



Alena Schmidt, Stefan Mann und Gabriele Mack | 24. November 2017

Bericht

Instrumente Evaluation Stickstoff (IES) Schlussbericht

Zusammenfassung

Der übermässige Einsatz von Stickstoff (N) durch Düngermittel und Futtermittel in der Schweizer Landwirtschaft führt zu Umweltproblemen. Für Stickstoffverschmutzung in Form von Nitratauswaschung, Ammoniak- und Lachgasemissionen ist die Landwirtschaft eine der Hauptverursacher. Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) und das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) haben im Jahr 2008 für die Emissionen von Ammoniak, den Stickstoffeintrag in Gewässern und die Reduktion von Lachgas Umweltziele für die Landwirtschaft formuliert. Die Lücken bei der Erreichung dieser Ziele sind immer noch gross. Daher überprüft das BLW verschiedene Massnahmen auf ihr Potential zur Zielerreichung im Bereich Stickstoff. Unter den untersuchten Instrumenten befinden sich drei marktbasierende Anreizinstrumente: Eine Lenkungsabgabe auf den Stickstoffgehalt von Produktionsmitteln (kurz Stickstofflenkungsabgabe), Zertifikate auf Stickstoffüberschüssen (kurz Zertifikate), sowie eine Konsumsteuer auf Umweltbelastungen von Lebensmitteln (kurz Konsumsteuer). Der vorliegende Bericht untersucht die Wirksamkeit dieser Instrumente mittels Simulationen mit dem Modell SWISSland (siehe Kapitel 3.2), das mit einer Hoftorbilanz erweitert wurde (Kapitel 3.3).

Stickstoff (siehe Kapitel 2.1) ist in seiner reaktiven Form ein limitierender Faktor in der pflanzlichen und tierischen Produktion. Durch die Erfindung des Haber-Bosch-Verfahrens konnte diese Leistungsgrenze verschoben werden. Die erhöhte Produktivität durch den erhöhten Einsatz von reaktivem Stickstoff erlaubt es, Überschüsse der pflanzenbaulichen Erzeugnisse für die Fütterung in der Tierproduktion zu verwenden. Die Tierproduktion weist im Vergleich zum Pflanzenbau für die direkte menschliche Ernährung eine geringere Stickstoffeffizienz auf. Als Folge des erhöhten Einsatzes von Stickstoff in der pflanzlichen und tierischen Produktion kommt es zu erhöhten diffusen Verlusten von reaktivem Stickstoff in die Umwelt. Ein Indikator für die Höhe der Stickstoffverluste und die Stickstoffeffizienz sind Stickstoffbilanzen. Da sich Stickstoffverbindungen schnell in andere chemische Formen umwandeln, sind Massnahmen, die den Gesamtverlust von Stickstoff reduzieren, gegenüber Massnahmen, die sich auf einzelne Stickstoffverbindungen (z.B. Nitratauswaschung) beziehen, zu bevorzugen.

Marktbasierende Instrumente (siehe Kapitel 2.4) sollen dazu beitragen Umweltkosten der Produktion, die nicht im Verkaufspreis der Produkte enthalten sind, zu internalisieren. Sie haben gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten den Vorteil, dass sie unter gewissen Bedingungen kosteneffizienter sind. Da Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft diffus sind, ist die Zuordnung der Verschmutzung zum Emittenten sehr schwierig. Eine Internalisierung auf der Basis der Emissionen der einzelnen schädlichen Stickstoffverbindungen ist auf Grund der mikrobiologischen und geochemischen Prozesse des Stickstoffkreislaufs nicht möglich. Damit würde man dem Verursacherprinzip am besten Rechnung tragen und dies wäre aus dem Blickwinkel der Kosteneffizienz somit die favorisierte Lösung. Die hohen Monitoringkosten reduzieren die Effizienz aber wesentlich. Daher sind nur Instrumente der zweiten Wahl anwendbar, welche die Stickstoffüberschüsse, die Stickstoffinputs oder die Produktionsmenge reduzieren. Eine Stickstofflenkungsabgabe reduziert die Nachfrage nach Stickstoffinputs durch die höheren Preise für Dünge- und importierte Futtermittel, während die Konsumsteuer durch die höheren Produktpreise die Nachfrage nach Lebensmitteln mit einem hohen Stickstoffdruck reduzieren soll. Die

Referenz/Aktenzeichen:

Wirksamkeit dieser Instrumente ist abhängig von der Preiselastizität. Der Zertifikatehandel schafft handelbare Stickstoffüberschussrechte und gibt ein Reduktionsziel vor. Der Preis eines Überschussrechts ist abhängig von den Vermeidungskosten.

Die Wirkungen einer Anwendung der drei vorgeschlagenen Anreizinstrumente wurden einem Referenzszenario gegenübergestellt. Zusätzlich wurde ein Szenario gerechnet, das die Stickstoffreduktion vorgibt (Kapitel 3.6). Das Referenzszenario beinhaltet die heutige Agrarpolitik (AP 14-17).

- Mit einer Stickstofflenkungsabgabe von 12 CHF pro kg Stickstoff reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse gegenüber der AP 14-17 um weitere 11 %. Neben den Stickstoffinputs in der Produktion gehen zudem auch die Stickstoffoutputs über die Produkte zurück. Der Stickstoffüberschuss reduziert sich hauptsächlich durch den reduzierten Mineraldüngereinsatz.
- Der Zertifikatehandel mit dem Reduktionsziel von 20% bleiben die Stickstoffoutputs konstant und die Inputs gehen zurück. Der Preis für ein Stickstoffüberschusszertifikat beträgt ungefähr 6.00 CHF pro Kilogramm für eine Reduktion um 20%.
- Die modellierte Konsumsteuer auf Fleisch in der Höhe von 17-65% des Produktpreises (je nach Produkt; absolut 2.20-2.80 CHF/kg) reduziert die Überschüsse um 2.1 % im Vergleich zur Referenz. Die Reduktion erfolgt mehrheitlich durch den Rückgang tierintensiver Betriebe.
 - ➔ Um die Umweltziele Landwirtschaft zu erreichen reicht die Wirkung der Instrumente in den modellierten Ausprägungen nicht aus.

Stickstoffpolitiken müssen zielgerichtet, kosteneffizient, wissenschaftlich abgestützt und politisch akzeptiert sein (siehe Kapitel 5). Durch die geringe Wirkung der untersuchten Instrumente in den modellierten Ausprägungen erreichen sie die Vorgabe der Umweltziele Landwirtschaft nicht. In verschiedenen Betrieben führen besonders die preisbasierten Instrumente zur Erhöhung der Überschüsse ausgelöst durch eine Veränderung der Produktionsweise auf profitablere Betriebszweige, die einen höheren Stickstoffverlust aufweisen wie zum Beispiel die Ausweitung der Tierhaltung. Da Stickstoffverluste nicht nur globale und damit örtlich unabhängige Verschmutzungen sondern auch lokale Umweltwirkungen verursachen, sind marktbasierende Instrumente nicht grundsätzlich kosteneffizienter als Vorschriften, da sie räumlich differenziert werden müssen. Die geringe Wirksamkeit und ungenügende Berücksichtigung des Verursacherprinzips führen wahrscheinlich dazu, dass die untersuchten Instrumente nicht auf genügend Akzeptanz stossen werden. Die Instrumente wirken uniform und gehen nicht auf betriebsspezifische Eigenheiten ein. Betriebe, die hohe Überschüsse haben, sind unter Umständen weniger stark von einem Instrument betroffen als Betriebe mit tiefen Überschüssen, da die Vermeidungskosten nicht im Verhältnis mit den Stickstoffüberschüssen stehen. Dies führt dazu, dass die Instrumente nicht als fair empfunden werden.

Wir sehen Optimierungspotential im bisherigen Instrumentemix der Stickstoffpolitiken (siehe Kapitel 6). Es braucht eine Kombination von Instrumenten, die uniform (z.B. die Suisse-Bilanz oder eine maximale Überschussberechtigung) wirken und solche, die auf lokal spezifische Probleme eingehen (z.B. Vorgaben bei der Bewilligung von neuen Ställen, lokale erlaubte Überschussberechtigung oder befristete Zahlungen für Massnahmen in ökologisch sensiblen Gebieten). Direktzahlungen sind ein wichtiges Anreizinstrument und können einen Beitrag zur Reduktion der Stickstoffüberschüsse leisten, wie das Referenzszenario der AP 14-17 zeigt sie reichen aber nicht aus, um die Umweltziele Landwirtschaft zu erreichen und sind nicht auf die Reduktion der Stickstoffüberschüsse ausgerichtet.

Ein Instrument, welches für alle Betriebe gilt, sollte im Instrumentemix beibehalten werden um räumliche Verlagerungseffekte zu verhindern. Die Suisse-Bilanz sollte weiterentwickelt und ihre Wirkung als informationsbasiertes Instrument verbessert werden. Räumliche Verlagerungen können aber auch durch Überschussmaxima auf Basis von Hoforbilanzen vermieden werden. Zudem können lokale Probleme mit einer Verbesserung des Vollzugs im Umweltrechts in Form etwa von Bewilligungen im Stallbau, planerischen Massnahmen oder mit Verhandlungslösungen angegangen werden, wie es bei Nitrat nach Gewässerschutzgesetz bereits der Fall ist. Wichtig beim Instrumentemix ist, dass die verschiedenen Instrumente auf einander abgestimmt sind und Verlagerungseffekte im In- und Ausland vermieden werden um die Vermeidungskosten insgesamt zu reduzieren.

Referenz/Aktenzeichen:

In der Stickstoffüberschussproblematik gibt es keine einfachen Lösungen. Die gesellschaftlichen, ökonomischen oder technischen Lösungspotentiale sind ungenügend entwickelt, so dass das sehr dringende Umweltproblem ungelöst bleibt. Die Akteure in der Schweizer Landwirtschaft sind sich heute uneins darüber, inwieweit die bestehenden regulativen Instrumente zur Minderung von Stickstoffemissionen konsequent genutzt werden. Weitgehend einig sind sie sich jedoch über die Tatsache, dass die Ziellücken im Bereich Stickstoff besonders hoch sind, sodass die Suche nach weiteren politischen Steuerungsmöglichkeiten wichtig ist.

Inhalt

Zusammenfassung	1
Inhalt.....	4
1 Ausgangslage.....	5
2 Theoretischer Hintergrund	6
2.1 Der Stickstoffkreislauf	6
2.2 Instrumente der Stickstoffpolitik	8
2.2.1 Überblick	8
2.2.2 Instrumente der Schweizer Agrar- und Umweltpolitik mit Bezug zu Stickstoff ...	9
2.2.3 Ökonomische Instrumente	10
3 Methode	13
3.1 Ziele der Evaluation	13
3.2 Modell SWISSland.....	13
3.3 Stickstoffbilanz.....	14
3.4 Reduktionsmöglichkeiten.....	15
3.5 Sensibilitätsanalyse	15
3.6 Szenarien	15
3.6.1 Hauptszenarien	15
3.6.2 N-Lenkungsabgabe	16
3.6.3 Zertifikatehandel	16
3.6.4 Konsumsteuer	17
4 Resultate	17
4.1 Hauptszenarien	17
4.1.1 Mit Nachfragemodul.....	17
4.1.2 Ohne Nachfragemodul.....	21
4.2 Stickstofflenkungsabgabe	24
4.3 Zertifikatehandel	25
4.4 Konsumsteuer	26
5 Diskussion	27
6 Empfehlungen und Schlussfolgerungen.....	32
7 Literaturverzeichnis.....	34
8 Anhang	38

1 Ausgangslage

Die Elemente Stickstoff (N) und Phosphor (P) sind oft limitierend für die landwirtschaftliche Produktion. Obwohl Stickstoff das häufigste Element der Erdatmosphäre ist, steht nur wenig davon für biologische Prozesse zur Verfügung. Anfang des 20. Jahrhunderts erfanden die beiden Chemiker Fritz Haber und Carl Bosch ein Verfahren, um aus dem atmosphärischen Stickstoff (N_2) unter hohem Druck- und Energieeinsatz Ammoniak (NH_3) zu synthetisieren. Ammoniak kann in weitere reaktive Stickstoffverbindungen (N_r) umgewandelt werden, welche im Gegensatz zu N_2 für biologische Prozesse verfügbar sind. Es wird geschätzt, dass auf dem Haber-Bosch Verfahren heute die Ernährung von rund 40-50% der Weltbevölkerung basiert (Galloway et al. 2003, Sutton et al. 2011).

Neben des hohen Nutzens für die landwirtschaftliche Produktion führen höhere Stickstoffeinträge zu beträchtlichen Umweltschäden, da ein Teil des Stickstoffeintrags nicht von Pflanzen und Tieren aufgenommen wird, sondern die Ökosysteme durch Emissionen in Luft, Gewässer und Böden belastet, was zu Klimawandel, Versauerung, Überdüngung und Verlust von Biodiversität führt (Sutton et al. 2011). Zur Zeit stimmt das Verhältnis zwischen dem Nutzen von Stickstoff und dem angerichteten Schaden nicht (Van Grinsven et al. 2013). Stickstoffverschmutzungen gehören zu den Verschmutzungen, welche die kritischen Grenzen der Umweltbelastung überschreiten (Rockstrom et al. 2009). Für bestimmte Stickstoffemissionen wie Nitratauswaschung, Ammoniakverflüchtigung und Bildung von Lachgas ist die Landwirtschaft Hauptverursacherin (Galloway et al. 2003). Im Gegensatz zu Stickstoffverschmutzung verursacht durch die Verbrennung von Heizstoffen und im Verkehr wird reaktiver Stickstoff in der Landwirtschaft beabsichtigt in der Produktion freigesetzt (Van Grinsven et al. 2013). Die Stickstoffverschmutzung in der Landwirtschaft ist diffus, das heisst sie ist räumlich und zeitlich nicht identifizierbar. Dies liegt zum einen an der flächigen Ausbringung der Nährstoffe in der Landwirtschaft, zum anderen aber auch an den biologischen und chemischen Prozessen, die dazu führen, dass sich die verschiedenen reaktiven Formen ineinander umwandeln und ihre Verweildauern in der Biosphäre bis zur Umwandlung in unreaktives N_2 sehr unterschiedlich ausfallen (Sutton et al. 2011).

Die höhere Produktivität der Flächen durch die Zufuhr von reaktivem Stickstoff führt zu höheren Erträgen. Durch tiefe Transportkosten können Ertragsüberschüsse im Pflanzenbau transportiert werden und für die Tierfütterung in anderen Region der Welt eingesetzt werden. Dadurch erhöhten sich in Ländern wie der Schweiz die Tierzahlen und damit einhergehend die Hofdüngermengen stark (Van Grinsven et al. 2013).

Die Stickstoffüberschüsse in der Schweizer Landwirtschaft verharren in den letzten Jahren auf hohem Niveau (Spiess 2011, Jan et al. 2013). Die wichtigsten Stickstoffinputs in der Schweizer Landwirtschaft sind neben mineralischem Dünger importierte Futtermittel und die biologische Stickstofffixierung (Spiess 2011). Die Umweltziele Landwirtschaft für Ammoniak und Nitrat sowie für die Klimagase weisen grosse Ziellücken auf (BAFU & BLW 2016). Im Falle von Ammoniak müssten die Einträge um 40% gegenüber von 2005 reduziert werden, um die kritischen Grenzen einzuhalten, Nitratreinträge aus diffusen Quellen sollten um weitere 25% reduziert werden (BAFU & BLW 2016). Das wichtigste Instrument zur Begrenzung der Stickstoffverschmutzung verursacht von der Schweizer Landwirtschaft ist die Suisse-Bilanz, welche eine der Bedingungen des ÖLN ist. Ausserdem gibt es die Möglichkeit Landwirte für Massnahmen zur Verhinderung der Abschwemmung und Auswaschung von Stoffen nach Gewässerschutzgesetz Art 62a abzugelten. Einfluss auf die Stickstoffverluste haben auch Direktzahlungen für biologische Landwirtschaft, Extensio sowie grünlandbasierte Milch- und Fleischproduktion einen Einfluss. Ohne zusätzliche Massnahmen werden die Stickstoffemissionen der Schweizer Landwirtschaft in den nächsten Jahren nur geringfügig abnehmen (Peter et al. 2006, Peter et al. 2010, BAFU & BLW 2016).

Daher prüft das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) verschiedene Massnahmen: Unter anderem sollen die folgenden drei Anreizinstrumente konzeptionell vertieft werden:

- Eine Lenkungsabgabe auf den Stickstoffgehalt von Produktionsmitteln (kurz Stickstofflenkungsabgabe),
- Handelbare Zertifikate auf Stickstoffüberschüsse (kurz Zertifikate),
- eine Konsumsteuer auf Produkte mit einer hohen Umweltbelastung (kurz Konsumsteuer).

Dieser Bericht soll mittels Simulationen mit dem Modell SWISSland eine Abschätzung zur Wirksamkeit dieser Instrumente auf Stickstoffüberschüsse und zu den Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Struktur machen und die Wirkung der Instrumente vergleichend gegenüberstellen.

In Kapitel 2 werden die theoretischen Grundlagen zum Stickstoffkreislauf und den untersuchten Instrumenten dargestellt. In Kapitel 3 sind die verwendeten Methoden und die untersuchten Szenarien dargestellt. In Kapitel 4 folgen die Resultate, welche in Kapitel 5 im Kontext der Theorie diskutiert werden. Kapitel 6 enthält die Empfehlungen und Schlussfolgerungen.

2 Theoretischer Hintergrund

2.1 Der Stickstoffkreislauf

Reaktive Stickstoffverbindungen (N_r), d.h. Stickstoffverbindungen, die nicht in Form des sehr reaktions-trägen N_2 vorliegen und damit für biologische Prozesse zur Verfügung stehen, sind selten. Da sie ein wichtiger Bestandteil von Proteinen sind, sind reaktiver Stickstoffverbindungen sowohl in der tierischen wie auch in der pflanzlichen Produktion ein limitierender Faktor. Mit der Erfindung des Haber-Bosch-Verfahrens sind die geochemischen Kreisläufe stark verändert worden (Sutton et al. 2011). Neben einer höheren Produktivität hat dies auch zu höheren Einträgen von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt geführt. Solche Stickstoffverluste wurden in der Schweiz durch Importe von Futtermitteln und durch die damit einhergehende Zunahme der Tierbestände und der Hofdüngermenge zusätzlich erhöht. Die Landwirtschaft ist heute in Westeuropa eine der grössten Quellen für Stickstoffverschmutzung in die Umwelt und hat damit zusammen mit dem Verkehr und der Energieproduktion eines der grössten Reduktionspotentiale (Sutton et al. 2011).

In der Landwirtschaft wird reaktiver Stickstoff willentlich eingesetzt, um die Produktion zu erhöhen. Die pflanzliche Produktion weist dabei eine deutlich höhere Stickstoffnutzungseffizienz (80 %) als die tierische Produktion (20 %) auf (Faulstich et al. 2015a). Die Stickstoffnutzungseffizienz beschreibt das Verhältnis zwischen eingesetztem Stickstoff und dem Stickstoff, der in pflanzliche und tierische Produkte aufgenommen wird (Sutton et al. 2011).

