



for a living planet

Handlungsempfehlungen zur Minderung von stickstoffbedingten Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft





Impressum

Herausgeber	WWF Deutschland, Berlin
Stand	Juli 2010
Autoren	Dr. Jens Wegener, Abteilung Agrartechnik, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen Prof. Dr. Ludwig Theuvsen, Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Georg-August-Universität Göttingen
Endredaktion und Kontakt	Matthias Meissner (matthias.meissner@wwf.de) Tanja Dräger de Teran (draeger@wwf.de), WWF Deutschland
Gestaltung	Thomas Schlembach, WWF Deutschland
Bildnachweise	© Fotosearch, Frank Parhizgar/WWF-Canada, Andrew Kerr, Rob Webster/WWF, www.naturbild.se, Edward Parker/WWF-Canon

Gedruckt auf 100% Recyclingpapier.

Einleitung

Über die Hälfte der Landfläche wird landwirtschaftlich genutzt.

Es ist daher nicht überraschend, dass von der Landwirtschaft erhebliche Auswirkungen auf aquatische und terrestrische Ökosysteme sowie Atmosphäre und Klima ausgehen. Eine wesentliche Ursache der negativen Umweltwirkungen der Landwirtschaft ist der Einsatz von Düngemitteln. Im Hinblick auf die Klimawirkung gilt speziell der Einsatz von Stickstoffdünger als zentrales Problemfeld.

Die gesteigerte Nachfrage nach Biomasse durch eine wachsende Weltbevölkerung sowie einen zunehmenden Einsatz als nachwachsenden Rohstoff hat bereits zu einem Anstieg der Bewirtschaftungsintensität geführt. Daran gekoppelt ist die Steigerung der Erzeugung und Nutzung von Düngemitteln. Dieser Trend hält nach Meinung von Experten an. Schätzungen der FAO besagen, dass die weltweite Düngemittelnachfrage von 2007/08 bis 2011/12 weltweit um 19 Mio. Tonnen auf 216 Mio. Tonnen ansteigen wird (FAO 2008). Dies wird sich auch auf die Gesamttreibhausgasbilanz der Landwirtschaft niederschlagen, da sowohl die Lagerung als auch die Ausbringung von Düngemitteln inklusive des so genannten Wirtschaftsdünger Quellen klimarelevanter anthropogen verursachter Emissionen sind. Klimawirksam ist jedoch nicht nur die Anwendung der Düngemittel, sondern auch die Düngemittelproduktion an sich. Insbesondere die Herstellung von Stickstoffdünger ist ein sehr energieintensiver Industrieprozess und belastet die Gesamttreibhausgasbilanz der Landwirtschaft zusätzlich.

Das Stickstoffproblem ist überaus komplex. Gleichzeitig gibt es jedoch sowohl bei der Landwirtschaft als auch bei der Düngemittelindustrie erhebliche Potenziale, die Emissionen von Treibhausgasen zu verringern. Um dies zu erreichen, ist ein Instrumentenmix sinnvoll, der allen Anforderungen an eine effektive Stickstoffminderungs politik gerecht wird. Marktwirtschaftliche Instrumente, wie z. B. die Stickstoffüberschussabgabe, können vor allem als Instrumente der Globalsteuerung eingesetzt werden, um zu einem sparsameren Einsatz von und einem effizienteren Umgang mit stickstoffhaltigen Düngemitteln zu führen. Ordnungsrechtliche Instrumente sind dagegen geeignet, wenn es um Fragen der Art, des Orts und des Zeitpunkts der Ausbringung oder den Schutz bestimmter Umweltgüter, etwa eines ganz bestimmten Gewässers, geht. Mit projektbasierten Mechanismen („clean development mechanism“ und „joint implementation“) im Rahmen des Emissionshandels könnten wiederum im globalen Maßstab ineffiziente Anlagen kosteneffizient modernisiert werden.

