regionalen N-Mineraldüngereinsatz und zur überbetrieblichen Verwertung von Wirtschaftsdüngern. Gerade bei diesen Merkmalen kann auch innerhalb einer agrarstrukturell vergleichsweise homogenen Betriebsgruppe eine hohe Streuung der Ausprägungen vorliegen, beispielsweise bei der Höhe des N-Mineraldüngereinsatzes. Die Höhe der N-Düngung hängt nicht nur von der betrieblichen Spezialisierung und den Boden- und Klimabedingungen ab, sondern auch vom Düngemanagement und den eingesetzten Technologien.

Daraus folgt, dass auf Grundlage agrarstruktureller Merkmale von Betrieben keine direkten Rückschlüsse auf die N-Flüsse einschließlich der Mineraldüngung gezogen werden können. Zum anderen können sich Betriebe aus einer Betriebsgruppe bezüglich der N-Düngung und der N-Überschüsse so stark unterscheiden, dass eine Erhebung von einzelnen Betrieben keine repräsentative Aussage über die Situation in der jeweiligen Betriebsgruppe erlaubt.

Bezüglich des Ziels im Projekt, Ergebnisse aus betrieblichen Erhebungen in ihrer Bedeutung für die Emissionen der Landwirtschaft in Deutschland insgesamt einzuordnen, also hochzurechnen, sei darauf hingewiesen, dass bei Repräsentativerhebungen des Statistischen Bundesamtes eine Auswahl von ca. 80 000 Betrieben aus einer Grundgesamtheit von etwa 320 000 Betrieben erhoben wird. Die Hochrechnung erfolgt dann für Bundesländer und die Bundesebene. Im Falle des deutschen Testbetriebsnetzes, das der Ermittlung der Einkommensentwicklung in der Landwirtschaft dient, werden ca. 12 000 Betriebe erhoben. Die Hochrechnung erfolgt bei Testbetriebsdaten i. d. R. für Betriebsgruppen und Bundesländer.

Eine Hochrechnung im statistischen Sinne wird im Projekt nicht möglich sein, denn dafür wäre die Erhebung vieler Betriebe innerhalb jeder Schichtungsklasse notwendig. Soweit keine repräsentative Erhebung erfolgen soll, sollte bei der Erhebung bestimmter Betriebe deshalb von „typischen“ oder „ausgewählten“ Betrieben gesprochen werden. Auf Grundlage der einzelbetrieblichen Betrachtungen ist zwar keine Hochrechnung möglich, aber eine Analyse, welche Möglichkeiten und Grenzen für Effizienzsteigerung bei der N-Düngung bestehen. Durch die Auswahl von Marktfrucht- und Milchviehbetrieben werden anhand der Modellbetriebe Beispiele für die beiden bezüglich der Flächennutzung und der Rinderhaltung bedeutendsten Betriebstypen in Deutschland vorgelegt.

Grundsätzlich lassen sich beide Typologien fortschreiben. So ist eine Auswertung der Agrarstrukturerhebung 2010 für das Modell CAPRI bei EUROSTAT beantragt, und eine Aktualisierung der Datensätze der Agrarstrukturerhebung 2010 in Deutschland wird derzeit am Thünen-Institut auf Grundlage der Kooperation mit den Forschungsdatenzentren des Bundes und der Länder bearbeitet.

A.5 Literatur

Roßberg, D.; Michel, V.; Graf, R. und R. Neukampf (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., 59 (7), 2007, 155–161.

Graf, R.; Michel, V.; Roßberg, D. und R. Neukampf (2009): Definition pflanzenartspezifischer Anbauggebiete für ein regionalisiertes Versuchswesen im Pflanzenbau. Journal für Kulturpflanzen 61 (7), 2009, 247-253.

Osterburg, B. und T. Runge (Hrsg.) (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307.

Osterburg, B.; Röder, N. und A. Techen (2012): Anhang 4: Ergebnisse der quantitativen Analysen. In: Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung (2012): Evaluierung der Düngeverordnung: Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Abschlussbericht.

Röder N. und A. Gocht (2013): Recovering localised information on agricultural structures while observing data confidentiality regulations - the potential of different data aggregation and segregation techniques [online]. Journal of land use science, Band 8, Heft 1, S. 31-46.

B. Anhang B: Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Ebene einzelner Modellbetriebe

- Teilleistung im Rahmen des UBA Forschungs- und

Entwicklungsvorhabens "Weiterentwicklung der integrierten Stickstoff-Bilanzierung als Grundlage für landwirtschaftliche Minderungsstrategien zur Unterstützung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie" -

(FKZ 371192236)

Luise Keller und Frank Wendland

Forschungszentrum Jülich

Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre)

52425 Jülich

Tel.: 02461 61-3165

E-mail: f.wendland@fz-juelich.de

Februar 2014

B.1 Zielsetzung

Als Auftragnehmer des Umweltbundesamtes (UBA) im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens "Weiterentwicklung der integrierten Stickstoff-Bilanzierung als Grundlage für landwirtschaftliche Minderungsstrategien zur Unterstützung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie" beauftragte das Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) das Forschungszentrum Jülich (FZJ) mit der Erbringung einer Teilleistung. Gegenstand dieser war eine räumlich hoch aufgelöste Analyse und Bewertung der diffusen Nitratausträge aus dem Boden beziehungsweise der Nitratreinträge in das Grundwasser mit Hilfe des reaktiven N-Transportmodells DENUZ für elf Modellbetriebe in der Bundesrepublik Deutschland sowie in Italien (Südtirol). Untersucht werden sollten die Stickstoffausträge für jeweils drei Marktfruchtbetriebe beziehungsweise Dauerfeldversuchsflächen und fünf Milchviehbetriebe. Hierzu sollte das DENUZ-Modell für die Standortbedingungen der Modellbetriebe mit vom KTBL ermittelten N-Überschüssen verknüpft werden. Kenngröße zur Analyse der Nitratreinträge ins Grundwasser sollte die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser sein. Liegt diese oberhalb von $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, so ist die Gefahr groß, dass der EU-Grenzwert für Nitrat im Grundwasser mittel- bis langfristig überschritten wird.

Über die Nitratkonzentration im Sickerwasser sollte durch eine "Rückwärtsrechnung" außerdem die Größenordnung der notwendigen Reduzierung der N-Überschüsse der Landwirtschaft für die Modellbetriebe abgeschätzt werden, die notwendig ist, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von weniger als $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (EU-Trinkwassergrenzwert) zu garantieren. Der sich hieraus für die Modellbetriebe ergebende maximal zulässige N-Überschuss aus der Landwirtschaft sollte eine wichtige Kenngröße zur Optimierung des Stickstoffmanagements sein (vgl. Arbeitspaket II).

Die für die Modellierung notwendigen Datengrundlagen zu den naturräumlichen Eigenschaften der verschiedenen Standorte sowie die landwirtschaftlichen Stickstoff-Überschüsse wurden dem FZJ vom KTBL zur Verfügung gestellt. Im Folgenden werden Berechnungsmethodik und Datengrundlagen erläutert sowie die Ergebnisse dargestellt und diskutiert.

B.2 Quantifizierung des Nitratabbaus mit Hilfe von DENUZ

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (siehe auch Hoffmann 1991; Wendland 1992; Köhne und Wendland 1992; Wendland et al. 1993; Kunkel und Wendland 2006; Kreins et al. 2010). Die Modellierung der Denitrifikation erfolgte mit dem reaktiven N-Transportmodell DENUZ (Denitrifikation in der ungesättigten Zone) (Kunkel und Wendland 2006), dem eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde liegt:

Formel B.2-1

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0$$

mit:	N(t):	Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	t:	Verweilzeit	[a]
	D _{max} :	maximale Denitrifikationsrate	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	k:	Michaelis-Konstante	[kg N·(ha·a) ⁻¹]

D_{max} bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Deren Bestimmung erfolgte in Anlehnung an eine in Niedersachsen erstellte Studie, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1: 50.000 ausgewiesen worden (Wienhaus et al. 2008). In Abhängigkeit von Bodentyp und Grundwasserbeeinflussung unterscheiden Wienhaus et al. (2008) fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen und weisen diesen jährliche Denitrifikationsraten zu (siehe Anhangtabelle B.2-1). Diese Klassifizierung der Denitrifikationsbedingungen wurde im DENUZ-Modell umgesetzt, in dem für jede Denitrifikationsstufe ein Paar von D_{max}- und k-Werten so festgelegt wurde, dass die berechneten Denitrifikationsraten den tabellierten jährlichen Abbauraten entsprechen. Abweichend von Wienhaus et al. (2008) wurde in DENUZ eine sechste Denitrifikationsstufe eingeführt, um das hohe Abbaupotential der Moore besser widerspiegeln zu können.

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Nitratkonzentrationen bestimmt, wurde nach Köhne & Wendland, 1992 auf Werte zwischen 18 kg N·(ha·a)⁻¹ (schlechte Denitrifikationsbedingungen) und 1 kg N·(ha·a)⁻¹ (gute Denitrifikationsbedingungen) gesetzt.

Weiterer bestimmender Faktor des Ausmaßes des Nitratabbaus ist die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}). Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden wird, wie in Formel B.2-2 dargestellt, aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings 2000, Müller und Raissi 2002), wobei der Index i dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils läuft. Diese ergeben zusammen die durchwurzelte Bodenzone. Ein Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb der durchwurzelten Bodenzone gilt als vernachlässigbar.