Stickstoffverschmutzungen haben sowohl lokale, regionale wie auch globale Auswirkungen. Lokal führen Stickstoffverschmutzungen zur Versauerung von Böden. Regional gelangen Austragungen über Luft und Wasser in Oberflächengewässer, ins Grundwasser und in nahegelegene Ökosysteme. Diese Stickstoffverschmutzungen (Immissionen) beeinträchtigen die Luft- und Wasserqualität und eutrophieren nährstoffarme Ökosysteme wie Wälder und Moore. Global verstärkt Stickstoff in Form von Lachgas den Treibhauseffekt. Die verschiedenen chemischen Formen von Stickstoff sind dabei nicht unabhängig voneinander, sondern wandeln sich je nach Umweltbedingungen durch mikrobiologische Prozesse sehr schnell ineinander um. Die Stickstoffverschmutzungen aus der Landwirtschaft sind diffus, d.h. die Quellen können weder räumlich noch zeitlich genau ermittelt werden, und einseitige Massnahmen, die nur auf eine chemische Form von Stickstoff ausgerichtet sind, können zu einer Erhöhung anderer schädlicher Stickstoffverschmutzungen führen (Stevens & Quinton 2009). Die diffusen Quellen steht im Gegensatz zu Punktquellen (point sources), die eine genaue Zuordnung des Verursachers ermöglichen, wie zum Beispiel ein Kläranlage (O'Shea 2002). Das Monitoring und die Identifizierung einer diffusen Quelle ist dagegen schwierig, da die verschiedenen Einbringungspfade nicht oder nur teilweise beobachtet werden können und die Prozesse in der Biosphäre verzögernd wirken sowie durch viele Zufallsprozesse wie dem Wetter beeinflusst sind (Claassen & Horan 2001). Die Unsicherheiten im Monitoring der vielfältigen Prozesse führen dazu, dass es nicht möglich ist, die Umweltschäden zweifelsfrei einem Verursacher zuzuordnen. Somit sind ökonomische Instrumente, welche direkt die Emissionen angehen und somit die Emissionen am effizientesten reduzieren würden, technisch nicht möglich. Daher greift man auf Instrumente zweiter Wahl zurück, die zum Beispiel generell den Eintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Biosphäre regulieren (Vatn et al. 1997). Da der Stickstoffüberschuss eines Betriebs und die Stickstoffemissionen in einem engen Verhältnis zueinander stehen, stellt die

Referenz/Aktenzeichen:

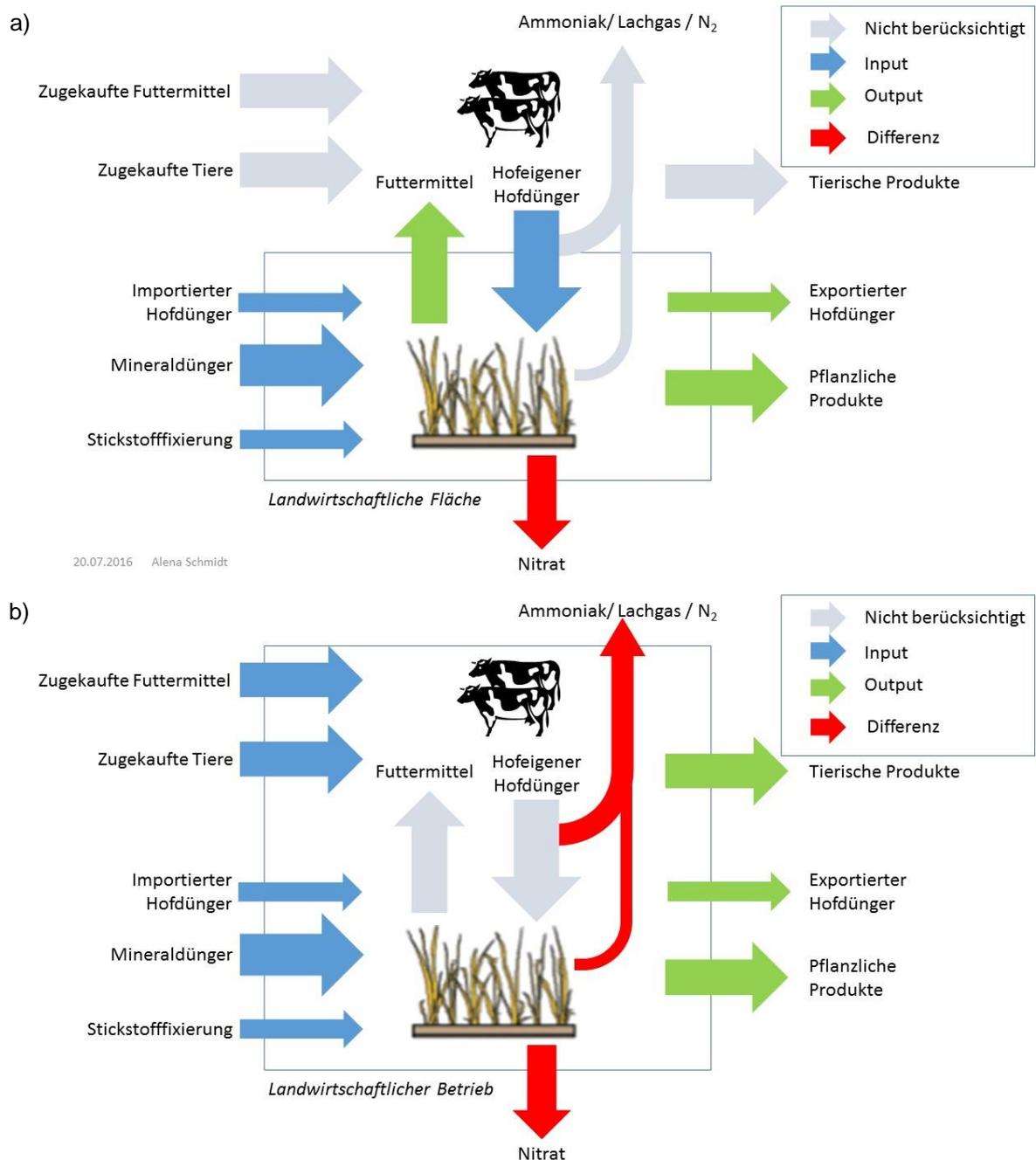


Abb. 1: Schema a) einer Bodenoberflächenbilanz und b) einer Hoftorbilanz mit den berücksichtigten Stickstoffflüssen und Systemgrenzen

Beschränkung dieser Überschüsse eine mögliche Alternative dar (Soderholm & Christiernsson 2008). Stickstoffüberschüsse sind, dass die sind ein Indikator für die Stickstoffnutzungseffizienz, da sie aufzeigen, wie viel Stickstoff nicht in pflanzliche und tierische Produkte aufgenommen werden. Sie berücksichtigen alle chemischen Formen von Stickstoff zusammen (Oenema et al. 2003). Eine Senkung der Stickstoffüberschüsse bedeutet nicht zwangsweise gesamte Umweltbelastung reduziert wird. So kann zum Beispiel eine Massnahme, welche die Nitrat auswaschung verringert, zwar zu einer verbesserten Stickstoffbilanz führen. Trotzdem muss die Umweltwirkung der Massnahme insgesamt als negativ bewertet werden, wenn gleichzeitig durch den Verlagerungseffekt, auch „Pollution Swapping“ genannt,

leicht höhere Lachgasemissionen entstehen und diese im Vergleich zur Nitratauswaschung als schädlicher eingestuft werden (Stevens & Quinton 2009). Diese Verlagerungseffekte können auch räumlich auftreten, z.B. indem Verschmutzungen in ein ökologisch sensibleres Gebiet verschoben werden (Faulstich et al. 2015a). Trotz dieser Einschränkung können Stickstoffüberschüsse insgesamt als normativer Indikator für schädliche Stickstoffverluste verwendet werden.

Die Analyse von Stickstoffbilanzen ist unter verschiedenen Systemansätzen möglich: Auf der Feldebene finden Bodenoberflächen- und Bodenbilanzen Anwendung, auf Betriebsebene bietet sich die Hoftorbilanz an (siehe Abb. 1). Die Wahl der Bilanz ist abhängig von der Fragestellung und der Datenverfügbarkeit (Spiess 2011). Die Bodenoberflächenbilanz stellt die Zufuhr auf den Boden der Wegfuhr über die Ernteprodukte oder dem Bedarf der Pflanzen gegenüber. Dadurch ist es möglich, sie räumlich darzustellen und Hotspots zu identifizieren. Sie berücksichtigt aber die Verluste aus der Tierhaltung nicht. Zusätzlich gibt es die Bodenbilanz, welche sich mit den genauen Prozessen im Boden beschäftigt und somit Aussagen über Verlustpfade und Stickstoffspeicher machen kann. Der Datenbedarf für eine Bodenbilanz ist aber besonders hoch. Die Hoftorbilanz betrachtet den Betrieb als Ganzes und bilanziert die Stickstoffinputs und -outputs, die in den Betrieb hineingehen oder ihn verlassen. Diese Systemgrenze schliesst die Tierproduktion mit ein, indem der Stickstoffgehalt von zugekauften Futtermitteln und Tieren mitberücksichtigt werden. Es entsteht keine Entkoppelung der Futter- und der Hofdüngerproduktion wie bei der Bodenoberflächenbilanz, dafür werden keine betriebsinternen Flüsse berücksichtigt. Die Hoftorbilanz kann maximal auf Betriebsebene differenziert werden; daher kann sie nicht räumlich differenziert dargestellt werden und Schätzungen zu möglichen chemischen Form der Stickstoffverlusten sind ungenauer (Oenema et al. 2003).

Die (Umwelt-)Kosten für die Stickstoffdüngung für die aktuell in Westeuropa verwendeten Mengen sind grösser als ihr Nutzen. Van Grinsven et al. (2013) geht davon aus, dass die Düngermenge, die unter ökonomischen Gesichtspunkten Sinn machen würde, in Nordwesteuropa um 50 kg/ha sinken würde, wenn die externen Kosten im Düngerpreis integriert wären. Da sich Stickstoff sehr schnell in andere chemische Formen umwandelt, ist es wichtiger die Gesamtverluste von Stickstoff zu reduzieren als Massnahmen zu ergreifen, die nur eine chemische Form der Verschmutzung reduzieren um Verlagerungseffekte zu verhindern (Galloway et al. 2003).

2.2 Instrumente der Stickstoffpolitik

Dieses Kapitel basiert zu einem grossen Teil auf den Berichten zum Teil A und B des Projekts (Gazzani 2014, Hinton 2014). Falls nicht anders angegeben, wurden die Informationen aus diesen Berichten übernommen.

2.2.1 Überblick

Grundsätzlich werden umweltpolitische Instrumente in drei Kategorien eingeteilt (siehe Tabelle 1): **Ordnungsrechtliche Instrumente** schreiben den Akteuren Methoden und Handlungen vor oder verbieten sie. Verhalten sich Akteure nicht nach diesen Regeln, kommen Sanktionen (z.B. Strafzahlungen) zum Einsatz. Sie sind die am weitesten verbreiteten Instrumente. **Ökonomische Instrumente** schaffen positive oder negative finanzielle Anreize für eine bestimmte erwünschte resp. unerwünschte Handlung. Dadurch können Verbesserungen besonders kosteneffizient erzielt werden, da Verschmutzungen an der Stelle reduziert werden oder Verbesserungen erreicht werden, wo die Massnahme am wenigsten Kosten verursacht. Das Argument der Kosteneffizienz hat zu einem verstärkten Einsatz entsprechender agrarökologischer Instrumente, insbesondere Umweltsubventionen, geführt hat. Theoretisch sind alle ökonomischen Instrumente gleich effizient (Fees & Seelinger 2013). **Informationsbasierte Instrumente** möchten das Handlungswissen der Akteure erhöhen und so zu einem veränderten Verhalten führen. Sie können sowohl auf Seite der Produzenten als auch auf Seite der Konsumenten ansetzen. Die Wirkung eines ökonomischen Instruments kann durch informationsbasierte und/oder ordnungspolitische Instrumente erhöht werden, gleichzeitig haben auch ökonomische Instrumente einen Effekt auf das Bewusstsein für eine Umweltproblematik.

Eine Stickstoffminderungspolitik sollte nach Faulstich et al. (2015a) auf drei Pfeilern fussen um gesellschaftliche, ökonomische und technische Potentiale zur Lösung zu mobilisieren: 1) **Effizienz**: Durch

Tabelle 1: Überblick verschiedener politischer Instrumente mit Wirkung auf Stickstoffverschmutzung aus der Landwirtschaft

Ordnungsrechtliche Instrumente	Ökonomische Instrumente	Informationsbasierte Instrumente
<ul style="list-style-type: none"> • Emissions- und Immissionsobergrenzen (Gewässerschutzgesetz, Luftreinhalteverordnung) • Bewilligungsverfahren (z.B. Stallbau) • Düngungsobergrenzen (indirekt über Suisse-Bilanz) • Vorschriften zur guten fachlichen Praxis (Vollzugshilfen Umweltschutz in der Landwirtschaft) 	<ul style="list-style-type: none"> • Negative Anreize: <ul style="list-style-type: none"> • Steuern/Abgaben • Zertifikatehandel • Positive Anreize <ul style="list-style-type: none"> • Subventionen/ Direktzahlungen (z.B. Ressourceneffizienzbeiträge) • Verhandlungslösungen • Zölle 	<ul style="list-style-type: none"> • Beratung • Aus- und Weiterbildung • Labels • Erfahrungsaustausch (z.B. durch Gesprächskreise) • Partizipative Forschung

(technische) Massnahmen wird Stickstoff effizienter genutzt, was die Verluste reduziert. Dies entspricht dem Ziel der Stickstofflenkungsabgabe und des Zertifikatehandels 2) **Konsistenz:** Kreisläufe werden geschlossen, indem Hofdünger aus der tierischen Produktion in der Pflanzenproduktion eingesetzt wird. Der Hofdünger ersetzt Mineraldünger. Dieses Ziel verfolgt die Suisse-Bilanz. 3) **Suffizienz:** Das Konsumverhalten wird aufgrund der ökologischen Auswirkungen in Richtung eines kleineren Fussabdruckes angepasst. Dies ist in der Regel freiwillig. Wenn man das Konzept etwas weiter fasst, kann man eine Konsumsteuer als Instrument zur Verbesserung der Suffizienz ansehen.

Viele bisherige Politikmassnahmen sowohl in der Schweiz wie auch im Ausland im Bereich Stickstoff wurden für eine einzige reaktive Stickstoffverbindung in einem einzigen Sektor oder für ein bestimmtes Umweltgut entwickelt. Dies hat zu vielen verschiedenen Politiken geführt, die sich teilweise ergänzten, aber auch behinderten (Sutton et al. 2011).

2.2.2 Instrumente der Schweizer Agrar- und Umweltpolitik mit Bezug zu Stickstoff

Das bezüglich Stickstoffeinsatz wichtigste Instrument in der Schweizer Agrar- und Umweltpolitik ist die Suisse-Bilanz, die im Rahmen des ökologischen Leistungsnachweises eingeführt wurde (Bosshard et al. 2012). Als Bestandteil des ökologischen Leistungsnachweises ist die Suisse-Bilanz nach der Definition ein ökonomisches Instrument. Da sie aber eine Bedingung für den Erhalt von Direktzahlungen ist, hat das Instrument einen sehr starken ordnungsrechtlichen Charakter. Sie fordert eine ausgeglichene Düngerbilanz auf Betriebsebene und zielt in erster Linie drauf ab Nährstoffverluste (N, P, K) auf Felder reduzieren. Zudem informiert die Suisse-Bilanz Betriebe auch über die zur Verfügung stehenden Nährstoffe. Die Suisse-Bilanz ist im Wesentlichen eine Bodenoberflächenbilanz (siehe Kapitel 2.1 & Abbildung 1a), jedoch auf der Ebene der gesamten Betriebsfläche. Dem Stickstoffangebot in Form von Hof- und Mineraldüngern steht der Stickstoffbedarf der Kulturen gegenüber. Dabei wird sowohl beim Hofdüngerangebot als auch beim Bedarf der Kulturen davon ausgegangen, dass ein Teil des Stickstoffs nicht pflanzenverfügbar ist oder nicht in die Ernteprodukte gelangt. Der Bilanzwert ist daher bereits um kaum vermeidbare Verluste bereinigt. Zudem werden räumliche und zeitliche Aspekte (Verteilung der Dünger auf die einzelnen Flächen, Ausbringungszeitpunkte, mittelfristige Verfügbarkeit) und die Umwandlungsprozesse im Boden in der Suisse-Bilanz nicht berücksichtigt. Mittels der Suisse-Bilanz sind daher die Stickstoffverluste und die Wirkungen von Massnahmen nur schwierig zu ermitteln (Bosshard et al. 2012). Da in den Annahmen zu den Nährstoffflüssen kaum vermeidbare Verluste bereits mitberücksichtigt sind, ist der Begriff „ausgeglichen“ aus Umweltsicht nicht zutreffend. Die Suisse-Bilanz wird

auch oft wegen den hohen administrativen Aufwänden und der erschwerten Kontrollierbarkeit kritisiert (Bosshard et al. 2012). Dennoch verhindert die Suisse-Bilanz extreme einzelbetriebliche Nährstoffüberschüsse und führt zu einem besseren Bewusstsein über die vorhandenen Ressourcen, indem die Hofdünger zwingend in der Bilanz berücksichtigt werden. Für die Erfassung der zwischenbetrieblichen Hofdüngerflüsse wurde die Internetapplikation „HODUFLU“ eingeführt. Dieses Tool gehört zu den regulativen Instrumenten und erleichtert das Monitoring der Suisse-Bilanz.

Neben der Suisse-Bilanz zielen verschiedene ökologische Direktzahlungen direkt auf die Stickstoffüberschüsse der Schweiz ab (z.B. Zahlungen für den Schleppschlaucheinsatz im Rahmen der Ressourceneffizienzbeiträge), andere Direktzahlungen, wie etwa für „extensiv genutzte Wiesen“, haben einen eher indirekten Effekt. Durch diese Direktzahlungen sinken die betrieblichen Vermeidungskosten; ökologische Direktzahlungen zählen daher zu den ökonomischen Anreizinstrumenten. Die in Bezug auf den Stickstoffeinsatz wichtigsten Direktzahlungen sind die Biodiversitätsbeiträge (die betreffenden Flächen dürfen nicht gedüngt werden), die Produktionssystembeiträge für biologische Landwirtschaft (kein Einsatz von Mineraldünger), für extensive Produktion (reduzierter Einsatz von Düngemitteln) und für graslandbasierte Milch- und Fleischproduktion (reduzierter Einsatz von Kraftfutter) sowie die Ressourceneffizienzbeiträge für emissionsmindernde Ausbringungsverfahren (reduziert Ammoniakemissionen) und für schonende Bodenbearbeitung (geringere Erosion reduziert den Nährstoffverlust) (BLW 2017). Die gezielten Gewässerschutzprogramme gehören zu den Verhandlungslösungen (BLW 2013). Daneben gibt es eine Reihe umweltpolitischer Instrumente ordnungsrechtlicher Natur mit Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt, etwa Höchstbesatzzahlen in der Tierhaltung Beschränkungen bei der Vergabe von Baubewilligungen für Ställe oder Restriktionen zur Stickstoffapplikation in der Nähe von empfindlichen Ökosystemen gemäss Luftreinhalteverordnung.

2.2.3 Ökonomische Instrumente

2.2.3.1 *Marktbasierte Instrumente*

Durch marktbasierende Instrumente, also politische Massnahmen, die das Angebot oder die Nachfrage nach Stickstoffverschmutzung beeinflussen, sollen Umweltkosten, die nicht im Preis eines Produkts enthalten sind (externe Kosten), internalisiert werden. Marktbasierte Instrumente haben den Vorteil, dass sie bei einer zweckmässigen Ausgestaltung durch die freie Wahl der Mittel und die Stimulierung von Innovationen kosteneffizient wirken. Mögliche Einnahmen können auch gezielt für die weitere Reduktion der Verschmutzung eingesetzt werden (Rougoor et al. 2001).

Stickstoffverschmutzung aus der Landwirtschaft stammt in der Regel aus diffusen Quellen und wird von meteorologischen, biologischen und bodenphysikalischen Prozessen beeinflusst. Die genaue Bestimmung der Verursacher wäre sehr kostenaufwändig; daher ist eine direkte Herangehensweise an der Stelle der Emissionen nicht praktikabel (Westhoek et al. 2004). Unvollständige Information durch unvollständige Kenntnisse des Stickstoffkreislaufes reduzieren aber die Wirksamkeit der Instrumente (Fees & Seelinger 2013). Daher können nur Instrumente der zweiten Wahl angewandt werden, z.B. solche, die auf Angaben zu Stickstoffüberschüssen oder Stickstoffeinträgen basieren.

Im Falle von Stickstoffemissionen sollen jene externen Kosten internalisiert werden, welche der Stickstoffeinsatz verursacht. Von Blottnitz et al. (2006) schätzte den Umfang der externen Kosten des Mineraldüngereinsatzes in europäischen Ländern auf 60 % des Düngerpreises; in diesem Wert sind aber die externen Kosten der Ammoniakemissionen nicht enthalten, weil plausible Modelle fehlten. Sutton et al. (2011) schätzt die externen Kosten (Gesundheit, Klima, Biodiversität) auf 2-20 Euro pro kg N.

Innerhalb der marktbasierenden Instrumente wird zwischen preis- und mengenbasierten Instrumenten unterschieden.

2.2.3.1.1 Preisbasierte Lösung

Mit der Erhebung einer Lenkungsabgabe oder einer Steuer auf umweltbelastende Produktionsmittel, Produkte oder Prozesse wird einer Umweltressource ein Preis zugeordnet (Fees & Seelinger 2013). Preisbasierte Instrumente zielen darauf ab, dass durch die Erhöhung des Preises eines Produkts die Nachfrage danach abnimmt. Die aus ökonomischer Sicht optimale Düngermenge wird dabei vom Preis

Referenz/Aktenzeichen:

der Düngemittel, den Produktpreisen und vom Standort beeinflusst (Albert et al. 2006). Die Lenkungsabgabe oder die Steuer kann daher sowohl auf Endprodukte als auch auf Produktionsmittel erhoben werden. Die eingesetzte Stickstoffmenge hängt zudem von der Risikowahrnehmung des Landwirtes ab (Finger 2012).

Bei der Verwendung der Einnahmen gibt es grundsätzlich drei verschiedene Mechanismen. Im Falle von Steuern fließt das Geld ins allgemeine Budget, bei Lenkungsabgaben wird es nach einem Schlüssel, z.B. pro Betrieb oder pro Fläche, wieder zurückverteilt und bei einer Gebühr werden die Einnahmen zweckgebunden verwendet

Ein Vorteil preisbasierter Lösungen ist, dass sie den Akteuren die Freiheit in der Wahl ihrer Mittel lässt. Einige Autoren argumentieren, dass eine Steuer oder Abgabe wenn möglich auf das jeweilige Endprodukt erhoben werden sollte, auch wenn die Steuer auf eine veränderte Produktionsweise abzielt, um Marktverzerrungen (z.B. in Form von einem volkswirtschaftlich zu hohen Stickstoffeinsatz) zu verhindern (Faulstich et al. 2015a). Ein weiterer Vorteil preisbasierter Instrumente gegenüber mengenbasierten Instrumenten oder ordnungsrechtlicher Massnahmen sind die tieferen Transaktionskosten, insbesondere durch den geringen Aufwand für das Monitoring und bei der Einführung. Als Nachteil solcher Eingriffe kann die Erhöhung der Kosten der Landwirtschaft angesehen werden, die jedoch über einen Rückverteilungsmechanismus im Durchschnitt kompensiert werden können.

N Lenkungsabgabe: Da der Einsatz von Mineraldüngern und importierten Futtermitteln die Stickstoffmenge in der Schweizer Landwirtschaft und damit die Wahrscheinlichkeit von Stickstoffemissionen erhöht, ist die Erhebung einer Lenkungsabgabe auf diesen stickstoffhaltigen Inputs eine mögliche Lösung (Rougoor et al. 2001, Jayet & Petsakos 2013). Mineraldünger werden vor allem im Ackerbau eingesetzt, während der Stickstoff aus Futtermitteln durch die Ausscheidung der Tiere in das Hofdüngersystem einfließt. Der Vorteil einer Stickstofflenkungsabgabe ist, dass sie relativ nahe am Umweltschaden erhoben wird. Dies erhöht die Akzeptanz des Instruments (Soderholm & Christiernsson 2008). Das Ziel einer Lenkungsabgabe auf den Stickstoffgehalt in Mineraldüngern und importierten Futtermitteln im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Instrumenten ist ein gezielterer, verlustärmerer Einsatz dieser Hilfsmittel, um den Gesamteintrag ins System zu verringern und Verluste in die Umwelt zu reduzieren. Die Wirksamkeit einer Lenkungsabgabe hängt von der Preiselastizität der Nachfrage und von der Höhe der Lenkungsabgabe ab. In Schweden, Finnland und Österreich hat eine Preiserhöhung um 10%, 31% bzw. 62% zu einer Reduktion um 2.5%, 10-20% bzw. 8-22% geführt (Rougoor et al. 2001). Die Preiselastizität für Stickstoffdünger schätzt Finger (2012) für den Einsatz in der Maisproduktion auf -0.5. Er betont jedoch, dass dieser Wert die Preiselastizität eher überschätzt, da nur die ökonomische Sichtweise berücksichtigt wurde und der Düngereinsatz durch nicht-monetäre Einflüsse, wie Risikowahrnehmung, Gewohnheiten und Präferenzen über das ökonomische Optimum hinaus eingesetzt werden kann.