Konservativ geschätzt stammen weltweit mindestens 12 % der anthropogen verursachten Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft. Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft sind für weitere 18 % der Emissionen verantwortlich. In Deutschland, einer der führenden Industrienationen, beträgt der Anteil der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft sowie aus Landnutzungsänderungen, wie etwa dem Grünlandumbruch, ca. 11 %. Der Anteil gedüngter Flächen ist für ca. 36 % dieser Emissionen verantwortlich und markiert damit ein zentrales Element für zukünftige Einsparungspotenziale in der Landwirtschaft. Ziel der Studie war es, praxisnahe Steuerungsinstrumente zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft auf Basis der Machbarkeit und deren spezifischer ökonomischer und ökologischer Wirkung zu analysieren.

Fakten zur Klimarelevanz stickstoffhaltiger Düngemittel

- Im Jahr 2005 betragen die globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen etwa 50 Mrd. Tonnen CO₂-Äquivalent. Davon entfallen ca. 6,1 Mrd. Tonnen CO₂-Äquivalent auf die globale Landwirtschaft (ca. 12 %).
- Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft sind für weitere 18 % der Emissionen verantwortlich.
- In Deutschland entstehen durch Düngung und Viehhaltung Emissionen in Höhe von rund 66 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent. Weitere 47 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent entstehen durch Landnutzungsänderungen, wie z. B. dem Umbruch von Grünland. Insgesamt belaufen sich die Emissionen auf 11,4 % des gesamten Treibhausgasausstoßes in Deutschland.
- Gedüngte Flächen sind mit einem Anteil von 38 % (36 % in Deutschland) an den gesamten Treibhausgasemissionen aus der Landwirtschaft beteiligt. Damit markieren diese ein zentrales Element für zukünftige Einsparungspotenziale in der Landwirtschaft.
- Hauptsächlich verantwortlich für die Treibhausgasbilanz der Landwirtschaft sind die Emissionen von Methan und Lachgas. Diese Gase sind 25- bzw. 298-mal so reaktiv wie das Treibhausgas CO₂.
- Von den globalen Methan- und Lachgasemissionen stammen 47 % bzw. 58 % aus der Landwirtschaft und sie ist damit die Hauptquelle für diese klimarelevanten Gase.
- Seit 1990 sind die Lachgas- und Methanemissionen der Landwirtschaft weltweit um weitere 17 % gestiegen. Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Steigerung um 60 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent.
- Der zukünftige Anstieg der Lachgasemissionen durch die Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdüngern wird mit 50 % bis 2020 (Basisjahr 1990) geschätzt.
- Durch Mineraldünger verursachte Emissionen sind global mehr als doppelt so hoch wie die durch Wirtschaftsdünger.
- Mit einem Verbrauch von ca. 13 % der weltweiten mineralischen Düngemittel stellt Europa einen wichtigen globalen Markt dar.
- Den größten Anteil an Emissionen (Tonnen CO₂-Äquivalent) durch die Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdünger weisen die Flächenländer Deutschland (24 Mio. Tonnen), Frankreich (22 Mio. Tonnen) und das Vereinigte Königreich (11 Mio. Tonnen) auf.
- Im Jahr 2003 wurde eine Gesamtstickstoffmenge von etwa 3,18 Mio. Tonnen Stickstoff durch Düngemittelapplikationen ausgebracht. Davon entfielen etwa 1,79 Mio. Tonnen Stickstoff oder 56,3 % auf mineralische Düngemittel sowie ca. 1,33 Mio. Tonnen Stickstoff bzw. 42 % auf die Wirtschaftsdünger.
- Die weltweite Nachfrage nach Stickstoffdüngemitteln steigt jährlich um durchschnittlich 1,4 % (etwa 7 Mio. Tonnen Stickstoff pro Jahr). Der weltweite Bedarf an Stickstoffdüngemitteln ist von 12,3 Mio. Tonnen im Jahr 1961 auf 99,2 Mio. Tonnen im Jahr 2006 angewachsen.