Formel B.2-2

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i nFK_i \cdot d_i$$

mit:	t_{Boden}	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	[a]
	Q_{sw} :	Sickerwasserrate	[mm·a ⁻¹]
	nFK:	Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität)	[mm·dm ⁻¹]
	d	Schichtmächtigkeit	[dm]

Die relative Denitrifikation im Boden, in Formel B.2-3 als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des Nitrataustrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Formel B.2-1 berechnet werden kann, und dem verlagerbaren N-Überschuss. Dabei ist der N-Austrag aus dem Boden eine Funktion des Denitrifikationspotentials des Bodens (D_{max}, k), der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (t_{Boden}) und der verlagerbaren Stickstoffüberschüsse im Boden (N_0), welche sich aus der atmosphärischen Deposition und - im Fall landwirtschaftlich genutzter Flächen- den landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüssen zusammensetzen. Für die Landnutzungsformen Nadel-, Laub-, Mischwald und Grünland werden darüber hinaus empirisch bestimmte Retentionsfaktoren bei der Bestimmung der verlagerbaren Stickstoffüberschüsse berücksichtigt (Eisele et al. 2008, Borken und Matzner 2004). Diese tragen den in der Literatur gefundenen geringeren Austrägen unter diesen Landnutzungsformen Rechnung (Ortseifen und Scheffer 1996).

Formel B.2-3

$$d_{\text{Boden}} = \frac{N(D_{\text{max}}, k, N_0, t_{\text{Boden}})}{N_0}$$

mit:	d_{Boden}	Relative Denitrifikationsverluste im Boden	[-]
	$N(t)$:	Nitratgehalt im Bodens nach der Verweilzeit t_{Boden}	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	N_0 :	Verlagerbare N-Überschüsse im Boden	[kg N·(ha·a) ⁻¹]

Die Bestimmung des Nitratgehaltes im Boden erfolgte dabei ausschließlich für die landwirtschaftlich genutzte Fläche, da Angaben zur Art der zum Teil vorhandenen anderen Nutzungsformen innerhalb der Betriebsflächen nicht vorlagen. Auch von diesen kann Nitrat ausgetragen werden, welches den Böden über die atmosphärische Deposition zugeführt wird. Der N-Austrag eines Betriebes wurde demzufolge aus dem flächengewichteten Mittelwert der separat bestimmten N-Austräge der Nutzungsformen Ackerland und Grünland berechnet (vgl. Formel B.2-4).

Formel B.2-4

$$N_{t_{\text{ges}}} = (N_{t_{\text{Grünland}}} \cdot \frac{A_{\text{Grünland}}}{A_{\text{Betrieb}}}) + (N_{t_{\text{Acker}}} \cdot \frac{A_{\text{Acker}}}{A_{\text{Betrieb}}})$$

mit:	$N_{t, \text{Grünland}}$:	N-Austrag unter Grünland	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	$N_{t, \text{Acker}}$:	N-Austrag unter Ackerland	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	$N_{t, \text{ges}}$:	Mittlerer N-Austrag	[kg N·(ha·a) ⁻¹]
	$A_{\text{Grünland}}$:	Grünlandfläche	[ha]
	A_{Acker} :	Ackerfläche	[ha]
	A_{Betrieb} :	Betriebsfläche	[ha]

Anhangtabelle B.2-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (nach Wienhaus et al. 2008)

Denitrifikationsstufen		Rate	Grund-/ Stauwassereinfluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
Nr.	Bezeichnung	kg N·(ha·a) ⁻¹			
1	sehr gering	< 10	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[gering humos] flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem ¹⁾ , Ranker, Regosol ¹⁾ , Rendzina, Braunerde ¹⁾ , Podsol ¹⁾
2	gering	10 – 30	[trocken] ganzjährig keine Wassersättigung	[humos] Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina ¹⁾ , Parabraunerde ¹⁾ , Pelosol, Tschernosem ²⁾ , Auenboden ²⁾ , Kolluvisol ¹⁾ , Plaggenesch ¹⁾
			[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3	mittel	30 – 50	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[gering humos] schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässepseudogley
4	hoch	50 – > 150	[zeitweise nass] Grund- oder Stauwassereinfluss	[humos] nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden ³⁾
			Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	[Torfe] Hoch- und Niedermoor torfe	Niedermoor, Hochmoor
5	sehr hoch	>> 150	[nass] ganzjähriger Grundwassereinfluss (MHGW ≤ 6 dm)	[humos – reduzierter Schwefel] Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S ⁴⁾) [Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Gley-Tschernosem, Marschböden Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

GÄTH et al. (1997): NLFb-Arbeitskreis „Bodenkundliche Beratung in WSG“, modifiziert)

- 1) bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher
- 2) bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher
- 3) bei organischer Substanz > 1 % oder Sulfitvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher
- 4) z. B. Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehme

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate (Q_{SW}) lässt sich hieraus die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (C_{NO_3}) berechnen (Formel B.2-5):

Formel B.2-5

$$C_{NO_3} = \frac{443 \cdot N_{t,ges}}{Q_{SW}}$$

mit: C_{NO_3} : Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser [mg·l⁻¹]

Da dem FZJ keine Daten zu den tatsächlichen landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüssen der Betriebe zur Verfügung gestellt werden konnten, erfolgte durch das KTBL eine Festlegung von drei Emissionsszenarien, auf deren Grundlage die Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und des N-Minderungsbedarfs durchgeführt wurde (vgl. Kapitel 3.1.7.5).

Für Betriebe, die eine mittlere Nitratkonzentration von über 50 mg NO₃·l⁻¹ aufwiesen, wurde der Minderungsbedarf ermittelt, der notwendig ist, um eine Sickerwasserkonzentration unter dem EU-Trinkwassergrenzwert zu erreichen. Die Berechnung erfolgte getrennt für die Nutzungsformen Ackerland und Grünland und unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und eines konstanten Denitrifikationspotenzials im Boden. Unter diesen Voraussetzungen ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Überschüsse bestimmt. Durch eine "Rückwärtsrechnung" ist es dann möglich, den maximalen N-Überschuss der Landwirtschaft zu berechnen, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition und der Denitrifikation im Boden zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO₃·l⁻¹ führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss kann daraus der N-Minderungsbedarf der Modellbetriebe bestimmt werden.

B.3 Datengrundlagen

Die für die Modellierung benötigten Datengrundlagen wurden dem FZJ seitens des KTBL zur Verfügung gestellt. Im Folgenden werden diese näher beschrieben.

Da Angaben zu den landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüssen nicht für alle Betriebe verfügbar waren, wurden repräsentative Stickstoffbilanzüberschüsse durch das KTBL geschätzt. Dabei wurde zwischen Marktfruchtbetrieben bzw. Dauerfeldversuchen und Milchviehbetrieben unterschieden und insgesamt 3 Emissionsszenarien bestimmt (Anhangtabelle B.3-1).

Anhangtabelle B.3-1: Landwirtschaftliche Stickstoffbilanzüberschüsse für die verschiedenen Betriebsformen und Emissionsszenarien, geschätzt durch das KTBL

Angesetzte N-Überschüsse	Marktfruchtbetriebe	Milchviehbetriebe
	kg·(ha·a) ⁻¹	kg·(ha·a) ⁻¹
Szenario 1	0	30
Szenario 2	30	60
Szenario 3	60	90

Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition an den verschiedenen Standorten wurde aus dem Kartenwerk von Gauger et al. (2008) geschätzt.

Die mittlere Sickerwasserrate wurde der Karte „Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland 1:1.000.000 (SWR1000)“ der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover entnommen (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2003).

Die zur Berechnung der Verweilzeit des Sickerwasser in der durchwurzelten Bodenzonen notwendigen Größen nutzbare Feldkapazität und effektive Durchwurzelungstiefe wurden von den Betrieben angegeben oder unter Zuhilfenahme der bodenkundlichen Kartieranleitung abgeschätzt (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2006).

Die Bodentypen wurden durch das KTBL nach Angaben der Landwirte und unter Zuhilfenahme von Bodenkarten festgelegt. Aus den Angaben zu den Bodeneigenschaften wurden die Nitratabbaubedingungen in den Böden der Modellbetriebe abgeschätzt. Hierbei zeigte sich, dass ausschließlich Böden mit den Denitrifikationsstufen 2 (gering) beziehungsweise 3 (mittel) vorlagen. Die gesamte Bandbreite der in den Böden Deutschlands auftretenden Denitrifikationsbedingungen konnte damit über die Modellbetriebe nicht abgebildet werden.

Angaben zu den Anteilen von Grün- und Ackerland an der Betriebsfläche lagen für alle Betriebe vor. Zum Teil vorhandene andere Nutzungsformen innerhalb der Betriebsflächen wurden nur zum Teil näher definiert.

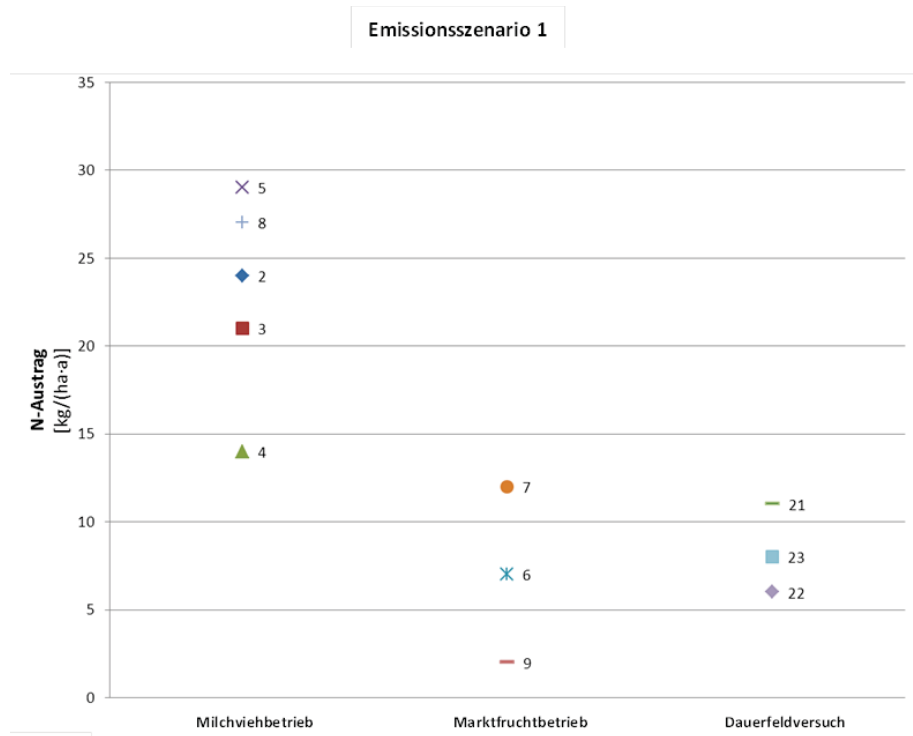
B.4 Ergebnisse und Diskussion

B.4.1 N-Austräge und Nitratkonzentrationen

Im Folgenden sollen die Wirkungszusammenhänge zwischen Nitratreinträgen, Standortfaktoren und Nitratausträgen anhand des Emissionsszenarios 1 und 3 exemplarisch aufgezeigt werden. Eine Übersicht der modellierten N-Austräge und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für alle drei Emissionsszenarien findet sich in Anhangtabelle B.4.1-1. Anlagen 1 und 2 zeigen die nach Landnutzung getrennten N-Austräge und Nitratkonzentrationen.