Konsumsteuer: Die Konsumsteuern bzw. -abgaben haben den Vorteil, dass die Internalisierung der externen Kosten an der Stelle stattfindet, wo sie im Grunde verursacht werden: Beim Konsumenten, der ein Produkt mit hohem Stickstoffdruck, wie tierische Produkte, nachfragt. Auch bei einer Konsumsteuer hängt die Wirksamkeit der Steuer von der Preiselastizität ab. Die Nachfrage nach Lebensmitteln ist in entwickelten Regionen unelastisch. Das bedeutet, dass eine Preiserhöhung zu einem unterproportionalen Rückgang der nachgefragten Menge führt. Die Wirkungen eines solchen Instrumentes erstrecken sich aufgrund ihres Effektes auf importierte Lebensmittel auch auf das Ausland. Konsumsteuern auf Lebensmittel wirken bei ärmeren Bevölkerungsgruppen stärker. Solche Instrumente können daher auf politischen Widerstand stossen und benötigen eine breite gesellschaftliche Abstützung.

In Dänemark wurde in 2011 eine Fett-Steuer eingeführt, vor allem um den Konsum von gesundheitsschädlichen Produkten zu reduzieren. Da diese Produkte oft auch tierischen Ursprungs sind, hatte die Steuer auch Auswirkungen auf die Umweltwirkung des Konsums. Sie zeigte zwar Wirkung, wurde aber ein Jahr später wegen fehlender gesellschaftlicher Akzeptanz wieder abgeschafft.

Weitere preisbasierte Ansätze: In den Niederlanden wurden mit dem System MINAS ab 1998 nicht die Stickstoffinputs, sondern die Stickstoffüberschüsse ab einem bestimmten Level kostenfreier Stickstoffüberschüsse besteuert. Es wurden also mengen- und preisbasierte Instrumente kombiniert. Überschüssiger Hofdünger musste in einem bestimmten geographischen Gebiet abgegeben werden. Das System zeigte vor allem Wirkung auf Betrieben mit Tierproduktion da durch verbesserte Kenntnisse der Kreisläufe der Mineraldünger durch Hofdünger ersetzt wurde. Es gab eine Verschiebung der Einkommen von den Betrieben mit Fokus auf Tierproduktion zu den Ackerbaubetrieben, da die Hofdünger gratis oder sogar mit einem Aufschlag an die Ackerbaubetriebe abgegeben wurde. Die Nachteile von MINAS waren vor allem die hohen administrativen Kosten durch die einzelbetriebliche Implementierung (im Gegensatz zu einer reinen preisbasierten Lösung, die an Flaschenhälsen ansetzen kann, um die Besteuerung zu implementieren). Das Programm wurde 2006 wieder eingestellt, weil es nicht den Vorgaben der EU-Nitratdirektive entsprach.

Ein Spezialfall sind private Verhandlungslösungen. In diesem Fall werden Verträge geschlossen, die eine Kompensation an Verschmutzende entweder für die Durchführung einer umweltschonenden Praxis oder die Unterlassung einer verschmutzenden Tätigkeit zahlen. So bezahlen beispielsweise Wasserwerke oder Mineralwasserfirmen Landwirten in ihrem Wassereinzugsgebiet Kompensationen für den Verzicht auf Pestizide und Dünger. Auch Bund und Kantone haben gemäss Art. 62a GschG die Möglichkeit, Landwirte für konkrete Massnahmen zur Erreichung der Wasserqualität zu entgelten (BLW 2013). Zudem sind auch Ressourcenprogramme als gemeinsames Steuerungsinstrument von Bund und Kantonen zu nennen.

2.2.3.1.2 Mengenbasierte Instrumente

Zertifikate: Der Zertifikatehandel gilt als Mischform zwischen ökonomischen und ordnungsrechtlichen Instrumenten und ist eine Mengelösung. Mit Zertifikaten entsteht ein Verschmutzungsrecht, das handelbar ist und den externen Effekten einen Preis zuordnet (Reduktionskosten). Damit ein Verschmutzungsrecht geschaffen werden kann, müssen die Verschmutzungen messbar sein. Für die Entstehung eines Handels zwischen Betrieben müssen diese Verschmutzungen zudem beeinflussbar und die Kosten zur Vermeidung der Verschmutzung unterschiedlich hoch sein. In diesem Fall werden Betriebe, die ihre Emissionen besonders günstig reduzieren können, entsprechende Produktionsumstellungen vornehmen und ihre Verschmutzungsrechte an Betriebe verkaufen, denen die Emissionsminderung höhere Kosten verursachen würde. Um die Umweltwirkung der Verschmutzung effektiv zu reduzieren, darf es keine erheblichen räumlichen Unterschiede in der Umweltwirkung geben. Alle diese Bedingungen sind bei Stickstoffverschmutzungen jedoch nicht in idealer Weise gegeben.

Der Zertifikatehandel ist durch die Orientierung an den vom Gesetzgeber festgesetzten Umweltzielen ökologisch treffsicherer (effektiver) als eine Umweltabgabe auf Produktionsmitteln, sofern der Handel im Falle lokaler oder regionaler Verschmutzungswirkungen räumlich begrenzt ist (Faulstich et al. 2015b). Da die Preise ein Resultat von Angebot und Nachfrage sind, ist im Unterschied zu den Lenkungsabgaben auf umweltbelastende Produktionsmittel keine Anpassung an die Inflation nötig. Somit verändert das Instrument im Falle von Inflation nicht seine Wirkung (Kolstad 2000). Zertifikatelösungen sind besonders in den USA gebräuchlich, z.B. im „Water quality trading“, durch das Nitrateinträge von verschiedenen Akteuren in einen Wassereinzugsgebiet verringert werden.

Bei der Ausgabe von Zertifikaten werden neue Eigentumsrechte geschaffen, die präzise definiert, handelbar, nachweisbar und einklagbar sind und einen Wert haben sollten. Es werden jedem Marktteilnehmer Verschmutzungsrechte zugeteilt. Dabei gibt es grundsätzlich zwei Erstausgabemechanismen: Einerseits können die Zertifikate versteigert werden, andererseits können die Zertifikate nach einem bestimmten Schlüssel an jeden Marktteilnehmer abgegeben werden. Die Verteilung kann zum Beispiel nach dem „Grandfathering“-Prinzip erfolgen, das heisst jeder Marktteilnehmer erhält die Anzahl Rechte, die dem bisherigen Status Quo entspricht. Das „Grandfathering“-Prinzip steht in der Kritik, weil Betriebe mit hoher Umweltbelastung unter Umständen stark vom Handel profitieren.

Die bisherigen Erfahrungen mit Zertifikatehandel im Bereich Stickstoff beziehen sich weniger auf Anwendungen für einen bestimmten Produktionssektor, sondern mehr auf den Schutz bestimmter Medien wie zum Beispiel Wasser. So bestehen in den USA und in Kanada Projekte im Bereich „Water Quality

Trading“. Bekannter ist der Zertifikatehandel im Zusammenhang mit CO₂. Im Gegensatz zu Stickstoffüberschüssen sind bei CO₂ die lokalen und regionalen Effekte geringfügig, so dass eine lokale Akkumulation der Verluste keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt hat. Kritikpunkte des Zertifikatehandels sind der hohe Administrations- und Kontrollaufwand und die Unsicherheiten als Folge schwankender Zertifikatspreise. Vor allem in der ersten Zeit dürfte sich infolge der Unsicherheit über Höhe und Schwankungen des Zertifikatspreises die Planungssicherheit der Betriebe verringern. Die Akzeptanz eines Zertifikatemarktes ist abhängig von einem anerkannten und einfach zu überprüfenden Indikator für die Bemessung des Umwelteinflusses.

Weitere mengenbasierte Instrumente: Eine spezielle Form der mengenbasierten Instrumente sind Kompensationszahlungen (Offsets). Dabei handelt es sich um Zahlungen, die geleistet werden, um die Nettoumweltbelastung konstant zu halten, indem eine verursachte Umweltbelastung an einem anderen, kostengünstigeren Ort kompensiert wird. Bekanntestes Beispiel sind freiwillige Zahlungen für die CO₂-Kompensation von Flugreisen. Durch die lokale Umweltwirkung von Stickstoffverlusten ist dieses Instrument für die Bewältigung der Stickstoffproblematik weniger geeignet.

2.2.3.2 Weitere ökonomische Instrumente

Ein weiteres ökonomisches Anreizinstrument sind Subventionen. Subventionen funktionieren ähnlich wie Steuern, aber mit umgekehrtem Vorzeichen: Durch Zahlungen für umweltfreundliches Verhalten wird mehr davon angeboten. Werden Subventionen basierend auf der mengenmässigen Reduktion einer Stickstoffverschmutzung ausbezahlt, sind sie genauso kosteneffizient wie eine Steuer oder Lenkungsabgabe. Es gibt aber auch umweltschädliche Subventionen, die durch den Anreiz zu einer Mehrproduktion von umweltschädlichen Verhalten führen. Ein Beispiel dafür waren die unterdessen abgeschafften Tierbeiträge (Mann et al. 2012), welche die Intensität der Landwirtschaft oder die Wettbewerbsfähigkeit von potenziell stärker umweltbelastenden Betriebszweigen eher erhöhten als senkten. Im Fall einer Subvention werden die Kosten normalerweise mehrheitlich von der Gesellschaft im Fall einer Inputsteuer mehrheitlich vom Produzenten getragen (Semaan et al. 2007).

3 Methode

3.1 Ziele der Evaluation

In unserer Ex-ante-Evaluation der drei verschiedenen Instrumente soll die Wirksamkeit der Instrumente in Bezug auf die Reduktion der Stickstoffüberschüsse im landwirtschaftlichen Sektor überprüft werden. Die Modellierung in SWISSland erlaubt neben den theoretischen Überlegungen zu den Instrumenten Aussagen über die Wirkung der Instrumente auf die Stickstoffüberschüsse, die landwirtschaftliche Struktur, die Entwicklung des landwirtschaftlichen Einkommens, die Bewirtschaftung der Flächen und den Tierzahlen in der Schweizer Landwirtschaft unter modellierten Szenarien zu machen. Das Modell ist nicht räumlich explizit und ermöglicht keine Aussagen zur lokalen Verteilung der Überschüsse.

3.2 Modell SWISSland

SWISSland ist ein Hybridmodell, das Optimierungs- und Simulationsmethoden sowohl auf Mikro- als auch Makroebene kombiniert. Es besteht aus einem Angebotsmodul, das mit einem Nachfragemodul verknüpft ist. Es wird seit 2011 zur Analyse agrarpolitischer Fragestellungen eingesetzt. Es existieren eine Website (www.swissland.org) und diverse Publikationen, die detaillierte Einblicke in die Modellorganisation und die verwendeten methodischen Ansätze geben (Mack & Mann 2008, Möhring et al. 2010b, a, Mack et al. 2011, Möhring et al. 2011, Möhring et al. 2012, Mack & Hoop 2013, Mack et al. 2013, Mann et al. 2013, Möhring et al. 2014, Mack 2015, Mack et al. 2015, Zimmermann et al. 2015).

Ein Schwerpunkt des Modells SWISSland ist das Angebotsmodul, in dem über 3300 in «Gemeinden» strukturierte Betriebe ihr Produktionsverhalten jährlich auf die Rahmenbedingungen wie Preise und Direktzahlungen ausrichten. Innerhalb der «Gemeinden» besteht die Möglichkeit Flächen von aus der Produktion ausscheidenden Betrieben zu pachten. Der agentenbasierte Modellansatz bietet dabei die

Referenz/Aktenzeichen:

Möglichkeit, zusätzlich subjektive Verhaltensweisen der Betriebsleiter bei der Entscheidungsfindung mit zu berücksichtigen. Für die einzelbetrieblichen Optimierungsmodelle ist ein rekursiv-dynamischer Modellansatz zielführend, in welchem bisherige Produktionskapazitäten und aufgrund von Produktionsentscheidungen getätigte Investitionen von einem Jahr ins nächste übertragen werden. SWISSland ist darauf ausgelegt, mittelfristige Anpassungsreaktionen zu simulieren.

Das Angebotsmodell basiert im Wesentlichen auf den Daten der Zentralen Auswertung der Buchhaltungsdaten (ZA-BH). Dabei basiert die Ausgestaltung der SWISSland Agenten auf den Mittelwerten der Jahre 2011-2013. Das Modell SWISSland optimiert die Produktion der einzelnen Agenten, ausgerichtet auf das Einkommen und die bisherigen Betriebszweig-Präferenzen der Betriebsleiterfamilie, und ermittelt nach der Interaktion zwischen Angebots- und Nachfragemodul sektorale Kenngrössen. Die Optimierung ist durch die Nutzung der Positiven Mathematischen Programmierung (PMP) auf die bisherige Produktionsweise ausgerichtet (Mack et al. 2015) und berücksichtigt verschiedene Restriktionen wie die verfügbare Landfläche, die Stallplatzkapazitäten, die Verfügbarkeit von Arbeitskräften, die maximale Tierzahlen nach Gewässerschutzgesetz oder die Bedingung, dass die Suisse- Bilanz nicht mehr als um 10% überschritten werden darf.

Das Nachfragemodul ist ein dynamisches, partielles Gleichgewichtsmodell, das 36 verschiedene Produktmärkte im Schweizer Agrarsektor abbildet. Es umfasst die Ebene der Produzenten, Konsumenten und des Handels. Das Modell liefert Informationen über die inländischen Produktionsmengen aus Pflanzenbau und Tierhaltung, die inländische Nachfrage in Form von menschlichem Konsum und tierischem Futtermittelverbrauch, über den Aussenhandel, z.B. über Exportmengen, Importmengen und Grenzschutz- bzw. Zollsysteme sowie über die Weltmarktpreise und die inländischen Produzenten- und Konsumentenpreise. Die berechneten Produktpreise des jeweiligen Projektionsjahres fliessen als Erwartungswert im Folgejahr in das Angebotsmodell ein. In den Prognosejahren werden die Preise des Angebots- und Nachfragemoduls über eine Iteration an das Marktgleichgewicht angenähert. Für Simulationen ohne das Nachfragemodul werden exogene Preisvorschätzungen verwendet.

Beide Module – sowohl das Angebots- als auch das Nachfragemodul – werden auf ein Dreijahresmittel kalibriert. Die zeitliche Auflösung einer Iteration im Modell beträgt ein Jahr. Über einen Hochrechenalgorithmus berechnet das SWISSland-Angebotsmodell sektorale Kenngrössen. Dies sind in erster Linie Produktmengen und diverse Struktur- sowie Einkommenskennzahlen, wie beispielsweise die Flächennutzungs- und Arbeitskräfteentwicklung, die Anzahl Betriebe und Betriebstypen sowie die Einkommensentwicklung nach Landwirtschaftlicher Gesamtrechnung.

3.3 Stickstoffbilanz

Um die Auswirkungen der verschiedenen ökonomischen Anreize auf die Stickstoffüberschüsse abzuschätzen, wird am Ende der Optimierung eine Hoftorbilanz geschätzt. Unsere Schätzung (siehe Tabelle 2) basiert dabei für Kraftfutter und Mineraldünger auf den in der ZA-BH ausgewiesenen Kosten. Für

Tabelle 2 Datenquellen zur Berechnung der Stickstoffbilanz

N Komponente	Berechnung	Quelle
Hofdüngeranfall	Standardwerte pro GVE	Flisch et al. 2009
Mineraldünger	Kosten und Stickstoffgehalt	Preiskatalog, Deckungsbeitragskatalog, ZA-BH
Hofdüngerzufuhr	zeitlich konstant	Modellrechnung
Zugekaufte Futtermittel	Kosten und Stickstoffgehalt	Preiskatalog, ZA-BH
Zugekaufte Tiere	Standardwerte pro GVE	Flisch et al. 2009
Leguminosen	Standardwert pro ha nach Kultur	Boller et al. 2003
Pflanzliche Produkte	Ertrag, Standardwert pro Gewicht	ZA, BH, Flisch et al. 2009
Tierische Produkte	Ertrag, Standardwert pro Gewicht	ZA-BH, Flisch et al. 2009
Hofdüngerwegfuhr	Korrekturfaktor zum Basisjahr	Modellrechnung

Referenz/Aktenzeichen:

Produktionsmengen sowie zugekaufte Tiere wird der Stickstoffgehalt (Flisch et al. 2009) je Kilogramm angenommen. Für die atmosphärische Deposition und die Stickstofffixierung einer Kultur wurden Standardwerte pro Fläche angenommen. Den Hofdüngertransfer haben wir über eine Korrektur berücksichtigt. Es wurde angenommen, dass die Hofdüngerwegfuhr der Menge entspricht, um welche die Suisse-Bilanz im Basisjahr (Durchschnitt aus den Jahren 2011-2013) überschritten wird. Die Hofdüngerzufuhr wird als über die Zeit konstant betrachtet. Den Mineraldüngereinsatz und die Stickstoffüberschüsse haben wir basierend auf den Zahlen vom (SBV 2013) um 108 % beziehungsweise auf den Zahlen von (Spiess 2011) um 120 % korrigiert, um vergleichbare Werte zu erhalten.

3.4 Reduktionsmöglichkeiten

Die SWISSland-Agenten können mit verschiedenen Anpassungen ihren Stickstoffüberschuss reduzieren. Sie können 1) den Düngemiteleininsatz für die Produktion von Brotgetreide, Futtergetreide, Raps, Hülsenfrüchte und Sonnenblumen um 10 oder 20% reduzieren. Eine Reduktion des Düngemiteleinsetzes reduziert den Ertrag, abhängig von der Ertragsfunktion; 2) den Krafffuttermiteleininsatz in der Milchproduktion reduzieren, 3) die Landnutzung ändern, dazu gehört auch die Intensität in der Grünlandproduktion oder 4) den Tierbestand anpassen. Betriebe können auch 5) ihre Produktion einstellen und ihr Land verpachten. Technologische Optionen stehen den Agenten aus modelltechnischen Gründen nicht zur Verfügung. Die Anpassung der Fütterung, z.B. durch den Einsatz von stickstoff- und phosphorreduziertem Futter oder der Reduzierung der Futtermengen bei Nicht-Milchkühen, stehen nicht zur Verfügung. Das Biomodul, welches den Wechsel von ÖLN zur Biobewirtschaftung ermöglicht, wurde bei Berechnungen in diesem Bericht nicht eingesetzt, da bei der Konsumsteuer das Preisverhältnis zwischen biologischen und konventionellen Produkten im Fall einer Konsumsteuer sich verändert, was wir nicht im Modell integriert haben. Beim Zertifikatehandel konnte nicht mit dem Biomodul gerechnet werden, da das Biomodul nicht im Optimierungsmodul enthalten ist und somit in den Vermeidungskosten nicht berücksichtigt werden kann. Ohne Biomodul wird die Reduktion der Stickstoffüberschüsse um ungefähr 2% unterschätzt, beziehungsweise zu einer nicht quantifizierbaren Überschätzung der Vermeidungskosten.

3.5 Sensibilitätsanalyse

Eine Sensibilitätsanalyse ist eine Form der Validierung eines Modells. Durch die Wiederholung der Rechnungen mit leicht unterschiedlichen Parametern kann überprüft werden, ob das Modell nachvollziehbar reagiert. So konnten einige kleinere Ungereimtheiten analysiert und korrigiert werden. Zusätzlich kann der Parameter mit dem grössten Einfluss auf das Modellergebnis identifiziert werden. Der Stickstoffüberschuss reagiert am stärksten auf die Variation des Biomoduls. Wenn die Betriebe die Möglichkeit haben, auf den biologischen Landbau umzusteigen, reduziert sich der Stickstoffüberschuss am stärksten im Vergleich zu den untersuchten Parametern, wie Milchpreis, Weizenpreis, Stickstoffpreis, Versorgungssicherheitsbeiträge und weitere Parameter, die modellendogen sind. Da wir in unseren Berechnungen aber das Biomodul für die Modellierung des Zertifikatehandels und der Konsumsteuer aus modelltechnischen Gründen nicht nutzen konnten und daher auch bei den anderen Szenarien darauf verzichteten, bedeutet dies, dass wir die Reduktion leicht unterschätzen. Insgesamt ist die Modellreaktion aber gering (Schmidt et al. 2017b).

3.6 Szenarien

3.6.1 Hauptszenarien

Für die Fragestellung wurden insgesamt drei Hauptszenarien über den Zeitraum von 2013 bis 2025 analysiert: Ein Szenario Stickstofflenkungsabgabe, ein Szenario Zertifikatehandel und ein Szenario Konsumsteuer (siehe Tabelle 3). Zusätzlich wurde ein Referenzszenario AP 14-17 berechnet. Die Berechnungen des Zertifikatehandels liefen aus modelltechnischen Gründen ohne Nachfragemodul, d. h. mit exogenen Preisvorgaben, während die Produzentenpreise im Szenario Konsumsteuer mit dem Nachfragemodul berechnet wurden. Um die Szenarien zu vergleichen, wurden die Szenarien Referenz und Stickstofflenkungsabgabe sowohl mit als auch ohne Nachfragemodul gerechnet. Detaillierte Beschreibungen der Szenarien sowie zu weitere Unterszenarien finden sich in den Kapitel 3.6.2- 3.6.4.

