

2. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein



2. Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein

C. Henning² und F. Taube¹

unter Mitarbeit von

J. Hedtrich³, K.-U. Strelow², C. Kluß¹ und T. Reinsch¹

Dank für umfangreiche Datenbereitstellung gilt:

K. Cordsen⁵, P.Lausen⁴, S. Neumann⁶, F. Steinmann⁶, M. Trepel⁵

Fotos auf der Titelseite:

Dr. Frank Steinmann, Dr. Arne Poyda, Tobias Jürgens

Kiel, im November 2019

Im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur
und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein (MELUND)

¹ Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Abteilung Grünland und Futterbau/ Ökologischer Landbau, Christian-Albrechts-Universität, Hermann-Rodewald-Straße 9, 24118 Kiel

² U2B-Consulting GmbH, Lornsenplatz 6, 22767 Hamburg

³ Institut für Agrarökonomie, Abteilung Agrarpolitik, Christian-Albrechts-Universität, Wilhelm-Seelig-Platz 6/7, 24118 Kiel

⁴ Meldestelle Wirtschaftsdünger, Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Grüner Kamp 15-17, 24768 Rendsburg

⁵ Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung, Mercatorstraße 3, 24106 Kiel

⁶ Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

Kurzfassung

Nach 2015 haben die Autoren um die CAU-Professoren Henning und Taube nun im Auftrag des MELUND einen zweiten aktualisierten Nährstoffbericht für Schleswig-Holstein vorgelegt, der methodisch folgende Erweiterungen ausweist: Modellierung und Bewertung der Stickstoff- und Phosphatflüsse auf Basis einer modifizierten Flächenbilanzierung („Bodenbilanz“) und einer Brutto-Stoffstrombilanzierung (Stoffstrombilanz); ein erweiterter ‚bottom up‘- Ansatz mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell (ein regionalisiertes betriebstypenspezifisches LP-Modell) unter Berücksichtigung der Wahrscheinlichkeiten der von Landwirten unterstellten Nährstoffnutzungseffizienz aus der Gülle (hoch, mittel, niedrig) mittels Bayesianischer Schätzverfahren; eine Erweiterung der Datengrundlage durch Aggregation zweier mehrjähriger Datensätze (2007-2012 = Szenario ‚2010‘; 2013-2017 = Szenario ‚2015‘), die zusätzlich eine Trendanalyse hinsichtlich der Entwicklung der Nährstoffüberschüsse über die definierten Zeiträume ermöglicht. Daten für 2018 standen zwar zur Verfügung, wurden jedoch aufgrund der außergewöhnlichen Trockenperioden mit der Konsequenz regional deutlich reduzierter Erträge nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht berücksichtigt sind deshalb potentielle Effekte der DüV (2017), die für die Betriebe seit dem Düngejahr 2018 gilt.

Ebenfalls neu ist – motiviert durch die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung mit dem Ziel, die Nährstoffüberschüsse des Sektors von derzeit knapp + 100 kg/ha innerhalb der nächsten 10 Jahre (bis 2030) auf +70 kg N/ha zu reduzieren - die Modellierung plausibler Anpassungsstrategien und -kosten für die landwirtschaftlichen Unternehmen unter der Annahme der Restriktion erlaubter maximaler Stoffstromsalden im Rahmen einer für alle Betriebe verpflichtenden Stoffstrombilanz ab 2023 bis hin zu einer ‚Roadmap‘ zur Umsetzung des Reduktionsziels aus der Nachhaltigkeitsstrategie. Wir haben die Effekte von einer sehr moderaten Größenordnung (+120 kg N/ha) schrittweise bis auf ein Niveau von bis zu maximal +40 kg N/ha analysiert. Schließlich werden die Modellierungsergebnisse einer kritischen Plausibilitätsprüfung auf Basis vorliegender Daten insbesondere aus der Gewässerberatung unterzogen und es werden Empfehlungen an die politischen Entscheidungsträger im Land und im Bund ausgesprochen. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- 1. Nährstoffüberschüsse:** Die Nährstoffüberschussproblematik im Lande hat sich zwischen den Zeiträumen ‚2010‘ und ‚2015‘ nicht verbessert, im Gegenteil ist eher ein schwach gegenteiliger Trend insbesondere in den Landkreisen mit intensiver Tierhaltung erkennbar. Da die statischen Analysen eine nach wie vor eher niedrige Bewertung der Düngewirkung der Gülle seitens der Betriebe aufzeigen, ist von so modifizierten Flächenbilanzsalden von durchschnittlich +85 kg N/ha auszugehen, die zu Stoffstromsalden von +124 kg N/ha führen (+7 kg N/ha im Vergleich zu ‚2010‘). Die Situation für Phosphat ist ähnlich problematisch, teilweise sogar deshalb noch bedenklicher, weil die Zielrichtung der gesetzlichen Vorgaben (max. +10 kg Phosphatsaldo/ha bei gut versorgten Böden) unter der Kenntnis, dass gasförmige Verluste anders als bei Stickstoff keine Rolle spielen, nur in den Landkreisen eingehalten werden, die durch geringe Viehdichten geprägt sind. Im Durchschnitt des Landes werden die +10 kg Phosphatsaldo/ha nicht eingehalten. Es bleibt festzuhalten, dass die Vorgaben der DüV von 2007, die bis 2017 galt, bezüglich der Zielwerte der erlaubten Stickstoffüberschüsse (Nährstoffvergleich) im Durchschnitt der Betriebe nicht eingehalten wurden.
- 2. Mineräldüngereinsatz:** Nach unseren Analysen werden im Durchschnitt des Landes auf den landwirtschaftlichen Betrieben zwischen 148 (mittlere Bewertung der Nährstoffnutzungseffizienz aus der Gülle) und 158 kg N/ha (schlechte Bewertung der Nährstoffnutzungseffizienz aus der Gülle) eingesetzt. Der Mineräldüngereinsatz dürfte jedoch bei Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben der DüV (2007) und auf Basis realistischer Ertragserwartungen der Kulturarten auf den Feldern und vom Grünland ein Niveau von 100 kg N/ha nicht überschreiten. Die tatsächliche Überdüngung (bis 2017) beträgt somit eine Größenordnung von etwa 50 Prozent (148/100). Dies verdeutlicht, dass bei dem derzeitigen Umfang der Tierhaltung und entsprechendem Anfall an Gülle-

Nährstoffen die bei weitem nicht ausreichende Berücksichtigung der Nährstoffe aus der Gülle bei der Düngeplanung auf den Betrieben das zentrale Problem darstellt mit der Konsequenz eines viel zu hohen zusätzlichen Einsatzes an Mineraldünger insbesondere auf den Tierhaltungsbetrieben. Aber auch spezialisierte Ackerbaubetriebe, die Landkreise wie Ostholstein dominieren, tragen allein deshalb zu durchschnittlich zu hohen N-Salden im Lande bei, weil der mineralische N-Düngereinsatz auf den Betrieben auch dort tendenziell zu hoch ist.

3. **Gülleanfall:** Laut Statistikamt Nord beträgt der Anfall an Gülle aus der Tierhaltung und Gärresten aus den Biogasanlagen ein Volumen in der Größenordnung von 18 Millionen Kubikmetern (Tonnen) im Jahr. Diese Daten beruhen auf Befragungen landwirtschaftlicher Unternehmen, korrespondieren jedoch nicht mit realistisch kalkulierten Daten aus den N-Ausscheidungen der Tiere einerseits und den dokumentierten TS-Gehalten der Gülle auf den Betrieben andererseits. So ist tatsächlich davon auszugehen, dass der Gülle- und Gärrestanfall im Lande ein Volumen von etwa 25 Millionen Kubikmeter/Jahr ausmacht, mithin das tatsächliche Volumen des organischen Düngereinsatzes um mindestens 25% unterschätzt wird. Eine Umstellung des Gülleerfassungssystems, in der Weise, wie von uns vorgelegt, erscheint somit deutschlandweit geboten, um realistische Planungsdaten zu gewährleisten.
4. **Gülleverteilung im Lande:** Im Nährstoffbericht SH 2015 sind wir bei einer realistischen Einschätzung der verfügbaren Gülleapplikationsflächen im Lande (80% der jeweiligen landwirtschaftlichen Flächen eines Kreises) davon ausgegangen, dass mindestens 1 Million Tonnen Gülle/Gärreste netto (Saldo aus Zu- und Abfuhr) die Kreise mit intensiver Tierhaltung verlassen muss, um zu gewährleisten, dass die maximale Begrenzung der organischen N-Düngung von 170 kg N/ha/Jahr flächendeckend eingehalten wird. Die bisher vorliegenden Daten der Meldedatenbank für Wirtschaftsdünger-Abgaben in Schleswig-Holstein (Landwirtschaftskammer S-H) zeigen diese Transporte bei weitem nicht. Dies legt den Schluss nahe, dass die ‚170 kg-Regelung‘ vielfach nicht eingehalten wird.
5. **Validität der Daten:** Wie im 1. Nährstoffbericht SH 2015 wurden Betriebsdaten aus der Buchführung repräsentativer Betriebe als Basis für das *Smart-Farm-SH*-Modell genutzt und wie 2015 haben wir auch die Überprüfung der Modellierungsergebnisse an allen zur Verfügung stehenden Daten überprüft, wobei inzwischen insbesondere die hohe Zahl an Betriebsdaten aus der Gewässerberatung zur Verfügung stand. Unter Berücksichtigung dieser Daten kann von einer realistischen bis konservativen Schätzung der mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell geschätzten N-/P-Stoffströme ausgegangen werden. Dies wird in der Größenordnung bezüglich der Gewässerbelastungen auch durch Modellierungen des Forschungszentrums Jülich unterstrichen.
6. **Anpassung durch neue strategische Zielausrichtung:** Aus den vorgenannten Punkten resultiert, - vorbehaltlich der Einschränkung einer verwendeten Datengrundlage bis 2017, welche die Regelungen der noch aktuellen DüV (2017) noch nicht in ihrer Umsetzung berücksichtigt - dass zumindest bis zum Jahr 2017 davon auszugehen ist, dass ein sehr hoher Anpassungsbedarf besteht (ebenso wie in anderen Bundesländern mit ähnlicher Agrarstruktur), um die Ziele der EU-Nitratrichtlinie überzeugend zu erfüllen. Darüber hinaus ist nicht nur eine nachhaltige Düngegesetzgebung im Sinne einer Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie, die dem Ziel des Grundwasser-, Fließgewässer- und Oberflächengewässerschutzes dient, umzusetzen, sondern es ist auch die Zielerreichung für die EU-Wasserrahmenrichtlinie, die EU-Meeresstrategierichtlinie und die NEC/NERC-Richtlinie zu gewährleisten. Und schließlich beeinflusst die Düngegesetzgebung direkt Klimaschutz- und Biodiversitätsaspekte. Vor diesem Hintergrund ist eine Debatte um ‚rote‘ und ‚grüne‘ Gebiete auf der Grundlage einzelner oberflächennaher Grundwasser-Messwerte zu kurz gegriffen, da sowohl die Fließgewässerbelastung mit Stickstoff nahezu flächendeckend die Orientierungswerte überschreitet, ebenso wie die Phosphateinträge in komplementären Gebieten zur Grundwasserbelastung als kritisch einzuordnen sind. Da diese Belastungen direkt mit Nährstoffüberschüssen aus der Landwirtschaft assoziiert sind, ist es die zentrale Frage wie Nährstoffeinträge in alle Gewässer so weit reduziert werden können, dass nicht nur EU-rechtliche Vorgaben

uneingeschränkt erfüllt werden, sondern dem landwirtschaftlichen Sektor Planungsgrundlagen für eine ‚Roadmap nachhaltige Nährstoffströme 2030‘ angeboten werden. Die strategische Zielausrichtung muss also lauten: Stoffstromsalden für N und P im Lande umfänglich senken und dies möglichst effizient. Dies beinhaltet

- (i) die Identifikation langfristig vertretbarer maximaler Nährstoffbilanzsalden und
- (ii) eine *Roadmap* in welchem Zeitraum und welchen Schrittlängen diese implementiert werden.
- (iii) eine konsensfähige faire Aufteilung der Anpassungskosten auf gesellschaftliche Gruppen (Landwirte und Verbraucher).

- 7. Anpassung landwirtschaftlicher Unternehmen an ambitionierte Restriktionen der Stoffstrombilanzsalden:** Mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell ist es möglich, Anpassungsstrategien an zeitlich gestaffelte Restriktionen der Stoffstrombilanzsalden zu simulieren. Wird die Restriktion in einem ersten Schritt auf +120 kg N/ha Stoffstromsaldo (brutto) fixiert und unterstellt, dass die Landwirte darauf mit einer optimierten Gülledüngung (Szenario „N_{eff} hoch“) reagieren, dann führt dies bei der aktuellen Agrarstruktur zu einer Reduktion der Milchkühe und Mastschweine im Lande um maximal 5-23%, die Flächennutzung verändert sich kaum. Erst mit ansteigenden Restriktionen verändert sich die Flächennutzung vor allem das Grünland betreffend mit einer deutlichen Abnahme des Wirtschaftsgrünlands und Zunahme von ‚Naturschutzgrünland‘, das aufgrund des Dauergrünlanderhaltungsgesetzes nicht in Ackerland überführbar wäre und dann primäre Funktionen des Klima- und Artenschutzes erfüllen würde. Im Ackerbau wird erst bei deutlich ambitionierteren Saldo-Obergrenzen von maximal +40 kg N/ha nennenswert von den bisherigen Intensitäten abgewichen, wenn die zur Verfügung stehende Gülle effizient eingesetzt wird. In dem Fall würden insbesondere Weizen und Mais zu jeweils etwa 20% der Anbaufläche extensiv erzeugt, um Nährstoffüberhänge der Vorkultur so optimal zu verwerten und so den N-Saldo des Betriebes zu reduzieren. Diese Strategie führt in Marktfruchtregionen wie den Kreisen Ostholstein oder Herzogtum Lauenburg zu Anpassungskosten von weniger als 60 €/ha und im Durchschnitt des Landes zu 196 €/ha. Allerdings sind insbesondere vergleichsweise kleinere spezialisierte viehhaltende Betriebe deutlich stärker betroffen. Alle diese Kalkulationen sind vergleichsweise konservativ gerechnet, also erwartete maximale Kosten, die durch Innovationen wie auch einer effizienten agrarpolitischen Steuerung zum Beispiel mittels eines flexiblen Stickstoff-Permit-Systems deutlich geringer ausfallen können.
- 8. Einstieg in ein Permit-Modell und 120/120-Modell implementieren:** Die gezeigten Zusammenhänge, Anpassungsstrategien und -kosten zeigen, dass eine ambitionierte ‚Roadmap nachhaltige Stoffströme 2030‘ gemeinsam mit dem Sektor notwendig und machbar ist. Voraussetzung ist die umfassende transparente Bereitstellung der Buchführungsdaten der Betriebe zur Ableitung valider Stoffstrombilanzwerte. Liegen diese vor, kann als Einstieg das von Taube (2016) vorgestellte 120/120-Modell als Obergrenze genutzt werden, von dem aus dann sukzessive Anpassungen (zunehmende Restriktionen der erlaubten Maximalsalden) bis zum Zielwert 2030 fixiert werden. Alternativ dazu wird angeregt, ein Permit-System zu etablieren (Henning *et al.*, 2019), das es Landwirten erlaubt, innerhalb eines 120/120 Rahmens handelbare N-Überschussrechte zu kaufen und zu verkaufen und so ökonomisch-ökologisch effizienten Betrieben sogar zusätzliche Einkommen aus dem Verkauf von Rechten zu ermöglichen. Der Staat würde dann sukzessive bis 2030 den Umfang der Überschussrechte reduzieren, um gesetzte Nachhaltigkeitsziele zu erreichen. Die Etablierung eines entsprechenden Permit-Modells sollte in einem partizipativen (transdisziplinären) politischen Entscheidungsprozess erfolgen, in dem die Politik zusammen mit allen relevanten Stakeholdern und begleitet durch die Wissenschaft gemeinsam diese ‚Roadmap nachhaltige Stoffströme 2030‘ ausarbeitet. Sinnvoll erscheint dabei in jedem Fall ein sequentieller Ansatz, bei dem in einer ersten Pilotphase die Implementierung eines digitalen Permit-Handelssystems in der Praxis getestet wird.

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung und Ausgangssituation	6
1.1 Was hat sich seitdem an der Ausgangssituation verändert?	6
1.2 Basisdaten Landwirtschaft Schleswig-Holstein 2015-2017	14
1.3 Resultierende Gülle- und Gärrestmengen aus Tierhaltung und Biogaserzeugung	19
1.4 Abschätzung der mineralischen N-Düngung nach guter fachlicher Praxis in S-H	20
2. Modellierungsarbeiten	22
2.1 Ausgangssituation und Ziele	22
2.2 Vorgehensweise	23
3. Methodisches Vorgehen	24
3.1 Definition und Messung von Nährstoffbilanzsalden	24
3.2 Nährstoffbilanzen im Smart-Farm-SH-Modell	33
4. Empirische Analysen der Nährstoffflüsse in Schleswig-Holstein	35
4.1 Definition von Simulationsszenarien	35
4.2 Vergleich des Smart-Farm-SH-Modells mit alternativen Ansätzen von Bach und Taube	36
4.3 Stickstoffströme	42
4.4 Phosphorströme	47
5. Implikationen für die Agrar- und Umweltpolitik	51
5.1 Umweltwirkungen der identifizierten Stoffströme	51
5.2 Agrarpolitische Maßnahmen zur effizienten Reduktion der N- und P-Salden	51
5.3 Analyse der regionalen Stoffströme, der betrieblichen Anpassungsreaktionen und -kosten für alternative Restriktionen der Bruttostoffstrombilanz	53
6. Plausibilitätsanalyse und Bewertung der N- und P-Salden für den Gewässerschutz	59
6.1 Plausibilitätsanalyse	59
6.2 Bewertung der N- und P-Salden im Hinblick auf den Gewässerschutz	64
Zusammenfassung	69
Supplement	75
Anhang	97
Literaturverzeichnis	100

1. Veranlassung und Ausgangssituation

Im Jahr 2015 haben die Gruppen Taube/Henning der CAU Kiel den ersten Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein vorgelegt. Die Basisdaten für den damaligen Bericht bezogen sich auf das Wirtschaftsjahr 2009/2010, das hinsichtlich der Erträge der pflanzenbaulichen Kulturen als Durchschnittsjahr angesprochen werden konnte. Gleichwohl wurde schnell klar, dass für eine solide Abschätzung der Nährstoffflüsse in landwirtschaftlichen Produktionssystemen gleitende Mittelwerte über mehrere Jahre eine bessere Option darstellen, um die Situation auf den Betrieben verlässlich abzubilden. Zudem war es der Wunsch des Auftraggebers MELUND, mittels eines aktualisierten Datensatzes die Entwicklungen seit 2010 zu skizzieren und so unter anderem auch die langjährig etablierte Beratungstätigkeit im Rahmen der Umsetzungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie auf ihre Wirksamkeit hin zu überprüfen. Vor diesem Hintergrund wurde die Gruppe Henning/Taube beauftragt, einen 2. Nährstoffbericht für das Land Schleswig-Holstein zu erstellen.

Das Fazit des Nährstoffberichts 2015 lautete:

“Die Ergebnisse des Nährstoffberichts 2015 zeigen auf, dass ein erheblicher Anteil der landwirtschaftlichen Betriebe die Regeln der guten fachlichen Praxis nicht einhält und somit akuter Handlungsbedarf in weiten Teilen der landwirtschaftlichen Praxis besteht, um die derzeitigen – vielmehr aber noch die zukünftigen – Vorgaben der Düngegesetzgebung und Umweltschutzziele überzeugend zu erfüllen. Solange diese enge Beziehung zwischen hohen N-Überschüssen auf den Betrieben und hohen Nitratwerten in den Gewässern anhält, wird der Druck auf den Agrarsektor und auf die Düngegesetzgebung in Deutschland nicht nur bestehen bleiben, sondern weiter steigen.”

1.1 Was hat sich seitdem an der Ausgangssituation verändert?

Zunächst wurden zwischenzeitlich im Jahr 2018 aktualisierte Nährstoffberichte für die Jahre 2015/16 in den Bundesländern Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen vorgelegt, die keine wesentlichen Veränderungen in den Stickstoffüberschussregionen dieser Bundesländer zeigten, tendenziell sogar eine Zunahme des Anfalls organischer Dünger (NRW). Und auch an der umfänglichen Ausgangssituation hat sich wenig zum Guten verändert, ganz im Gegenteil: die Klage der EU gegen Deutschland wegen nicht ausreichender Umsetzung der Nitratrichtlinie mündete im Januar 2019 in der Zusage Deutschlands, die im Juni 2017 in Kraft getretene Novellierung der DüV erneut zu überarbeiten und insbesondere in den §13-Gebieten der EU-WRRRL im Hinblick auf die Düngeplanung deutlich zu verschärfen. Damit folgt die europäische und deutsche Umwelt- und Düngegesetzgebung (EU-Nitratrichtlinie, EU-Wasserrahmenrichtlinie, EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Düngeverordnung) dem seit mehr als 20 Jahren hinterlegten übergeordneten Ziel, die Umweltbelastungen durch Nährstoffüberschüsse bei gleichzeitig hohem landwirtschaftlichem Produktionsniveau zu reduzieren. Zentraler Ansatzpunkt der europäischen Umweltgesetzgebung, die auch in Deutschland umgesetzt ist, ist die Verbesserung der Wasserqualität im Grundwasser, in Fließgewässern, Seen und den Meeren.

Darüber hinaus hat sich Deutschland zwischenzeitlich (BMU, 2016) im Rahmen des Klimaschutzplans 2050 dahingehend festgelegt, die Emission von Treibhausgasen bis zum Jahr 2050 um 80-95% im Vergleich zu 1990 zu reduzieren, wobei die Landwirtschaft zwischen 1990 und 2030 einen Reduktionsbeitrag von 31-34% leisten soll. Diese Ziele adressieren, insbesondere die Lachgasemissionen aus

Böden betreffend, direkt die landwirtschaftliche Düngungspraxis. Bisher (bis 2015) liegt der Sektor deutschlandweit im Plan (-17,8 %), Schleswig-Holstein weist dem gegenüber bisher eine Reduktion von 9,8% auf, wobei die Emissionen in Verbindung mit Stickstoff (Di-Stickstoffoxid) seit 1990 im Lande konstant geblieben sind.

Nach Inkrafttreten der EU-Nitratrichtlinie im Jahr 1991, die in Deutschland durch die Düngeverordnung umgesetzt wird, war zunächst bundesweit über etwa ein Jahrzehnt hinweg ein deutlich abnehmender Trend der Nährstoffbelastungen in allen relevanten Gewässerkategorien zu beobachten. Danach verlangsamte sich diese Abnahme deutlich. Zusätzlich zeigt der Nitratbericht des BMU/BMELV aus dem Jahr 2012 (Nitratbericht Deutschland, 2012) im Vergleich zum vorherigen Bewertungszeitraum eine deutlicher werdende regionale Differenzierung. Im Beobachtungszeitraum 2008-2010 sinken die Konzentrationen überdurchschnittlich überwiegend in Ackerbauregionen, während sie in Gemüseanbauregionen und unter den Sanderflächen der norddeutschen Tiefebene, die durch Tierhaltung und Biogaserzeugung geprägt sind, zum Teil deutlich ansteigen. Der Nitratbericht Deutschland (2016) bezieht eine wesentlich breitere Datenbasis über zusätzliche Messstellen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ein. Die Ausweitung des Nitratmessnetzes in Deutschland in den Jahren zwischen 2012 und 2014 war notwendig geworden, weil das ursprüngliche Messnetz nicht mehr ausreichend repräsentative Daten für die landwirtschaftlich belasteten Gebiete bereitzustellen schien. Von den ursprünglich 186 konsistenten Meßstellen (was für Deutschland schon vergleichsweise wenig war), wären für den Bericht 2016 nur noch 161 verfügbar gewesen. Aufgrund dieser geringen Anzahl, aber auch aufgrund des fachlich nicht zulässigen Vergleichs dieses Messstellennetzes seitens der Kommission mit ganz anders konfigurierten Messnetzen anderer Mitgliedsstaaten, wurde der Beschluss gefasst, das Meßnetz zum einen deutlich zu vergrößern (auf knapp 700 Meßstellen) und zum anderen weg von einem Belastungsnetz hin zu einem repräsentativen Netz umzubauen. Gleichwohl bestätigen die nun umfänglicheren Daten über die Grundwasserbeschaffenheit die Situation des vorherigen Nitratberichts. Etwa 28% der oberflächennahen Meßstellen überschreiten den Grenzwert von 50 mg Nitrat/l und knapp die Hälfte aller Messstellen weist Werte von unter 25 mg Nitrat/l auf, also dem Niveau, das bis in die 1970er Jahre unter landwirtschaftlichen Nutzflächen die Norm darstellte. Die Abbildung 1.1 zeigt die Grundwasserkörper in Deutschland für 2010 und 2016, die einen schlechten chemischen Zustand aufgrund überhöhter Nitratgehalte (> 50 mg/l) nach der Bewertung der EU-WRRL aufweisen.

Die im Jahr 2000 verabschiedete EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000) zielte darauf ab, bis zum Jahr 2015 einen guten chemischen und ökologischen Zustand der Gewässer zu gewährleisten. Nach Abschluss der ersten Monitoring-Phase hat das Land Schleswig-Holstein die Grundwasserkörper ausgewiesen, die einen schlechten Zustand gemäß WRRL ausweisen und in diesen Regionen zusätzliche Wasserschutzberatungsangebote und Pilotmaßnahmen etabliert (Abbildung 1.2).

Die Daten aus diesen Beratungsaktivitäten und damit verbundenen Pilotprojekten stellen seit 2008 eine wichtige Quelle für die Abschätzung der Nährstoffsituation im Lande dar. Dieses zwar mit der Einschränkung, dass weder der Landschaftsraum Marsch noch das östliche Hügelland damit repräsentativ abgedeckt sind, aber mit den nun über 10 Jahre vorliegenden Informationen, ob und wie landwirtschaftliche Unternehmen unterschiedlicher Spezialisierung ihre Düngungsmuster über die Zeit beibehalten bzw. verändert haben. Wir werden auf diese Daten später bezüglich der Einordnung der von uns abgeleiteten Nährstoffsalden eingehen.

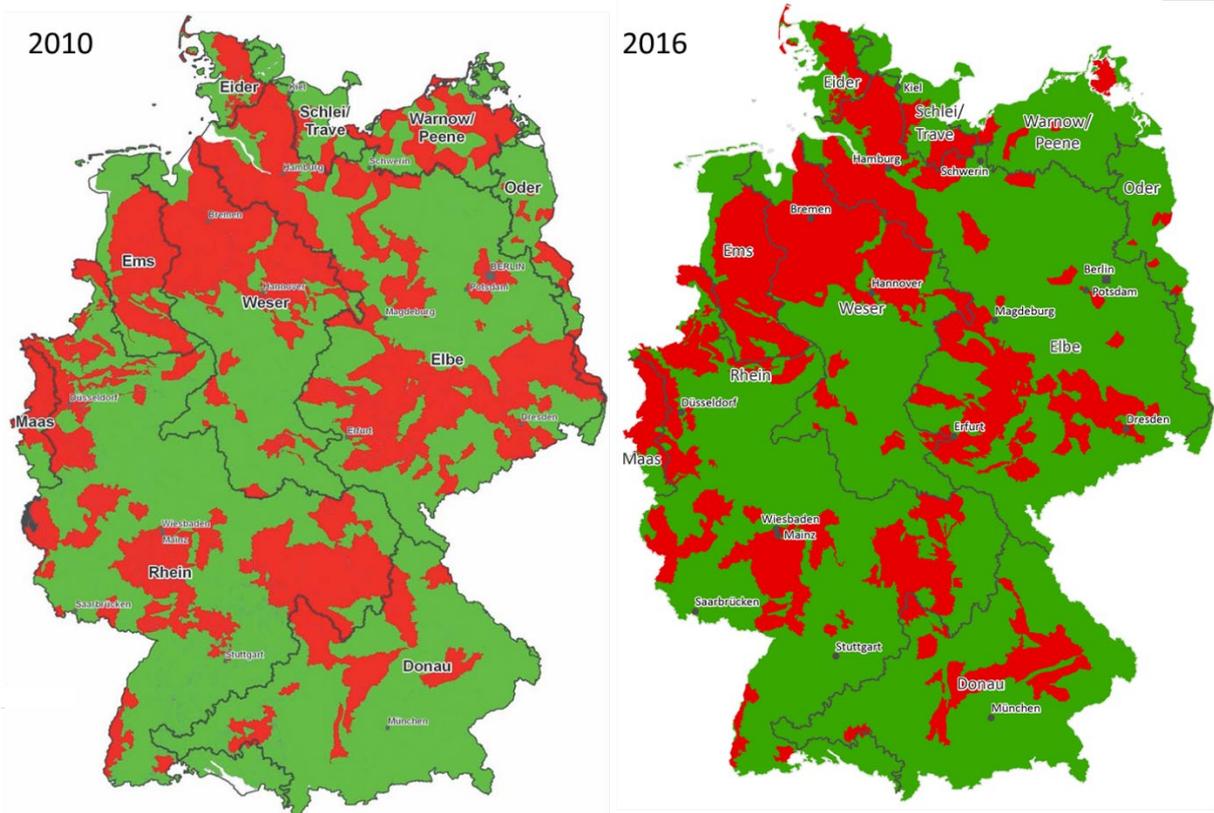


Abbildung 1.1: Grundwasserkörper in Deutschland, die einen schlechten chemischen Zustand aufgrund überhöhter Nitratgehalte (> 50 mg/l) nach der Bewertung der EU-WRRL aufweisen (UBA, 2019)

Nitratgehalte der Grundwassermessstellen des chemischen Monitorings

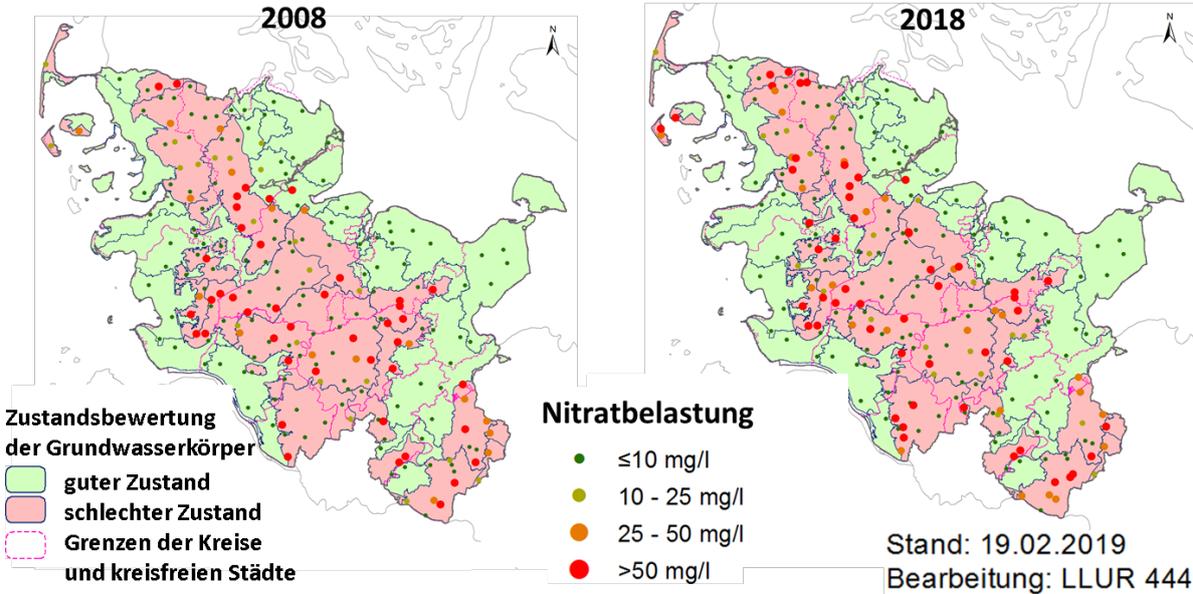


Abbildung 1.2: Zustandsbewertung der Grundwasserkörper in Schleswig-Holstein inklusive der Darstellung der mittleren Nitratbelastung an Messstellen des chemischen Monitorings (Steinmann, 2019)

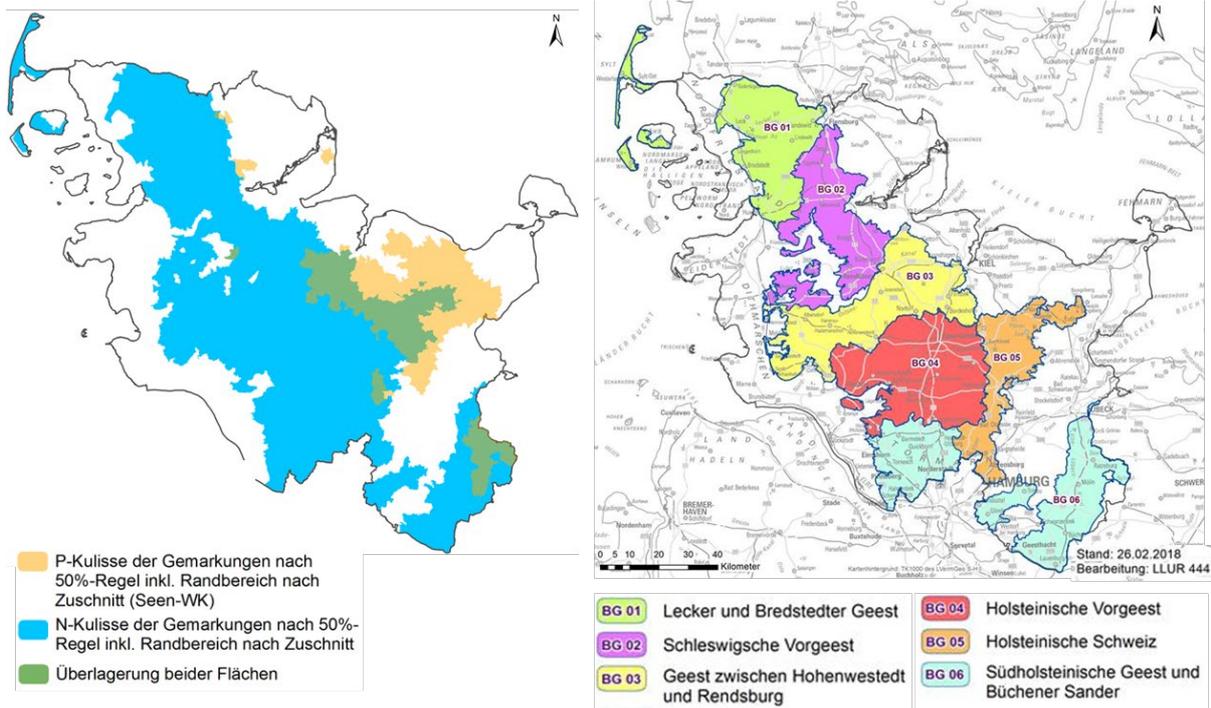


Abbildung 1.3: § 13 DüV – Nitrat- und Phosphatkulissen. Übersichtskarte der Beratungsgebiete. Gebiete der Gewässerschutzberatung in Schleswig-Holstein (MELUND, 2018)

Ein zentrales Element der WRRL ist das so genannte „Verschlechterungsverbot“. Dies bedeutet, dass die Qualität der untersuchten Wasserkörper über die Zeit keine Verschlechterung aufweisen darf. Die Abbildung 1.4 gibt die Entwicklung der Nitratkonzentrationen in den oberflächennahen Grundwasserkörpern des operativen Messnetzes zur Umsetzung der WRRL in Schleswig-Holstein wieder. Dabei fällt auf, dass seit 2005 weder eine nachhaltige Verbesserung noch eine Verschlechterung der Situation zu beobachten ist. Das operative Messnetz zur Umsetzung der WRRL ist nur eines von drei Messnetzen in Schleswig-Holstein zur dynamischen Erfassung der Gewässerbelastung. Auch die anderen beiden Messnetze (40 Messstellen zur Umsetzung der Nitratrichtlinie und 53 Messstellen zur Meldung an die Europäische Umweltagentur EUA) weisen gleichbleibend hohe Werte für Nitrat im oberflächennahen Grundwasser aus (Steinmann, 2016).

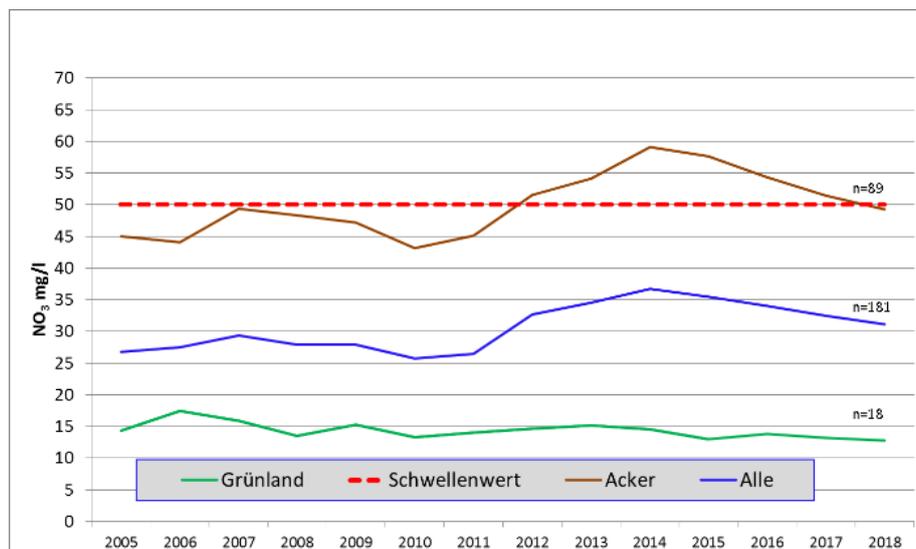


Abbildung 1.4: Entwicklung der Nitratkonzentrationen an den Messstellen des operativen Messnetzes zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Schleswig-Holstein (Steinmann, 2019)

Aus den vorliegenden Befunden ist abzuleiten, dass sich die Gesamtsituation für den Bereich des Grundwasserschutzes in Schleswig-Holstein im letzten Jahrzehnt, insbesondere jedoch auch seit 2010, dem Bezugsjahr des letzten Nährstoffberichts, nicht wesentlich verändert hat. Dieses Problem betrifft vornehmlich die Bereiche der Vorgeest und der hohen Geest. Gleichwohl ist die Gewässerproblematik auch im Bereich der Ackerbauregionen des östlichen Hügellandes evident. Allerdings noch nicht für den Bereich des Grundwassers, da dort ausgeprägte Deckschichten mit hohen Denitrifikationspotentialen im Unterboden die Reduktion von Nitrat vor Übertritt in den Grundwasserkörper befördern, sondern im Bereich der Fließgewässer, die maßgeblich durch Wasser aus landwirtschaftlichen Dränagen gespeist werden ebenso wie für den Bereich der Ostsee. Da die EU-Nitratrichtlinie grundsätzlich die durch Landwirtschaft verursachte Verunreinigung von Gewässern – somit auch die von Fließgewässern – adressiert und darüber hinaus Orientierungswerte zum Schutz der Meere gelten, sind diese Daten von Relevanz. Der größte Anteil der Fließgewässer im östlichen Hügelland ist in einem schlechten ökologischen Zustand (MELUND, 2019; UBA, 2019) und auch die Messstellen der Ostsee vor der schleswig-holsteinischen Küste weisen für die entsprechenden Wasserkörper durchweg einen mäßigen bis nicht befriedigenden Zustand auf (Nitratbericht Deutschland, 2016). Neben dem Nitrat ist dafür in diesen Regionen des Landes die Phosphatbelastung als zentrale Ursache zu nennen, die inzwischen zur Ausweisung entsprechender §13-Gebiete geführt hat (siehe Abbildung 1.3). Da das Dränwasser aus landwirtschaftlichen Flächen in Schleswig-Holstein etwa zu gleichen Teilen in Nordsee, Ostsee und Elbe abfließt, sind auch die Belastungswerte in der Deutschen Bucht relevant. Auch dort ist kein positiver Trend in den S-H –Küstengewässern zu erkennen, vielmehr weisen die Messstationen im Mündungsgebiet der Eider durchgängig höchste Nitratwerte im Vergleich der insgesamt 24 Messstellen der Deutschen Bucht aus (Nitratbericht der Bundesregierung, 2016).

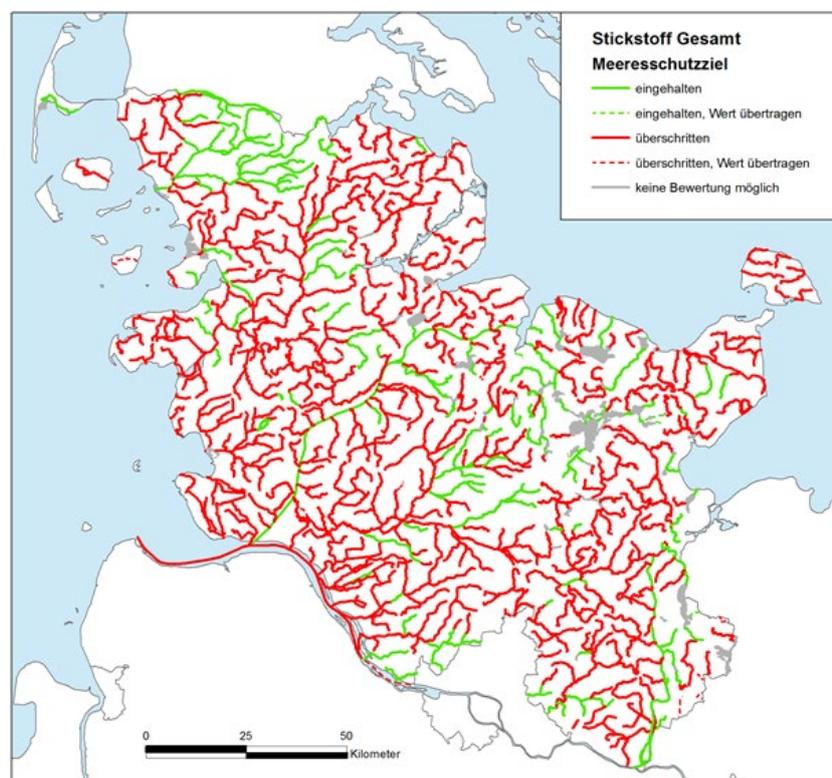
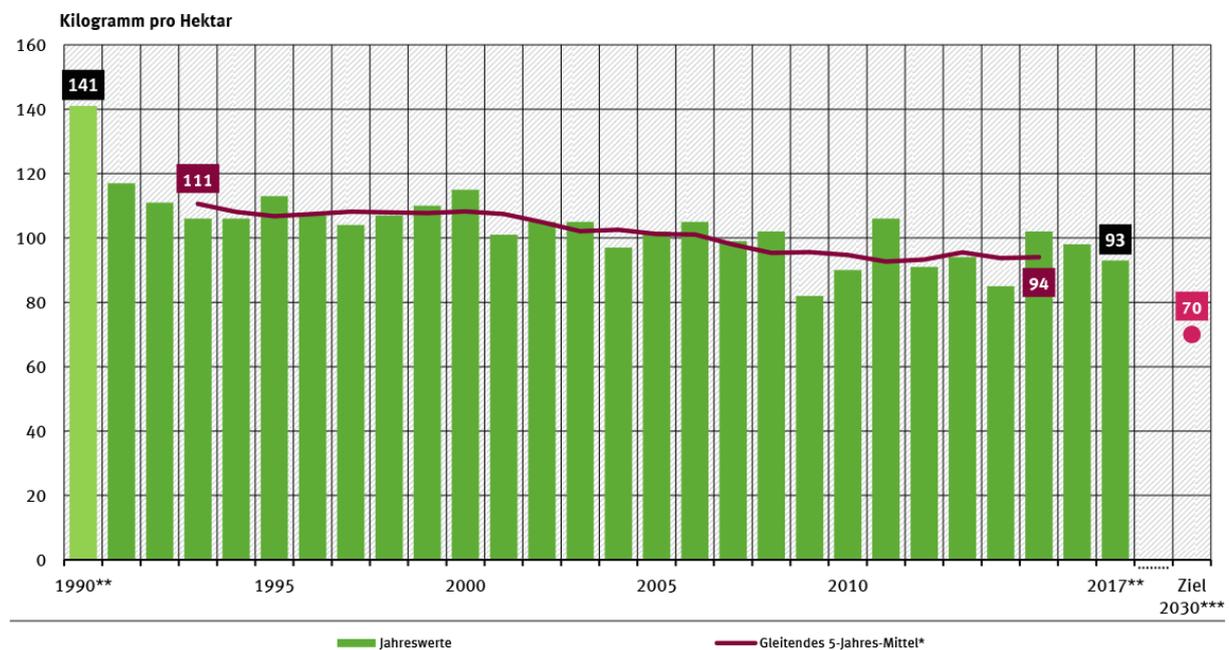


Abbildung 1.5: Einhaltung bzw. Überschreitung der Zielvorgaben des Meeresschutzes für Gesamtstickstoff (Stand September 2017; Bewertung nach OGewV 2016; Dicke Linien: Beurteilung anhand von Messwerten im Wasserkörper; gestrichelte Linien: Beurteilung übertragen). (MELUND, 2019)

Um den Beitrag der Landwirtschaft zu negativen Umweltwirkungen quantitativ und regional einordnen zu können, wird in der Regel die Nährstoffbilanzierung herangezogen. Vorausgesetzt, die regionalen landwirtschaftlichen Produktionssysteme befinden sich bezüglich der Nährstoffspeicherungspotentiale im Boden in einer „steady-state“ Situation, also einer dynamischen Gleichgewichtssituation, kann davon ausgegangen werden, dass Nährstoffüberschüsse weitestgehend in andere Umweltkompartimente verfrachtet werden. Eigene Messungen auf intensiv bewirtschafteten Futterbaustandorten der schleswig-holsteinischen Vorgeest zeigen, dass sich positive N-Bilanzsalden ab einer gewissen Größenordnung quantitativ zu mehr als 80% über die Verlustpfade Sickerwasser (Nitrat, Ammonium, gelöster organischer Stickstoff), Ammoniak-, Lachgas- und N₂-Emissionen wiederfinden lassen (Rotz *et al.*, 2005). Die Synergieeffekte reduzierter N- und P-Überschüsse nicht nur für den Gewässerschutz, sondern auch für Aspekte des Klimaschutzes, der Luftreinhaltung und der Biodiversität werden in Supplement B hergeleitet. Unklar ist die Situation bezüglich weiterer C/N-Speicherpotentiale im Oberboden auf den Ackerbaustandorten im Hügelland und in der Marsch, also insbesondere auf Standorten mit hohen Tongehalten, da diesbezüglich keine längeren Zeitreihenmessungen in Abhängigkeit der historischen Nutzung für Schleswig-Holstein vorliegen. Abbildung 1.6 zeigt die Entwicklung der nationalen Stickstoffsalden Deutschlands seit 1990. Die Entwicklung der N-Salden über die Zeit bestätigt die zeitliche Entwicklung der Nitratproblematik im Grundwasser. Deutliche Abnahme der N-Salden im Jahrzehnt nach der Wiedervereinigung und Stagnation auf einem Niveau von etwa +100kg/ha seit 2001.

Saldo der landwirtschaftlichen Stickstoff-Gesamtbilanz in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche*



* jährlicher Überschuss bezogen auf das mittlere Jahr des 5-Jahres-Zeitraums

** 1990: Daten zum Teil unsicher, nur eingeschränkt vergleichbar mit Folgejahren, 2017: vorläufige Daten

*** Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung, bezogen auf das 5-Jahres-Mittel, d. h. auf den Zeitraum 2028 - 2032

Quelle: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) 2019, Statistischer Monatsbericht Kap. A Nährstoffbilanzen und Düngemittel, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2017 (MBT-0111260-0000)

Abbildung 1.6: Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft Deutschlands in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (UBA, 2019)

Dieses Kontinuum der hohen N-Salden von knapp 100kg N/ha/Jahr (entsprechend jährlich knapp 1,7 Mio. Tonnen Stickstoffüberschuss der Landwirtschaft in Deutschland) seit etwa 15 Jahren wird auch durch die Daten des Mineraldüngereinsatzes in Deutschland bestätigt, die ebenfalls seit 20 Jahren mit geringen Abweichungen zwischen den Jahren bei ca. 100 kg N/ha/Jahr liegen. Dabei wird

deutlich, dass die eingesetzte N-Mineraldüngermenge in Deutschland mehr oder weniger der Größenordnung der N-Überschüsse entspricht. Wie die Preisentwicklungen für Düngemittel seit der Jahrtausendwende zeigen, ist der N-Düngereinsatz der deutschen Landwirtschaft zudem wenig preiselastisch, denn selbst Preissteigerungen um mehr als 100% resultieren kaum in entsprechend nachhaltigen Anpassungen des mineralischen N-Düngereinsatzes. Zwar führte der abrupte Anstieg der Düngerpreise im Rahmen der Finanzkrise 2008 zu einer kurzfristigen Reduktion des N-Einsatzes um etwa 10%, danach pendelte sich jedoch das alte Niveau wieder ein (Abbildung 1.7). Aktuell sind Prognosen darüber, ob der reduzierte Düngemittelabsatz 2018/19 aufgrund der Trockenheit 2018 den Beginn eines abnehmenden Trends darstellt, verfrüht.

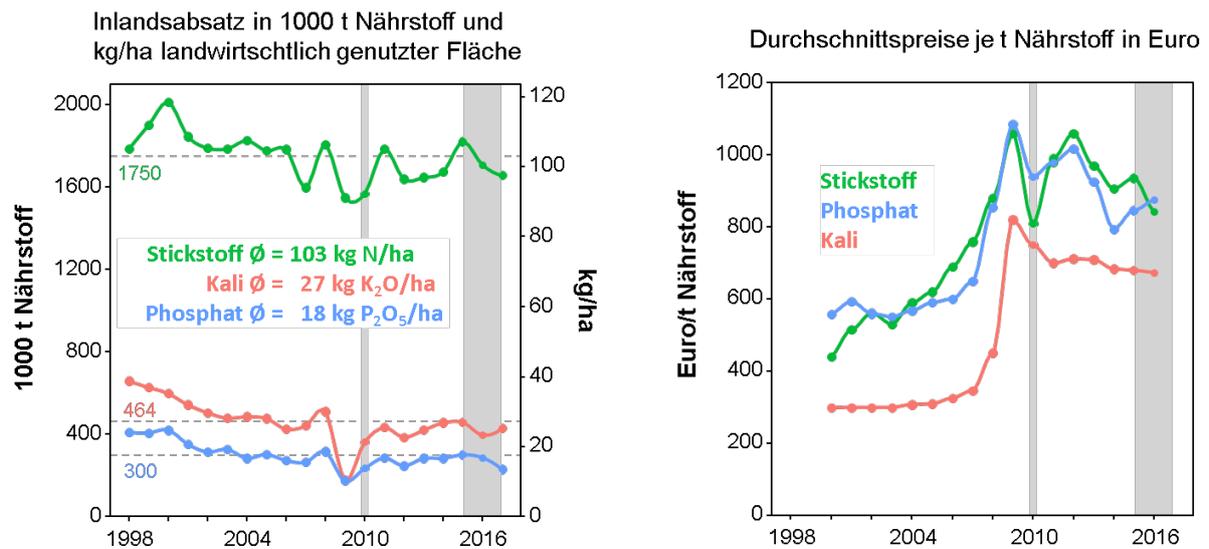


Abbildung 1.7: Inlandsabsatz und Preise von Düngemitteln in Deutschland (1998 – 2017) (Statistisches Bundesamt, 2019)

Über welche Verlustpfade Nährstoffüberschüsse in andere Umweltkompartimente verfrachtet werden, hängt wesentlich von den regionalen Standort- und Klimaverhältnissen ab. Schleswig-Holstein ist durch vergleichsweise hohe Grundwasserneubildungsraten bzw. Sickerwassermengen im Winterhalbjahr gekennzeichnet, die innerhalb des Bundeslandes und von Jahr zu Jahr erheblich variieren (150 – 350 mm). Dieser Umstand führt dazu, dass die Verfrachtung von Stickstoffverbindungen über den Pfad Sickerwasser eine zentrale Verlustquelle für Stickstoffüberschüsse im Lande darstellt. Empirisch kann abgeleitet werden, dass sowohl unter ackerbaulicher Nutzung als auch unter Grünlandnutzung aufgrund dieser klimatischen Gegebenheiten eine vergleichsweise enge Beziehung zwischen dem Nährstoffüberschuss auf der Fläche und den N-Frachten über das Sickerwasser besteht. Die Abbildung 1.8 zeigt diesen Sachverhalt für zwei langjährige Versuchsserien auf Basis mineralischer Düngung zum einen im östlichen Hügelland mit der Fruchtfolge Raps-Winterweizen-Wintergerste (Abbildung 1.8a) nach Sieling und Kage (2006) und zum anderen auf der Vorgeest für Maisselbstfolgen (Abbildung 1.8b) nach Wachendorf *et al.* (2006).

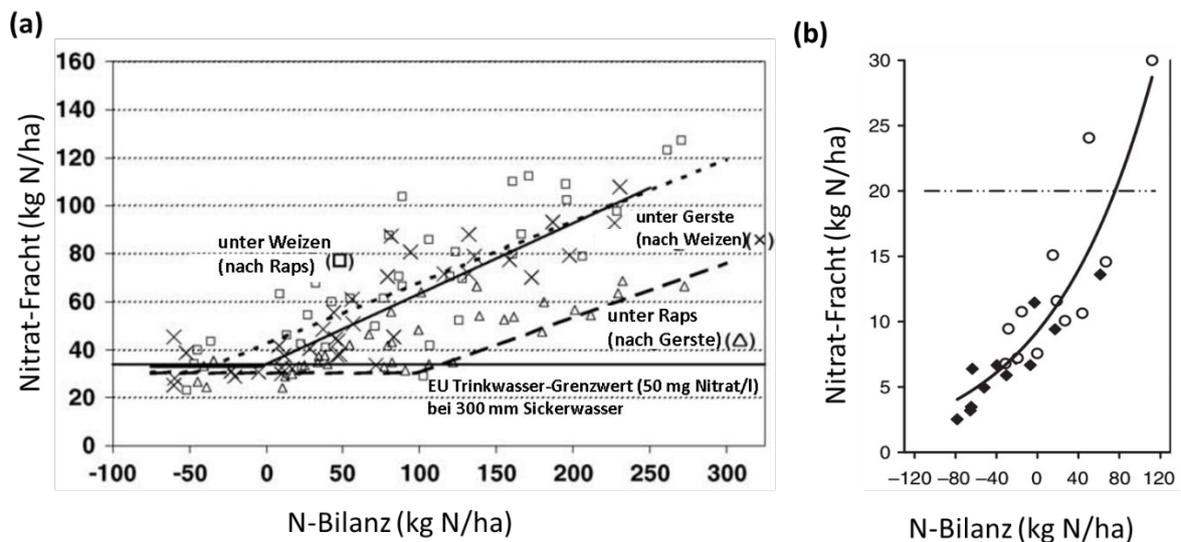


Abbildung 1.8: Beziehung zwischen N-Bilanz und N-Auswaschung (kg N/ha) bei (a) Fruchtfolge Raps Winterweizen Wintergerste (Sieling und Kage, 2006) und (b) Maiselbstfolge (Wachendorf *et al.*, 2006)

Die Ergebnisse zeigen jeweils, dass im Bereich positiver N-Salden etwa 50% des Überschusses im Sickerwasser wiedergefunden werden und positive N-Salden jenseits von +30 bis +50kg/ha in der Regel durchgängig mit Nitratkonzentrationen im Sickerwasser oberhalb des EU-Trinkwassergrenzwertes assoziiert sind. Diese Befunde zeigen bezüglich des Grundwasserschutzes, dass vor allem die unterschiedlichen Nitratreduktionspotentiale im Unterboden den Unterschied ausmachen, da die Nitratkonzentrationen an der Saugkerze unterhalb des durchwurzelten Bodenhorizontes in den verschiedenen Naturräumen sehr ähnlich sein können. Beispielsweise sind am Maisstandort aus Abbildung 1.8b (Bad Bramstedt) die Ziele des WRRL für den Grundwasserschutz nicht erfüllt. Der Standort 1.8a (Achterwehr) erfüllt dagegen derzeit diese Ziele, da er aufgrund von Deckschichten im Unterboden nördlich des Bahndamms knapp außerhalb der Gebietskulisse liegt, obwohl die N-Frachten unterhalb der Wurzelzone (und damit die relevanten Frachten für den Dränabfluss) bei einzelnen Kulturen ein höheres Niveau erzielen können als am Standort Bad Bramstedt. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass (i) die Nitratreduktionspotentiale im Unterboden endlich sind und (ii) Nitratreduktionspotentiale ein „*pollution swapping*“ induzieren können, also zwar eine Verringerung der Grundwasserbelastung mit Nitrat, jedoch stattdessen (a) eine Fließgewässer- und Meeresbelastung über Dränabflüsse und (b) eine zusätzliche Klimabelastung mit der teilweisen Umwandlung des Nitrats unter reduzierenden Bedingungen zum Treibhausgas Lachgas (N_2O). So bleibt festzuhalten, dass unter den schleswig-holsteinischen Klimabedingungen und typischen Produktionsintensitäten etwa 50% des Stickstoffüberschusses einer Flächenbilanz dem Verlustpfad N-Auswaschung über Sickerwasser zuzuordnen sind. Untersuchungen von van Groenigen *et al.* (2010) bestätigen, dass auch die Emissionen des wichtigen Spurengases N_2O exponentiell mit einer zunehmend positiven N-Bilanz ansteigen und somit neben dem Grundwasserschutz die Ziele des Klimaschutzes bei einem schlechten N-Management verfehlt werden.