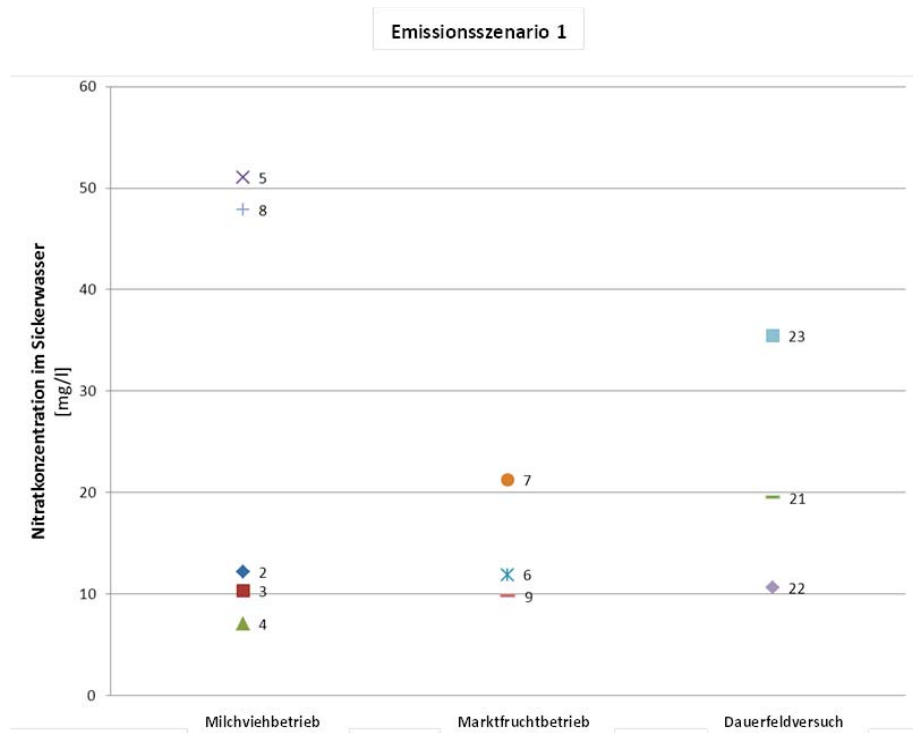
Anhangabbildung B.4.1-1 zeigt die N-Austräge, die sich für die geringsten angenommenen Stickstoffemissionen (Emissionsszenario 1) der Betriebe ergeben. Für die Marktfruchtbetriebe und Dauerfeldversuchsflächen bedeutet dies, dass die landwirtschaftliche Stickstoffbilanz ausgeglichen ist und Stickstoff nur durch die atmosphärische Deposition dem Boden zugeführt wird. Aus Anhangabbildung B.4.1-1 wird der unter den gegebenen Bedingungen dominante Einfluss der landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse in Bezug auf die Höhe der N-Austräge deutlich. Es zeigt sich, dass die Milchviehbetriebe die höchsten N-Austräge von 21–29 kg N·(ha·a)⁻¹ aufweisen (vgl. auch Anhangtabelle B.4.1-1). Eine Sonderstellung nimmt der Milchviehbetrieb MV3 ein, für den ein vergleichsweise geringer mittlerer N-Austrag von 14 kg N·(ha·a)⁻¹ ermittelt wurde. Da es sich bei der ausgewiesenen landwirtschaftlich genutzten Fläche dieses Betriebs ausschließlich um Grünland handelt, kommt über den Nitratabbau hinaus der im DENUZ-Modell für Grünlandstandorte angenommene Retentionsfaktor voll zum Tragen. Die N-Austräge der Marktfruchtbetriebe und Dauerfeldversuchsflächen weisen eine enge Spannweite von 2–12 kg N·(ha·a)⁻¹ auf und befinden sich damit auf sehr niedrigem Niveau. Da in Emissionsszenario 1 für Marktfruchtbetriebe und Dauerfeldversuchsflächen ausschließlich die atmosphärische Deposition als N-Eintrag berücksichtigt wird, handelt es sich um N-Austräge, die nicht unmittelbar in Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung stehen.

Anhangabbildung B.4.1-1: N-Austräge der verschiedenen Betriebe für das Emissionsszenario 1



Betrachtet man die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Emissionsszenario 1 (Anhangabbildung B.4.1-2), so ist der bei den Nitratausträgen beobachtete Zusammenhang zwischen der Höhe des N-Überschusses, der Höhe des N-Austrags aus dem Boden und der Betriebsart nicht mehr eindeutig.

Anhangabbildung B.4.1-2: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der verschiedenen Betriebe für das Emissionsszenario 1



So weist ein Teil der Milchviehbetriebe sehr geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von etwa 10 mg NO₃·l⁻¹ (Betriebe MV1, MV2 und MV3) auf. Diese sind vor allem auf sehr hohe Sickerwasserraten

von 875–900 mm·a⁻¹ zurückzuführen, welche zu einer entsprechenden Verdünnung der Austräge führen. Bereits an dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass Sickerwasserhöhen in dieser Größenordnung nur im Alpenvorland auftreten; in den übrigen Agrarregionen Deutschlands sind sie bedeutend geringer.

Im Gegensatz dazu weisen die Milchviehbetriebe MV4 und MV5 deutlich höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von etwa 50 mg NO₃·l⁻¹ auf. Bereits ein N-Überschuss von 30 kg N·(ha·a)⁻¹ zuzüglich zur atmosphärischen Deposition reicht bei den hier vorliegenden Sickerwasserhöhen von 250 mm·a⁻¹ und den entsprechenden Nitratabbaubedingungen im Boden schon aus, um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser zu erhalten, die in der Größenordnung des EU-Grenzwertes von 50 mg NO₃·l⁻¹ liegt.

Die Spannbreiten der Nitratkonzentrationen der Marktfruchtbetriebe und Dauerfeldversuchsflächen sind vergleichsweise gering und die Werte liegen auf niedrigem Niveau (10–21 mg NO₃·l⁻¹). Nur Dauerfeldversuchsfläche DFV3 weist aufgrund der geringen Sickerwasserrate einen höheren Wert (35 mg NO₃·l⁻¹) auf. Insgesamt zeigt sich am Beispiel der Marktfruchtbetriebe und Dauerfeldversuche, dass auch ohne N-Überschüsse der Landwirtschaft verhältnismäßig hohe Sickerwasserkonzentrationen auftreten können.

Anhangtabelle B.4.1-1: Berechnete mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und N-Austräge.

	Betriebs-ID	MV1	MV2	MV3	MV4	MV5	GE1	GE2	GE3
	Betriebsart	Milchvieh			Marktfrucht				
	Atmosphärische Deposition [kg·(ha·a) ⁻¹]	25	25	25	40	20	20	20	25
	Verweilzeit [a]	0,12	0,16	0,25	0,54	0,65	0,80	0,45	0,72
	Sickerwasserrate [mm·a ⁻¹]	875	900	875	250	250	250	250	100
	Denitrifikationsstufe	2	2	3	3	2	2	2	3
NO ₃ -Konz. Sickerwasser [mg·l ⁻¹]	Szenario 1	12	10	7	51	48	12	21	10
	Szenario 2	20	16	13	88	88	53	69	68
	Szenario 3	27	23	19	128	129	101	120	161
N-Austrag Boden [kg·(ha·a) ⁻¹]	Szenario 1	24	21	14	29	27	7	12	2
	Szenario 2	39	33	25	50	50	30	39	15
	Szenario 3	53	46	37	72	73	57	68	36

Angenommene N-Bilanzüberschüsse:

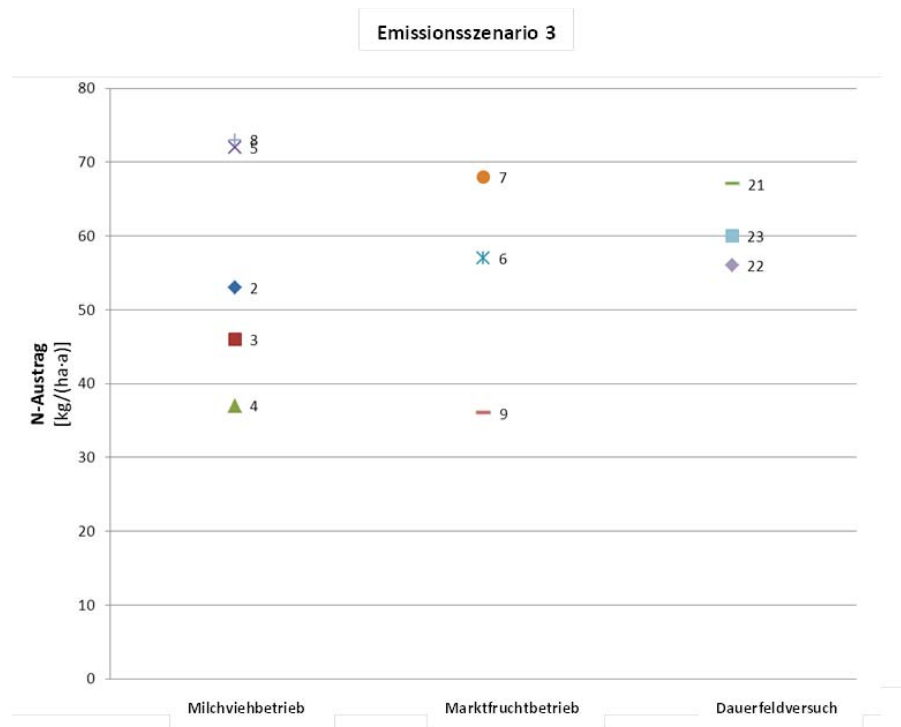
Szenario 1: Milchviehbetriebe 30 kg N·(ha·a)⁻¹, Marktfruchtbetriebe: 0 kg N·(ha·a)⁻¹