Referenz/Aktenzeichen:

Tabelle 3 Übersicht über die verschiedenen modellierten Szenarien (rot: jeweiliges Hauptszenario des Instruments).

Referenz	Lenkungsabgabe	Zertifikatehandel	Konsumsteuer
<ul style="list-style-type: none"> • Szenario AP 14-17 • Mit Nachfragemodul • Ohne Nachfragemodul 	<ul style="list-style-type: none"> • Szenario AP 14-17 mit einer Abgabe von 12 CHF pro kg N. Die Abgabe wird dem Sektor flächenabhängig zurückerstattet. • Mit Nachfragemodul <ul style="list-style-type: none"> • Nur auf Dünger (Düngerabgabe) • Nur auf importierte Futtermittel (Futterabgabe) • Auf importierte Futter- und Düngemittel (Beide) • Ohne Nachfragemodul <ul style="list-style-type: none"> • Auf importierte Futter- und Düngemittel (Beide) 	<ul style="list-style-type: none"> • Szenario AP 14-17 mit einem regional beschränkten Handel mit einem Reduktionsziel von 20% der Stickstoffüberschüsse. Die Verteilung ist <ul style="list-style-type: none"> • Flächenbasiert • Grandfathering • Zur Gegenüberstellung Szenario <i>Reduktionsvorschrift</i>: In diesem Szenario müssen alle Betriebe ihren Stickstoffüberschuss um 20% reduzieren. 	<ul style="list-style-type: none"> • Szenario AP 14-17 mit einer Steuer auf den Stickstoffgehalt von 100 CHF pro kg N <ul style="list-style-type: none"> • auf Fleisch • auf Fleisch und Milchprodukte

3.6.2 N-Lenkungsabgabe

Für die Stickstofflenkungsabgabe haben wir eine Abgabe von 12 CHF pro kg N angewandt, was 700 % des Stickstoffpreises im Basisjahr entspricht. Diese Steuer wurde kontinuierlich vom Jahr 2014 bis 2019 erhöht und abhängig von der landwirtschaftlichen Nutzfläche dem Sektor im Folgejahr zurückerstattet. Die folgenden Szenarien werden in diesem Bericht dargestellt: Eine Lenkungsabgabe auf den Stickstoffgehalt von Futtermitteln (Futtersteuer), eine Lenkungsabgabe auf den Stickstoffgehalt von Düngemitteln (Düngersteuer) und eine Lenkungsabgabe auf den Stickstoffgehalt von beiden Stickstoffinputs (Beide), welche in den Hauptszenarien als Stickstofflenkungsabgabe dargestellt wird. Die Szenarien wurden mit dem Referenzszenario verglichen. Abgabehöhen von 1 CHF/ kg N und 5 CHF/ kg N sind in Schmidt et al. (2017b) dargestellt. Mit einer Abgabehöhe von 1 und 5 CHF reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse im Vergleich zur Referenz kaum, daher werden in diesem Bericht nur Varianten mit einer Abgabehöhe von 12 CHF dargestellt.

3.6.3 Zertifikatehandel

Im Szenario Zertifikatehandel haben wir neben dem Hauptszenario zwei weitere Szenarien berechnet, welche ebenfalls eine Reduktion der Stickstoffüberschüsse von 20% vorsehen. Das vorgegebene Reduktionsziel von 20 % wurde gewählt, damit die Resultate mit der Stickstofflenkungsabgabe von 12 CHF/kg N vergleichbar sind. Im Hauptszenario „Flächenbasiert“ erhält jeder Betrieb die Zertifikate auf Grund seiner landwirtschaftlichen Nutzfläche, beim Szenario „Grandfathering“ im Umfang von 80 % des bisherigen Stickstoffüberschusses. Der Handel war in beiden Fällen nur innerhalb der Regionen (Berg, Hügel, Tal) möglich. Diese Szenarien wurden mit einem Szenario „Reduktionsvorschrift“ verglichen, welches jedem Betrieb 88 kg Stickstoffüberschuss pro Hektar erlaubt, was einer Reduktion von 20 % der Stickstoffüberschüsse gegenüber 2010 entspricht. Bei diesem Szenario handelt es sich um eine Simulation eines ordnungsrechtlichen Instruments und es besteht keine Möglichkeit Zertifikate zu handeln. Für die Simulation des Zertifikatehandels berechneten wir die Vermeidungskostenkurve für die Reduktion der Stickstoffüberschüsse im Jahr 2015. Um die individuellen Vermeidungskosten pro Betrieb zu rechnen, wurden die Einkommensunterschiede pro kg Stickstoffüberschussreduktion berechnet. Die erlaubten Stickstoffüberschüsse wurden in 10 %-Schritten kontinuierlich bis zu einer Reduktion von 70% gesenkt. Ausgangspunkt für die erlaubten Stickstoffüberschüsse waren die agentenspezifischen Stickstoffüberschüsse ohne Restriktion im Jahr 2015. Ausgehend von den betriebsindividuellen Vermei-

Referenz/Aktenzeichen:

dungskosten wurde eine sektorale Vermeidungskostenkurve für die Reduktion der Stickstoffüberschüsse berechnet. Dazu wurden die individuellen Hochrechnungskurven hochgerechnet. Anschließend wurden die Anzahl Zertifikate, die unter einem vorgegeben Preis zwischen 1 CHF und 300 CHF reduziert wurden, zusammengezählt. Kam es bei den Simulationen zu einer Flächenzupacht, erhält der Betrieb jeweils pro gepachtete Hektar die Zertifikate im Wert von 88 kg/ha, was 80 % der durchschnittlichen Stickstoffüberschüsse pro ha entspricht.

3.6.4 Konsumsteuer

Für die Konsumsteuer haben wir zwei Szenarien mit einer Konsumsteuer auf tierische Produkte simuliert. In einer Variante haben wir mit einer Steuer nur auf Fleisch und in einer zweiten Variante mit einer Steuer auf Fleisch und Milchprodukte gerechnet. Die Höhe der Steuer ist proportional zum Stickstoffgehalt dieser Produkte und beträgt 100.- CHF pro Kilogramm Stickstoff, mit Ausnahme der Milch, da eine Steuer aus modelltechnischen Gründen nicht mehr als 50 % des Preises ausmachen kann. Da Eier im Nachfragemodul nicht implementiert sind, wurde auf ein Szenario mit einer Steuer auf alle tierischen Produkte verzichtet. In Tabelle 4 sind die Höhen der Steuer auf die verschiedenen Produkte dargestellt.

Tabelle 4 Höhe der Steuer abhängig vom Stickstoffgehalt der Produkte

Produkt	Höhe der Steuer [CHF/kg]	Anteil der Steuer am Preis [%]
Rindfleisch	2.80	33
Schweinefleisch	2.20	54
Pouletfleisch	2.60	65
Kalbfleisch	2.40	17
Milch	0.20	31

4 Resultate

Im folgenden Kapitel ist zuerst der Vergleich der drei Hauptszenarien (Kapitel 4.1) dargestellt. Anschließend werden im Kapitel 4.2 die detaillierten Resultate der verschiedenen Szenarien der Stickstofflenkungsabgabe, im Kapitel 4.3 jene der verschiedenen Szenarien des Zertifikatehandels und im Kapitel 4.4 jene der Szenarien der Konsumsteuer dargestellt.

4.1 Hauptszenarien

Die abgebildeten Szenarien in Abb. 2 sind alle mit Nachfragemodul berechnet, jene in Abb. 4 ohne Nachfragemodul.

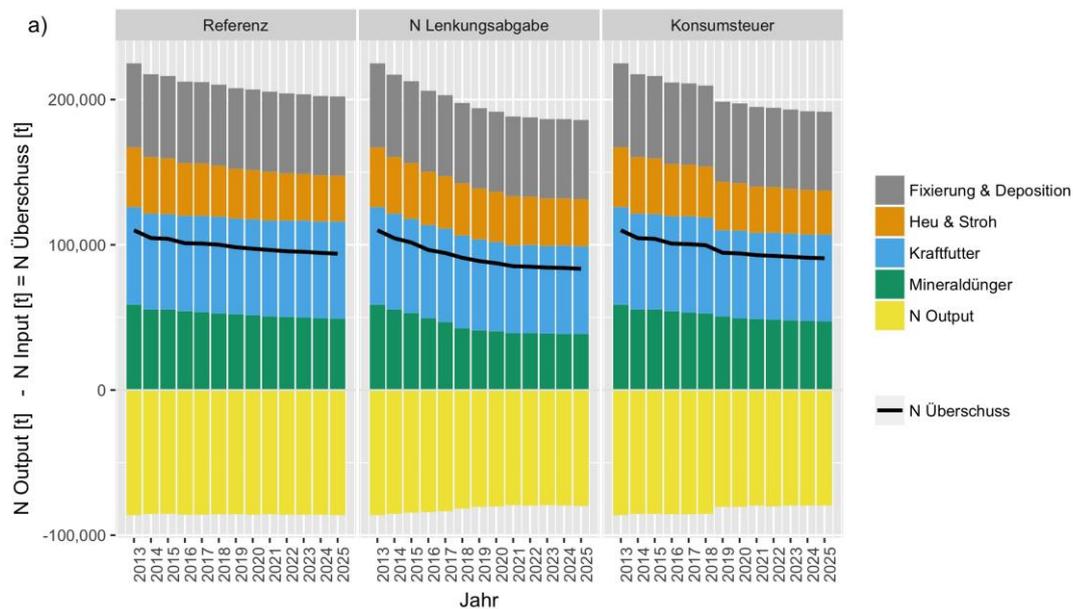
4.1.1 Mit Nachfragemodul

Im **Referenzszenario** reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse von 110 000 t auf 94 416 t (Siehe Abb. 2a). Dies steht im Zusammenhang mit der Einführung der AP 14-17, welche zu einer Extensivierung der Produktion führt, besonders durch die Abschaffung der Tierbeiträge. Daher nehmen die N-Inputs über Kraftfutter ab. Auch der Mineraldüngereinsatz nimmt ab. In unserem Modell wird die Wirkung der neuen Agrarpolitik auf Mineraldünger wahrscheinlich überschätzt, da unser Modell die Verschiebung von der offenen Ackerfläche Richtung Grünland überschätzt. Diese Einschränkung reduziert aber nicht die Aussagekraft des Vergleichs mit den zusätzlich modellierten Instrumenten. Das durchschnittliche landwirtschaftliche Einkommen nimmt auf Grund der Betriebsausstiege zu (siehe Abb. 2b und c)).

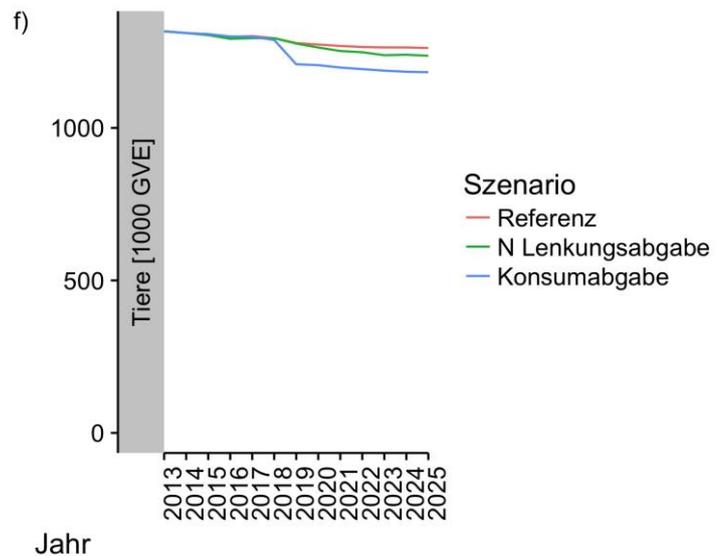
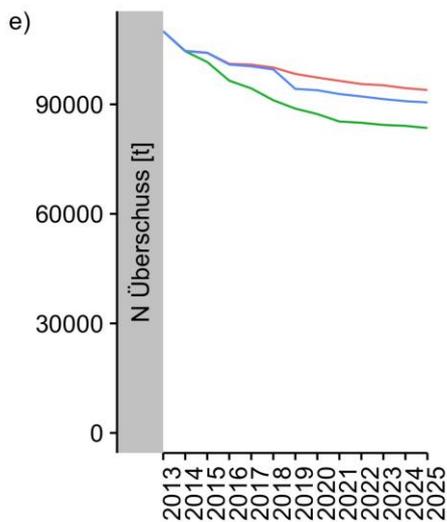
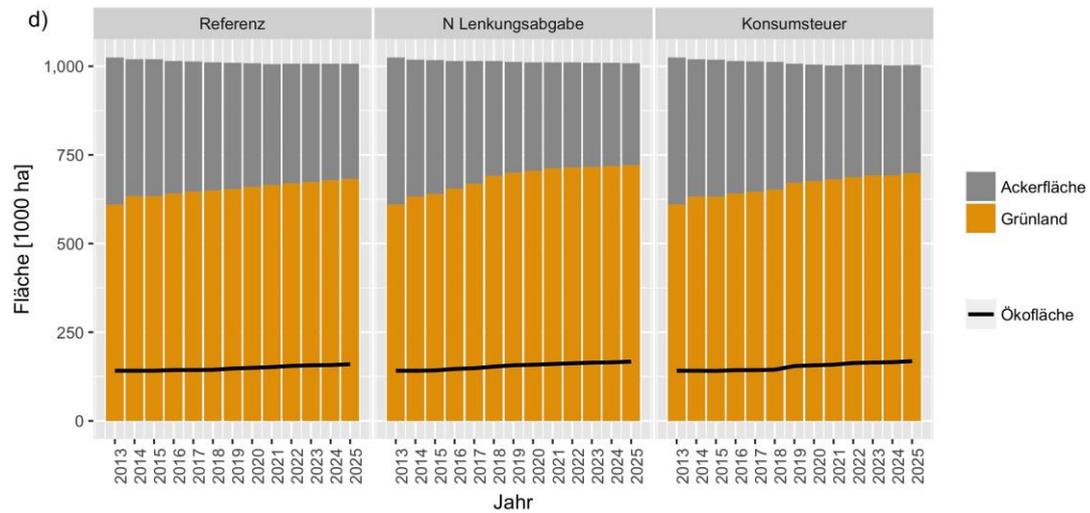
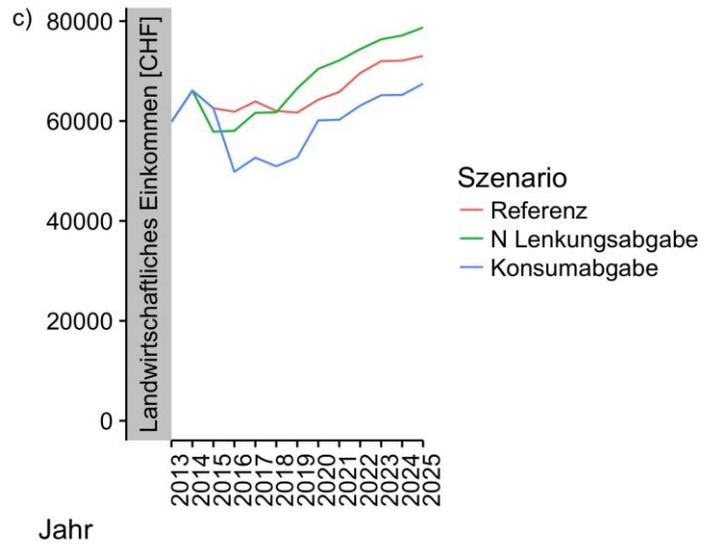
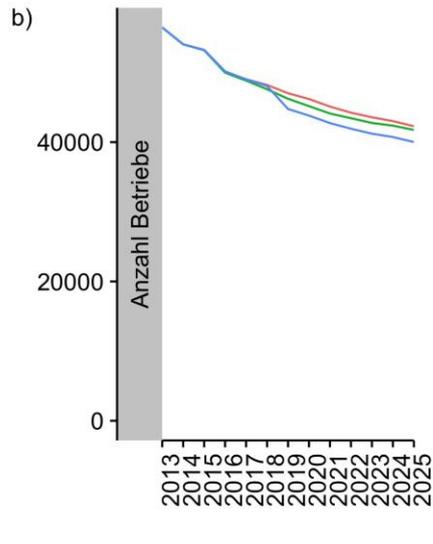
Im Szenario „**Stickstofflenkungsabgabe**“ reduzieren sich die Stickstoffinputs im Vergleich zur Referenz hauptsächlich durch die Reduktion des Mineraldüngereinsatzes um 21 % auf 33945t, gleichzeitig reduzieren sich jedoch auch die Stickstoffoutputs um 7 % auf 83157t. Da die Stickstoffoutputs weniger stark abnehmen als die Inputs, reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse mit -11 % im Vergleich zum

Referenz/Aktenzeichen:

Referenzszenario und somit stärker als in anderen Szenarien (Abb. 2a). Das landwirtschaftliche Einkommen nimmt im Vergleich zur Referenz durch eine höhere Ausstiegsrate und einen höheren Milchpreis zu (Siehe Abb. 2b) und c)). Im Szenario Stickstofflenkungsabgabe kommt es zu einer im Vergleich zur Referenz verstärkten Verschiebung der Ackerfläche in Richtung Grünland und Ökologischen Ausgleichsflächen (Siehe Abb. 2d).. Die verbleibende Ackerfläche wird vermehrt für den Anbau von betriebseigenen Futtermitteln (Futtergetreide, Körnermais) genutzt, Die Tierzahlen nehmen im Vergleich zur Referenz leicht ab. (Abb. 2f)) Die Reduktion erfolgt nicht nur über die Anpassungen der Produktionsstruktur, sondern auch dadurch, dass Betriebe mit einer überdurchschnittlich hohen Stickstoffintensitäten vermehrt die Produktion einstellen (Abb. 2g). Bei den Ackerbaubetrieben führt die Stickstofflenkungsabgabe zu einer Halbierung der Stickstoffüberschüsse (Abb. 2h). Dies hat damit zu tun, dass in Ackerbaubetrieben der Einsatz von Mineraldüngern besonders hoch ist und ein Viertel der Ackerbaubetriebe die Bewirtschaftung aufgibt. In den Veredlungsbetrieben steigen die Stickstoffüberschüsse trotz abnehmender Betriebszahlen an, da die Betriebe einerseits höhere Kosten durch Mehrproduktion kompensieren und sich die Stickprobe ändert. In Verkehrsmilchbetrieben steigen unter der Lenkungsabgabe vor allem Betriebe mit überdurchschnittlich hohen Stickstoffintensitäten aus. Dies führt dazu, dass die Überschüsse in diesem Betriebstyp sinken, obwohl die Betriebszahlen im Vergleich zur Referenz netto zunehmen.



Referenz/Aktenzeichen:



Referenz/Aktenzeichen:

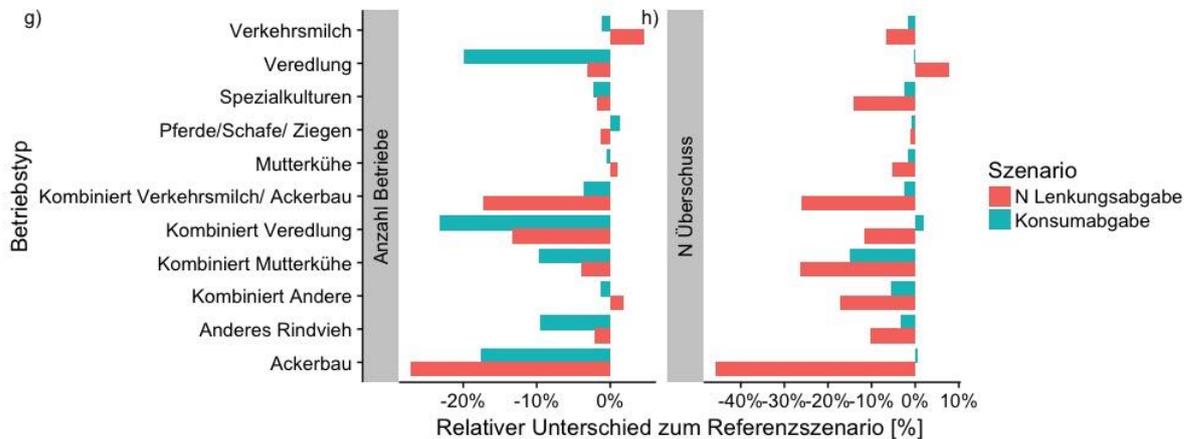


Abb. 2 Entwicklung a) der Stickstoffüberschüsse im Vergleich mit den Stickstoffinput- und Outputkategorien b) der Betriebszahlen c) des landwirtschaftlichen Einkommens d) der landwirtschaftlichen Flächen e) der Stickstoffüberschüsse im Szenariovergleich f) der Tierzahlen unter den Referenzszenario AP 14-17, der Stickstofflenkungsabgabe und der Konsumsteuer. Die Reaktion der Betriebstypen im Vergleich zum Referenzszenario in Bezug auf g) Betriebsaufgaben und h) Stickstoffüberschüsse (gemäss Modellschätzung mit Nachfragemodul berechnet)

Die Stickstoffüberschüsse reduzieren sich bei der **Konsumsteuer** um 4% im Vergleich zum Referenzszenario (Abb. 2a). Die Wirkung der modellierten Konsumsteuer tritt erst mit einer Verzögerung ein. Zum einen wirken die Preise mit einer Verzögerung von einem Jahr (Siehe Abb. 3). Durch die Preisrückgänge sinken die durchschnittlichen Einkommen im Vergleich zu den anderen beiden Szenarien (siehe Abb. 2c), und die Betriebsausstiege¹ steigen im Jahr 2019 an (siehe Abb. 2b). Da die Ausstiegsrate vor allem bei den intensiven Betriebstypen der Veredlung und kombinierten Veredlung hoch ist, sinken dadurch die Stickstoffüberschüsse (siehe Abb. 2g). Die Stickstoffüberschüsse gehen am stärksten bei den kombinierten Mutterkuhbetrieben zurück. Diese Veränderung in der Vertretung der Betriebstypen hat einen Einfluss auf die Durchschnittswerte und die Hochrechnung. Das Einkommen steigt durch die sinkenden Betriebszahlen mit der Zeit wieder an. Der Rückgang der Tierzahlen führt zu einer erhöhten Stickstoffeffizienz. Die Stickstoffinputs gehen um 5% zurück während die Stickstoffoutputs um 7% zurückgehen.