Werden die Erkenntnisse (Publikationen) bezüglich der spezifischen Relevanz der verschiedenen Stickstoffverlustpfade für Schleswig-Holstein zusammengetragen, so sind die in Tabelle 1.1 dargestellten Größenordnungen mit gewisser standörtlicher Variation als plausibel einzuordnen.

Tabelle 1.1: (Verlust-) Pfade der Stickstoffüberschüsse (Größenordnung in %) aus der Landwirtschaft in Schleswig-Holstein (Taube, 2016) – direkt ungünstig wirksame Emissionen in der Umwelt in Rot. Kalkulation aus verschiedenen Literaturquellen (die einzelnen Verlustpfade unterliegen großer standörtlicher Variation und Unsicherheiten) Literatur u.a.: (Wachendorf *et al.*, 2004; Lampe *et al.*, 2006; Rotz *et al.*, 2005; Kelm *et al.*, 2007; Svoboda *et al.*, 2013; Dittert *et al.*, 2005; Poyda *et al.*, 2016; Quakernack *et al.*, 2012)

N-Überschuss (kg/ha)	+ 100
N-Verlust Sickerwasser (NO₃, NH₄, DON)	-37
N-Verlust über Ammoniakemissionen (NH₃)	-30
N-Verlust über Lachgas (N₂O) bzw. NO_x	-8
N-Verluste über Denitrifikation zu N₂	-20
N-Speicherung Böden netto	+5
Saldo	0

Die aufgeführten Zusammenhänge insbesondere zwischen Stickstoffsaldo und Umwelteffekten machen die Bereitstellung von Daten zur regional differenzierten Abschätzung der Umweltbelastungspotentiale durch Nährstoffeinträge notwendig. Entsprechend haben verschiedene andere Bundesländer wie Niedersachsen (Nährstoffbericht NDS, 2013, 2018) und Nordrhein-Westfalen (Nährstoffbericht NRW, 2014, 2018) Nährstoffberichte vorgelegt. Diese konzentrierten sich zunächst primär auf den regionalen Anfall organischer Stickstoffdünger. Um die tatsächlich für die Bereiche Wasser- und Klimaschutz relevanten Belastungspotentiale für die Umwelteinordnen zu können, ist jedoch die Abschätzung der absoluten Nährstoffüberschüsse auf regionaler Ebene ebenso notwendig wie die Ableitung der Beziehungen zwischen Nährstoffsaldo und spezifischen Umweltwirkungen. Die Landwirtschaftskammer NRW hat gemeinsam mit dem Thünen-Institut 2018 entsprechende regionalisierte Nährstoffbilanzen für NRW nach DüV 2017 vorgelegt, die im Durchschnitt eine deutliche Überschreitung der zulässigen N-Salden von 60 kg N/ha dokumentieren.

1.2 Basisdaten Landwirtschaft Schleswig-Holstein 2015-2017

Die Landesregierung und auch der Bauernverband Schleswig-Holstein haben auf die Nährstoffüberschussproblematik im Lande, wie sie mit dem Nährstoffbericht 2015 dargelegt wurde, reagiert. Über die Einrichtung einer Gewässerschutzallianz, Runder Tische und Güllebörsen sowie Informationsveranstaltungen wird versucht, insbesondere die nach DüV 2017 anzusetzenden Mindest-Transportmengen von konservativ geschätzt gut einer Million Tonnen an Gülle und Gärresten aus den Gebieten der intensiven Tierhaltung (zumeist auch §13-Gebiete) heraus in Landkreise mit weniger Tierhaltung zu organisieren. Über den Erfolg dieser Maßnahmen können bisher noch keine abschließenden Aussagen getroffen werden. Im Durchschnitt der Jahre 2015 bis 2017 werden laut Landwirtschaftskammer S-H ohne eindeutigen zeitlichen Trend Abgabemengen von knapp 8 Mio. Tonnen angegeben, von denen jedoch nur ein einstelliger Prozentsatz die Landkreisgrenze überschritten hat. Es deutet damit zum jetzigen Zeitpunkt einiges darauf hin, dass die Größenordnung der Gülleexporte aus den kritischen Regionen heraus bis einschließlich 2017 weit unter den oben genannten notwendigen Zielmengen liegen dürfte und damit auch in den später in diesem Bericht Modellierten N-Überschüssen der Landkreise keine nennenswerte Rolle spielt.

Im Detail stellen sich die Wirtschaftsdüngerverbringungen im Lande laut Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein wie folgt dar:

Melddatenbank für Wirtschaftsdünger-Abgaben in Schleswig-Holstein

Peter Lausen und Carina Wilken, Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein

Um Wirtschaftsdüngerströme in Schleswig-Holstein und die Veränderungen auf landwirtschaftlichen Betrieben und bei Biogasanlagen hinsichtlich des Abgabe- und Lieferverhaltens besser abbilden und überprüfen zu können, hat das Land Schleswig-Holstein 2015 auf Basis der WDüngV die WDüngMeld-PfLV_SH erlassen. Aufgrund dessen hat die Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein als zuständige Stelle die Erstellung eines Online Meldeprogramms für Wirtschaftsdünger an die Geo-Informationsdienst GmbH (GID) in Göttingen in Auftrag gegeben.

Zur Meldung der Abgabe von Wirtschaftsdünger sind alle Betriebe verpflichtet, die im Kalenderjahr mehr als 200 t Wirtschaftsdünger an andere Verfügungsberechtigte abgegeben haben. Daher werden Wirtschaftsdüngerabgaben von weniger als 200 t/Jahr kaum gemeldet. Gegenstand der Meldung sind u.a. die Menge in Tonnen, die Wirtschaftsdüngerart und dessen Zusammensetzung sowie die Betriebsart, der Lieferzeitraum der Abgeber und der Aufnehmer. Auf Basis dieser Angaben wird Lieferschein über die Wirtschaftsdüngermeldung gemäß WDüngV generiert. Die Meldung über die Aufnahme von Wirtschaftsdünger ist nicht verpflichtend, kann aber auf freiwilliger Basis getätigt werden.

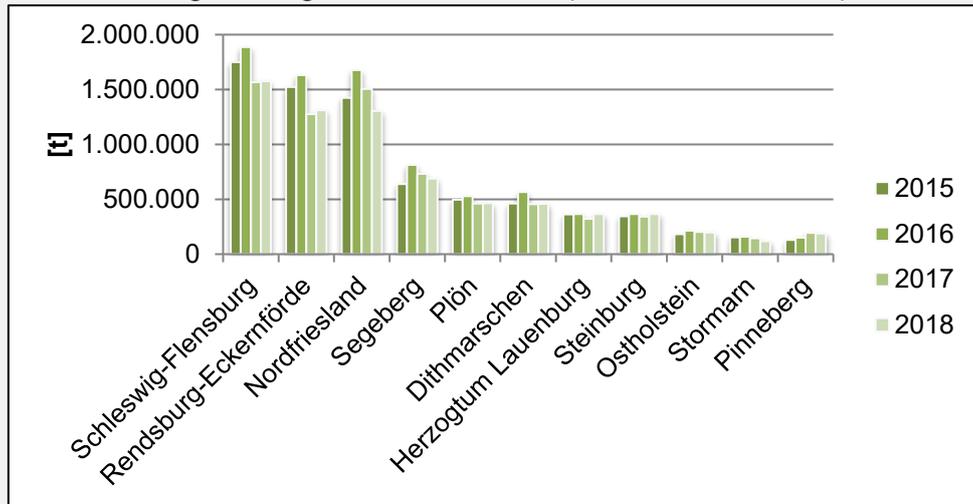
Melddaten liegen in Schleswig-Holstein seit dem Jahr 2015 vor. Gegenüber dem steigenden Trend der abgegebenen Wirtschaftsdüngermengen in 2015 und 2016 ist in den Folgejahren 2017 und 2018 ein Rückgang zu verzeichnen. Diese kann unter anderem auf eine Neuregelung auf Landesebene zurückgeführt werden, die besagt, dass eine Meldepflicht für Betriebe, die exakt demselben Verfügungsberechtigten gehören auch bei steuerlicher Trennung nicht mehr erforderlich ist, was insbesondere auf Hofbiogasanlagen zutrifft. Mit der geringeren Zahl meldepflichtiger Betriebe sind auch die Meldemengen gesunken.

Übersicht 1: Rahmendaten der Abgabemeldungen in Schleswig-Holstein nach Jahren

Meldejahr:	2015	2016	2017	2018
Meldungen insgesamt	8.173	10.329	9.616	9.106
Abgebende Betriebe	1.676	1.839	1.916	1.764
Abgegebene Menge [t]	7.482.939	8.369.441	7.218.333	7.060.474

Die saldierten Abgabemengen innerhalb der Landkreise Schleswig-Holsteins sind in Übersicht 2 dargestellt. Die Landkreise Nordfriesland, Schleswig-Flensburg und Rendsburg-Eckernförde weisen die mit Abstand höchsten Abgabemengen der Betriebe im jeweiligen Kreis auf. Der hohe Tierbesatz mit Rindern und Schweinen in Verbindung mit der höchsten Dichte an Biogasanlagen bezogen auf die installierte elektrische Leistung je Hektar erfordert die Abgabe höherer Nährstoffmengen in Form von Gülle und Gärrückständen im Vergleich zu den übrigen Kreisen.

Übersicht 2: Abgabemengen nach Landkreisen (ohne kreisfreie Städte) und Jahren



Da das Nährstoffaufkommen je ha im Kreis Rendsburg-Eckernförde unter anderem durch die Region Schwansen etwas entschärft wird, sollen im Folgenden nur die beiden Kreise Nordfriesland und Schleswig-Flensburg (höchster Anfall organischer Düngemittel/ha) betrachtet werden.

Übersicht 3: Saldierte Abgaben aus den Kreisen Nordfriesland und Schleswig-Flensburg in Aufnahmegebiete in [t]

	2015	2016	2017	2018
netto südlichere Landkreise in SH	24.109	14.608	-13.500	1.126
an Dänemark	32.331	50.316	54.558	43.227
an andere Bundesländer	24	47	0	230

Im Zeitverlauf ist ein Rückgang der Abgaben aus diesen beiden Kreisen an südlichere Landkreise feststellbar, die grundsätzlich auf niedrigem Niveau liegen. Die Abgaben nach Dänemark stammen überwiegend aus Nordfriesland (siehe Anhang). An andere Bundesländer werden aus den beiden besagten Kreisen kaum Wirtschaftsdünger abgegeben.

Über die Jahre 2015 bis 2018 ist der Anteil des in Schleswig-Holstein abgegebenen Wirtschaftsdüngers, der den PLZ-Bereich verlässt, von 25 auf 30 % angestiegen. Der Anteil, der Lieferungen in andere Landkreise ist in dem Zeitraum von 6 % auf 9 % angestiegen (siehe Übersicht 4).

Übersicht 4: Wirtschaftsdüngerabgaben an andere PLZ-Bereiche und Kreise [in %]

	2015	2016	2017	2018
Andere PLZ-Bereiche	25	26	29	30
Andere Kreise	6,0	6,5	8,0	9,0

Von den drei nördlichsten Kreisen weist der Kreis Rendsburg-Eckernförde den höchsten Anteil der Verbringung in andere Kreise sowohl in Bezug auf die Abgabemeldung im jeweiligen Kreis als auch absolut auf. Wird die Abgabemenge eines Landkreises mit den Abgabemengen aller anderen Landkreise in diesen einen Landkreis verrechnet, so ergibt dies den Saldo. Im Verhältnis zu der insgesamt abgegebenen Menge verdeutlicht dieser Saldo den marginalen Anteil kreisüberschreitender Wirtschaftsdüngerabgaben, da auch Kreisen, die Wirtschaftsdünger abgeben müssten, wieder Wirtschaftsdünger zugeführt wird. Die Abgabemeldungen beziehen sich im Jahr 2018 zu 57 % auf Gärückstände. Rinder- und Schweinegülle ergeben einen Anteil von 40%. Innerhalb der Meldejahre schwanken die Anteile kaum.

Kontakt: Peter Lausen, Landwirtschaftskammer S-H, Grüner Kamp 15–17, 24768 Rendsburg

1.2.1 Anteil der Kulturarten auf dem Acker

Die Kulturartendiversität bzw. das Anbauspektrum der Kulturarten auf den landwirtschaftlichen Betrieben haben sich im Vergleich zu 2010 ebenfalls nur unerheblich verändert. Die größten Veränderungen im Kulturartenspektrum der letzten 20 Jahre auf den landwirtschaftlichen Flächen in S-H haben sich im Verhältnis von Dauergrünland zum Maisanbau vollzogen. Seit 1998 sind mehr als 100.000 ha Dauergrünland verloren gegangen und in ähnlicher Dimension wurde der Maisanbau vornehmlich für die Biogaserzeugung ausgedehnt. Allein dieser Landnutzungswandel vom Grünland zum Acker ist eine entscheidende Triebfeder für die hohen Belastungen des oberflächennahen Grundwassers (vergl. Abbildung 1.9) zumindest bis zur Umsetzung des Dauergrünlanderhaltungsgesetzes im Jahr 2013, denn mit diesem Landnutzungswandel sind nach unseren Daten allein auf Mineralböden (ohne Berücksichtigung der Moore) zusätzliche N-Freisetzung in der Größenordnung von 500 kg N/ha in den ersten 5 Jahren nach dem Umbruch assoziiert – bei drainierten Mooren sind diese Werte deutlich höher anzusetzen. Seit 2010 ist die Landnutzung die Kulturartenauswahl betreffend jedoch vergleichsweise stabil geblieben, d.h. eventuelle Veränderungen der Nährstoffsalden wären seit 2010 nur unwesentlich auf ein verändertes Anbauspektrum zurückzuführen.

Anbaufläche in Millionen Hektar

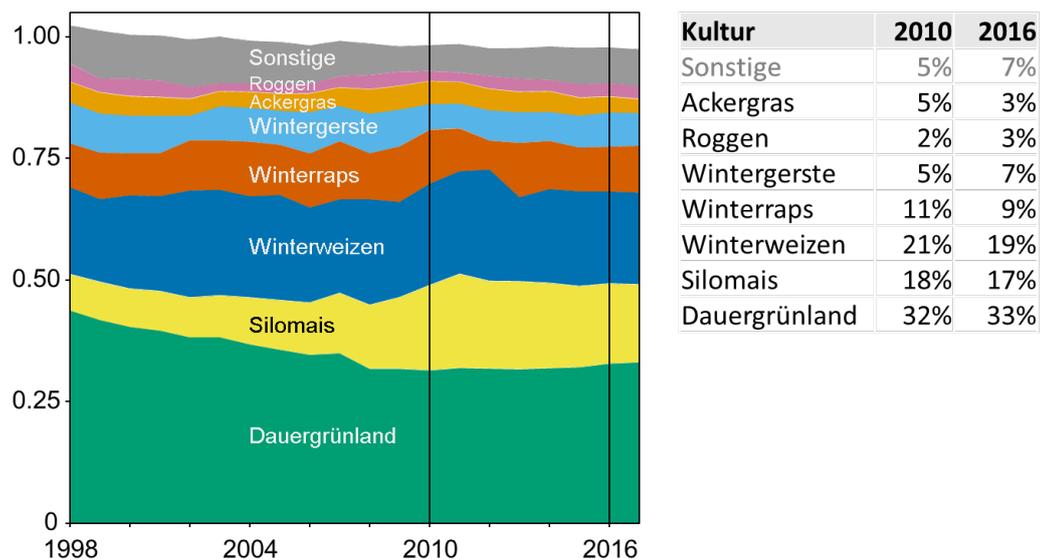


Abbildung 1.9: Anbauflächen und Anteile der Kulturarten an der landwirtschaftlichen Nutzfläche zwischen 1998 und 2017 in Schleswig-Holstein. (Statistikamt Nord, 2019)

1.2.2 Erträge im Pflanzenbau

Wie im vorangegangenen Nährstoffbericht sind die Erträge auf Basis der Daten des statistischen Landesamtes erfasst worden. Im Vergleich zum Ertragsjahr 2010 (Taube *et al.*, 2015) fallen dabei insbesondere höhere Erträge der Jahre 2015-2017 vom Dauergrünland und vom Silomais positiv ins Gewicht, während die Rapsenerträge für die Jahre 2016 und 2017 deutlich unterdurchschnittlich ausgeprägt waren. Die Futterpflanzenbestände vom Grünland und vom Mais machen über 50% der LF im Lande aus. Die Erfassung der Erträge ist für diese Bestände jedoch deutlich unsicherer als für die Marktfrüchte Getreide, Raps und Zuckerrüben. Wir haben daher in der Abbildung 1.10 zusätzlich Modellläufe unserer Ertrags- und Prognosemodelle FoProQ und MaisProg für die jeweiligen Jahre aufgeführt, um die Validität der statistischen Daten nachvollziehen zu können. Es bleiben Unsicherheiten die Futterpflanzenerträge und damit auch die Nährstoffentzüge betreffend, insbesondere

erscheinen uns die Schätzungen für das Dauergrünland im Vergleich zu unseren gut abgesicherten Modellwerten in den Jahren 2015-2017 sehr hoch zu sein. Unstrittig ist in jedem Fall die Tatsache, dass die Erträge der klassischen Marktfrüchte im Lande (Getreide und Raps) seit 20 Jahren (seit 1998) nicht mehr signifikant ansteigen, sondern vielmehr die jährlichen Schwankungen der Erträge insbesondere seit 2009 extrem ausgeprägt sind. Da diese Aussagen weitestgehend auch für das Bundesgebiet gelten, ist festzuhalten, dass die Erträge im Pflanzenbau (bis auf Zuckerrüben/Kartoffeln und Körnermais) und der Stickstoffmineraldüngerabsatz bundesweit seit zwei Jahrzehnten weitgehend stabil sind.

Trockenmasse-Ertrag (dt/ha)

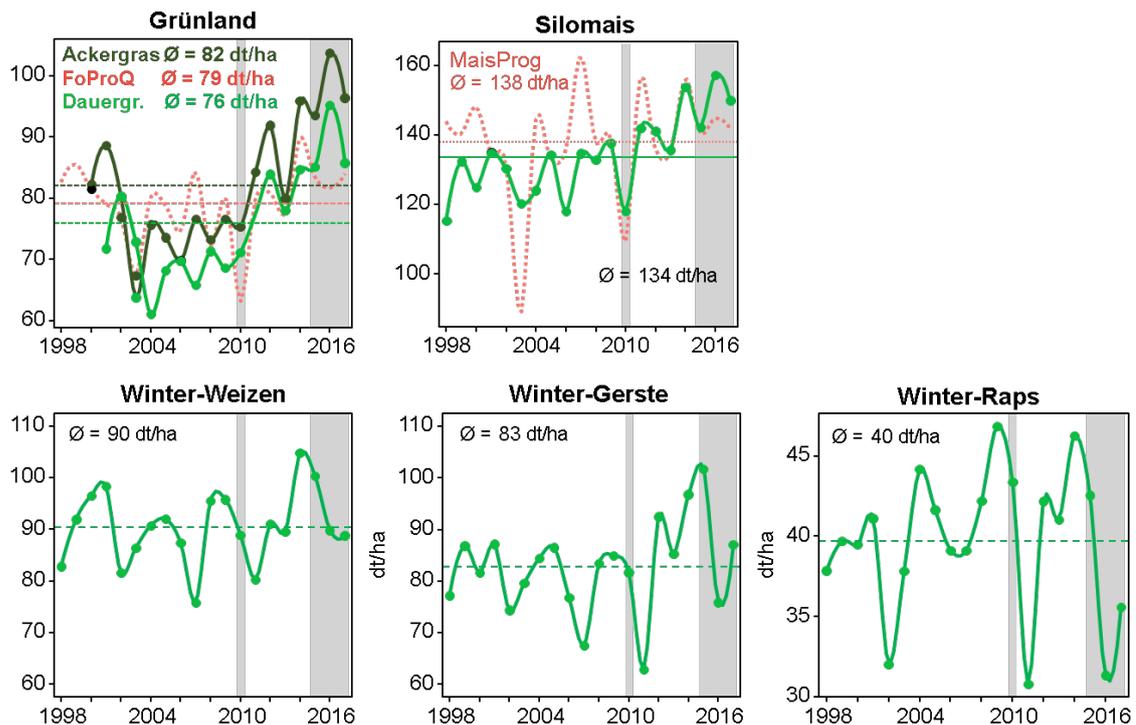


Abbildung 1.10: Ertragsentwicklung der wichtigsten Kulturarten in Schleswig-Holstein zwischen 1998 und 2017. (rot schraffierte Linien für Grünland und Mais: Prognosemodellergebnisse mit FoProQ und MaisProg)

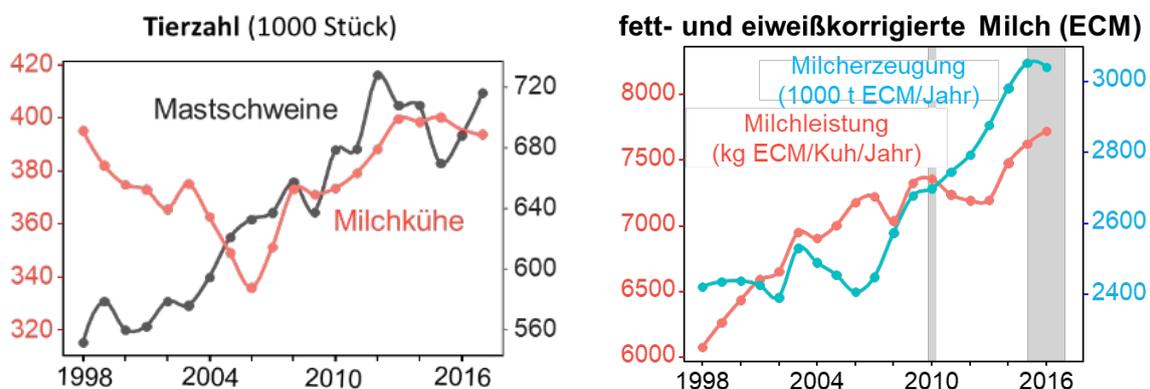


Abbildung 1.11: Entwicklung der Anzahl der Milchkühe und Mastschweine (links) und die mittlere Milcherzeugung und Milchleistung in Schleswig-Holstein (Statistikamt Nord, 2019)

1.2.3 Tierhaltung

Im Bereich der Tierhaltung haben sich zwischen 2010 und 2017 Veränderungen ergeben. Mit dem Auslaufen der Quotenregelung für die Milcherzeugung im Jahr 2015 blieb der vielfach erwartete weitere Anstieg der Milchkuhzahlen im Bereich der Rinderhaltung aus, offensichtlich hatten sich die wachstumswilligen landwirtschaftlichen Unternehmen mit dem Schwerpunkt Milcherzeugung bereits zum Auslauftermin der Quote weitgehend an die neuen Rahmenbedingungen angepasst. U.a. so sind die stabilen Milchkuhzahlen seit 2015 (Abbildung 1.11) zu erklären. Dagegen stiegen die Milcherzeugung je Kuh und auch die gesamte erzeugte Milchmenge im Lande seit 2010 weiter an auf nun über 3 Mio. Tonnen ECM im Jahr.

In der jüngsten Vergangenheit wurde diese Zunahme durch Abnahmen im Bereich der Schweinehaltung zum Teil kompensiert. In Summe dürfte der seit 2010 abzuschätzende zusätzliche Anfall von organischen Düngern tierischer Herkunft eine Größenordnung von 2 kg N/ha ausmachen, so dass auf das Jahr 2015 bezogen mit einem zusätzlichen N-Anfall aus organischen Düngern tierischer/pflanzlicher Herkunft von mindestens 4 kg N/ha auszugehen ist.

1.3 Resultierende Gülle- und Gärrestmengen aus Tierhaltung und Biogaserzeugung

Die Schätzung der Gülle-/Gärrestmengen erfolgt durch das Statistikamt Nord nach Vorgaben aus dem BMEL auf der Basis von Stichprobenumfragen bei ausgewählten landwirtschaftlichen Unternehmen und daraus abgeleiteten Hochrechnungen für den Gesamtanfall im Bundesland. Alternativ kann der Gülle-/Gärrestanfall über die N-Ausscheidungen und typische Trockensubstanzgehalte (TS) der Substrate geschätzt werden. Die TS-Gehalte typischer Güllen und Gärreste im Lande können über umfangreiche Datensätze der Landwirtschaftskammer, des LLUR und privater Analyselabore hergeleitet werden und variieren in den TS-Gehalten in Abhängigkeit der Datenquellen nur unwesentlich (Tabelle 1.6). In jedem Fall resultieren aus den verschiedenen Berechnungsrundlagen sehr unterschiedliche (Rinder)-Gülle- und Gärrestmengen im Lande (Tabelle 1.5).

Tabelle 1.5: Jährlicher Anfall an Gülle und Gärresten nach Statistikamt Nord und abgeleitet aus N-Anfall der Tierhaltung/Gärreste

	Anfall	Anfall nach Lager/Stall Verlust	N- Gehalt	ausgebr. Menge eig. Berechnung	ausgebr. Menge Statistikamt
	1000 t /Jahr	1000 t N/Jahr	kg N/ t FM	Mill. t FM	Mill. t FM
Rinder	72.0	61.2	3.5	17.5	11.4
Schweine	13.0	9.1	4.4	2.1	2.1
Gärrest	26.4	25.1	4.7	5.3	4.4
Gesamt:				24.9	17.9

Nachdem die Daten zu den TS-Gehalten der organischen Dünger insbesondere für die quantitativen Hauptkomponenten Rinder- und Schweinegülle sehr stabil sind und die jeweiligen N-Ausscheidungen ebenso, gehen wir davon aus, dass das Statistikamt Nord bisher den Gülleanfall deutlich (etwa um 1/3) unterschätzt hat und die tatsächlichen Größenordnungen des jährlichen Gülle- und Gärrestanfalls im Bereich von 25 Millionen Tonnen liegen. Auswirkungen hätte diese Fehleinschätzung (verursacht vornehmlich durch die zu hoch angesetzten TS-Gehalte nach DüV) vor allem auf den Komplex der Lagerkapazitäten im Lande in Verbindung mit den Sperrfristen zur Gülleausbringung. Würde man auf Basis der Daten des Statistikamtes Nord (nach TS-Werten aus der DüV) unterstellen, dass die Betriebe im Lande durchschnittlich eine Mindestlagerkapazität von 6 Monaten vorhalten, dann be-

trüge die tatsächliche Lagerkapazität tatsächlich weniger als 4,5 Monate. Nach unserer Kenntnis gibt es jedoch bisher keine verlässlichen Daten über die tatsächlichen Lagerkapazitäten auf den Betrieben aggregiert für das gesamte Bundesland. In jedem Fall schätzt auch die Düngeverordnung von 2007 wie die von 2017 den anzusetzenden TS-Gehalt insbesondere von Rindergülle (10%) deutlich zu hoch an.

Tabelle 1.6: Durchschnittliche TS-Gehalte von Güllen aus verschiedenen Quellen

Art	N-Gesamt	NH4-N	TS	n	Quelle
Gärrest	4.1	2.2	6.1	198	LLUR (Steinmann)
	4.7	2.4	7.8		AgroLab (Gosch)
Rindergülle	3.4	1.8	7.4	296	LKSH (Komainda)
	3.4	1.8	7.2	1229	LLUR (Steinmann)
	3.5	2.0	7.0		AgroLab (Gosch)
Schweinegülle	4.4	3.2	4.7	104	LKSH (Komainda)
	3.9	2.9	3.9	375	LLUR (Steinmann)
	4.2	3.1	4.4		AgroLab (Gosch)

1.4 Abschätzung der mineralischen N-Düngung nach guter fachlicher Praxis in S-H

Werden die oben genannten Anbauverhältnisse mit den jeweiligen Erträgen über mehrere Jahre verknüpft, mit dem Anfall an pflanzenverfügbarem organischem N-Dünger kombiniert und dann den Bedarfswerten der DüV (2007) bzw. den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2013) für die Erntejahre 2015-2017 gegenübergestellt, so ergibt sich größenordnungsmäßig das in Tabelle 1.7 dargestellte Bild bezüglich der resultierenden notwendigen N-Düngermengen entsprechend der guten fachlichen Praxis der Düngung entsprechend DüV/Offizialberatung.

Nach Abzug der so genannten unvermeidbaren Verluste bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und einer langfristig vollständigen Wirkung des organischen Dünger-N entspräche ein N-Mineraldüngereinsatz von etwa 73 kg/ha der Deckung des Düngebedarfes, nach stärker regional ausgerichteter Bedarfswertableitung seitens der Landwirtschaftskammer S-H (2013) wären etwa 70 kg N/ha im Landesdurchschnitt notwendig. Die niedrigeren LK-Werte resultieren insbesondere daraus, dass in S-H ein hoher Anteil der Futterbaubetriebe auf humusreichen bzw. Anmoor- und Moorböden mit entsprechenden Boden-N-Nachlieferungen bzw. erhöhten N_{min} -Werten wirtschaftet. Die Ableitung des tatsächlichen Düngebedarfes nach DüV unter Berücksichtigung der verminderten Wirkungsgrade aus dem Gülle-N führt zu maximalen Mineraldüngerbedarfen von etwa 100 kg N/ha.

Tabelle 1.7: Kalkulation notwendiger Mineral N-Mengen nach guter fachlicher Praxis der Düngung in Schleswig-Holstein nach DüV (2007) bzw. Landwirtschaftskammer S-H (2013)

Nutzung	Vorfrucht	Anteil	N _{min}	Anbau- fläche (ha)	Flächen Anteil	Ertrag 2015- 2017 (dt/ha)	N-Bedarf (kg N/ha) der Kulturen		N-Bedarf (kg N/ha) S-H	
				S-H 990403			DüV 2007	LKSH 2013	DüV 2007	LKSH 2013
Dauergrünland				327805	33 %	89	187	195	62	65
extensiv Weide		15		49171		50	40	80		
intensiv Weide		10		32781		80	105	110		
1 Schnitt + NW		20		65561		90	172	162		
3 Schnitte +NW		40		131122		100	240	250		
4 Schnitte		15		49171		102	267	265		
Winterweizen				183801	19 %	93	196	201	36	37
A/B Weizen	Raps	50	40	91901		95	195	198		
C Weizen	Raps	5	40	9190		98	178	187		
A/B Weizen	Weizen	30	35	55140		90	205	211		
C Weizen	Mais	15	35	27570		90	185	195		
Silomais (32% TS)				165217	17 %	145	156	143	26	24
		20	25			145	176	150		
	ZW-Frucht	10	25			145	156	125		
> 4 % Humus		50	25			145	156	150		
> 4 % Humus	ZW-Frucht	20	25			145	135	125		
Winterraps			35	92817	9 %	37	158	142	15	13
Wintergerste			35	62465	6 %	88	163	151	10	10
Ackergras (16,2 % RP)				33620	3 %	98	253	241	9	8
Roggen			30	26951	3 %	73	127	126	3	3
		20	30			73	143	126		
> 4 % Humus		80	30			73	123	126		
Triticale			30	8479	1 %	74	164	137	1	1
Hafer				7827	1 %	62	137	134	1	1
Ackerleguminosen				7492	1 %	95	0	0	0	0
Sommergerste			30	7168	1 %	54	114	88	1	1
Zuckerrüben			35	7061	1 %	746	145	135	1	1
Kartoffeln			35	5418	1 %	432	141	129	1	1
Summe N-Bedarf:									168	165
N-Wirtschaftsdünger netto (Tier+Gärrest):									95	95
Differenz (theoretischer N-Mineraldünger - Bedarf):									73	70
Bedarfsermittlung nach DüV:									~ 100	

2. Modellierungsarbeiten

2.1 Ausgangssituation und Ziele

Zentrales Ziel dieser Studie ist die Aktualisierung des Nährstoffberichts für Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2015 Taube *et al.* (2015).

Nährstoffbilanzen können auf verschiedenen Skalenebenen (Feld, Betrieb, Region, Land) und mit verschiedenen Bezugsgrößen (Fläche, Stoffstrom, Produkt) gerechnet werden. Verbindlich für die landwirtschaftlichen Betriebe im Rahmen der Umsetzung der DüV 2007 und auch 2017 ist die Flächenbilanz für Stickstoff und Phosphat im Rahmen so genannter Nährstoffvergleiche. Die Berechnung der Nährstoffvergleiche setzt *per se* eine solide Datengrundlage sowohl die Erträge als auch den Düngereinsatz betreffend für die einzelnen Kulturarten bzw. Flächen auf Betriebsebene voraus. Dies ist auf den landwirtschaftlichen Betrieben (insbesondere Futterbaubetrieben) sehr häufig nicht in ausreichendem Maße gegeben, so dass die Ergebnisse der Nährstoffvergleiche aus der Breite der landwirtschaftlichen Praxis, soweit sie verfügbar sind, als nicht valide einzustufen sind (BLAG 2012; Taube *et al.* 2013; WBA 2013) und somit trotz der Verbesserungen im Sinne einer ‚plausibilisierten Bilanz‘ eine geringe Aussagefähigkeit haben. Da es ansonsten im Bund wie in Schleswig-Holstein seit mehr als 10 Jahren keine flächendeckend verbindlichen Verpflichtungen einer Datenermittlung der Nährstoffflüsse auf Basis der Bruttostoffstrombilanzen (StoffBil) gibt, geschweige denn, die Verpflichtung der entsprechenden Datenübermittlung an eine zentrale Stelle wie z.B. in Dänemark oder in den Niederlanden, ist die aktuelle flächendeckende Datenverfügbarkeit zu Stickstoff- und Phosphatsalden auf landwirtschaftlichen Betrieben im Sinne einer statistisch nachvollziehbaren Größe *de facto* nicht gegeben. Als Alternative zu aktuell nicht offiziell verfügbaren Betriebsdaten bleiben indirekte Methoden, die von großskaligen statistischen Zahlen zu Erträgen, Düngeverkäufen etc. ausgehen und diese nach Plausibilitätskriterien auf kleinskalige Ebenen bis zur Gemeinde herunterbrechen. In diesem Zusammenhang hat der Nährstoffbericht SH 2015 zwei unterschiedliche Verfahren zur Ermittlung regional differenzierter Nährstoffsalden für das Bundesland Schleswig-Holstein angewandt und verglichen. Konkret wurde ein *“Top-Down”* Ansatz nach (Bach *et al.*, 2014) mit einem eigenen *“Bottom-Up”* Ansatz (Taube *et al.*, 2015) verglichen.

Der Ansatz von Bach *et al.* (2014) ermittelt regionale Nährstoffsalden auf der Grundlage statistischer Daten auf Bundes- und Landesebene und entsprechender Herabskalierung auf Kreisebene. Der Ansatz von Taube *et al.* (2015) leitet regionale und betriebliche Nährstoffsalden auf der Grundlage regionaler ökonomisch-ökologischer Modelle ab. Die Modelle wurden dabei auf der Grundlage von detaillierten Betriebsdaten aus dem Datenfundus der kompletten Daten aus der InVeKoS Datenbank von 14.700 landwirtschaftlichen Betrieben empirisch spezifiziert.

Beide Ansätze wurden dann zur Berechnung entsprechender Nährstoffsalden für Stickstoff und Phosphat zum einen nach den Standards der Nährstoffvergleiche entsprechend Anlage 1 und 5 der DüV (2007) und Basisdaten zur Umsetzung der Düngeverordnung (LfL, 2013) verwandt. Des Weiteren werden Brutto-N-Bilanzen berechnet, um die tatsächliche ökosystemare Belastung durch Nährstoffüberschüsse im Land Schleswig-Holstein auszuweisen.

Beide Ansätze verwenden dabei allerdings zur empirischen Spezifikation zentraler Nährstoffparameter, wie beispielsweise unvermeidliche Verluste, Nährstoffausscheidungen pro Tier, relative Wirksamkeit von organischen Düngern, Faustzahlen, die aus Experteneinschätzungen abgeleitet sind.

Diese Faustzahlen sind oft nur grobe Schätzungen für korrekte Nährstoffflussparameter und somit sind damit ermittelte Nährstoffbilanzen unsicher (Klages *et al.*, 2017). Insbesondere ergeben sich oft relativ weite plausible Wertebereiche für einzelne Faustzahlen, die extrem hohe bzw. niedrige Nährstoffbilanzen implizieren. Somit stellt sich die Frage, inwieweit Nährstoffbilanzen statistisch verlässlicher gemessen werden können. Darüber hinaus stehen kleinere in der Regel nicht repräsentative aber dafür sehr detaillierte Datensätze über die Düngungspraxis auf landwirtschaftlichen Betrieben (zum Beispiel aus der Wasserschutzberatung) zur Verfügung (siehe Taube *et al.*, 2015). Insofern ist es wünschenswert, diese zusätzlichen Datengrundlagen für die empirische Ermittlung von Nährstoffflüssen trotz eingeschränkter Repräsentativität nutzbar zu machen.

Vor diesem Hintergrund bestand der Anspruch folgende Weiterentwicklungen mit dem Nährstoffbericht 2019 umzusetzen:

- Adäquate Berücksichtigung der bestehenden Datenunsicherheit. Dazu ist es notwendig, anders als in den bisherigen Studien, nicht von einer Punktmessung (ein Werte für ein Jahr für z.B. durchschnittliche N-Bruttoflächenbilanz in Schleswig-Holstein) auszugehen, sondern eine Wahrscheinlichkeitsverteilung über ein Intervall von potenziell relevanten Indikatorwerten anzugeben.
- Berechnung der Wahrscheinlichkeiten auf der Grundlage aller verfügbaren Informationen, um so den Rahmen für eine valide statistische Abschätzung regionaler bzw. betrieblicher Stoffflüsse zu erstellen. Dazu werden verfügbare sekundär statistische Daten, verfügbare einzelbetriebliche (nicht repräsentative) Stichprobendaten sowie Experteneinschätzungen simultan zur empirischen Schätzung relevanter Parameterwerte verwendet. Dabei sind die alternativen Informationsquellen jeweils nach ihrem relativen Informationsgehalt zu gewichten.
- Prognose und Politikanalyse. Dies umfasst die Möglichkeit, die Wirkungen alternativer agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen zur Steuerung regionaler Nährstoffflüsse zu simulieren. Zentral ist dabei die Abschätzung der jeweiligen betrieblichen Anpassungskosten für alternative politische Ausgestaltungen detailliert nach Betriebstyp und Region.

2.2 Vorgehensweise

Konkret ergeben sich folgende methodischen Schritte zur Umsetzung der oben genannten Ziele:

1. Systematische mathematische Analyse zentraler Bestimmungsfaktoren der Variabilität relevanter Indikatoren zur Erfassung der Nährstoffflüsse (Bruttoboden- bzw. -flächenbilanz, Bruttostoffstrombilanz). Ohne *ex ante* Eingrenzung der sensitiven Parameterbereiche würde der Umfang der notwendigen Simulationsrechnungen extrem groß werden, so dass diese analytisch schwer handhabbar wären. Insofern ist es für eine fundierte Analyse der Stoffflüsse wichtig sensitive Parameterbereiche vorab zu identifizieren und diese in der empirischen Analyse adäquat zu berücksichtigen.
2. Neukonzeption des vorhandenen *Smart-Farm-SH*-Modells als Prognose- und Analysemodell regionaler und betrieblicher Nährstoffflüsse. Dies umfasst:
3. Aktualisierung der Betriebstyp-spezifischen Gewichtungsfaktoren auf Kreisebene.
4. Aktualisierung der quasifixen Ressourcenausstattung der jeweiligen regionalen Betriebstypen (Stallplätze, Biogasanlagen, Flächenausstattung)
5. Programmierung eines Kalibrierungstools, das eine Anpassung des zentralen Modell-Outputs an entsprechende sekundär-statistische Daten ermöglicht. Dies umfasst insbesondere regionale Produktionsstatistiken für einzelne tierische und pflanzliche Produkte.

6. Programmierung und Integration adäquater Bayesianischer Verfahren in das *Smart-Farm-SH*-Modell, die eine Schätzung zentraler Stoffflusskennzahlen, wie z.B. N-Gehalt des Erntegutes oder N-Gehalt der Gülle etc., auf der Grundlage der Kombination unterschiedlicher Daten- und Experteninformationen ermöglicht.
7. Durchführung von Simulationsanalysen und Ermittlung regionaler und betrieblicher Nährstoffflüsse für Stickstoff und Phosphor für Schleswig-Holstein. Konkret umfasst dies:
 - Die Berechnung der mittleren N- und P-Stoffflüsse für die Jahre 2008-2012 (im Folgenden mit ‚2010‘ adressiert sowie für die Jahre 2013-2017, im Folgenden mit ‚2015‘ adressiert (der verkürzte Zeitraum ‚2015‘ resultiert aus der nach 2017 geltenden neuen DüV) .
 - Ableitung der relevanten Flächen- und Bruttostoffstrombilanzen für Stickstoff und für Phosphor für gesamt Schleswig-Holstein und auf Kreisebene sowie detailliert nach 8 Betriebstypen und 4 Betriebsgrößenklassen.
 - Explizite Berücksichtigung fundamentaler Daten- und Modell-Unsicherheit bei der empirischen Messung der Nährstoffflüsse durch adäquate Bayesianische Verfahren. Analyse der regionalen Produktionsanpassung und der resultierenden N- und P-Stoffströme für alternative agrar- und umweltpolitische Ausgestaltungen nachhaltiger Bodennutzung. Insbesondere sollten dabei die jeweiligen betrieblichen Anpassungskosten für alternative politische Ausgestaltungen detailliert nach Betriebstyp und Region Modellgestützt berechnet werden.

3. Methodisches Vorgehen

3.1 Definition und Messung von Nährstoffbilanzsalden

3.1.1 Pflanzliche Produktion

Jede pflanzenbauliche Aktivität, j , hat ein gegebenes Ertragsniveau, Y_j , sowie produktionstechnisch determinierte Nährstoffansprüche, N_j, P_j und K_j . Zur Vereinfachung der Notation bezeichnen wir im Folgenden die jeweiligen Nährstoffe N, P, K mit dem Index Z . Es ergibt sich für jeden Nährstoff Z und für jede pflanzenbauliche Aktivität ein bestimmter Anteil α_j^Z , so dass $Y_j \alpha_j^Z$ gerade die Ausfuhr des Nährstoffes über die Ernteabfuhr ergibt. Das Verhältnis $E_j^Z = \frac{Z_j}{Y_j \alpha_j^Z}$ gibt die produktionstechnisch determinierte Nährstoffbilanz an, wobei $E_j^Z \geq 1$ eine Nettoeinfuhr des Nährstoffs anzeigt und umgekehrt $E_j^Z \leq 1$ einer Nettoausfuhr entspricht. Im pflanzenbaulichen Kontext zur Messung der Nährstoffeffizienz wird in der Regel die Relation aus Nährstoff-Output zu Nährstoff-Input verwendet. E^Z entspricht gerade dem reziproken Wert dieser Output-Input-Relation, entsprechend entspricht E einem Indikator der Nährstoffineffizienz. Das heißt, je größer E^Z , desto ineffizienter ist die Nährstoffbilanz. Offensichtlich entspricht $\frac{1}{E^Z}$ gerade dem klassischen Nährstoffeffizienzmaß. Entsprechend werden wir im Folgenden E^Z auch als Maß der Nährstoffeffizienz bezeichnen, wobei sich aus der Definition von E^Z ergibt, dass ein kleiner E^Z gerade eine höhere Nährstoffeffizienz anzeigt. In der Regel erfordern intensive Produktionsverfahren eine Nettozufuhr von Nährstoffen, da die zugeführten Nährstoffe nur zu einem Teil pflanzenbaulich wirksam sind. Um die unterschiedliche pflanzenbauliche Wirksamkeit von organischem und mineralischem Dünger zu berücksichtigen, kann für jede Produktionsaktivität eine spezielle Nährstoffrestriktion formuliert werden:

$$-Z_j + X_{j,minD} + \sum_{wiD} E_{j,wiD}^Z X_{j,wiD} = 0$$

$E_{j,WiD}^Z = \frac{E_j^Z}{w_j}$, wobei $X_{j,minD}$ bzw. $X_{j,WiD}$ die Menge an mineralischen bzw. organischem Nährstoff angibt und $w_j = \frac{E_j^Z}{E_{j,WiD}^Z}$ die relative Wirksamkeit des Wirtschaftsdünger im Vergleich zu zugekauftem mineralischem Dünger (Mineraldünger = 100%) hinsichtlich der Produktionsaktivität j bezeichnet. E_j^Z gibt die Nährstoff-Ineffizienz (bzw. Effizienz, siehe Erläuterung oben) von mineralischem und $E_{j,WiD}^Z$ die Nährstoff-Ineffizienz von organischem Dünger an. Beispielsweise wird für Stickstoff oft eine relativ geringe Wirksamkeit von 60 % angenommen, während praktische Landwirte oft sogar eine noch viel geringe Wirksamkeit von organischem Dünger unterstellen. Insgesamt ergibt sich dann die folgende verkürzte Schlagbilanz für jede Produktionsaktivität (siehe Abbildung 3.1):

$$\Delta_j^Z = -Y_j \alpha_j^Z + X_{j,minD} + \sum_{WiD} X_{j,WiD} = Y_j \alpha_j^Z [E_j^Z (1 - s_{jWiD} + w_j s_{jWiD}) - 1] \quad (3.1)$$

$$s_{WiD} = \frac{X_{jWiD}}{Z_j}$$

„ s_{jWiD} “ gibt den Anteil des organischen Nährstoffs WiD an dem Gesamtnährstoff an. Die jeweilige Nährstoffbilanz hängt somit von den Parametern E_j^Z , w_j und s_{jWiD} ab. Diese Parameter korrespondieren faktisch mit der konkreten angewandten Produktionstechnologie. Für die empirische Ermittlung der Nährstoffflüsse ist dabei die von den Landwirten tatsächlich praktizierte Technologie relevant und nicht die bei gegebenem Stand des Wissens bestmögliche Frontiertechnologie bzw. der nach DüV (2007) anzusetzende Wirkungsgrad der organischen Dünger nach Abzug der so genannten unvermeidbaren Ausbringungsverluste. Es wird in diesem Zusammenhang gerade von wissenschaftlicher Seite immer wieder kritisiert, dass die in der Praxis angewandten *best-practice* Produktionstechnologien eben gerade nicht den 'smart agriculture' Frontiertechnologien entsprechen und somit eben gerade nicht ökologisch-ökonomisch optimal sind.

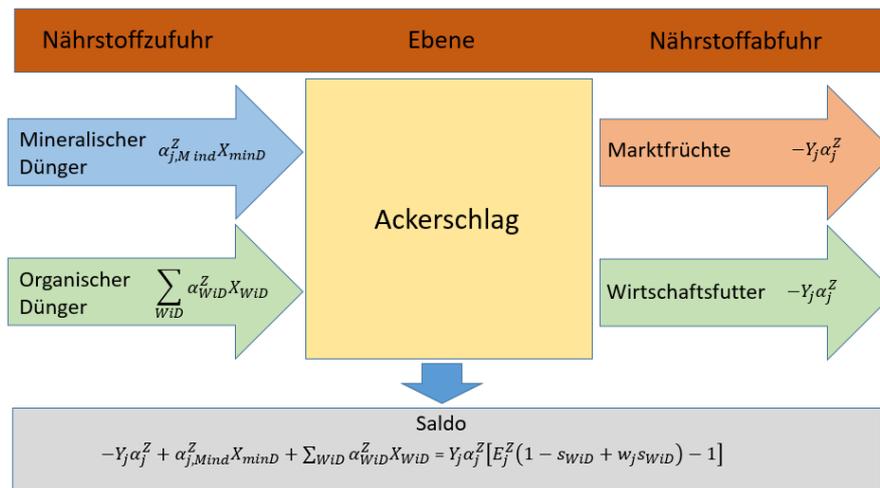


Abbildung 3.1 Nährstoff-Schlagbilanz (nicht berücksichtigt werden die legume N-Bindung und Deposition)

3.1.2 Tierische Produktion

Jede tierische Produktionsaktivität, k , hat ein gegebenes Ertragsniveau, Y_k , sowie produktionstechnisch determinierte Nährstoffansprüche, N_k, P_k und K_k . Analog zur pflanzlichen Produktion ergibt sich für jeden Nährstoff Z und für jeden tierischen Output $K \in k$ der Produktionsaktivität, k ,

ein bestimmter Anteil α_K^Z , so dass $\sum_{K \in k} Y_K \alpha_K^Z$ gerade die Ausfuhr des Nährstoffes der Produktionsaktivität k über die erstellten tierischen Produkte $K \in k$ ergibt. Das Verhältnis $E_k^Z = \frac{Z_k}{\sum_{K \in k} Y_K \alpha_K^Z}$ gibt die produktions-technisch determinierte Nährstoffbilanz an, wobei $E_k^Z \geq 1$ eine Nettoeinfuhr des Nährstoffs anzeigt und umgekehrt $E_j^Z \leq 1$ einer Nettoausfuhr entspricht. In der Regel erfordern intensive Produktionsverfahren eine Nettozufuhr von Nährstoffen, da die zugeführten Nährstoffe nur zu einem Teil für den Aufbau tierischer Produkte wirksam sind. Um die unterschiedliche Wirksamkeit von Kraftfutter und Raufutter zu berücksichtigen, wird für jede Produktionsaktivität eine spezielle Nährstoffrestriktion formuliert: $-Z_k + \alpha_{k,KF}^Z X_{KF,k} + \sum_{GF} \alpha_{k,GF}^Z X_{GF,k} + \alpha_{JT}^Z X_{JT,k} = 0$, wobei $\alpha_{k,KF}^Z$ den Anteil des Nährstoffs im Kraft- (KF) bzw. $\alpha_{k,GK}^Z$ im Grundfutter (GF) angibt. $X_{KF,k}$ bzw. $X_{GF,k}$ geben die Menge an Kraft bzw. Grundfutter pro Aktivität k an, während $X_{JT,k}$ die Menge an Jungtieren pro Aktivität k angibt und α_{JT}^Z gibt den Nährstoffanteil im für die in der Produktion eingesetzten Jungtiere an. Produktionstechnisch kann E_k^Z nicht kleiner als 1 werden, da die Tiere biologisch abgeschlossene Systeme darstellen, d.h. es können nicht mehr Nährstoffe von einem Tier abgeführt werden als diesem vorher zugeführt wurden (inklusive dem für die Produktion verwendeten (Jung-)Tier). Weiterhin folgt daraus, dass alle Nährstoffe, die nicht in den tierischen Produkten enthalten sind, von dem Tier ausgeschieden werden. Tierausscheidungen werden in dem *Smart-Farm-SH*-Modell grundsätzlich in Form von Gülle berücksichtigt. Bezeichnet man mit $Z_{Gü,k}^{brutto}$ die gesamten Brutto-Nährstoffausscheidungen in [kg pro Tier], so folgt:

$$X_{Gü,k}^{brutto} = Z_k - \sum_{K \in k} Y_K \alpha_K^Z = (E_k^Z - 1) \sum_{K \in k} Y_K \alpha_K^Z$$

Nährstoffausscheidungen der Tiere stellen als organischer Dünger ein weiteres Produkt der tierischen Produktion dar. Wir bezeichnen mit $Y_{WiD,k}^Z$ die Nährstoffmenge in kg, die als organischer Dünger mit der tierischen Produktion k pro Tier (Aktivität) produziert wird. Dann ergeben sich die Sammel- und Lagerungsverluste, die bei der Produktion von organischem Dünger aus Tierausscheidungen (Gülle) entstehen mit: $Z_{Gü,k}^{brutto} - Y_{WiD,k}^Z$. Der Anteil der Nährstoffverluste der organischen Düngerproduktion ergibt sich dann als: $v_k^Z = \frac{Z_{Gü,k}^{brutto} - Y_{WiD,k}^Z}{Z_{Gü,k}^{brutto}}$. Insgesamt ergibt sich dann die folgende verkürzte Stallbilanz („netto“, also abzüglich unvermeidbarer Stall- und Lagerverluste) für jede tierische Produktionsaktivität k :

$$-\sum_{K \in k} Y_K \alpha_K^Z - Y_{WiD,k}^Z + Z_k = v_k^Z (E_k^Z - 1) \sum_{K \in k} Y_K \alpha_K^Z$$

3.1.3 Aggregierte Bruttostoffstrom- und Bodenbilanzen

Die Bodenbilanz ist als Summe der Schlagbilanzen definiert, während die Bruttostoffstrombilanz als Summe der Stall- und Schlagbilanz definiert ist. Geht man von einem integrierten Betrieb aus, der weder organischen Dünger noch Grundfutter zu- oder verkauft, so ergibt sich die Bruttostoffstrombilanz gerade als Differenz der Summe aller zugekauften (eingesetzten) mineralischen Düngermengen und Kraftfuttermengen und der Summe der gesamten Nährstoffausfuhren durch verkaufte pflanzliche (j_m bezeichnet den Index aller verkauften pflanzlichen Produkte) und tierische Produkte. Entsprechend ergibt sich die Bruttostoffstrombilanz: $\Delta_Z^{Boden} = \sum_j \Delta_j^Z$

$$\Delta_Z^{Hof} = -\sum_k Y_k \alpha_k^Z - \sum_{j_m} Y_{j_m} \alpha_{j_m}^Z + \alpha_{k,FK}^Z X_{KF,k} + X_{minD,k}$$

Definiert man die minimale Bodenbilanz, $\overline{\Delta_Z^{Boden}}$, als die Summe der Schlagbilanzen, die sich ergibt, wenn die gesamte Düngung in Form von mineralischem Dünger erfolgen würde, so folgt:

$$\Delta_Z^{Hof} - \overline{\Delta_Z^{Boden}} = \sum_k v_k^Z * Z_{Gü,k}^{brutto} + \sum_j (1 - w_j^Z) Y_{WiD,j}^Z = \Delta Z_{Gü}^{verlust} \quad (3.2)$$

d.h. die Differenz aus der Bruttostoffstrombilanz und der minimalen Bodenbilanz entspricht gerade den gesamten Nährstoffverlusten bei der Produktion und dem Einsatz von organischem Dünger, $\Delta Z_{Gü}^{verlust}$. Diese setzen sich zusammen aus den unvermeidbaren Verlusten (Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste) und den Verlusten, die sich aus der geringeren pflanzenbaulichen Wirksamkeit von organischem Dünger ergibt. Wir verwenden somit bewusst nicht den Term der aggregierten Flächenbilanz, sondern den Term ‚Bodenbilanz‘ als Funktion der aggregierten Netto-Flächenbilanzen zuzüglich der darüberhinausgehenden Ineffizienzen aus der organischen Düngung als Resultat der N-/P-Effizienz-Erwartung des Landwirts. Somit ergibt sich die relevante Bodenbilanz aus der Bruttostoffstrombilanz, in der allein die unvermeidbaren Verluste abgezogen werden:

$$\Delta_Z^{Boden} = \Delta_Z^{Hof} - v^Z \sum_k Z_{Gü,k}^{brutto}$$

v bezeichnet dabei den durchschnittlichen Anteil der unvermeidbaren Nährstoffverluste an den gesamten organischen Nährstoffausscheidungen, die in einem Betrieb anfallen: $v^Z = \sum_k \frac{v_k}{\sum_{k'} Z_{Gü,k'}^{brutto}}$

Analog lässt sich die durchschnittliche relative Wirksamkeit des organischen Düngers eines Betriebs definieren als: $w^Z = 1 - \sum_j (1 - w_j^Z) \frac{Y_{WiD,j}^Z}{\sum_{j'} Y_{WiD,j'}^Z}$

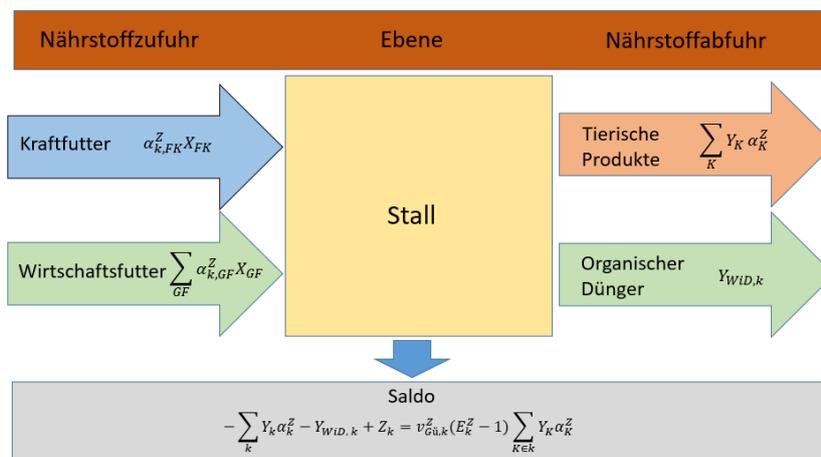


Abbildung 3.2: Nährstoff-Stallbilanz

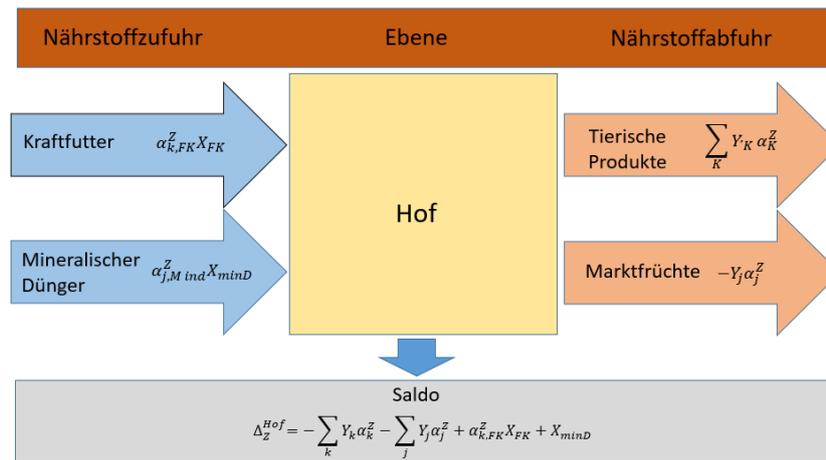


Abbildung 3.3: Nährstoff-Bruttostoffstrombilanz

Legende für verwendete Symbole

Symbol	Bezeichnung	Symbol	Bezeichnung	Symbol	Bezeichnung
Y_j	Ertragsniveau pflanzenbauliche Aktivität j	$X_{j,minD}$	mineralische Düngermenge	α_j^z	Nährstoffanteil Erntegut Aktivität j
$Y_{WiD,k}$	Menge an organischer Nährstoff pro tierische Aktivität k	$X_{j,WiD}$	organische Düngermenge	α_k^z	Nährstoffanteil Output K der tierischen Aktivität k
Z_j	Nährstoffansprüche Aktivität j (Z=N,P,K)	$X_{k,KF}$	Menge an Kraftfutter für Aktivität k	$\alpha_{k,KF}^z$	Nährstoffanteil in Kraftfutter der tierischen Aktivität k
Z_k	Nährstoffansprüche tiersche Aktivität k (Z=N,P,K)	$X_{k,GF}$	Menge an Grundfutter für Aktivität k	$\alpha_{k,GF}^z$	Nährstoffanteil in Grundfutter der tierischen Aktivität k
$Z_{Gü,k}^{brutto}$	Brutto-Nährstoffausscheidung pro tierischer Aktivität k	E_j^z	Nährstoffineffizienz pflanzliche Aktivität j	$S_{j,WiD}$	Anteil organischer Nährstoff "WiD" an gesamten Nährstoff
		E_k^z	Nährstoffineffizienz tierische Aktivität k	w_j^z	relative Wirksamkeit organischer zu mineralischen Dünger Aktivität j
		$E_{j,WiD}^z$	Nährstoffineffizienz organischer Dünger Aktivität j	w^z	durchschnittliche relative Wirksamkeit
				v_k^z	Anteil Nährstoffverluste tierische Aktivität k
				v^z	durchschnittlicher Anteil Nährstoffverluste

3.1.4 Analyse der Bedeutung produktions-technischer Bestimmungsfaktoren und deren Varianz für die Nährstoffüberschüsse

Die jeweilige Nährstoff-Verwertungseffizienz hängt von der konkreten angewandten Produktionstechnologie ab. In der bisherigen Praxis zur Ermittlung der Nährstoffflüsse werden relevante produktionstechnische Faktoren mit Hilfe von Faustzahlen erfasst.