Szenario 2: Milchviehbetriebe 60 kg N·(ha·a)⁻¹, Marktfruchtbetriebe: 30 kg N·(ha·a)⁻¹

Szenario 3: Milchviehbetriebe 90 kg N·(ha·a)⁻¹, Marktfruchtbetriebe: 60 kg N·(ha·a)⁻¹

Anhangabbildung B.4.1-3 zeigt die N-Austräge aus dem Boden, die sich für die maximalen angenommenen landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse (Emissionsszenario 3) ergeben. Ein dominanter Einfluss der Landnutzung auf die Höhe der N-Austräge, wie er bei Emissionsszenario 1 beobachtet werden konnte, ist hier nicht mehr ersichtlich. Während bei Szenario 1 die N-Austräge der Milchviehbetriebe noch über denen der Marktfruchtbetriebe und Dauerversuchsflächen liegen, sind die Austräge dieser nun nahezu komplett innerhalb der Spannweite der Austräge der Milchviehbetriebe (37–73 kg N·(ha·a)⁻¹).

Anhangabbildung B.4.1-3: N-Austräge der verschiedenen Betriebe für das Emissionsszenario 3



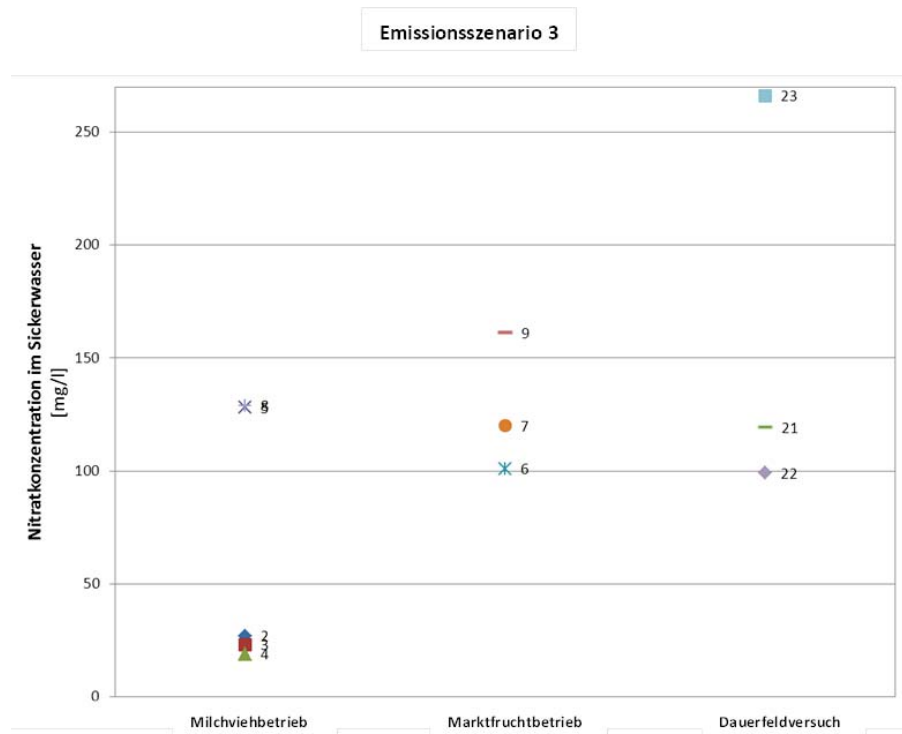
Die Nitratkonzentrationen der Dauerfeldversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe liegen unter Annahme des Emissionsszenarios 3 gänzlich über $99 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ und damit zum Teil sogar über denen der Milchviehbetriebe (Anhangabbildung B.4.1-4). Die Spannweite der Konzentrationen reicht von $19\text{--}266 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ (vgl. auch Anhangtabelle B.4.1-1).

Anhand der in Anhangabbildung B.4.1-4 dargestellten Konzentrationen lassen sich eine Reihe von Schlussfolgerungen im Hinblick auf die Austragsgefährdung der Modellbetriebe ziehen. Deutlich wird zum Beispiel, dass die Dauerversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aufweisen, die trotz geringerer N-Überschüsse auf dem Niveau der Nitratkonzentrationen der Milchviehbetriebe liegen. Dies erklärt sich dadurch, dass die für Grünlandstandorte und damit für die Milchviehbetriebe anzusetzende N-Retention für die Dauerversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe, die zu einem großen Anteil aus Ackerflächen bestehen, nur in einem geringeren Ausmaß angerechnet werden kann. Somit geht ein höherer Anteil der angesetzten N-Bilanzüberschüsse bei den Dauerversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe in die Modellierung ein.

Des Weiteren zeigt sich der große Einfluss der Sickerwasserhöhe und damit der hydrologischen Standortbedingungen auf die Nitrateinträge ins Grundwasser. So führen die hohen Sickerwasserraten dazu, dass die Milchviehbetriebe MV1, MV2 und MV3 trotz höherer N-Überschüsse im Hinblick auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser tendenziell unter den Nitratkonzentrationen der Dauerversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe liegen. Dort führen geringe bis mittlere Sickerwassermengen ($100\text{--}250 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$) zu den entsprechend hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, die in Anhangabbildung B.4.1-4 dargestellt sind.

Die Beispiele verdeutlichen, dass es für eine Beurteilung der tatsächlichen Stickstoffausträge und -konzentrationen stets notwendig ist, die Standortfaktoren im Zusammenspiel zu betrachten.

Anhangabbildung B.4.1-4: Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der verschiedenen Betriebe für das Emissionsszenario 3



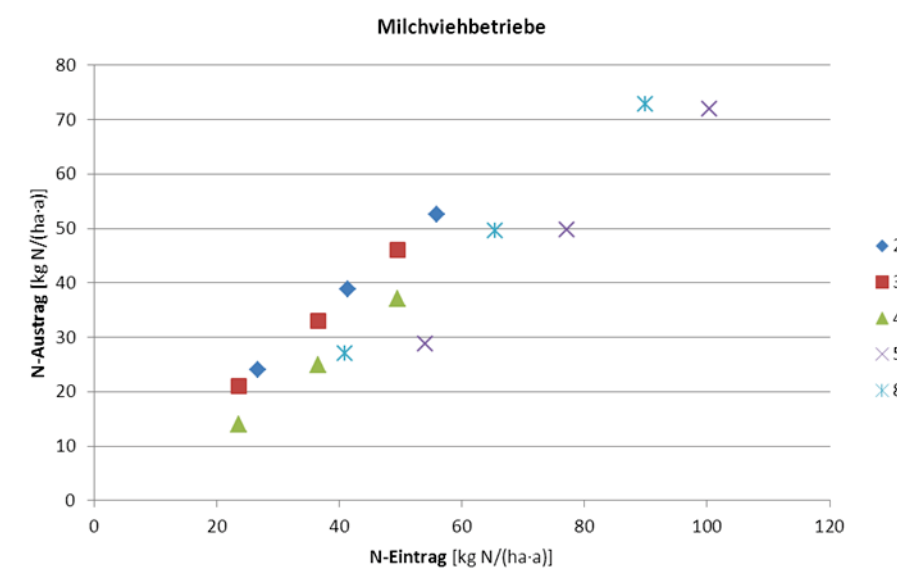
Gleiches wird anhand Anhangabbildung B.4.1-5 und Anhangabbildung B.4.1-6 deutlich, welche die N-Austräge in Abhängigkeit des Stickstoffinputs für die Milchviehbetriebe bzw. die Dauerversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe zeigen. Als N-Eintrag wird hier die Summe aus landwirtschaftlichem N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition abzüglich des Retentionsbetrags verstanden. Dargestellt sind jeweils alle drei Emissionsszenarien.

Vor allem bei den Milchviehbetrieben weisen die N-Einträge zum Teil erhebliche Spannbreiten auf. Dies ist zum größten Teil auf die unterschiedliche Landnutzung der Betriebe zurückzuführen, deren Grünlandanteile zwischen 32 und 100 % liegen. Mit Ausnahme von Betrieb MV4, der eine vergleichsweise hohe N-Deposition aufweist, schwanken die Einträge über diesen Pfad um maximal $5 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$. Da sowohl die Landnutzung als auch die Höhe der atmosphärischen Einträge bei den Marktfruchtbetrieben und Dauerversuchsflächen homogener sind, liegen auch die N-Einträge dichter beieinander.