Die Aufteilung der Steuer zwischen Produzenten und Konsumenten ändert sich nicht. Beim Schweinefleisch reduziert sich der Preis aufgrund der geringen Nachfrageelastizität anfangs sehr stark (siehe Abb. 3b) um 1.80 CHF/kg (82% der Steuer wird vom Produzenten getragen). Mit der Zeit steigt der Preis wieder an und der Preisunterschied beträgt nur noch 0.90 CHF/kg. Der Milchpreis wird sowohl unter einer Konsumsteuer auf Fleisch, wie auch von einer Stickstofflenkungsabgabe beeinflusst und erhöht sich gegenüber Referenzszenario.

¹ Betriebe können aufgegeben werden, wenn der Betriebsleiter 65 ist oder das Einkommen drei Jahr in Folge negativ ist.

Referenz/Aktenzeichen:

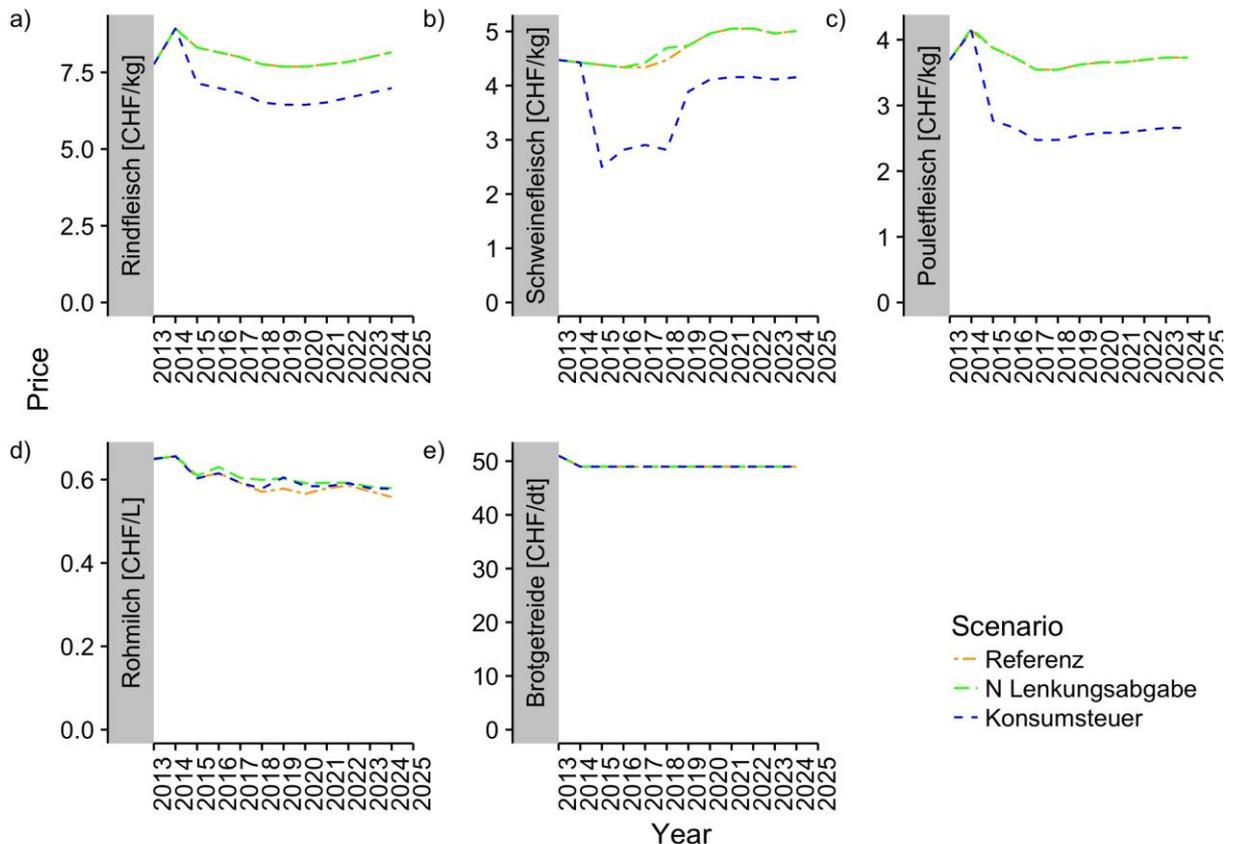


Abb. 3 Entwicklung der Preise von a) Rind-, b) Schweine- und c) Pouletfleisch, d) Milch, e) Weizen in den Jahren 2013-2025

4.1.2 Ohne Nachfragemodul

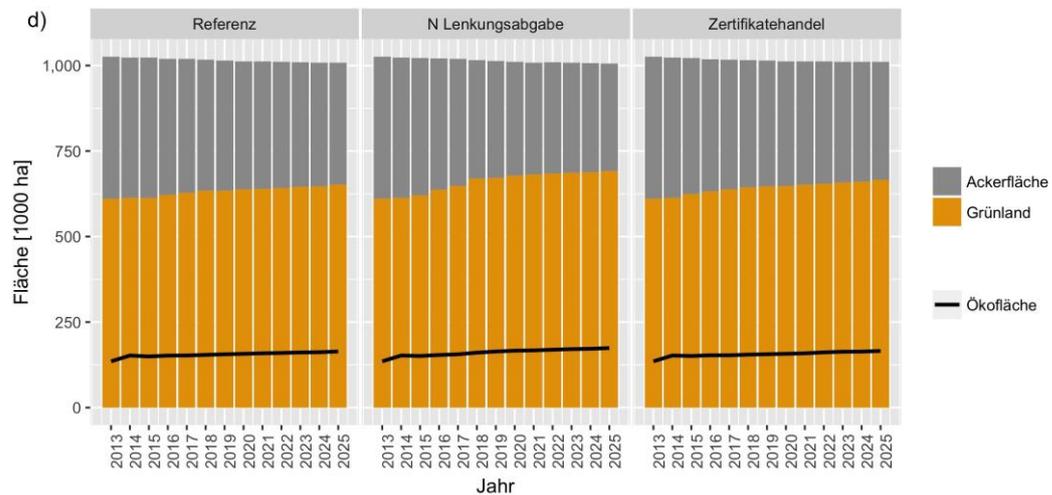
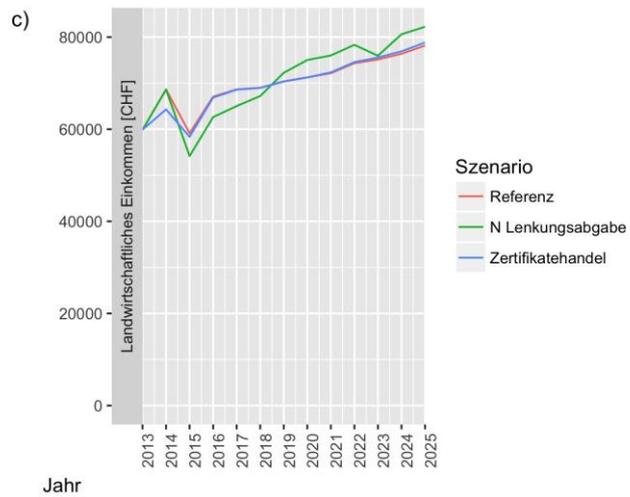
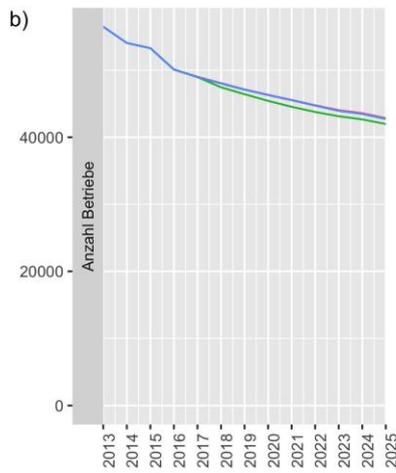
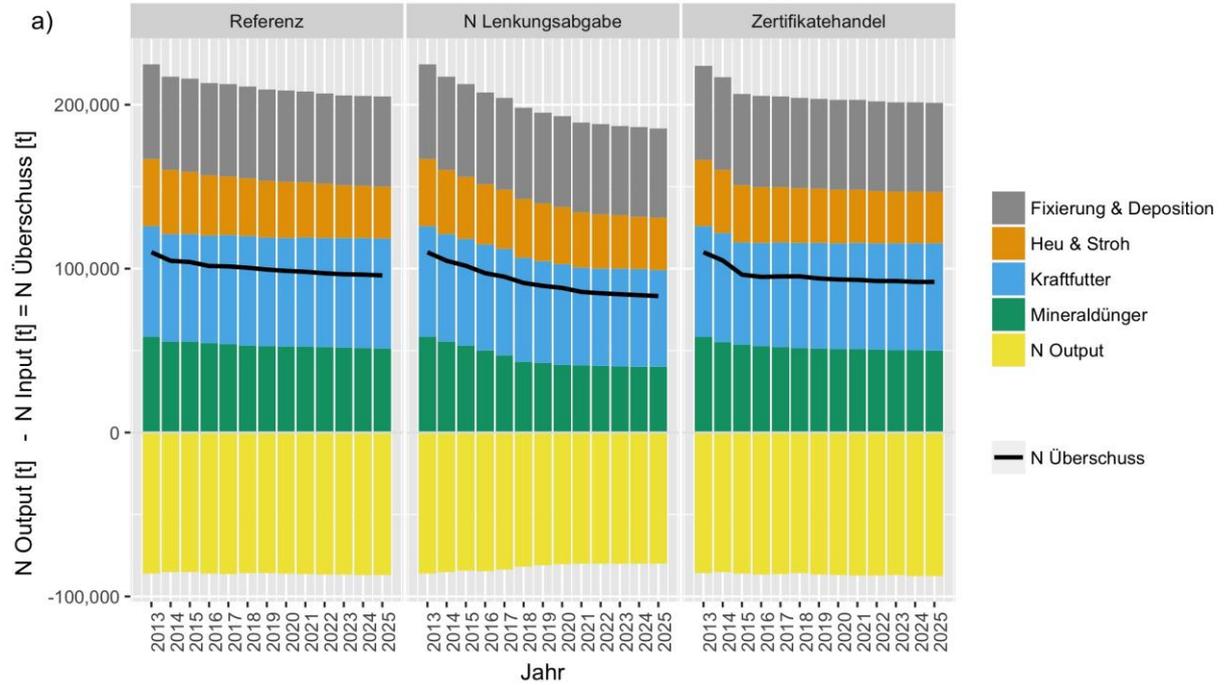
Im **Referenzszenario** ohne Nachfragemodul reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse von 110 000 t auf 96 362 t (12%), damit sind die N Überschüsse im Vergleich zum Referenzszenario mit Nachfragemodul 1.5 % höher. Es steigen weniger Betriebe aus (Abb. 4b). 2015 gab es bei den Einkommen einen Einbruch durch die Aufhebung des Euromindestkurses (siehe Abb. 4c). Anschliessend steigen die Einkommen in allen Szenarien wieder an. Die Erhöhung des durchschnittlichen Einkommens liegt zu einem grossen Teil am Strukturwandel (Betriebe mit unterdurchschnittlichen Einkommen scheiden im Zeitablauf eher aus der Produktion aus als Betriebe mit überdurchschnittlichen Einkommen). Im Vergleich mit dem Referenzszenario mit Nachfragemodul nimmt die offene Ackerfläche um 7 % weniger stark ab und das Grünland um 5 % weniger stark zu (Abb. 4d)). Die Anzahl Tiere bleibt etwa gleich hoch wie in der Referenz mit Nachfragemodul. Der Stickstoffüberschuss sinkt in den Berechnungen ohne Nachfragemodul im Szenario „**Lenkungsabgabe**“ um etwa 2% stärker. Die Einkommen unterscheiden sich kaum zwischen den beiden Simulationen der Lenkungsabgabe, die Betriebsausstiege sind ganz leicht höher im der Simulation mit Nachfragemodul. Die Unterschiede bei der Landbewirtschaftung sind vergleichbar mit den Unterschieden im Referenzszenario. Die Anzahl der Tiere ist in der Simulation ohne Nachfragemodul im Vergleich zur Simulation mit Nachfragemodul leicht tiefer.

Im Szenario „**Zertifikatehandel**“ steigen die N-Outputs im Vergleich zur Referenz um 2% an auf . Die Inputs sinken um 2 % (-4%beim Kraftfuttereinsatz und -2% bei Mineraldünger), die Überschüsse um 20 % (Siehe Abb. 4a). Die Stickstoffüberschüsse reduzieren sich im Vergleich zur Referenz nur um 5 %. Durch das vorgegebene Reduktionsziel reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse in einer kurzen Phase und verbleiben dann auf einem ähnlich hohen Level. Das Reduktionziel von 20% wird nicht ganz erreicht, was auch auf die Hochrechnung zurückzuführen ist (Zimmerman et al. 2015). Dieser Fehler tritt

Referenz/Aktenzeichen:

auf, weil die Vermeidungskosten hochgerechnet und um den Faktor der Stickstoffkorrektur korrigiert werden. In diesem Fall werden alle Betriebe berücksichtigt. Dennoch bleibt eine Unsicherheit bestehen, die nicht beziffert werden kann. Bei der Hochrechnung anschliessend zur Simulation spielen die Hochrechnungsfaktoren dann eine Rolle, da sie unter anderem auf dem Betriebstyp des Agenten basieren. Wirkt ein Instrument sehr ungleichmässig auf die Betriebstypen, beeinflusst dies den Hochrechnungsfaktor. Die Einkommen verändern sich kaum (+1%), auch die Anzahl Betriebe bleiben vergleichbar zum Referenzszenario, nur die Struktur verändert sich ganz leicht (Siehe Abb. 4b,c und g). Im Ackerbau und den Spezialkulturen reduziert sich der Stickstoffüberschuss um durchschnittlich 20 % im Vergleich zur Referenz. Die Anzahl Betriebe reduziert sich aber vor allem bei den kombinierten Mutterkuhbetrieben, während die Anzahl der Veredelungsbetriebe im Vergleich zur Referenz zunimmt. Die N-Überschüsse reduzieren sich vor allem bei den Ackerbau- und Spezialkulturbetrieben, während sie bei den kombinierten Mutterkuhbetrieben zunehmen. Das Ackerland nimmt um 3.1 % im Vergleich zur Referenz ab, die Grünlandfläche steigt um 2.1 %. Die Anzahl Tiere nimmt um 0.8 % leicht zu (siehe Abb. 4d und f). Der Preis eines Zertifikats für eine Reduktion um 20% entspricht ungefähr 6 CHF (siehe Kapitel 4.3). Diese Reduktion entspricht etwa der Reduktion unter dem Szenario der Lenkungsabgabe. Der Unterschied zwischen der Lenkungsabgabe und dem Zertifikatehandel im Preis (12 CHF pro kg Stickstoffinput für die Lenkungsabgabe versus 6 CHF pro kg Stickstoffüberschuss) erklärt sich durch die unterschiedlichen Ansatzpunkte. In der Lenkungsabgabe reduzieren die Agenten den Einsatz von Stickstoffinputs. Dies hat die Reduktion der Stickstoffoutputs zur Folge. Im Zertifikatehandel bleiben die Stickstoffoutputs konstant. Dadurch müssen die Stickstoffinputs weniger stark reduziert werden.

Referenz/Aktenzeichen:



Referenz/Aktenzeichen:

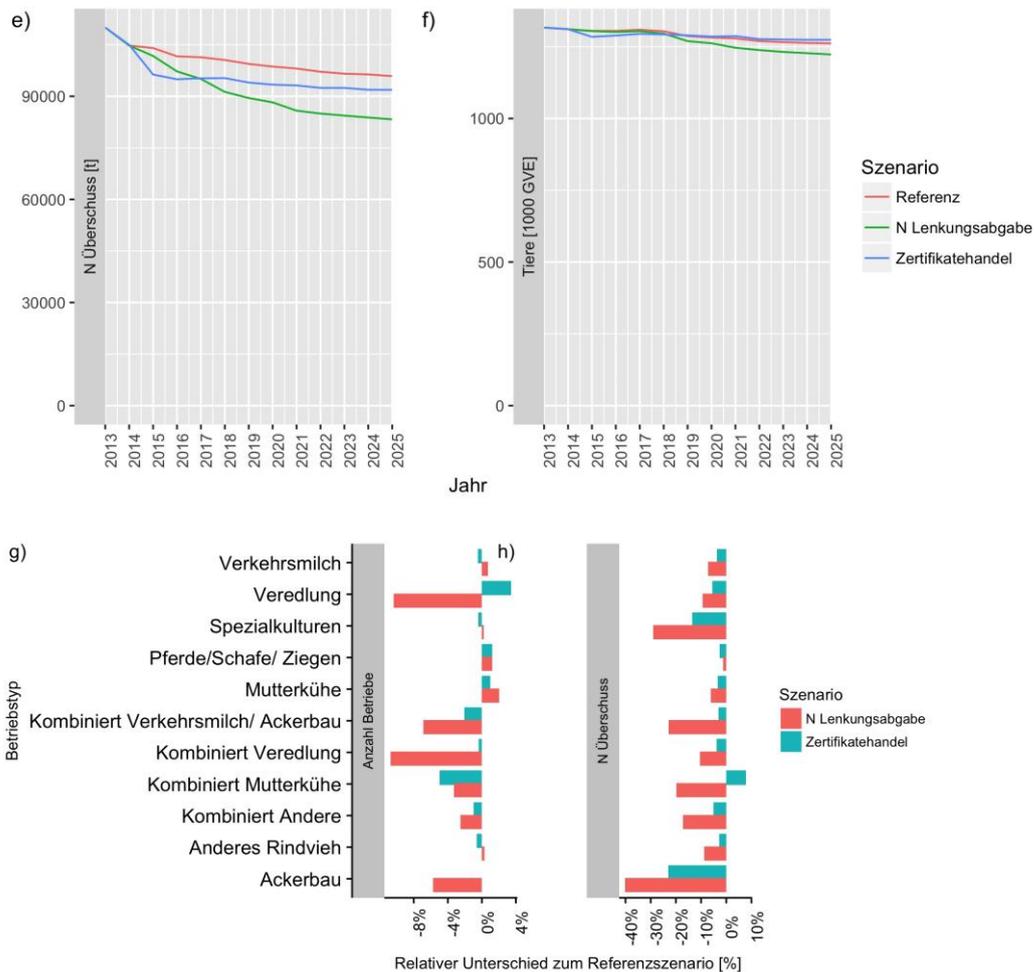


Abb. 4 Entwicklung a) der Stickstoffüberschüsse im Vergleich mit den Stickstoffinput- und Outputkategorien b) der Betriebszahlen c) des landwirtschaftlichen Einkommens d) der landwirtschaftlichen Flächen e) der Stickstoffüberschüsse im Szenariovergleich f) der Tierzahlen unter den Referenzszenario AP 14-17, der Stickstofflenkungsabgabe und des Zertifikatehandels. Die Reaktion der Betriebstypen im Vergleich zum Referenzszenario in Bezug auf g) Betriebsaufgaben und h) Stickstoffüberschüsse (gemäss Modellschätzung ohne Nachfragemodul berechnet)

4.2 Stickstofflenkungsabgabe

Die unterschiedlichen Szenarien der Stickstofflenkungsabgabe zeigen, dass die Reduktion der Stickstoffüberschüsse stärker durch die Reduktion der Düngemittel als der Futtermittel geschieht (siehe Abb. 5 und Anhang Tabelle I). Während die Überschüsse bei einer Futtersteuer kaum stärker als im Referenzszenario reduziert werden (-2.0 %), reduzieren sie sich im Szenario mit einer Düngersteuer stärker (-7.7 %). Eine Steuer auf beide Inputs wirkt stärker (-11.4 %) als der kumulierte Effekt der beiden einzelnen Steuern, da kombinierte Betriebstypen doppelt betroffen sind und daher die stickstoffintensive Bewirtschaftung häufiger aufgegeben wird.

Referenz/Aktenzeichen:

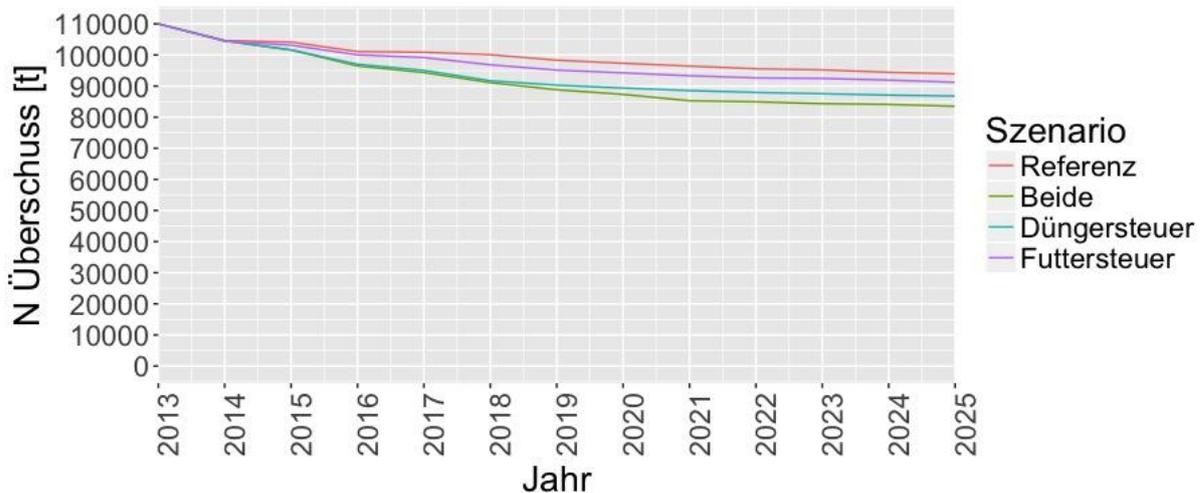


Abb. 5 Entwicklung der Stickstoffüberschüsse in den Szenarien der Stickstofflenkungsabgabe auf Dünger- und importierten Futtermittel (Hauptszenario), nur Düngemittel und nur Futtermittel im Vergleich zu der Referenzszenario.