Problematisch bezüglich der Abbildung der tatsächlichen Varianz in der landwirtschaftlichen Praxis wird diese vereinfachende Herangehensweise insbesondere in Verbindung mit der Anrechnung der relativen Wirksamkeit des Stickstoffs aus organischen Düngern, w_j , wie auch die Bewertung der unvermeidbaren Verluste, v_k . Beispielsweise werden in der Düngeverordnung für Stickstoff relevante Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsverluste in Höhe von 30% angesetzt und die relative Wirksamkeit der organischen N-Menge wird z.B. aus Rindergülle auf Werte von 60% im Jahr der Ausbringung angesetzt. Diese Verlustwerte werden von der Wissenschaft im Vergleich zu verfügbaren *best-practice* Produktionstechnologien als unverhältnismäßig hoch kritisiert, was im Übrigen zu den Adjustierungen des BMEL in den aktuellen Diskussionen zur Umsetzung der neuen DüV geführt hat (Quelle BMEL Pressemitteilung 17.09.2019).

Darüber hinaus wird kritisch gewürdigt, dass in der gängigen landwirtschaftlichen Praxis Landwirte tatsächlich noch höhere „unvermeidbare“ N-Verluste bzw. eine noch geringere N-Wirksamkeit für organischen Dünger unterstellen, sodass sich auf den Betrieben *de facto* sehr hohe Nährstoff-Bruttostoffstrombilanzen, insbesondere für Stickstoff ergeben, welche die tatsächliche potentielle ökologische Belastung der N-Überschüsse anzeigen, während *de jure* deutlich niedrigere Werte ausgewiesen werden (vergl. BDEW-Gutachten (Taube, 2018)), die bei Nutzung von *best-practice* Technologien in erheblichem Maße vermeidbar wären.

Wie sich aus den obigen Ausführungen ergibt, sind relevante Kennwerte für die Bodenbilanz die durchschnittliche Nährstoff-Ineffizienz, die sich als Linearkombination der Nährstoffineffizienzen des mineralischen Düngers E^Z und des organischen Düngers ergibt. Letztere entspricht der Ineffizienz des mineralischen Düngers dividiert durch die relative Wirksamkeit des organischen Düngers $\frac{E_j^Z}{w_j}$. Dabei ist der organische Nährstoffanteil gerade das relative Gewicht der Ineffizienz des organischen Düngers. Weiterhin folgt direkt aus Gleichung 3.2, dass der Nährstoffüberschuss bei gegebenen Ineffizienzparametern linear mit dem Ertragsniveau steigt. Analog hängt die Stallbilanz von der Nährstoffineffizienz, E^Z , sowie dem Anteil der unvermeidbaren Stall-, Lagerungs-, und Ausbringungsverluste, $v_{Gü,k}$, ab.¹

Es ist für die Modellierung am Beispiel des Nährstoffs Stickstoff weiter zu berücksichtigen, dass die Nährstoffverwertungseffizienz nicht nur zwischen unterschiedlichen Kulturarten variiert, sondern sich auch in Abhängigkeit der Bodennachlieferung und der Stellung der Kulturart in der Fruchtfolge verändert. In Tabelle 3.1 sind diese Varianzen für die wichtigsten Kulturarten auf der Grundlage von Expertendaten, die zur Kalibrierung des *Smart-Farm-SH*-Modells verwendet wurden, dargestellt².

¹ Kalkulatorisch wurden hier die Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste der Stallbilanz zugeordnet, obwohl die Ausbringungsverluste definitionsgemäß nicht der Stallbilanz zuzuordnen sind. Die weiteren Kalkulationen (Bodenbilanz, Stoffstrombilanz) bleibe davon unberührt.

² Die jeweils angegebenen Werte stellen ungewichtete Durchschnitte über eine Vielzahl von Produktionsaktivitäten mit 15 unterschiedlichen Bodenqualitäten dar. Insofern sind diese definitiv nicht repräsentativ für Schleswig-Holstein. Anhand

Tabelle 3.1: Aus der LP-Modellierung resultierende Stickstoff- und Ertragskennzahlen für die wichtigsten Kulturarten (Intensität: 1 = intensiv; 2 = extensiv)

Kultur	Intensität	N-Anteil	Ertrag	N-Ausfuhr	N-Ineffizienz-Relation			N-Überschuss kg N/ha		
		%	dt/ha	kg/ha	Min	Mean	Max	Min	Mean	Max
Winterweizen	1	2.1	80	-168	1.2	1.4	1.5	34	59	84
	2	2.0	42	-83	0.4	0.5	0.6	-50	-42	-33
Roggen	1	1.6	75	-120	1.4	1.6	1.8	48	72	96
	2	1.5	39	-59	0.5	0.6	0.7	-30	-24	-18
Triticale	1	1.7	83	-141	1.3	1.5	1.6	42	63	84
	2	1.6	43	-69	0.5	0.6	0.6	-35	-31	-28
Hafer	1	1.6	58	-92	1.2	1.3	1.4	18	28	37
	2	1.5	30	-45	0.5	0.5	0.5	-23	-23	-23
Winter-raps	1	3.3	37	-123	1.3	1.5	1.7	37	61	86
	2	3.1	20	-61	0.5	0.6	0.6	-30	-27	-24
Silomais (TM)	1	1.3	136	-177	0.8	0.9	1	-35	-18	0
	2	1.2	72	-150	0.3	0.4	0.4	-105	-98	-90
Wintergerste	1	1.6	69	-112	1	1.4	1.7	0	39	78
	2	1.5	36	-54	0.4	0.5	0.6	-32	-27	-21
Zucker-rüben	1	0.2	482	-132	1.4	1.6	1.7	53	73	92
	2	0.2	244	-44	0.5	0.6	0.6	-22	-20	-18
Grünland (TM)	1	2.4	88	-211	0.8	1.2	1.5	-42	42	105
	2	2.3	47	-113	0.3	0.5	0.6	-79	-56	-45

In dem *Smart-Farm-SH*-Modell kann der Betrieb für jede Kulturart zwischen einem intensiven und einem extensiven Produktionsverfahren wählen. Intensiv bzw. extensiv beziehen sich dabei auf den Input von N, P, K-Düngern. Für das intensive Verfahren ergeben sich vergleichsweise hohe Düngereinputs und entsprechende hohe Erträge, während sich für das korrespondierende extensive Produktionsverfahren ein vergleichsweise niedriger Dünger-Input und ein entsprechend geringer Ertrag ergibt. Unter den gegebenen ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen ist der Deckungsbeitrag für intensive Produktionsverfahren deutlich höher als für die korrespondierenden extensiven Produktionsverfahren. Allerdings hängt die relative ökonomische Vorzüglichkeit intensiver Produktionsverfahren auch stark von der Bodenqualität ab. Grundsätzlich ist diese umso geringer, je geringer die Bodenqualität ist. Umgekehrt weisen extensive Produktionsverfahren in der Regel signifikant niedrigere Nährstoff-Nettobilanzen auf, d.h. in der Regel Salden mit negativem Vorzeichen. Im *Smart-Farm-SH*-Modell sind die extensiven Produktionsverfahren quasi als "latente" Produktionsverfahren integriert, um betriebliche Anpassungsreaktionen auf veränderte politische Rahmenbedingungen, z.B. in Form einer verschärften Düngeverordnung, die die maximal zulässige Bruttostoffstrombilanz (Bruttonährstoffsalden) restringiert, umzusetzen. In diesem Fall könnten Betriebe einen Mix aus extensiven und intensiven Produktionsverfahren wählen, um die verschärften Bruttostoffstrombilanzen einzuhalten und gleichzeitig den Gesamtdeckungsbeitrag zu maximieren. Im Modell wird somit davon ausgegangen, dass solche Restriktionen (vgl. minus 20% Düngebedarfs – Diskussion in §13-Gebieten der EU-Nitratrictlinie) nicht in einer linearen Reduktion des Düngereinputs auf allen Flächen gleichermaßen münden, sondern zu strategischen Anpassungen im Sinne von intensiv/extensiv).

dieser Durchschnittswerte kann aber demonstriert werden, welche Varianzen hinsichtlich der N-Bilanz zwischen bzw. innerhalb der Kulturarten produktionstechnisch auftreten können.

Interessant ist somit einerseits wie sich die Bodenbilanzsalden für eine gegebene Kulturart (z.B. Weizen) zwischen extensiven und intensiven Produktionsverfahren unterscheiden. Andererseits ist es aber auch interessant, wie die Bodenbilanzen für ein intensives (bzw. extensives) Produktionsverfahren einer Kulturart variieren können allein aufgrund einer anderen Bodenqualität bzw. einer anderen Fruchtfolge. Um diese Varianzen abzuschätzen, wurden auf der Grundlage des *Smart-Farm-SH*-Modells für jede Kulturart und für jedes intensive und extensive Produktionsverfahren, das in dem Modell berücksichtigt wird, die jeweilige Schlagbilanz für Stickstoff berechnet. Dabei wurde unterstellt, dass der gesamte Stickstoff-Input durch mineralischen N-Dünger erfolgt.

Die zentralen Variablen sind die in den letzten drei Spalten angegebenen durchschnittlichen, sowie minimalen und maximalen N-Schlagbilanzsalden, die für jede Kulturart jeweils separat für eine intensive und extensive Produktionsweise unter der Annahme errechnet wurde, dass die gesamte Düngereinfuhr durch mineralischen Dünger erfolgt.

Wie aus Tabelle 3.1 zu erkennen ist, variieren die durchschnittlichen N-Ineffizienzen (definiert als $N\text{-Abfuhr} : N\text{-Zufuhr}$) von 0,3 für extensiven Maisanbau (das entspräche bei kurzfristiger Betrachtung bzw. einer günstigen Stellung des Maises in der Fruchtfolge einer sehr hohen Stickstoffdüngereffizienz (NfUE) ³ aufgrund der hochgradigen Nutzung des mineralisierten Bodenstickstoffs, bei mittel- bis langfristiger Betrachtung und insbesondere bei ungünstiger Fruchtfolgegestaltung (Selbstfolge) jedoch einem Verlust an Bodenfruchtbarkeit durch erhebliche Abbau des C/N-Bodenpools) bis hin zu 1,5 für intensiven Raps- oder Zuckerrübenanbau. Aber auch innerhalb einer Kulturart und bei gleicher Intensitätsstufe variieren die N-Ineffizienzen erheblich. Beispielsweise variiert die N-Ineffizienz für intensiven Weizenanbau von einem minimalen Wert von 1,2 bis zu einem maximalen Wert von 1,5. Dies entspricht bei einem durchschnittlichen Ertragsniveau von 77 dt/ha Schlagbilanzen von 34 bis zu 84 kg N/ha (siehe Tabelle 3.1).

Systematisch liegen die intensiven Kulturarten bei N-Input/Output-Verhältnissen von über 1, d.h. es ist mehr N-Input erforderlich als mit der Ernte abgeführt wird, während die extensiven Kulturarten durch N-Input/Output-Verhältnisse von unter 1 charakterisiert sind, d.h. es ergeben sich negative Schlagbilanzen, da dem Boden netto N entzogen wird. Auch der N-Entzug extensiver Kulturarten variiert erheblich je nach Fruchtfolge und Bodengüte, so ergibt sich für die extensive Weizenproduktion eine Varianz von -33 bis zu -50 kg/ha.

In Tabelle 3.1 wurde unterstellt, dass die gesamte N-Zufuhr über mineralische Düngung erfolgt. In der Realität verwenden Betriebe neben zugekauften mineralischen Düngern aber auch organischen Dünger. Wie sich unmittelbar aus den theoretischen Vorüberlegungen ergibt, verändern sich die N-Salden im Modell in Abhängigkeit des Einsatzes organischer Dünger. In Abbildung 3.4 ist dieser Zusammenhang für intensiven Weizen dargestellt. Dabei wurde von einem durchschnittlichen N-Input/Output-Verhältnis von 1,2 ausgegangen. Wie aus Abbildung 3.4 zu ersehen ist, hängt die

³ Hierbei muss beachtet werden, dass die in Tabelle 3.1 angegebenen Durchschnittserträge dem ungewichteten Durchschnitt über alle Produktionsaktivitäten, die im Modell berücksichtigt sind, entsprechen. Das heißt beispielsweise für intensiven Weizenanbau beinhaltet dies auch Weizenproduktion auf sehr leichten Mineralböden, für die sich nur sehr geringe Erträge ergeben. Reale Betriebe werden diese Produktionsaktivitäten unter den gegebenen ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen nicht realisieren, sondern intensiven Weizen auf guten Böden anbauen, für die sich deutlich höhere Erträge ergeben. Dies folgt selbstverständlich auch für die entsprechenden Modellsimulationen in Abschnitt 4.

Steigerung des N-Bodenbilanzsaldos, von der relativen Wirksamkeit des organischen Düngers ab. Je geringer die relative Wirksamkeit ist, desto größer ist die Steigerung. Geht man von einer relativen Wirksamkeit von $w = 0,6$ aus, so steigt die N-Bilanz um 6,3 kg N/ha pro 10 Prozentpunkte eines erhöhten Anteils an organischem Dünger. Unterstellt man eine geringe relative Wirksamkeit von $w = 0,1$, so steigt der N-Überschuss bereits um 14,5 kg N/ha pro 10 Prozentpunkte, während diese Steigerung bei einer hohen Wirksamkeit ($w = 0,8$) nur bei 3 kg N/ha liegt. In absoluten Zahlen erhöhen sich die N-Bodensalden aber erheblich durch einen höheren Anteil an organischem Dünger. Beispielsweise steigt der N-Saldo eines intensiven Weizenanbaus bei einer unterstellten relativen N-Wirksamkeit von $w = 0,6$ von 52 kg N/ha bei rein mineralischer Düngung auf rund 80 kg N/ha bei einem organischen Düngeranteil von 50%.

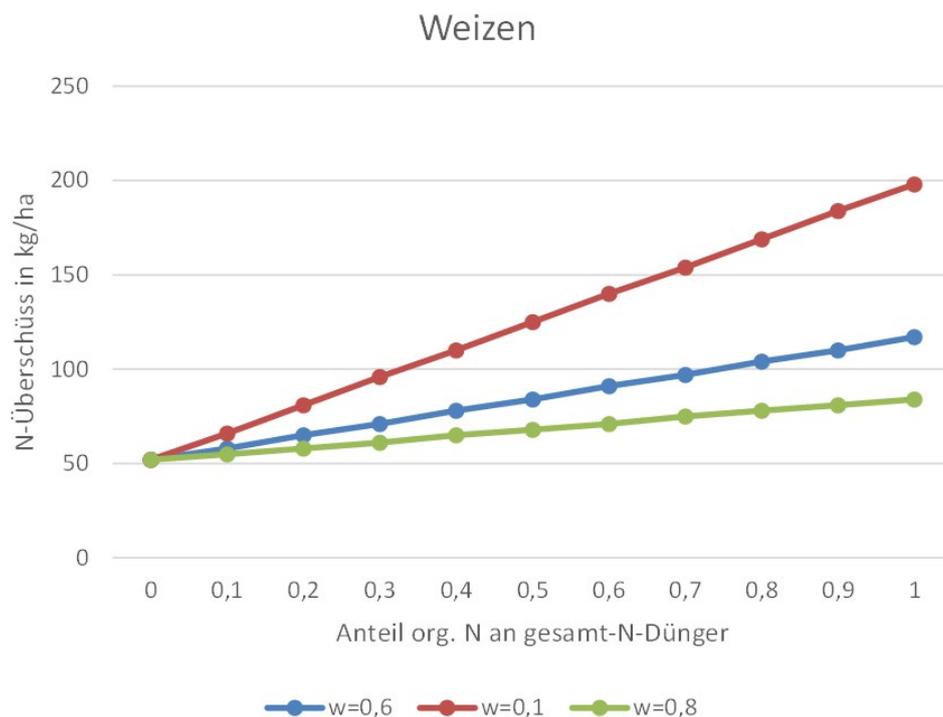


Abbildung 3.4: N-Überschuss in Abhängigkeit des Anteils von organischem Dünger für unterschiedliche relative N-Wirksamkeiten des organischen Düngers im Vergleich zu Mineraldünger (w) im System intensiver Weizenanbau

Neben dem Anteil des organischen Düngers und der relativen Wirksamkeit hängt der Flächenbilanzsaldo natürlich vom Ertragsniveau ab. Unterstellt man konstante Input/Output-Verhältnisse, so folgt aus Gleichung 3.1, dass der Flächenbilanzsaldo eine lineare Funktion des Ertragsniveau ist. Somit ergibt sich eine Elastizität von 1, d.h. wenn der Ertrag um 1% gesteigert wird, steigt auch der N-Überschuss um 1%. Tatsächlich weisen entsprechende Analysen jedoch daraufhin, dass die N-Effizienz mit zunehmendem Ertragsniveau abnimmt, d.h. es ergeben sich entsprechend höhere Elastizitätswerte über 1. Insgesamt zeigen die hier dargestellten einfachen Rechenschritte, dass die N-Flächenbilanz signifikant durch die jeweiligen Nährstoffflussparameter determiniert wird.

Die durchgeführten Analysen der eingegebenen Modellparameter unterstreichen, dass es für die korrekte Messung von Flächenbilanzen von fundamentaler Bedeutung ist, dass relevante Nährstoffflussparameter, insbesondere N-Effizienz, relative N-Wirksamkeit und Anteil des organischen Düngers und auch das Ertragsniveau bzw. der N-Anteil im Erntegut, für die jeweiligen Kulturpflanzen bzw. konkreten Produktionsaktivitäten genau gemessen werden beziehungsweise müssen bei empirischen

Analysen, die Messfehler dieser Parameter explizit berücksichtigt werden, so dass es in der Konsequenz sinnvoll erscheint, jeweils entsprechende Messintervalle anstatt einen konkreter Messwert für die N-Bilanzen anzugeben. Es spricht danach einiges dafür, neben den fixen Werten einer einfachen Bilanzierung mit fixen Annahmen allein anhand der Erntestatistik bzw. der Tierbesatzzahlen, wie wir sie im ersten Nährstoffbericht 2015 ausgegeben haben und wie sie unter anderem von (Bach *et al.*, 2014) vorgenommen wird, einen weiteren Ansatz zu verfolgen, der die Varianz einbezieht und Wahrscheinlichkeitsmaße für bestimmte Szenarien ermittelt. Diesen zweiten Weg verfolgen wir mit dem neu konzipierten *Smart-Farm-SH*-Modell.

3.2 Nährstoffbilanzen im Smart-Farm-SH-Modell

3.2.1 Formale Modellstruktur

Das ökonomische Kernmodul des *Smart-Farm-SH*-Modells ist ein regionalisiertes Lineares Programmierungsmodell (LP) mit Modellbetrieben für 22 Unternaturräume, acht Betriebstypen und vier Betriebsgrößenklassen. Diese 22 Unternaturräume von Schleswig-Holstein stellen homogene, räumliche Einheiten mit ähnlichen natürlichen Bedingungen in Höhenlage, Oberflächenform, Boden, Klima und Vegetation dar. Die Einteilung der Betriebe in die verschiedenen Betriebstypen beruht auf Standarddeckungsbeiträgen. Die Modellbetriebe können aus ca. 1.800 verschiedenen Produktionsaktivitäten auswählen, wobei alle wichtigen Aktivitäten des Pflanzenbaus, der Tierhaltung und der Biogasproduktion abgedeckt werden. Für den Pflanzenbau stehen alle relevanten Marktfrüchte sowie Futterbaufrüchte zur Verfügung. Die Nährstoffversorgung wird über eigene Aktivitäten bereitgestellt, wobei sowohl Mineraldünger als auch auf dem Betrieb anfallender organischer Dünger genutzt werden kann. Im Rahmen der Düngeverordnung und produktionstechnischer Beschränkungen kann jeder Betrieb selber auswählen, wie die Nährstoffzufuhr erfolgen soll. In der Tierhaltung stehen Milchproduktion, Rindermast bzw. Aufzucht, Schafhaltung sowie Schweinemast und Ferkelproduktion zur Auswahl. Über den Grundfutterbedarf der Rinderhaltung und den anfallenden organischen Dünger sind die Tierhaltung und der Pflanzenbau miteinander verknüpft. Ähnlich wie bei der Rinderhaltung, bei der Raufutter als Input benötigt wird, ist bei der Biogasproduktion die innerbetriebliche Verwendung von Mais als Substrat vorgesehen. Anders als bei der Rinderhaltung kann zusätzlich auch Substrat von außerhalb zugekauft werden. Vereinfacht wird angenommen, dass Biogasanlagen nur mit Mais oder Mais und Gülle als Substrat genutzt werden. Außerdem wird auch von Biogasanlagen organischer Dünger für pflanzenbauliche Aktivitäten geliefert. Es stehen sechs Biogasaktivitäten zur Verfügung; dabei wird zwischen den Größen 190, 350 und 540 kW_{el} und den Substratnutzungen Mais und Mais plus Gülle unterschieden. Von den anderen Produktionsalternativen unterscheidet sich die Biogaserzeugung vor allem darin, dass die jeweiligen Betriebe bei einer Aufnahme dieser Aktivität erst in eine Biogasanlage investieren müssen. Für alle anderen Produktionsaktivitäten werden die entsprechenden Betriebsausstattungen als gegeben angenommen. Begrenzt werden die Aktivitäten durch die jeweilige Ausstattung der Betriebe (Boden, Stallplätze, Arbeit usw.), gesetzliche Vorgaben (Düngeverordnung, Cross-Compliance usw.) oder Beziehungen wie zum Beispiel Vorfruchtbedingungen. Insgesamt liegen ca. 540 verschiedene Restriktionen vor. Die Preise bzw. Kosten der Aktivitäten und Faktoransprüche sind in Form von Mittelwerten aus Zeitreihen der letzten 10 Jahre abgeleitet (KTBL, Landwirtschaftskammer S-H). Die Produktionsstruktur der Betriebe wird aus den Aktivitäten so modelliert, dass als Zielfunktion der Gesamtdeckungsbeitrag (GDB) maximiert wird. $Max: GDB = \sum_{j=1}^n C_j X_j$, wobei C_j den Deckungsbeitrag und X_j den Umfang der Aktivität j darstellt. Der Deckungsbeitrag ist für jede Aktivität als die Differenz der jeweiligen Markterlöse, $Y_j P_j$ und der jeweiligen variablen Kosten, $\sum_{v_j} X_{v_j} P_{v_j}$: $C_j = Y_j P_j - \sum_{v_j} X_{v_j} P_{v_j}$. Die Auswahl der Aktivitäten ist

durch technologische Restriktionen beschränkt, die die Produktionstechnologie (relevante Inputanforderungen, Fruchtfolgerestriktionen etc.), vorhandene Ausstattung mit quasi-fixen Produktionsfaktoren (Boden nach unterschiedlichen Bodenqualitäten, Kapitalausstattung, z.B. Stallplätze) sowie relevante politische Rahmenbedingungen (Düngeverordnung, EEG, europäische bzw. deutsche agrarpolitische Bestimmungen etc.). Formal werden Beschränkungen mit Hilfe einer Matrix von Inputkoeffizienten, A , abgebildet. Die optimale Produktionsstruktur, x^* , ergibt sich dann aus der folgenden Maximierung:

$$x^* = \operatorname{argmax} \sum_{j=1}^n C_j X_j \quad \text{s. t. : } Ax \leq b$$

3.2.2 Aggregation der individuellen LP-Modelle

Insgesamt ergeben sich 416 individuelle LP-Modelle, wobei jedes LP-Modell $LP(r, t, s)$ einen speziellen Unternaturraum ($r = 1, \dots, 22$), einen speziellen Betriebstyp ($t = 1, \dots, 8$) und eine spezielle Betriebsgröße ($s = 1, \dots, 4$) abbildet⁴. Um die individuellen Ergebnisse $X(r, t, s)$ konsistent zu aggregieren, werden die individuellen LP-Ergebnisse mit entsprechenden Betriebsfallzahlen, $X(r, t, s)$ gewichtete und das jeweilige aggregierte Ergebnisse X ergibt sich als gewichtete Summe der individuellen LP-Ergebnisse: $X = \sum_{r,t,s} \omega(r, t, s)X(r, t, s)$

Insbesondere erfolgt eine Aggregation der Ergebnisse auf regionaler Ebene, d.h. für Gesamt Schleswig-Holstein bzw. auf Kreisebene sowie auf Unternaturraumbene. Ein grundsätzliches Problem, dass sich hinsichtlich einer konsistenten Aggregation der individuellen LP-Modelle ergibt, ist die empirische Ermittlung der jeweils relevanten empirischen Gewichte, ω . Konkret sind die Betriebszahlen für die jeweiligen regionalen, Betriebstypen und Betriebsgrößen spezifischen LP-Modelle nicht aus verfügbaren landesstatistischen Daten ableitbar. Nur für das Jahr 2004 stand eine Kompletterhebung von rund 14700 Betrieben für Schleswig-Holstein aus der damaligen amtlichen Prämienantragstellung zur Verfügung. Um eine konsistente regionale Aggregation insbesondere der jeweiligen regionalen Stoffstrombilanzen zu ermöglichen, wurden die jeweiligen relevanten Betriebszahlen mit Hilfe eines Bayesianischen Schätzverfahrens ermittelt, wobei die jeweiligen Betriebszahlen aus dem Jahr 2005 als Prior verwendet wurden. Weiterhin wurden statistisch verfügbare Tierbestände auf Kreisebene sowie für Gesamt-Schleswig-Holstein für Milchkühe, Rinder insgesamt sowie für Zuchtsauen und Mastschweine ermittelt. Die Betriebszahlen wurden dann unter der Restriktion geschätzt, dass die gewichtete Hochrechnung der jeweiligen LP-Modellergebnisse mit den jeweiligen statistischen Tierbestandszahlen übereinstimmt. Zusätzlich wurde angenommen, dass die jeweilige Gesamtfläche auf Unternaturraumbene mit der aus den gewichteten LP-Modellen errechneten Fläche übereinstimmt.

Da Tierbestandszahlen nur auf Kreisebene sowie für Gesamt-Schleswig-Holstein verfügbar waren, konnte das *Smart-Farm-SH*-Modell entsprechend nur auf der Kreisebene sowie für Gesamt-Schleswig-Holstein konsistent aggregiert werden – wir haben daher auf eine Ausweisung der Ergebnisse auf Unternaturraumbene verzichtet.

⁴ Rechnerisch ergeben sich $22 \times 8 \times 4 = 704$ unterschiedliche regionale, Betriebstypen und Betriebsgröße spezifischen LP-Modelle, von den aber empirisch nur 416 besetzt sind.

4. Empirische Analysen der Nährstoffflüsse in Schleswig-Holstein

4.1 Definition von Simulationsszenarien

Die jeweiligen Stoffflüsse werden mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell für unterschiedliche Simulationsszenarien berechnet. Grundsätzlich werden Simulationen für zwei Zeitperioden durchgeführt. Periode I umfasst die technischen Produktionsbedingungen und Marktpreise für die Jahre 2008-2012 und Periode II für die Jahre 2013-2017. Dabei werden für die jeweiligen Input- und Outputpreise in jeder Periode gleitende 5-Jahres-Durchschnittswerte berechnet, die dann jeweils als exogene Inputs in die entsprechenden LP-Modelle eingehen. Hinsichtlich der Produktionstechnologie wird zwischen den Perioden I und II die Realisierung von technischem Fortschritt in die LP-Modell implementiert. Der jeweilige technische Fortschritt wird dabei aktivitätsspezifisch auf der Grundlage verfügbarer Ertragsdaten spezifiziert. Dabei wird angenommen, dass der Nährstoffinput pro Produkteinheit für jede Produktionsaktivität mit höherem Ertragsniveau steigt. Das heißt, für pflanzliche Produktionsaktivitäten wird angenommen, dass mit höherem Ertragsniveau der Düngerinput überproportional steigt, also die Nährstoffeffizienz *ceteris paribus* mit der Realisierung des technischen Fortschritts abnimmt. Analog wird für die tierischen Produktionsaktivitäten angenommen, dass der Futtermittelinput pro produzierter tierischer Outputeinheit (geringfügig) steigt.

Um eine nominelle Vergleichbarkeit mit dem Nährstoffbericht aus dem Jahr 2015, der sich auf das Jahr 2010 bezieht, herzustellen, wird die Periode I im Folgenden mit dem Label 2010 und die Periode II mit dem Label 2015 bezeichnet, obwohl nun jeweils mehrere aggregierte Datenjahre hinter diesen Jahreszahlen stehen. Für jede Periode werden im *Smart-Farm-SH*-Modell drei Szenarien hinsichtlich der Effizienz der Verwertung der anfallenden Gülle als organischer Dünger definiert. Wie im Methodenteil oben beschrieben, ist nur ein bestimmter Anteil der in der Gülle enthaltenen Nährstoffe als organischer Dünger direkt wirksam einsetzbar, da einerseits unvermeidbare Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste entstehen und andererseits organischer Dünger gegenüber mineralischem Dünger eine geringere/langsamere Wirksamkeit aufweist. Dabei ist für die Ermittlung realer Stoffflüsse auf den landwirtschaftlichen Betrieben die von den Landwirten angenommene Wirksamkeit und nicht die tatsächliche *best-practice* produktionstechnisch mögliche Wirksamkeit relevant. Grundsätzlich wird im Modell ein mittleres Szenario ($N_{\text{eff-mittel}}$), ein niedriges Szenario ($N_{\text{eff-niedrig}}$) und ein hohes Szenario ($N_{\text{eff-hoch}}$) definiert. Die Grundlage für die Koeffizienten in den drei Szenarien wird aus Experteninterviews insbesondere mit Fachleuten aus der Düngeberatung im Lande hergeleitet, wohl wissend, dass diese Werte NICHT den Vorgaben der entsprechenden Angaben in der DüV entsprechen, sondern vielmehr eine realistische Varianz in der Umsetzung der DüV auf den Betrieben abbilden sollen.

Die genaue Implementation der Modellparameter für die einzelnen Szenarien sind komplex, da die jeweiligen Nährstoffeffizienzen, d.h. welcher Anteil der insgesamt vom Tier in der Gülle ausgeschiedenen Nährstoffe wird als organischer Dünger wirksam, vom konkreten Tierproduktionsverfahren abhängt. Im Modell ist diese Komplexität über die Implementierung der Standardwerte zu den N-Ausscheidungen aus den Anlagen der DüV (2007) berücksichtigt. Für das Modell ist es dabei irrelevant, ob die angenommenen Nährstoffverluste als unvermeidbare Lagerungs-, Stall oder Ausbringungsverluste laut DüV (2007) auftreten oder aber aufgrund einer geringeren Wirksamkeit des organischen Düngers entstehen. Für Phosphat werden grundsätzlich höhere Nährstoff-Effizienzen unterstellt. Dies ergibt sich insbesondere aus der Tatsache, dass für Phosphor keine gasförmigen Verluste auftreten. Beispielsweise wird für Milchkühe mit einer Leistung von 7500 kg eine Bruttomenge von

47 kg P₂O₅ im Modell angenommen, die mit der Gülle pro Milchkuh ausgeschieden werden. Für das mittlere Szenario wird weiterhin angenommen, dass von den 47 kg 22 kg P₂O₅ als organischer Phosphatdünger wirksam werden, d.h. es ergibt sich eine P-Effizienz von 22/47 = 47%. Die jeweils für das mittlere Szenario unterstellten Nährstoff-Effizienzen werden für das hohe Szenario (N_{eff}-hoch) für alle Produktionsaktivitäten um den Faktor 1,2 erhöht, hingegen für das niedrige Szenario (N_{eff}-niedrig) um den Faktor 0,8 abgesenkt. Die vorgenommene Parameterkalibrierung hinsichtlich der Nährstoffeffizienz der Gülle basiert dabei grundsätzlich auf aktuellen Expertenschätzungen wie auch verfügbaren Daten aus der Beratung, insbesondere in den spezialisierten Tierhaltungsbetrieben. Da die Datengrundlage hinsichtlich dieser sensitiven Parameter nicht sehr gut ist, wurde mit den gebildeten Nährstoffeffizienz-Szenarien versucht, den gesamten möglichen Parameterraum abzudecken. Inhaltlich impliziert eine von den Landwirten unterstellte geringe N-Effizienz der Gülle, dass die Betriebe entsprechend mehr mineralischen Dünger einsetzen. Entsprechend führen die jeweiligen Parameter-Szenarien für die jeweiligen Betriebstypen zu unterschiedlichem Input von zugekauftem mineralischem Dünger pro ha. Somit kann anhand empirischer Daten für den Input von mineralischem Dünger der einzelnen Betriebstypen statistische Inferenzen bzgl. der unterschiedlichen unterstellten Modellparameterkonstellationen gezogen werden. Methodisch erfolgt dies mit Hilfe von Bayesianischen Schätztechniken. Diese werden im Detail im Anhang beschrieben. Prinzipiell ist es mit Hilfe der Bayesianischen Methoden möglich, die relative Wahrscheinlichkeit zu schätzen, mit der eine spezielle Modellparameterkonstellation, 'N_{eff}-niedrig', 'N_{eff}-mittel' bzw. 'N_{eff}-hoch', den beobachteten Betriebstypen spezifischen mineralischen N-Düngereinsatz als wahre Daten generierender Prozess erzeugt hat. Zugleich erlaubt das Bayesianische Verfahren dabei die simultane Berücksichtigung von statistischen Daten wie auch von *a priori* Experteninformationen. Neben der Wahrscheinlichkeit der jeweiligen Modellparameterszenarien lassen sich mit dem Bayesianischen Verfahren auch die konkreten Parameter für die realisierten unvermeidbaren N-Verluste wie auch die relative Wirksamkeit für organischen Stickstoff bestimmen. In der Tabelle 4.1. sind im Modell berücksichtigten Parameterkonstellationen ausgeführt:

Tabelle 4.1. Simulationsszenarien im *Smart-Farm-SH*-Modell zur Ableitung der Gesamt-Varianz der Nährstoffeffizienz organischer Dünger (Gülleverwertung abzüglich unvermeidbare Verluste Lager/Ausbringung) ausgedrückt als prozentualer pflanzenverfügbarer Anteil der N/P-Ausscheidungen der Tiere für die Erwartungsszenarien N_{eff}-niedrig/mittel/hoch in den zeitlichen Perioden ‚2010‘ und ‚2015‘

Effizienz Gülle	Gülle-Verwertung	2010 Preise 2008-2012	2015 Preise 2013-2017
N _{eff} -niedrig	27 %	SH N _{eff} -niedrig 2010	SH N _{eff} -niedrig 2015
N _{eff} -mittel	35 %	SH N _{eff} -mittel 2010	SH N _{eff} -mittel 2015
N _{eff} -hoch	42 %	SH N _{eff} -hoch 2010	SH N _{eff} -hoch 2015

4.2 Vergleich des Smart-Farm-SH-Modells mit alternativen Ansätzen von Bach und Taube

4.2.1 N-Bilanzen

In Abbildung 4.1 sind die N-Bodenbilanzen für Stickstoff für die drei Effizienzszzenarien für die Periode „2010“ sowie die entsprechenden N-Bodenbilanzen, wie sie sich nach dem Verfahren von (Bach *et al.*, 2014) bzw. (Taube *et al.*, 2015) ergeben, für die Kreise in Schleswig-Holstein aufgeführt.⁵

⁵ Die ausgewiesenen Bilanzen des Smart-Farm-SH Ansatzes entsprechen dabei den im methodischen Teil definierten Bodenbilanzen (Bodenbilanz = Flächenbilanz mit unterschiedlichen Verlustkoeffizienten für Gülle). Die Bilanzen nach Bach und

Wie im vorherigen Kapitel aufgeführt, sind mit dem Term Bodenbilanzen *de facto* Flächenbilanzen nach DüV (2007) zu verstehen, jedoch unter Berücksichtigung der erwarteten Nährstoffnutzungseffizienz aus der Gülle (entsprechend der Szenarien aus Tabelle 4.1) und nicht entsprechend der sogenannten ‚unvermeidbaren Verluste‘ nach DüV (2007) für die Kalkulation der ‚Netto-Flächenbilanz‘.

Wie aus der Abbildung 4.1 ersichtlich, entsprechen die Flächenbilanzsalden von Taube *et al.* weitgehend den mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell berechneten Bodenbilanzsalden, wobei das niedrige Szenario der Bodenbilanz die beste Übereinstimmung mit der seinerzeit kalkulierten Flächenbilanz nach DüV ausweist, d.h. mit einer von den Landwirten unterstellten geringen N-Effizienz der Gülle von nur knapp 30%.

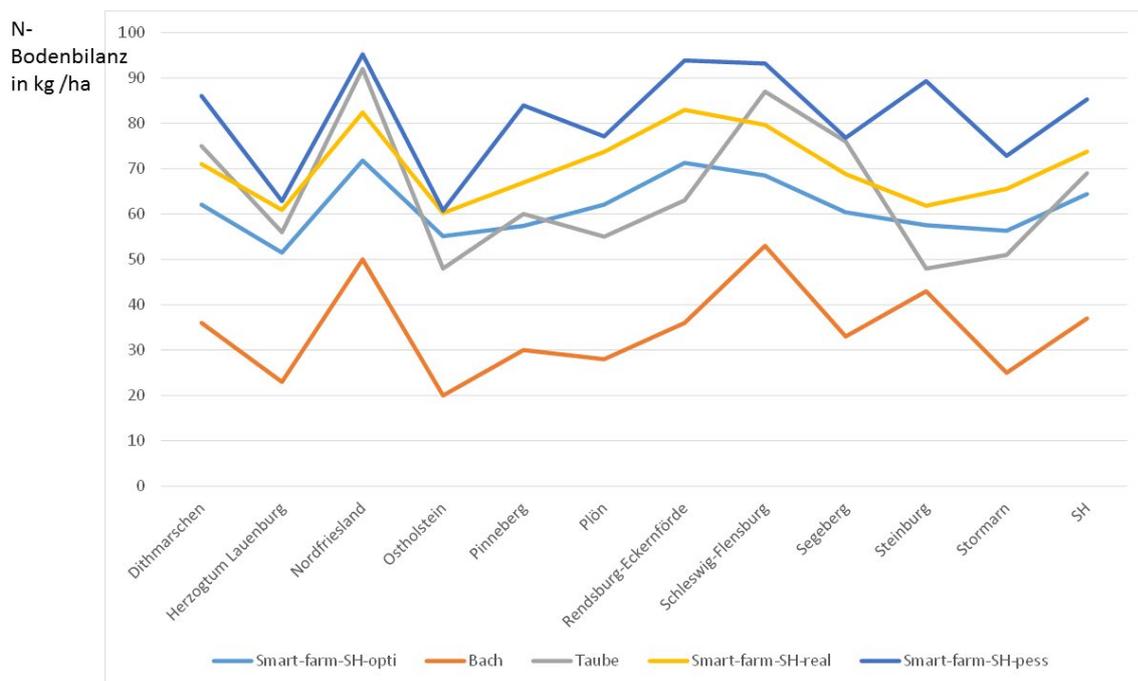


Abbildung 4.1: N-Bodenbilanzsalden aus dem *Smart-Farm-SH*-Modell für die unterschiedlichen N-Verwertungseffizienzen aus der Gülle (‚N_{eff}-hoch‘, ‚N_{eff}-niedrig‘, ‚N_{eff}-mittel‘) für den Zeitraum ‚2010‘ verglichen mit den Flächenbilanzsalden nach DüV (2007) entsprechen Bach (2014) bzw. Taube *et al.* (2015) in den Kreisen Schleswig-Holsteins (1-11) sowie im Durchschnitt des Landes (12)

Hingegen fallen die mit dem Ansatz von Bach berechneten Bilanzsalden (*top down* – Ansatz) deutlich aus dem Intervall des *Smart-Farm-SH*-Modells heraus, was am dort kalkulierten, deutlich niedrigeren Mineraldüngereinsatz nach Bach liegt. Dieser liegt auf Landesebene 40 kg unter dem Mineraldüngereinsatz des *Smart-Farm-SH*-Modells, der sich für das realistischere Szenario ergibt. Tatsächlich wird in der Berechnung von Bach mit EN = 1,06 ein sehr hoher Input/Output-Relation für mineralischen N-Dünger unterstellt. Weiterhin wird diese grundsätzlich für alle Regionen angenommen. Fällt die tatsächliche N-Verwertungseffizienz niedriger aus, so führt die residuale Berechnung des mineralischen Düngers nach Bach zu einer systematischen Unterschätzung der eingesetzten mineralischen Düngermengen.

Taube entsprechenden nach dem DüV-Flächenbilanz-Verfahren berechneten Bilanzen, wobei allerdings die biologische N-Fixierung für den Ansatz nach Bach bzw. Taube herausgerechnet worden ist. Dies ist notwendig, um eine Vergleichbarkeit mit dem *Smart-Farm-SH* Ansatz zu gewährleisten.

Das *Smart-Farm-SH*-Modell berücksichtigt für jede Kulturart und jede Bodenqualität eine individuelle produktionstechnisch bedingte N-Effizienz. Damit ergibt sich je nach regionaler Boden- und Anbaustruktur eine spezielle durchschnittliche N-Effizienz für jede Region. Beispielsweise liegt die N-Effizienz für die Periode 2010 im mittleren Szenario bei rund $EN = 1,17$ also deutlich niedriger als die im Bach-Ansatz unterstellte. Nach dem Bach-Ansatz werden produktionstechnisch rund 6% mehr mineralischer N-Dünger benötigt, als tatsächlich durch das Erntegut abgeführt wird. Nach dem *Smart-Farm-SH*-Modell sind es durchschnittlich 17%. Darüber hinaus ergibt sich eine erhebliche regionale Variabilität. Für das mittlere Szenario ($N_{\text{eff-mittel}}$) schwankt das durchschnittliche N-input/Output-Verhältnis zwischen 1,05 in Steinburg bis zu 1,27 in Ostholstein. Diese regionale Variabilität ergibt sich aufgrund der speziellen regionalen Produktions- und Bodencharakteristika, die im Ansatz von Bach nicht berücksichtigt werden (können).

Tabelle 4.2⁶: N-Bodenbilanzen in den Landkreisen Schleswig-Holsteins nach dem *Smart-Farm-SH*-Modell (Szenario 2010) mit den unterschiedlichen N-Verwertungseffizienzen aus der Gülle ($N_{\text{eff-hoch}}$, $N_{\text{eff-niedrig}}$, $N_{\text{eff-mittel}}$) verglichen mit den Flächenbilanzsalden nach DüV (2007) entsprechend Bach (2014) bzw. Taube *et al.* (2015) für das Jahr 2010

Kreise	Wirtschaftsdünger					Mineraldünger					Abfuhr					Bodenbilanzsaldo				
	h	B	T	m	n	h	B	T	m	n	h	B	T	m	n	h	B	T	m	n
Dithmarschen	90	92	93	89	94	141	98	138	148	155	171	154	156	171	169	59	36	75	66	79
Helau	43	49	51	40	45	160	129	156	171	167	155	155	151	154	155	48	23	56	57	57
Nordfriesland	112	127	126	110	113	133	84	130	143	146	170	161	164	170	168	75	50	92	84	91
Ostholstein	25	35	32	22	25	193	151	183	202	197	169	166	167	168	168	50	20	48	55	54
Pinneberg	95	83	83	98	95	126	85	116	128	145	159	138	139	158	158	61	30	60	68	81
Plön	61	59	61	59	58	166	134	156	177	179	167	165	162	166	168	60	28	55	69	70
RD-ECK	107	90	98	101	103	121	110	129	134	140	160	164	164	159	160	68	36	63	76	84
SL-FL	130	128	130	122	128	103	87	114	119	119	160	162	157	158	158	73	53	87	82	90
Segeberg	79	80	88	75	77	134	95	124	140	143	150	142	136	147	145	62	33	76	68	74
Steinburg	118	114	115	148	114	116	97	106	102	139	163	168	173	164	160	71	43	48	86	92
Stormarn	60	55	59	57	58	152	124	145	160	164	156	154	153	154	154	56	25	51	63	68
SH	89	90	92	87	88	139	107	136	148	154	164	160	159	163	163	64	37	69	72	80

⁶ In Tabelle 4.2. ergeben sich grundsätzlich geringere Bodenbilanzen für eine höhere unterstellte N-Effizienz der Gülleverwertung, d.h. diese ist am geringsten für das Szenario h gefolgt von dem Szenario m und die höchsten Bilanzen ergeben sich für das Szenario n. Auf betrieblicher Ebene folgt bei unterstellter konstanten Produktionsstruktur, dass eine höhere N-Effizienz der Gülle *ceteris paribus* zu einer Erhöhung des Einsatzes organischen Düngers und einer entsprechenden Reduktion des mineralischen Düngers führt. Allerdings ergeben sich aufgrund der höheren N-Effizienz der Gülleverwertung auch unmittelbare Anpassungen des optimalen Produktionsprogramms eines Betriebes. Beispielsweise verändert dies die relative Vorzüglichkeit intensiver versus extensiver Produktionsverfahren und auch pflanzenbaulicher versus tierischer Produktionsaktivitäten. Insofern kann es insgesamt bereits auf betrieblicher Ebene zu kontraintuitiven Veränderungen des organischen und mineralischen Düngereinsatzes kommen, d.h. z.B. mineralischer Düngereinsatz ist für eine unterstellte höhere N-Effizienz der Gülle höher und nicht niedriger im Vergleich zu einer niedrigeren N-Effizienz. Ebenso kann der Einsatz des organischen Düngers für eine unterstellte höhere N-Effizienz niedriger und nicht höher sein. Dies erklärt die z.T. kontraintuitiven durchschnittlichen Bilanzströme in den Tabelle 4.2 und auch 4.3. Darüber hinaus können im Rahmen des *Smart-Farm-SH*-Modells entsprechende kontraintuitive Entwicklungen auf der Makroebene für durchschnittliche Nährstoffströme auf Kreisebene entstehen, da für jedes Szenario separat eine Bayesianische Anpassung der Betriebsfallzahlen erfolgt.

4.2.2 P-Bilanzen

In Abbildung 4.2 sind die Phosphat-Bodenbilanzsalden für die drei Effizienzszenarien für die Periode "2010" sowie die entsprechenden Nährstoffflüsse, wie sie sich nach dem Verfahren von (Taube *et al.*, 2015) ergeben, für die Kreise in Schleswig-Holstein aufgeführt. Weiterhin sind die Phosphat-Bodenbilanzen für die einzelnen Kreise in Abbildung 4.2 aufgeführt. Ähnlich wie für Stickstoff ausgeführt liegen die Phosphat-Bodensalden nach Taube *et al.* (2015) zwischen den Szenarien ‚N_{eff}-mittel‘ und ‚N_{eff}-niedrig‘ für das *Smart-Farm-SH*-Modell. Wird berücksichtigt, dass ein tolerierbarer Grenzwert für den Phosphat-Überschuss bei 10 kg P₂O₅ /ha, entsprechend 4,4 kg P/ha liegt, so wird die Dramatik der P-Überschüsse in den Landkreisen mit hoher Tierdichte deutlich.

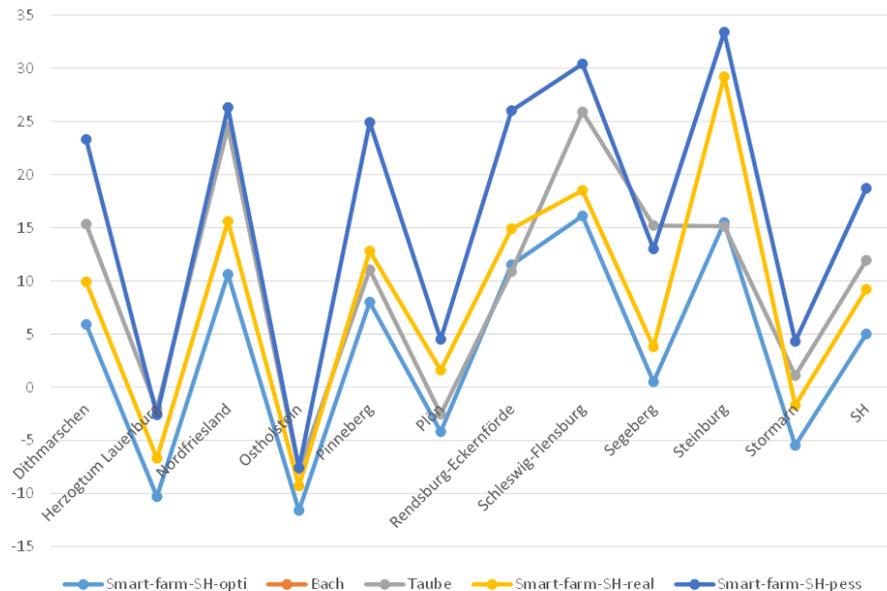


Abbildung 4.2: Phosphat-Bodenbilanzsalden aus dem *Smart-Farm-SH*-Modell für die unterschiedlichen P-Verwertungseffizienzen aus der Gülle (‚N_{eff}-hoch‘, ‚N_{eff}-niedrig‘, ‚N_{eff}-mittel‘) für den Zeitraum ‚2010‘ verglichen mit den Flächenbilanzsalden nach DüV (2007) entsprechen Taube *et al.* (2015) in den Kreisen Schleswig-Holsteins

Tabelle 4.3: Phosphat-Bodenbilanzen in den Landkreisen Schleswig-Holsteins nach dem *Smart-Farm-SH*-Modell (Szenario 2010) mit den unterschiedlichen P-Verwertungseffizienzen aus der Gülle (N_{eff}-hoch, N_{eff}-niedrig, N_{eff}-mittel) verglichen mit den Flächenbilanzsalden nach DüV (2007) entsprechend Taube *et al.* (2015) für das Jahr 2010

Kreise	Wirtschaftsdünger				Mineraldünger				Abfuhr				Bodenbilanzsaldo			
	h	T	m	n	h	T	m	n	h	T	m	n	h	T	m	n
Dithmarschen	45	46	45	47	22	19	27	36	61	50	61	60	6	15	10	23
HeLau	21	30	20	22	31	28	36	37	63	59	63	62	-10	-2	-7	-3
Nordfriesland	56	65	56	57	15	11	21	29	61	52	61	60	11	24	16	26
Ostholstein	13	20	11	13	44	38	48	48	68	66	68	68	-12	-8	-9	-8
Pinneberg	48	41	49	48	18	12	21	34	58	42	57	57	8	11	13	25
Plön	31	34	30	29	30	25	37	41	65	62	65	65	-4	-3	2	5
RD-ECK	54	50	51	52	15	16	22	31	57	56	58	58	12	11	15	26
SL-FL	66	72	61	65	7	8	14	21	56	54	56	55	16	26	19	30
Segeberg	39	49	38	38	19	14	23	30	58	48	57	55	1	15	4	13
Steinburg	60	60	75	58	12	8	9	31	56	52	55	56	16	15	29	33
Stormarn	30	36	29	29	26	23	31	36	62	58	61	61	-6	1	-2	4
SH	45	49	44	44	21	18	26	35	61	55	61	60	5	12	9	19

4.2.3 Welche Nährstoffausnutzungen aus der Gülle setzen Landwirte an?

Wie ausgeführt ist die unterstellte Wirksamkeit der Nährstoffe aus organischen Düngern eine erhebliche Unsicherheitsvariable in der Abschätzung der Nährstoffsalden. Insofern wurde eine erweiterte Bayesianische Schätzung der beiden zentralen Parameter, Wirksamkeit des organischen N-Düngers und unvermeidliche Gülleverluste durchgeführt, die neben den Daten des Buchführungsverbands zusätzlich Experteninformationen verwendet. Konkret konnte mit diesem statistischen Verfahren die *a posteriori* Wahrscheinlichkeit für jede Modellspezifikation, d.h. die Modellszenarien N_{eff} -niedrig, N_{eff} -mittel und N_{eff} -hoch für die zeitlichen Szenarien 2010 und 2015 bestimmt werden. Weiterhin konnte für jedes Modellszenario die wahrscheinlichste durch Landwirte unterstellte Wirksamkeit des organischen N-Düngers bei konstant angenommenen unvermeidbaren N-Verlusten (nach DüV in Höhe von 30% der N-Ausscheidungen) geschätzt werden.

Danach ergibt sich für den Durchschnitt beider Zeiträume die mit Abstand höchste Wahrscheinlichkeit in der Größenordnung von über 60% der Fälle für das Szenario N_{eff} -niedrig, d.h. insgesamt impliziert dies, dass für das Modellszenario (N_{eff} -niedrig) 73-74% des gesamten organischen N, der in der Tierproduktion anfällt, nicht verwertet wird. Für das Szenario N_{eff} -mittel und insbesondere N_{eff} -hoch ergeben sich so wesentlich geringere Wahrscheinlichkeiten. Insgesamt bestätigen die Bayesianischen Analysen das Ergebnis des Nährstoffberichts von 2015 (Taube *et al.*, 2015), wonach die nach DüV (2007) anzusetzenden Wirksamkeitskoeffizienten für den Stickstoff aus organischen Düngern so nicht in den Düngeplanungen umgesetzt wurden und sich in der Konsequenz erheblich höhere mineralische N-Düngergaben pro Hektar in Schleswig-Holstein ergeben, als in dem Top-Down Ansatz von Bach berechnet wird. Daraus ergeben sich deutlich höhere Bodenbilanzsalden für Stickstoff.

Andererseits zeigen die Bayesianischen Analysen auch, dass optimistischere Parameterkonstellationen, die zu niedrigeren N-Frachten führen, bei gegebenen statistischen und Experteninformationen nicht vollkommen ausgeschlossen werden können. Insofern ist man gut beraten, mögliche Politikempfehlungen vor dem Hintergrund des gesamten Parameterspektrums aller Modellszenarien zu bewerten.