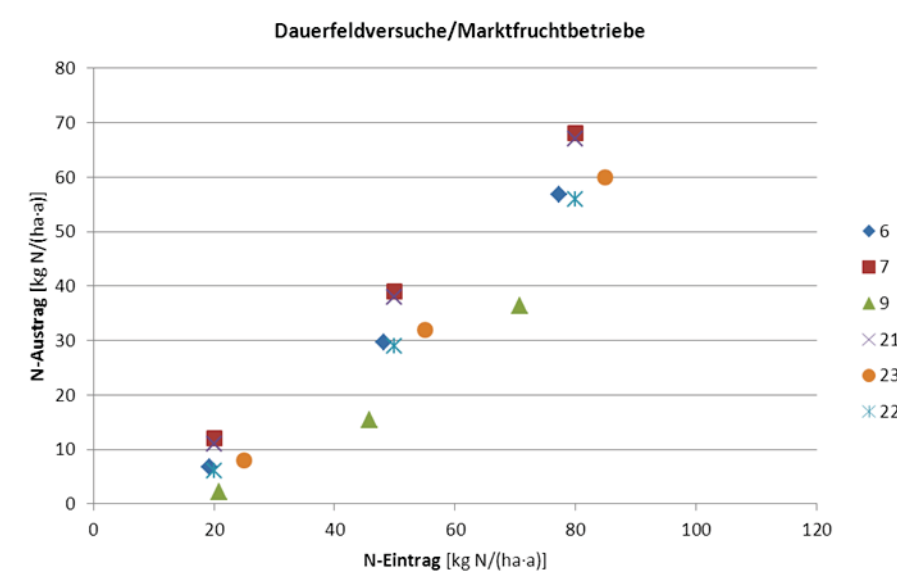
Die höchsten N-Austräge weisen die Milchviehbetriebe MV4 und MV5 auf. Ursächlich ist hier neben der angesprochenen hohen Deposition (Betrieb MV4) ein großer Anteil an Ackerland an der Betriebsfläche. Gleiches gilt für die Betriebe GE2 und DFV1. Marktfruchtbetrieb GE3 kommt neben einem hohen Grünlandanteil eine verhältnismäßig hohe Verweilzeit zugute, so dass dessen N-Austräge unter denen aller anderen Betriebe liegen.

Es sei darauf hingewiesen, dass die N-Austräge eines Betriebs mit Zunahme des N-Eintrages nicht linear ansteigen, da die Denitrifikationsrate von der Höhe der N-Einträge abhängt (Michaelis-Menten-Kinetik).

Anhangabbildung B.4.1-5: N-Austräge der Milchviehbetriebe für die drei Emissionsszenarien



Anhangabbildung B.4.1-6: N-Austräge der Dauerversuchsflächen und Marktfruchtbetriebe für die drei Emissionsszenarien



B.4.2 Minderungsbedarf

Für die Betriebe, deren mittlere Nitratkonzentration $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ übersteigt, wurde der Minderungsbedarf jeweils für die Acker- und Grünlandnutzung bestimmt (Anhangtabelle B.4.2-1).

Für die Szenarien 1 und 2 ergibt sich ein Minderungsbedarf ausschließlich für die Ackerflächen. Die Grünlandbereiche weisen aufgrund ihrer durch den Retentionsfaktor begründeten geringeren Austräge Konzentrationen unter dem Grenzwert auf. Bei Szenario 1 ist es Milchviehbetrieb MV4, der aufgrund der bereits angesprochenen geringen Sickerwasserrate in Verbindung mit einer verhältnismäßig hohen atmosphärischen N-Deposition ($40 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$) und einem nur mittleren Denitrifikationspotenzial des Bodens eine Sickerwasserkonzentration über $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ aufweist. Aufgrund der geringen landwirtschaftlichen N-Überschüsse des Szenario 1 beläuft sich der Minderungsbedarf allerdings auf lediglich $16 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$.

Unter Szenario 2 wird bei allen Dauerfeldversuchen und Marktfruchtbetrieben sowie den Milchviehbetrieben MV4 und MV5 eine Konzentration von $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ überschritten. Der ermittelte Minderungsbedarf liegt für die Marktfruchtbetriebe und Dauerfeldversuchen in einer Spannweite von $<1-13 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$. Ausnahme bildet die Dauerversuchsfläche DFV3, für die aufgrund einer verhältnismäßig niedrigen Sickerwasserrate ein Minderungsbedarf von $25 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$ bestimmt wurde. Noch höher liegt der Minderungsbedarf der beiden Milchviehbetriebe (46 bzw. $37 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$).

Unter Szenario 3 ergibt sich für die Ackerflächen ein Minderungsbedarf von bis zu $76 \text{ kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$. Bei den Milchviehbetrieben MV4 und MV5 wird nun auch unter Grünland eine Nitratkonzentration von $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ überschritten, so dass auch für diese Landnutzung ein (geringer) Minderungsbedarf ermittelt wurde.

Dass es bei den Milchviehbetrieben MV1, MV2 und MV3 unter keinem Szenario zu einer Überschreitung des Grenzwertes von $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ kommt, ist wiederum auf die Landnutzung zurückzuführen: Betrieb MV1 weist einen Anteil an Ackerflächen von nur 10 % auf, Betriebe MV2 und MV3 keinerlei Ackernutzung.

Indem ein Minderungsbedarfs nur für Betriebe ausgewiesen wird, deren *mittlere* Nitratkonzentration über $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ liegt, wird davon ausgegangen, dass kein Minderungsbedarf vorliegt, wenn es zu einer „Verdünnung“ des Sickerwassers durch die Grünlandflächen kommt. Es sei darauf hingewiesen, dass auch Betriebe mit einer mittleren Nitratkonzentrationen *unter* $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ Ackerflächen aufweisen können, die den EU-Trinkwassergrenzwert überschreiten. Gleichzeitig wird diese Verdünnung bei der Berechnung des Minderungsbedarfs nicht berücksichtigt. Der hier ermittelte Minderungsbedarf bezieht sich ausschließlich auf die jeweilige Nutzung und nicht auf die mittlere Nitratkonzentration.

Anhangtabelle B.4.2-1: Minderungsbedarf der verschiedenen Emissionsszenarien nach Landnutzungsform. Grau unterlegte Felder: Landnutzungstyp nicht vorhanden.

Betriebs ID	Betriebsart	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	
		Ackerland	Ackerland	Ackerland	Grünland
Minderungsbedarf [$\text{kg N} \cdot (\text{ha} \cdot \text{a})^{-1}$]					
MV1	Milchvieh	-	-	-	-
MV2	Milchvieh				-
MV3	Milchvieh				-
MV4	Milchvieh	16	46	76	3
MV5	Milchvieh	-	37	67	10
GE1	Marktfrucht	-	3	33	-
GE2	Marktfrucht	-	12	42	
GE3	Marktfrucht	-	13	43	-
DFV1	Dauerfeldversuch	-	10	40	
DFV2	Dauerfeldversuch	-	< 1	30	
DFV3	Dauerfeldversuch	-	25	55	

B.5 Zusammenfassung

Im Rahmen der Teilleistung für das Projekt "Weiterentwicklung der integrierten Stickstoff-Bilanzierung als Grundlage für landwirtschaftliche Minderungsstrategien zur Unterstützung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie" wurden die N-Austräge und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser für elf Modellbetriebe mit dem reaktiven N-Transportmodell DENUZ modelliert. Grundlage hierfür waren drei verschiedene Stickstoffemissionsszenarien sowie Daten zu Bodeneigenschaften, Wasserhaushalt und Landnutzung des jeweiligen Betriebs.

Die Modellierungsergebnisse geben Auskunft über die Stickstoffbelastung, die -in Abhängigkeit von Nitrateintrag und Standortcharakteristik- von den verschiedenen Betrieben ausgeht. Des Weiteren werden die vielfältigen Wirkungszusammenhänge zwischen Nitrateintrag, Standorteigenschaften und Nitrat austrag näher beleuchtet. Während die große Bedeutung der Sickerwassermengen für die Höhe der Nitratkonzentrationen deutlich wurde, ist es für eine Beurteilung der tatsächlichen Stickstoffausträge und -konzentrationen stets notwendig, die Standortfaktoren im Zusammenspiel zu betrachten.

Für Betriebe mit einer mittleren Konzentration $> 50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ wurde der Minderungsbedarf ermittelt, der für die Acker- und Grünlandflächen besteht. Zur Erreichung der vorläufigen Bewirtschaftungsziele der EG-WRRL und der Ziele der WRRL ergibt sich bei den verschiedenen Szenarien vor allem für die Ackerflächen ein Minderungsbedarf. Je nach Bewirtschaftungsform und -intensität ist der Handlungsbedarf in den unterschiedlichen Modellbetrieben jedoch unterschiedlich. Nur auf den jeweiligen Betrieb zugeschnittene Maßnahmenkombinationen können vermutlich zu einer effizienten Lösung des Nitratproblems beitragen. Bei einzelnen Bewirtschaftungsintensitäten müssten sehr umfangreiche Maßnahmen ergriffen werden, was jedoch zu entsprechenden Akzeptanzproblemen führen kann.

Da die DENUZ-Modellierungen für lediglich 11 Modellgebiete umgesetzt worden sind, ist es nicht zulässig auf Basis der Modellergebnisse allgemeine Schlussfolgerung zur Optimierung des Stickstoffmanagements in Deutschland zu ziehen. Die Anzahl der Modellbetriebe müsste hierfür um ein Vielfaches erhöht werden.

B.6 Literaturverzeichnis

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2006): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Borken, W. und E. Matzner (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167(3): 277-283.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden in Deutschland 1:1.000.000 (SWR1000), Hannover.

Eisele, M.; Kunkel, R. und T. Schmidt (2008): Modellierung des diffusen Nitratintrags in das Grundwasser für Niedersachsen. *Wasser und Abfall* 2008/10, 20-25.

Gauger, T.; Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Bleeker, A.; Erisman, J. W.; Vermeulen, A.; Schaap, M.; Timmermanns, R. M. A.; Bultjes, P. J. H. und J. H. Duyzer (2008): National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Effects) - Part 1: Deposition Loads: Methods, modelling and mapping results, trends. *Texte* 38/2008, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Hennings, V. (2000) (Koord.): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. *Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1*, Hannover.

Hoffmann, A. 1991: Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung. - *Forschungsbericht* 107 01 016/02 UBA-FB 91-007, UBA Berlin.

Köhne, Ch. und F. Wendland (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden, *Interner Bericht, KFA-STE-IB 1/92*, Forschungszentrum Jülich.