Emissionen der weltweiten Landwirtschaft

Im Jahr 2005 betrug die globalen anthropogenen Treibhausgasemissionen etwa 50 Mrd. tCO₂-Äquivalent. Davon entfallen ca. 6,1 Mrd. Tonnen CO₂-Äquivalent auf die globale Landwirtschaft (ca. 12 %) (Rogner et al. 2007 und Smith et al. 2007). Dabei handelt es sich fast ausschließlich um Methan (CH₄)- und Lachgasemissionen (N₂O), die einen Anteil von 47 % (CH₄) bzw. 58 % (N₂O) am globalen Gesamtausstoß dieser Treibhausgase haben. Diese Emissionen sind hauptsächlich auf den Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdünger und die Tierhaltung zurückzuführen (Smith et al. 2007). Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft sind für weitere 18 % der Emissionen verantwortlich, größtenteils in Form von CO₂. Seit 1990 sind die N₂O- und CH₄-Emissionen in der Landwirtschaft weltweit um ca. 17 % gestiegen, was einer durchschnittlichen jährlichen Steigerung um 60 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalent entspricht, (Smith et al. 2007).

Emissionen der deutschen Landwirtschaft

In Deutschland entstehen nach den aktuellen Erhebungen Emissionen in Höhe von rund 66 Mio. Tonnen CO₂-Äquivalenten durch die Emissionen von Lachgas aus der Düngung und die Emission von Methan aus der Viehhaltung. Dazu werden der Landwirtschaft 47 Mio. Tonnen CO₂ durch die Bewirtschaftung von Mooren und Landnutzungsänderungen, vor allem den Umbruch von Grünland, zugeschrieben. Zusammen machen die Emissionen aus der Landwirtschaft 11,4 % des gesamten Treibhausgasausstoßes in Deutschland aus (Pressemitteilung des vTI vom 11.05.2010). Wie in Abbildung 1 zu erkennen, entfällt der größte Anteil der Emissionen auf die landwirtschaftlich genutzten Böden, gefolgt von der Tierhaltung und dem Wirtschaftsdüngermanagement.