4.2.4 Prognosegüte des *Smart-Farm-SH*-Modells

Im Gegensatz zu dem Ansatz von Bach, der von statistischen Produktionsmengen für die relevanten pflanzlichen und tierischen Produkten ausgeht, werden diese in dem *Smart-Farm-SH*-Modell für den jeweiligen untersuchten Zeitraum simuliert. Insofern stellt sich die Frage, wie gut die tatsächlichen statistisch erhobenen Produktionsmengen mit dem Modellansatz repliziert werden können. Wie in dem methodischen Abschnitt erklärt wurde, ist für die Ermittlung der Stoffflüsse insbesondere die Prognose der tierischen Aktivitäten von Bedeutung. Entsprechend wurde ein Bayesianisches Verfahren entwickelt, das die Abweichungen der Modellprognose für die relevanten tierischen Produktionsverfahren Milchkuhhaltung, Rinder- und Schweinemast sowie Sauenhaltung auf maximal 5% zu den jeweiligen statistischen Angaben beschränkt. Die pflanzlichen Produktionsaktivitäten ergeben sich ohne weitere explizite Beschränkungen aus den jeweiligen Modellsimulationen.

Die entsprechenden pflanzlichen und tierischen Produktionsaktivitäten sind für die einzelnen Modellszenarien in den Tabellen 4.4 und 4.5 aufgeführt. Konkret werden die tierischen Produktionsaktivitäten mit einem maximalen Prognosefehler von 5% vom *Smart-Farm-SH*-Modell reproduziert. Dies

ergibt sich, da die Betriebskennzahlen auf Kreisebene mit Hilfe Bayesianischer Verfahren so geschätzt worden sind, dass das Modell die Tierproduktionszahlen mit einem maximalen Prognosefehler von 5% reproduziert. Allerdings war es mit dem Bayesianischen Verfahren nicht möglich, auch die pflanzlichen Produktionsaktivitäten auf einen Prognosefehler von maximal 5% zu restringieren. Entsprechend ergeben sich wie aus Tabelle 4.4 ersichtlich für einige Kulturarten Prognosefehler, die deutlich über 5% liegen. Dies gilt insbesondere für Getreidekulturen, z.B. wird die Anbaufläche für Weizen durch das *Smart-Farm-SH*-Modell überschätzt, während die Anbaufläche für andere Getreidearten wie Roggen oder Gerste unterschätzt wird. Solche Prognosefehler innerhalb von detaillierten Kulturarten sind bei einem komplexen Modell wie dem *Smart-Farm-SH*-Modell nicht auszuschließen, da dieses Modell im wesentlichen als Analysetool für unterschiedliche Politik- und veränderte ökonomische Rahmenszenarien konstruiert ist. Beispielsweise ist die Ermittlung der eingesetzten Mineraldüngermengen, wie auch die Veränderung der betrieblichen und regionalen Produktionsstruktur sowie Anpassungskosten bei verschärfter Restriktion betrieblicher Bruttostoffstrombilanzen mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell direkt möglich. Solche fundierten Analysen sind mit einfachen statistischen Berechnungsansätzen, wie der Ansatz von Bach, unmöglich. Darüber hinaus kann festgehalten werden, dass trotz eines erhöhten Prognosefehler bzgl. einzelner Getreideproduktionsmengen, die Prognosegüte der Nährstoffflüsse des *Smart-Farm-SH*-Modell als sehr gut eingeschätzt werden kann. Dies kann anhand der folgenden Überschlagsrechnung demonstriert werden. Geht man beispielsweise von einer Überschätzung der Weizenanbaufläche und einer korrespondierenden Unterschätzung der Anbaufläche andere Getreidearten in der Größenordnung von 50.000 ha aus, dann würde dies einen Fehler der durchschnittlichen Stoffstrombilanz implizieren, der in der Größenordnung von 0,05 (50.000/1 Mio. ha) mal der durchschnittlichen Differenz der Stoffstrombilanz von Weizen und den jeweils unterschätzten Getreidearten liegt. Nimmt man z.B. eine durchschnittliche Differenz der Stoffstrombilanzen von 20 kg/ha an (was ein unrealistisch hoher Wert ist), so impliziert dies gerade ein Prognosefehler der durchschnittlichen Stoffstrombilanz in der Größenordnung von 1 kg/ha. Dies ist gerade vor dem Hintergrund der oben diskutierten fundamentalen Modellunsicherheit ein absolut vernachlässigbarer Fehler. Insgesamt kann also konstatiert werden, dass im Vergleich zu allen bisherigen Ansätzen, das *Smart-Farm-SH*-Modell zu vergleichsweise fundierten und robusten Modellprognosen für die Nährstoffbilanzen führt.

Tabelle 4.4: Prognosegüte des *Smart-Farm-SH*-Modells: Abweichungen des Umfangs der Modellierten jeweiligen pflanzlichen Produktionskapazitäten und die jeweiligen von den statistischen Daten in der pflanzlichen Erzeugung in Schleswig-Holstein (N_{eff} hoch/mittel/niedrig)

	2010				2015			
	Statistikamt	h	m	n	Statistikamt	h	m	n
Weizen	20.9	27.8	28.7	27.9	19.1	25.0	25.7	24.8
Roggen	2.1	1.1	1.4	1.2	2.7	3.8	4.0	3.8
Triticale	0.6	0.4	0.4	0.4	0.9	0.4	0.4	0.4
Hafer	0.4	0.3	0.4	0.3	0.8	0.3	0.3	0.3
Raps	11.2	8.4	8.7	8.5	9.4	6.8	7.1	6.7
Mais	17.6	20.8	19.3	21.7	16.7	20.7	18.8	20.4
Gerste	5.2	3.7	4.0	3.0	7.0	4.9	5.2	5.0
Zuckerrüben	0.8	1.0	1.0	1.0	0.7	1.4	1.4	1.4
Kartoffeln	0.5	0.9	1.0	0.8	0.5	1.4	1.5	1.5
Grünland+ Ackergras	36.4	35.3	34.7	34.5	36.5	35.1	35.3	35.5

Naturschutz		0.4	0.5	0.8		0.2	0.2	0.2
-------------	--	-----	-----	-----	--	-----	-----	-----

Tabelle 4.5: Prognosegüte des *Smart-Farm-SH*-Modells: Abweichungen (ist = 100%) des Umfangs der Modellierten jeweiligen Tierkategorien von den statistischen Daten in der Tierhaltung in Schleswig-Holstein (N_{eff} -hoch/mittel/niedrig)

	2010			2015				
	Statistikamt	h	m	n	Statistikamt	h	m	n
Rinder insgesamt	1132216	95	99	95	1096734	105	105	105
Milchkühe	361104	97	95	95	383421	95	95	95
Mastschweine	664852	95	95	95	652745	95	95	95
Zuchtsauen	114903	95	95	95	98435	98	97	104

4.3 Stickstoffströme

4.3.1 Regionale N-ströme in der Periode 2013-2017

In Tabelle 4.6 sind die detaillierten Stickstoffströme nach Kreisen in Schleswig-Holstein für die Periode 2013-2017 (Szenario 2015) und im Vergleich zu der Periode 2008-2012 mit den resultierenden Boden- und Stoffstrombilanzsalden (Delta 2015-2010) dargestellt.⁷

Insgesamt ergeben sich für alle Modellszenarien erhebliche N-Überschüsse als Ergebnis der Bodenbilanz mit Salden im Mittel des Landes, die zwischen +64 kg/ha für das Szenario „ N_{eff} -hoch“ und +85kg/ha für das Szenario „ N_{eff} -niedrig“ liegen (siehe Tabelle 4.6). Dabei ist die biologische N-Fixierung noch nicht mitberücksichtigt. Diese würde je nach regionalem Anbauanteil an Leguminosen einen Aufschlag zwischen 4 – 15 kg/ha implizieren. Deutlich höher fallen die Bruttostoffstrombilanzsalden für den analysierten Zeitraum mit Werten zwischen 104 und 124 kg/ha im Durchschnitt für Schleswig-Holstein aus (siehe Tabelle 4.7). Wird berücksichtigt, dass nach unseren Analysen das Parameterszenario „ N_{eff} -niedrig“ mit Abstand am wahrscheinlichsten ist, so ist für den Zeitraum 2013-2017 von einer erheblichen Belastung der Umweltkompartimente durch N-Frachten aus der Landwirtschaft in Schleswig-Holstein auszugehen.

Weiterhin sind erhebliche regionale Schwankungen der N-Bilanzsalden zu erkennen. So schwankt die N-Bodenbilanz für das Szenario „ N_{eff} -niedrig“ zwischen 61 kg/ha in Ostholstein und 95 kg/ha in Nordfriesland. Um regionale Effekte besser analysieren zu können, ist die Bruttostoffstrombilanz und auch die Bodenbilanz noch einmal graphisch nach Kreisen in Abbildung 4.3 für die Periode 2015 für das Szenario „ N_{eff} -niedrig“ dargestellt.

Wie bereits im ersten Nährstoffbericht für Schleswig-Holstein dargestellt, sind die N-Bilanzsalden insbesondere in den Kreisen sehr hoch, in denen ein hoher Anteil organischer Dünger eingesetzt wird, also insbesondere in den regionalen Zentren der Milch- und Rindfleischproduktion im Landschaftsraum Geest, d.h. den Kreisen Nordfriesland, Rendsburg-Eckernförde und Schleswig-Flensburg. Dies ist sehr gut zu illustrieren, wenn man sich nun die N-Flächenbilanzsalden der einzelnen Kreise in Abbildung 4.4 ansieht, die sich hypothetisch ergeben würden, wenn für den Einsatz von organischem

⁷ Delta 2015-2010 gibt dabei die Differenz der jeweiligen Stoffflüsse zwischen 2015 und 2010 für die Parameterkonstellation „ N_{eff} -niedrig“ an.

Dünger die gleiche N-Effizienz wie für den mineralischen Dünger unterstellt würde, also weder unvermeidbare Verluste aufträten noch reduzierte pflanzenverfügbare N-Mengen aus der Gülle berücksichtigt würden. Diese hypothetischen Flächenbilanzsalden liegen alle unter +50kg/ha. Interessanter Weise ergeben sich gerade für die regionalen Zentren der Milch- und Rindfleischproduktion auf der Geest sehr niedrige N-Bodenbilanzsalden von unter 30kg/ha. Dies unterstreicht das erhebliche Einsparungspotential, das sich durch eine Steigerung der N-Verwertungseffizienz aus dem Einsatz organischer Dünger ergibt. Darauf wurde bereits im Nährstoffbericht 2015 hingewiesen, wo insbesondere erhebliche produktionstechnische Einsparungspotentiale hinsichtlich der unvermeidbaren Ausbringungsverluste aufgezeigt wurden (Tauben *et al.*, 2015). Darüber hinaus spiegelt die erwartete geringe relative Wirksamkeit des organischen N-Düngers nach wie vor verzerrte Vorstellungen der Landwirte wider, die den tatsächlichen Erkenntnissen zur Menge der pflanzenverfügbaren Nährstoffe aus den organischen Düngern nicht entsprechen.

Tabelle 4.6: N-Boden- und Stoffstrombilanzen in Schleswig-Holstein nach dem Farm-SH-Modell 2015 und 2010 in [kg/ha] (N_{eff} -niedrig/mittel/hoch, Δ ⁸ Delta 2015-2010 für N_{eff} -niedrig)

Kreise	Wirtschaftsdünger ⁹				Mineraldünger				Abfuhr				Bodenbilanzsaldo			
	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ
Dithmarschen	133	132	133	-2	143	156	168	14	174	177	175	6	62	71	86	7
HeLau	63	55	60	-5	165	179	179	12	158	157	158	3	52	61	63	6
Nordfriesland	164	158	165	4	121	134	143	-3	164	163	163	-5	72	82	95	4
Ostholstein	35	32	34	-2	205	212	212	15	175	174	174	6	55	60	61	7
Pinneberg	141	139	140	5	118	128	144	-1	159	158	158	0	57	67	84	2
Plön	94	86	95	12	167	183	182	2	171	170	171	3	62	74	77	7
RD-ECK	159	154	157	9	124	138	146	6	164	162	162	2	71	83	94	10
SL-FL	178	175	178	-5	101	111	123	5	157	154	155	-3	68	80	93	4
Segeberg	111	107	110	0	132	142	147	4	150	148	147	2	60	69	77	3
Steinburg	185	185	185	23	99	103	129	-10	170	170	169	9	58	62	89	-3
Stormarn	88	84	85	3	153	164	170	7	158	157	157	4	56	66	73	5
SH	131	127	130	4	137	148	158	4	164	163	164	1	64	74	85	6

⁸ Δ Delta 2015-2010 gibt dabei die Differenz der jeweiligen Stoffflüsse zwischen 2015 und 2010 für die Parameterkonstellation „ N_{eff} -niedrig“ an.

⁹ Im Vergleich zu Tabelle 4.2 sind in Tabelle 4.6 die gesamten organischen Düngermengen inklusive der 30% unvermeidbarer Verluste angegeben. Entsprechend ergibt sich aus Tabelle 4.6 eine Menge von $130-4=126$ kg/ha organischen Stickstoff für das Szenario „ N_{eff} -niedrig“. Dies entspricht einer Menge von $0,7 \cdot 126 = 88$ kg/ha wie in Tabelle 4.2 aufgeführt

Tabelle 4.7: N-Bilanzen in Schleswig-Holstein nach dem *Smart-Farm-SH-Modell* 2015 und 2010 in [kg/ha] : Stoffstrombilanz (rechts) und kalkulierte hypothetische N-Bodenbilanz (Mitte) bei einem unterstellten Mineraldüngeräquivalent des Gülle-N-Einsatzes von 100% und ohne Verluste bei Lagerung und Ausbringung sowie im Modell angesetzte Wirksamkeitsverluste und ‚unvermeidbare‘ Verluste für unterschiedliche N-Verwertungseffizienzen aus der Gülle (N_{eff} -niedrig/mittel/hoch , Δ Delta_2015_2010 für N_{eff} -niedrig)

Kreise	Wirksamkeitsverluste				unvermeidbare Verluste				kalkulierte Bodenbilanz				Bruttostoffstrombilanz			
	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ
Dithmarschen	35	43	60	3	40	39	40	-1	27	28	26	7	102	111	126	6
HeLau	11	17	21	-6	19	17	18	-1	40	44	42	7	71	78	81	4
Nordfriesland	44	52	69	0	49	48	50	1	28	30	26	4	121	130	145	5
Ostholstein	7	11	12	-3	11	9	10	-1	48	50	49	6	66	70	71	6
Pinneberg	37	46	65	7	42	42	42	2	21	21	19	1	100	109	126	4
Plön	22	30	38	2	28	26	29	4	40	44	40	2	91	100	106	11
RD-ECK	45	55	70	7	48	46	47	3	26	28	24	6	119	129	141	13
SL-FL	48	61	77	-1	54	53	53	-2	20	19	17	2	122	132	147	2
Segeberg	28	36	48	1	33	32	33	0	33	33	29	3	94	101	110	3
Steinburg	47	51	78	9	55	55	55	7	11	11	11	-5	113	117	145	4
Stormarn	21	29	37	2	26	25	26	1	35	37	36	3	83	91	98	6
SH	35	44	58	4	39	38	39	1	29	30	28	3	104	112	124	7

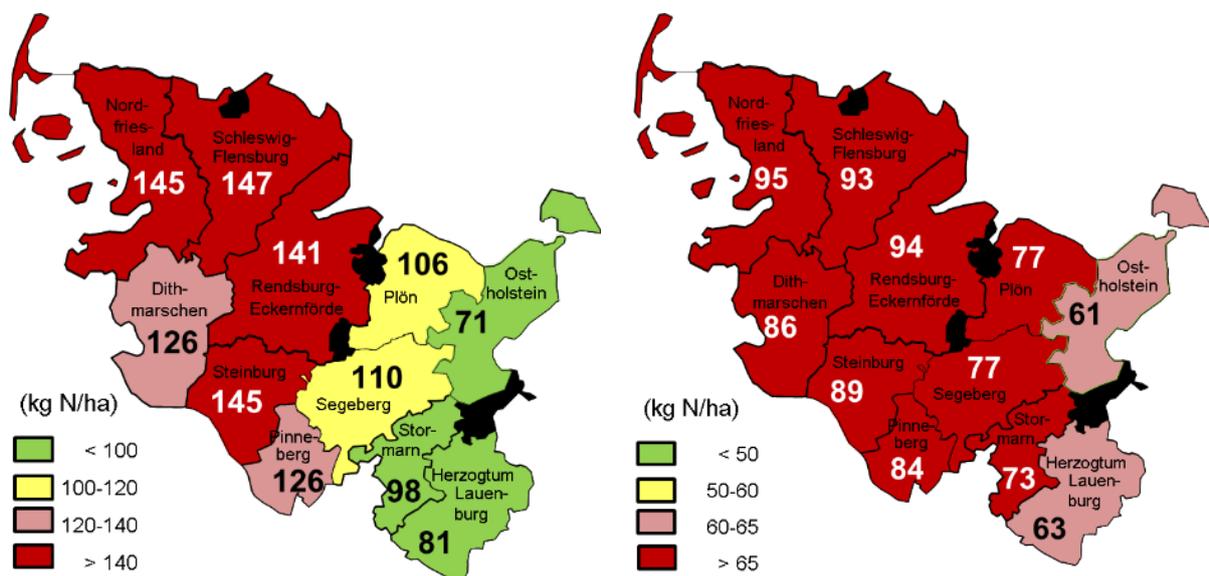


Abbildung 4.3: N-Stoffstrombilanz (links) und N-Bodenbilanz (rechts) 2015 nach SH-Kreisen in [kg/ha] für das Szenario N_{eff} -niedrig

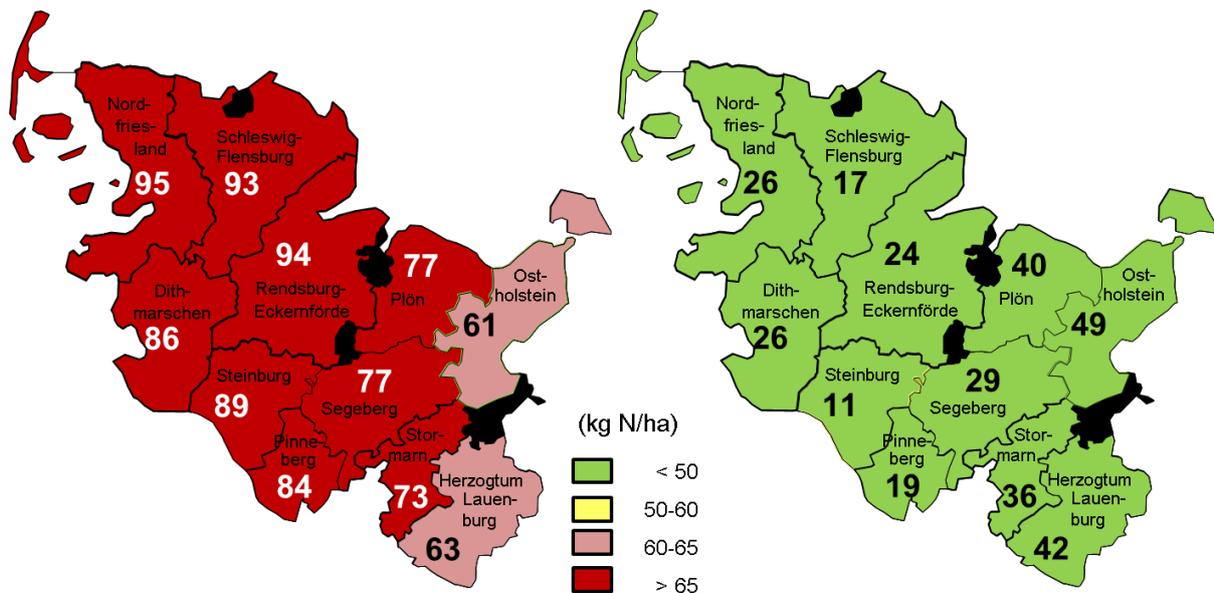


Abbildung 4.4: Links: N-Bodenbilanz (Szenario N_{eff} -niedrig) 2015 in den Landkreisen Schleswig - Holsteins [kg/ha]. Rechts: Hypothetische N-Bodenbilanz bei einem unterstellten Mineraldüngeräquivalent des Gülle-N-Einsatzes von 100% und ohne Verluste bei Lagerung und Ausbringung für den Zeitraum 2015 nach Landkreisen in Schleswig-Holstein[kg/ha]

4.3.2 Zeitliche Entwicklung der Stickstoffströme

In Tabelle 4.7 sind auch die detaillierten Stoffflüsse nach Kreisen in Schleswig-Holstein für die Periode 2013-2017 (Szenario 2015) im Vergleich zu der Periode 2008-2012 (Delta 2015-2010) dargestellt mit dem Ergebnis einer tendenziellen Verschlechterung der Situation bis 2017

So ist der Bodenbilanzsaldo für Schleswig-Holstein von 79 auf 85 kg/ha und ähnlich auch der Bruttostoffstrombilanzsaldo von 117 auf 124 kg/ha gestiegen. Eine Ursache dafür liegt in den von Landwirten erwarteten Ertragssteigerungen durch züchterisch-technischen Fortschritt, so wie er im Modell berücksichtigt ist. Diese Erwartung führt zu einer Intensivierung der pflanzlichen Produktion, was - wie oben erläutert - mit einer Absenkung der N-Effizienz einhergeht. Aber selbst unter der Annahme eines konstanten Düngerbedarfs pro kg Ertrag, hätte die Ertragssteigerung zu einem erhöhten N-Bilanzsaldo geführt. Hingegen hat sich der Anteil des organischen Düngers am Gesamtdüngerinput kaum verändert.

4.3.3 Stickstoffströme in Abhängigkeit von Betriebstyp und von der Betriebsgröße

Neben den regionalen Stoffflüssen lassen sich mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell auch die detaillierten Stoffflüsse für die im Modell definierten acht Betriebstypen (Definition nach Agrarbericht des Landes Schleswig-Holstein, MELUR) sowie die vier Betriebsgrößen berechnen. Diese sind für die acht Betriebstypen und vier Betriebsgrößen in Tabelle 4.8 aufgeführt mit folgenden zentralen Aussagen:

- Für die Futterbau- und Veredlungsbetriebe ergeben sich grundsätzlich die höchsten N-Salden und für die Marktfruchtbaubetriebe die niedrigsten. Die gemischten Marktfrucht-Futterbau bzw. Marktfrucht-Veredelungsbetriebe nehmen eine mittlere Position zwischen den reinen Futterbau- bzw. Veredelungs- und Marktfruchtbetrieben ein. Dies liegt an der herausgearbeiteten Ineffizienz der Gülleverwertung in tierhaltenden Betrieben, die im Übrigen dazu geführt hat, dass die laut DüV (2007) limitierende Menge von maximal ausgebrachten 170 kg N/ha aus organischen Düngern insbesondere in den intensiv wirtschaftenden Futterbau/Milchviehbetrieben häufig überschritten wird.
- Entsprechend ergeben sich für die Futterbau- und Veredlungsbetriebe erhebliche Schwankungen der Bodenbilanzen, während diese für die Marktfruchtbaubetriebe sehr gering sind. Ebenso ist die Varianz der Bruttostoffstrombilanz über die Modellszenarien vergleichsweise geringer ausgeprägt. Die N-Bilanzsalden nehmen mit steigender Betriebsgröße ab, wobei sich insbesondere für Betriebe unter 60 ha sehr hohe Flächen- und Bruttostoffstrombilanzsalden zwischen 70 bis 101 kg/ha bzw. zwischen 120 bis zu 151 kg/ha ergeben
- An dem hohen Input von organischem Dünger von rund 168 kg/ha für die Betriebe unter 60 ha ist ersichtlich, dass es sich bei dieser Klasse vornehmlich um intensive Tierhaltungsbetriebe handelt.

Tabelle 4.8: N-Stoffströme nach Betriebstypen und -größe für die Periode 2015 in [kg/ha] (MF-ext= Milchvieh extensiv; FB-Milch= Futterbau-Milchvieh intensiv; VE= Veredlung) (N_{eff} hoch/mittel/niedrig, Δ Delta 2010 und 2015)

Betriebs- typen	Wirtschafts- dünger			Mineral- dünger			Abfuhr			Bodenbilanz			Stoffstrombilanz		
	h	m	n	h	m	n	h	m	n	h	m	n	h	m	n
MF-ext	17	12	19	203	210	204	163	163	164	52	56	53	57	60	59
FB-Milch	200	199	195	94	106	130	167	165	165	67	80	102	127	139	160
FB-Mast	173	180	157	96	99	118	161	161	159	57	64	69	108	118	116
MF-FB	102	97	94	138	153	161	162	162	163	48	58	64	78	88	93
FB-MF	151	151	144	127	134	148	165	163	163	67	76	86	112	122	129
MF-VE	22	13	23	200	214	198	165	164	164	51	59	50	58	63	57
VE-MF	89	84	91	166	179	176	161	161	159	66	77	81	93	102	108
VE	131	125	135	130	141	143	128	126	126	94	102	112	134	139	153
< 60ha	167	168	167	113	123	141	160	160	158	70	80	101	120	131	151
60-100ha	141	135	144	126	137	153	162	161	162	62	71	91	105	111	134
100-200ha	108	104	102	151	161	172	169	167	168	58	67	75	91	98	106
200ha	80	74	77	170	182	187	168	165	168	57	68	74	81	90	100

4.4 Phosphorströme

4.4.1 Methodisches Vorgehen

Die im Folgenden dargestellten P-Nährstoffströme wurden für die oben definierten Simulationsszenarien (siehe Tabelle 4.1) berechnet. Dabei sind die Simulationsszenarien für unterschiedliche Stoffflussparameter für die P-Stoffströme in Anlehnung an das Vorgehen für N definiert, d.h. bei einem vergleichsweise fixen N:P-Verhältnis in den N-Ausscheidungen der Tiere führen unterschiedliche Erwartungen hinsichtlich der N-Wirksamkeit aus der Gülle (entsprechend hoch ($N_{\text{eff}}\text{-hoch}$), mittel ($N_{\text{eff}}\text{-mittel}$), niedrig ($N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$)) zu ähnlichen Erwartungshaltungen für P. Analog ergeben sich Unsicherheiten hinsichtlich korrespondierender Stoffflussparameter für Phosphor. Insbesondere sind die tatsächlichen bzw. vom Landwirt unterstellten P-Gehalte in der Gülle sowie die relative Wirksamkeit von P aus organischen Düngern nicht exakt bekannt. Anders als für Stickstoff tritt für Phosphor jedoch praktisch keine unvermeidbaren (gasförmigen) Verluste auf. Dabei wird nach Expertenschätzungen auch für Phosphor oft eine geringe Wirksamkeit des P aus organischen im Vergleich zu den mineralischen Düngern unterstellt. Daraus resultiert, dass sich ähnlich wie bei Stickstoff die anzurechnenden Werte der P-Ausscheidungen nach DüV (2007) so häufig nicht in den Düngeplanungen niederschlagen. Ausgehend von Expertenschätzungen sowie vorhandenen kompletten Nährstoffströmen für landwirtschaftliche Betriebe wird in dem Modell für Milchkuhe eine relative P-Wirksamkeit von 80% der P-Ausscheidungen für Rindergülle bzw. Schweinegülle unterstellt. Das heißt von einer Milchkuh mit einer Leistung von 8000 kg pro Jahr wird eine Bruttophosphormenge von 20 kg P pro Jahr über die Gülle ausgeschieden, wovon 16 kg als wirksamer Phosphor angesetzt werden. Für die Bullenmast in 24 bzw. 20 Monaten wird von einer Bruttophosphormenge von 13,76 bzw. 9,89 kg P pro Jahr ausgegangen, wovon 10,98 bzw. 7,89 kg P wirksam werden. Entsprechend ergeben sich für Zuchtsauen 6,3 kg P und für Mast Schweine 1,8 kg P, wovon jeweils rund 80% wirksam werden, d.h. aus der Gülle ergeben sich 5 kg bzw. 1,4 kg P-Dünger pro Zuchtsau bzw. Mast Schwein. Diesbezüglich ist zu würdigen, dass insbesondere in der Phosphor reduzierten Fütterung im letzten Jahrzehnt deutliche Fortschritte erzielt wurden.

4.4.2 Regionale P-Stoffströme in der Periode 2013-2017

In Tabelle 4.9 sind die detaillierten P-Stoffströme nach Kreisen in Schleswig-Holstein für die Periode 2013-2017 (Szenario 2015) und im Vergleich zu der Periode 2008-2012 (Delta 2015-2010) dargestellt. Werden die gesetzlichen Regelungen für die Indikatoren guter fachlicher Praxis der P-Düngung im Rahmen der DÜV (2017) als Referenz gesetzt, so darf der errechnete betriebliche Phosphor-Bilanzsaldo im Mittel von sechs Jahren 4,36 kg/ha Phosphor (10 kg/ha P_2O_5) nicht überschreiten. Mit diesem Referenzwert ergeben sich für alle Modellszenarien erhebliche P-Belastungen aus den Phosphat-Bodenbilanzen (Bruttostoffstrombilanz entspricht der Bodenbilanz, da sich keine unvermeidbaren Verluste für Phosphor ergeben), die für Schleswig-Holstein zwischen 7 kg/ha P_2O_5 für das hohe Szenario bis zu 22 kg/ha P_2O_5 für das niedrige Szenario ($N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$) liegen. Unter Berücksichtigung des Befundes, dass nach unseren Analysen das niedrige Parameterszenario ($N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$) mit Abstand am wahrscheinlichsten ist, ist für den Zeitraum 2013-2017 von einer nicht unerheblichen P-Akkumulation in den Böden und in mittelbarer Folge eine Belastung der Gewässer durch P-Frachten in Schleswig-Holstein auszugehen.

Dabei sind signifikante regionale Differenzierungen der P-Bilanzsalden zu erkennen. So variiert der Phosphat-Bodenbilanzsaldo (welche für Phosphor ja gerade der Bruttostoffstrombilanz entspricht) für das Szenario „ $N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$ “ zwischen -6 kg/ha P_2O_5 in Ostholstein und +34 kg/ha P_2O_5 in Steinburg. Um regionale Effekte besser analysieren zu können, ist die Bruttostoffstrombilanz und auch die hypo-

thetische Bodenbilanz für das Szenario „N_{eff}-niedrig“ auch graphisch nach Kreisen in Abbildung 4.5 für die Periode 2015 dargestellt.

Tabelle 4.9: Phosphat-Bodenbilanzen und hypothetische Stoffstrombilanz beim Ansatz von 100% Mineraldüngeräquivalent des Gülle-P und entsprechend reduziertem Einsatz an mineralischem P-Dünger für die Szenarien N_{eff}-hoch/mittel/niedrig sowie die resultierenden Stoffstrombilanzsalden in Schleswig-Holstein nach dem *Smart-Farm-SH-Modell* 2015 in [kg/ha P₂O₅] (Δ Delta 2010 und 2015)

Kreise	Wirtschafts-Dünger				Mineral-dünger				Abfuhr				Hypothetische Bodenbilanz				Stoffstrom-bilanz			
	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ	h	m	n	Δ
Dithmarschen	46	46	46	-1	24	28	41	5	62	63	62	2	4	4	4	1	9	11	25	2
HeLau	22	19	21	-2	33	39	40	3	62	62	62	0	-5	-6	-6	1	-8	-5	-2	1
Nordfriesland	57	55	57	1	13	18	28	-1	59	59	59	-1	6	4	6	1	10	14	27	0
Ostholstein	12	11	12	-1	47	51	51	4	69	69	69	1	-8	-9	-8	1	-9	-7	-6	2
Pinneberg	49	48	49	1	17	21	35	1	58	57	57	0	4	3	3	2	9	12	26	2
Plön	33	30	33	4	29	38	41	1	65	65	65	-1	-1	-3	-1	4	-3	3	10	5
RD-ECK	56	54	55	3	16	22	32	1	58	58	58	0	7	5	6	2	13	18	29	3
SL-FL	62	61	62	-3	7	11	24	3	55	55	55	0	8	7	7	0	13	18	31	1
Segeberg	39	37	38	-1	19	24	31	1	57	56	56	0	0	-1	-1	1	1	4	14	0
Steinburg	64	64	64	6	11	12	29	-2	60	59	59	4	12	11	11	6	15	16	34	1
Stormarn	30	29	29	1	28	33	38	2	61	61	61	0	-4	-5	-5	2	-3	0	7	2
SH	46	44	45	1	21	27	36	2	60	60	60	-1	3	2	3	2	7	11	22	3

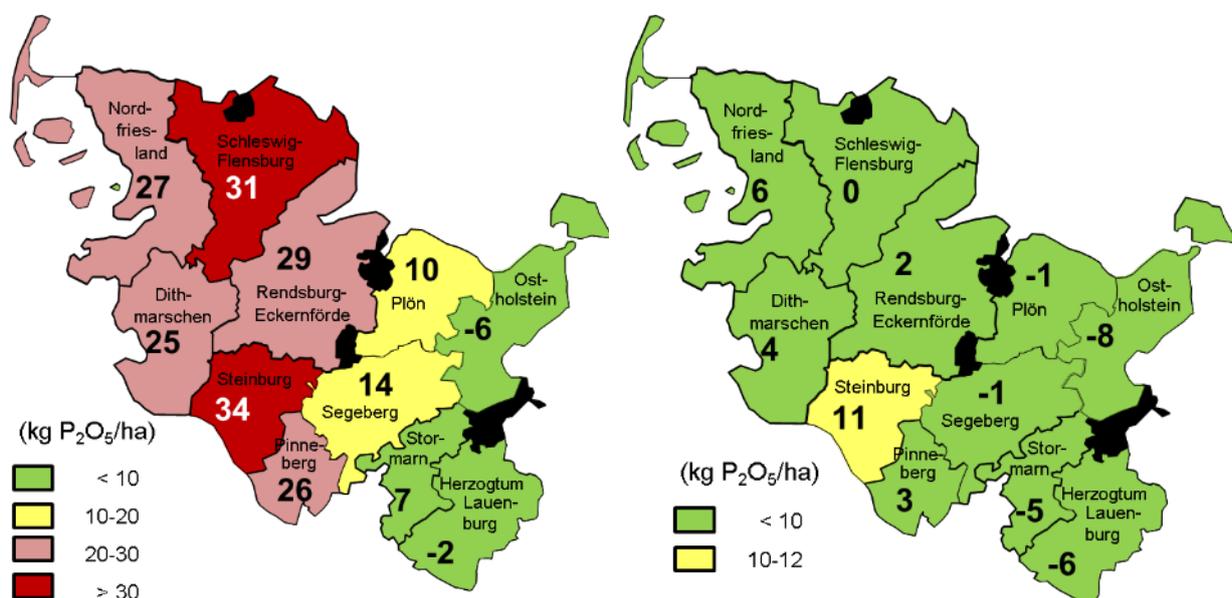


Abbildung 4.5: Phosphat-Bruttostoffstrombilanz für das Szenario „N_{eff}-niedrig“ (links) 2015 und hypothetische Phosphat-Bodenbilanz (rechts) 2015 beim Ansatz von 100% Mineraldüngeräquivalent des Gülle-P und entsprechend reduziertem Einsatz an mineralischem P-Dünger nach Kreisen in Schleswig-Holstein [kg/ha P₂O₅]

Wie bereits im ersten Nährstoffbericht dargestellt, sind die Ergebnisse der P-Bilanzen insbesondere in den Kreisen problematisch, in denen ein hoher Anteil organischer Dünger eingesetzt wird, also insbesondere in den regionalen Zentren der Milch- und Rindfleischerzeugung, d.h. den Kreisen Nordfriesland, Rendsburg-Eckernförde und Schleswig-Flensburg, aber abweichend von zu den N-Salden ergeben sich hohe P-Bruttostoffstrombilanzsalden auch für die Regionen mit einem hohen Anteil der Schweinehaltung, d.h. Steinburg und Pinneberg. Dies ist – wie für N gezeigt – auch für P sehr gut zu erkennen, wenn man sich nun die Phosphat-Bodenbilanzen der einzelnen Kreise in der in Abbildung 4.5 (rechts) ansieht, die sich hypothetisch ergeben würden, wenn für den Einsatz von organischem Dünger die gleiche P-Effizienz wie für den mineralischen Dünger unterstellt würde – was der wissenschaftlichen Evidenz entspräche, also einem Mineraldüngeräquivalent von 1 (100%).

Diese nun nicht mehr hypothetischen, sondern produktionstechnisch realistisch möglichen Bodenbilanzsalden bei Umsetzung einer guten fachlichen Praxis liegen alle unter 10 kg/ha P_2O_5 . Die einzige Ausnahme ergibt sich für den Kreis Steinburg mit einem kalkulierten Bodenbilanzsaldo für Phosphat von 11 kg/ha P_2O_5 . Interessanterweise ergeben sich gerade auch für die regionalen Zentren der Milch- und Rindfleischproduktion auf der Geest wie auch die regionalen Zentren der Schweineproduktion sehr niedrige kalkulierte Phosphat-Bodenbilanzsalden unter 10 kg/ha P_2O_5 . Dies unterstreicht das erhebliche Einsparpotential, das sich durch eine Steigerung der P-Nutzungseffizienz aus organischen Düngern ergibt. Darauf wurde bereits im Nährstoffbericht 2015 hingewiesen (Taube *et al.*, 2015) und dies mit der Empfehlung verbunden, einerseits produktionstechnische Maßnahmen wie eine so genannte Gülle-Unterfussdüngung zu Silomais über Agrarumweltmaßnahmen zeitlich befristet zu fördern und andererseits den Gülletransport (wenn möglich aufbereitet) aus Tierhaltungsregionen in Ackerbauregionen zu befördern. In jüngster Zeit wurde auf die dringende Notwendigkeit der Verbesserung des betrieblichen Phosphatmanagements in Schleswig-Holstein auch von Wiermann (2018) hingewiesen.

4.4.3 Phosphat-Stoffströme in Abhängigkeit von Betriebstyp und von der Betriebsgröße

Analog zur Modellierung der N-Stoffströme können auch die P-Stoffströme differenziert für Betriebstypen und Betriebsgrößen ausgewiesen werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.10 dargestellt und lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Für die spezialisierten Futterbau-Milchviehbetriebe ergeben sich grundsätzlich die höchsten P-Salden und für die Marktfruchtbaubetriebe die niedrigsten. Letztere sind sogar negativ, d.h. ein Austausch von P über organische Dünger zwischen Milchvieh (durchschnittliche Bruttostoffstrombilanzüberschüsse von 28 kg/ha P_2O_5 je ha) und Marktfruchtbetrieben (durchschnittlichen Bruttostoffstrombilanzdefizite von 10 kg/ha P_2O_5 je ha) wäre anzustreben. Für die Futterbau-Milchbetriebe ergibt sich ohne Gülleabgabe ein Bruttostoffstrombilanzsaldo, der fast das Dreifache des gesetzlich anzustrebenden maximalen Phosphatsaldos ausmacht. Für Futterbau-Mastbetriebe ergeben sich durchschnittliche Phosphat-Bruttostoffstrombilanzsalden, die mit 14 kg/ha P_2O_5 nur halb so hoch ausfallen wie für die Futterbau-Milchviehbetriebe. Allerdings liegen diese vom Niveau her ebenfalls in einem kritischen Bereich. Da Wiermann (2018) aktuell an einer Auswahl von Futterbau-Milchviehbetrieben sogar einen Überschuss von 64 kg/ha P_2O_5 kalkuliert, unterstreicht dies die Deutlichkeit der Problematik speziell dieses Betriebstyps. Veredelungsbetriebe nehmen eine mittlere Position zwischen Marktfruchtbau- und Futterbaubetrieben mit einem Bruttostoffstromsaldo von 6 kg/ha P_2O_5 für das niedrige Szenario (N_{eff} -niedrig) ein. Für die gemischten Veredelung-Marktfruchtbetriebe bzw. Marktfrucht-Veredelungsbetriebe ergeben

sich ebenfalls negative P-Bilanzen mit -9 bzw. -15 kg/ha P₂O₅. Die relativ günstigeren Ergebnisse für Veredlungs- im Vergleich zu Futterbaubetrieben erklärt sich aus der relativ höheren Effizienz der Phosphorverwertung beim Schwein im Vergleich zu den Wiederkäuern.

- Wie die N-Bilanzen nehmen tendenziell auch die P-Bilanzen mit steigender Betriebsgröße ab, wobei sich insbesondere für die Betriebsgrößen bis 100 ha hohe Bruttostoffstromsalden zwischen 9 und 31kg/ha P₂O₅ ergeben. Es ist dabei zu bedenken, dass Betriebsgröße mit GV-besatz tendenziell negativ korreliert ist.
- An dem hohen Einsatz von organischem Dünger von über 50 kg/ha P₂O₅ für die Betriebe unter 60 ha sowie 60-100 ha wird ersichtlich, dass es sich bei diesen Klassen vermehrt um intensive Tierhaltungsbetriebe handelt.

Tabelle 4.10: Phosphatströme nach Betriebstypen und -größe für die Periode 2015 in [kg/ha] (MF-ext= Milchvieh extensiv; FB-Milch= Futterbau-Milchvieh intensiv; VE= Veredlung.) (N_{eff}- hoch/mittel/niedrig)

Betriebstypen	Wirtschaftsdünger			Mineraldünger			Abfuhr			Stoffstrombilanz		
	h	m	n	h	m	n	h	m	n	h	m	n
MF-ext	6	4	6	47	51	49	65	65	65	-12	-10	-10
FB-Milch	72	71	70	7	12	32	56	56	56	22	28	46
FB-Mast	59	62	54	10	11	23	59	59	58	10	14	18
MF-FB	35	34	33	20	25	36	61	61	61	-6	-2	8
FB-MF	54	54	51	16	22	34	59	58	58	11	19	27
MF-VE	8	4	8	43	50	44	67	67	67	-17	-13	-15
VE-MF	29	27	30	20	27	26	65	65	64	-16	-11	-9
VE	44	42	45	8	15	16	55	55	55	-3	2	6
<60ha	59	59	59	12	14	30	58	57	57	13	16	33
60-100ha	51	49	52	16	24	38	58	58	58	9	14	31
100-200ha	39	37	36	27	32	41	62	62	62	3	8	15
>200ha	28	26	27	33	39	36	63	62	63	-2	3	0

5. Implikationen für die Agrar- und Umweltpolitik

5.1 Umweltwirkungen der identifizierten Stoffströme

Im Kapitel 3 wurden die N- und P-Salden aus Stoffstrombilanzen und aus Bodenbilanzen (Bodenbilanz = Flächenbilanz mit differenzierten Verlustkoeffizienten für die Nährstoffwirkung aus organischen Düngern) und somit in Anlehnung an die Nährstoffvergleiche nach DüV ausgewiesen. Hohe positive Nährstoffsalden haben negative Umweltwirkungen sowohl auf lokaler Ebene (Nährstoffeinträge in Ökosysteme) als auch auf globaler Ebene (Umwandlung von Ammoniak in Lachgas und andere Klimagase) zur Folge. In der Begründung zur Änderung des DüngG und des neuen § 11a heißt es (Deutscher Bundestag, 2016): *"Nährstoffverluste treten auf allen Stufen der landwirtschaftlichen Erzeugung auf. Bedeutsam sind dabei insbesondere Verluste in Form von Ammoniak, Nitrat und Lachgas, die zur Eutrophierung von nährstoffarmen Biotopen und Gewässern oder im Fall von Lachgas zum Abbau der Ozonschicht beitragen."*

Neben Stickstoff ist der nachhaltige Umgang mit dem Nährstoff Phosphor aus Sicht des Ressourcen- und Umweltschutzes von hoher Bedeutung. Phosphor ist ein für alle Tiere und Pflanzen lebensnotwendiger Nährstoff. Die Phosphorlagerstätten sind begrenzt, liegen in politisch instabilen Regionen der Welt und deren Erschließung ist mit stetig steigenden Kosten verbunden. In aquatischen Ökosystemen ist Phosphor in der Regel das erstlimitierende Element für Algen- und Pflanzenwachstum und damit sind erhöhte P-Einträge in die Gewässer direkt mit Eutrophierungseffekten assoziiert.

Zur Steuerung von Nährstoffströmen soll der nach § 5 der geltenden Düngeverordnung (2017) zu erstellende Nährstoffvergleich schrittweise zu einem Vergleich der Nährstoffzufuhr und -abfuhr für den Gesamtbetrieb weiterentwickelt werden (Stoffstrombilanz)."

5.2 Agrarpolitische Maßnahmen zur effizienten Reduktion der N- und P-Salden

Wie die Analyse der Nährstoffflüsse gezeigt hat, ist neben zu hohen mineralischen N-Düngungen in Ackerbaubetrieben das zentrale Problem der Umweltbelastung die Situation in den Tierhaltungsregionen. Eine zu gering angesetzte Nährstoff-Verwertungseffizienz des organischen Düngers in der landwirtschaftlichen Praxis mit der Folge zu hoher zusätzlicher mineralischer Düngung führen dort zu überhöhten N- und P-Frachten. Da dieses Problem offensichtlich über viele Jahre virulent ist und vornehmlich in den Bundesländern mit intensiver Tierhaltung nicht im Einklang mit den gesetzlichen Vorgaben zur Einhaltung der guten fachlichen Praxis der Düngung steht, sind Defizite der Exekutive zu adressieren. Entsprechend gibt es neben einem erhöhten Maß an Staatlichkeit (Kontrollen) zur Einhaltung der Regeln grundsätzlich zwei Ansatzstellen für eine agrar- bzw. umweltpolitische Steuerung:

- Verbessertes Gülle-Management, dies umfasst:
 - verbesserte Ausbringungstermine, -mengen, -techniken für Gülle/Gärreste (vgl. Supplement B)
 - Aufarbeitung der Gülle/Gärreste bis hin zur Standardisierung als mineralischer Dünger
 - Transport der (aufbereiteten) Gülle/Gärreste in Ackerbauregionen – Schaffung ‚virtueller Gemischtbetriebe‘ bis hin zu organisatorisch, räumlich und zeitlich integrierten Betriebsorganisationen
- De-Intensivierung (Umfang Tierhaltung und pflanzliche Produktion)

Eine zentrale Stellschraube zur Reduktion der Ammoniakemissionen und gleichzeitigen Steigerung der Stickstoffnutzung aus organischen Düngern ist die optimale Terminierung und optimierte Applikationstechnik bei der Gülleausbringung. Diese kann die so genannten „unvermeidbaren Verluste“ bei der Ausbringung von obligatorischen 15% in der DüV auf deutlich unter 10% absenken (Pacholski *et al.*, 2013). Eine vielversprechende Lösung bietet die Gülleansäuerung, die nach neuesten Untersuchungen in Norddeutschland (Neumann *et al.*, 2018 – vgl. Supplement B) die Ammoniakverluste bei der Gülleapplikation auf unter 5% reduziert bzw. bei Gülleinjektion in den Boden sogar auf bis zu unter 3% des applizierten Ammoniumstickstoffs reduzieren kann (Dosch und Gutser 1996). Neuere Ergebnisse aus Versuchen in Nordwestdeutschland von Kayser *et al.* (2015) zeigen auf Dauergrünland bei jährlichen Gülleapplikationsmengen von ca. 160 kg N/ha mit dem Schleppschauch bzw. der Injektion im Vergleich zum Pralltellereinsatz einen um 8 dt/ha höheren Trockenmasseertrag, eine um knapp 30 kg N/ha erhöhte Stickstoffaufnahme der Pflanzenbestände und dadurch eine um 22% erhöhte Stickstoffnutzungseffizienz des Güllestickstoffs. Mit dieser Technik wird langfristig eine nahezu vergleichbare Nährstoffausnutzung wie beim Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger erreicht. Der zusätzliche Einsatz eines Nitrifikationshemmers gewährleistet zudem, dass potentiell erhöhte Lachgasemissionen bei der Injektion vermieden werden. Diese Beispiele zeigen an, dass die so genannten „unvermeidbaren gasförmigen Verluste“ insbesondere bei der Ausbringung organischer Dünger in erheblichem Maße vermeidbar sind. In Supplement B ist von Reinsch ausgeführt, dass eine komplementäre Nutzung verfügbarer verschiedener Maßnahmen zur Effizienzsteigerung des Gülleeinsatzes eine Reduktion der Ammoniakemissionen im Vergleich zum *status quo* um etwa 60% von 38 auf 16 kg/ha in S-H möglich ist, was zu einer Reduktion der N-Salden um 40 kg N/ha beitrüge (Tabelle B.1). Dazu müsste der Gesetzgeber jedoch die entsprechenden Anreize setzen, was bisher in der StoffBilV nicht der Fall ist. Besonders frappierend sind dort die vom Gesetzgeber angesetzten unvermeidbaren Verluste bei der Weidehaltung im Rahmen der StoffBilV (2017). Während in der Literatur Ammoniakverluste von unter 20% ausgewiesen sind (vgl. Misselbrook *et al.* (2000), können in der StoffBilV Verluste von 75% des ausgeschiedenen Stickstoffs als unvermeidbar in Ansatz gebracht werden. Eine Anpassung der Verlustkoeffizienten an wissenschaftliche Erkenntnisse im Rahmen der Evaluierung der StoffBilV ist somit dringend geboten.

Alternativ wird intensiv daran gearbeitet Verfahren zur Gülleaufbereitung zu entwickeln, die am Ende nahezu standardisierte Mineraldüngerkomponenten in Form von z.B. Ammoniumsulfat und/oder Phosphatsalzen zuzüglich humusbildender Bodenverbesserer bereitstellen. Damit würde aus dem regionalen Problemstoff Gülle ein wertvoller Rohstoff. Ein Problem dieser Technik stellen die Kosten dar. Zurzeit ist die Herstellung von standardisierten mineralischen Düngern aus Gülle und Gärresten im Vergleich zu konventionellen Verfahren zu teuer. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass bei entsprechend verschärften Auflagen Betriebe bereit sind, für die Entsorgung überschüssiger Gülle zu zahlen. Mastbetriebe zahlen heute immerhin bis zu 25 €, um einen Kubikmeter Gülle zu entsorgen. Insofern wäre gerade unter der Annahme verschärfter Umweltauflagen die Umwandlung von Gülle in mineralischen Dünger perspektivisch durchaus eine interessante Alternative. Neben einem verbesserten Gülle-Management können landwirtschaftliche Betriebe durch Reduktion der speziellen Intensität (De-Intensivierung/Extensivierung) in der pflanzlichen Produktion erhebliche Mengen an mineralischen Dünger einsparen. Diese Möglichkeit besteht selbst unter der Annahme, dass die im *Smart-Farm-SH-Modell* unterstellte N-Effizienz der Gülle den tatsächlichen produktionstechnischen Möglichkeiten entspricht und eine Steigerung dieser Effizienz kaum möglich bzw. zu teuer erscheint.

Grundsätzlich kann und sollte eine Verbesserung der regionalen Nährstoffbilanzsalden politisch durch die Beschränkung des betrieblichen Bruttostoffstrombilanzsaldos im Rahmen der Evaluierung und Novellierung der StoffBiV erfolgen. Die Bruttostoffstrombilanz ist technisch ohne größere Aufwendungen durch eine entsprechende Erweiterung der landwirtschaftlichen Buchführung möglich. Dabei können zur Ermittlung der betrieblichen Stoffflüsse die in den Anlagen der DüV ausgewiesenen Faustzahlen für den Nährstoffgehalt des Erntegutes wie auch der zugekauften Futter- bzw. Düngemittel verwendet werden. Bei eigenen Daten der Betriebe zu Nährstoffgehalten des Erntegutes würden diese anstatt der Standardwerte zu nutzen sein. Um witterungsbedingte saisonale Schwankungen auszugleichen, würde eine entsprechende Beschränkung der Bruttostoffstrombilanzsalden auf einen mehrjährigen Durchschnitt, z.B. von 3 Jahren, bezogen werden.

5.3 Analyse der regionalen Stoffströme, der betrieblichen Anpassungsreaktionen und -kosten für alternative Restriktionen der Bruttostoffstrombilanz

Anpassung der regionalen Nährstoffströme

Im Rahmen der Studie wurden die betrieblichen Anpassungsreaktionen auf die Einführung entsprechend verschärfter Düngemaßnahmen in Form einer Restriktion der betrieblichen Stoffstrombilanzsalden mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell simuliert. Konkret wurden fünf Szenarien simuliert: eine Beschränkung der Stoffstrombilanzsalden auf maximal 120, 100, 80, 60 und 40 kg/ha.

Für die jeweiligen Szenarien wurden die Anpassung der betrieblichen Produktionsaktivitäten wie auch die daraus resultierenden betrieblichen Anpassungskosten, d.h. der gegenüber dem unrestringierten Szenario realisierte Verlust an betrieblichem Deckungsbeitrag, mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell simuliert. Dabei wurde jedes der agrarpolitischen Szenarien (Restriktionen der Stoffstrombilanz auf 120, 100, 80, 60 und 40 kg/ha) für alle drei Modellparameterkonstellationen (N_{eff} -niedrig, N_{eff} -mittel und N_{eff} -hoch) simuliert.

Wie aus Tabelle 5.3 zu erkennen, ist die Restriktion der Stoffstrombilanzsalden ein effektives Mittel, um die N-Bodenbilanzsalden zu reduzieren. Konkret ergeben sich bei einer Restriktion der Stoffstrombilanzsalden auf 60 kg/ha N-Bodenbilanzsalden, die deutlich unter 50kg/ha in allen Kreisen liegen. Bei einer Restriktion der Stoffstrombilanzsalden auf 40 kg/ha liegen die Bodenbilanzsalden im Durchschnitt des Landes bereits unter +30 kg/ha. Interessanterweise führt eine solche Konstellation im Durchschnitt des Landes zu dem Einsatz an mineralischen N-Düngern/ha, der in Kapitel 2 als Umsetzung der guten fachlichen Praxis der Düngung identifiziert wurde - bei einer Halbierung des Einsatzes an Stickstoff aus organischen Düngern.

Anpassung der regionalen und betrieblichen Produktionsstrukturen

Interessant sind nun die betrieblichen Anpassungsreaktionen und daraus resultierende veränderte regionale Produktionsstrukturen. Dies wird in den folgenden Ausführungen analysiert. Dabei stehen die Anpassung der Produktionsstrukturen sowie die daraus resultierenden Anpassungskosten (DB-Verlust in €/ha) im Vordergrund. In Tabelle 5.1 sind die Produktionsstrukturen für die jeweiligen Stoffstrombilanzszenarien (40, 60, 80, 100, 120kg/ha) sowie die jeweiligen Szenarien zur N-Effizienz der Gülle (N_{eff} -niedrig, N_{eff} -mittel, N_{eff} -hoch) aufgeführt. Wie aus der Tabelle 5.1 ersichtlich, führt die Restriktion der Stoffstrombilanzsalden zu einer signifikanten Anpassung der Produktionsaktivitäten, die in allen Kreisen und für alle N-Effizienz-Szenarien das gleiche Muster aufweist. Auf der einen Seite findet eine Einschränkung der tierischen Produktionsaktivitäten statt. Insbesondere die Mastschwein- und Milchproduktion wird bei zunehmend restringierter Stoffstrombilanz stark eingeschränkt.

Für das Modellszenario N_{eff} -niedrig werden die Mastschwein- bzw. Milchkuhaktivitäten zwischen 23% bis zu 63% (Mastschweine) bzw. zwischen 15-45% (Milchkühe) bei einer Stoffstrombilanzrestriktion auf 120 bzw. 40 kg/ha im Vergleich zu der unrestringierten Produktion eingeschränkt. Selbst wenn die N-Effizienz beim Gülleeinsatz erhöht wird, ändern sich diese Rückgänge insbesondere für Milchkühe ergibt sich nur noch eine Reduktion um 38% (siehe Tabelle 5.1). Neben der Milchproduktion werden auch die Bullenproduktion sowie die Sauenhaltung eingeschränkt. Konkret ergeben sich dort vergleichsweise geringere Rückgänge. Diese liegen zwischen 6% und maximal 21% für Sauen und 8% bis maximal 37% für Rinder insgesamt. Unterstellt man eine entsprechend höhere N-Effizienz beim Einsatz der Gülle (Szenario N_{eff} -hoch), fallen die Produktionseinschränkungen analog zu den Milchkühen und Mastschweinen entsprechend geringer aus (siehe Tabelle 5.1). Eine Ausnahme stellt die Ferkelproduktion (Zuchtsauen) dar, für die Beschränkungen der Stoffstrombilanzsalden für das Szenario „ N_{eff} -niedrig“ und Szenario „ N_{eff} -hoch“ zu ähnlichen Produktionseinschränkungen führt.

Tabelle 5.1: Produktionsstruktur in Schleswig-Holstein für unterschiedliche Restriktionen der Stoffstrombilanzsalden (- = keine Restriktion; 120, 100, 80, 60, 40 kg N/ha) für ein niedriges (N_{eff} -niedrig) und hohe Szenario (N_{eff} -hoch) der Stickstoffnutzungseffizienz aus der Anwendung organischer Dünger (Angaben in % der Gesamtfläche).