- Kreins, P.; Behrendt, H.; Gömann, H.; Hirt, U.; Kunkel, R.; Seidel, K.; Tetzlaff, B. und F. Wendland (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser – AGRUM Weser. Braunschweig : vTI, 342 Seiten , Landbauforschung - vTI agriculture and forestry research : Sonderheft 336.
- Kunkel, R. und F. Wendland (2006): Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol 62. Forschungszentrum Jülich gmbh, Jülich.
- Müller, U. und F. Raissi (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. – mit Beiträgen von HÖPER, H., SCHÄFER, W. & KUES, J., Arb.-H. Boden 2002/2: 49 S., 10 Abb., 13 Tab.; Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Ortseifen, U. und B. Scheffer (1996): Abschätzung der Stoffausträge in die Gewässer in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften und Nutzung der Böden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
- Wendland, F.; Behrendt, H.; Gömann, H.; Hirt, U.; Kreins, P.; Kuhn, U.; Kunkel, R. und B. Tetzlaff (2009): Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. Nutr. Cycl. Agroecosyst. (1): 63-78, doi: 10.1007/s10705-009-9248-9.
- Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M. und R. Schmidt (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer-Verlag; Heidelberg.
- Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, 8: 150 S.; Jülich.
- Wienhaus, S.; Höper, H.; Eisele, M.; Meesenburg, H. und W. Schäfer (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz - Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), GeoBerichte 9, Hannover.

C. Anhang C „Anhangtabellen zur Molkerei“

Anhangtabelle C-1: Kennzahlen der Molkerei

Bereich	Kennzahlen	
	absolut	relativ
Genossenschaft		
Mitglieder	485	
davon Milchlieferanten	430	
Molkerei		
Mitarbeiter	163	
verarbeitete Milchmenge		
pro Jahr [kg]	51 548 992	
durchschn. pro Tag [kg]	141 230	
von Mitgliedslandwirten [kg·a ⁻¹]	44 746 291	87 %
max. Entfernung [km]	15	
Zukauf von außerhalb der Genossenschaft [kg·a ⁻¹]	6 802 701	13 %
Entfernung [km]	28–230	
Produktion [t·a⁻¹]		
Joghurt ²	41 987	96 %
Milch	1 239	3 %
Butter	265	0,5 %
Sahne	210	0,6 %
Joghurt [t·a⁻¹]		
Vollmilchqualität (6 Produktlinien, 32 Geschmacksrichtungen)	34 052	76 %
Magermilchqualität (2 Produktlinien, 6 Geschmacksrichtungen)	9 719	22 %
Joghurtdrink	1 058	2 %
Zutaten [t·a⁻¹]		
Fruchtzubereitungen [t·a ⁻¹]	4 913	
Zucker [t·a ⁻¹]	251	
Verpackungsmaterialien [t·a⁻¹]	5 463	
Becher PS	1 526	
Eimer PP	29	
Gläser	535	
Tetrapack	40	
Deckel Al	132	
Deckel PS	65	
Deckel PE	4	
Butterpapier	3	
Cluster	1 292	
Kartons, Steigen	1 837	

Energieverbrauch Produktion		
Strom [kWh_{el}·a⁻¹]	5 904 594	
aus Wasserkraft	ca. 5 315 000	
aus eigener PV-Anlage	ca. 590 000	
Schweres Heizöl [kg·a⁻¹]	1 023 220	
Reinigungsmittel [t·a⁻¹]		
Salpetersäure 48%	57	
Natronlauge 30%	12	
Desinfektionsmittel	3	
Wasserstoffperoxid	17	
Frischwasserbedarf [m³·a⁻¹]	357 599	
Abwasser [m³·a⁻¹]	92 516	
Abfälle [t·a⁻¹]		
Karton	141 260	
Plastik	16 025	
Desinfektionsmittel	3	

1) Angaben beziehen sich auf 2012.

2) ca. 6 % Biojoghurt (Vollmilch, mager)

3) davon 590 000 kWh_{el}·a⁻¹ aus PV-Anlage auf Produktionshalle; Rest: Wasserkraft

Anhangtabelle C-2: Feststoffkonzentrationsfaktoren für verschiedene Molkereiprodukte für die Ermittlung des Rohmilchbedarfs nach Feitz et al. (2007); Annahme: Dichte der Milch 1,032 kg·l⁻¹

	% Milchfeststoffe gesamt	% Protein	% Fett	kg Milchfeststoffe pro l Rohmilch	Feststoffkonzentrationsfaktor
Rohmilch	12,5	3,1	3,9	129	1,0
Pasteurisierte Milch	12,4	3,3	3,8	128	1,0
Magermilch	9,3	3,6	0,1	96	0,7
Vollmilchjoghurt	14,2	4,7	3,4	147	1,1
Magermilchjoghurt	13,9	5,9	0,2	143	1,1
Butter	84,4	0,6	82	871	6,8
Sahne	48,1	1,9	42,8	496	3,8

Anhangtabelle C-3: Auf Basis der in der untersuchten Molkerei vorliegende Rohmilch- und Produktzusammensetzung angepasste Feststoffkonzentrationsfaktoren zur Ermittlung des Rohmilchbedarfs (Berechnung analog zu Feitz et al. 2007)

	Fett	KH	davon Zucker	Eiweiß	Salz	Calcium	Summe	Allokationsfaktor
	[g 100 g ⁻¹]							
Vollmilchjoghurt natur	4,2	5,5	4,4	3,7	0,1	0,13	13,63	1,15
Biovollmilchjoghurt natur	4,3	4,7	3,6	3,8	0,1	0,13	13,03	1,10
Magermilchjoghurt natur	0,1	5,6	4,4	4,3	0,1	0,145	10,245	0,87
Biomagermilchjoghurt natur	0,1	4,3		4,4		0,16	8,96	0,76
Frischmilch	3,5	4,8	4,7	3,3	0,1	0,12	11,82	1,00
Frischmilch Bio	3,8	4,8	4,7	3,3	0,1	0,12	12,12	1,03
Frischmilch teilentrahmt	1,5	4,9	4,7	3,3	0,1	0,12	9,92	0,84
Butter	82	0,7	0,7	0,7	0,01		83,41	7,06
Butter Bio	82	0,7	0,7	0,7	0,01		83,41	7,06
Joghurtbutter	70	1,2	1,2	1,5	0		72,7	6,15
Frischsaune	35	2,2	2,2	2,3	0,1		39,6	3,35

Anhangtabelle C-4: Annahmen für die Berechnung der Treibhausgasemissionen der Fruchtzusatzherstellung für die Joghurtproduktion; Beispiel Erdbeeryoghurt

Inhaltsstoffe Fruchtzubereitung	
Fruchtzusatzgehalt Erdbeeryoghurt laut Angabe Molkerei	12 %
Fruchtgehalt Erdbeeryoghurt laut Produktblatt	8 %; d. h. 67 % der zugesetzten Fruchtzubereitung
restliche Zutaten	4 % (Pektin, Glukose-Fruktosesirup etc.; Annahme: Zucker)
Prozessschritt ¹	Grundlage Emissionsabschätzung
Erdbeeranbau	Anbau in Spanien, Huelva (laut Wiki Europas größtes Erdbeeranbaugebiet) Angaben zum CO ₂ -Fußabdruck verschiedener Studien ²
Verarbeitung: Reinigen, Entkelchen	vernachlässigt
Tiefkühlung	Emissionsfaktor Ecoinvent für Kühlenergie, Energieaufwand angenähert mit Wärmekapazität von Wasser bzw. Eis und Schmelzwärme
Lagerung	vernachlässigt
Transport	Emissionsfaktor Ecoinvent für LKW >32t, Aufschlag für Kühlung von 5% ³
Entfernung Erdbeeranbau - Fruchtzusatzhersteller	ca. 2 500 km Fruchtverarbeitung in Österreich
Zuckerherstellung	Emissionsfaktoren Ecoinvent für Anbau und Raffination, Emissionsfaktor für Rübenproduktion umgerechnet mit Zuckerausbeute von 16% ⁴
Entfernung Zuckerfabrik - Fruchtzusatzhersteller	200 km, eigene Annahme
Erhitzung/Kochen	Kenndaten Wasser, Wärmekapazität Zucker
Transport Fruchtzusatzhersteller - Molkerei	Emissionsfaktor Ecoinvent für LKW 7,5–16t Annahme: keine Kühlung für Transport notwendig
Entfernung Fruchtzusatzhersteller - Molkerei	80 km
andere Prozesse: Pumpen, Anlagenreinigung usw.	vernachlässigt

1) Verfahren modelliert auf nach Kern (2013)

2) http://cordis.europa.eu/news/rcn/35955_de.html: Ca. 8% des Kraftstoffs fließen in Kühlung. Im Emissionsfaktor aber nicht nur Kraftstoff enthalten.

3) Mordini et al. (2009), Warner et al. (2010), PCF-Projekt (2009)

4) BMELV (2011)

Anhangtabelle C-5: Annahmen für die Berechnung der Treibhausgasemissionen bei der Nutzung von 500 g Polystyrolbechern bzw. Mehrwegglas