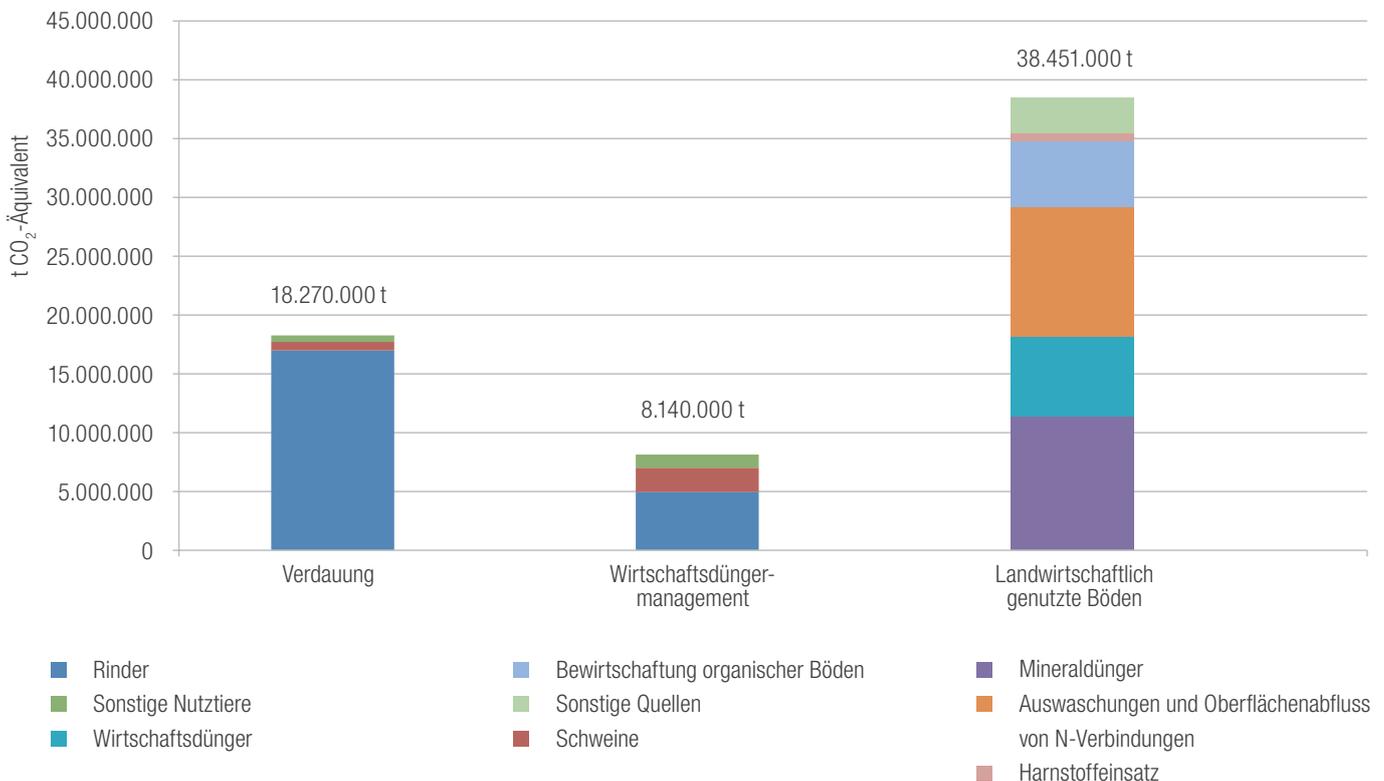


Abb. 1: Zusammensetzung der deutschen Treibhausgasemissionen der Quellgruppe Landwirtschaft im Jahr 2006 (UBA 2008).

Emissionen von klimarelevanten Gasen in der Landwirtschaft

Die Emissionen aus Düngemitteln

Im Rahmen der Anwendung von Düngemitteln entstehen in der Landwirtschaft prinzipiell an drei Stellen direkt und indirekt Emissionen:

- durch mikrobiologische Prozesse in den landwirtschaftlich genutzten Böden,
- bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie
- in der Tierhaltung, wo auch der Wirtschaftsdünger anfällt.

Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Freisetzungen von Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) sowie vergleichsweise geringe Mengen an Kohlendioxid (CO_2), die in Abbildung 2 mit ihren Quellen dargestellt sind.