	2015 N_{eff} -niedrig						2015 N_{eff} -hoch					
	-	120	100	80	60	40	-	120	100	80	60	40
Weizen	24.82	25.41	25.64	25.80	26.50	27.32	25.01	26.42	26.83	28.08	29.53	30.57
Roggen	3.84	3.66	3.42	3.09	2.13	1.56	3.82	3.70	3.64	3.33	2.38	2.03
Triticale	0.45	0.32	0.36	0.34	0.29	0.20	0.38	0.33	0.28	0.30	0.21	0.19
Hafer	0.28	0.27	0.26	0.27	0.23	0.33	0.30	0.30	0.30	0.29	0.26	0.27
Raps	6.71	6.79	6.84	6.65	6.89	7.17	6.77	6.97	7.12	7.23	7.81	8.20
Mais	20.42	19.03	19.10	20.20	20.27	19.91	20.69	19.16	18.48	16.97	15.63	14.37
Gerste	4.97	4.34	4.50	4.41	4.75	4.71	4.89	4.60	4.73	5.00	5.40	5.84
Zuckerrüben	1.36	1.33	1.33	1.33	1.33	1.38	1.39	1.37	1.37	1.37	1.37	1.41
Kartoffeln	1.52	1.52	1.52	1.52	1.52	1.52	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
Grünland+Ackergras	35.46	37.11	36.30	34.58	30.70	28.08	35.11	35.47	35.55	35.73	33.00	25.98
Naturschutz	0.17	0.21	0.73	1.81	5.38	7.80	0.20	0.24	0.25	0.27	2.97	9.68
Rinder insgesamt	1096734	92	88	83	76	63	1096734	94	89	82	74	63
Milchkühe	383421	85	76	66	58	54	383421	96	89	80	70	62
Mastschweine	652745	77	68	59	50	38	652745	76	66	59	50	42
Zuchtsauen	98435	94	92	88	84	79	98435	94	92	88	83	78

Die Anpassungen in der tierischen Produktion spiegeln sich zum Teil in den Anpassungen der pflanzlichen Produktion wider. Auf der einen Seite nähme der Anteil des Grünlands, das ohne Restriktionen vornehmlich in intensiven Produktionsverfahren eingesetzt wird von rund 35% an der Gesamtfläche ohne Restriktionen auf etwa 30% bei einer Restriktion auf 60kg/ha ab und der Anteil extensiv bewirtschafteten potentiellen ‚Naturschutzgrünlands‘ nähme im gleichen Maße auf 5.3% zu, dies entspricht einer absoluten Zunahme von um über 50.000 ha. Dies gesamte Grünland- und Naturschutzfläche bleibt dabei bedingt durch die gesetzlich verpflichtende Dauergrünlanderhaltung konstant. Innerhalb des Ackerbaus kommt es bedingt durch die Fixierung des Grünlandanteils bei gleichzeitiger Abnahme der Tierbestände zu einer erheblichen Abnahme des Silomaisanbaus (~50.000 ha) zugunsten von Getreide, ansonsten aber nur zu geringen Kulturartenverschiebungen, vielmehr spiegeln sich wesentliche Anpassungen der pflanzlichen Produktion in der zunehmenden Extensivierung wider. Wie in Tabelle 5.2 aufgeführt, nimmt der Anteil von extensiv produzierten Kulturen zu. Extensive Produktions-

verfahren werden ohne Beschränkungen der N-Bilanz und bei effizienter Nutzung der Gülle (Szenario N_{eff} -hoch in Tabelle 5.2) praktisch für keine Kulturart angewendet. Hingegen werden bei einer Beschränkung auf 60kg/ha („Szenario 2015- N_{eff} -hoch“ in Tab. 5.1) Raps, Triticale und Gerste zu mehr als 12% extensiv produziert, Grünland sogar zu 60%. Es ergibt sich also ein Mix zwischen extensiver und intensiver Produktion. Dies ergibt produktionstechnisch Sinn, da auf diese Weise hohe N-Überschüsse der intensiven Produktionsverfahren zu erheblichen Teilen insbesondere in angepassten/optimierten Fruchtfolgen durch nachfolgende extensive Verfahren genutzt/abgebaut werden (siehe Tabelle 5.2).

Tabelle 5.2: Anteil extensiver Produktionsverfahren differenziert nach den Kulturpflanzen in Abhängigkeit Modellierter Restriktionen des Stoffstrombilanzsaldos (- = keine Restriktion; 120, 100, 80, 60, 40 kg N/ha) für eine günstige/ungünstige Stickstoffverwertung aus der Gülle (N_{eff} -hoch/ N_{eff} -niedrig) für den Zeitraum 20013-2017 („2015“). Angaben entsprechen prozentuaem Anteil der extensiven Produktionsverfahren an gesamter Anbaufläche der jeweiligen Kultur (z.B. 31% für Weizen bei 40 kg/ha maximaler BNB heißt 31% der gesamten Weizenproduktion werden mit extensiven Verfahren produziert).

	2015 N_{eff} -niedrig						2015 N_{eff} -hoch					
	-	120	100	80	60	40	-	120	100	80	60	40
Weizen	0	2	4	8	17	31	0	1	1	2	5	23
Roggen	0	5	4	5	11	29	0	1	2	3	6	24
Triticale	0	4	21	27	58	60	0	1	4	10	14	44
Hafer	0	0	2	6	14	77	0	0	0	0	1	68
Raps	0	5	9	21	38	65	0	3	4	8	24	58
Mais	0	1	9	28	43	67	0	2	2	1	4	12
Gerste	0	7	11	13	16	52	0	3	4	9	12	46
Zuckerrüben	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kartoffeln	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Grünland	4	40	57	71	80	86	1	10	25	46	60	61
Naturschutz	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 5.3: N-Bilanzen in den Kreisen Schleswig-Holsteins für unterschiedliche N-Stoffstrombilanzrestriktionen (40, 60, 80, 100, 120) in [kg/ha] im Vergleich zum nicht restringierten Szenario einer ungünstigen N-Verwertung aus der Gülle ($n = N_{\text{eff}}$ -niedrig, Ist-Situation) für den Zeitraum 2013-2017.

Kreise	Wirtschaftsdünger						Mineraldünger						Stoffstrombilanz						Bodenbilanz					
	40	60	80	100	120	n	40	60	80	100	120	n	40	60	80	100	120	n	40	60	80	100	120	n
Dithmarschen	71	85	100	109	116	133	91	110	120	129	138	168	39	58	71	82	93	126	18	33	49	49	58	86
Helau	46	49	53	55	58	59	123	149	160	169	173	179	38	56	65	72	76	81	24	41	41	55	58	63
Nordfriesland	88	102	118	131	141	165	58	73	86	100	109	143	40	60	76	91	105	145	14	29	54	52	63	95
Ostholstein	29	29	31	32	33	34	163	194	203	207	210	211	39	57	64	67	69	71	30	49	41	57	59	61
Pinneberg	77	94	105	117	125	140	66	83	96	107	117	144	39	59	73	86	97	126	16	31	46	51	60	84
Plön	60	68	73	79	84	95	108	134	149	158	166	181	38	56	68	78	87	106	20	36	41	54	62	77
RD-ECK	89	104	117	129	140	157	55	73	88	103	115	146	39	59	76	92	107	141	13	28	38	53	66	94
SL-FL	99	117	137	149	160	178	34	50	65	82	98	123	40	60	79	98	116	147	10	25	45	53	68	93
Segeberg	68	79	90	97	102	110	75	94	107	120	131	147	39	59	72	84	94	110	19	35	36	55	63	77
Steinburg	96	117	136	152	167	185	50	60	69	81	93	129	40	60	77	93	109	145	11	25	49	48	59	89
Stormarn	59	68	73	77	80	85	100	123	138	152	160	170	39	58	70	81	88	98	21	38	43	58	64	73
SH	77	89	100	109	116	130	75	96	110	124	135	158	39	59	73	87	99	124	16	32	49	54	64	85

Betriebliche Anpassungskosten

Neben der Produktionsanpassung sind die betrieblichen Anpassungskosten von besonderer Relevanz, da diese die politische Akzeptanz des Sektors entsprechende Maßnahmen betreffend, bestimmen. Insbesondere kann an diesen abgeschätzt werden, ob und in welcher Höhe eine solche Maßnahme beispielsweise durch staatliche Ausgleichszahlungen kompensiert werden müsste. In Tabelle 5.4 sind die Anpassungskosten in €/ha für die restringierten N-Bilanzsalden für die einzelnen Kreise und Modellszenarien aufgeführt und in Prozent des Deckungsbeitrags pro Hektar aufgeführt.

Tabelle 5.4: Betriebliche Anpassungskosten einer Restriktion der betrieblichen Stoffstrombilanzsalden (auf 40, 60, 80, 100, 120 kg N/ha) für ein hohes ($N_{\text{eff}}\text{-hoch}$), mittleres ($N_{\text{eff}}\text{-mittel}$) und niedriges ($N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$) Szenario der Gülle-N-Verwertung im Zeitraum 2013-2017 („2015“). Nach (a) Kreisen und (b) Betriebstypen in [€/ha] im Vergleich zu nicht restringiert (profit in €/ha)

(a) Kreise	2015 $N_{\text{eff}}\text{-hoch}$						2015 $N_{\text{eff}}\text{-mittel}$						2015 $N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$					
	40	60	80	100	120	p	40	60	80	100	120	p	40	60	80	100	120	p
Dithmarschen	243	168	119	77	42	1510	276	188	128	81	47	1530	272	194	136	93	63	1449
HeLau	60	22	10	4	2	814	63	27	13	6	3	792	63	30	16	8	4	775
Nordfriesland	223	161	120	81	46	1103	221	156	115	84	57	1060	244	167	120	83	58	1033
Ostholstein	46	14	4	1	0	774	50	17	6	2	0	761	52	19	8	4	1	754
Pinneberg	221	136	82	39	16	1080	233	147	85	49	19	1059	228	155	107	69	41	999
Plön	114	71	50	32	18	863	113	68	46	31	19	832	112	68	44	28	21	810
RD-ECK	244	168	118	75	40	1054	240	164	111	73	44	1014	229	154	103	67	42	980
SL-FL	238	160	104	59	26	1078	240	158	104	65	40	1033	247	164	109	70	43	1005
Segeberg	164	102	62	32	15	1057	166	104	60	32	15	1033	160	105	67	41	24	992
Steinburg	237	148	88	46	19	1161	257	171	101	50	19	1151	254	182	125	76	41	1083
Stormarn	107	58	29	10	4	928	111	61	30	14	6	903	111	62	33	17	8	870
SH	196	130	88	54	29	1104	199	133	87	55	32	1083	201	135	93	61	39	1046

(b) Betriebs- typen	SH 2015 $N_{\text{eff}}\text{-hoch}$						2015 $N_{\text{eff}}\text{-mittel}$						2015 $N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$					
	40	60	80	100	120	p	40	60	80	100	120	p	40	60	80	100	120	p
MF-ext	19	1	0	0	0	916	21	1	0	0	0	929	23	2	0	0	0	935
FB-Milch	307	209	141	84	43	1238	321	218	142	87	48	1217	309	212	146	96	60	1131
FB-Mast	385	278	187	109	49	1381	430	321	217	130	64	1394	339	250	169	106	58	1208
MF-FB	128	57	6	3	3	998	126	56	12	3	3	958	108	49	16	8	7	890
FB-MF	146	95	62	40	22	853	140	90	56	35	22	810	135	87	55	34	21	756
MF-VE	20	1	1	1	1	704	25	2	0	0	0	684	21	3	0	0	0	686
VE-MF	248	176	120	78	50	1415	251	184	128	87	54	1388	276	205	144	99	64	1427
VE	513	423	346	283	225	1621	486	406	333	273	221	1560	569	478	398	321	257	1668
<60ha	406	292	204	129	71	1419	417	299	202	131	77	1413	411	307	220	151	100	1348
60-100ha	148	87	52	27	12	1146	149	88	53	29	13	1127	166	93	59	35	20	1062
100-200ha	114	69	45	27	17	985	108	67	42	26	15	957	103	66	43	28	18	925
>200ha	77	47	33	22	13	754	82	47	31	22	16	724	78	40	25	16	9	739

Wie aus Tabelle 5.4 ersichtlich, liegen die Anpassungskosten für eine höchste Beschränkung des N-Bilanzsaldos auf 40 kg/ha je nach unterstelltem Effizienz-Szenario und Kreis zwischen 46 €/ha in Ostholstein bei hoher N-Effizienz der Gülle (Szenario $N_{\text{eff}}\text{-hoch}$) und 272 €/ha in Dithmarschen bei niedriger N-Effizienz der Gülle (Szenario $N_{\text{eff}}\text{-niedrig}$). Die Anpassungskosten sinken merklich mit dem

Niveau der N-Bilanz- Restriktion. Für das Szenario „N_{eff}-niedrig“ fallen diese von 52-272 €/ha für eine Restriktion von 40 kg/ha auf 1 – 63 €/ha für eine Restriktion von 120kg/ha. Wird eine höhere N-Effizienz beim Gülleeinsatz unterstellt, so liegen die Kosten selbst für eine relativ anspruchsvolle Restriktion des Stoffstrombilanzsaldos auf 60 kg/ha unter 169 €/ha (siehe Tabelle 5.4 a Szenario SH-N_{eff}-hoch-2015 Spalte "60").

Für die Einschätzung der politischen Durchführbarkeit sind nicht die absoluten, sondern die relativen Kosten relevant. Diese liegen selbst für die maximale Restriktion von 40 kg/ha in der Regel unter 16% des durchschnittlichen Deckungsbeitrags in jedem Kreis (Für Gesamt SH ergeben sich dabei relative Kosten in Höhe von $196/1104=17,7\%$ bis zu $201/1046 = 19\%$ aus Tabelle 5.4). Geht man von einer moderaten oder sogar hohen N-Verwertungseffizienz der eingesetzten Gülle aus (Szenario N_{eff}-mittel bzw. N_{eff}-hoch), dann liegen die Anpassungskosten für die meisten Kreise deutlich unter 15%.

Vor dem Hintergrund dieser Größenordnungen ist die anstehende Novellierung der Düngegesetzgebung hin zu einer ambitionierten Stoffstrombilanzverordnung für alle Betriebe ab 2022 oder früher eine gleichermaßen effektive und kostenmäßig für viele Betriebe tolerierbare Maßnahme. Um eine administrative Handhabbarkeit zu gewährleisten, wird eine buchhalterische Ermittlung betrieblicher Bruttostoffstrombilanzen analog dem Ansatz von (Klages *et al.*, 2017) notwendig, um mit diesen Daten regionale Lösungen umzusetzen. Darüber hinaus zeigen die Simulationsanalysen, dass eine solche Maßnahme zu absolut vertretbaren Anpassungskosten für die land- wirtschaftlichen Betriebe führt. Dabei ist festzuhalten, dass die hier erfolgten Kostenabschätzungen eine Obergrenze der tatsächlichen Anpassungskosten darstellen, solange die tatsächlichen N-Verwertungseffizienzen beim Einsatz der Gülle oberhalb der im Modell unterstellten Koeffizienten liegen. Weiterhin sind entsprechende Verbesserungen des Gülle-Managements nicht berücksichtigt worden, wie sie sich bereits seit der Umsetzung der DüV (2017) im letzten Jahr im Lande andeuten und wie sie in Supplement B ausführlich beschrieben sind. Wir gehen davon aus, dass es in diesem Zusammenhang durchaus zu erheblichen weiteren Effizienzsteigerungen kommen kann, sobald entsprechende Anreiz- bzw. Restriktionssignale effizient zur Geltung kommen.

Allerdings ergeben sich erhebliche Unterschiede in den Anpassungskosten für die jeweiligen Betriebstypen. Insbesondere für kleine Futterbau- und Veredlungsbetriebe mit hohem GV-Besatz pro Hektar würden zum Teil sehr hohe absolute und auch relative Anpassungskosten zum Problem werden. Wie aus Tabelle 5.4 ersichtlich, liegen die simulierten Anpassungskosten für Veredlungsbetriebe zwischen 221 und 569 €/ha und für Futterbaumastbetriebe zwischen 49 und 430 €/ha¹⁰. Dies sind erhebliche Kosten, die einen Anteil von 4% bis 31% des Gesamtdeckungsbeitrages pro Hektar für Futterbau-Mast und sogar 14% bis zu 34% für Veredlungsbetriebe ausmachen. Allerdings muss an dieser Stelle hervorgehoben werden, dass es sich bei den simulierten Kosten um eine maximale Obergrenze der tatsächlichen Kosten handelt, da die Betriebe in der Realität erheblich bessere Anpassungsmöglichkeiten haben als in den durchgeführten Simulationsrechnungen unterstellt worden ist. In dem Modell wurde unterstellt, dass die Betriebe lediglich durch Extensivierung, d.h. reduzierter Düngereinsatz im Pflanzenbau sowie Reduktion der Besatzdichte in der Tierproduktion, auf die

¹⁰ Dabei fallen die Anpassungskosten pro ha z.T. geringer für eine unterstellte niedrigere N-Effizienz der Gülle-Verwertung im Vergleich zu einer höheren N-Effizienz aus (z.B. für Milchviehbetriebe ergeben sich bei einer Reduktion der Bruttostickstoffbilanz auf 40 kg/ha .Anpassungskosten in Höhe von 309€/ha für das Szenario „n“ im Vergleich zu 321€/ha für das Szenario „m“. Dies erklärt sich aus der Tatsache, dass bei einer höheren N-Effizienz der Gülle, die Bruttostoffstrombilanz, die durch die Reduktion der Milchkuhaktivität um eine Kuh reduziert wird, entsprechend geringer ist im Vergleich zu einer unterstellten niedrigeren N-Effizienz.

vorgegebene Einschränkung der Bruttostoffstrombilanz reagieren können. Tatsächlich können diese aber die Stoffstrombilanzsalden auch durch eine effizientere Verwendung des organischen Düngers sowie die Aufarbeitung der Gülle zu einem transportwürdigen Dünger senken. Vor allem aber ergibt sich die Motivation, wo immer möglich Stoffstrombilanzsalden durch überbetriebliche Kooperationen zu senken, z.B. durch die Verwendung überschüssiger Gülle durch andere benachbarte Marktfruchtbetriebe („virtuelle Gemischtbetriebe“) bis hin zu einem Handel mit Gülle-Permits. Diese Ausführungen verdeutlichen, dass eine entsprechende Reform der Düngegesetzgebung hin zu einer für alle Betriebe verpflichtenden Stoffstrombilanzverordnung mit ambitionierten Zielwerten bei vollständiger Datenverfügbarkeit (Verpflichtung zur Buchführung) zielführend ist.

Inwieweit man dann in diesem Rahmen Eckpunkte setzt in Abhängigkeit des Anfalls organischer Dünger, wie von Taube (2016) mit dem '120/120-Modell' vorgeschlagen und diese sukzessive reduziert oder alternativ ausgehend von einem Rahmen 120/120 ein Permit-Modell etabliert, d.h. fixe maximale Salden-Kontingente setzt, die zwischen den Betrieben handelbar wären, um die höchste ökonomische Effizienz zu gewährleisten, wäre Teil des politischen Prozesses und der Schaffung der entsprechenden Infrastruktur, um dies jeweils umsetzen zu können. Notwendig ist in jedem Fall, dass die objektiv geringere Stickstoffnutzungseffizienz der Gülle im Vergleich zum Mineraldünger dergestalt Berücksichtigung findet, dass der erlaubte Saldo in Abhängigkeit des Anfalls/Einsatzes organischer Dünger fixiert wird. So gelänge es zum einen die Konkurrenzfähigkeit der Tierhaltung sicherzustellen und *leakage*-Effekte zu vermeiden und zum anderen die Attraktivität der Gülleaufnahme in Ackerbauregionen zu befördern (derzeitig nicht der Fall). Würde man das 120/120-Modell als Basis für eine ‚Roadmap nachhaltige Stoffströme 2030‘ nutzen wollen, wäre eine sukzessive Reduktion der erlaubten Stoffstromsalden wie in Abbildung 5.1 beschrieben zielführend. Die Anpassungskosten bei einem Zielwert von max. 35 kg N/ha im spezialisierten Ackerbau bis zu 90 kg N/ha bei intensiver Tierhaltung lägen zumeist unter 100€/ha (Ausnahme: derzeitige Veredlungsbetriebe). In der Konsequenz entstünden zeitnah ‚virtuelle Gemischtbetriebe‘ erster Stufe (organisatorische Integration) über Gülle-/Futtertransporte bei weiter räumlich/zeitlicher Segregation (spezialisierten Fruchtfolgen), perspektivisch vermehrt jedoch auch reale Gemischtbetriebe zum Beispiel über Betriebskooperations-Modelle, die auch gemeinsame Fruchtfolgen beinhalten bis hin zur kompletten organisatorisch/räumlich/zeitlich synchronen Integration, so wie das im Lindhof-Projekt ‚Ökoeffiziente Weidemilcherzeugung‘ praktiziert wird. Um den Zielwert von maximal +70 kg N/ha/Jahr als sektoralen Überschuss im Lande nicht zu überschreiten, dürfte dann der Gülle/Gärrestanfall im Mittel des Landes auf eine Größenordnung von etwa 90 kg N/ha reduziert werden (minus ~30%) oder die Effizienz des Gülleeinsatzes müsste entsprechend weiter steigen. Beides sind realistische Optionen insbesondere angesichts der Unsicherheiten die Zukunft der Biogaserzeugung auf der Basis von Mais betreffend. So zeigt Reinsch im Supplement B, dass allein eine Kombination aus optimierter Gülle-Applikationstechnik und -Terminierung die NH₃-Emissionen im Vergleich zum Status quo um 60% absenkt und den N-Saldo um etwa 40 kg N/ha reduziert. Darüber hinaus wird in Supplement A aufgezeigt, in welchem Ausmaß sich betriebliche und volkswirtschaftliche Anpassungskosten durch einen Permithandel reduzieren lassen.

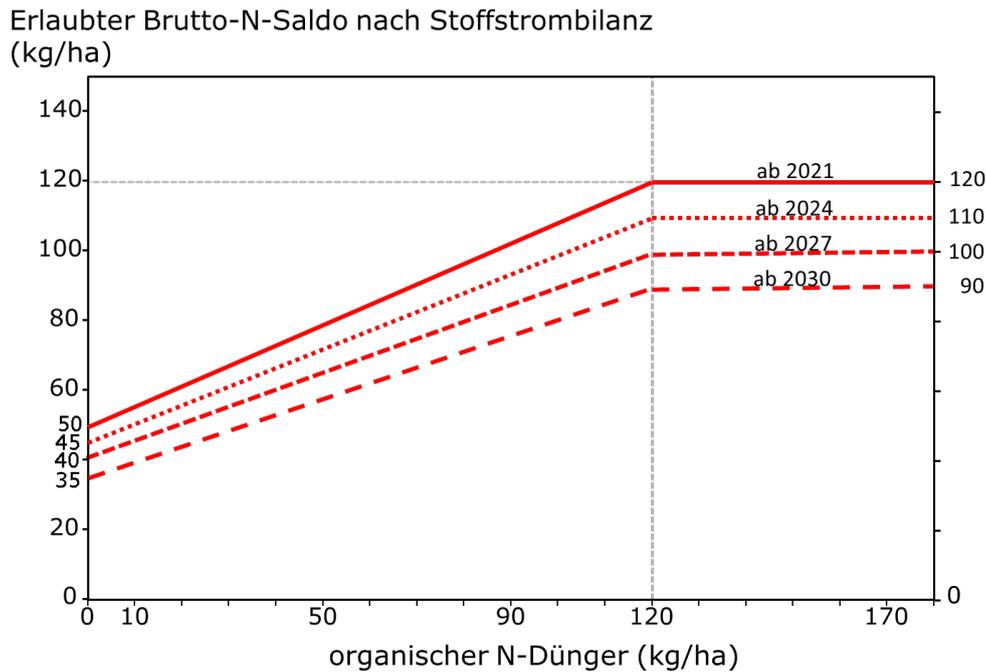


Abbildung 5.1 Vorschlag für eine sukzessive Anpassung („Roadmap nachhaltige Stoffströme 2030“) des erlaubten Brutto-N-Saldo nach Stoffstrombilanz (kg/ha) ($N \times 0,15 = P_2O_5$) ausgehend von dem 120/120-Modell nach Taube (2016))

6. Plausibilitätsanalyse und Bewertung der N- und P-Salden für den Gewässerschutz

6.1 Plausibilitätsanalyse

In den vorherigen Kapiteln wurden die wahrscheinlichen N-Salden auf den Betrieben in Abhängigkeit der Betriebsorganisation, der Landkreise und der Managementqualifikationen der Betriebsleitungen hinsichtlich des Umgangs mit (Gülle-) Nährstoffen analysiert. Neben diesen Modellkalkulationen auf Basis realer Werte stehen weitere Daten im Lande zur Verfügung, die zur Plausibilitätsanalyse genutzt werden können. Einer dieser Datensätze beruht auf der Wasserschutzberatung im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Das Land S-H hat in den letzten 10 Jahren mehrere Mio. Euro in dieses zusätzliche Maßnahmenpaket investiert mit dem Ziel, die Sensibilität der landwirtschaftlichen Unternehmen für eine gewässerschutzkonforme Düngung zu stärken. Man folgte damit dem von gewichtigen Akteuren im politischen Raum präferierten Grundsatz ‚Beratung intensivieren statt Ordnungsrecht verschärfen‘. Nach mehr als 10 Jahren intensivster Beratung in den 6 Beratungsgebieten im Lande mit Düngeplanungen auf den Betrieben nebst Analyse der Bilanzsalden und umfanglichen Berichterstattungen in der Fachpresse sollten diese Daten in der allgemeinen Erwartung eine Positivselektion der Betriebe im Hinblick auf das Nährstoffmanagement darstellen. Auf all diesen Betrieben in den §13- („roten“) Gebieten wurden als zentrales Maß der Erfolgskontrolle die Nährstoffbilanzsalden erhoben. Die verlässlichsten Daten in den durch Futterbau dominierten Landnutzungen der Betriebe stellen dabei die (Brutto-) Stoffstromsalden dar, weil die Dokumentation der Erträge auf den Futterflächen im Sinne der DüV durch Ungenauigkeiten und Fehler maskiert ist. Zudem ist der Brutto-Stoffstromsaldo (i.) die Zielgröße in unseren Modellierungen im Kapitel 4 und (ii.) die relevante Größe, um die potentiellen Umweltschäden durch Düngung zu quantifizieren. Die zusammenfassende Auswertung der Daten für die Jahre 2008-2016 wurde von Steinmann (2018) anlässlich des Wassertages 2018 in Kiel präsentiert. Eine weitere Aktualisierung erfolgte durch Neumann (2019) für die Jahre 2015, 2016 und 2017 – und damit überlappend mit den Jahren unserer

aktuellen Schätzungen - auf der Basis von fast 400 Betriebsdatensätzen. Die Abbildung 6.1 zeigt zunächst die Zusammenhänge zwischen dem Anfall an organischem Dünger-N und den Bruttosalden.

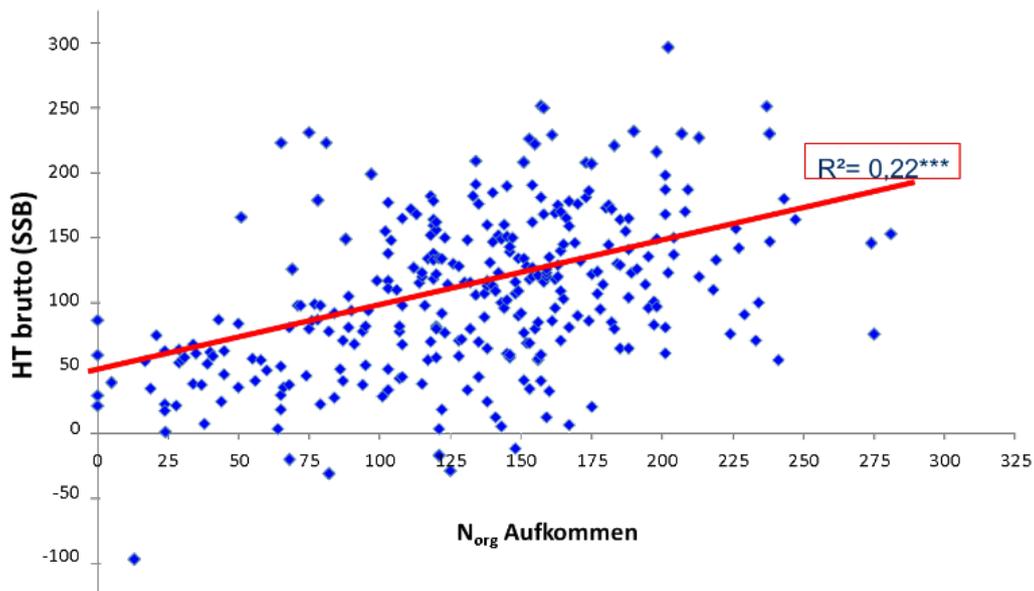


Abbildung 6.1: Bruttostoffstromsalden in Abhängigkeit des Anfalls organischer Dünger (Steinmann, 2018)

Die Abbildung zeigt vor allem eines: eine sehr große Varianz der N-Überschüsse bei ähnlichem Anfall an organischen N-Düngern auf den Betrieben. Auffällig ist insbesondere, dass bis zu einem N_{org} -Aufkommen unter 50 kg N/ha kaum deutliche Überschuss-Probleme auftreten, während jenseits dieser Schwelle mit zunehmender Konzentration der Tierhaltung die Varianz stark ansteigt. Ähnliche Befunde liegen aus der Vergangenheit für andere Bundesländer in ähnlicher Ausprägung vor (vergleiche Hege *et al.* (2008)). Wir können vergleichsweise sicher abschätzen, welche N-Brutto-Stoffstromsalden auf wissenschaftlicher Basis als Einstiegsmodell einer gerade noch akzeptablen guten fachlichen Praxis entsprechen. Dies ist aufgrund der unterschiedlichen Wirksamkeit der mineralischen und organischen Dünger in Abhängigkeit vom Einsatz organischer Dünger zu definieren. Danach erscheint bei den in den letzten Jahren verfügbaren und im Einsatz befindlichen technischen Möglichkeiten ein Saldo angemessen, dem folgende Formel zugrunde liegt:

$$\text{Maximal zulässiger N-Saldo (kg/ha)} = 50 + (\text{kg } N_{org}/\text{ha} \times 0,58)$$

mit einem Gültigkeitsbereich für N_{org} von 0 – 120 kg/ha. Übersteigen die ausgebrachten N_{org} -Mengen die Grenze von 120kg/ha, so bleibt der maximal erlaubte Saldo stabil bei 120 kg N/ha, d.h. der maximal erlaubte Brutto-N-Saldo beträgt auch bei intensiverer Viehhaltung als ~1,5 GV/ha (120 N_{org}) maximal 120 kg N/ha. Dieser Maximalwert von 120 kg N/ha aus Gülle-/Gärresteinsätzen, ab dem ein Plateau der maximal erlaubten Überschüsse erreicht wird, ist als eine Einstiegs-Obergrenze auf Ackerland gut abgesichert, um vermeidbare Verluste in die Umwelt deutlich zu reduzieren (vergl. VDLUFA (2015)). Die Begründung ist die, dass erhöhte Mengen an N_{org} -Einsätzen jenseits eines Bereichs von 120 kg/ha auf dem Acker ein pflanzenbaulich günstiges Management der resultierenden labilen N-Pools aus den organischen N-Fractionen erschweren und Nährstoffverluste deutlich wahrscheinlicher werden. Insofern ist die in der DüV zulässige Obergrenze von 170 kg N/ha auf Acker und Grünland für ackerbaulich genutzte Böden in den §13-(,roten') Gebieten bereits als kritisch zu würdigen (vergl. Taube (2018)).

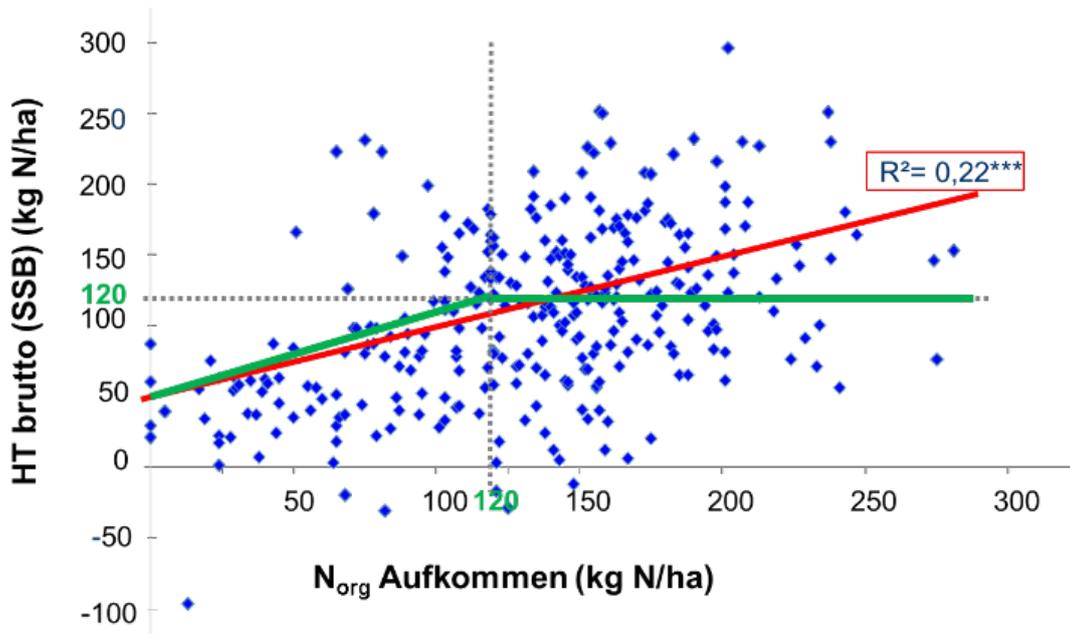


Abbildung 6.2: Einfluss des N_{org} -Düngeeingesetzes auf die Stoffstrombilanzsalden nach Steinmann (2018) (rot) unter Berücksichtigung maximal akzeptabler Werte nach Taube (2016) (grün)

Wird dennoch dieser eher dem landwirtschaftlichen Sektor als der Umwelt entgegenkommende Rahmen als Maß für die Güte der Umsetzung auf den Betrieben genutzt, dann ist das Resultat er-
 nüchternd. Abbildung 6.2 zeigt die eingefügte resultierende Begrenzung aus der Gleichung. Etwa die
 Hälfte der Beratungsbetriebe mit nennenswerter Tierhaltung ($>0,5$ GV/ha) erfüllt die Ziel-Vorgaben
 trotz Beratung nicht. Die Abbildung 6.2 zeigt darüber hinaus, dass ein erheblicher Anteil dieser intensi-
 vinen Viehhaltungsbetriebe nach wie vor deutlich zu hohen Mengen an mineralischem N-Dünger
 einsetzt. Dieser Befund ist nicht neu, im Gegenteil wird seit mehr als 25 Jahren darauf verwiesen,
 dass das zentrale Problem in Regionen intensiver Tierhaltung der Einsatz von Mineraldünger ist und
 erst an zweiter Stelle der gesetzlich erlaubte Einsatz von Gülle und Gärresten. Neumann (2019) hat
 die Trends der Düngungsmuster auf der Basis von etwa 120 Betrieben über 10 Jahre (2008-2017)
 analysiert mit dem Ergebnis, dass der Gesamteinsatz an N-Düngung angestiegen ist von etwa 240 auf
 etwa 260 kg N/ha, jedoch eine Verschiebung dahingehend stattfand, dass die mineralische N-
 Düngung auf diesen Betrieben – wahrscheinlich als Ergebnis der Beratung - von 125 auf 102kg/ha
 gefallen ist, im Gegenzug jedoch die organische Düngung um über 40kg N/ha anstieg. Auch wenn die
 Grundgesamtheit der Betriebe über die Zeit nicht identisch war, so ist der gesamte Trend doch ver-
 gleichsweise eindeutig dahingehend zu interpretieren, dass insbesondere die Probleme in den Tier-
 haltungsregionen mit diesen Daten unterstrichen werden. Und auch die aktualisierten Auswertungen
 von Neumann (2019) für die Brutto-Stoffstrombilanz über die Jahre 2013-2017 zeigen zum einen eine
 durchschnittliche Größenordnung von knapp 120 kg N/ha für alle Beratungsbetriebe und aufge-
 schlüsselt für die Betriebstypen im Mittel der 4 Jahre Werte von über 130 kg N/ha für die Futterbau-
 ausrichtung und zwischen 50 und 60 kg N/ha für die Marktfruchtbetriebe. Diese umfassendere Aus-
 wertung im Vergleich zur 2016 abgeschlossenen Erstauswertung, siehe Zwischenbilanz EU-WRRRL
 (MELUND, 2018), relativiert die dort getätigten sehr optimistischen Aussagen zu den Erfolgen in der
 Beratung, was z.T. dadurch bedingt sein dürfte, dass ein signifikanter Anteil Erstberatungen in der
 Grundgesamtheit präsent ist. Insgesamt weisen somit auch die Daten aus der landwirtschaftlichen
 Beratungspraxis deutlich höhere Einsätze an Mineraldünger aus, als nach DüV angemessen und not-
 wendig (vergl. Kapitel 1).

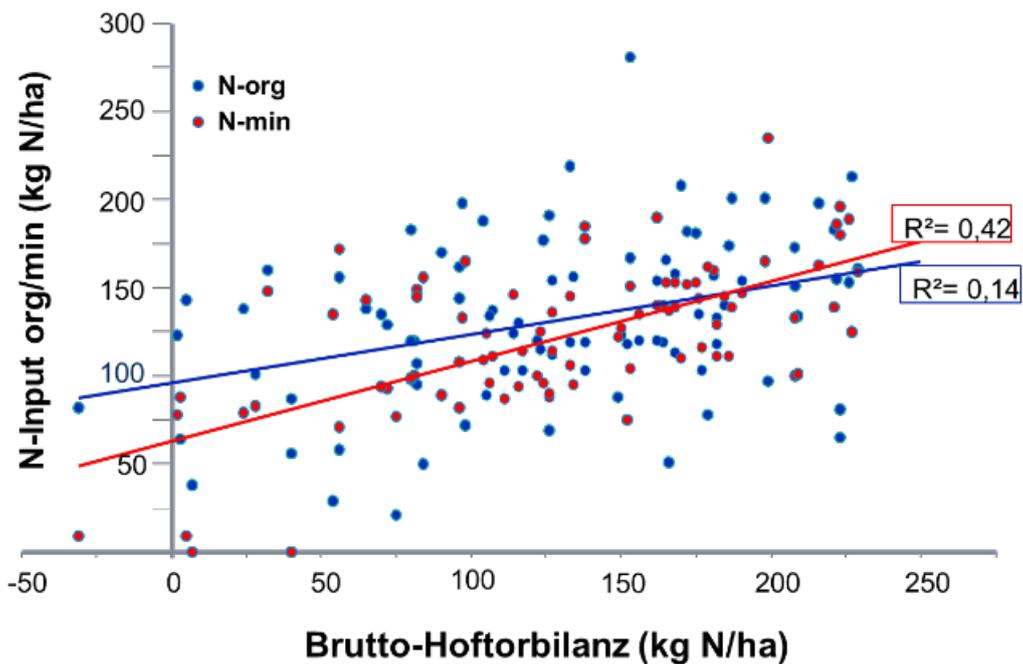


Abbildung 6.3: Beziehungen zwischen Brutto-SSB-N-Saldo und N-Düngereinsatz (Steinmann, 2018)

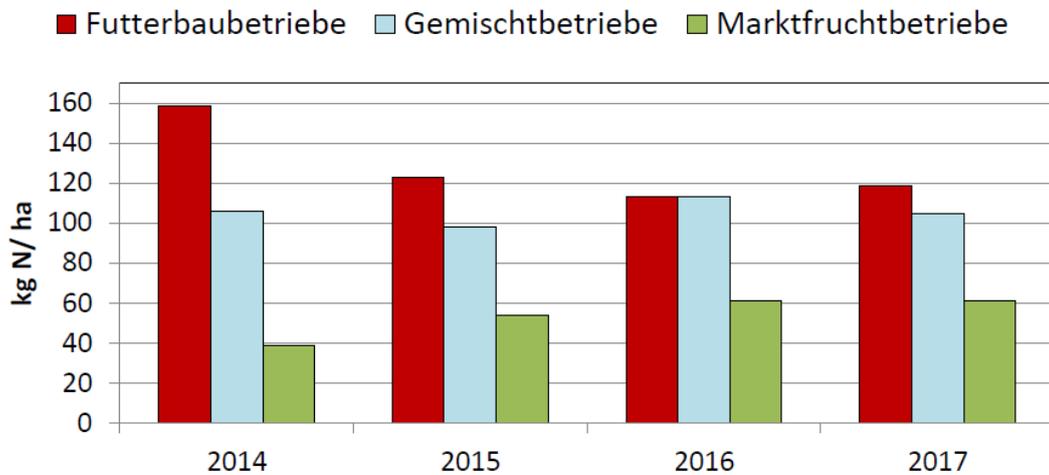


Abbildung 6.4: Arithmetisches Mittel der Brutto-Stoffstrombilanzsalden ($kg N/ha$) von Betrieben aller Beratungsgebiete nach Betriebstypen für die Jahre 2014-2017 (Neumann, 2019)

Als Zwischenfazit kann festgehalten werden, dass die Daten aus der Beratung unsere Modellrechnungen und -annahmen im Sinne eines mittleren bis niedrigen Ansatz stützen. Untermauert wird dies weiterhin durch die Daten aus den letzten Rinderreports der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, die für spezialisierte Milchviehbetriebe im Lande für den Betriebszweig Rinderhaltung mit den entsprechenden Futterbauflächen (ohne Berücksichtigung zusätzlicher Marktfruchtbauflächen) bei einem Viehbesatz von $\sim 1,8$ GV/ha einen Bruttosaldo von deutlich über $160 kg N/ha$ ausweisen (eigene Kalkulationen aus den Daten des Rinderreports 2018 (siehe Anhang, Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2018))). Werden diese Zahlen in Verbindung gebracht mit den oben aufgeführten Daten aus der Gewässerberatung und wird unterstellt, dass der Teilbetrieb Futterbau etwa 80% der LF des Gesamtbetriebes ausmacht und 20% dem Marktfrucht- bau gewidmet wären - mit

einem für diesen Teilbetrieb unterstellten Saldo von +50 kg N/ha - , so würde daraus ein Brutto-Betriebssaldo von über 140 kg N/ha resultieren. Dies dürfte darauf hindeuten, dass die Gewässerberatungsbetriebe u.a. aufgrund der Beratungsaktivitäten eine gewisse Positiv-Selektion aus der Grundgesamtheit darstellen und somit die im *Smart-Farm-SH-Modell* durchgeführten Differenzierungen der Betriebe in ‚N_{eff}-hoch/mittel/niedrig‘ spiegeln. Und auch die Kalkulationen mit dem Modellpaket RAUMIS (Kreins, 2018) weisen trotz etwas anders gelagerter Eingangsgrößen einen durchschnittlichen Brutto-N-Saldo in der Größenordnung von ~120kg N/ha aus.

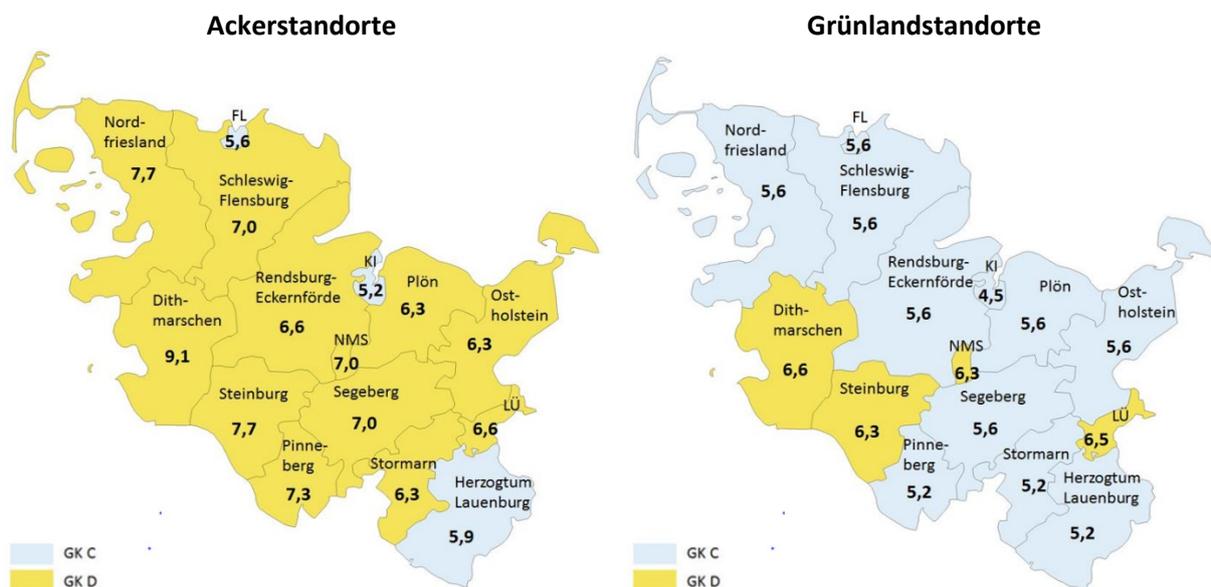


Abbildung 6.5: Mittlere Boden-P-Werte (mg P/100 g Boden) und Gehaltsklassen (GK) in den Landkreisen Schleswig-Holsteins (Cordsen, 2019)

Für den Bereich Phosphor erscheinen unsere kalkulierten Daten ebenfalls überzeugend realistisch und weichen nicht wesentlich von den mit RAUMIS (Tetzlaff *et al.*, 2017) berechneten regionalen Daten ab. Im Hinblick auf die derzeit gültige DüV überscheidet damit der P-Saldo auf den Betrieben im Lande sehr häufig die Zielgröße von 10 kg Phosphat bzw. 4,3 kg P/ha. Allein der dokumentierte mineralische P-Düngereinsatz zu Mais – der dominierenden Ackerkultur in den §13- („roten“) Gebieten mit durchschnittlich über 20 kg P/ha (Rinderreport der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 2015) trotz gleichzeitig hohen Anfalls an entsprechend pflanzenverfügbarem P aus organischen Düngern zeigt, dass die landwirtschaftlichen Unternehmen noch erhebliche Einsparpotentiale bei der P-Düngung aufweisen. Darüber hinaus kann für die spezialisierten Futterbaubetriebe aus den Daten der Rinderreporte für den Teilbetrieb Milchvieh/Futterbau ein P-Saldo in der Größenordnung von über ~10 kg P/ha abgeleitet werden. Im Übrigen zeigen auch die Boden-P-Werte im Lande (vergl. Abbildung 6.5) an, dass insbesondere in Verbindung mit den abgesenkten Boden-P-Gehaltsklassenwerten (Wiesler *et al.*, 2018) erhebliche Einsparungen beim mineralischen P- Düngereinsatz ökonomisch sinnvoll und daher geboten sind, um die Ziele im Bereich Wasserschutz zu erreichen. Dies wird auch durch die Auswertungen von Neumann (2019) bestätigt (Abbildung 6.6).

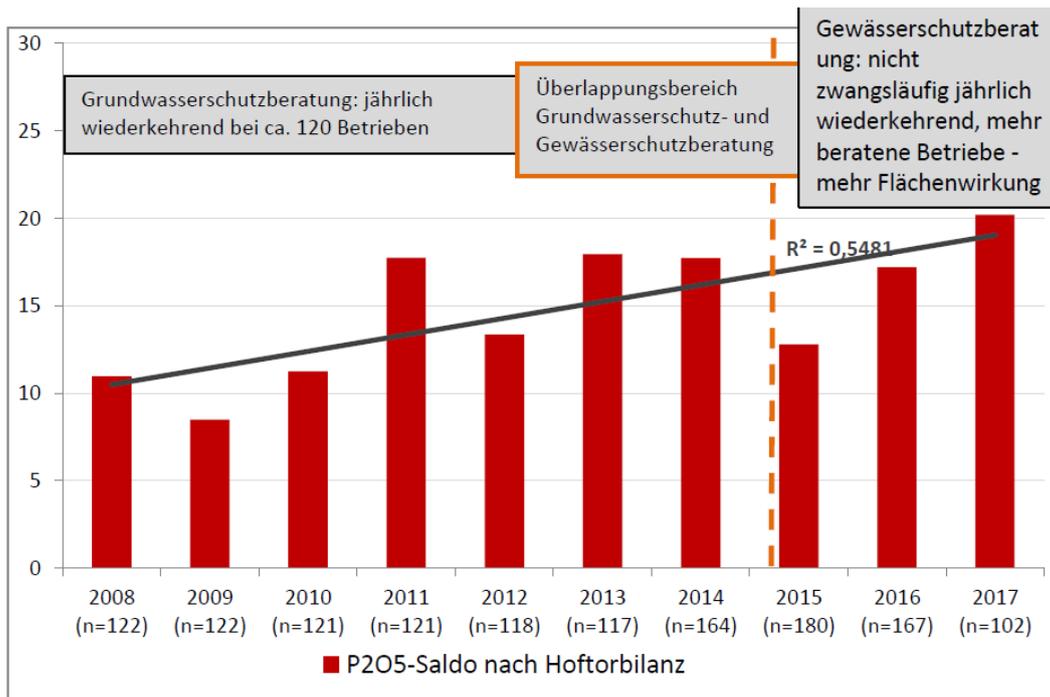


Abbildung 6.6: Arithmetisches Mittel aller Phosphat-Salden auf Basis der Netto-Stoffstrombilanz-Salden (Neumann, 2019)

6.2 Bewertung der N- und P-Salden im Hinblick auf den Gewässerschutz

Unter den maritimen Klimabedingungen Norddeutschlands mit hohen Sickerwasserraten sind gewisse Nährstoffverluste über den Pfad Sickerwasser unvermeidbar, ebenso wie ein gewisses Ausmaß an Emissionen in die Luft. Ebenso ist zu würdigen, dass das hohe Ertragsniveau in der pflanzlichen Erzeugung bei vielen Kulturen bei gleichzeitig hoher interannueller Variation der Erträge zu einem gewissen Teil nur begrenzt vermeidbare Verluste induziert. Die Varianz der auf den Beratungsbetrieben beobachteten Stoffbil-Salden zeigt jedoch auch, dass sehr gute spezialisierte Ackerbaubetriebe N-Salden in der Größenordnung von +30 kg N/ha realisieren können und intensive Tierhaltungsbetriebe schon heute mit deutlich unter +90kg/ha agieren können. Dies unterstreicht die Relevanz der Modellkalkulationen im *Smart-Farm-SH-Modell* für den Fall, dass - aus Sicht des Gewässerschutzes geboten - regionale bzw. flächendeckende maximale Stoffbil-Salden von 60kg/ha oder weniger sinnvoll oder notwendig würden. Die Tatsache, dass in der Nachhaltigkeitsstrategie Deutschland (2016) das Ziel fixiert wurde, den nationalen N-Saldo bis zum Jahr 2030 – also innerhalb der nächsten 10 Jahre – auf maximal 70kg/ha abzusenken - und somit eine Reduktion der Überschüsse um mehr als 30% notwendig wird - bildet darüber hinaus den übergeordneten Rahmen für diese Modellkalkulationen.

In diesem Kontext scheinen die aktuellen Diskussionen um Details einer Verschärfung der DüV in den §13-(-,roten') Gebieten die zentralen Zielsetzungen zu vernachlässigen, nämlich die Tatsache, dass Deutschland die EU-Nitratrichtlinie flächendeckend seit 1996/2006/2017 über die Düngeverordnung umsetzt und damit das deutsche Düngerecht primär durch das europäische Wasserrecht gesteuert wird. Dieser Paradigmenwechsel vom alleinigen Zweck der Düngung zur Sicherung der Ertragsbildung hin zur Gleichgewichtigkeit des Naturhaushalts hat im aktuellen Düngegesetz mit dem Absatz 4 im §1 des Düngegesetzes von 2017 Eingang in die Zweckbestimmung des Düngegesetzes gefunden und ist somit die Richtschnur für die Bewertung von Nährstoffüberschüssen.

Dort heißt es, dass gleichrangig zur Sicherstellung der Ernährung von Nutzpflanzen ein nachhaltiger und ressourceneffizienter Umgang mit Nährstoffen bei der landwirtschaftlichen Erzeugung sicherzustellen ist und **insbesondere Nährstoffverluste in die Umwelt so weit wie möglich zu vermeiden sind**. Es wurde an anderer Stelle postuliert, dass die Novellierung der DüV 2017 nicht den Vorgaben des §1 des Düngegesetzes entspricht (Härtel, 2018; Taube, 2018) und auch die Europäische Kommission hat die dort getroffenen Regelungen als nicht ausreichend im Sinne der Umsetzung der Nitratrichtlinie gewürdigt. Die deutsche Bundesregierung hat im Frühjahr 2019 und im September 2019 weitere Vorschläge zu einer Verbesserung der Situation im Rahmen einer erneuten Novellierung der DüV an die Europäische Kommission gemeldet mit zwei Kernelementen, nämlich der Abkehr vom Ansatz der bisherigen Nährstoffbilanzierung zugunsten der alleinigen Düngeplanung und der Reduktion der N-Düngerbedarfswerte in den Nitratgebietskulissen (§13-(,roten') Gebieten) in einer Größenordnung von 20% bei Ackerkulturen im Durchschnitt des Betriebes. Nach den Mitteilungen aus dem BMEL (2019) würden diese Regelungen bei Zustimmung der EU-Kommission im Sommer 2020 in Deutschland Gültigkeit erlangen, würden also erstmals im Düngejahr 2021 Anwendung finden. Gleichzeitig sieht jedoch das nationale Düngegesetz von 2017 eine verbindliche novellierte Stoffstrombilanzverordnung für alle Betriebe ab 2023 vor. Daraus resultiert, dass unser hier im Nährstoffbericht präferierter Ansatz der Brutto-SSB-Salden der Maßstab für die weitere fach-politische Debatte sein dürfte und sollte. Dies ist deshalb zu begrüßen, weil nicht die Höhe der Düngung, sondern die Höhe der Nährstoffüberschüsse die kausal relevante Größe für die Abschätzung von Nährstoffverlusten darstellt. Die ex-post Analysen der Nährstoffüberschüsse für die von uns analysierten Zeiträume sind somit prospektiv vor allem mit Bezug auf die Wirkungen für die Umwelt, primär für die Gewässer zu würdigen und nicht primär mit Bezug auf die damaligen Rechtsnormen der DüV von 2006 bzw. 2017, die zu diesen Zeiten für den einzelnen Landwirt galten.

Der Schutz der Gewässer bezieht über die europäischen Rechtsakte der EU-Nitratrichtlinie, der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der EU-Meeressstrategie richtlinie neben dem Grundwasser die Flüsse, Seen und küstennahen Meerestgewässer ein. Die bisherige Differenzierung in ‚grüne‘ und ‚rote‘ Gebiete bezieht sich jedoch ausschließlich auf die Nitratkulisse für die Grundwasserkörper, bzw. haben erste Bundesländer – wie etwa Schleswig-Holstein – im Jahr 2018 die entsprechenden Phosphatkulissen im Rahmen der Umsetzung der EU-WRRRL ausgewiesen, die sich im Lande S-H teilweise räumlich mit der Nitratkulisse überlappen. So bedecken diese beiden Kulissen im Lande derzeit knapp 60% der Landesfläche. Würden darüber hinaus jedoch konsequenterweise im Sinne des Gewässerschutzes auch die tolerierbaren Werte der Stickstoff und Phosphorkonzentrationen in den Flüssen, Seen und küstennahen Gewässern herangezogen, so würde deutlich werden, dass es kaum noch ‚grüne Kulissen‘ im Lande gäbe. Da zwischen 60 und 70% der Sickerwassermengen über Dränagen in die Flüsse, Seen und Meere entwässern, ist die Relevanz dieser Austragspfade in der Massenbilanz bedeutender als der (finale) Austragspfad Grundwasser. Die folgenden drei Abbildungen aus den Arbeiten von (Tetzlaff *et al.*, 2017) verdeutlichen die überragende Bedeutung der Dränagen für die N-Frachten in Oberflächengewässern, den daraus resultierenden Stickstoffminderungsbedarf und das Niveau der notwendigen Reduktion der N-Salden in den verschiedenen Flusseinzugsgebieten mit dem Ergebnis, dass nun die bisher ‚grünen Kulissen‘ im östlichen Hügelland den höchsten Minderungsbedarf in der Größenordnung von 40 kg N/ha und Ziel-N-Salden von ca. 20kg N/ha ausweisen. 40kg N/ha Minderungsbedarf entspricht in der Größenordnung der minus 20% Düngungsregelung, wie sie derzeit in den aktuell §13-(,roten') Gebieten diskutiert wird. Anders formuliert: entscheidend für die Gewässerbelastung als Ganzes sind die N- und P-Bilanzüberschüsse im Lande und bis auf die Marsch, für die die Aussage nur begrenzt zutrifft (aber potentiell erhöhte Treibhausgasemissionen

relevant sind), sind diesbezüglich weitgehend alle anderen Landschaftsräume von der Notwendigkeit deutlicher Reduzierungen der N-Überschüsse betroffen.

Diese Ergebnisse der resultierenden Nährstoff-Belastungen der verschiedenen Gewässerkategorien im Lande korrespondieren mit den von uns abgeschätzten Stickstoffsalden insofern, als etwa 40 % der Brutto-N-Salden über den Pfad Sickerwasser ausgetragen werden (Taube, 2016; Tetzlaff *et al.*, 2017). Darüber hinaus zeigen die langjährigen Messkampagnen aus der Gruppe der Kollegin Fohrer (Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft) an der CAU Kiel, dass die Belastungen ausgewählter Fließgewässer in intensiv agrarisch genutzten Regionen in Schleswig- Holstein vor allem für Stickstoffverbindungen, aber auch für Phosphorverbindungen die Zielwerte überschreiten (Pott *et al.*, 2014; Wagner, 2018, LLUR 2014).