Prozessschritt	Menge	Einheit	Grundlage Emissionsabschätzung
Herstellung Glas ¹⁾	230	g	Ecoinvent-Emissionsfaktor für Glasherstellung
Herstellung Deckel ¹⁾	8,7	g	Ecoinvent-Emissionsfaktor für Weißblechherstellung; vernachlässigt wegen fehlender Daten bzw. Emissionsfaktoren: Stanzen, Lackierung, Dichtschicht
Herstellung Etikett ¹⁾	1	g	Ecoinvent-Emissionsfaktor für Papierherstellung. Vernachlässigt: Drucken, Schneiden, Kleber
Transport Glashersteller-Molkerei ²⁾	265	km	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für LKW >32 t
Transport Deckelhersteller - Molkerei ²⁾	160	km	
Transport Etikett – Molkerei ³⁾	200	km	
Kühltransport Molkerei - LEH ³⁾	500	km	bis 50 km Ecoinvent-Emissionsfaktor für LKW 7,5–16 t; Rest der Strecke Emissionsfaktor für LKW >32 t; Aufschlag für Kühlung von 5 %
Transport Glas LEH – Molkerei: Variante 1 ^{3),4)}	500	km	bis 50 km Ecoinvent-Emissionsfaktor für LKW 7,5–16 t Rest der Strecke Emissionsfaktor für LKW >32 t
Variante 2 ³⁾	200		
Variante 3 ³⁾	50		
Spülen der Gläser - Heizöl je L Abfüllvol.%	0,008	l	berechnet auf Basis der physikalisch-chemischen Eigenschaften von Wasser (Dampf zum Erhitzen der Natronlauge) und Natronlauge sowie Maschinendatenblättern
Spülen der Gläser - Strom je L Abfüllvol.%	0,0083	kWh _{el}	
Anzahl Wiederverwendungen Glas ⁶⁾	10		
Abfallbehandlung Deckel ⁷⁾	8,7	g	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für "landfilling" und "incineration", abzüglich Recyclingraten Italien 2007: 70 %; Emissionen aus Recycling vernachlässigt. restl. 30 % auf "landfilling" bzw. "incineration" gleichmäßig verteilt
Abfallbehandlung Glas	230	g	Recycling enthalten im Emissionsfaktor für Glasherstellung (außer Transport), Rest vernachlässigt
Abfallbehandlung Etikett	1	g	100 % Verbrennung angenommen, Emissionen vernachlässigbar klein
Herstellung Becher ²⁾	15	g	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für Polystyrol-Herstellung und Thermoformung
Herstellung Alu-Deckel ²⁾	0,8	g	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für Aluminium-Herstellung und -Walzen
Herstellung PS-Deckel ²⁾	2,8	g	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für Polystyrol-Herstellung und Thermoformung
Transport Becherherstellung- Molkerei ²⁾	201	km	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für LKW >32t
Transport Alu-Deckelherstellung - Molkerei ²⁾	160	km	

MEHRWEGGLAS

Transport PS-Deckelherstellung - Molkerei ^{3), 8)}	201		
Kühltransport Molkerei - LEH ³⁾	500	km	bis X km (Zelle C38) Verwendung Ecoinvent-Emissionsfaktor für LKW 7,5–16 t, Rest der Strecke Emissionsfaktor für LKW >32 t
Abfallbehandlung Becher ⁸⁾	15	g	Ecoinvent-Emissionsfaktor für Abfallbehandlung Polystyrol, Recyclingraten Italien
Abfallbehandlung Deckel ¹⁰⁾	0,8	g	Ecoinvent-Emissionsfaktoren für "landfilling" und "incineration", Recyclingraten stark schwankend, Annahme: 50 %; Emissionen aus Recycling vernachlässigt. restl. 50 % gleichmäßig auf Deponie/therm. Verwertung verteilt.

500g Joghurt, PS-Becher mit Aluplatine und PS-Deckel (= Verfahren untersuchte Molkerei) vs. 500g Joghurt, Mehrwegglassystem, mit Drehverschluss (Weißblech) und Etikett; verschiedene Varianten für Rücktransport der Gläser: a) gesamter Weg vom LEH zur Molkerei (500 km) bzw. b) und c) Teilnahme an Mehrwegpool mit mittlerer (200 km: (b)) bzw. kurzer Rücktransportentfernung (50 km, (c)).

1) eigene Wiegung

2) Daten Molkerei

3) eigene Annahme

4) = gesamte Strecke vom LEH zurück zur Molkerei

5) Hoerr (2009)

6) Simon (2013)

7) APEAL (2009)

8) Annahme: = Transportweg PS-Becher

9) Plastics Europe (2012)

D. Anhang D: „Anhangtabellen zu den Modellbetrieben“

Anhangtabelle D-1: Produktionstechnische Kennzahlen der Milchviehbetriebe

Parameter	Einheit	MV 1	MV 2	MV 3	MV 4	MV 5
Milchkühe	Anzahl·(Betrieb·a) ⁻¹	47	151	48	55	67
Kälber	Anzahl·(Betrieb·a) ⁻¹	21	94	23	22	39
Jungrinder (125 kg bis Abkalbung)	Anzahl·(Betrieb·a) ⁻¹	16	70	19	20	25
Verkauf weiblicher Kälber	Anzahl·(Betrieb·a) ⁻¹	16	14	7	11	9
Verkauf männlicher Kälber	Anzahl·(Betrieb·a) ⁻¹	29	71	22	25	34
Milchviehrasse		VW	HF	BV	HF	FL
Milchleistung	kg ECM·(Kuh·a) ⁻¹	5196	9322	8820	11848	8496
Fettgehalt Milch	%	3,99	4,20	4,18	4,12	4,37
Eiweißgehalt Milch	%	3,24	3,40	3,78	3,45	3,51
Remontierungsrate	%	31	42	34	29	37
Zwischenkalbezeit	d	394	405	417	385	373
Kälberverluste	%	7,7	8,4	5,0	14,0	8,0
Lebendgewicht Milchkuh (Endgewicht)	kg	609	659	659	659	761
Schlachtgewicht	kg	266	300	300	300	369

MV = Milchviehbetrieb; ECM = Energiekorrigierte Milchmenge

Anhangtabelle D-2: Produktionstechnische Kennzahlen der Milchviehbetriebe

Parameter	Einheit	MV 1	MV 2	MV 3	MV 4	MV 5
Futteraufnahme Milchkühe	kg TM·(Kuh·Jahr) ⁻¹	5090	7194	6343	7941	5993
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]						
Grassilage		50	13		28	39
Maissilage			32		32	36
Weide		30		6	6	
Grünfutter				25		
Heu		11	22	31		
Luzerneheu						
Stroh		2				3
Maiscops				3		
Grascops				6		
Körnermais			12			
Hafer		2				
Gerste		2	12			9
Weizen		2				
Triticale						
Sojaextraktionsschrot						6
Milchleistungsfutter 18/3			4	29	21	
Milchleistungsfutter 35/3			7		14	
Milchleistungsfutter 20/4						7

TM= Trockenmasse

Anhangtabelle D-3: Durchschnittliche Futteraufnahme und Rationszusammensetzung der Kälber und Jungrinder der modellierten Milchviehbetriebe

Parameter	Einheit	MV 1	MV 2	MV 3	MV 4	MV 5
Futteraufnahme Kälber	kg TM-(Nachzucht-Aufzuchtperiode) ⁻¹	412	138	139	139	138
Flächenbedarf						
Gesamtfutterfläche	kg ECM · ha Gesamtfutterfläche ⁻¹	3852	7917	8548	9880	8129
Eigenfutterfläche	kg ECM · ha Eigenfutterfläche ⁻¹	3957	9236	11888	13960	10024
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]						
Vollmilch		6	3	28	28	3
MAT		5	25			25
Hafer		13				
Gerste		13				
Triticale		13				
Soja		8				
Heu		43	73	72	72	72
Futteraufnahme Jungrinder	kg TM-(Nachzucht-Aufzuchtperiode) ⁻¹	5101	5101	5619	4195	5473
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]						
Hafer		2				
Gerste		2				2
Triticale		2				2
Soja		0,5				
Heu		26		26		
Weidegras		42		41	29	
Grassilage		26	49	26	48	64
Stroh			6		5	16
Maissilage			39		19	16
MLF 18/3			6	7		

TM= Trockenmasse

Anhangtabelle D-4: Inhaltstoffe der im Modell integrierten Futtermittel der Milchviehbetriebe

Futtermittel	TM in % FM	XA [g]	XF [g]	XP [g]	n XP [g]	XL [g]	NfE [g]	NEL [MJ]	ME [MJ]	Verd. XP [%]	Verd. XL [%]	Verd. XF [%]	Verd. NfE [%]
Grassilage	35	143	213	186	136	42	416	5,93	9,92	71	62	77	73
Maissilage	35	45	201	81	131	32	641	6,45	10,7	56	79	63	78
Grünfutter	18	103	229	213	144	45	410	6,09	10,23	77	47	73	72
Weide, Frühling	18	97	240	175	143	35	453	6,43	10,68	82	56	78	78
Weide, Sommer	18	103	240	172	137	35	450	6,02	10,11	79	47	73	72
Heu	86	86	306	127	132	29	452	5,14	8,88	71	38	77	66
Luzerneheu	86	96	322	173	127	26	383	4,52	7,97	74	31	37	68
Weizenstroh	86	78	429	37	76	13	443	3,5	6,37	27	43	56	42
Gerstenstroh	86	59	442	39	82	16	444	3,76	6,8	10	41	55	48
Gerste	88	27	57	124	164	27	765	8,08	12,84	74	77	32	92
Weizen	88	19	29	138	172	20	794	8,51	13,37	78	78	41	93
Hafer	88	33	116	121	140	53	677	6,97	11,48	74	88	29	80
Triticale	88	22	28	145	170	18	787	8,32	13,13	71	65	32	93
Körnermais	88	17	26	106	164	45	806	8,39	13,29	66	83	46	90
Sojaextraktions-schrot	88	67	67	510	308	15	341	13,75	8,63	91	68	82	94
Milchleistungs-futter 18/3	88	69	105	209	167	34	583	6,85	11,2	75	61	43	80
Milchleistungs-futter 20/4	88	60	85	222	174	33	600	7,13	11,58	74	64	43	81
Milchleistungs-futter 35/3	90	65	105	375	228	31	423	7,15	11,67	81	55	55	79
Kälberkraftfutter	88	51	69	201	179	28	652	7,6	12,24	78	63	41	87
Grascops	90	92	220	136	155	40	512	6,5	10,75	62	62	74	82
Maiscops	89	45	190	85	134	25	655	6,57	10,85	56	74	64	80
Vollmilch (Rind, frisch)	14	54	0	264	128	321	361	12,47	19,31	97	98	0	97
Milchaustauscher	94	85	1.06	223	161	160	530,94	10,23	15,87	95	92	0	98

TM= Trockenmasse

Anhangtabelle D-5: Produktionstechnische Kennzahlen der modellierten Szenarien von Milchviehbetrieb 1 (MV 1)