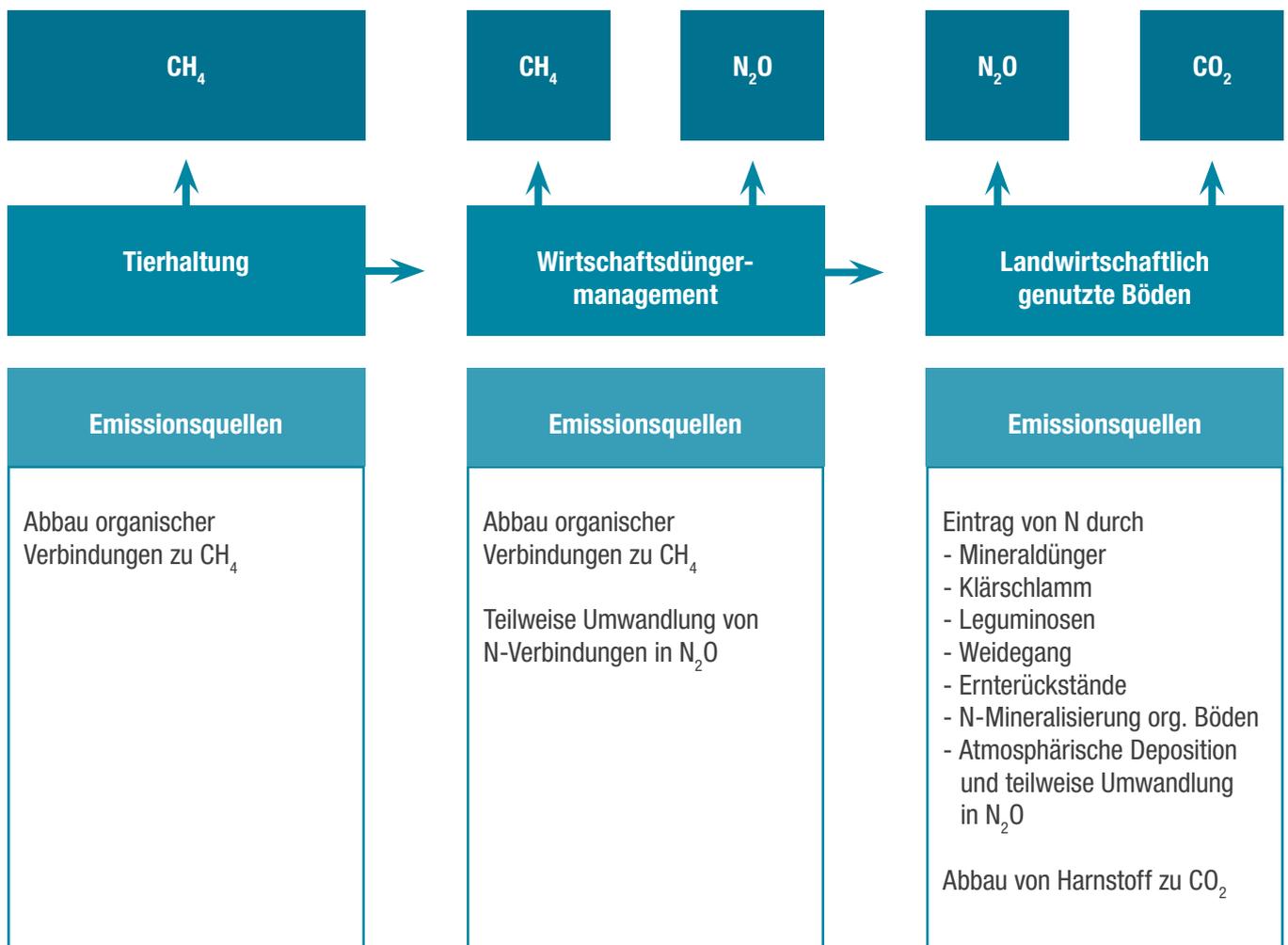


Abb. 2: Quellen für Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft (aus: Marktwirtschaftliche Instrumente zur Reduktion stickstoffhaltiger Emissionen aus der Landwirtschaft: Eine Potenzialanalyse, WWF 2009).

Düngemittel: Sammelbegriff für Stoffe und Stoffgemische, die in der Landwirtschaft und im Gartenbau genutzt werden, um das Nährstoffangebot für die Kulturpflanzen zu erhöhen. Schnelleres Wachstum und höhere Erträge werden durch Düngung erzielt. Wesentliche Bestandteile eines Düngers sind meist die Hauptnährelemente Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K), da ein Mangel an diesen Nährstoffen in vielen Böden das Pflanzenwachstum beschränkt.

- **Mineraldünger:** Mineraldünger sind Düngemittel, welche einen oder mehrere Pflanzennährstoffe wie Stickstoff, Phosphat, Kali, Kalk oder Magnesium aus mineralischem oder synthetischem Ursprung in anorganischer Bindung enthalten.
- **Wirtschaftsdünger:** Als Wirtschaftsdünger werden organische Substanzen bezeichnet, die in der Land- und Forstwirtschaft anfallen und zur Düngung eingesetzt werden. Alle Wirtschaftsdünger sind Mehrnährstoffdünger. Die Bedeutung der organischen Dünger liegt in der Rückführung organischer Substanz in den Boden.
- **Leguminosen:** Sind eine der artenreichsten Pflanzenfamilien und gehören zur Ordnung der Schmetterlingsblütengewächse. Die meisten Leguminosen gehen in ihren Wurzelknöllchen eine Symbiose mit Bakterien ein, die Stickstoff fixieren. Sie machen sich dadurch unabhängig vom Nitratgehalt des Bodens. Gleichzeitig können sie den Boden mit Stickstoff anreichern, weshalb sie in der Landwirtschaft auch zur Gründüngung angebaut werden.