4.3 Zertifikatehandel

Bei den individuellen Vermeidungskosten konnte kein Zusammenhang zwischen den Stickstoffüberschüssen und den Vermeidungskosten eines Betriebs festgestellt werden. So können Betriebe mit hohen Überschüssen sehr geringe Vermeidungskosten haben und umgekehrt. Dies hat Folgen für die Akzeptanz einer Zertifikatelösung, da Betriebe mit hohen Stickstoffüberschüssen teilweise von einem Handel profitieren könnten. Dies sollte bei der Zertifikateverteilung berücksichtigt werden. Die kumulative Vermeidungskostenkurve beginnt nicht beim Nullpunkt der x-Achse (siehe Abb. 6). Dies bedeutet, dass ein Teil der Stickstoffüberschüsse ohne Kosten oder mit Kosteneinsparungen reduziert werden kann (Schmidt et al. 2017a). Für die Reduktion der Stickstoffüberschüsse um 20% sind Vermeidungskosten von 6.- CHF pro kg zu erwarten. Bei einer Reduktion von ungefähr 20 € (Obere Bandbreite der Schätzung für die externe Kosten der Stickstoffverschmutzung nach Sutton et al. 2011) könnte eine Reduktion von ungefähr 45,000 t erreicht werden. Für die Erreichung der Umweltziele Landwirtschaft müssten die Stickstoffüberschüsse ungefähr halbiert werden. Diese Reduktion ist mit Vermeidungskosten von 38 CHF pro kg Stickstoffüberschussreduktion zu erreichen.

Die unterschiedlichen Szenarien des Zertifikatehandels hatten vor allem Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Struktur. Die Szenarien „Flächenbasiert“ und „Grandfathering“ unterschieden sich hauptsächlich in der Ausstiegsraten der verschiedenen Betriebstypen (Details in Schmidt et al 2017a).

Im Szenario „Reduktionsvorschrift (siehe Anhang Table II) sind die Ausstiegsraten um 2.5 % höher als in den Szenarien mit einem Zertifikatehandel. Dies betrifft vor allem Veredlungsbetriebe (-8.2 %), kombinierte Mutterkuhbetriebe (-8.2 %) und kombinierte Veredlung (-7.3%). Deshalb reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse in diesem Szenario mehr als in den Handelsszenarien. Dies hat damit zu tun, dass die Reduktionsvorschrift vor allem bei dem Betriebstyp der Veredlung wirkt. Das durchschnittliche landwirtschaftliche Einkommen bleibt trotz der erhöhten Ausstiegsrate gleich hoch. In diesem Szenario nimmt vor allem der Einsatz von Kraftfutter um 13.5% ab, aber auch der Einsatz von Mineraldünger reduziert sich um 9.3 %. Die Grünlandfläche nimmt um 4% zu, die offene Ackerfläche nimmt um 4 % ab. Die Tierzahlen nehmen um durchschnittlich um 5 % ab. Besonders stark nehmen Legehennen, Mastsauen und Mastvieh ab.

Referenz/Aktenzeichen:

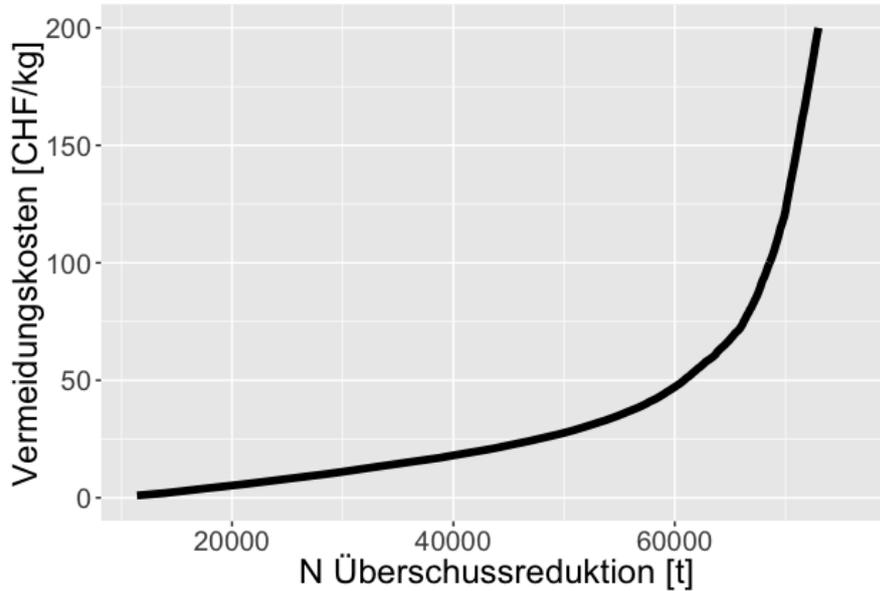


Abb. 6: Sektorale kumulative Vermeidungskostenkurve für Stickstoffüberschüsse nach dem Modell SWISSland

4.4 Konsumsteuer

Unter den zwei Szenarien der Konsumsteuer reduzieren sich die Überschüsse nur geringfügig um 2.1 % im Szenario „Fleisch“ und um 2.3 % im Szenario „Milch&Fleisch“ (Siehe Abb. 7). Die Wirkung der Konsumsteuer wird nicht von den absoluten Preisen bestimmt, sondern von dem Preisverhältnis zwischen verschiedenen Produkten. Da Rindfleisch- und Milchproduktion gekoppelt sind und durch die Steuer die Anzahl Milchkühe sinkt, steigt der Milchpreis im Vergleich zur Referenz in beiden Szenarien an. Detaillierte Erläuterungen zu den Konsumszenarien sind in der Publikation von Schmidt et al. (2017c) enthalten.

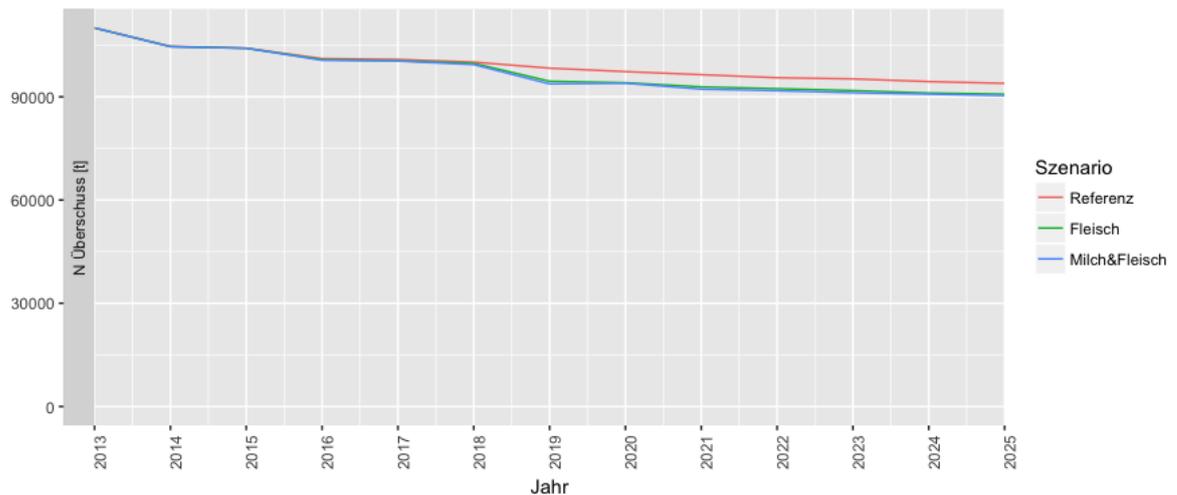


Abb. 7 Stickstoffüberschuss in den Szenarien der Konsumsteuer auf Fleisch (Hauptszenario) und Fleisch- und Milchprodukte im Vergleich zum Referenzszenario

5 Diskussion

Die Wirkung der untersuchten Instrumente ist mit einer zusätzlichen Wirkung zum Referenzszenario AP 14-17 von 2.1- 9.2 % gering. Die geringe Wirkung hängt mit den hohen relativen Deckungsbeiträgen pro kg Stickstoff zusammen und dem Effekt der Reduktion von Stickstoffinput auf die Stickstoff- outputs. Dies führt zu hohen Vermeidungskosten pro Kilogramm Stickstoffüberschuss.

Eine Stickstoffpolitik muss nach Sutton et al. (2011)

1.) *politikrelevant und wirksam sein*: Dies ist bei negativen ökonomischen Anreizinstrumenten, die auf den Stickstoffüberschuss abzielen, theoretisch der Fall, da sie die ganzheitliche Reduktion der Stickstoffverschmutzungen verfolgen. Dies verringert auch das Risiko, dass Umweltprobleme auf andere Umweltgüter verlagert werden. Die drei modellierten Instrumente in Verbindung mit den angenommenen Ausprägungen reduzieren die Stickstoffüberschüsse mit 2-9 % im Vergleich zum Referenzszenario aber zu wenig stark und sind daher nicht effektiv in der Reduktion der Schweizer Stickstoffüberschüsse im Hinblick die Umweltziele Landwirtschaft. Um die Umweltziele Landwirtschaft für Nitrat und Ammoniak einzuhalten, müssten die Überschüsse etwa halbiert werden (BAFU & BLW 2008). Die geringe Wirkung der preisbasierten Instrumente beziehungsweise die hohen Kosten der mengenbasierten Instrumente liegen an den hohen relativen Deckungsbeiträgen² pro Stickstoffeinheit, da die Kosten für den Stickstoffeinsatz im Vergleich zu den Gesamtkosten und zum Nutzens gering ist, was zu hohen Vermeidungskosten führt.

2.) *wissenschaftlich solide und messbar sein*: Sowohl bei den Methoden der Stickstoffbilanzen als auch bei den Zusammenhängen im Stickstoffkreislauf bestehen grosse Unsicherheiten. Exakte Messungen sind sehr aufwändig und die Kontrollen besonders beim Zertifikatehandel auf Überschüssen würden zu einem hohen administrativen Aufwand führen. Zudem werden die modellierten Instrumente nicht regional spezifiziert. Dies kann lokale Überschussprobleme unter Umständen verstärken, wie das auch in Arbeiten von Jayet & Petsakos (2013), Ramilan et al. (2011) und Schou et al. (2000) bestätigt wurde. Eine differenziertere Politik würde den administrativen Aufwand zusätzlich erhöhen (Schou et al. 2000, Jayet & Petsakos 2013); Da unser Modell nicht räumlich explizit ist, können wir in dieser Untersuchung keine Aussagen zur quantitativen Wirkung der Instrumente auf Stickstoffüberschuss-Hotspots machen. Grundsätzlich kann ein uniformes markbasiertes Instrument die lokale Konzentrierung von stickstoffintensiven Betrieben nicht verhindern (Jayet & Petsakos 2013).

3.) *kosteneffizient sein*: Ökonomische Instrumente gelten grundsätzlich als kosteneffizient, da sie den Akteuren Entscheidungsspielraum lassen, ob und wie sie die internalisierten Kosten einsparen wollen (Fees & Seelinger 2013) (siehe Kapitel 2.2) Der Deutsche Sachverständigen-Rat für Umweltfragen präzisiert jedoch: „Wenn Emissionen räumlich gezielt vermieden werden sollen, erweisen sich ökonomische Instrumente tendenziell als nicht kosteneffizienter als regulatorische Instrumente“ (Faulstich et al. 2015a). Durch die Schwierigkeiten, die Stickstoffverluste und deren Wirkungen auf die Umwelt zu messen (siehe Kapitel 2.1), sind Instrumente, die auf die direkte Vermeidung der Stickstoffverschmutzung abzielen, allerdings gar nicht möglich. Dies reduziert die Wirksamkeit der Instrumente und erhöht die Kosten je Einheit verbesserter Umweltwirkung. Neben den allfälligen Kosten, die ein Instrument durch die Reduktion des Einkommens verursacht, spielen die Transaktionskosten eine Rolle für die Kosteneffizienz eines Instruments. Zu den Transaktionskosten gehören alle Massnahmen, welche nötig sind, um ein Instrument erfolgreich zu etablieren, wie zum Beispiel Kontrollen und Informationen von Involvierten. Die Transaktionskosten sind beim Zertifikatehandel besonders relevant, da die Etablierung eines Handels und das Monitoring teuer wären. Diese Kosten sind bei Inputsteuern oder - abgaben vergleichsweise gering (Rougoor et al. 2001)

4.) *politisch legitimiert sein (Akzeptanz und Fairness)*: In Bezug auf Fairness wird oft das Verursacherprinzip als Ideal angesehen. Einige Autoren argumentieren, dass dieses bei einer Konsumsteuer besser erfüllt sei als bei Instrumenten, die auf die Produktion abzielen, da der Konsument mit der Nachfrage nach umweltbelastenden Produkten die Umweltbelastung mitverursacht und die Kosten zwischen Konsumenten und Produzenten aufgeteilt werden (Faulstich et al. 2015a). Einheitlich wirkende Politiken, wie z.B. unsere untersuchten Instrumente, werden häufig als nicht fair angeschaut, da in vielen Fällen

² relativer Deckungsbeitrag : Deckungsbeitrag relativ zum Produktionsfaktorverbrauch

Referenz/Aktenzeichen:

grosse Verschmutzter weniger stark betroffen sind (Shortle & Horan 2001). Durch die gemäss Modellresultate geringe Wirkung der Instrumente ist damit zu rechnen, dass die politische Akzeptanz gering ausfällt. Stickstoffverschmutzung gehört auch zu den Thematiken, die von Prittwitz (2011) als „Katastrophenparadox“ bezeichnet. Das Umweltproblem wird als dringend und wichtig beschrieben. Da soziale ökonomischen und technischen Problemlösungsstrategien fehlen, wird das Problem trotz der Dringlichkeit mehrheitlich ignoriert (Faulstich et al. 2015a).

Das Ziel eines neuen Instruments ist, bereits vorhandene Instrumente durch kosteneffizientere Instrumente zu ersetzen oder in ihrer Wirkungsweise zu verstärken und Redundanzen zu vermeiden. Um lokale Stickstoffüberschuss-Hotspots zu vermeiden, muss die Suisse-Bilanz oder ein anderes regulatives Instrument auch bei der Einführung eines Anreizinstrumentes beibehalten werden, wie das auch Fees & Seelinger (2013) bei Umweltproblemen mit lokalen Auswirkungen empfehlen. Da verschiedene Direktzahlungen wie Beiträge zur extensiven Produktion oder graslandbasierten Milch- und Fleischproduktion (indirekt) einen Anreiz für die Reduktion der Überschüsse geben, wären zusätzliche ökonomische Anreize teilweise redundant. Dies wird sichtbar durch die Reduktion der Stickstoffüberschüsse, die als Folge der Einführung der AP 14-17 im Referenzszenario nach unseren Modellberechnungen erwartet wird (siehe Abb. 2a). Auch die Vermeidungskostenkurve (Abb. 6), welche die x-Achse nicht am Nullpunkt schneidet, deutet an, dass Reduktionspotenzial unter der AP 14-17 besteht. Dies bedeutet, dass es sich für Landwirte bereits unter der AP 14-17 lohnt, die Stickstoffinputs zu reduzieren. Unsere Sensibilitätsanalyse zeigt auf, dass die Stickstoffüberschüsse von einer Vielzahl von Faktoren, wie die Möglichkeit, auf Bio umzustellen, Preise und Direktzahlungen beeinflusst werden. Insbesondere die Versorgungssicherheitsbeiträge haben einen Einfluss auf die Stickstoffüberschüsse (Schmidt et al. 2017). Die Versorgungssicherheitsbeiträge für offene Ackerflächen, Ackerbrachen und übrige Flächen fallen unterschiedlich hoch aus. Dadurch verschieben sich je nach Höhe des Beitrags der Anteil an zwischen Grünland und Ackerland. Einzelbetrieblich spielen die Produzentenpreise auf dem Level der Vermeidungskosten eine grosse Rolle. Der Einfluss ist aber in unterschiedlichen Betriebstypen teilweise gegensätzlich, was dazu führt, dass eine uniforme Konsumsteuer in gewissen Betrieben trotz Senkung der Produzentenpreise die Vermeidungskosten erhöht (Schmidt et al. 2017c).

Ein wesentlicher Faktor für die Wirksamkeit einer **Lenkungsabgabe** ist die Preiselastizität der Nachfrage. Eine Preiselastizität der Nachfrage, welche höher als -1 ist, wird als unelastisch bezeichnet. Bei einer unelastischen Nachfrage gehen die nachgefragten Mengen im Verhältnis zum Preisanstieg wenig zurück. In unserer Modellierung fällt die Preiselastizität mit -0.03 ausserordentlich gering aus. Andere Studien (Rougoor et al. 2001, Berntsen et al. 2003, Finger 2012, Merel et al. 2013) gehen auch von einer unelastischen Nachfrage aus, welche aber im Bereich von -0.1 bis -0.5 liegen. Die meisten dieser Studien berücksichtigen ausschliesslich den Ackerbau, während wir ein agentenbasiertes Modell mit allen Betriebstypen (tierischer und pflanzlicher Produktion) verwendeten. Hartmann et al. (2007) hat festgestellt, dass eine stärkere Wirkung auf die Nitratverluste erst ab einer Abgabehöhe von 12 CHF/kg zu erwarten ist. Lenkungsabgaben führen generell dazu, dass technisches Reduktionspotential verwirklicht wird, da durch die Lenkungsabgaben die Vermeidungskosten sinken.

In unserem Modell sind die Möglichkeiten, auf die Instrumente zu reagieren beschränkt (siehe Kap. 3.4). Technische Möglichkeiten, wie den gezielteren Einsatz von Dünger mit Hilfe von Sensoren oder die verlustärmere Ausbringung von Gülle könnten den Stickstoffüberschuss um 3 bis 11 % reduzieren (Faulstich et al. 2015a und Peter et al. 2010). Eine stickstoff- und phosphorreduzierte (NPr) Fütterung könnte die Überschüsse der Schweizer Landwirtschaft um 1% reduzieren (Schmidt et al. 2017b). Diese Möglichkeiten stehen im Modell nicht explizit zur Verfügung. Da einige Anwendungen bei den Agenten bereits im Einsatz sind, haben diese geringere Kosten für die Düngung, was den wirtschaftlichen Erfolg vergrössert und somit die Wahrscheinlichkeit der Betriebsaufgabe verringert. Dennoch werden die Vermeidungskosten durch diese Modelleinschränkungen leicht überschätzt, was zu einer Unterschätzung der Wirkung der Instrumente führt. Eine N Lenkungsabgabe würde zu einem vermehrten Einsatz dieser Technologien führen, da sich der Einsatz dieser Technologien besser auszahlen würde. Gemäss Peter et al. (2010) ist das technische Minderungspotential für Ammoniakemissionen bei Vermeidungskos-

Referenz/Aktenzeichen:

ten von 12 CHF 10%. Durch den Einsatz von Minderungstechniken wird nicht zwingend der Stickstoffüberschuss reduziert. Es besteht aber die Gefahr, dass die Stickstoffverluste nach Lachgas, Nitrat verlagert werden oder es zu Interaktionen mit dem Phosphor- oder Kohlenstoffkreislauf kommt (Loyon et al. 2016, Stevens & Quinton, 2009).

Eine Stickstofflenkungsabgabe soll zu einer Verbesserung der Stickstoffnutzungseffizienz führen (Rougoor et al. 2001). Die Tierproduktion hat eine deutlich geringere Stickstoffnutzungseffizienz als die Pflanzenproduktion (Faulstich et al. 2015a) und hat häufiger sehr hohe Stickstoffinputs (Jan et al. 2013). Da in der Tierhaltung höhere Deckungsbeiträge pro Kilogramm Stickstoff erzielbar sind als im Pflanzenbau, werden diese Aktivitäten kaum reduziert (Berntsen et al. 2003, Schmidt et al. 2017b). Dies kann zur Folge haben, dass bei tiefen Steuersätzen die Stickstoffverluste sogar im Vergleich zum Referenzszenario erhöht werden, da auf Aktivitäten mit einem höheren Gewinn pro Stickstoffeinheit gewechselt wird (Pan & Hodge 1994, Jayet & Petsakos 2013). Der Wechsel auf profitablere Produktionszweige zeigt sich auch in der Modellierung der Düngerabgabe und der Futtermittelabgabe. Während die Düngerabgabe eine relevante Wirkung zeigt wegen den tiefen relativen Deckungsbeiträgen pro Stickstoffeinheit im Ackerbau, reduzieren sich die Stickstoffüberschüsse bei der Futtermittelabgabe wegen den hohen relativen Deckungsbeiträgen pro Stickstoffeinheit in der Tierproduktion kaum. Die Stickstofflenkungsabgabe wirkt einseitig auf die Stickstoffinputs. Werden dabei gleichzeitig die Stickstoffoutputs reduziert, kann das zu höheren Stickstoffverlusten führen. So wird zum Beispiel der Anbau von Raps unter einem Abgabeszenario stark reduziert (siehe Anhang Table I) auch wenn die Stickstoffeffizienz dieser Kultur im Vergleich zu anderen Aktivitäten hoch ist. Inputabgaben oder -steuern sind relativ leicht zu implementieren, haben aber den Nachteil, dass sie nicht direkt mit dem Umweltproblem gekoppelt sind, da der Einsatz von Stickstoff nicht unbedingt in einem linearen Verhältnis zu den Umweltwirkungen steht (Merel et al. 2013). Dies führt dazu, dass die Umweltbelastung weniger stark abnimmt, als die N Inputs, womit die Kosteneffizienz geringer ausfällt. Berntsen et al. (2003) schlagen Steuern vor, die auf die Betriebstypen abgestimmt werden, da unterschiedliche Betriebstypen auf die verschiedenen Instrumente unterschiedlich stark reagieren. Dies könnte ein gangbarer Weg sein, beinhaltet aber immer noch eine Generalisierung und könnte zu unerwünschten Effekten führen, in dem die Betriebe sich so anpassen, dass sie in eine für sie optimalere Betriebstypologie passen (in der Regel an oberen oder unteren Limits) und es zu einer Verlagerung des Umweltproblems kommt.