Parameter	Einheit	MV 1	MV1Int	MV1Lakt+	MV1ZKZ
Milchkühe	Anzahl	47	47	47	47
Kälber	Durchgänge-a ⁻¹	21	21	18	21
Jungvieh (125 kg bis Abkalbung)	Durchgänge-a ⁻¹	16	16	13	16
Verkauf weiblicher Kälber	Anzahl-a ⁻¹	16	16	18	17
Verkauf männlicher Kälber	Anzahl-a ⁻¹	29	29	28	30
Milchviehrasse		VW	FL	VW	VW
Milchleistung	kg ECM-(Kuh-a) ⁻¹	5196	7926	5196	5196
Fettgehalt Milch	%	3,99	3,99	3,99	3,99
Eiweißgehalt Milch	%	3,24	3,24	3,24	3,24
Remontierungsrate	%	31	31	25	31
Zwischenkalbezeit	d	394	394	394	374
Kälberverluste	%	7.7	7.7	7.7	7.7
Lebendgewicht Milchkuh (Endgewicht)	kg	609	760	609	609
Schlachtgewicht	kg	266	369	266	266
Futteraufnahme	kg TM-(Kuh-a) ⁻¹	5252	6804	5252	5252
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]					
Grassilage		48	27	48	48
Maissilage			19		
Weide		29	19	29	29
Heu		11	7	11	11
Stroh		2	1	2	2
Hafer		2	6	2	2
Gerste		2	6	2	2
Triticale		2	6	2	2
Milchleistungsfutter 18/3		2		2	2
Milchleistungsfutter 20/4			7		

TM= Trockenmasse ECM= Energiekorrigierte Milchmenge; Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe im Hauptteil des Berichts, siehe Tabelle 3-11.

Anhangtabelle D-6: Produktionstechnische Kennzahlen der modellierten Szenarien von Milchviehbetrieb 2 (MV 2)

Parameter	Einheit	MV 2	MV2Lakt+	MV2ZKZ
Milchkühe	Anzahl	151	151	151
Kälber	Durchgänge·a ⁻¹	94	83	96
Jungvieh (125 kg bis Abkalbung)	Durchgänge·a ⁻¹	70	56	70
Verkauf weiblicher Kälber	Anzahl·a ⁻¹	14	24	17
Verkauf männlicher Kälber	Anzahl·a ⁻¹	71	69	74
Milchviehrasse		HF	HF	HF
Milchleistung	kg ECM·(Kuh·a) ⁻¹	9322	9322	9322
Fettgehalt Milch	%	4,20	4,20	4,20
Eiweißgehalt Milch	%	3,40	3,40	3,40
Remontierungsrate	%	42	33	42
Zwischenkalbezeit	d	405	405	385
Kälberverluste	%	8,4	8,4	8,4
Lebendgewicht Milchkuh (Endgewicht)	kg	659	659	659
Schlachtgewicht	kg	300	300	300
Futtermittelaufnahme	kg TM·(Kuh·a) ⁻¹	7194	7194	7194
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]				
Grassilage		13	13	13
Maissilage		32	32	32
Heu		22	22	22
Körnermais		12	12	12
Gerste		12	12	12
Milchleistungsfutter 18/3		4	4	4
Milchleistungsfutter 35/3		7	7	7

TM= Trockenmasse ECM= Energiekorrigierte Milchmenge; Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe im Hauptteil des Berichts, siehe Tabelle 3-11.

Anhangtabelle D-7: Produktionstechnische Kennzahlen der modellierten Szenarien von Milchviehbetrieb 3 (MV3)

Parameter	Einheit	MV3	MV3Lakt+	MV3ZKZ
Milchkühe	Anzahl	48	48	48
Kälber	Durchgänge·a ⁻¹	23	20	23
Jungvieh (125 kg bis Abkalbung)	Durchgänge·a ⁻¹	19	15	19
Verkauf weiblicher Kälber	Anzahl·a ⁻¹	7	10	8
Verkauf männlicher Kälber	Anzahl·a ⁻¹	22	22	23
Milchviehrasse		BV	BV	BV
Milchleistung	kg ECM·(Kuh·a) ⁻¹	8820	8820	8820
Fettgehalt Milch	%	4,18	4,18	4,18
Eiweißgehalt Milch	%	3,78	3,78	3,78
Remontierungsrate	%	34	28	34
Zwischenkalbezeit	d	417	417	396
Kälberverluste	%	5.0	5	5
Lebendgewicht Milchkuh (Endgewicht)	kg	659	659	659
Schlachtgewicht	kg	300	300	300
Futtermaufnahme	kg TM·(Kuh·a) ⁻¹	6343	6343	6343
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]				
Weide		6	6	6
Grünfutter		25	25	25
Heu		31	31	31
Maiscops		3	3	3
Grascops		6	6	6
Milchleistungsfutter 18/3		29	29	29

TM= Trockenmasse ECM= Energiekorrigierte Milchmenge; Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe im Hauptteil des Berichts, siehe Tabelle 3-11.

Anhangtabelle D-8: Produktionstechnische Kennzahlen der modellierten Szenarien von Milchviehbetrieb 4 (MV 4)

Parameter	Einheit	MV4	MV4Ext	MV4Lakt+	MV4ZKZ
Milchkühe	Anzahl	55	55	55	55
Kälber	Durchgänge·a ⁻¹	22	22	19	23
Jungvieh (125 kg bis Abkalbung)	Durchgänge·a ⁻¹	20	20	16	20
Verkauf weiblicher Kälber	Anzahl·a ⁻¹	11	11	13	12
Verkauf männlicher Kälber	Anzahl·a ⁻¹	25	25	24	26
Milchviehrasse		HF	HF	HF	HF
Milchleistung	kg ECM·(Kuh·a) ⁻¹	11848	9133	11848	11848
Fettgehalt Milch	%	4,12	4,12	4,12	4,12
Eiweißgehalt Milch	%	3,45	3,45	3,45	3,45
Remontierungsrate	%	29	29	24	29
Zwischenkalbezeit	d	385	385	385	366
Kälberverluste	%	14.0	14.0	14	14
Lebendgewicht Milchkuh (Endgewicht)	kg	659	659	659	659
Schlachtgewicht	kg	300	300	300	300
Futteraufnahme	kg TM·(Kuh·a) ⁻¹	7941	7098	7941	7941
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]					
Grassilage		28	27	28	28
Maissilage		32	30	32	32
Weide		6	5	6	6
Milchleistungsfutter 18/3		21	37	21	21
Milchleistungsfutter 35/3		14		14	14

TM= Trockenmasse ECM= Energiekorrigierte Milchmenge; Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe im Hauptteil des Berichts, siehe Tabelle 3-11.

Anhangtabelle D-9: Produktionstechnische Kennzahlen der modellierten Szenarien von Milchviehbetrieb 5 (MV 5)

Parameter	Einheit	MV 5	MV5Int	MV5Lakt +	MV5ZKZ	MV5 Käl- berZKZ Lakt+
Milchkühe	Anzahl	67	67	67	67	67
Kälber	Durchgänge-a ⁻¹	39	39	35	40	37
Jungvieh (125 kg bis Abkalbung)	Durchgänge-a ⁻¹	25	25	20	25	20
Verkauf weiblicher Kälber	Anzahl-a ⁻¹	9	9	14	11	16
Verkauf männlicher Kälber	Anzahl-a ⁻¹	34	34	33	36	35
Milchviehrasse		FL	HF	FL	FL	FL
Milchleistung	kg ECM-(Kuh-a) ⁻¹	8496	10034	8496	8496	8496
Fettgehalt Milch	%	4,37	4,37	4,37	4,37	4,37
Eiweißgehalt Milch	%	3,51	3,51	3,51	3,51	3,51
Remontierungsrate	%	37	37	30	37	30
Zwischenkalbezeit	d	373	373	373	354	354
Kälberverluste	%	8	8	8	8	6
Lebendgewicht Milchkuh (Endgewicht)	kg	760	659	760	760	760
Schlachtgewicht	kg	369	300	369	369	369
Futteraufnahme	kg TM-(Kuh-a) ⁻¹	5993	6605	5993	5993	5993
Rationszusammensetzung [% der TM-Aufnahme]						
Grassilage		39	33	39	39	39
Maissilage		36	15	36	36	36
Stroh		3	4	3	3	3
Gerste		9	28	9	9	9
Sojaextraktionsschrot		6	7	6	6	6
Milchleistungsfutter 20/4		7	14	7	7	7

TM= Trockenmasse ECM= Energiekorrigierte Milchmenge; Kurzzeichen der Szenarien für die Milchviehbetriebe im Hauptteil des Berichts, siehe Tabelle 3-11.

Anhangtabelle D-10: Produktionstechnische Kennzahlen der Marktfruchtbetriebe

Parameter	Einheit	GE1	GE2	GE3
Landwirtschaftlich genutzte Fläche	ha	173	204	4200
Ackerfläche	ha	173	194	2920
Grünlandfläche	ha	0	0	1230
Schlaggröße Ackerland	ha	4,2	9	10
Hof-Feld-Entfernung	km	3,5	2,5	10
Mechanisierungsstufe	kw	102	200	230
Vorherrschende Bodenart		L	IT	S
NO ₃ -Auswaschung am Standort	kg N·(ha·a) ⁻¹	0,87	0,93	0,75
Fruchtfolge		Ww, Wg, Wr,Zr, Leguminosen Grasgemenge	Zr, Wr, Ww, Wg, Erbse, Klee gras	Wrog, Wg, Wt, Sudangras, Körnermais, Son- nenblume, Wr, Corn-Cob- Mais, Silomais, Luzerne
Ertragsniveau	dt·ha ⁻¹	Winterweizen: 88,5	Winterweizen: 79	Kein Winterweizen, Winterroggen: 36
Niederschlag (Ø)	mm	839	693	586
Temperatur (Ø)	C°	10,3	8,7	9,3
Bodenpunkte		65–91	55–62	25–35
Atmosphärische N-Deposition	kg N · (ha·a) ⁻¹	20	20	25
Qualitätsziel Getreide		Backweizen und Futtergerste	Backweizen und Futtergerste	Futtergetreide

GE = Marktfruchtbetrieb