In sieben der zehn Weltregionen stellen die Lachgasemissionen aus den landwirtschaftlich genutzten Böden, mit einem Anteil von 38 % an den gesamten Emissionen der Landwirtschaft, die Hauptquelle für Treibhausgasemissionen dar. Diese sind hauptsächlich auf Umsetzungsprozesse zurückzuführen, die durch den Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdünger ausgelöst werden. Im globalen Maßstab ist der Anteil der durch Mineraldünger verursachten Emissionen mehr als doppelt so hoch wie der durch Wirtschaftsdünger. Der zukünftige Anstieg der Lachgasemissionen aus der Applikation von Mineral- und Wirtschaftsdünger wird mit 50 % (Mosier and Kroeze 2000; US-EPA 2006) bis 2020 bzw. mit 35–60 % (FAO 2003) bis 2030 bezogen auf das Basisjahr von 1990 geschätzt. Dabei sind die regionalen Prognosen recht unterschiedlich. Der stärkste Emissionsanstieg vollzieht sich getrieben durch die weitere Intensivierung der Landwirtschaft in Entwicklungs- und Schwellenländern. In Westeuropa (EU 15) wird von einer Abnahme der Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2020 durch umweltpolitische Maßnahmen wie z. B. die Nitratrichtlinie oder die Cross-Compliance-Regelung der EU ausgegangen (Smith et al. 2007). Das anvisierte Einsparziel der EU wird jedoch kaum mit den derzeitigen Instrumenten erreicht werden können. Die Länder mit den größten Anteilen an den durch die Anwendung von Mineral- und Wirtschaftsdünger entstandenen Emissionen in Europa gemessen in Kohlendioxid-Äquivalent sind die Flächenländer Deutschland (24 Mio. Tonnen), Frankreich (22 Mio. Tonnen) und das Vereinigte Königreich (11 Mio. Tonnen) (EEA 2008).

Klimawirksamkeit von Mineraldüngern

Weltweit steigende Nachfrage nach mineralischen Düngemitteln

Mittelfristig und langfristig wird mit einer weiteren Steigerung bei der Nutzung von Düngemitteln in der Welt und damit von einer Erhöhung der klimarelevanten Emissionen durch die Landwirtschaft ausgegangen. Schätzungen der FAO besagen, dass die weltweite Düngemittelnachfrage von 2007/08 bis 2011/12 weltweit um 19 Mio. Tonnen auf 216 Mio. Tonnen ansteigen wird (FAO 2008). Allein der weltweite Bedarf an Stickstoffdüngemitteln ist von 12,3 Mio. Tonnen im Jahr 1961 auf 99,2 Mio. Tonnen im Jahr 2006 angewachsen (Abbildung 4). Diese Nachfrage nach Stickstoffdüngemitteln wird weltweit weiter wachsen. Laut FAO jährlich um durchschnittlich 1,4 % bis 2011/2012. Das entspricht einer Nachfragesteigerung von 7,3 Mio. Tonnen Stickstoff pro Jahr. Mit einem Anteil von 69 % wird die größte Nachfrage in den Ländern Asiens entstehen, dort vor allem im Osten (34,2 %) und im Süden (30,5 %). Gleichzeitig werden in dieser Region auch die mit Abstand größten Mengen produziert (Abbildung 3).

Stickstoff-Produktion und landwirtschaftlicher Verbrauch 2006/07

Welt total: ■ Produktion: 101,9 Mio. Tonnen N ■ landwirtschaftlicher Verbrauch: 97,4 Mio. Tonnen N