In Schläpfer (2016) wird eine Lenkungsabgabe auf Stickstoffüberschüsse als ein möglicher Lösungsvorschlag angesehen. Auch in diesem Fall ist die erwartete geringe Preiselastizität ein Hindernis für die Wirksamkeit dieses Instruments. Ausserdem schlägt Schläpfer vor, die Überschüsse in der Suisse-Bilanz zu berechnen. Die Suisse-Bilanz eignet sich aber nicht als Umweltindikator, weil nicht-vermeidbare Stickstoffverluste abgezogen werden, die trotzdem eine Umweltwirkung haben.

In Anbetracht der hohen Unsicherheiten bezüglich der Höhe der Vermeidungskosten hat der **Zertifikatehandel** den Vorteil, dass die zu reduzierende Emissionsmenge vorgegeben werden kann und das Instrument dadurch ökologisch treffsicherer ist (Soderholm&Christiernsson 2008). Die Vermeidungskosten stehen nicht zwingend im Verhältnis zu den Stickstoffüberschüssen. So gibt es Betriebe mit hohen Stickstoffüberschüssen und geringen Vermeidungskosten und solche mit hohen Vermeidungskosten und geringen Stickstoffüberschüssen (Ramilan et al. 2011, Schmidt et al. 2017a). Auch Jan et al. (2013) hat festgestellt, dass Betriebe mit hohen Stickstoffintensitäten unter Umständen einen geringen Arbeitsverdienst aufweisen. In unseren Simulationen haben wir ohne Nachfragemodul gerechnet. Somit sind die Produzentenpreise konstant. Dies führt zu einer Unterschätzung der Vermeidungskosten. Die einzelbetrieblichen und kumulierten Vermeidungskosten wurden wegen des Rechnungsbedarfs nur für das Jahr 2015 geschätzt, was bedeutet, dass in den Ergebnissen die in Realität dynamische Anpassung nicht ersichtlich ist.

Bei einem Zertifikatehandel ist die Verteilung der Zertifikate von Bedeutung für die Akzeptanz eines Instruments. Mit der Methode des Grandfathering, welche Betrieben Zertifikate abhängig von ihren bisherigen Überschüssen zuteilt, sind diejenigen Betriebe, die bisher eine hohe Verschmutzung aufweisen, bevorzugt. Zusätzlich könnte diese Methode dazu führen, dass Betriebe ihre Überschüsse vor der Einführung noch einmal erhöhen (O'Shea 2002). Bei einer Verteilung nach Grandfathering steigen Be-

Referenz/Aktenzeichen:

triebe, die kaum Anpassungsmöglichkeiten haben, wie Betriebe mit Pferden, Schafen und Ziegen, vermehrt aus. Die Verteilung der Zertifikate auf der Grundlage der Fläche stellt daher eine fairere Alternative dar. Sie kann aber zu stärkeren Veränderungen in der landwirtschaftlichen Struktur führen, da stickstoffintensive Betriebstypen wie Veredlungsbetriebe unter der flächenbasierten Verteilung vermehrt aussteigen. Auch die Reduktionsvorschrift hat eine Wirkung auf den Strukturwandel, da sie vor allem die intensiven Betrieben zur Aufgabe der Produktion bringt. Eine räumlich differenzierte Reduktionsvorschrift hat im Vergleich zu den marktbasierenden Instrumenten den Vorteil, dass keine räumlichen Stickstoffüberschuss-Hotspots entstehen.

Der Zertifikatehandel unterscheidet sich von der Lenkungsabgabe in zwei wesentlichen Punkten. Beim Zertifikatehandel handelt sich um ein mengenbasiertes Instrument, während die Lenkungsabgabe ein preisbasiertes Instrument ist. Dies hat vor allem Auswirkungen auf die Transaktionskosten, in der Effizienz unterschieden sich die Instrumente theoretisch nicht (Fees & Seelinger, 2011). Der Unterschied der Instrumente zwischen den Einkommen ist moderat. Dies liegt an der Rückverteilung der Einnahmen beziehungsweise der kostenlosen Ausgabe der Zertifikate. Der zweite Unterschied sind die Wirkungsfelder der modellierten Instrumente. Der Zertifikatehandel wirkt auf die Stickstoffüberschüsse, während die Lenkungsabgabe auf die Stickstoffinputs in Form von Mineraldünger und Futtermittel wirkt. Die Kosten für die Reduktion von einem Kilogramm Stickstoffüberschuss sind bei der Restriktion der Überschüsse geringer als bei der Restriktion auf die Inputs, da im Zertifikatehandel die Outputs konstant bleiben, während sie bei der Lenkungsabgabe zurückgehen. Durch die höheren Kosten bei der Umsetzung und Überprüfung des Instruments würde dieser Kostenvorteil wahrscheinlich kompensiert. Die beiden Instrumente wirken produktionsseitig. Bei einem unveränderten Konsum bewirken sie eine Verlagerung der Stickstoffverluste ins Ausland.

Bei räumlich differenzierten Reduktionsvorschrift, die sich an der jeweiligen ökologischen Tragfähigkeit orientieren, ist es möglich, aktuell bestehende regionale Überschussprobleme zu lösen. Dies könnte aber erhebliche Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Struktur haben und regional auf grossen Widerstand stossen, da in die Eigentumsrechte eingegriffen wird. Um räumliche Verlagerungseffekte zu verhindern muss eine Reduktionsvorschrift sich an den jeweiligen Ökosystemen orientieren. Die Vorschrift muss unabhängig davon bestehen, ob lokale Überschussprobleme vorhanden sind. Ansonsten kann es dazu führen, dass in Gebieten mit einer Belastung zu einer Reduktion kommt, gleichzeitig eine Verlagerung der Produktion in ökologisch sensitive Gebiete das Problem nicht gelöst wird. Das Modell SWISSland ist nicht räumlich explizit und kann daher keine räumlich differenzierte Reduktionsvorschrift modellieren.

Die Erhöhung der Lebensmittelpreise durch eine **Konsumsteuer** macht aus Sicht des Verursacherprinzips Sinn, da durch die Nachfrage der Konsumenten nach stickstoffintensiven Lebensmitteln auch die „Nachfrage“ nach Umweltverschmutzung zunimmt. In unserem Fall konnten wir aber die Umweltverschmutzung nur sehr generell im Preis abbilden, indem wir die tierischen Produkte verteuerten, welche sehr viel grössere Stickstoffverluste aufweisen als pflanzliche Produkte. Dabei konnten wir aber nicht nach der Umweltwirkung in der Produktion differenzieren. Die Veränderung der Essgewohnheiten ist ein Schlüsselement im Hinblick auf eine ressourceneffizientere Ernährung. Westhoek et al. (2014) schätzen, dass sich bei einer Reduktion des Konsums von tierischen Produkten auf die Hälfte des heutigen Konsums die Stickstoffeffizienz unserer Ernährung mehr als verdoppeln kann und die Emissionen von Ammoniak um 40% reduziert werden. Durch die geringe Preiselastizität der Konsumentennachfrage ist die Wirkung der Konsumsteuer aber gering. Ein Teil der Reduktion von tierischen Lebensmittel wird über die Reduktion von Importen dieser Produkte erzielt, wodurch die Wirkung auf die lokalen Problematiken in der Systemgrenze Schweiz nahezu ausbleibt.

Eine Preiserhöhung der Produkte durch eine Konsumsteuer beeinflusst hauptsächlich einkommensschwache Bevölkerungsgruppen, da sie sich die besteuerten Produkte weniger leisten können (Gazzani 2014). Zusätzlich könnte eine Konsumsteuer in der Schweiz einen verstärkenden Effekt auf den Ein-

Referenz/Aktenzeichen:

kaufstourismus haben. In Dänemark wurde festgestellt, dass dieser Effekt aber von anderen Mehrwertsteuern stärker beeinflusst wird (ECORYS 2014). In der Schweiz sind die Mehrwertsteuern weniger hoch, dafür ist der Einfluss des Wechselkurses zum Euro relevant.

Die absoluten Preise beeinflussen die Stickstoffüberschüsse nicht in der gleichen Masse wie der veränderte Preisunterschied zwischen den Produkten (Janssen & van Ittersum 2007). Die Konsumsteuer wirkt gering, da die Steuer zu einer Verlagerung der Produktion ins Ausland führen kann, um die Wirkung der Steuer zu kompensieren und da der Milchpreis steigt.

Die Steuern oder Lenkungsabgaben auf Inputs oder Outputs machen Sinn, wenn das Monitoring einer Umweltverschmutzung wenig ausgeprägt ist. Da die Substituierbarkeit von Stickstoffinputs gering ist, sind Instrumente, welche auf den Konsum der landwirtschaftlichen Erzeugnisse wirken, theoretisch besser geeignet (Schmutzler & Goulder 1997). Die Wirkung der Konsumsteuer fällt aber gering aus. Die Konsumsteuer wirkt vor allem über die Reduktion der Einkommen, was ein Rückgang der Anzahl Betriebe zur Folge hat. Durch die stärkere Wirkung der Konsumsteuer auf das Angebot von Lebensmittel als auf die Nachfrage kommt es ebenfalls zu einer Verlagerung der Stickstoffverluste ins Ausland. Beide Instrumente wirken sowohl auf die Stickstoffinputs wie auf –outputs, so dass der Stickstoffüberschuss nur gering sinkt.

Bei den vorhandenen Instrumenten hat der ökologische Leistungsnachweis einen relevanten Effekt auf die Stickstoffüberschüsse das sich die ausgebrachten Mengen am Bedarf der Kulturen orientieren muss. Die begrenzte Wirkung zeigt aber Optimierungsbedarf auf. Der Begriff einer „ausgeglichene“ Bilanz ist jedoch nicht zutreffend, da er den Eindruck vermittelt, dass das Problem gelöst ist. Angemessener scheint uns das Wort „bedarfsgerecht“. Abgesehen davon hat die Suisse-Bilanz ein Compliance-Problem. Der Einsatz von Mineraldünger und Futtermitteln ist schwer zu kontrollieren (Bosshard et al. 2012). Die Suisse-Bilanz ist ein Instrument der Konsistenz (vgl. Kap. 2.2.1) und möchte die Kreislaufwirtschaft verbessern, indem der anfallende Hofdünger besser verwertet wird. Der Hofdünger hat aber im Vergleich zum Mineraldünger eine geringe und wenig vorhersehbare Düngewirkung und wird daher von Ackerbaubetrieben nur schlecht angenommen, hat also einen negativen ökonomischen Wert (Feinerman&Komen 2005). Ausserdem wären einige in der Suisse- Bilanz als unvermeidbar angenommene Verluste mit den heutigen technischen Möglichkeiten vermeidbar. Lokale Probleme müssen mit spezifischen Instrumenten angegangen werden, wie zum Beispiel mit privaten Verhandlungslösungen (solange die Besitzrechte eine Verschmutzung zulassen) oder mit der Berücksichtigung der kritischen Belastungen in der Bewilligungspraxis von Ställen. Private Verhandlungslösungen könnten nicht nur im Bereich Nitrat, sondern auch im Bereich Ammoniak angewandt werden. Bei diesen Massnahmen darf das Risiko der Problemverlagerung nicht vergessen werden.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass das ökonomische Umfeld einen grossen Einfluss auf den Einsatz von Stickstoff haben kann. So beeinflussen die Preise für landwirtschaftliche Produkte und somit geschützten Grenzen den relativen Deckungsbeitrag pro kg N. Die Wirkung ist der Preise kann gegensätzliche Wirkung auf die Vermeidungskosten haben, da sich damit die Opportunitätskosten zu anderen Produktionsaktivitäten verändern (Schmidt et al. 2017c). Ein Freihandelsszenario reduziert die Stickstoffüberschüsse in einem Umfang von etwa 14 % im Vergleich zum Referenzszenario. Unter einem Freihandelsszenario werden weniger Produkte in der Schweiz produziert. Bei einem unveränderten Konsum müsste somit mehr importiert werden.

Aufgrund der tiefen Stickstoffnutzungseffizienz macht es Sinn, auf einen reduzierten Konsum von Fleisch hinzuwirken, zum Beispiel indem Informationen über die ökologischen und gesundheitlichen Folgen des Fleischkonsums verbessert werden (Faulstich et al. 2015a). Eine verändertes Konsummuster birgt aber das Risiko, dass durch das veränderte Nachfrageverhalten die Preise für umweltbelastende Produkte sinken und sich somit andere Nachfrager vermehrt Fleisch leisten, wodurch die konsumierte Menge nur gering verändert (Faulstich et al. 2015a). Da ein massvoller Fleischkonsum auch gesundheitliche Vorteile aufweist und die Reduktion von Lebensmittelabfällen auch Kosteneinsparungen bringt, könnten den Konsumenten auch Vorteile im Eigeninteresse aufgezeigt werden (Abadie et al. 2016).

Instrumente im Bereich Landwirtschaft müssen nach Stranlund & Chavez (2013) berücksichtigen, dass für die landwirtschaftliche Produktion Stickstoff ein limitierender Faktor ist. Der Nutzen eines Instruments muss gegenüber den Kosten abgewogen werden. Dabei sollten nicht nur ökonomische Kosten einbezogen, sondern auch die lokalen kritischen Belastungsgrenzen berücksichtigt werden. Umfassende Instrumente, welche die Gesamtbelastung reduzieren sind sinnvoll, weil sie weniger Verlagerungseffekte zur Folge haben als Massnahmen die auf ein einzelnes Problem eingehen. Das Verursacherprinzip sollte, wenn immer möglich, angewandt werden. Im landwirtschaftlichen Sektor ist das Verursacherprinzip bisher kaum umgesetzt (Faulstich et al. 2015a). Dies liegt auch daran, dass in der Landwirtschaft eine Vielzahl von Akteuren vorhanden sind und die Quellen diffus sind, was die Kosten für die Kontrollen erhöht (Sutton et al. 2011). Die Verteilung von Nutzen und Kosten sollte fair sein. Insbesondere sollten Transaktionskosten nicht alleine von Behörden getragen werden und alle Akteure sollen sich in der Entwicklung der Projekte beteiligen können, um die Akzeptanz sicher zu stellen (Stranlund & Chavez 2013). Stickstoffpolitik ist nicht alleine eine technische Frage, sondern hat eine starke politische Komponente, da es um eine Abwägung von ökologischen und ökonomischen Interessen geht und technische Massnahmen nicht ausreichen (Daugbjerg 1998). Im Gegensatz zu CO₂ ist das Ziel nicht nur eine Gesamtminderung der Stickstoffüberschüsse, sondern auch die räumliche Auswirkung der Stickstoffeinträge zu reduzieren (Faulstich et al. 2015a). Auch die Forschung sollte mehr auf integrale Lösungen hinwirken und die Zusammenhänge im Stickstoffkreislauf müssen wissenschaftlich vertieft werden (Sutton et al. 2011). Die Wahl der Instrumente hängt von den Informationen und deren Unsicherheiten, der Anzahl Verursacher und den Transaktionskosten ab (O'Shea 2002).

Die Stickstoffüberschussproblematik ist sehr komplex, was zu einem „Katastrophen“- Paradox führt (von Prittwitz, 2011). Dem dringenden Problem fehlen geeignete technische, soziale und ökonomische Lösungsansätze (Faulstich et al. 2015a). Um das vorhandene Potential kosteneffizienter Emissionsminderung auszuschöpfen, sollte ein Massnahmenmix Instrumente der Effizienz, der Konsistenz und der Suffizienz erhalten.

Da die Stickstoffüberschussproblematik von vielfältigen Prozessen und Umweltproblemen geprägt ist, muss ein Instrumentenmix angestrebt werden, der verschiedene Probleme wie die sowohl lokalen wie auch globalen Auswirkungen von Stickstoffverschmutzung und das Risiko von Verlagerungseffekten angeht (OECD 2015, Möhring et al. 2016). Wichtig ist, dass die Wirkungen der Instrumente additiv sind, d.h. dass der Gesamtnutzen mit jedem Instrument weiter ansteigt. In einer ungünstigen Kombination können Instrumente sich in ihrer Wirkung beeinträchtigen und zu einer Erhöhung des Umweltproblems führen (Sutton et al. 2011). Das bedeutet, dass einseitige Massnahmen, die sich nur auf eine Umweltwirkung konzentrieren, auf ihre Wirkung auf andere Umweltproblematiken analysiert werden sollten (Stevens & Quinton 2009). Zu viele Massnahmen können einen Politikmix unflexibel machen (OECD 2007, 2015, Möhring et al. 2016). Ein optimaler Mix enthält generelle Instrumente um räumliche Verlagerungseffekte zu verhindern, spezifische Instrumente um lokale Probleme anzugehen um die Stickstoffverluste aus der Produktion zu reduzieren und Massnahmen auf der Konsumseite um die Nachfrage nach Produkten mit hohen Stickstoffverlusten zu reduzieren.

6 Empfehlungen und Schlussfolgerungen

Instrumente müssen zielgerichtet, kosteneffizient, wissenschaftlich abgestützt und politisch akzeptiert sein, um die Problematik zu lösen. Diese Bedingungen sind bei den im vorliegenden Bericht untersuchten Instrumenten nicht genügend erfüllt. Die untersuchten Instrumente haben insbesondere in der Tierhaltung, wo der grösste Handlungsbedarf besteht, eine geringe Wirkung. Wegen der lokalen Auswirkungen der Stickstoffverschmutzung sind die untersuchten ökonomischen Instrumente nicht kosteneffizienter hinsichtlich der Zielerreichung als regulative Instrumente. Durch die Regulierungen in der Schweizer Landwirtschaftspolitik und den Einfluss der Direktzahlungen auf die Produktionsentscheidungen fällt das zusätzliche Reduktionspotential für negative ökonomische Anreize (z.B. Abgaben, Zertifikatehandel, Steuern) gering aus. Es scheint daher sinnvoller, die bereits vorhandenen Instrumente, so

anzupassen, dass sie die Vermeidungskosten weiter senken. Es empfiehlt sich, nicht nur auf ein Instrument zu setzen, besonders da verschiedene Akteure und verschiedene Umweltprobleme im Spiel sind. Es braucht einen ausgewogenen Instrumentenmix, der durch ein allgemeingültiges Instrument, wie einer Reduktionsvorschrift, die generellen Einträge reduziert um räumliche Verlagerungseffekte zu vermeiden und spezifischen Instrumenten, welche lokale Probleme mit geeigneten Instrumenten, wie private Verhandlungslösungen, oder eine restriktive Stallbaubewilligungspraxis, angeht. Werden die Reduktion der Überschüsse nur auf Produktionsseite vorgenommen, verlagern sich die Umwelteffekte ins Ausland. Deshalb ist auch eine Anpassung des Konsums notwendig.

Ein wichtiger Schritt zu einer geringeren Umweltbelastung durch Stickstoffverluste ist die Information der Konsumenten, um das Bewusstsein für die Umweltbelastung der Fleischproduktion zu erhöhen, da die Fleischproduktion eine tiefe Stickstoffnutzungseffizienz aufweist. Diese Massnahme hätte auch positive Auswirkungen auf andere Umweltproblematiken, wie dem Ausstoss von Methangasen, dem Eintrag von Phosphor in die Gewässer, der Belastung der Böden mit Kupfer und Zink, oder dem Schwund der Artenvielfalt verursacht durch Eutrophierung von nährstoffarmen Ökosystemen. Die Reduktion des Fleischkonsums wirkt auch einheitlich und eignet sich daher nicht um regionale Probleme anzugehen.

Der grosse Wert der Suisse-Bilanz liegt in ihrem Nutzen als Beratungsinstrument. Sie hilft Landwirten, sich über ihre eigenen Ressourcen bewusst zu werden. Sie darf aber nicht als ausgeglichen bezeichnet werden, da viele Verluste nicht berücksichtigt sind. Dies erschwert die Kommunikation zur Stickstoffproblematik, da der Begriff „ausgeglichen“ das Problem marginalisiert. Die Suisse-Bilanz berücksichtigt die regionalen Gegebenheiten wie die Tragfähigkeit der Ökosysteme und erlaubt einen mit den verschiedenen Abzugsmöglichkeiten sowie der 10% Toleranz zu grossen Spielraum. Deshalb ist sie ungeeignet, um die Stickstoffüberschussprobleme zu lösen. Eine regional differenzierte Reduktionsvorschrift könnte die Probleme gezielter angehen. Die Auswirkungen einer regional differenzierten Reduktionsvorschrift müsste aber noch genauer analysiert werden und würden den Strukturwandel verstärken. Eventuell sollte bei einer Einführung ein schrittweiser Absenkungspfad verfolgt werden. Hotspots können zusätzlich durch eine konsequentere Bewilligungspraxis für neue Ställe und durch die gezielte Förderung innovativer Technologien (wie heute mit Ressourcenprogrammen und flächendeckend mit Ressourceneffizienzbeiträgen) angegangen werden.

Um die Umweltziele Landwirtschaft zu erreichen, reicht keines der in diesem Bericht angesprochenen Instrumente aus. Es müssten wirkungsvollere Massnahmen ergriffen werden, wie zum Beispiel eine stärkere Beschränkung der maximalen Tierzahlen, die ausgeglichene Fütterung auf der Basis von Futtermitteln, die nicht in Konkurrenz mit der menschlichen Ernährung stehen (feed no food), eine Reduktion des Konsums von tierischen Produkten oder Direktzahlungen nur für Biobetriebe, anstelle von ÖLN-Betrieben. Solche Massnahmen brauchen aber eine weitere Evaluation, sowohl auf ihre tatsächliche Wirksamkeit wie auch auf ihre Akzeptanz.