Im Sinne einer vorsorgenden Gewässerschutzpolitik als Gesamtkomplex einerseits und der Vermeidung von Verwerfungen innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors andererseits aufgrund der partiellen ‚Rot-Stellung‘ nur der Nitrat-Grundwasserbelastungsgebiete, jedoch nicht der Nitrat- Oberflächengewässerbelastungsgebiete, sind Lösungen für eine nahezu flächendeckende Reduzierung der N- und P-Überschüsse im Lande zu entwickeln. Neben technischen Optimierungen („Landwirtschaft 4.0“) beinhaltet dies deutlich weitergehende strategische Veränderungen in der Landwirtschaft im Sinne einer ‚ökologischen Intensivierung‘ (Taube 2016) im Lande, d.h. dass bei weiterhin vergleichsweise hohem Produktionsleistungen aufgrund der durchweg klimatisch bedingten hohen Produktionspotentiale im Lande die weiteren Ökosystemdienstleistungen (neben dem Wasserschutz, der Klimaschutz und Biodiversität) deutlich stärker betont werden müssen als bisher. Dazu wurden entsprechende Honorierungssysteme („Gemeinwohlprämie“ vgl. Neumann *et al.*, 2017) ebenso vorgestellt wie Anpassungsstrategien zum Klimaschutz (vgl. Supplement B). Eine zentrale Strategie kann aber nicht allein die Verfrachtung der Überschüsse an organischen Düngern aus den Tierhaltungszentren in die Ackerbauregionen sein, sondern mittelfristig ist die Verlagerung eines Teils der Tierhaltung aus den jetzigen Zentren auf der Geest in die Ackerbauregionen sinnvoll. Auf dem Versuchsbetrieb Lindhof der CAU wird ein solcher strategischer Ansatz in einem *low input*-System (Ökolandbau) erforscht. Das Projekt ‚Ökoeffiziente Weidemilcherzeugung Lindhof‘ analysiert Optimierungsmöglichkeiten im Sinne einer ökologischen Intensivierung in Gemischtbetriebssystemen mit dem Ziel hohe Leistungsniveaus in der Nahrungs- und Futtermittelerzeugung zu halten, diese jedoch durch eine weite Fruchtfolgegestaltung und unter Einbeziehung von Futterpflanzen und Marktfrüchten, einjährigen und mehrjährigen Kulturen (mehrjähriges Ackerklee-gras) mit einer erhöhten funktionalen Diversität der Kulturarten im Vergleich zu bestehenden spezialisierten Systemen zu kombinieren. Das Ziel den Gewässerschutz betreffend ist es dabei, Nitratkonzentrationswerte im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone von 25 mg Nitrat/l nicht zu überschreiten. Loges *et al.* (2019) haben die ersten Ergebnisse dieses Projektes publiziert (Tabelle 6.1) mit dem Ergebnis, dass zwar die Produktionsleistungen ohne jeglichen mineralischen N-Düngereinsatz um etwa 25% sinken, die Stickstoffüberschüsse im Vergleich zu bestehenden Systemen der Milcherzeugung jedoch um 75% zurückgehen, die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser durchweg unter 25 mg/l bleiben und durch die erhöhte Kulturartenvielfalt, insbesondere Vielartengemenge im Ackerfutterbau, die Habitatstrukturen für eine erhöhte Biodiversität in Agrarlandschaften positiv beeinflusst werden.

Teile aus diesem Modellprojekt können direkt in bestehenden konventionellen Betrieben umgesetzt werden, wobei der Kooperation zwischen spezialisierten Tierhaltungs- und Marktfruchtbetrieben hin zu ‚virtuellen Gemischtbetrieben‘ eine Schlüsselrolle zukommt.

Tabelle 6.1: Wirtschaftliche Ergebnisse und ökologische Kennzahlen des Lindhof-Projektes ‚Ökoeffiziente Weidemilcherzeugung‘ im Vergleich zum Durchschnitt der Schleswig-Holsteinischer Rinderspezialberatungsbetriebe 2017/2018 (Loges *et al.*, 2019)

	Einheit	1. Beratungs- betriebe S-H*	2.Lindhof	(2. rel zu 1.)
Durchschnittsleistung	(kg ECM/Kuh)	8.601	6.907	(80 %)
Fett plus Eiweiß	(kg/Kuh)	661	539	(82 %)
Kraftfutteraufwand je Kuh	(dt/Kuh)	2.538	770	(30 %)
Lebendgewicht**	(kg/Kuh)	680	430	(63 %)
Leistung je kg metab. Körpergew.#	(kg ECM/kg)	64,7	73,2	(113 %)
Grundfutterleistung	(kg ECM/Kuh)	3.195	4.386	(137 %)
Leistung je ha Hauptfutterfläche***	(kg ECM/ha)	13.345	11.009	(82 %)
Produktionskosten Grundfutter inkl. Fläche	(ct je 10 MJ NEL)	27,91	17,34	(62 %)
Futterkosten gesamt	(ct/kg ECM)	22,22	14,31	(64 %)
Grundfutterkosten	(ct/kg ECM)	13,22	9,15	(69 %)
Kraftfutterkosten	(ct/kg ECM)	9,00	5,16 ^ö	(57 %)
Mineral-N-Dünger- Aufwand	(kg/ha HF)	123	0 ^{Ndfa}	
N-Bilanz**** Teilbetrieb Milch	(kg N/ha HF)	168	88	(52 %)

Abkürzungen: S-H = Schleswig-Holstein, *Durchschnitt der Rinderspezialberatungsbetriebe der LK Schleswig-Holstein, ECM = Energie korrigierte Milch, **Schätzwert im Durchschnitt der Rassen, #Berechnung metabolisches Körpergewicht = $W_{0,75}$, W=Lebendgewicht, ***inklusive Importfuttermittel in den Betrieb, HF = Hauptfutterfläche, **** Stoffstrom-N-Bilanz des Teilbetriebs Milchproduktion, ö = aus ökologischer Produktion; Ndfa= N-Fixierung Klee gras ~ 140 kg N/ha

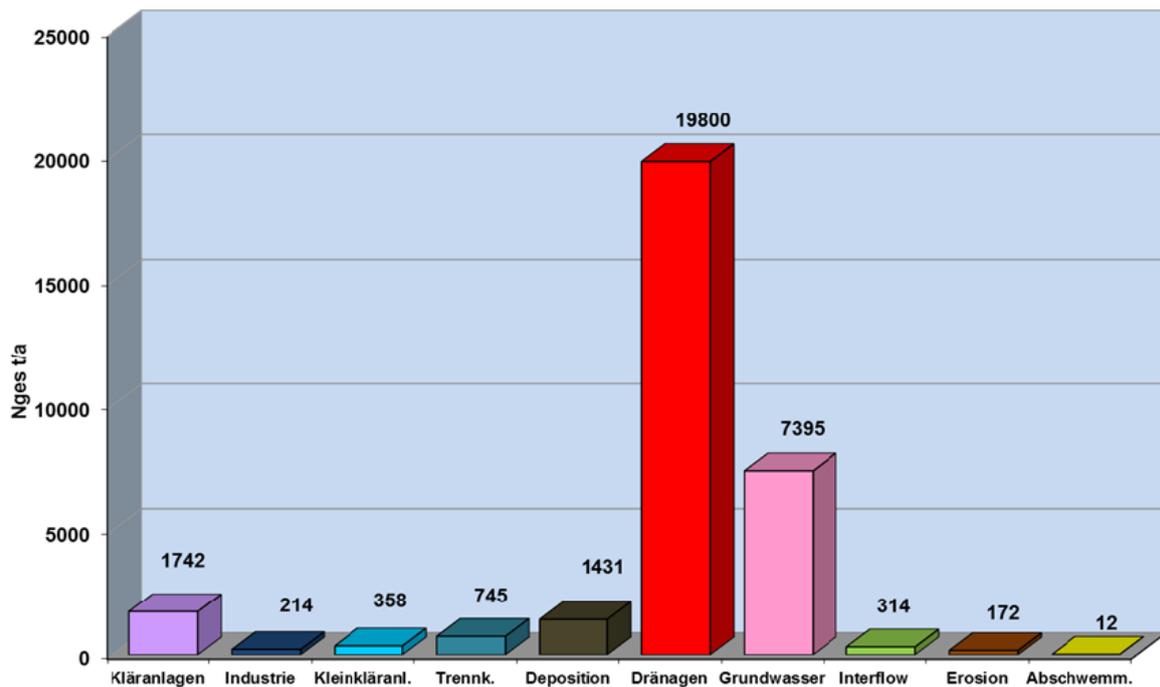


Abbildung 6.7: N-Einträge in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins (Tetzlaff *et al.*, 2017)

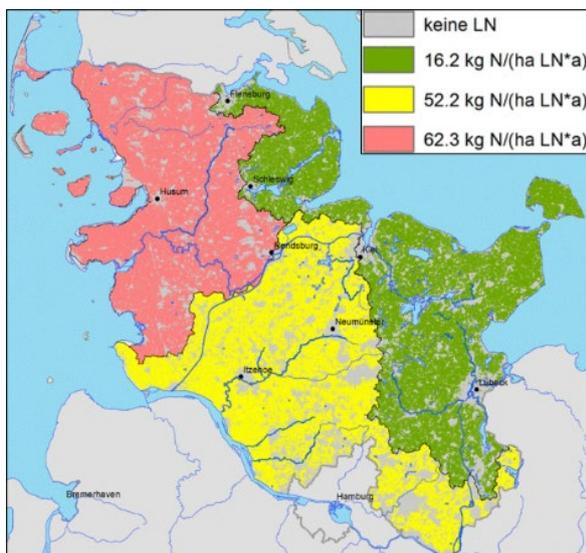


Abbildung 6.8: Maximale N-Überschüsse aus der Landwirtschaft zur Sicherstellung der potenziellen Gesamt-N-Zielkonzentration in den Flussgebietseinheiten (Tetzlaff *et al.*, 2017)

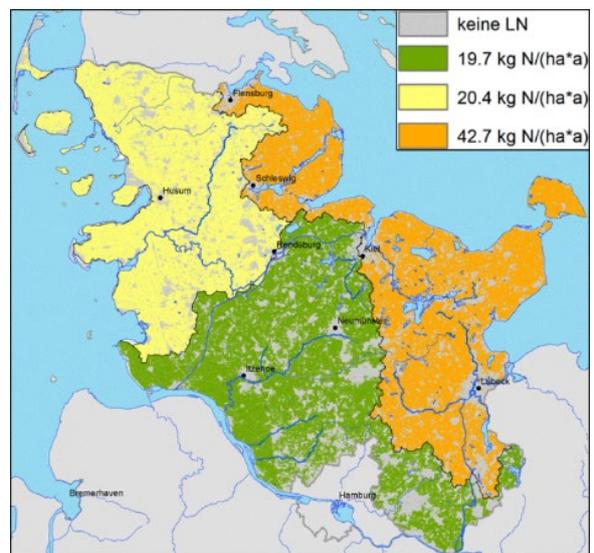


Abbildung 6.9: Mittlerer Minderungsbedarf der N-Überschüsse aus der Landwirtschaft zur Sicherstellung der potenziellen Gesamt-N-Zielkonzentration in den Flussgebietseinheiten (Tetzlaff *et al.*, 2017)

Zusammenfassung

I. Hintergrund der Studie

Die vorliegende Studie stellt eine Aktualisierung des Nährstoffberichts für Schleswig-Holstein aus dem Jahr 2015 (Taubke *et al.*, 2015) dar. Seinerzeit wurde auf der Basis von Buchführungsdaten in Verbindung mit einem Modellierungsansatz (Albrecht *et al.*, 2014) im Sinne eines ‚bottom-up‘-Ansatzes bei gegebenen Tierzahlen und Anfällen an organischen Düngern die wahrscheinlichste Höhe der Stickstoffmineraldüngung in Abhängigkeit von Region und Betriebstyp geschätzt. Das Ergebnis offenbarte, dass der durchschnittliche N-Mineraldüngereinsatz im Lande deutlich höher war als in den bis dahin vorliegenden ‚top-down‘-Ansätzen nach Bach *et al.* (2014) abgeleitet mit der Konsequenz ebenfalls deutlich höherer Nährstoffsalden. Diese Erkenntnisse machten deutlich, dass eine adäquate Berücksichtigung der bestehenden Datenunsicherheit notwendig ist. Insbesondere erschien es uns für die Erstellung eines aktualisierten Nährstoffberichts sinnvoll, anders als in den bisherigen Studien, nicht von einer Punktmessung, d.h. einem genauen Indikatorwert für jede relevante Untersuchungseinheit pro Untersuchungszeitraum (z.B. durchschnittliche N-Bruttoflächenbilanz in Schleswig-Holstein) auszugehen, sondern eine Wahrscheinlichkeitsverteilung über ein Intervall von potenziell relevanten Indikatorwerten anzugeben. Dies macht die Berechnung der Wahrscheinlichkeiten auf der Grundlage aller verfügbaren Informationen erforderlich. Es wurden daher im Rahmen dieser Studie verfügbare sekundär statistische Daten, verfügbare einzelbetriebliche (nicht repräsentative) Stichprobendaten sowie Experteneinschätzungen simultan zur empirischen Schätzung relevanter Parameterwerte verwendet. Dabei sind die alternativen Informationsquellen jeweils nach ihrem relativen Informationsgehalt zu gewichten. Dieser Ansatz mündet schließlich in differenzierten Ergebnissen/Szenarien, auf deren Basis eine Prognose und Politikanalyse erfolgt, um die Wirkungen und Kosten alternativer agrar- und umweltpolitischer Maßnahmen zur Steuerung regionaler Nährstoffflüsse zu simulieren und zu bewerten. Letzteres beinhaltet die Abbildung der betrieblichen und sektoralen Anpassungsreaktionen auf alternative agrarpolitische Ausgestaltungen. Zentral ist in diesem Zusammenhang die Abschätzung der jeweiligen betrieblichen Anpassungskosten für alternative politische Ausgestaltungen detailliert nach Betriebstyp und Region.

II. Zentrale Ziele der Studie

- Entwicklung eines innovativen Modell-gestützten Verfahren, das eine robuste statistische Abschätzung regionaler bzw. betrieblicher Stoffflüsse auf der Grundlage der Kombination von verfügbaren sekundär-statistischen Daten, vorhandenen einzelbetrieblichen Daten sowie entsprechenden Experteneinschätzungen erlaubt ohne eine aufwendige detaillierte Erhebung individueller Betriebsdaten vorauszusetzen.
- Darüber hinaus soll der Ansatz die Identifikation von relevanten Ansatzstellen für eine effektive politische Steuerung der betrieblichen bzw. regionalen Stoffflüsse ermöglichen.
- Dies beinhaltet neben der Sicherstellung der Einhaltung konkreter Grenzwerte der Nährstoffbelastung auch die Abschätzung damit implizierter zusätzlicher betrieblicher Kosten.
- Ableitung von effektiven und politisch durchsetzbaren agrar- und umweltpolitischen Maßnahmen zur Steuerung von Nährstoffflüssen (z.B. im Rahmen der Düngeverordnung).

III. Vorgehensweise

Systematische mathematische Analyse zentraler Bestimmungsfaktoren der Variabilität relevanter Indikatoren zur Erfassung der Nährstoffflüsse (Bruttoflächenbilanz, Bruttostoffstrombilanz). Zu diesem Zweck erfolgt eine Neukonzeption des vorhandenen *Smart-Farm-SH*-Modells als Prognose- und Analysemodell regionaler und betrieblicher Nährstoffflüsse. Konkret umfasst dies:

- Berechnung aktueller N- und P-Stoffflüsse für die Jahre 2008-2012 sowie 2013-2017.
- Ableitung der relevanten Flächen- und Stoffbil-Salden für Stickstoff und für Phosphor für gesamt Schleswig-Holstein, auf Kreisebene sowie detailliert nach acht Betriebstypen und vier Betriebsgrößenklassen unter Berücksichtigung fundamentaler Daten- und Modell-Unsicherheit bei der empirischen Messung der Nährstoffflüsse durch adäquate Bayesianische Verfahren sowie der
- Analyse der regionalen Produktionsanpassung und der resultierenden N- und P-Stoffströme für alternative agrar- und umweltpolitische Ausgestaltungen nachhaltiger Bodennutzung.

IV. Die fundamentalen statistischen Daten – Veränderungen zwischen den Zeiträumen 2008-2012 und 2013-2017

Die Stickstoffbilanzsalden der schleswig-holsteinischen Landwirtschaft werden maßgeblich durch den Umfang der Tierhaltung und Bioenergieerzeugung, durch das Kulturartenspektrum und durch den pflanzlichen Ertrag bestimmende Witterungskonstellationen determiniert. Während im Nährstoffbericht 2015 ein vergleichsweise repräsentatives Jahr herangezogen worden ist (2010), werden im vorliegenden Bericht die oben genannten Zeiträume miteinander in Beziehung gesetzt, um den Trend der Entwicklung besser abbilden zu können. Diesbezüglich haben sich die Anteile der Kulturarten auf den Äckern und die Grünlandanteile an der landwirtschaftlichen Nutzfläche nur unwesentlich verändert. Ähnliches gilt für die Erträge der Hauptkulturen auf dem Acker, die über die Jahre keinen Trend, sondern lediglich ausgeprägte interannuelle Variationen ausweisen. Abweichend dazu verhalten sich die Statistikamt-Erträge im Futterbau (Grünland/Mais), die auf recht groben Schätzungen beruhen und einen positiven Ertragstrend über die Modellierete Periode ausweisen – Ertragstrends, die wir mit gut validierten Ertragsmodellen so nicht nachverfolgen können. In der Tierhaltung haben sich Veränderungen insbesondere durch das Ende der Milchquote ergeben mit entsprechenden Anstiegen der Kuhzahlen, die jedoch zum Teil durch eine Abnahme im Bereich der Schweinehaltung kompensiert wurde. Insgesamt ist von einem zusätzlichen Anfall an organischen Stickstoffausscheidungen aus der Tierhaltung von +4kg N/ha im Zeitraum 2015 im Vergleich zum Zeitraum 2010 auszugehen bei nahezu unveränderten Zahlen für die Gärrest-Stickstoffmengen. Die daraus resultierenden absoluten Gülle- und Gärrestmengen werden jedoch offensichtlich vom Statistikamt Nord, das die Werte aus Stichprobenbefragungen landwirtschaftlicher Unternehmen ableitet, mit insgesamt 18,2 Mio. Tonnen, die 2015 zu 2/3 mit Breitverteiltertechnik ausgebracht werden, zu niedrig angegeben. Unter Berücksichtigung der physiologisch plausiblen N-Ausscheidungen und der tatsächlichen TS-Gehalte in den verschiedenen Gülle muss von deutlich höheren Güllemengen-Aufkommen in der Größenordnung von 25 Mio. Tonnen ausgegangen werden. Da diese jeweiligen Kalkulationsgrundlagen in Verbindung stehen mit den notwendigen Güllelagerkapazitäten auf den Betrieben, wird die Notwendigkeit betont, diesbezüglich seitens der Statistikämter im Bund abgestimmt realistischere Schätzmethode zu nutzen. Auf Basis der Daten zur Tierhaltung, zu den Erträgen auf dem Acker und unter Berücksichtigung der N-Nachlieferung organischer Böden in den Landkreisen kann abgeschätzt werden, wie hoch die mineralische N-Düngung nach den Regeln der guten fachlichen Praxis nach DüV (2007) bzw. nach Modifikation der Düngeberatung der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein auf Basis der DüV (2007) ausfallen würde. Danach variiert der N-Düngebedarf im Durchschnitt aller Kulturen in S-H zwischen 165 und 168 kg/ha. Bei einem anzurechnenden Anfall organischer Dünger aus Tierhaltung und Gärresten in Höhe von 95 kg N/ha ist bei Anwendung der Vorgaben zur DüV

(2007) bzw. der Empfehlungen der Beratung der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2013) von einem durchschnittlichen maximalen Mineraldüngerbedarf in der Größenordnung von 100 kg N/ha im Lande auszugehen. Dies wäre somit die Größenordnung, die sich idealerweise am Ende der Simulationen zu den wahrscheinlich ausgebrachten N-Mineraldüngermengen im Lande ergeben sollte.

V. Empirische Analyse

Wie oben ausgeführt, war es das Ziel mittels der Simulationsszenarien mit dem Modell *Smart-Farm-SH* die regionalen Stoffströme auf Kreisebene für zwei Zeitperiode 2008-2012 und 2013-2017 zu simulieren. Zusätzlich wurden dazu drei Parameterszenarien eingesetzt, die sich hinsichtlich der vom Anwender unterstellten N-Effizienz von organischem Dünger unterscheiden, wobei von einer niedrigen (Szenario $N_{\text{eff-niedrig}}$), einer mittleren (Szenario $N_{\text{eff-mittel}}$) und hohen (Szenario $N_{\text{eff-hoch}}$) erwarteten N-Effizienz des organischen Düngers seitens des Anwenders (landwirtschaftlichen Unternehmens) ausgegangen wurde. Welches dieser Parameterszenarien wahrscheinlich ist wurde mittels Bayesianischer Analysen ermittelt mit dem Ergebnis, dass eine empirische Bestätigung des niedrigen Szenarios ($N_{\text{eff-niedrig}}$) zu konstatieren ist, d.h. Landwirte gehen in ihrer angewandten Düngungspraxis von einer extrem geringeren N-Effizienz bei der Anwendung von Gülle und Gärresten aus. Bei der Interpretation dieses Ergebnisses muss berücksichtigt werden, dass keine objektive produktionstechnische Evidenz geschätzt wurde, sondern die subjektiven Vorstellungen der Landwirte, die so ihr betriebliches Nährstoffmanagement bestimmen.

Zentrale Ergebnisse hinsichtlich der ermittelten regionalen und betrieblichen Nährstoffbilanzen für Stickstoff sind:

- Insgesamt ergeben sich für alle Modellszenarien erhebliche N-Belastungen mit N-Flächenbilanzen, die zwischen 64 kg/ha für das hohe Szenario ($N_{\text{eff-hoch}}$) und 85 kg/ha für das niedrige Szenario ($N_{\text{eff-niedrig}}$) liegen. Dabei wurde die biologische N-Fixierung noch nicht mitberücksichtigt. Diese würde je nach regionalem Anbauanteil an Leguminosen einen Aufschlag zwischen 4-15 kg/ha implizieren.
- Deutlich höher fallen die Stoffbil-Salden für den analysierten Zeitraum mit Werten zwischen 104 bis zu 124 kg/ha im Durchschnitt für ganz Schleswig-Holstein aus.
- Wird unterstellt, dass nach unseren Analysen das niedrige Parameterszenario ($N_{\text{eff-niedrig}}$) mit Abstand am wahrscheinlichsten ist, so ist für den Zeitraum 2013-2017 von einer erheblichen Belastung der Böden/Gewässer durch N-Frachten in Schleswig-Holstein auszugehen.
- Weiterhin sind erhebliche regionale Schwankungen der N-Bilanzsalden zu erkennen. So schwankt die N-Flächenbilanz für das niedrige Szenario ($N_{\text{eff-niedrig}}$) zwischen 61 kg/ha in Ostholstein und 95 kg/ha in Nordfriesland.
- Wie bereits in dem ersten Nährstoffbericht dargestellt, sind die N-Bilanzsalden insbesondere in den Kreisen sehr hoch, in denen ein hoher Anteil organischer Dünger eingesetzt wird, also insbesondere in den regionalen Zentren der Milch- und Rindfleischproduktion in den Geest- und Marschregionen, d.h. den Kreisen Nordfriesland, Rendsburg-Eckernförde und Schleswig-Flensburg.
- Würden regionale N-Flächenbilanzen kalkuliert, die sich hypothetisch ergäben, wenn für den Einsatz von organischem Dünger die gleiche N-Effizienz wie für den mineralischen Dünger unterstellt wird (Mineraldüngeräquivalent (MÄ) = 1), dann liegen die N-Flächenbilanzen für alle Kreise unter 50 kg/ha. Interessanterweise ergeben sich dann gerade für die regionalen Zentren der Milch- und Rindfleischproduktion in den Geest- und Vormarschregionen, d.h. die Kreise Nordfriesland, Rendsburg-Eckernförde und Schleswig-Flensburg, sehr niedrige N-Flächenbilanzsalden von unter 30 kg/ha. Auch wenn ein MÄ von 1 unrealistisch hoch, eines von 0,8 aber durchaus

technisch umsetzbar ist, dann unterstreicht dies das erhebliche Einsparungspotential, das sich durch eine Steigerung der N-Effizienz des organischen Düngereinsatzes ergibt. Darauf wurde bereits im Nährstoffbericht 2015 hingewiesen, wo insbesondere erhebliche produktionstechnische Einsparungspotentiale hinsichtlich der unvermeidlichen Ausbringungsverluste aufgezeigt wurden (Taube *et al.*, 2015).

Die zeitlichen Veränderungen der N-Nährstoffflüsse im Beobachtungszeitraum stellen sich wie folgt dar:

- Die N-Bilanzsalden sind in der Periode 2013-2017 gegenüber der Periode 2008-2012 tendenziell angestiegen. So ist der N-Flächenbilanzsaldo für gesamt Schleswig-Holstein von 79 auf 85 kg/ha und ähnlich auch der StoffBil-Saldo von 117 auf 124 kg/ha gestiegen.
- Die tendenzielle Verschlechterung der Situation ist primär die Folge hoher, zum Teil sogar steigender Ertragsersparungen der Landwirte und daraus resultierend erhöhtem N-Düngereinsatz sowie zusätzlicher Mengen an organischem N aus der Tierhaltung. Regional ergeben sich insbesondere Verschlechterungen der N-Bilanzsalden in den Futterbauregionen der Geest, während sich die Situation im Hügelland (Marktfruchtbetriebe) sogar leicht verbessert hat.

Die zentralen Ergebnisse hinsichtlich der ermittelten regionalen und betrieblichen Nährstoffbilanzen für Phosphor sind prinzipiell ähnlich ausgeprägt wie für Stickstoff. Allerdings ist die Überschussproblematik im Sinne der offiziellen Restriktionen zur P-Bilanz (max. 4,3 kg/ha bzw. 10 kg/ha P₂O₅) aufgrund der derzeit relevanten DüV 2017 in der Fläche bedeutsamer einschränkend für die Betriebe als für Stickstoff. Insbesondere die Veredlungs- und Milchviehbetriebe überschreiten diese Restriktion in aller Regel. Sowohl für P wie für N werden unsere Modellierungsergebnisse durch die Plausibilitätsanalysen gestützt, die gleichermaßen auf Daten aus der Gewässerschutzberatung wie auf Daten aus den Gewässerbelastungen aufbauen. Das Fazit dieser Ergebnisse zur Situation der Nährstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft zwischen 2007 und 2017, also vor der Anwendung der novellierten DüV (2017) lautet: Deutlich zu hohe Nährstoffüberschüsse (N/P), die auf einer Düngungspraxis beruhen, die insbesondere in den Tierhaltungsregionen weitgehend nicht den Standards der guten fachlichen Praxis der Düngung entspricht und somit vermeidbar wäre.

VI. Implikationen für die Agrar- und Umweltpolitik

Die aktuellen Debatten um die zukünftige Ausrichtung der Landwirtschaft vor dem Hintergrund der Klage der EU in Sachen Nitratrichtlinie, aber auch den damit verbundenen Implikationen für den Klimawandel und die Biodiversitätsaspekte, machen deutlich, dass eine Reduktion der Nährstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft auf möglichst effizientem Wege eine zentrale Maßnahme darstellt, um gleichermaßen die Umwelt zu entlasten und den Sektor in der gesellschaftlichen Debatte überzeugend aus der defensiven Position zu lösen. Nach unserer Überzeugung kann eine Verbesserung der regionalen Nährstoffbilanzsalden politisch überzeugend durch die Beschränkung der betrieblichen StoffBil-Salden erfolgen, so wie dies grundsätzlich im Düngegesetz von 2017 angelegt ist. Der zentrale Vorteil der Ermittlung der StoffBil ist, dass diese ohne größere Aufwendungen durch eine entsprechende Erweiterung der landwirtschaftlichen Buchführung möglich ist (geringe Transaktionskosten für den Staat). Dabei können zur Ermittlung der betrieblichen Stoffflüsse durchaus – wie bisher entsprechende Standardwerte der DüV für den Nährstoffgehalt des Erntegutes wie auch der zugekauften Futter- bzw. Düngemittel verwendet werden, wenn diese seitens des Betriebes nicht vorliegen. Um witterungsbedingte saisonale Schwankungen auszugleichen, würde eine entsprechende Beschränkung der StoffBil auf einen mehrjährigen Durchschnitt, z.B. von 3 Jahren, bezogen werden. Derzeit ist die Bewertung der Salden aus der StoffBil-Verordnung des Bundes für intensiv wirtschaftende Tierhaltungsbetriebe mit erlaubten Bruttosalden von 175 kg N/ha nicht geeignet, eine ausreichende Lenkungswirkung zu erzielen (Taube, 2018). Da die bestehenden Regelungen zeitnah

evaluiert werden sollen, um eine bundesweite Regelung für alle Betriebe bis 2021/2022 zu implementieren (BMEL, 2019), sind Lösungsansätze notwendig, die gleichermaßen die hohen landwirtschaftliche Leistungen sicherstellen und die Umwelt stärker entlasten als bisher. Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung strebt einen sektoralen N-Saldo von maximal +70 kg N/ha bis 2030 an (tatsächlicher gleitender dreijähriger Mittelwert 2015-2017 laut UBA = 92 kg N/ha). Im Raum stehen Bewertungsansätze, die den erlaubten Bruttosaldo der StoffBil-Verordnung auf ein Maß reduzieren, das diesem Ziel schrittweise näherkommt. Taube (2016) hat dazu als Einstieg das so genannte 120/120-Modell vorgelegt, d.h. der maximal tolerierbare N-Überschuss wird ab einem Anfall aus organischen Düngern in Höhe von 120 kg N/ha bei weiter steigender Tierdichte auf einen Wert von +120 kg N/ha gedeckelt. Nach den Daten der Gewässerschutzberatung im Lande würde dies einen Reduktionsbedarf der N-Düngung für mehr als 50% der Futterbaubetriebe nach sich ziehen, würde aber auch erlauben, dass Ackerbaubetriebe Gülle aufnehmen können ohne tolerierbare N-Salden zu übersteigen.

Im Rahmen der Studie wurde ein etwas anderer Ansatz gewählt, indem die betrieblichen Anpassungsreaktionen auf die Einführung sukzessive verschärfter Düngeauflagen in Form einer Restriktion der betrieblichen StoffBil mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell simuliert wurden. Konkret wurden fünf Szenarien simuliert: eine Beschränkung der (Brutto-) StoffBil auf maximal 120, 100, 80, 60 und 40 kg/ha. Wohl wissend, dass dieser Ansatz insbesondere die Tierhaltenden Betriebe adressiert, soll damit analysiert werden, welche Konsequenzen ein solch konsequenter Ansatz verursachen würde.

Zentrale Ergebnisse dieser Simulationsanalysen sind:

- Die Restriktion der StoffBil führt zu einer signifikanten Anpassung der Produktionsaktivitäten, die in allen Kreisen und für alle N-Effizienz Szenarien das gleiche Muster hat. Auf der einen Seite findet eine Einschränkung der tierischen Produktionsaktivitäten statt. Insbesondere die Mast-schwein- und Milchproduktion wird bei zunehmend restringierter StoffBil stark eingeschränkt. Für das Modellszenario N_{eff} -niedrig gehen die Mastschweine bzw. Milchkühe zwischen 23% bis zu 63% bzw. 15%-45% bei einer Reduktion des erlaubten StoffBil-Saldos von 120 bzw. 40 kg/ha im Vergleich zu der unrestringierten Produktion zurück. Wird eine höhere N-Effizienz der Gülle unterstellt, so sind diese Rückgänge erheblich geringer und liegen für Milchkühe zwischen 4% und 38% für das Szenario N_{eff} -hoch. Neben der Milchproduktion werden auch die Bullenproduktion sowie die Sauenhaltung eingeschränkt. Konkret ergeben sich vergleichsweise geringere Rückgänge. Diese liegen zwischen 6% und maximal 21% für Sauen und 8% bis maximal 37% für Rinder insgesamt. Unterstellt man eine entsprechend höhere N-Effizienz der Gülle (Szenario N_{eff} -hoch), fallen die Produktionseinschränkungen analog zu den Milchkühen und Mastschweinen entsprechend geringer aus. Eine Ausnahme stellt die Sauenproduktion dar, für die Beschränkungen der StoffBil für das niedrige und hohe Szenario zu der gleichen Produktionseinschränkung führt.
- Die mit diesen Restriktionen verbundenen Anpassungen in der tierischen Produktion spiegeln sich zum Teil in den Anpassungen der pflanzlichen Produktion wider. Auf der einen Seite nimmt der Anteil des intensiv genutzten Grünlands von rund 35% ohne Restriktionen auf rund 28% bei einer Restriktion auf 40 kg/ha ab, während das ‚Naturschutzgrünland‘ auf 7% der LF ansteigt, d.h. bedingt durch das Dauergrünlanderhaltungsgesetz bleibt zwar die Nutzungsform Grünland stabil, der Anteil der (aus Klimaschutz und Biodiversitätsschutz erwünschten) extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen nimmt jedoch deutlich zu. Innerhalb der Ackerbaukulturen sind die Verschiebungen bedingt durch zunehmende Restriktionen der N-Salden vergleichsweise gering ausgeprägt.

- Die wesentlich bedeutendere Anpassung der pflanzlichen Produktion spiegelt sich aber in einer zunehmenden Extensivierung wider. Hier nimmt der Anteil von extensiv produzierten Kulturen mit der Beschränkung der Stoffbil stark zu. Bei einer Beschränkung der Stoffbil auf 40 kg/ha werden fast alle Kulturarten zu über 50% extensiv produziert (für Weizen sind dies nur 31%). Es ergibt sich also ein Mix zwischen extensiver und intensiver Produktion. Dies ergibt produktions-technisch Sinn, da so N-Überschüsse der intensiven Produktionsverfahren durch nachfolgende extensive Verfahren verwertet und so abgebaut werden, d.h. ein Landwirt würde nicht alle Flächen/Kulturen gleichermaßen moderat in der Intensität reduzieren, sondern je nach Szenario einen Teil der Flächen weiter intensiv führen, aber bei zunehmenden Restriktionen steigende Flächenanteile sehr extensiv führen (massive Reduktion Düngung/Pflanzenschutz) .
- Die Anpassungskosten für eine höchste Beschränkung der N-Bilanz auf 40 kg/ha variieren je nach unterstelltem Effizienz-Szenario und Kreis zwischen 46 €/ha in Ostholstein bei hoher N-Effizienz der Gülle (Szenario N_{eff} -hoch) und 272 €/ha in Steinburg bei niedriger N-Effizienz der Gülle (Szenario N_{eff} -niedrig). Die Anpassungskosten sinken merklich mit dem Niveau der N-Bilanz-Restriktion. Für das niedrige Szenario fallen diese von 50-228 €/ha für eine Restriktion von 40 kg/ha auf 1-63 €/ha für eine Restriktion von 120 kg/ha. Wird eine optimierte N-Effizienz aus organischen Düngern unterstellt, so liegen die Kosten selbst für eine relativ anspruchsvolle Restriktion der Stoffbil auf 60 kg/ha unter 170 €/ha. Das wäre die Größenordnung der Restriktion, die notwendig wäre, um das Ziel des sektoralen N-Überschusses in Deutschland gleichmäßig auf +70 kg N/ha zu reduzieren.
- Für die Einschätzung der politischen Durchführbarkeit sind nicht die absoluten, sondern die relativen Kosten relevant. Diese liegen selbst für die maximale Restriktion von 40 kg/ha in der Regel unter 20% des durchschnittlichen Deckungsbeitrags in jedem Kreis. Geht man von einer moderaten oder sogar hohen N-Effizienz der Gülle aus (Szenario N_{eff} -mittel bzw. N_{eff} -hoch), dann liegen die Anpassungskosten für die meisten Kreise deutlich unter 20%.
- Diese Ausführungen verdeutlichen, dass eine entsprechende Reform der Düngegesetzgebung hin zu einer für alle Betriebe relevanten Stoffstrombilanzverordnung mit ambitionierten Zielwerten bei vollständiger Datenverfügbarkeit (Verpflichtung zur Buchführung) zielführend ist. Inwieweit man dann in diesem Rahmen Eckpunkte setzt in Abhängigkeit des Anfalls organischer Dünger, wie von Taube (2016) mit dem '120/120-Modell' vorgeschlagen und diese sukzessive reduziert oder alternativ fixe maximale im Salden-Kontingente im Rahmen des 120/120-Modells setzt, die zwischen den Betrieben handelbar wären, um die höchste ökonomische Effizienz zu gewährleisten, wäre Teil des politischen Prozesses und der Schaffung der entsprechenden Infrastruktur, um dies jeweils umsetzen zu können. Als Anhang A sind entsprechende Überlegungen und Potentialanalysen dazu konkretisiert
- Abschließend ist zu bemerken, dass die Simulationsanalysen offenlegen, dass die geschilderten Maßnahmen zumindest für den Durchschnitt der Betriebe zunächst vertretbare Anpassungskosten induzieren. Schließlich ist festzuhalten, dass die hier erfolgten Kostenabschätzungen eine Obergrenze der tatsächlichen Anpassungskosten darstellen, da die verfügbaren produktions-technischen Optimierungen im Sinne einer optimierten Stickstoffnutzungseffizienz aus dem Gülleinsatz nicht berücksichtigt sind.
- Daraus resultiert ein finales Plädoyer für einen klaren gesetzlichen Rahmen mit einer ambitionierten stufenweisen Absenkung der erlaubten Stoffstrombilanzsalden für alle Betriebe in Verbindung mit effizienten Kontrollen. Bei klaren zeitlich nachvollziehbaren Vorgaben werden die landwirtschaftlichen Unternehmen Anpassungsstrategien entwickeln – dabei sollten der Forschung und Beratung begleitende Funktionen zukommen – die Implementierung eines Permitsystems kann hier wertvolle Beiträge leisten.

Supplement

A. Konkrete agrarpolitische Optionen zur Steuerung nachhaltiger Nährstoffbilanzen

(Christian Henning)

In den bisherigen Analysen wurde unterstellt, dass Nachhaltigkeitsziele durch einzelbetriebliche Restriktionen der Stoffflüsse durchgesetzt werden. Weiterhin wurde explizit angenommen, dass Betriebe nur durch Anpassung ihrer Produktionsstruktur entsprechende Restriktionen einhalten können. Ohne Frage liefern die o.g. Analysen wichtige Eckdaten für eine mögliche zukünftige agrarpolitische Ausgestaltung, aber eine fundierte agrarpolitische Analyse muss trotzdem über diese beiden restriktiven Annahmen hinausgehen. Einerseits muss berücksichtigt werden, dass die Abschätzung der Anpassungskosten in Kapitel 5.1 unter der Annahme erfolgt, dass die landwirtschaftlichen Betriebe keine Möglichkeiten eines verbesserten Gülle-Management realisieren können. Gerade in diesem Bereich gibt es Innovationen, die einen systematischen Einsatz der Gülle als Dünger auch für Ackerbaubetriebe profitabel machen. Es wäre also abzuschätzen, inwieweit bzw. in welchem Umfang ein effizienter Handel mit Gülle als Dünger realistisch umsetzbar ist. Hierbei wären insbesondere aber auch die Transportkosten und die mit dem Transport entstehenden CO₂-Emissionen als limitierende Faktoren zu berücksichtigen. Dies impliziert die Implementation einer Güllehandels-Plattform. Wie eine solche Plattform organisiert werden sollte, so dass ein nachhaltiger und effektiver Güllehandel realisiert wird, geht über die Zielsetzung dieses Berichts hinaus und muss in zukünftigen Analysen durchgeführt werden. Trotzdem soll an dieser Stelle auf das erhebliche Potential, volkswirtschaftliche Anpassungskosten der Realisierung nachhaltiger regionaler Nährstoffflüsse zu reduzieren, hingewiesen werden. Dies lässt sich sehr gut aus Tabelle 4.7 ablesen, wonach im Durchschnitt für Schleswig-Holstein über 75% der BNB auf N-Verluste der Gülleverwertung zurückzuführen sind (Für das Szenario niedrige N_{eff} sind. 97 kg/ha auf N-Verluste der Gülle bei einer BNB von 124 kg/ha zurückzuführen.)

Andererseits muss berücksichtigt werden, dass eine einzelbetriebliche Regulation der Nährstoffflüsse grundsätzlich nicht mit einem volkswirtschaftlich effizienten Management regionaler Nährstoffflüsse korrespondiert. Das heißt im Klartext, es gibt alternative agrarpolitische Regelungen, die von allen beteiligten Akteuren, jedem landwirtschaftlichen Betrieb und auch von allen Verbrauchern, bevorzugt werden. Hierauf gehen wir im Folgenden konkret ein.

Ausgangspunkt für eine effiziente agrarpolitische Steuerung regionaler Nährstoffströme ist die Tatsache, dass sich erhebliche Unterschiede hinsichtlich der jeweiligen einzelbetrieblichen Anpassungskosten ergeben. Konkret weisen Milchviehbetriebe wie auch Futterbau und Veredlungsbetriebe signifikant höhere Anpassungskosten auf als reine bzw. gemischte Marktfruchtbaubetriebe. Gleichzeitig stellt die Wasserbelastung durch Nährstoffausträge landwirtschaftlicher Betriebe ein regionales öffentliches Gut dar. Das heißt in einem relevanten geographisch abgeschlossenen Gebiet ergibt sich die Umweltbelastung (Belastung des Grundwassers, der Fließgewässer und der Meere) aus der Summe der betrieblichen Nährstoffausträge. Entsprechend führt jede Reduktion der durchschnittlichen betrieblichen Nährstoffausträge zu exakt der gleichen Reduktion der Wasserbelastung in diesem Gebiet unabhängig von der tatsächlichen Verteilung der Reduktion über die individuellen Betriebe. Somit ist es ökonomisch Effizienz ein gegebenes Umweltziel, z.B. die durchschnittlichen Brutstickstoffsalden in dem Gebiet auf 40 kg/ha zu begrenzen, so auf die Betriebe zu verteilen, dass die Summe der betrieblichen Anpassungskosten minimal wird. Dies wird bei heterogenen betrieblichen

Anpassungskosten in der Regel durch eine Regulierung individueller Betriebe gerade nicht erreicht. Die Zusammenhänge werden in Abbildung A.1 unten noch einmal intuitiv erläutert.

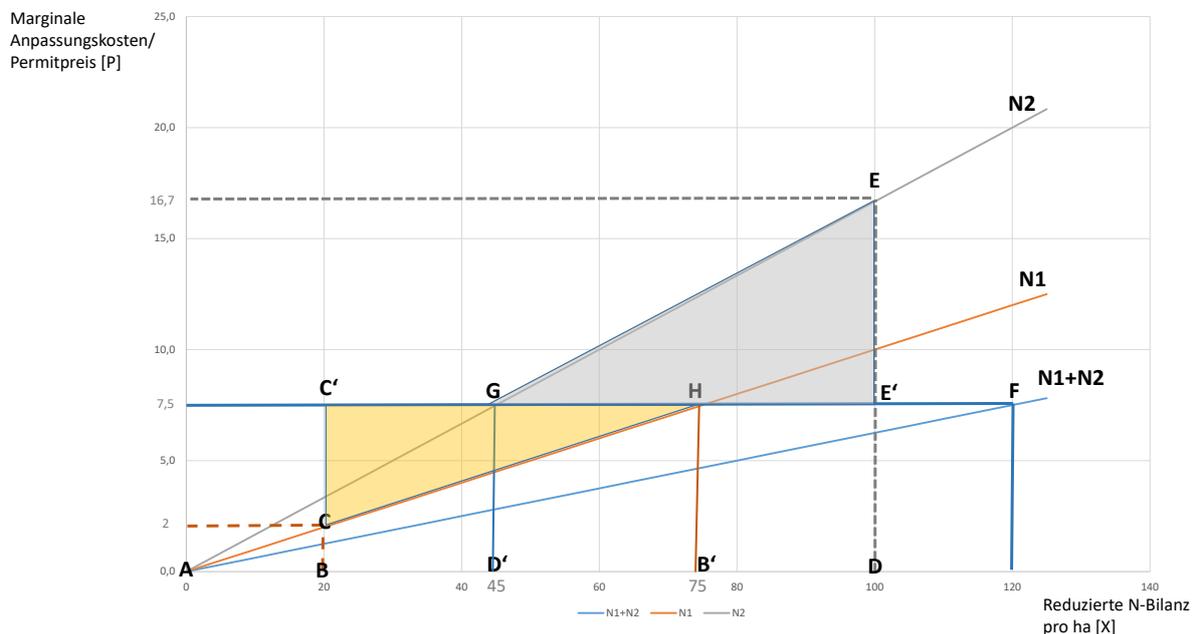


Abbildung A.1: Schematische Darstellung der Wohlfahrtseffekte eines Permit-Handels nach Henning (2019)

Geht man von zwei Betriebstypen aus, einem reinen Ackerbaubetrieb [N1] und einem Milchviehbetrieb ([N2], die einem relevanten Gebiet wirtschaften. Das Gebiet kann je nach Wasserflüssen Gesamt-Schleswig-Holstein oder aber eine kleinere Gebietseinheit (z.B. Kreis oder Unternaturraum) sein. In dem Schaubild sind die marginalen Anpassungskosten für eine Reduktion der Bruttostickstoffbilanz in € pro eingesparte Bruttostoffstrombilanz in kg/ha für jeden Betriebstyp aufgeführt. Für den Betriebstyp N1 werden dabei lineare marginale Anpassungskosten von 1/10 € für eine Reduktion der Bruttohoftotbilanz um 1 kg N/ha angenommen. Für den Milchbaubetriebe N2 sind die marginalen Anpassungskosten höher und werden mit 1/6 € pro Reduktion der Bruttohoftotbilanz um 1 kg N/ha angenommen. Das heißt für eine Reduktion der Bruttostickstoffbilanz um 10 kg/ha ergeben sich Anpassungskosten von 5 €/ha für den Ackerbaubetrieb und 8,3 € für den Milchviehbetrieb. Hingegen für eine Reduktion um 100 kg N/ha ergeben sich 500 €/ha bzw. 833 €/ha für die jeweiligen Betriebstypen.

Nimmt man weiterhin an, dass sich für den Ackerbaubetrieb eine BNB von 60kg/ha und für den Milchviehbetrieb von 120 kg/ha ergibt und die durchschnittliche BNB auf 40kg/ha in dem Gebiet beschränkt werden soll, so ergeben sich bei einer betrieblichen Reduktion Anpassungskosten in Höhe der Fläche des Dreiecks ABC für den Ackerbaubetrieb und in Höhe des Dreiecks ADE für den Milchviehbetrieb, d.h. in Höhe von $0,5 \cdot 20 \cdot 20 / 10$ €/ha = 20 €/ha bzw. von $0,5 \cdot 100 \cdot 100 / 6$ €/ha = 833,33 €/ha. Dabei sind die marginalen Anpassungskosten für den Milchviehbetrieb mit $100/6 = 16,7$ € pro 1 kg/ha Reduktion der BNB deutlich höher als für den Ackerbaubetrieb mit $20/10 = 2$ € pro 1 kg/ha Reduktion der BNB. Insofern lässt ein für beide Betriebstypen profitabler Handel implementieren, wobei die Ackerbaubetriebe ihre BNB auf unter 40 kg/ha einschränken und im Gegenzug die Milchviehbetriebe ihre BNB entsprechend auf über 40 kg/ha erhöhen können, wobei die durchschnittliche

BNB konstant auf 40 kg/ha gehalten wird. Dieser Handel von betrieblichen Stickstoffausträgen ist solange für beide Betriebstypen profitabel, solange die marginalen Anpassungskosten der beiden Betriebe nicht gleich sind. Implementiert man diesen Tausch von Stickstoffaustragungsrechten als ein regionalen Stickstoff-Permitmarkt, und bezeichnet mit P den Preis für ein Permitrecht, d.h. für das Recht eines Betriebes eine BNB von bis zu 1 kg/ha Stickstoff zu realisieren, so lässt sich das betriebliche Angebot an Permitrechten, X bei einem gegebenen Permitpreis P gerade aus den marginalen Anpassungskosten $F(X)$ ermittelt: $X = \max \{X, F(X) \geq P\}$. $F(X)$ ist also gerade die inverse Permit-Angebotsfunktion. Ein Gleichgewicht auf dem regionalen Permitmarkt ist also gerade ein Permitpreis P^* , für den gilt, dass die Summe aller betrieblichen Permitangebote gerade der Gesamtnachfrage an Permitrechten entspricht. In unserem einfachen Beispiel in Abbildung A.1 ergibt sich der Gleichgewichtspreis P^* gerade aus dem Schnittpunkt der aggregierten inversen Permitangebotsfunktion (die aggregierte Permitangebotsfunktion ist gerade die Summe der individuellen betrieblichen Angebotsfunktionen).

Wie aus dem Schaubild zu erkennen ist, ergibt sich ein Gleichgewichtspreis von 7,5 € pro Permit (1 kg/ha BNB), wobei das gesamte regionale Permitangebot genau bei 120 kg/ha liegt, wodurch sich exakt eine durchschnittliche BNB von 40kg/ha ergibt. Allerdings bieten im Gleichgewicht die Ackerbaubetriebe 75 Permits an, während die Milchviehbetriebe nur 45 Permits anbieten. Dabei ergeben sich die folgenden betrieblichen Kosten bzw. Einnahmen:

Milchviehbetriebe bieten 45 Permits am Markt an und fragen 100 Permits nach, so dass sich eine Nettonachfrage von $100-45=55$ Permits ergibt. Diese werden zum Gleichgewichtsmarktpreis von 7,5 € pro Permit gekauft, so dass sich für die Nettonachfrage Kosten in Höhe von $55 * 7,5 = 412,5$ €/ha ergeben. Zusätzlich entstehen die Anpassungskosten in Höhe von $0,5 * 45 * 45/6 = 168,75$ €/ha, d.h. es ergeben sich gesamte Anpassungskosten in Höhe von $412,5 + 168,75 = 581,25$ €/ha. Dies sind mit 252 €/ha signifikant geringere Anpassungskosten im Vergleich zur Regulierung. In Abbildung A.1 entspricht der Nettogewinn des Milchviehbetriebes aus dem Permithandel gerade dem blauen Dreieck GEE'.

Analog ergeben sich für die Ackerbaubetriebe Kosten in Höhe von $0,5 * 75 * 75/2 = 281,25$ € aus dem Angebot von 75 Permitrechten auf dem Permitmarkt. Allerdings verkaufen die Ackerbaubetriebe hiervon Netto $75-20 = 55$ Permitrechte, so dass diese zusätzlichen Einnahmen in Höhe von $55 * 7,5 = 412,5$ € haben. Insgesamt haben die Ackerbaubetriebe somit Nettokosten von $281,25 - 412,5 = -131,25$ €/ha, d.h. diese haben defacto einen Nettogewinn aus dem Permithandel in Höhe von $131,25 + 20 = 151,25$ €/ha. Dieser Nettogewinn entspricht in Abbildung A.1 gerade dem gelben Dreieck CC'H. Insgesamt verbessern sich also alle Betriebe durch die Implementation eines Permitmarkts und alle anderen gesellschaftlichen Akteure sind indifferent, da das anvisierte Umweltziel, maximal 40 kg/ha BNB in der relevanten Region zu erzielen, in beiden Fällen realisiert wird.

Tatsächlich ließe sich ein entsprechender Permitmarkt relativ einfach in der Realität implementieren. Zentral ist allerdings die Festlegung der zusammenhängenden geographischen Region, für die sinnvoller Weise ein regionaler Permitmarkt definiert werden kann. Dies hängt von der Reichweite der externen Effekten der Nährstoffausträge ab. Dies kann wie beispielsweise für die Meeresrahmenrichtlinie ganz Schleswig-Holstein sein. Allerdings macht eine gemeinsamer Permitmarkt für ganz Schleswig-Holstein zur Erreichung von Umweltzielen im Grundwasserschutz unter Umständen wenig Sinn, da dies bedeuten könnte, dass sich im Permitmarktgleichgewicht für einzelnen Kreise oder Unternaturräume erhebliche Stickstoffausträge die weit über dem anvisierten maximalen Austrägen

liegen können, ergeben, während andere Kreise die anvisierten Ziele entsprechend „übererfüllen“. Es kommt somit auf die Festlegung der jeweiligen regionalen Permithandelsmärkte an.

Sind die regionalen Permittmärkte definiert, muss als nächstes die anvisierte maximale durchschnittliche BNB für jede Region festgelegt werden. Jeder Betrieb erhält dann eine Ausstattung mit Permittrechten in Höhe von festgelegten BNB für seine Betriebsfläche. Grundsätzlich können die zugewiesenen Permittrechte für den Betrieb genutzt werden oder aber auf dem Permittmarkt verkauft werden. Ebenso können Permittrechte auf dem Markt zugekauft werden. Die tatsächlich in den Betrieben realisierte BNB muss mit den vom Betrieb defacto gehaltenen Permittrechten abgedeckt sein.

Die Frage, die sich empirisch stellt, ist wie hoch sind die Effizienzgewinne bzw. die einzelbetrieblichen Gewinne eines Permittmarktes für Schleswig-Holstein. Diese Frage wurde mit Hilfe des um ein Permittmarkt-Modul erweiterten *Smart-Farm-SH*-Modells empirisch analysiert. Insbesondere wurden die konkreten regionalen und betrieblichen Nährstoffströme wie auch Anpassungskosten für unterschiedliche räumliche Abgrenzungen des Permithandels wie auch für unterschiedliche betriebliche Ausstattungen mit Permittrechten berechnet.

Simulation der Implementierung eines Permittmarktes zur Regulierung regionaler Stickstoffflüsse in Schleswig-Holstein

Auf der Grundlage der durchgeführten Simulationen des *Smart-Farm-SH*-Modells konnten wir für jeden der 411 Unternaturraum spezifischen Betriebstypen entsprechende Anpassungskosten für die Reduktion der BNB als Metamodell schätzen. Dabei bezeichnet $C_i(x)$ die Anpassungskosten des regionalen Betriebstyp i für die Reduktion der BNB um x kg/ha. Nimmt an für $C(x)$ eine einfache Cobb-Douglas-Funktion an, so lassen sich die betrieblichen Permittangebotsfunktionen $G_i(p)$ analytisch bestimmen. Gibt man dann eine maximale durchschnittliche BNB vor, die einem entsprechenden regionalen Umweltziel (maximale durchschnittliche BNB) entspricht, so erhält jeder Betrieb eine Ausstattung mit Permittrechten, die sich gerade aus seiner Betriebsfläche ($BF(i)$) multipliziert mit der vorgegebenen maximalen BNB (kg pro ha) ergibt. Bezeichnet man mit $BNB^o(i)$ gerade die BNB vor Einführung des Permittmarktes und mit BNB^m die maximal zulässige BNB nach Einführung des Permittmarktes dann folgt für die Nettonachfrage nach Permits pro Hektar eines Betriebes, der auf dem Permittmarkt r operiert:

$$NN_{ri} = BNB^o(i) - BNB^m - G_i(P^r)$$

Bezeichnet man mit $R = (1, 2, \dots, r, \dots, r^R)$ gerade eine räumliche Aufteilung von Schleswig-Holstein in r^R Permittmärkte, wobei jeder Betrieb genau einem Permittmarkt r zugeordnet ist und P^r ist der Permittpreis auf dem Markt r . Dann folgt für ein Permittmarktgleichgewicht (P^*):

$$\sum_{i \in r} NN_{ri}(P^{r*}) BF_i = 0, \quad f. a. \quad r = 1, \dots, r^R$$

Zusätzlich können weitere Restriktionen für den Handel mit Permittrechten eingeführt werden. Einerseits erscheint es sinnvoll, dass die BNBs für alle individuellen Betriebe nach unten auf eine Nullbilanz beschränkt werden, d.h. Betriebe dürfen keine negativen BNB realisieren, so dass ihr maximales Permittangebot auf BNB^m beschränkt ist. Weiterhin könnte es sinnvoll sein, auch die maximale Nettonachfrage nach Permits zu beschränken, so dass eine bestimmte maximale BNB auch nach dem Per-

mithandel von keinem Betrieb überschritten werden darf. Hier wäre eine Option Betriebstypen spezifische maximale BNB entsprechend des 120-120 Modells von Taube (2016) abzuleiten.

Auf der Grundlage der Metamodellierung des *Smart-Farm-SH*-Modell wurden zwei Szenarien für die Implementation eines Permitmarktes in Schleswig-Holstein simuliert (Siehe Henning 2019): (A) Ein gemeinsamer Permitmarkt für Schleswig-Holstein (Szenario „Permit-SH“) und B) jeweils separate Permitmärkte für die 11 Kreise (Szenario „Permit-Kreis“). Für jedes räumliche Permit-Markt-Szenario werden drei betriebliche Ausstattungen mit Permitrechten simuliert: 40 kg/ha, 60kg/ha und 80 kg/ha. Eine betriebliche Ausstattung mit 40,60 bzw. 80 kg/ha garantiert dabei, dass für jeden regional definierten Permitmarkt die durchschnittliche BNB im Permitmarktgleichgewicht nicht überschritten wird. Allerdings können auf einzelbetrieblicher Ebene und auch auf räumlicher Ebene innerhalb eines regionalen Permitmarktes die im Gleichgewicht realisierten BNBs abweichen, d.h. oberhalb bzw. unterhalb der ursprünglichen Ausstattung mit Permitrechten liegen. Dies ist ja gerade der Sinn des Permithandels. Um die Darstellung der Ergebnisse an dieser Stelle überschaubar zu halten, werden im Folgenden die Ergebnisse der erweiterten Simulationsrechnungen mit dem *Smart-Farm-SH*-Modell auf das institutionelle Permitmarktszenario „Permit-Kreis“ fokussiert. Die gesamten Ergebnisse sind in Henning (2019) detailliert dargestellt. Als Referenz werden zusätzlich die regionalen bzw. betrieblichen Anpassungskosten und Stoffströme, die sich bei einheitlicher Regulierung aller Betriebe ergeben, aufgeführt. Letztere entsprechen den oben aufgeführten Anpassungskosten und Stoffströmen. Allerdings ergeben sich bzgl. der Kosten z.T. Approximationsfehler, da die betrieblichen Anpassungskosten als Metamodell geschätzt wurden.

In Abbildung A.2a und A.2b sind die regionalen Gleichgewichtspreise und die korrespondierenden regionalen Stoffflüsse (BNB) für die 11 Kreise sowie Gesamt-SH dargestellt. Wie aus Abbildung A.2.a zu erkennen ist, liegen die Gleichgewichtspreise für Permitrechte zwischen 1,6 und 5,7 € pro 1 [kg N/ha]. Grundsätzlich steigen die Preise je geringer die Ausstattung mit der Permitrechten ist. Dies reflektiert gerade die Höhe des anvisierten Umweltziels und damit die gesellschaftliche Bedeutung reduzierter Stoffströme. Die Unterschiede der Gleichgewichtspreise zwischen den Kreismärkten spiegeln die jeweils regional unterschiedlichen Anpassungskosten wieder. Die regionalen Permitpreise der Kreismärkte korrelieren dabei eindeutig mit der im Gesamt-SH-Gleichgewicht realisierten durchschnittlichen regionalen BNB in den jeweiligen Kreisen (siehe Abbildung A.2.a-A.2.b). Diese liegen für alle Permitrechtausstattungen (40,60 und 80 kg/ha) jeweils am höchsten im Kreis Steinburg mit 99 -128 kg/ha gefolgt von Pinneberg mit 76-107 kg/ha. Sehr geringe Bruttostickstoffbilanzen (BNBs) ergeben sich für den Kreis Herzogtum Lauenburg für alle Permitrechtausstattungen mit 49-18 kg/ha. Interessanter Weise ergeben sich auch für die Kreise Schleswig-Flensburg und Ostholstein unterdurchschnittliche BNBs. Für Permitrechte von 40 bzw. 60kg liegen diese bei 15 und 34 kg/ha für den Kreis Schleswig-Flensburg und 26 bzw. 55 kg/ha für Ostholstein. Allerdings fallen diese bei hohen Permitrechten von 80 kg/ha eher durchschnittlich aus mit 77 kg/ha bzw. 61 kg/ha für Ostholstein bzw. Schleswig-Flensburg.

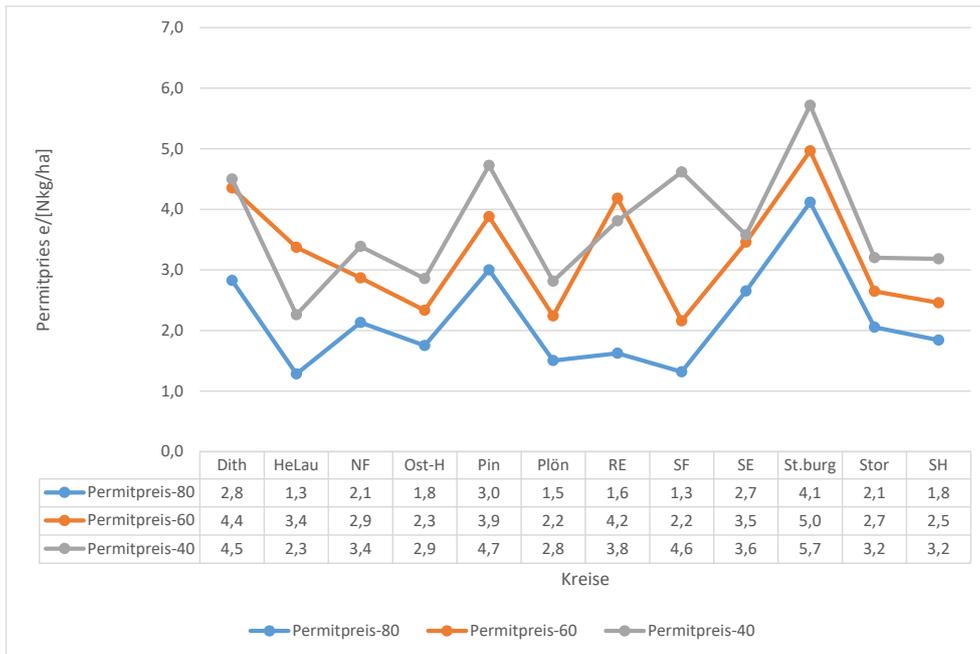


Abbildung A.2a Gleichgewichtspreise für Permittrechte in € pro [1kg/ha] auf Kreisebene nach Henning (2019)

Im Gleichgewicht der regionalen Permittmärkte entsprechen die durchschnittlich realisierten BNB auf Kreisebene definitionsgemäß gerade den Permittrechten, d.h. hier ergeben sich einheitlich für alle Kreise BNBs von 40, 60 bzw. 80 kg je nach entsprechender Ausstattung mit Permittrechten. Allerdings ergeben sich hier unterschiedliche Preise für die jeweiligen Kreismärkte (siehe Abbildung A.2a bzw. b.).

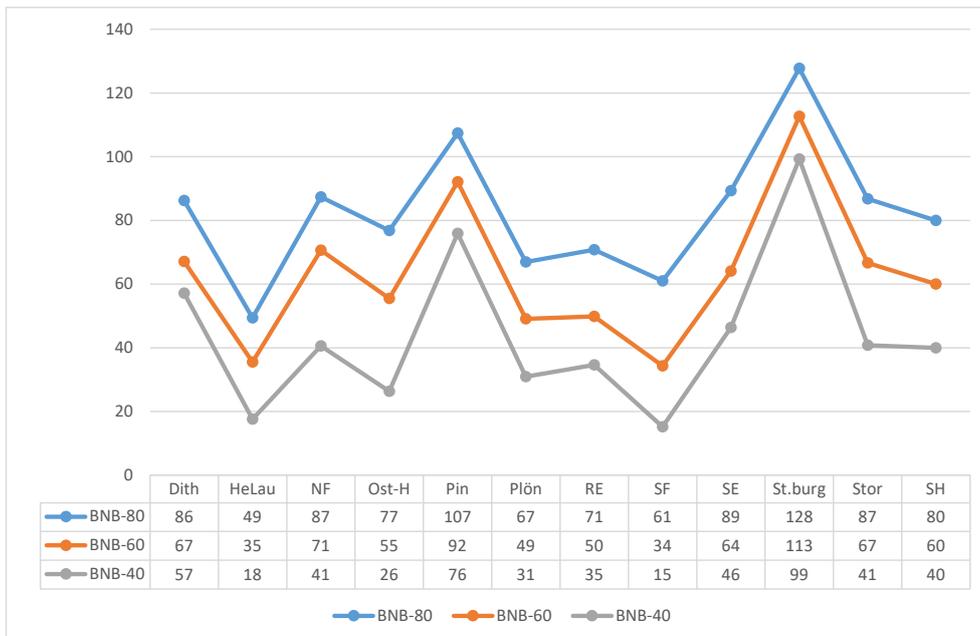


Abbildung A.2b Stoffflüsse [BNB] im Permittmarkt-Gleichgewicht in [kg/ha] auf Kreisebene nach Henning (2019)

Im Prinzip ergeben sich die gleichen Anpassungsmuster auf Unternaturraumebene wie auf Kreisebene. Allerdings sind die regionalen Unterschiede auf Unternaturraumebene entsprechend pointierter. Insbesondere ergeben sich selbst bei unterstellten Kreis-Permitmärkten entsprechende Varianzen der im Marktgleichgewicht realisierten durchschnittlichen BNBs. Dies ist in den Abbildungen A.3a-A.3c dargestellt. Beispielsweise variieren die regionalen BNB für 40 kg/ha Permitrechte auf Unternaturraumebene von 2,2 kg/ha für den UN 3 "Nordfriesische Marschinseln und Halligen" bis 109 kg/ha für den UN 10 "Heide-Itzehoer Geest", wenn man einen Gesamt-Permitmarkt SH unterstellt. Für Kreismärkte reduziert sich diese Spanne auf 3,3 bis 69 kg/ha. Allerdings liegen bei der Implementation via Kreismärkte die Mehrheit der Unternaturräume unterhalb oder knapp oberhalb des jeweils anvisierten BNB-Ziels (siehe Abbildung A.2a-A.2c). Relativ stärkere regionale Schwankungen ergeben sich dabei für höhere Ausstattungen mit Permitrechten, d.h. für geringere Restriktionen der BNB. Beispielsweise liegen bei Permitrechten in Höhe von 80kg/ha 9 der 22 Unternaturräume oberhalb des anvisierten BNB-Ziels mit durchschnittlichen BNBs zwischen 84-128 kg/ha. Bei einem unterstellten Gesamtmarkt SH liegt der maximale Wert für UN 10 sogar bei 143 kg/ha.

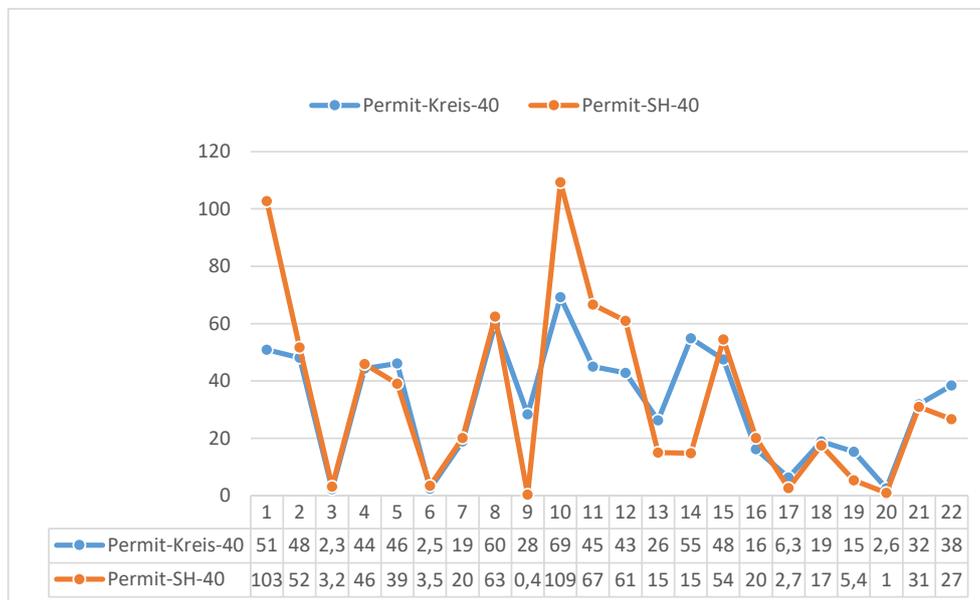


Abbildung A.3a Stoffflüsse [BNB] im Permitmarkt-Gleichgewicht 40 [kg/ha] auf Unternaturraumebene nach Henning (2019) (1=Holsteinische Elbmarschen, 2=Nordfriesische Geestinseln, 3=Nordfriesische Marschinseln und Halligen, 4=Nordfriesische Marsch, 5=Eiderstedter Marsch, 6=Dithmarscher Marsch, 7=Lecker Geest, 8=Bredstedt-Husumer Geest, 9=Eider-Treene Niederung, 10=Heide-Itzehoer Geest, 11=Barmstedt-Kisdorfer Geest, 12=Hamburger Ring, 13=Lauenburger Geest, 14=Schleswiger Geest, 15=Holsteinische Vorgeest, 16=Angeln, 17=Schwansen u. Dänischer Wohld, 18=Nordoldenburg und Fehmarn, 19=Westmecklenburgische Seenplatte, 20=Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte, 21=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, 22=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland.)

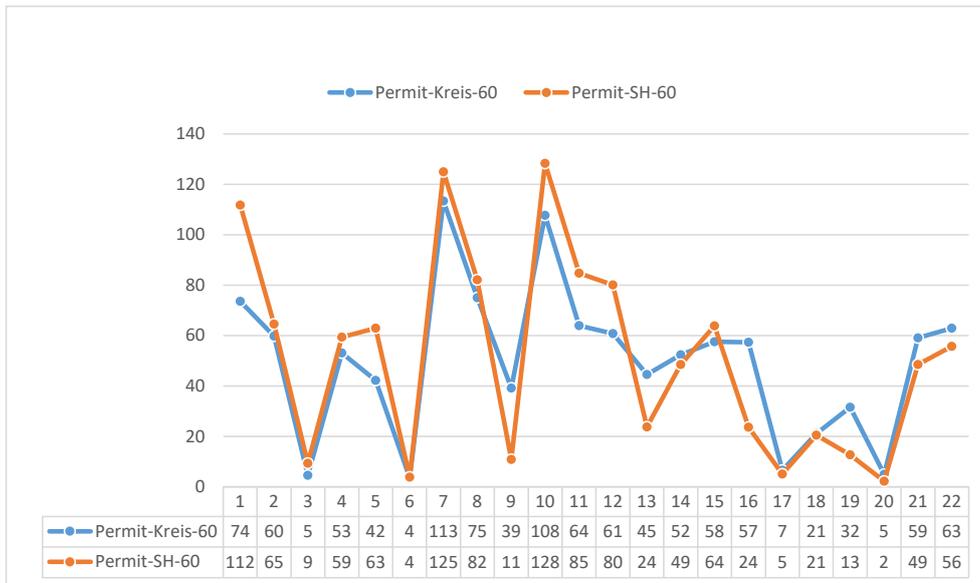


Abbildung A.3b Stoffflüsse [BNB] im Permitmarkt-Gleichgewicht 60 [kg/ha] auf Unternaturraumebene nach Henning (2019) (1=Holsteinische Elbmarschen, 2=Nordfriesische Geestinseln, 3=Nordfriesische Marschinseln und Halligen, 4=Nordfriesische Marsch, 5=Eiderstedter Marsch, 6=Dithmarscher Marsch, 7=Lecker Geest, 8=Bredstedt-Husumer Geest, 9=Eider-Treene Niederung, 10=Heide-Itzehoer Geest, 11=Barmstedt-Kisdorfer Geest, 12=Hamburger Ring, 13=Lauenburger Geest, 14=Schleswiger Geest, 15=Holsteinische Vorgeest, 16=Angeln, 17=Schwansen u. Dänischer Wohld, 18=Nordoldenburg und Fehmarn, 19=Westmecklenburgische Seenplatte, 20=Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte, 21=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, 22=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland.)

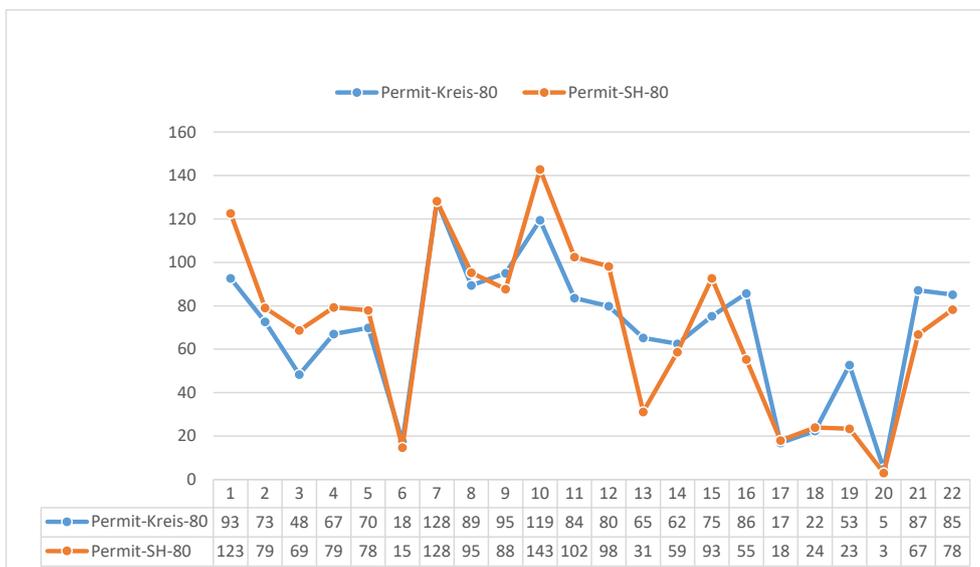


Abbildung A.3c Stoffflüsse [BNB] im Permitmarkt-Gleichgewicht 80 [kg/ha] auf Unternaturraumebene nach Henning (2019) (1=Holsteinische Elbmarschen, 2=Nordfriesische Geestinseln, 3=Nordfriesische Marschinseln und Halligen, 4=Nordfriesische Marsch, 5=Eiderstedter Marsch, 6=Dithmarscher Marsch, 7=Lecker Geest, 8=Bredstedt-Husumer Geest, 9=Eider-Treene Niederung, 10=Heide-Itzehoer Geest, 11=Barmstedt-Kisdorfer Geest, 12=Hamburger Ring, 13=Lauenburger Geest, 14=Schleswiger Geest, 15=Holsteinische Vorgeest, 16=Angeln, 17=Schwansen u. Dänischer Wohld, 18=Nordoldenburg und Fehmarn, 19=Westmecklenburgische Seenplatte, 20=Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte, 21=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, 22=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland.)

Interessant sind die Wohlfahrtsgewinne, die landwirtschaftliche Betriebe durch den Permithandel realisieren. Diese sind in den Abbildungen A.4a-A.4c für das Kreis-Markt-Szenario dargestellt. Wie man aus den Abbildungen A.4a-A.4c ersehen kann, ergibt sich ein erhebliches Kosteneinsparungspotential durch den Permithandel. Dieses bewegt sich zwischen 9 €/ha für den Unternaturraum 22 „Ostholsteinisches Hügel- und Seenland“ für eine Permittrechtsausstattung von 80 kg/ha bis zu einem maximalen Betrag von 203 €/ha für den UN 8 „Bredstedt-Husumer Geest“ für eine Permittrechtsausstattung von 40 kg/ha. Die durchschnittlichen Einsparungsbeträge steigen dabei systematisch mit der Höhe des Umweltziels, d.h. der Beschränkung der BNB durch eine entsprechend geringere Ausstattung mit Permittrechten. Gleichzeitig spiegeln die Varianzen der absoluten Einsparung die Produktionsstruktur und damit die Zusammensetzung der Betriebstypen in den einzelnen Unternaturräumen wieder. Dies wird im Folgenden bei der Betrachtung der Anpassungskosten nach Betriebstypen noch weiter explizit herausgearbeitet. Bereits an dieser Stelle kann aber bereits festgehalten werden, dass das Kosteneinsparungspotential durch Permithandel absolut und auch relativ bedeutend ist. Im Vergleich zu den Anpassungskosten bei einzelbetrieblicher Regulierung der BNB ergeben sich Kostenersparnisse, die zwischen 10% bis zu über 50% liegen. Für einige Unternaturräume führt der Permithandel sogar dazu, dass sich ein absoluter Gewinn durch die Restriktion der Bruttobilanzsalden ergibt (z.B. UN 6 „Dithmarscher Marsch“ und UN 20 „Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte“). Unterstellt man einen gemeinsamen Permittmarkt für Schleswig-Holstein, so ergeben sich grundsätzlich sogar noch höhere Einsparungspotentiale (vgl. Henning 2019).

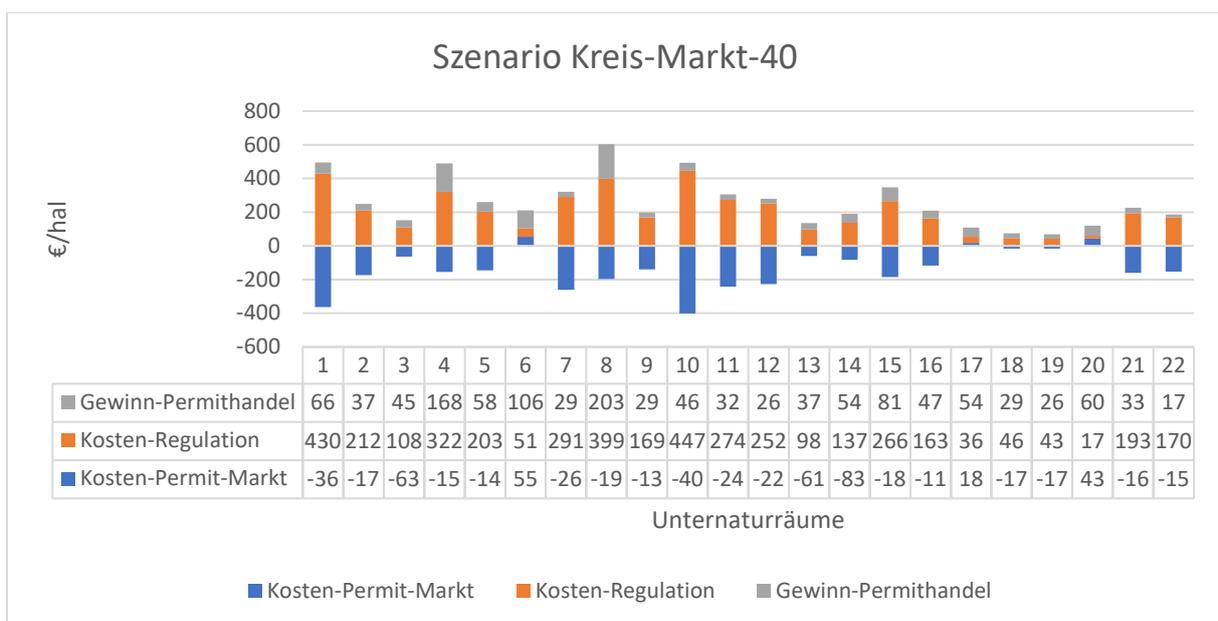


Abbildung A.4a Wohlfahrtsgewinne und Anpassungskosten im Permittmarkt-Gleichgewicht 40 [kg/ha] für das Kreismarkt-Szenario auf Unternaturraumbene nach Henning (2019) (1=Holsteinische Elbmarschen, 2=Nordfriesische Geestinseln, 3=Nordfriesische Marschinseln und Halligen, 4=Nordfriesische Marsch, 5=Eiderstedter Marsch, 6=Dithmarscher Marsch, 7=Lecker Geest, 8=Bredstedt-Husumer Geest, 9=Eider-Treene Niederung, 10=Heide-Itzehoer Geest, 11=Barmstedt-Kisdorfer Geest, 12=Hamburger Ring, 13=Lauenburger Geest, 14=Schleswiger Geest, 15=Holsteinische Vorgeest, 16=Angeln, 17=Schwansen u. Dänischer Wohld, 18=Nordoldenburg und Fehmarn, 19=Westmecklenburgische Seenplatte, 20=Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte, 21=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, 22=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland.)

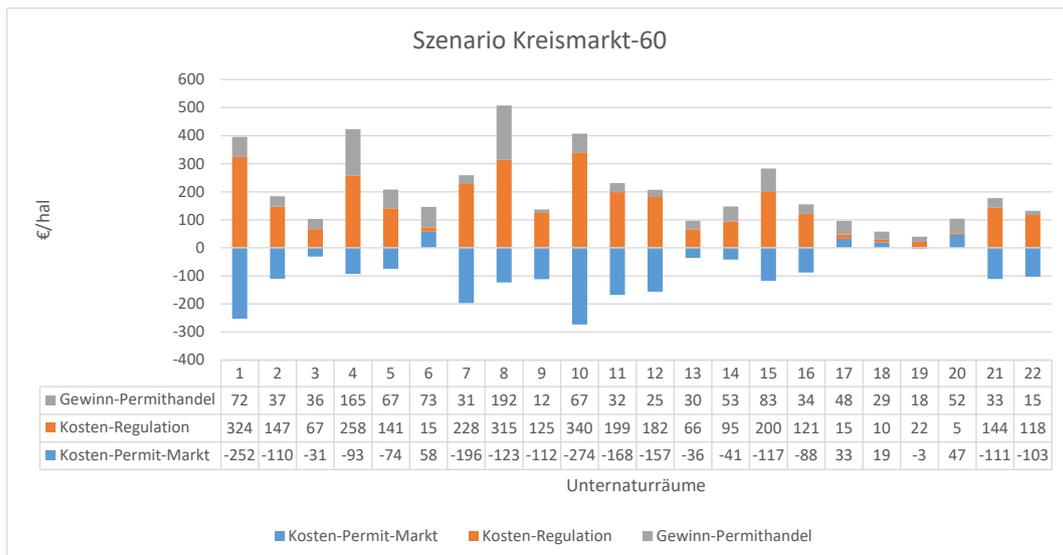


Abbildung A.4b Wohlfahrtsgewinne und Anpassungskosten im Permitmarkt-Gleichgewicht 60 [kg/ha] für das Kreismarkt-Szenario auf Unternaturraumbene nach Henning (2019) (1=Holsteinische Elbmarschen, 2=Nordfriesische Geestinseln, 3=Nordfriesische Marschinseln und Halligen, 4=Nordfriesische Marsch, 5=Eiderstedter Marsch, 6=Dithmarscher Marsch, 7=Lecker Geest, 8=Bredstedt-Husumer Geest, 9=Eider-Treene Niederung, 10=Heide-Itzehoer Geest, 11=Barmstedt-Kisdorfer Geest, 12=Hamburger Ring, 13=Lauenburger Geest, 14=Schleswiger Geest, 15=Holsteinische Vorgeest, 16=Angeln, 17=Schwansen u. Dänischer Wohld, 18=Nordoldenburg und Fehmarn, 19=Westmecklenburgische Seenplatte, 20=Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte, 21=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, 22=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland.)

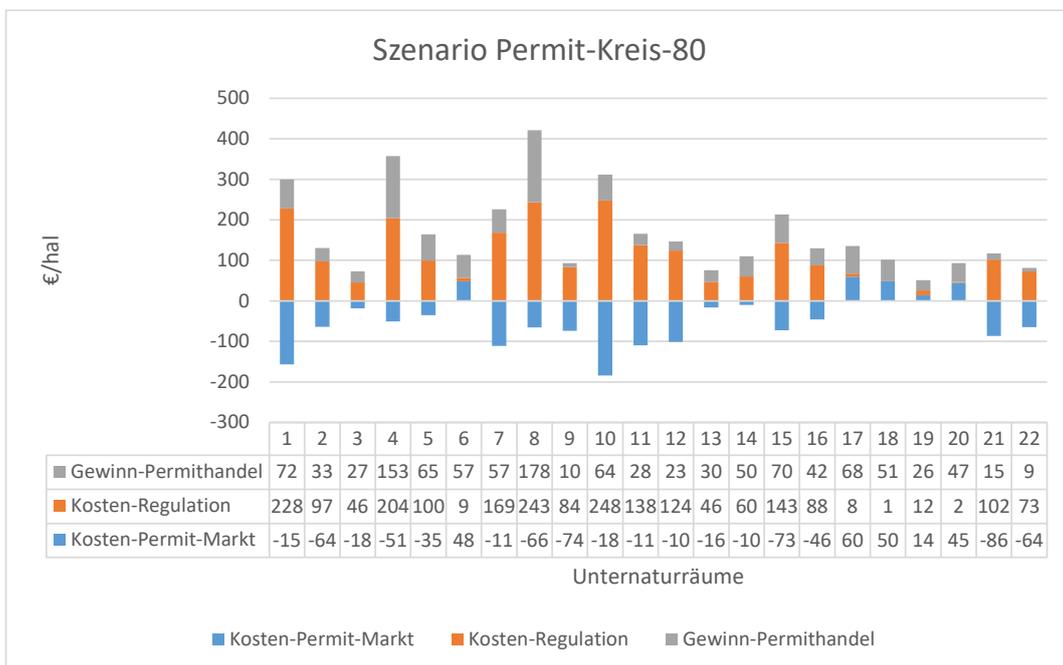


Abbildung A.4c Wohlfahrtsgewinne und Anpassungskosten im Permitmarkt-Gleichgewicht 80 [kg/ha] für das Kreismarkt-Szenario auf Unternaturraumbene nach Henning (2019) (1=Holsteinische Elbmarschen, 2=Nordfriesische Geestinseln, 3=Nordfriesische Marschinseln und Halligen, 4=Nordfriesische Marsch, 5=Eiderstedter Marsch, 6=Dithmarscher Marsch, 7=Lecker Geest, 8=Bredstedt-Husumer Geest, 9=Eider-Treene Niederung, 10=Heide-Itzehoer Geest, 11=Barmstedt-Kisdorfer Geest, 12=Hamburger Ring, 13=Lauenburger Geest, 14=Schleswiger Geest, 15=Holsteinische Vorgeest, 16=Angeln, 17=Schwansen u. Dänischer Wohld, 18=Nordoldenburg und Fehmarn, 19=Westmecklenburgische Seenplatte, 20=Südwestliches Vorland der Mecklenburgischen Seenplatte, 21=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland, 22=Ostholsteinisches Hügel- und Seenland.)

In den Abbildungen A.5.a-A.5.c und A.6a-A.6.c sind die Nährstoffbilanzen sowie Anpassungskosten angegeben, die sich auf Betriebsebene im Gleichgewicht bei regionalen Permithandeln auf Kreisebene ergeben. Betrachtet man zunächst die Nährstoffbilanzen und den Permithandel der einzelnen Betriebstypen in den Abbildung A.5a-c, so erkennt man systematische Unterschiede zwischen den Betriebstypen. Für reine Futterbau- und Veredlungsbetriebe ergeben sich im Gleichgewicht BNB*s, die über den durchschnittlichen Permithandeln und damit den anvisierten maximalen regionalen durchschnittlichen BNBs liegen. Hingegen ergeben sich für die Marktfruchtbaubetriebe wie auch für alle gemischten Marktfruchtbaubetriebe (MF-FB, FB-MF, MF-VE, VE-MF) Bruttobilanzen (BNB*) die unterhalb der jeweiligen Ausstattung mit Permithandeln für die jeweiligen Szenarien liegen. Entsprechend sind die letzteren Betriebstypen immer Netto-Anbieter von Permithandeln, während die erste Gruppe immer Nettonachfrager von Permithandeln ist. Entsprechend ihrer positiven Nettonachfrage nach Permithandeln, realisieren die Futterbau und Veredlungsbetriebe für das Szenario 40kg/ha BNB*s, die zwischen 61,5 und 88 kg/ha liegen, also erheblich oberhalb der anvisierten BNB von 40 kg/ha. Entsprechend liegen die BNB*s für die Marktfruchtbaubetriebe praktisch bei Null, dies gilt auch für die MF-FB sowie die MF-VE Betriebe, während sich für FB-MF Betriebe eine sehr geringe BNB* von 11,2 und für die VE-MF Betriebe eine immer noch moderate BNB* von 52,2 kg/ha ergibt. Sehr ähnliche Muster ergeben sich für die Szenarien 60kg/ha und auch 80kg/ha. Das heißt der Permithandel verschiebt die Einsparung von Bruttonährstofffrachten von den Betriebstypen mit relativ hohen marginalen Anpassungskosten zu Betriebstypen mit relativ niedrigen marginalen Anpassungskosten. Bei diesem Permithandel gewinnen beide, die Nettoanbieter wie auch die Nettonachfrager nach Permithandeln, während die anvisierten durchschnittlichen regionalen Bruttobilanzen konstant bleiben, d.h. im Gleichgewicht werden die anvisierten Umweltziele immer voll erreicht.

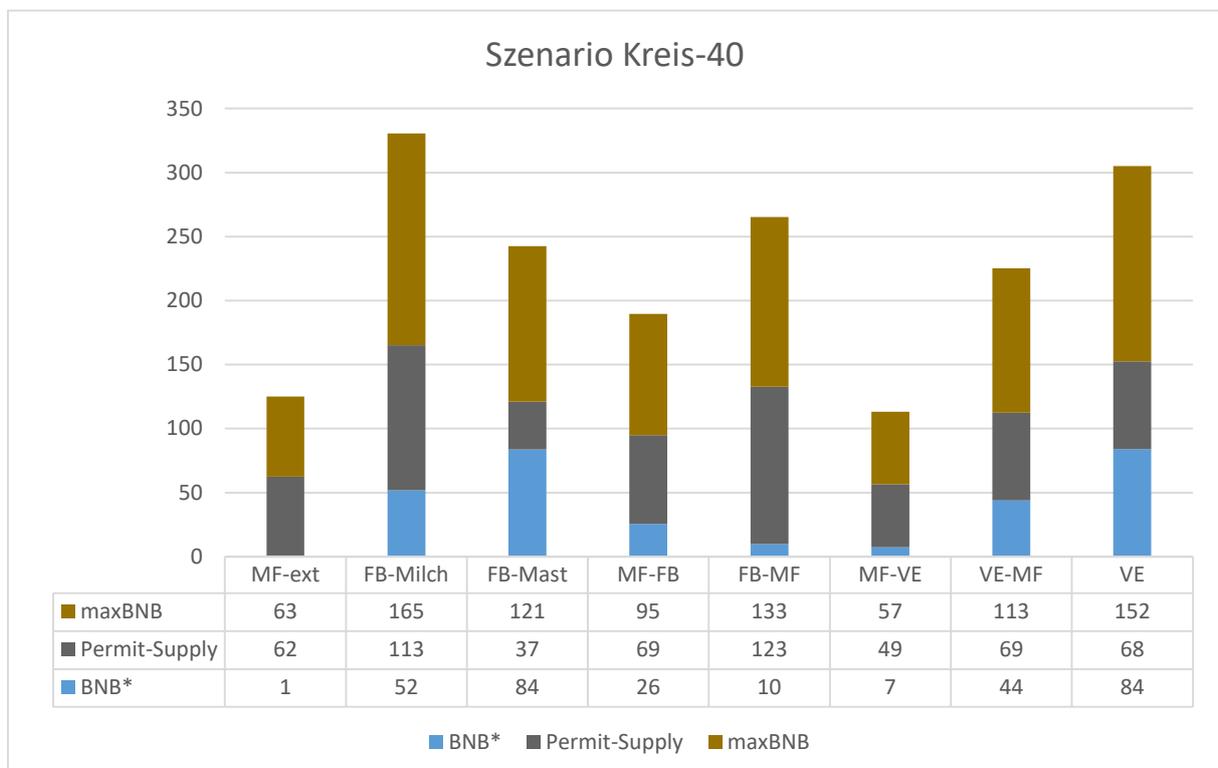


Abbildung A.5a Brutto-N-Bilanz und Permit-Angebot im Marktgleichgewicht nach Betriebstypen, für das Kreismarkt-Szenario 40 [kg/ha] nach Henning (2019)

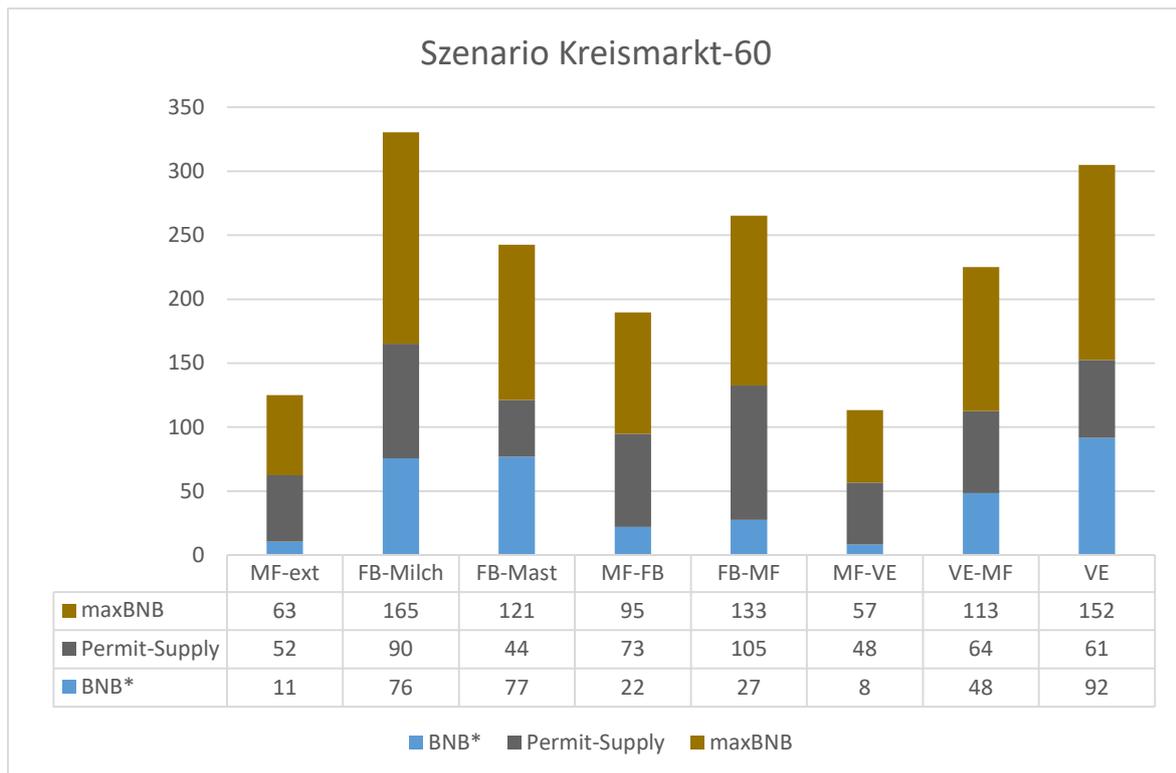


Abbildung A.5b Brutto-N-Bilanz und Permit-Angebot im Marktgleichgewicht nach Betriebstypen, für das Kreismarkt-Szenario 60 [kg/ha] nach Henning (2019)

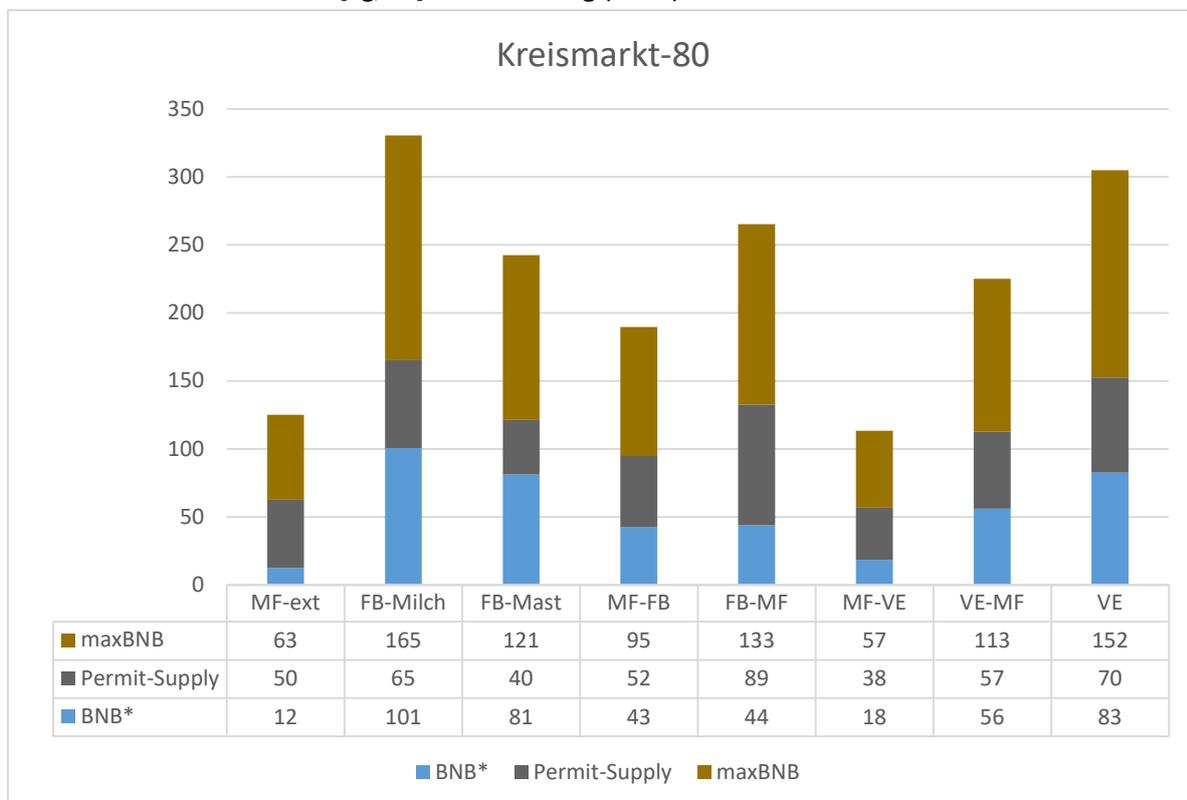


Abbildung A.5c Brutto-N-Bilanz und Permit-Angebot im Marktgleichgewicht nach Betriebstypen, für das Kreismarkt-Szenario 80 [kg/ha] nach Henning (2019)

Somit stellt die Implementation eines Permithandels eine Pareto-Verbesserung gegenüber der Implementation durch eine einzelbetriebliche Regulation dar. Dass diese Pareto-Dominanz keine rein

akademische Fingerübung darstellt, hat man bereits anhand der o.g. regionalen Netto-Gewinne auf Kreisebene gesehen. Noch anschaulicher wird dies, wenn man sich die durchschnittlichen Gewinne in Relation zu den Anpassungskosten für die Regulierung nach Betriebstypen in den Abbildungen A.6a-A.6c ansieht.

Aus den Abbildungen erkennt man, dass insbesondere Futterbau-Mast und Veredlungsbetriebe signifikant niedrigere Anpassungskosten durch den Permithandel realisieren. Dies gilt insbesondere für eine starke Reduktion der regionalen Bruttobilanzsalden auf 40 bzw. 60 kg/ha. Hier ergeben sich absolute Kostenreduktionen von 126 bis zu 295 €/ha. Interessanter Weise ergeben sich für Futterbau-Milchbetriebe vergleichsweise geringe Kostenreduktionen durch den Permithandel, die zwischen 4 und 29€/ha liegen. Dies folgt trotz hoher absoluter und marginaler Anpassungskosten der Milchviehbetriebe aus der Tatsache, dass die Gleichgewichtspreise auf den Permithärkten jeweils relativ dicht an den Schattenpreisen liegen, die sich für die Milchviehbetriebe bei einzelbetrieblicher Regulation der BNB ergeben. Hingegen gewinnen Veredlungs- und Futterbau-Mastbetriebe sowie Marktfuchtbaubetriebe erheblich mehr durch den Permithandel, da diese deutlich höhere oder aber deutlich niedrigere Schattenpreise im Vergleich zu den Permithgleichgewichtspreisen haben.

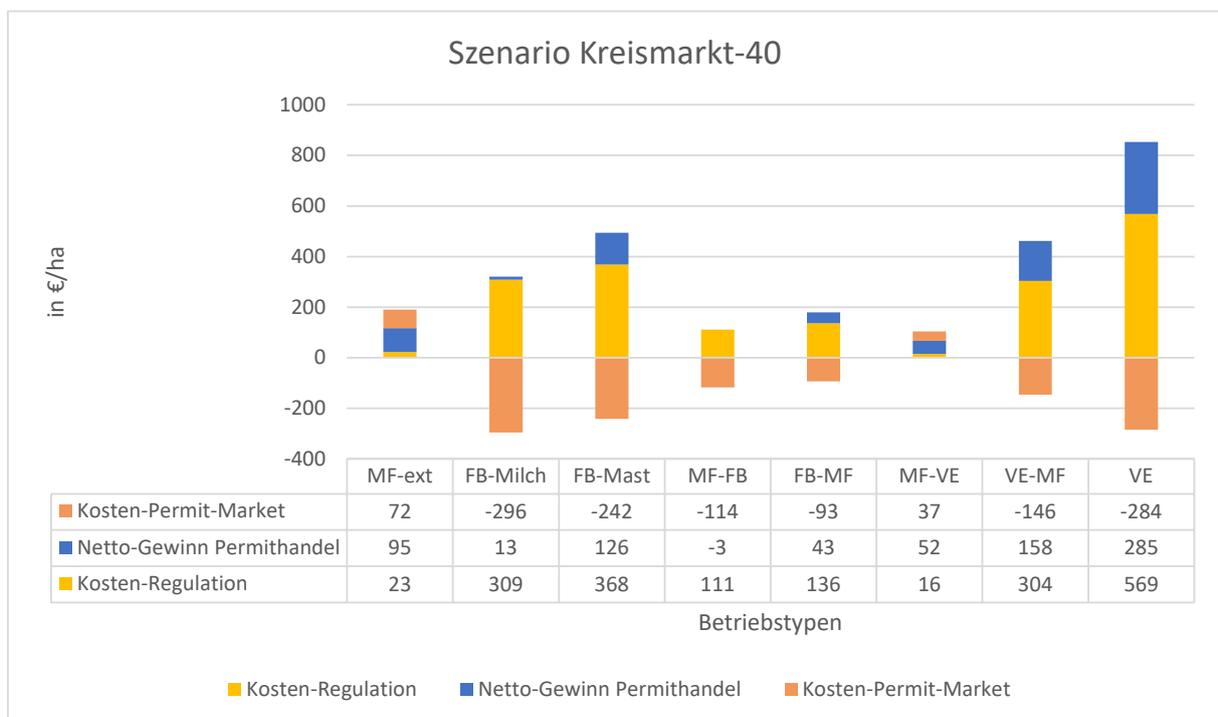


Abbildung A.6a Kosten und Netto-Gewinn Permithandel versus Regulation nach Betriebstypen nach in €/ha für das Kreismarkt-Szenario 40 [kg/ha] nach Henning (2019)

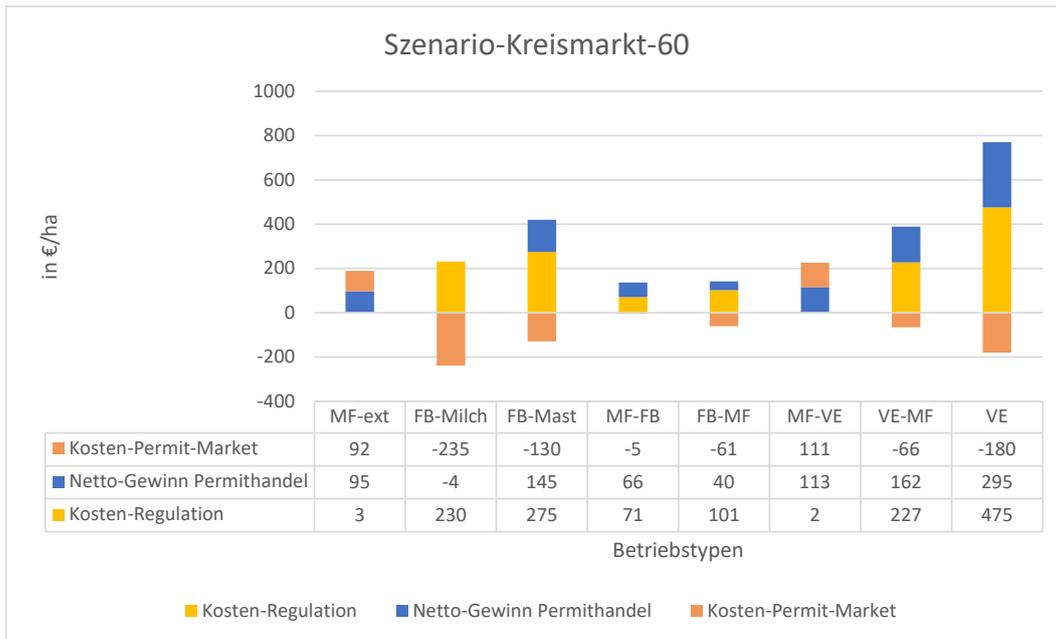


Abbildung A.6b Kosten und Netto-Gewinn Permithandel versus Regulation nach Betriebstypen nach in €/ha für das Kreismarkt-Szenario 40 [kg/ha] nach Henning (2019)

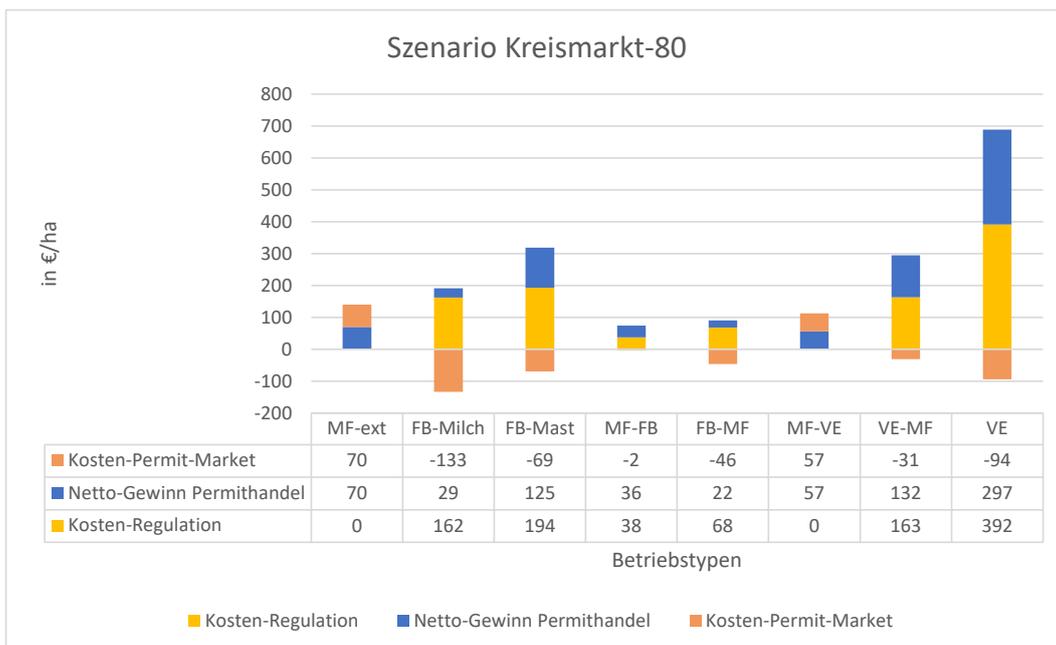


Abbildung A.6c Kosten und Netto-Gewinn Permithandel versus Regulation nach Betriebstypen nach in €/ha für das Kreismarkt-Szenario 40 [kg/ha] nach Henning (2019)

Vor dem Hintergrund der Analysen von Henning (2019) ist evident, dass eine Steuerung regionaler Nährstoffflüsse mit einem Permithandelssystem erheblich effizienter im Vergleich zu einer Regulierung ist. Ebenso ist ein Permitsystem räumlich und zeitlich flexibel. So können nicht nur Permithandelsmärkte räumlich und zeitlich flexible definiert werden, sondern auch die Ausgabe von Permithandelsrechten kann zeitlich flexibel erfolgen, so dass eine schrittweise Implementation ambitionierter Nachhaltigkeitsziele über eine gewisse Anpassungsperiode kontinuierlich erfolgen kann. Ebenso wäre eine Betriebstypen-spezifische Ausstattung mit Permithandelsrechten denkbar.

B. Nährstoffoptimierung und Synergien zwischen Grundwasser-, Luft- und Klimaschutz

(Dr. Thorsten Reinsch)

B.1 Problemstellung und Maßnahmen

Die Nährstoffbilanzsalden sind ein wichtiger Indikator für die Nährstoffnutzungseffizienz des landwirtschaftlichen Betriebes. Der effiziente Einsatz der Düngemittel reduziert Nährstoffverluste in die Umwelt und trägt damit maßgeblich zur Erfüllung politischer Umweltrichtlinien bei. Positive Nährstoffbilanzsalden hingegen erhöhen die chemische Belastung der Grundwasserkörper und die Eutrophierung von Oberflächengewässern. Zudem unterliegt Stickstoff (N) während der Ausbringung und im Boden diversen Umsetzungsprozessen, bei denen Verluste auch gasförmig auftreten können, die eine hohe Relevanz für die Luftreinhaltung und den Klimaschutz haben. So kommt es bei der Ausbringung von ammoniumstickstoff- (NH_4) haltigen Düngemitteln zur Verflüchtigung von Ammoniak (NH_3) in die Atmosphäre. Besonders gefährdet für NH_3 -Verluste sind aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung. In Deutschland werden jährlich 673 kt NH_3 emittiert wovon 95% der Landwirtschaft zuzuordnen sind (UBA, 2019). Da NH_3 in der Atmosphäre mit Partikeln reagiert und die Gefahr der sekundären Feinstaubbelastung erhöht, werden die zulässigen NH_3 -Emissionen auf europäischer Ebene über die Richtlinie zur Reduktion bestimmter Luftschadstoffe (NEC/NERC) geregelt. Seit der Novellierung der NEC/NERC-Richtlinie (EU 2016/2284) ergibt sich für Deutschland derzeit ein Minderungsziel von 29% bis zum Jahr 2030 (Referenzjahr 2005). NH_3 besitzt eine Verweilzeit in der Atmosphäre von einigen Stunden bis Tagen und trägt nach seiner Deposition zur Eutrophierung von Ökosystemen und der Bodenversauerung bei. Zudem ist es ein indirektes Treibhausgas, da im Boden während der Oxidation von Ammoniumstickstoff (NH_4) und der Reduktion von Nitrat (NO_3^-) das klimawirksame Lachgas (N_2O) entsteht. N_2O besitzt auf einen Zeithorizont von 100 Jahren ein 265-mal größeres globales Erwärmungspotential als CO_2 und trägt mit etwa 50% zu den Treibhausgasemissionen im Sektor Landwirtschaft in Schleswig-Holstein bei (MELUND, 2019 a, b). Bei einem hohen N-Angebot im Boden, das über dem pflanzlichen Bedarf liegt, verbleibt mehr N für die mikrobielle Umsetzung, d.h. hohe N-Düngermengen und N_2O -Emissionen aus Böden korrelieren positiv. In der nationalen Klimaberichterstattung wird dieser Zusammenhang als linear angesehen d.h. 1% des gedüngten Stickstoffs geht als N_2O in die Atmosphäre verloren (Bouwman, 1996). Andere Studien weisen allerdings darauf hin, dass ausgeglichene Nährstoffbilanzsalden der bessere Indikator zur Minimierung der THG-Emissionen sind (Shcherbak *et al.*, 2014), welche in direkter Synergie zur Reduktion der Nitrat-Auswaschung ins Grundwasser steht (Abbildung B.1).

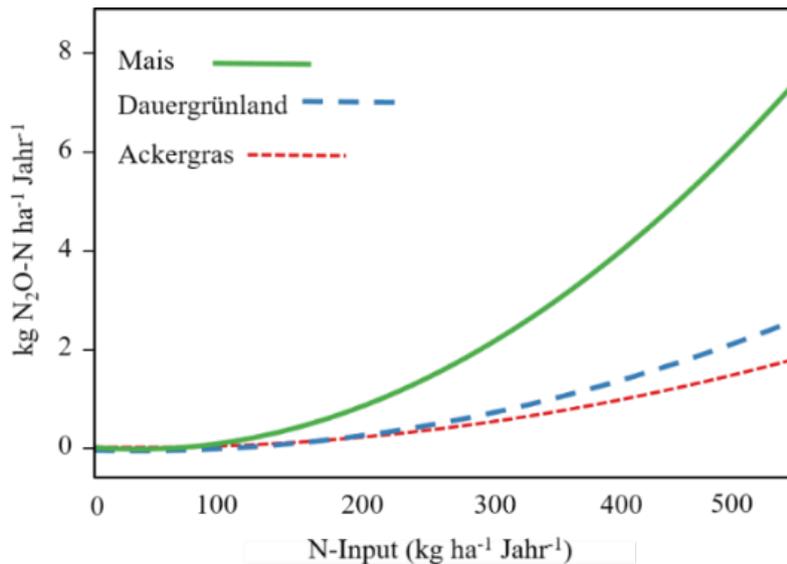


Abbildung B.1: Einfluss der N-Düngungsintensität (N-Input) auf die N₂O-Verluste verschiedener Futterbaukulturen in Schleswig-Holstein (Reinsch *et al.*, 2018).