Wichtig ist auch das Vorantreiben der Forschung und Entwicklung um das Verständnis des Stickstoffkreislaufes zu verbessern und die Stickstoffeffizienz zu erhöhen. Um Massnahmen besser zu evaluieren und zu entwickeln, sollten Forschungsarbeiten besser koordiniert werden. Stickstoff wird häufig nur in den einzelnen Systemen (Gewässer, Luft, Boden) oder als einzelne Stickstoffverbindung erforscht. Die Stickstoffüberschussproblematik sollte aber ganzheitlich berücksichtigt werden, um Problemverlagerungen erkennen zu können. Stickstoffverschmutzung ist schlecht zu beobachten und zu bewerten, da die Prozesse sowohl räumlich wie auch zeitlich variabel sind und je nach Austragungsort unterschiedlich starke Umweltwirkungen haben. Dies erschwert die Bewertung des Nutzens einzelner Massnahmen. Um die Zielerreichung in der Emissionsminderung regional überprüfen zu können braucht es neue Messmethoden. In diesen Bereichen besteht weiterer Forschungsbedarf.

In der Stickstoffüberschussproblematik bieten sich keine einfachen Lösungen an. Die gesellschaftlichen, ökonomischen oder technischen Lösungsmöglichkeiten sind ungenügend entwickelt, so dass das sehr dringende Umweltproblem ungelöst bleibt. Die Akteure in der Schweizer Landwirtschaft sind sich heute uneins darüber, inwieweit die bestehenden regulativen Instrumente zur Minderung von Stickstoffemissionen konsequent genutzt werden. Weitgehend einig sind sie sich jedoch über die Tatsache, dass

die Ziellücken im Bereich Stickstoff besonders hoch sind, sodass die Suche nach weiteren politischen Steuerungsmöglichkeiten wichtig ist.

7 Literaturverzeichnis

- Abadie, L. M., I. Galarraga, A. B. Milford, & G. W. Gustavsen. 2016. Using food taxes and subsidies to achieve emission reduction targets in Norway. *Journal of Cleaner Production* **134**, Part A:280-297.
- Albert, E., H.-H. Kowalewsky, F. Lorenz, U. Ortseifen, & L. von Schintling-Horny. 2006. N-Düngung effizient gestalten. DLG e.V., Frankfurt am Main.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) & BLW (Bundesamt für Landwirtschaft). 2008. Umweltziele Landwirtschaft - Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Page 221. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Berntsen, J., B. M. Petersen, B. H. Jacobsen, J. E. Olesen, & N. J. Hutchings. 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems* **76**:817-839.
- BLV (Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen). 2017. Fleischkonsum in der Schweiz 2014/15. *BLV*. Bern.
- Bosshard, C., E. Spiess, & W. Richner. 2012. Überprüfung der Methode Suisse- Bilanz: Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz- Tänikon ART.
- Bundesamt für Landwirtschaft (BLW). 2013. Grundlagensammlung- Projekte nach Artikel 62a GschG- Nitratprojekte. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- Bundesamt für Landwirtschaft (BLW). 2017. Überblick-Direktzahlungen an Schweizer Ganzjahresbetriebe. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU), und Bundesamt für Landwirtschaft (BLW). 2016. Umweltziele Landwirtschaft - Statusbericht 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Claassen, R., & R. D. Horan. 2001. Uniform and non-uniform second-best input taxes. *Environmental & Resource Economics* **19**:1-22.
- Daugbjerg, C. 1998. Power and policy design: A comparison of green taxation in Scandinavian agriculture. *Scandinavian Political Studies* **21**:253-284.
- ECORYS. 2014. Food taxes and their impact on competitiveness in the agri-food sector- Final report. Ecorys. Rotterdam, Netherlands.
- Faulstich, M., K. Holm- Müller, H. Bradke, C. Callies, H. Foth, M. Niekisch, & M. Schreurs. 2015a. Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
- Fees, E. & A. Seelinger. 2013. Umweltökonomie und Umweltpolitik. 4th edition. Vahlen, München.
- Feinerman, E., & M. H. C. Komen. 2005. The use of organic vs. Chemical fertilizer with a mineral losses tax: The case of dutch arable farmers. *Environmental & Resource Economics* **32**:367-388.
- Finger, R. 2012. Nitrogen use and the effects of nitrogen taxation under consideration of production and price risks. *Agricultural Systems* **107**:13-20.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. W. Howarth, E. B. Cowling, & B. J. Cosby. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience* **53**:341-356.
- Gazzani, F. 2014. Task A Theoretical Background of Agri-Environmental Instruments in Agricultural Policy.
- Hartmann, M., W. Hediger, & S. Peter. 2007. Reducing nitrogen losses from agricultural systems—an integrated economic assessment. *in* 47th annual conference of the GEWISOLA (German Association of Agricultural Economists) and the 17th annual conference of the OGA (Austrian Association of Agricultural Economists), 'Changing Agricultural and Food Sector', Freising/Weißenstephan, Germany.
- Hinton, S. 2014. Experiences with price- and certificate- based solutions to obtain environmental goals (task B).
- Jan, P., C. Calabrese, & M. Lips. 2013. Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 1: Analyse auf gesamtbetrieblicher Ebene., Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz- Tänikon ART, Ettenhausen.

- Janssen, S., & M. K. van Ittersum. 2007. Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. *Agricultural Systems* **94**:622-636.
- Jayet, P.-A., & A. Petsakos. 2013. Evaluating the Efficiency of a Uniform N-Input Tax under Different Policy Scenarios at Different Scales. *Environmental Modeling & Assessment* **18**:57-72.
- Kolstad, C. K. 2000. *Environmental economics* Oxford University Press, New York.
- Loyon, L., Burton, C. H., Misselbrook, T., Webb, J., Philippe, F. X., Aguilar, M. & Bonmati, A. (2016). Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of environmental management*, *166*, 1-11.
- Hartmann, Michael, Hediger, Werner, & Peter, Simon. (2007). *Reducing nitrogen losses from agricultural systems—an integrated economic assessment*. Paper presented at the 47th annual conference of the GEWISOLA (German Association of Agricultural Economists) and the 17th annual conference of the OGA (Austrian Association of Agricultural Economists), 'Changing Agricultural and Food Sector', Freising/Weihenstephan, Germany.
- Mack, G. 2015. How did farmers act? An ex-post validation of normative and positive mathematical programming for an agent-based sector model. Paper presented at the International Conference of agricultural economists, Milan.
- Mack, G., & D. Hoop. 2013. Modelling structural-change-related shifts in labour input in the agent-based sector model SWISSland. *Yearbook of Socioeconomics in Agriculture YSA* **2013**:177-199.
- Mack, G., & S. Mann. 2008. Defining elasticities for PMP models by estimating marginal cost functions based on FADN Data: the case of Swiss dairy production. *in* 107th EAAE Seminar 'Modelling of Agricultural and Rural Development Policies', Paper presentation.
- Mack, G., A. Möhring, A. Ferjani, A. Zimmermann, & S. Mann. 2013. Transfer of single farm payment entitlements to farm successors: impact on structural change and rental prices in Switzerland. *Bio-based and Applied Economics* **2**:113-130.
- Mack, G., A. Möhring, A. Zimmermann, M.-P. Gennaio, S. Mann, & A. Ferjani. 2011. Farm entry policy and its impact on structural change analysed by an agent-based sector model. *in* presentation at the EAAE 2011 Congress Change and Uncertainty Challenges for Agriculture, Food and Natural Resources August.
- Mann, S., A. Ferjani, A. Zimmermann, G. Mack, & A. Möhring. 2013. Wie sähe ein Bioland Schweiz aus? *Agrarforschung Schweiz* **4**:172-183.
- Mann, S., A. Zimmermann, A. Möhring, A. Ferjani, G. Mack, & S. Lanz. 2012. Welche Auswirkung hat die Umlagerung der tierbezogenen Direktzahlungen. *Agrarforschung Schweiz* **3**:284-291.
- Merel, P., F. J. Yi, J. Lee, & J. Six. 2013. A regional bio-economic model of nitrogen use in cropping. *American Journal of Agricultural Economics* **96**:67-91.
- Möhring, A., A. Ferjani, G. Mack, S. Mann, & A. Zimmermann. 2016a.  Modellprojektionen mit SWISSland zum Zahlungsrahmen 2018--2021. Agroscope, Ettenhausen.
- Möhring, A., G. Mack, & A. Ferjani. 2014. SWISSland-ODD Protocol. Agroscope, Ettenhausen.
- Möhring, A., G. Mack, & C. Willersinn. 2012. Gemüseanbau—Modellierung der Heterogenität und Intensität. *Agrarforschung Schweiz* **3**:382-389.
- Möhring, A., G. Mack, A. Zimmermann, A. Ferjani, A. Schmidt, & S. Mann. 2016b. Agent-Based Modeling on a National Scale- Experience from SWISSland. Agroscope, Ettenhausen.
- Möhring, A., G. Mack, A. Zimmermann, M. P. Gennaio, S. Mann, & A. Ferjani. 2011. Modellierung von Hofübernahme- und Hofaufgabeentscheidungen in agentenbasierten Modellen. *Yearbook of Socioeconomics in Agriculture* **2011**:163-188.
- Möhring, A., A. Zimmermann, G. Mack, S. Mann, A. Ferjani, & M.-P. Gennaio. 2010a. Modelling structural change in the agricultural sector—An Agent-based approach using FADN data from individual farms. Pages 15-16 *in* 114th EAAE Seminar 'Structural Change in Agriculture', Paper presentation.
- Möhring, A., A. Zimmermann, G. Mack, S. Mann, A. Ferjani, & M.-P. Gennaio. 2010b. Multidisziplinäre Agentendefinitionen für Optimierungsmodelle. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus eV* **45**:329-340.
- O'Shea, L. 2002. An economic approach to reducing water pollution: point and diffuse sources. *Science of the Total Environment* **282**:49-63.
- OECD. 2007. *Instrument Mixes for Environmental Policy*. OECD publications, Paris.

- OECD. 2015. Taxing Energy Use 2015: OECD and Selected Partner Economies. OECD Publishing, Paris.
- Oenema, O., H. Kros, & W. de Vries. 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* **20**:3-16.
- Pan, J. H., & I. Hodge. 1994. Land-use permits as an alternative to fertilizer and leaching taxes for the control of nitrate pollution. *Journal of Agricultural Economics* **45**:102-112.
- Peter, S., M. Hartmann, & W. Hediger. 2006. Entwicklung der landwirtschaftlichen Emissionen umweltrelevanter Stickstoffverbindungen. ETH Zürich, Zürich.
- Peter, S., B. Lehmann, & A. Valsangiacomo. 2010. "Stickstoff 2020"- Möglichkeiten und Einschränkungen zur Vermeidung landwirtschaftlicher Stickstoffemissionen in der Schweiz. Page 120 *in* E. V. EVD, editor. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- Ramilan, T., F. G. Scrimgeour, G. Levy, D. Marsh, & A. J. Romera. 2011. Simulation of alternative dairy farm pollution abatement policies. *Environmental Modelling & Software* **26**:2-7.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F. S. Chapin, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sorlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, & J. Foley. 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* **14**.
- Rougoor, C. W., H. Van Zeijts, M. F. Hofreither, & S. Bäckmann. 2001. Experience with Fertilizer Taxes in Europe. *Journal of Environmental Planning and Management* **44**:10.
- SBV (Schweizer Bauernverband) 2013. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Brugg, Schweiz.
- Schläpfer, F. 2016. Eine Stickstoff-Lenkungsabgabe für die Schweizer Landwirtschaft? *Agrarforschung Schweiz* **7**:496-503.
- Schmidt, A., G. Mack, S. Mann, & J. Six. 2017a. The cost of abating N surplus in different Swiss farms: Effects on introducing economic incentives. (unpublished).
- Schmidt, A., M. Necpalova, A. Zimmermann, S. Mann, J. Six, & G. Mack. 2017b. Direct and indirect economic incentives to mitigate nitrogen surpluses- a sensitivity analysis. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* **20** (4) 7.
- Schmidt, A., M. Necpalova, A. Ferjani, G. Mack & J. Six. 2017. Food taxes: How do change prices affect the nitrogen surplus abatement costs of different types of farms (unpublished).
- Schou, J. S., E. Skop, & J. D. Jensen. 2000. Integrated agri-environmental modelling: A cost-effectiveness analysis of two nitrogen tax instruments in the Vejle Fjord watershed, Denmark. *Journal of Environmental Management* **58**:199-212.
- Semaan, J., G. Flichman, A. Scardigno, & P. Steduto. 2007. Analysis of nitrate pollution control policies in the irrigated agriculture of Apulia Region (Southern Italy): A bio-economic modelling approach. *Agricultural Systems* **94**:357-367.
- Shortle, J. S., & R. D. Horan. 2001. The economics of nonpoint pollution control. *Journal of Economic Surveys* **15**:255-289.
- Soderholm, P., & A. Christiernsson. 2008. Policy effectiveness and acceptance in the taxation of environmentally damaging chemical compounds. *Environmental Science & Policy* **11**:240-252.
- Spiess, E. 2011. Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **91**:351-365.
- Stevens, C. J., & J. N. Quinton. 2009. Diffuse Pollution Swapping in Arable Agricultural Systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **39**:478-520.
- Stranlund, J. K., & C. A. Chavez. 2013. Who should bear the administrative costs of an emissions tax? *Journal of Regulatory Economics* **44**:53-79.
- Sutton, M. A., C. M. Howard, J. W. Erisman, G. Billen, A. Bleeker, G. Perring, H. van Grinsven, & B. Grizzetti. 2011. The European Nitrogen Assessment - Sources, Effects and Policy Perspectives. 1 edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Van Grinsven, H. J. M., Holland M., Jacobsen B. H., Klimont Z., Sutton M.A., & W. W.J. 2013. Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. *Environmental Science & Technology* **47**:3571-3579.

Referenz/Aktenzeichen:

- Vatn, A., L. R. Bakken, H. Lundeby, E. Romstad, P. K. Rorstad, A. Vold, & P. Botterweg. 1997. Regulating nonpoint-source pollution from agriculture: An integrated modelling analysis. *European Review of Agricultural Economics* **24**:207-229.
- Von Blottnitz, H., A. Rabl, D. Boiadjev, T. Taylor, & S. Arnold. 2006. Damage costs of nitrogen fertilizer in Europe and their internalization. *Journal of Environmental Planning and Management* **49**:413-433.
- von Prittwitz, V. 2011. Das Katastrophenparadox- Ist die Menschheit mit der Bewältigung von Hochrisiko-Technologie kognitiv und psychisch überfordert?. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltecht*, **34** (2), 113-118.
- Westhoek, H., J. P. Lesschen, T. Rood, S. Wagner, A. De Marco, D. Murphy-Bokern, A. Leip, H. van Grinsven, M. A. Sutton, & O. Oenema. 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change* **26**:196-205.
- Westhoek, H., R. van den Berg, W. de Hoop, & A. van der Kamp. 2004. Economic and environmental effects of the manure policy in The Netherlands: synthesis of integrated ex-post and ex-ante evaluation. *Water Science and Technology* **49**:109-116.
- Zimmermann, A., A. Möhring, G. Mack, A. Ferjani, & S. Mann. 2015. Pathways to Truth: Comparing Different Upscaling Options for an Agent-Based Sector Model. *Journal of Artificial Societies and Social Simulation* **18**:11.

Referenz/Aktenzeichen:

8 Anhang

Tabelle I: Ergebnisse im Basisjahr (Durchschnitt 2011-2013) und in den verschiedenen Szenarien im Jahr 2024 (berechnet mit Nachfragemodul)

	Basis- jahr	Referenz	Lenkungs- abgabe	Konsum- steuer auf Fleisch	Konsum- steuer auf Fleisch und Milch- produkte	Futter-ab- gabe	Dünger- abgabe
Stickstoffüberschuss[kg/ha]	105	91	83	89	89	89	84
Stickstoffüberschusse [t]	110000	94416	84066	91085	90752	91905	87075
Durchschnittliches Einkommen [CHF]	59846	74815	80079	68017	69041	84711	82057
N Input [t]	199935	183964	167223	174002	173663	177647	172002
-Mineraldüngereinsatz [t]	51400	43306	33945	41740	41802	44104	33850
-Kraftfuttereinsatz [t]	863758	829084	779468	813153	806172	774759	828301
N Output [t]	89935	89547	83157	82917	82910	85742	84927
Landwirtschaftliche Nutzfläche [1000 ha]	1048	1027	1029	1022	1024	1030	1030
Ackerfläche [1000 ha]	415	329	292	310	309	331	291
# Brotgetreide [1000 ha]	84	73	49	70	69	73	49
# Futtergetreide [1000 ha]	46	38	42	35	35	38	43
# Körnermais [1000 ha]	17	14	18	13	14	15	17
# Zuckerrüben [1000 ha]	20	14	11	14	14	14	10
# Kartoffeln [1000 ha]	11	12	11	12	12	12	11
# Raps [1000 ha]	22	19	14	18	18	20	14
# Sonnenblumen [1000 ha]	4	3	3	3	3	3	3
# Kunstwiese [1000 ha]	131	84	72	77	76	85	71
Grünland [1000 ha]	610	678	718	692	696	678	719
Ökologische Ausgleichsflä- che[1000 ha]	141	154	163	162	166	155	163
Anzahl Tiere [1000 GVE]	1311	1257	1232	1171	1166	1211	1255
-Milchkühe [1000 GVE]	587	557	560	548	542	554	563
-Mutterkühe [1000 GVE]	104	104	103	99	99	102	103
-Aufzucht [1000 GVE]	139	132	133	130	128	133	134
-Jungvieh [1000 GVE]	66	62	62	61	60	62	62
-Mastkälber [1000 GVE]	22	19	19	19	19	19	19
-Mastvieh [1000 GVE]	51	49	49	49	49	47	47
-Zuchtsauen [1000 GVE]	41	43	40	38	38	37	44
-Mastsauen [1000 GVE]	148	147	133	85	87	125	142
-Mastpoulet [1000 GVE]	25	27	20	18	17	16	22
-Legehennen [1000 GVE]	30	32	28	32	34	29	33
-Pferde [1000 GVE]	44	39	39	43	45	43	39
-Schafe [1000 GVE]	42	36	36	39	38	36	36
-Ziegen [1000 GVE]	12	9	9	10	10	10	9

Referenz/Aktenzeichen:

Tabelle II Ergebnisse im Basisjahr (Durchschnitt 2011-2013) und in den verschiedenen Szenarien im Jahr 2024 (berechnet ohne Nachfragemodul)

	Basisjahr	Referenz	Lenkungs- abgabe	Flächen- basiert	Grand- fathering	Reduk- tions- vorschrift	Freihandel
Stickstoffüberschuss[kg/ha]	105	92	83	88	88	80	83
Stickstoffüberschusse [t]	110000	96362	83824	91903	92070	79424	82845
Durchschnittliches Einkommen [CHF]	59846	76374	80615	76907	76494	76807	49423
N Input [t]	199884	186825	167428	183954	198873	169112	162391
-Mineraldüngereinsatz [t]	51400	45354	35311	44290	44231	41141	36277
-Kraftfuttereinsatz [t]	863758	853412	785978	815786	818041	738228	740306
N Output [t]	89884	90464	83603	92049	106802	89689	79545
Landwirtschaftliche Nutzfläche [1000 ha]	1049	1029	1028	1031	1031	1021	1007
Ackerfläche [1000 ha]	415	362	319	350	350	330	268
# Brotgetreide [1000 ha]	84	78	54	77	77	75	52
# Futtergetreide [1000 ha]	47	39	42	38	38	37	32
# Körnermais [1000 ha]	16	13	17	13	13	14	12
# Zuckerrüben [1000 ha]	19	17	13	17	17	16	15
# Kartoffeln [1000 ha]	11	13	12	13	13	13	10
# Raps [1000 ha]	21	24	17	23	23	21	15
# Sonnenblumen [1000 ha]	4	3	3	3	3	3	3
# Kunstwiese [1000 ha]	133	98	83	90	88	76	69
Grünland [1000 ha]	611	646	688	660	660	671	720
Ökologische Ausgleichsflä- che[1000 ha]	136	155	165	157	156	159	173
Anzahl Tiere [1000 GVE]	1317	1263	1228	1274	1277	1203	1122
-Milchkühe [1000 GVE]	589	570	567	574	573	559	536
-Mutterkühe [1000 GVE]	102	104	104	103	103	99	95
-Aufzucht [1000 GVE]	141	135	136	135	135	131	124
-Jungvieh [1000 GVE]	68	63	63	63	63	61	58
-Mastkälber [1000 GVE]	21	21	21	22	21	23	5
-Mastvieh [1000 GVE]	49	49	45	48	48	39	35
-Zuchtsauen [1000 GVE]	43	41	35	39	40	32	42
-Mastsauen [1000 GVE]	152	139	127	148	149	129	84
-Mastpoulet [1000 GVE]	25	26	20	26	27	26	22
-Legehennen [1000 GVE]	29	32	23	30	33	18	26
-Pferde [1000 GVE]	44	37	38	39	38	39	54
-Schafe [1000 GVE]	43	38	38	37	36	38	33
-Ziegen [1000 GVE]	12	10	10	10	10	9	8

Referenz/Aktenzeichen:

Das Freihandelszenario (Siehe Table II) führt zu einer Reduktion der Stickstoffüberschüsse um 14 % im Vergleich zum Referenzzenario. Der Einkommen geht dabei stark zurück und auch die Ausstiegsrate erhöht sich. Sowohl der Kraffutter- wie auch der Mineraldüngereinsatz gehen stärker zurück als in andere Szenarien. Die Tierzahlen gehen zurück.