Der betriebliche Nährstoffvergleich weist somit direkt auch den Beitrag zur Luftreinhaltung und Klimaschutz aus. Die Steigerung der N-Effizienz kann auf tierhaltenden Betrieben vor allem durch die verbesserte N-Nutzungseffizienz (NUE) der Wirtschaftsdünger erreicht werden. Vom Betriebsleitenden sind somit im ersten Schritt die Wirtschaftsdünger in der verbindlichen Düngplanung mit zu berücksichtigen und im zweiten Schritt die Mineraldüngermengen entsprechend des verbleibenden Pflanzenbedarfs anzupassen. Das größte Problem hinsichtlich der mangelnden Effizienz von Wirtschaftsdüngern sind neben der ungleichmäßigen Freisetzung des organisch gebundenen N-Anteils aus der Organik die N-Verluste des mineralischen Anteils (NH₄), die während der Lagerung und Ausbringung in Form von NH₃ auftreten und damit die Stoffstrombilanz in tierhaltenden Betrieben deutlich verschlechtern. Während der Lagerung lassen sich diese Verluste z.B. durch kurze Verweilzeiten im Stall und abgedeckte Wirtschaftsdüngerlager effektiv reduzieren. Letzteres wird verfahrenstechnisch in Kombination mit der energetischen Nutzung der Methangase (CH₄) in einer Biogasanlage praktiziert. Durch die Minimierung der Verluste während der Lagerung verbleibt mehr NH₄ im Substrat und steht bei der Ausbringung der Pflanzenernährung zur Verfügung.

Die NH₃-Verluste während der Ausbringung sind abhängig von der Oberfläche der ausgebrachten Substrate, d.h. je größer der Kontaktbereich zwischen Substrat und Umgebungsluft, desto größer sind in der Regel auch die Verluste. Bei einer direkten Einarbeitung werden diese Verluste am effektivsten minimiert. Da in S.-H. zu einem großen Teil aber ganzjährige Kulturen (Grünland) oder Winterungen angebaut werden, ist dies aber nur vor der Aussaat einer Winterung theoretisch möglich. Die Novellierung der Düngverordnung (Stand 2017) schränkt insbesondere im Ackerbau allerdings diese Möglichkeit zu Recht ein, so dass Wirtschaftsdünger zukünftig verstärkt in stehende Pflanzenbestände ausgebracht werden müssen. Da die NH₃-Verluste sich bei einer oberflächlichen Applikation im Vergleich zur direkten Einarbeitung verfahrenstechnisch deutlich schlechter minimieren lassen, liegt hier ein Zielkonflikt zwischen Grundwasserschutz und Luftreinhaltung vor und stellt somit besondere Anforderungen an die Ausbringungstechnik. Die Oberfläche der Substrate mit Kontakt zur Atmosphäre kann in diesem Fall durch eine bodennahe streifenförmige Applikation mittels Schleppschlauch oder -schuh und Injektion gewährleistet werden (Abbildung B.2).

%NH₃-Verluste im Vergleich zum Schleppschuh

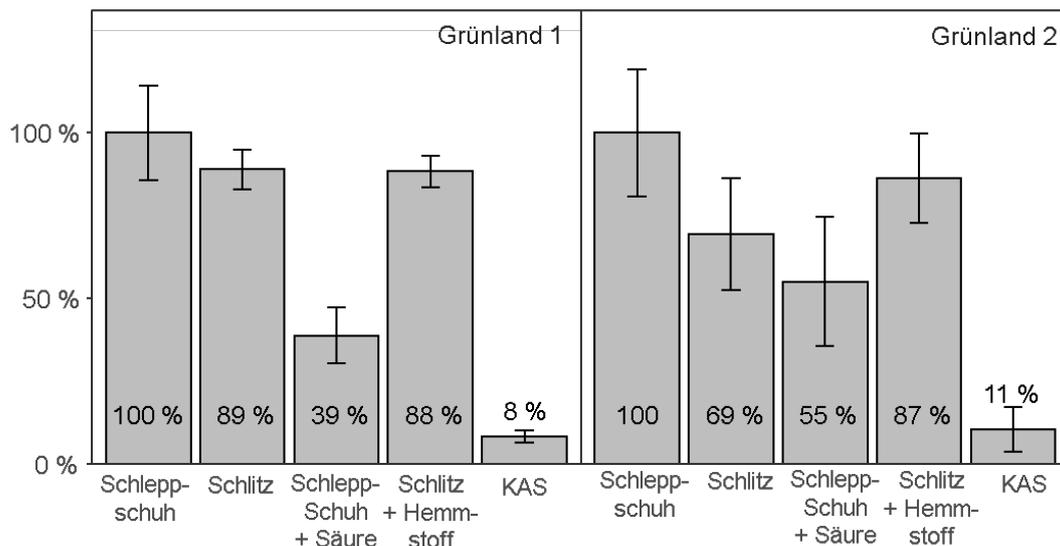


Abbildung B.2: Feldversuchsergebnisse von zwei Grünlandstandorten in Schleswig-Holstein im Rahmen des Verbundprojektes „GülleBest“ aus dem Jahr 2019. Gezeigt sind relative Unterschiede der NH₃-Verluste zwischen den unterschiedlichen bodennahen Ausbringungsverfahren Schleppschuh, Schlitz bzw. Injektion, Schleppschuh mit Säureadditiv und Schlitz/Injektion mit Nitrifikationshemmer. Eine mit Kalkammonsalpeter (KAS) gedüngte Variante wurde als zusätzliche Referenz geprüft. Gedüngt wurden 170 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ in zwei Ausbringungsterminen (100/70). Die Fehlerbalken zeigen den Standardfehler (n=4).

Weitere Einflussfaktoren mit Effekten auf die NH₃-verluste sind die Substrateigenschaften. Dazu gehören der Trockenmassegehalt, welcher die Infiltration in den Boden beeinflusst. Bei einem niedrigen TM-Gehalt infiltriert die flüssige ammoniumhaltige Phase schneller in den Boden, wodurch die NH₃-Verluste minimiert werden. Letzterer Sachverhalt kommt z.B. in der Milchviehhaltung den Weidehaltungsbetrieben zugute, da i) weniger Substrat über einen längeren Zeitraum gelagert werden muss und ii) der Urin beim Weidegang schnell in den Boden infiltriert, so dass Weidehaltungsbetriebe im Schnitt 50% weniger NH₃-Verluste aufweisen als in Stallhaltungsbetriebe (Misselbrock *et al.*, 2000). Derzeit wird ein höherer Anteil der Weidehaltung als Minderungsmaßnahme bei den Ostseeanreinerstaaten berücksichtigt um die Eutrophierung von Oberflächengewässern weiter zu reduzieren (HELCOM, 2019). Hierbei ist zu beachten, dass auf leichteren Standorten stattdessen Nitrat-Einträge ins Grundwasser negativ beeinflusst sein können, da eine Kuh im Schnitt punktuell 2 Liter Urin je Exkretion ausscheidet was in der konventionellen Milchviehhaltung einer N-Applikation von etwa 600 kg N ha⁻¹ entsprechen kann (Selbie *et al.*, 2015). Die physikalischen Eigenschaften von Wirtschaftsdüngern aus Stallhaltungsverfahren lassen sich z.B. auch über die Gülle-Separation verändern (Abbildung B.4). Die flüssige Phase mit hohem NH₄-Gehalt besitzt ein schnelles Infiltrationsvermögen und das Ammonium ist zudem sofort pflanzenverfügbar. Die feste Phase ist nicht so anfällig für gasförmige N-Verluste und besitzt zudem als organischer Dünger eine größere Transportwürdigkeit.

Je höher der pH-Wert des Substrates, desto größer ist das Dissoziationsgleichgewicht auf Seiten des Ammoniaks, d.h. umso mehr Ammoniak kann gasförmig verloren gehen. Werden zudem die Substrate bei hohen Temperaturen mit ausgeprägten Windlagen ausgebracht, steigt das Verlustrisiko. Bei einem pH-Wert kleiner 6 werden die NH_3 -Verluste deutlich reduziert. In Schleswig-Holstein setzt sich der N-Anfall aus Wirtschaftsdünger aus 60% Rindergülle, 22% Gärreste (o. Gülle), 13% Schweinegülle und 5% Sonstige zusammen. Gärreste aus der Fermentierung von nachwachsenden Rohstoffen (Na-WaRo) weisen per se einen sehr hohen pH-Wert auf ($\sim\text{pH } 8$) und tragen damit im Besonderen zu den NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft in S.-H. bei. Technische Lösungen bietet die Absenkung des pH-Wertes über die Zugabe von Säuren wodurch Ausnutzungsraten von Stickstoff auf dem Niveau von Mineraldüngern erreicht werden kann (Abbildung B.3).

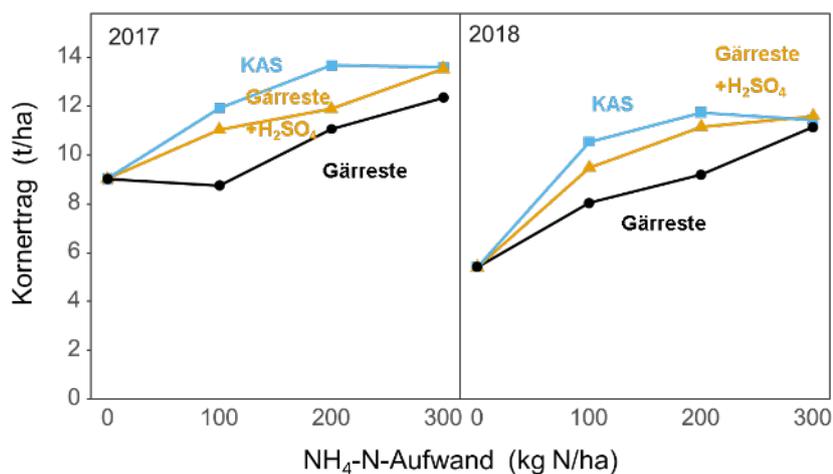


Abbildung B.3: Zweijährige Feldversuchsergebnisse von zwei Weizenstandorten (östliches Hügelland) in Schleswig-Holstein im Rahmen des Projektes „Baltic Slurry Acidification“. Gezeigt sind die Kornerträge in Abhängigkeit des Ammonium-N-Aufwands (100, 200, 300 kg $\text{NH}_4\text{-N}$) aus Gärresten, Gärresten mit Schwefelsäure (H_2SO_4) und Kalkammonsalpeter (KAS). Gezeigt sind Mittelwerte ($n=4$) je Aufwandstufe (Kučinskienė *et al.*, 2019).

In der Praxis wird dies derzeit über die Zugabe von Schwefelsäure (H_2SO_4) bei der Ausbringung in Schleswig-Holstein realisiert (Abbildung B.4). Zusätzlich kann sich in einigen Kulturen der Schwefel-effekt positiv auf die Ertragsleistung der Kulturen auswirken. Verfahren gibt es auch für Stall- und Lagerungssysteme. Aufgrund der Betriebsstrukturen in S.-H. ist davon auszugehen, dass die Ansäuerung von Wirtschaftsdüngern bei der Ausbringung in Zukunft eine stärkere Rolle spielt, wie bereits in Pilotprojekten ermittelt wurde (<http://baltic-slurry.eu/>).

Die Minimierung der NH_3 -Verluste führen dazu, dass die ausgebrachten Wirtschaftsdünger zum einen einen höheren Nährstoffgehalt haben und zum anderen die N-Verfügbarkeit im Boden steigt. Die Reduktion der NH_3 -Emission verfolgt in erster Linie die Ziele der Luftreinhaltung. Für den Klimaschutz spielt NH_3 im Vergleich zum N_2O eine untergeordnete Rolle. Daraus folgt der Sachverhalt, dass Luftreinhaltung und Klimaschutz oft kontrovers diskutiert werden, da die höhere Verfügbarkeit von N im Boden die N_2O -Emissionen zunehmen lassen können. Berücksichtigt man aber nun die gesteigerte NUE der Wirtschaftsdünger in der Düngemanagement, können Mineraldünger eingespart werden. Da die N_2O -Verluste zwar eine große Klimawirkung haben, mengenmäßig die Effekte auf die N-Bilanz aber

zu vernachlässigen sind, wird dieser Effekt durch die Energieeinsparung bei der Produktion von Mineraldüngern überkompensiert. Summiert man die Prozesskosten mit den entstehenden Treibhausgasemissionen während der Mineraldüngerausbringung auf, verursacht jeder kg Mineraldünger N etwa 11 kg CO₂-Äquivalente (CO_{2eq}) (KTBL, 2019). Entsprechend verfolgt der Klimaschutzplan der Bundesregierung auch die Senkung der Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft, Energetische Nutzung von Wirtschaftsdüngern sowie Emissionsminderung aus der Tierhaltung (Klimakabinett, 2019).

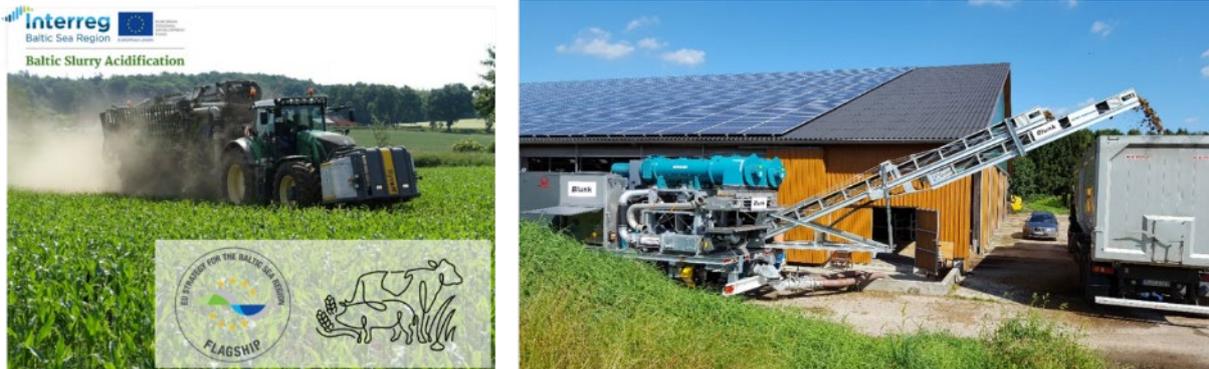


Abbildung B.4: Links: Einsatz eines kommerziellen Systems zur Reduktion des pH-Wertes von Wirtschaftsdüngern während der Ausbringung mittels Schwefelsäure (H₂SO₄). Die Effizienz und Praxistauglichkeit des Systems wurde zwischen den Jahren 2017-2019 im Rahmen eines EU-Projektes in Schleswig-Holstein untersucht (Kučinskienė et al, 2019). Rechts: Mobile Separationsanlage im Einsatz (Foto: J. Ostermann).

Aufgrund der großen Bedeutung des landwirtschaftlichen Sektors für die THG-Emissionen in Schleswig-Holstein (MELUND, 2019a) und den im Energie- und Klimaschutzgesetz ambitioniert formulierten THG-Minderungszielen um 55% bis zum Jahr 2030 und um mindestens 80% bis zum Jahr 2050 (Referenzjahr 1990), ist es daher unbedingt notwendig, die Hot-Spots der THG-Emissionen sowie die Minderungspotentiale von Maßnahmen zu identifizieren, die in unmittelbare Kohärenz zu anderen Umweltzielen liegen, um den gesamtgesellschaftlichen Nutzen dieser Investitionen zu maximieren. Im Bereich des Grundwasser-, Luft- und Klimaschutzes ist dies durch eine gesteigerte NUE der Wirtschaftsdünger unbedingt gegeben. Um den gesamten Einfluss von THG-Minderungsmaßnahmen im Sektor Landwirtschaft abbilden zu können, ist es in diesem Zusammenhang erforderlich, die gesamte Prozesskette inklusive der verwendeten Betriebsmittel zu berücksichtigen, damit Verlagerungseffekte ausgeschlossen werden können. Das THG-Monitoring wird auf nationaler Ebene durch den jährlichen nationalen Inventarbericht (NIR) gewährleistet. Die berichteten THG-Emissionen des NIR unterliegen der sektoralen Abgrenzung, so dass Emissionen nicht zwingend in den verbrauchenden Sektoren bilanziert werden. Als Beispiel werden Emissionen, die im Zusammenhang mit der Herstellung von Mineraldüngern stehen, nicht im Sektor Landwirtschaft berichtet. Alternativ lassen sich die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft mit dem Ansatz der Ökobilanzierung berechnen, wobei jedes landwirtschaftliche Produkt mit einem CO₂-Fußabdruck belastet ist. Auf Basis der Ertragsdaten und Tierzahlen lassen sich so die THG-Emissionen aus der Landwirtschaft auf Kreisebene berechnen (Abbildung B.5). Die Ergebnisse zeigen in der Summe THG-Emission von etwa 7 Mio. t CO₂-eq in Schleswig-Holstein inklusive der Prozesskosten von Betriebsmitteln. Unter Berücksichtigung der angebaute Grund- und Kraftfuttermittel (Gras- und Maissilage bzw. Futtergetreide) hat mit 75% die Tierhaltung gegenüber dem Marktfruchtbau den größten Anteil. In der Tierhaltung haben die größten Anteile die Milchproduktion (66%) gefolgt von der Rinder- (24%) und Schweinemast (9%). Aufgrund des großen

Flächenumfangs nimmt im Marktfruchtbau der Winter-Weizen (55%) und der Winter-Raps (17%) neben der Biomasseproduktion (17%) für die Biogaserzeugung die größte Bedeutung ein. Aufgrund der Tierbestandsverteilung finden sich die größten THG-Emissionen in den Kreisen Nordfriesland, Schleswig-Flensburg, Steinburg und Rendsburg-Eckernförde. Entlang des Geestrückens und in Nordfriesland ist die Rinderhaltung die dominierende THG-Emissionsquelle. Betrachtet man die Emissionen je ha zeigen sich die höchsten Emissionen in den Kreisen Steinburg, Segeberg und Nordfriesland. Die hohen Emissionen je Flächeneinheit im Kreis Steinburg resultieren aus den hohen Besatzstärken der Schweinehaltung (Abbildung B.5).

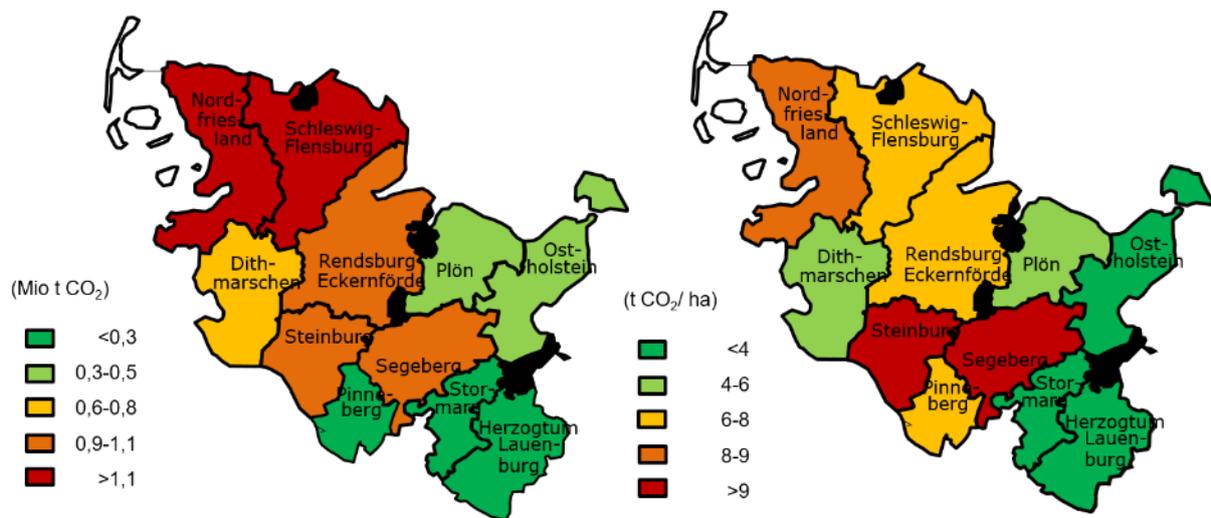


Abbildung B.5: Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft inklusive der Vorkette (Betriebsmittel, Futtermittelimporte etc.) in Schleswig-Holstein auf Kreisebene-Gesamt (links) und je ha LN (rechts). Ergebnisse entsprechen nicht der Methodik der nationalen Klimaberichterstattung.

B.2 Minderungspotentiale diskutierter Maßnahmen

Eine gesteigerte N-Effizienz in der Tierhaltung kommt für SH aus dreierlei Gründen einer besonderen Bedeutung zu: (i) Beitrag zum Grundwasserschutz, (ii) Reduktion der Luftkontamination mit Ammoniak (NH₃) und die (iii) gesteigerte NUE im Pflanzenbau mit der Konsequenz eines geringen Mineraldüngerbedarfs und der damit verbundenen Vermeidung von THG-Emissionen. Insbesondere die im Bundeslandvergleich hohen Besatzstärken in der Rinderhaltung in Schleswig-Holstein führen zu einem hohen Anfall von Wirtschaftsdüngern je Flächeneinheit, welche den gemäßigten Einsatz von Mineraldüngern und einen Gülleexport zwingend notwendig macht. Die Problematik der hohen Rinderbesatzstärken wird in Schleswig-Holstein zusätzlich durch den Anfall von Gärresten verstärkt. Dies betrifft in erster Linie Gärreste aus der Fermentierung nachwachsender Rohstoffe (NaWaRo).

Die derzeitigen Nährstoffbilanzen weisen in Schleswig-Holstein derzeit einen positiven Saldo von 118 kg N ha⁻¹ LN Jahr⁻¹ auf (Taube *et al.*, 2015). Die Ammoniakemissionen aus Wirtschaftsdüngern machen hier schätzungsweise einen Anteil von 38 kg N ha⁻¹ LN Jahr⁻¹ aus. Da deutschlandweit die Verfahrenskette der Wirtschaftsdünger den größten Einfluss auf die NH₃-Emissionen hat, ließen sich durch optimiertes Management in der Lagerung und Ausbringung Minderungen erreichen. Das NH₃-Minderungspotential optimierter Ausbringungsverfahren von Wirtschaftsdüngern in Schleswig-Holstein ist derzeit Gegenstand aktueller Untersuchungen¹¹. Unter Laborbedingungen ermittelten Neumann *et al.* (2019) eine NH₃-Reduktion durch die Absenkung des pH-Wertes mit Schwefelsäure

¹¹ <https://www.unter-2-grad.de/guellebest.html>

von 98% während der Ausbringung. Diese Reduktion konnte unter Feldbedingungen bei der Applikation in stehenden Pflanzenbeständen (Grünland und Winterweizen) zwar nicht erreicht werden, hier ist eher eine NH_3 -Reduktion von maximal 68% zu erwarten (Kučinskienė, 2019), allerdings spiegelt es das hohe Minderungspotential wieder. Durch eine optimierte Ausbringungstechnik kann so die pflanzenbauliche NUE der eingesetzten Wirtschaftsdünger um über 13% gesteigert werden. Aus Sicht der Klimabilanzierung ergibt sich hierdurch eine Reduktion der indirekten THG-Emissionen und unter Berücksichtigung der eingesparten Mineraldünger eine zusätzliche Reduktion von etwa 11 kg CO_2 je kg N. Entsprechend der Tatsache, dass deutschlandweit derzeit 33% der NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft alleine während Ausbringung emittieren (Thünen Report 2018), kann man daraus folgende Minderungsszenarien ableiten:

- Im Vergleich zum Status Quo (vergl. Tabelle B.1) eine Reduktion der Ammoniakemissionen in Schleswig-Holstein um 22 bzw. maximal 32% durch die flächendeckende Umsetzung von emissionsarmen Ausbringungstechniken und eine daraus resultierende höhere N-Effizienz der derzeit eingesetzten Wirtschaftsdünger von 13 bzw. maximal 20%. Auf die THG-Minderung hat dies folgenden Effekte: Indirekte THG-Emissionen durch die Deposition von Ammoniak werden reduziert und durch die gesteigerten NUE der Wirtschaftsdünger können prozentual Mineraldünger - eingespart werden.
- Des Weiteren ist davon auszugehen, dass eine höhere NUE von Wirtschaftsdüngern Transporte in andere Kreise zunehmend attraktiver macht. Da in den tierhaltenden Produktionsregionen de-facto derzeit ein Überschuss an Wirtschaftsdüngern entsprechend der $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ Obergrenze vorliegt und Wirtschaftsdüngertransporte aktuell noch nicht effektiv über die Kreisgrenzen durchgeführt werden, müssen diese Kreise dringlich entlastet werden. Dies betrifft derzeit konkret die Kreise Nordfriesland, Schleswig-Flensburg und Steinburg. Im Mittel bedeutet dies für SH, dass $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LN}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ die Kreisgrenzen passieren müssen damit die zulässige Ausbringungsmenge gewährleistet ist. Da in diesen Kreisen ohnehin stark positive Flächenbilanzsalden vorliegen, darf man annehmen, dass die Exporte nicht durch Mineraldünger kompensiert werden müssen, sondern vielmehr zu einer Substitution von Mineraldüngern in den Marktfruchtbauregionen führen und so eine THG-Minderung erzielt wird. Zusätzliche THG-Kosten für den Transport (Taube *et al.*, 2013) in die Marktfruchtbauregionen müssen berücksichtigt werden.
- Eine flächendeckende politische Regulierung der zulässigen Düngermengen, so wie sie für die „roten Gebiete“ vorgesehen ist. Da nicht davon auszugehen ist, dass die Tierbestände in den nächsten Jahren weiter abnehmen, würde eine strikte Durchsetzung der Düngeplanung zur Umsetzung des *best-practise* Bilanzsaldos ($+50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$) vornehmlich zu einem reduzierten Einsatz von Mineraldüngern führen. In einem idealisierten Bilanzansatz entspricht dies derzeit einer Einsparung von $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LN Jahr}^{-1}$.

Tabelle B.1: Derzeitige und potentielle berechnete Emissionen aus der Landwirtschaft in Schleswig-Holstein in Abhängigkeit der durchgeführten Szenarien (Reinsch, 2019 – eigene Berechnungen)

Nr	Szenario	THG-Emissionen	NH ₃ -Emissionen	N-Saldo Brutto	Minderung Wirkungskategorien Umwelt S.-H.		
		t CO ₂ eq ha ⁻¹ LN	kg N ha ⁻¹ LN	kg N ha ⁻¹ LN	% THG	% NH ₃	% N-Saldo
1	Status Quo (Baseline)	6,9	38	118			
2	Reduktion NH ₃ -Emissionen 22% (Applikation)	6,8	30	110	1	22	7
3	Reduktion NH ₃ -Emissionen 32% (Applikation)	6,8	26	106	1	32	10
4	Verbesserung NUE Wirtschaftsdünger 13%	6,7	37	105	2	2	11
5	Verbesserung NUE Wirtschaftsdünger 20%	6,7	29	90	3	24	23
6	2+4	6,7	29	97	2	24	18
7	3+5	6,6	16	78	3	56	34
8	Wirtschaftsdünger Transport	6,7	37	102	2	2	14
9	6+8	6,5	28	81	5	26	31
10	7+8	6,4	16	62	6	58	47
11	Obergrenze Mineraldünger (-30 kg N ha ⁻¹ LN)	6,5	36	87	5	4	27

Auf Basis der durchgeführten Berechnungen liegt das derzeitige Potential der THG-Minderung durch eine gesteigerte N-Effizienz in der Landwirtschaft mittels optimierter Wirtschaftsdüngerausbringung und den damit verbundene Mineraldüngereinsparung bei 2-3%. Berücksichtigt man einen zusätzlichen Transfer der Wirtschaftsdünger zwischen den Landkreisen, so erhöht sich diese THG-Einsparung auf 5-6%, wobei der untere Zielwert von 5% derzeit technisch als realistisch anzusehen ist. Eine ebenfalls hohe THG-Minderung wird durch die obligatorische Festsetzung von Mineraldüngerabschlägen erreicht. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die alleinige Einführung von Mineraldüngerhöchstmengen nicht gleichermaßen andere Umweltziele wie die Luftreinhaltung, Ökosystem- und Grundwasserschutz verfolgt, da bei weiterhin hohen NH₃-Verlusteraten aus der Tierhaltung die N-Salden in den vorliegenden Szenarien nicht optimal reduziert werden. D.h. es müssen weiterhin Anreize geschaffen werden, die für eine weitere Optimierung bei den Ausbringungstechniken für Wirtschaftsdünger Sorge tragen insofern der Anfall von tierischen Exkrementen in Schleswig-Holstein in den nächsten Jahren konstant bleibt. Da die gasförmigen N-Verluste aus der Wirtschaftsdüngerausbringung lediglich ~33% in der gesamten Prozesskette ausmachen, werden in Zukunft weitere Untersuchungen zur optimierten Wirtschaftsdüngerlagerung notwendig sein.

Anhang

Darstellung des Bayesianischen Verfahren zur Behandlung von fundamentaler Modellunsicherheit und Modellparameterschätzung

Das *Smart-Farm-SH*-Modell ist ein Modell mit dem Aussagen über die Realität abgeleitet werden können. Formal lassen sich diese Aussagen mit Hilfe einer Menge von Input-Output Relationen darstellen. Bezeichnet man mit z einen Vektor von relevanten Outputvariablen und mit x einen Vektor von relevanten Inputvariablen, dann impliziert ein Modell m gerade eine Beziehung: $z = F^m(x)$. Beobachtet man z und x in der Realität so lässt sich die Güte der Modellprognose durch den Vergleich der empirischen Beobachtung mit der Modellprognose ableiten. Bezeichnet man z^e als den Vektor der beobachteten Outputvariablen und x^e als den Vektor der beobachteten Inputvariablen, so ergibt sich die Güte eines Modells F^m aus dem Prognosefehler: $\| z^e - F^m(x^e) \|^2$

Eine Möglichkeit unterschiedliche Modelle für die Abbildung spezieller Zusammenhänge zu bilden, ist, dass man grundsätzlich die gleiche Modellstruktur behält, aber jeweils unterschiedliche Modellparameterwerte annimmt. Bezeichnet man mit θ den Vektor der relevanten Modellparameter und mit θ^m einen speziellen Parametervektor, so lässt sich ein spezielles Modell $F^m(x)$ auch schreiben als $F(x, \theta^m)$. In diesem Zusammenhang impliziert fundamentale Modellunsicherheit die Tatsache, dass die wahren Modellparameter θ nicht bekannt sind. Entsprechend kann fundamentale Modellunsicherheit formalisiert werden, indem wir eine Prior Verteilung für alle möglichen Modellspezifikationen annehmen, wobei $pr(m)$ gerade die Prior Wahrscheinlichkeit bezeichnet, dass das Modell m das wahre Modell ist. Bezeichnet man mit M die Menge aller möglichen Modelle, so kann die Wahrscheinlichkeit $pr(m)$ auf der Grundlage empirischer Daten mit Hilfe des Satz von Bayes identifiziert werden. Bezeichnet man mit D eine Menge von empirischen Daten und bezeichnet mit $pr(D | m)$ die Wahrscheinlichkeit, dass die Daten D mit dem gegebenen Model m erzeugt wurden, dann folgt nach der Bayes Regel:

$$pr(m | D) \propto pr(D | m)pr(m) \quad \Rightarrow \quad pr(m | D) = \frac{pr(D | m)pr(m)}{\sum_{l \in M} pr(D | l)pr(l)}$$

$pr(m | D)$ ist die Posterior Modell Wahrscheinlichkeit, d.h. die Wahrscheinlichkeit, dass das 'wahre' Modell bei den gegebenen Daten D ist. Schließlich basiert die Bayesianische Inferenz bzgl. der Modellparameter, θ , auf der folgenden Posterior Verteilung:

$$pr(\theta | D) = \sum_{m \in M} pr(\theta | D, m) pr(m | D)$$

Das heißt die komplette Posterior Verteilung von θ ist der gewichtete Durchschnitt der Posterior Verteilungen für jedes Modell m , wobei die Gewichte gerade den Posterior Modell Wahrscheinlichkeiten, $pr(m | D)$ entsprechen. Letztere sind gerade gleich der integrierten Wahrscheinlichkeit des Modells m mit dem Parameter θ^m (Raftery 1995, Moghadam 2012)

$$pr(m | D) = \int pr(D | \theta, m) pr(\theta^m | m) d\theta$$

Formal, behandelt der Bayesianische Ansatz die Parameter θ als stochastische Variable. Dabei unterscheidet man die Prior Verteilung $pr(\theta)$, die die Prior-Informationen hinsichtlich der Modell-

parametern erfasst, die Likelihood Funktion, $L(\theta | y)$, die die Informationen aus den empirischen Daten in Kombination mit dem angenommenen Modell m repräsentiert, und die Posterior Verteilung $pr(\theta | y)$, die sich auf der Grundlage der Prior und der Dateninformationen nach dem Theorem von Bayes ergibt (vergl. Heckelei und Mittelhammer 2008). Diese Beziehung der drei Komponenten lässt sich wie folgt beschreiben (siehe Zellner 1971):

$$pr(\theta | y) \propto pr(\theta)L(\theta | y),$$

d.h. die Posterior Verteilung ist proportional zu der Prior Verteilung multipliziert mit der Likelihood Funktion. Die Posterior Verteilung erlaubt statistische Inferenzen hinsichtlich der Parameter θ in Form von Wahrscheinlichkeitsaussagen oder in Form von Punktschätzungen, die optimal bzgl. spezieller Abweichungskriterien sind. Geht man wie im Falle des *Smart-Farm-SH*-Modells davon aus, dass spezielle Aussagen der Form $z = F(x)$ auf der Grundlage des Modells gezogen werden, wobei neben der Prognose zusätzlich bestimmte theoretische Restriktionen erfüllt werden sollen, $G(y, \theta) = 0$ dann kann die Likelihood Funktion als eine Indicator Function I_G interpretiert werden, die zulässigen Parameterwerten den Wert 1 zuordnet und nicht zulässigen Parameterwerten den Wert 0. Somit folgt für die Posterior Verteilung: $pr(\theta | y) \propto pr(\theta)I_G(\theta)$. Entsprechend ist der Parametervektor θ^* , der die Prior Verteilung $p(\theta)$ unter der Nebenbedingung $G(\theta, y)$ maximiert eine „Bayesian highest posterior density (HPD)“ Lösung für das Gleichungssystem G . Allgemein wurde dieses interessante Ergebnis elegant von Heckelei und Mittelhammer 2008 abgeleitet. Darüber hinaus haben Heckelei und Mittelhammer 2008 gezeigt, dass unter bestimmten Annahmen hinsichtlich der Prior Verteilung, der HPD Schätzer gerade dem Generalized Maximum Entropy (GME) bzw. Generalized Cross Entropy (GCE) estimator korrespondiert. Allerdings erlaubt der Bayesianische Ansatz die Annahme jeder beliebigen Prior Verteilung. Nimmt man z.B. eine Normalverteilung für die Priorverteilung $\theta \sim N(\bar{\theta}, \Sigma)$ an und nimmt weiterhin an, dass die Kovarianz-Varianzmatrix gerade der Diagonalmatrix der Varianzen entspricht ($\Sigma = \theta^2$), dann ergibt sich der HPD Schätzer gerade aus dem folgenden quadratischen Maximierungsproblem (vergl. Heckelei und Mittelhammer 2008, S.17):

$$\begin{aligned} \theta^* &= \arg \max_{\theta} \frac{1}{\theta} [\theta - \bar{\theta}] \Sigma^{-1} [\theta - \bar{\theta}] \\ &s. t. G(y, \theta) \equiv 0 \end{aligned}$$

Die quadratische Maximierung erweist sich gerade für hochskalierte Schätzprobleme als sehr hilfreich, da diese auch für eine Vielzahl von Parameter leicht numerisch lösbar ist. Deshalb haben wir dieses Verfahren auch zur Bayesianischen Modellselektion und Parameterschätzung des *Smart-Farm-SH*-Modells angewandt. Schließlich kann man hinsichtlich der Modellprognose der empirischen Daten einen Prognosefehler einfügen. Hierzu nehmen wir an, dass es r relevante Outputs gibt, die mit dem Modell prognostiziert werden und bezeichnet mit ϵ_r gerade den Prognosefehler, wobei wir für alle Prognosefehler annehmen, dass diese *iid* $N(0,1)$ verteilt sind. Dann folgt für die Nebenbedingung unter der white noise Annahme: $G(y, \theta) + \epsilon \equiv 0$, wobei $\epsilon = [\epsilon_{rm}]$ der Vektor der individuellen Fehlerterme für jede Beobachtung ist. Im Bayesianischen Ansatz wird ϵ als ein weiterer Parameter interpretiert, der geschätzt wird und die Prior Verteilung $p_{\epsilon} = \prod_r N(0,1)$ hat. Unter diesen Annahmen ergibt sich der HPD Schätzer für θ als Lösung des folgenden Optimierungsproblems:

$$\begin{aligned} \theta^* &= \arg \max_{\theta} \frac{1}{\theta} [\theta - \bar{\theta}] \Omega^{-1} [\theta - \bar{\theta}] + \epsilon' \epsilon \\ &s. t. G(y, \theta) + \epsilon \equiv 0 \end{aligned}$$

Unter Model Uncertainty impliziert dies, dass die Schätzung der Parameter θ immer auf der Grundlage eines speziellen Modells $m \in M$ erfolgt. Bezeichnet man mit θ^m, ϵ^m gerade die bedingten Schätzer unter der Annahme der Gültigkeit des Modells m dann folgt für die bedingte Posterior Verteilung $pr(\theta^m | m, y)$:

$$pr(\theta^m | y, m) = pr(y | \theta^m, m) \frac{pr(\theta^m, m)}{pr(y | m)}$$

$pr(y | m)$ wird als marginale oder integrierte Likelihood bezeichnet. $pr(\theta^m, m)$ ist die bedingte Prior Wahrscheinlichkeitsverteilung der Parameter des Modells m . $pr(y | \theta^m, m)$ ist die Wahrscheinlichkeit, dass das Modells m gerade die empirischen Daten y generiert hat.

Aus der Logik des Bayesianischen Model Averaging (Leamer, 1978) folgt dann für die Posterior Verteilung von θ :

$$pr(\theta | y) = \sum_m pr(\theta^m | y, m) pr(m | y)$$

Insgesamt lässt sich also die Posterior Verteilung der Parameter θ als gewichteter Durchschnitt der bedingten Posterior Verteilungen die sich für die jeweiligen Modelle $m \in M$ ergeben, wobei die Gewichte gerade den Posterior Modell Wahrscheinlichkeiten $pr(m | y)$ entsprechen. Stellt man die integrated Likelihood $pr(y | m)$ approximativ mit Hilfe des BIC-Kriteriums dar (Raftery 1995, Schwarz, 1978), so folgt:

$$pr(m | y) = \frac{e^{-BIC_m} pr(m)}{\sum_{m' \in M} e^{-BIC_{m'}} pr(m')}$$

Dabei bezeichnet BIC_m den BIC Wert, der sich für das Modell m ergibt. Für die bedingten Wahrscheinlichkeitsverteilungen $pr(\theta^m | y, m)$ folgt:

$$pr(\theta^m | y, m) = \prod_k \frac{1}{2\pi\sigma_k} e^{-1/2[(\theta_k^m - \hat{\theta}_k^m)^2 / \sigma_k^2]} \prod_{r,n} \frac{1}{2\pi} e^{-1/2[(\epsilon_k^m)^2]}$$

ϵ_k^m ist der Prognosefehler, der sich für die n -te Beobachtung des r -ten Outputs für das Modell m ergibt. Insgesamt erhält man eine explizite Form für die gesamte Posterior Verteilung (*full posterior distribution*) der Parameter, $pr(\theta | y)$. Entsprechend ist es direkt möglich HPD Schätzer für θ durch die Maximierung von $pr(\theta | y)$ zu berechnen.

Literaturverzeichnis

- Albrecht E, Zarnekow N, Henning CHCA 2014. Tatsächliche Kosten und gesellschaftlich Zahlungsbereitschaften für Ökologische Leistungen landwirtschaftlicher Betriebe: Eine Modellgestützte Analyse für Schleswig-Holstein. Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät, Universität Kiel, Heft 121 <http://www.agrar.uni-kiel.de/de/forschung/publikationen>
- Bach M, Hillebrecht B, Hunsager E.A. und Stein M, 2014. Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Bundesländer - Jahre 2003 bis 2011. Methodenbeschreibung zum Indikator der Länder-Initiative Kernindikatoren (LIKI). 2., überarbeitete Fassung.
- BLAG 2012. Evaluierung der Düngeverordnung - Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung Abschlussbericht. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Braunschweig. http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn051542.pdf
- BMEL 2019. Ministerinnen legen gemeinsam Vorschläge zum wirksamen Schutz des Grundwassers vor Nitrateinträgen vor – Verschärfungen zur Düngeverordnung werden mit Brüssel abgestimmt. Pressemitteilung Nr. 124 vom 13.06.2019.
- BMU 2016. Klimaschutzplan 2050. Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. BMU. <https://www.bmu.de/publikation/klimaschutzplan-2050/>
- Bouwman AF 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* 46, 53–70. <https://doi.org/d4v5kv>
- Cordsen K 2019. P-Versorgungszustand der Böden in Schleswig-Holstein. Referat Boden, Grundwasser und Altlasten, Wasserversorgung
- Dittert K, Lampe C, Gasche R, Butterbach-Bahl K, Wachendorf M, Papen H, Sattelmacher B, Taube F 2005. Short-term effects of single or combined application of mineral N fertilizer and cattle slurry on the fluxes of radiatively active trace gases from grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1665–1674. <http://doi.org/cgcb7x>
- Dosch P und Gutser R 1996. Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. *Fertilizer Research* 43, 165–171 <https://doi.org/10/d7dwts>
- DüMV 2012. Düngemittelverordnung www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/
- DüngG, 2009. Düngegesetz www.gesetze-im-internet.de/d_ngg/
- DüV 2007. Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen ([bgbl107s0221.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bgbl107s0221.pdf))
- DüV 2017. Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen ([bgbl117s1305.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bgbl117s1305.pdf))
- EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008. Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>
- EU-Nitratrictlinie 1991. Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. <https://eur-lex.europa.eu/eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1991:375:0001:0008:DE:PDF>
- EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. <https://eur-lex.europa.eu/eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

- van Groenigen JW, Velthof GL, Oenema O, van Groenigen KJ 2000 Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science*, 61, 903–913 <http://doi.org/fm56vc>
- Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Freibauer A, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B 2018. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2016: Report on methods and data (RMD) Thünen Rep 57 <http://doi.org/dc5k>
- Härtel I 2018. Das EuGH-Urteil vom 21. Juni 2018 zum Verstoß gegen die EU-Nitratrictlinie durch die Bundesrepublik Deutschland: seine Relevanz für die Richtlinienkonformität des neuen Düngerechts. Rechtsgutachten im Auftrag des VKU Verbands Kommunaler Unternehmen e.V. 21 10 2018 Prof Dr Ines Haertel Gutachten EuGH Urteil Nitratrictlinie.pdf
- Heckelei T, Mittelhammer RC, Jansson T 2008. A bayesian alternative to generalized cross entropy solutions for underdetermined econometric models. Discussion Papers 56973, University of Bonn. <https://ideas.repec.org/p/ags/ubfred/56973.html>
- Hege U, Wendland M, Offenberger K 2008. Zur Bedeutung der Bodenversorgung mit Phosphat und Kali: Wie hoch müssen die Nährstoffgehalte im Boden sein? *Pflanzenbauwissenschaften*, 12, 53-63 ([gja-hege-et-al_ODAzNDA5.PDF](#))
- HELCOM 2019. Overview of measures to mitigate ammonia emissions. Baltic Marine Environment Protection Commission. 8.3-1 Overview of measures to mitigate ammonia emissions.pdf
- Henning C, Hedtrich J, Strelow K-U 2019. Jenseits der Regulierung: Smart-Policies zur effizienten agrarpolitischen Steuerung nachhaltiger Landnutzung - Simulation eines Permithandelsystems für Stickstoffbilanzen in Schleswig-Holstein mit dem Smart Farm Modell. *Working Paper in Agricultural Economics No. 2019-1*, Kiel 2019.
- Kage H, Sieling K und Henke J 2006. Gefährden positive Stickstoffsalden den Rapsanbau? Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel. Heft 108.
- Kage H, Sieling K, Pahlmann I, Böttcher U 2013. Stickstoffbilanzen im Ackerbau. (Vortrag). Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität Kiel.
- Kayser M, Breitsameter L, Benke M, Isselstein J 2015. Nitrate leaching is not controlled by the slurry application technique in productive grassland on organic-sandy soil. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 213–223. <https://doi.org/10/f6xwb8>
- Kelm M, Taube F, Hüwing H, Kemper N, Neumann H 2007. Wissen, wo man steht. Ergebnisse des Projektes „COMPASS“. <http://orgprints.org/11002/>
- Klages S, Osterburg B, Hansen H 2017. Betriebliche Stoffstrombilanzen für Stickstoff und Phosphor - Berechnung und Bewertung. Dokumentation der Ergebnisse der Bund-Länder-Arbeitsgruppe "Betriebliche Stoffstrombilanzen" und der begleitenden Analysen des Thünen-Instituts. ([BerichtStoffstrombilanzen.pdf](#))
- Kreins P 2018. Nährstoffbilanzierung mit RAUMIS.
- KTBL 2016. Berechnungsstandard für einzelbetriebliche Klimabilanzen (BEK) in der Landwirtschaft.
- KTBL 2019. Klimaschutz in der Landwirtschaft. Emissionsminderung in der Praxis. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft.
- Kučinskienė G, Titiškytė L, Lundin G, Strand, L, Tamm K, Vösa T, EdesiL, Akk E, Talve T, Vettik R, Vulla K, Plakk T, Kierończyk M, Mazur K, Barwicki J, Wiśniewska R, Fligiel B, Sekowski M, Szymanski A, Peltonen S, Yrjölä K, Neumann S, Reinsch T, Kluß C, Zutz M, Kirsanova L, Šiukšcius A, Šarauskas G, Šiukščiuvienė R, Gerulienė M 2019. Baltic Slurry Acidification. WP4 Field Trials: Methodology, collection of results, and partners' practical experiences 2016-2018 ([Report-WP4.pdf](#))
- Lampe C, Dittert K, Sattelmacher B, Wachendorf M, Loges R, Taube F 2006. Sources and rates of nitrous oxide emissions from grazed grassland after application of ¹⁵N-labelled mineral fertilizer and slurry. *Soil Biology and Biochemistry* 38, <http://doi.org/fnkthv>

- Lfl 2013. Basisdaten zur Umsetzung der Düngeverordnung. Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (Lfl) www.lfl.bayern.de/iab/duengung/031245/
- LKSH 2018. Rinderreport: Ergebnisse der Vollkostenauswertung der Rinderspezialberatungsringe in Schleswig-Holstein. Landwirtschaftskammer SH ([Rinder_Report_2018.pdf](#))
- Lorenz H, Reinsch T, Hess S, Taube F 2019. Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *Journal of Cleaner Production* 211, 161–170. <https://doi.org/gfx3b>
- LLUR 2014. Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) ([naehrstoffe_gewaesser.pdf](#))
- NEC/NERC-Richtlinie, 2001. Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmenge für bestimmte Luftschadstoffe <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:309:0022:0030:DE:PDF>
- Machmüller A und Sundrum A 2014. Der Einfluss länderspezifischer Berechnungsverfahren auf den betrieblichen Nährstoffvergleich gemäß Düngeverordnung. *Landbauforschung*, 64, 17-30 <http://doi.org/c7w6>
- MELUND 2018. Zwischenbilanz 2018. Ein Bericht über den Stand der Umsetzung der WRRL-Maßnahmenprogramme in SH ([zwischenbilanz2018.pdf](#))
- MELUND 2019. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung Entwicklung der Treibhausgasemissionen der Landwirtschaft in Schleswig-Holstein auch im Vergleich zum Bundesdurchschnitt. ([2019 THG Bericht lang.pdf](#))
- Energiewende- und Klimaschutzbericht 2019. ([drucksache-19-01512.pdf](#))
- Beurteilung der physikalisch-chemischen Bedingungen der Fließgewässer Schleswig-Holsteins und Maßnahmen zur Verringerung der Nährstoffbelastung. Stand: 22.11.2017. ([FG_pc_sh_171222.pdf](#))
- Misselbrook TH, Van Der Weerden TJ, Pain BF, Jarvis SC, Chambers BJ, Smith KA, Phillips VR, Demmers TGM 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* 34, 871–880. <https://doi.org/cqtbrc>
- Moghadam S A 2012. Model uncertainty and model averaging techniques. Doctoral Dissertation. Virginia. Polytechnic Institute and State University <http://hdl.handle.net/10919/28398>
- Nährstoffbericht MV 2018. Bericht zur Abgabe und Aufnahme von Wirtschaftsdüngern, Bioabfällen und Klärschlämme Mecklenburg-Vorpommern 2016 [Nährstoffbericht_2018_web.pdf](#)
- Nährstoffbericht NDS 2016/2017. [Naehrstoffbericht fuer Niedersachsen 2016-2017.pdf](#)
- Nährstoffbericht NDS 2017/2018. [Naehrstoffbericht 2017_2018.pdf](#)
- Nährstoffbericht NRW 2017 Nährstoffbericht über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. [naehrstoffbericht-2017.pdf](#)
- Neumann S 2019. Aktualisierung der Auswertungen zur WRRL-Beratung N-Netto-Stoffstrombilanzen (2008-2016), N-Brutto-Stoffstrombilanzen (2014-2017) sowie P₂O₅-Stoffstrombilanzen (2008-2017). LLUR.
- Neumann S, Reinsch T, Kluß C, Mackens J, Taube F 2019. Verbesserung der N-Nutzungseffizienz durch Gülleensäuerung: Analyse von N-Verlustpfaden beim Einsatz von ¹⁵N markierter Rindergülle in einem Grasbestand unter kontrollierten Bedingungen. *Jahrestagung der AGGF*, 181-184. ([gruenland2050-63jahrestagungaggf_lfl-schriftenreihe.pdf](#))
- Nitratbericht Deutschland 2012 und 2016. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMUB) sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL) <https://www.bmu.de/download/nitratberichte/>
- Oenema O, de Klein C, Alfaro M 2014. Intensification of grassland and forage use: driving forces and constraints. *Crop Pasture Sci.* 65, 524. <https://doi.org/gf4mmp>

- Pott CA, Jadoski SO, Schmalz B, Hörmann G, Fohrer N 2014. Temporal variability of nitrogen and phosphorus concentrations in a German catchment: water sampling implication. *Rev Bras Eng Agr Amb* 18, 811-818. <https://doi.org/10/gbf6f6>
- Poyda A, Reinsch T, Kluß C, Loges R, Taube F 2016. Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. *Biogeosciences* 13 <https://doi.org/10/gcc4t7>
- Quakernack R, Pacholski A, Techow A, Herrmann A, Taube F, Kage H 2012. Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agric Ecosyst Environ* 160, 66–74 <http://doi.org/fqphwh>
- Raftery AE 1995. Bayesian Model Selection in Social Research. *Sociological Methodology* 25, 111. <https://doi.org/10/b7rj5n>
- Reinsch T 2018. Vergleich der produktspezifischen THG-Emissionen für ausgewählte landwirtschaftliche Produkte. (2019_THG_Studie_CAU2.pdf)
- Rösemann C, Haenel H-D, Dämmgen U, Freibauer A, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B 2017. Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2015: Report on methods and data (RMD) Thünen Rep 46 <http://doi.org/dc5j>
- Rotz CA, Taube F, Russelle MP, Oenema J, Sanderson MA, Wachendorf M 2005. Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Sci* 45, 2139–2159. <http://doi.org/c3ds44>
- Schwarz G 1978. Estimating the Dimension of a Model. *The Annals of Statistics* 6, 461-464. <http://www.jstor.org/stable/2958889>
- Selbie DR, Buckthought LE, Shepherd MA 2015. The challenge of the urine patch for managing nitrogen in grazed pasture systems. *Adv Agron* 129, 229–292. <http://doi.org/c7gd>
- Shcherbak I, Millar N, Robertson GP 2014. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proc Natl Acad Sci* 111 <http://doi.org/f576bv>
- Sieling K und Kage H 2006. N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. *Agric Ecosyst Environ* 115, 261–269. <http://doi.org/fpddk6>
- Statistikamt Nord 2019. Statistisches Amt für Hamburg u. Schleswig-Holstein. www.statistik-nord.de
 Bodennutzung und Ernte C I / C II - j SH
 Viehbestand und tierische Erzeugung. C III - j SH
 Milchkuhhaltung, Milchlieferung www.umweltdaten.landsh.de
 Statistische Jahrbücher <https://www.statistik-nord.de/presse-veroeffentlichungen/statistische-jahrbuecher/>
- Statistische Ämter 2019. Statistischen Ämter des Bundes und der Länder www.regionalstatistik.de
 41312-01-01-4 Rinderbestand
 41141-02-02-4 Anbau auf dem Ackerland in landwirtschaftlichen Betrieben nach Fruchtarten
 41241-01-03-4 Erträge ausgewählter landwirtschaftlicher Feldfrüchte
 Statistisches Bundesamt 2019. Statistisches Bundesamt. www.destatis.de
 Düngemittelversorgung - Fachserie 4 Reihe 8.2 - Wirtschaftsjahr 2018/2019
 Wirtschaftsdünger - Fachserie 3 Reihe 2.2.2 – 2016
 41311-0002 Gehaltene Tiere: Bundesländer, Jahre, Tierarten
- Steinmann F. 2018. Nitrat im Grundwasser - keine Besserung in Sicht? Tag des Wassers. 16.03.2018
- StoffBilV 2017. Verordnung über den Umgang mit Nährstoffen im Betrieb und betriebliche Stoffstrombilanzen. (bgb117s3942.pdf)
- Svoboda N, Taube F, Kluß C, Wienforth B, Kage H, Ohl S, Hartung E, Herrmann A 2013. Crop production for biogas and water protection - A trade-off? *Agric Ecosyst Environ* 177 <http://doi.org/c7xr>
- Taube F, Schütte J, Kluß C 2013. Auswirkungen der Berücksichtigung von Gärresten auf den Anfall organischer Dünger in einer novellierten Düngeverordnung – dargestellt am Beispiel Schleswig-Holstein. *Berichte über Landwirtschaft* 219 <https://doi.org/c7w7>

- Taube F, Henning C, Albrecht E, Reinsch T, Kluß C 2015 Nährstoffbericht des Landes Schleswig-Holstein. Im Auftrag des MELUND SH ([naehrstoffbericht_sh_taubef.pdf](#))
- Taube F 2016. Stellungnahme zur öffentlichen Anhörung „Änderung des Düngerechts“ Ausschussdrucksache 18(10)373-B ÖA "Änd. Düngere" ([Stellungnahme_Taubef-data.pdf](#))
- Taube F 2016. Umwelt- und Klimawirkungen der Landwirtschaft. Eine kritische Einordnung – Statusbericht, Herausforderungen und Ausblick. In: *Moderne Landwirtschaft zwischen Anspruch und Wirklichkeit*. DLG-Verlag ([Taubef_Umweltwirkungen_Statusbericht_final_WiTa16_03.pdf](#))
- Taube F 2018. Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüG, DüV, StoffBilV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz. Studie im Auftrag des BDEW ([Expertise_Bewertung_DuG_DuV_StoffBilV_Taubef_11.06.2018_oeffentlich.pdf](#))
- Techow A, Dittert K, Senbayram M, Quakernack R, Pacholski A, Kage H, Taube F, Herrmann A 2010. Biogas-Expert: Nitrous oxide emission from biogas production systems on a coastal marsh soil. *Grassland Science in Europe* 15 301-303. ([EGF2010_GSE_vol15.pdf](#))
- Tetzlaff B, Keller L, Kuhr P, Kreins P, Kunkel R, Wendland F 2017. Endbericht zum Forschungsprojekt. Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination RAUMIS-GROWA-WEKU-MEPhos. Thünen-Institut für Ländliche Räume im Auftrag des MELUND S-H ([endberichtNaehrstoffModellierung.pdf](#))
- UBA 2019. Umweltbundesamt. [www.uba.de](#)
Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen.
Chemischer Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland
Ammoniak-Emissionen
- VDLUFA 2015. Stellungnahme zur Novellierung der Düngeverordnung
- VDLUFA 2018. Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf.
([2018_Standpunkt_P-Duengung.pdf](#))
- Wachendorf M, Büchter M, Trott H, Taube F 2004. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* 59, 56–68. <https://doi.org/b892f9>
- Wachendorf M, Büchter M, Volkers K, Bobe J, Loges R, Rave G, Taube F 2006. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. V. Impact of grass understorey, slurry application and mineral N fertilizer on nitrate leaching under maize for silage. *Grass and Forage Science* 61, 243-252. <http://doi.org/c462hq>
- Wagner PD, Hörmann G, Schmalz B, Fohrer N 2018. Charakterisierung des Wasser- und Nährstoffhaushalts im ländlichen Tieflandeinzugsgebiet der Kielstau. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 62 <https://doi.org/10/gf4mj5>
- WBA 2013. Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. Kurzstellungnahme der Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) zur Novellierung der Düngeverordnung (DüV) <http://doi.org/dc5m>
- WDüngV, 2010. Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger
www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/wd_ngv/
- Wiermann C 2018 Landwirtschaftliche Betriebe in der „Phosphor-Klemme“? Auswirkungen der neuen Düngeverordnung in Schleswig-Holstein. *Bauernblatt* 31.03.2018, 26-29.
- Wiesler F, Appel T, Dittert K, Ebertseder T, Müller T, Nätscher L, Olf H-W, Rex M, Zellner A 1996. An introduction to Bayesian inference in econometrics. Wiley, New York.
- Zutz M, Reinsch T, Kunz HJ, Taube F 2019. Carbon Footprint der Rindermast in Schleswig-Holstein. *Jahrestagung der AGGF*, 49-52. ([gruenland2050-63jahrestagungaggf_lfl-schriftenreihe.pdf](#))