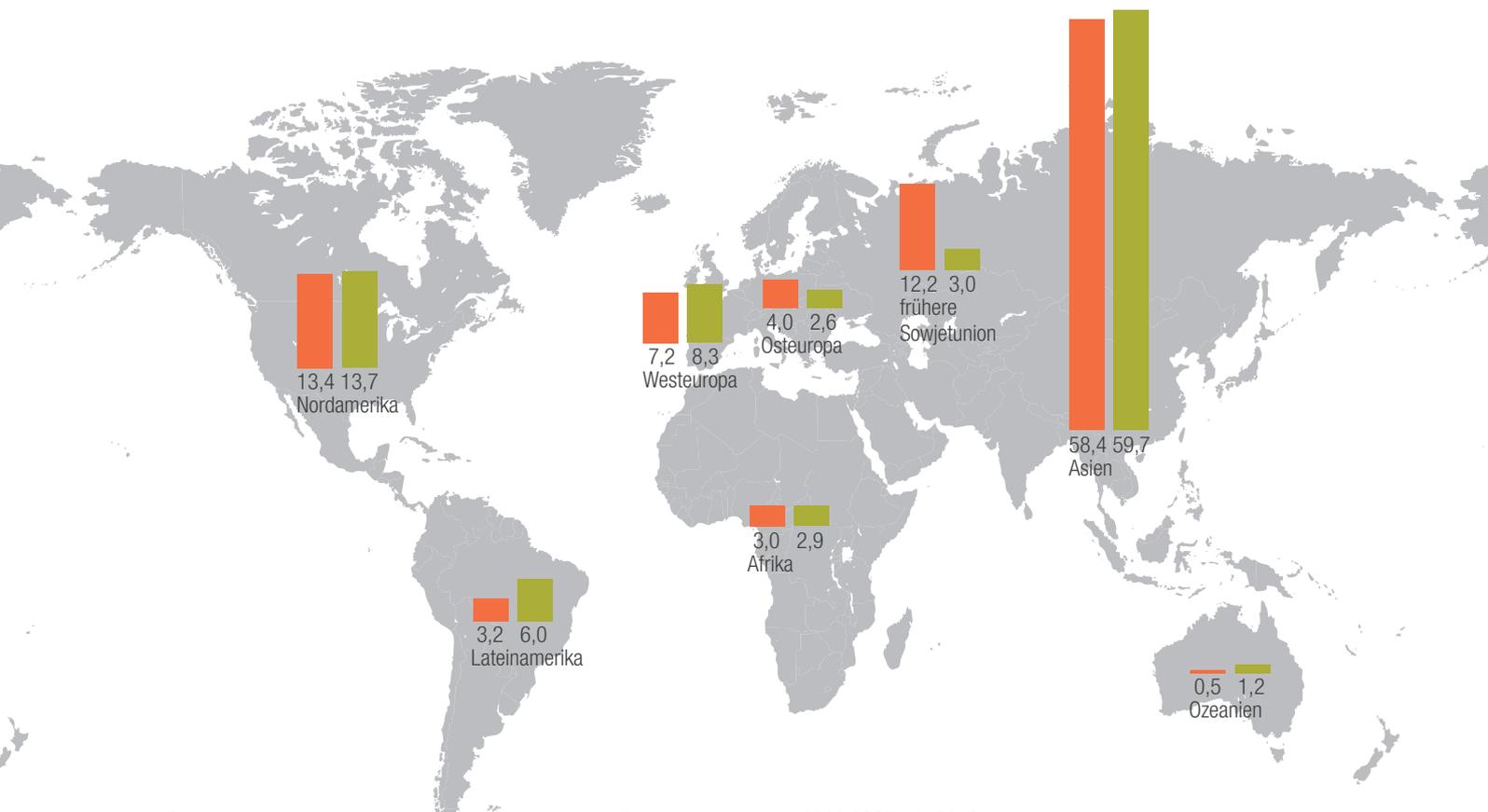


Abb. 3: Globale Produktion und Verbrauch von Stickstoff nach Regionen für das Jahr 2006/2007 (IVA 2010a).

Auch in Lateinamerika und in Afrika wird die Nachfrage mit 10,4 % bzw. 6,6 % deutlich zunehmen. Für Europa geht die FAO von einem Nachfrageanstieg von 3,5 % aus. Westeuropa ist die einzige Region, für die mit -2 % eine sinkende Nachfrage prognostiziert wird (FAO 2008). Jedoch muss hierbei der hohe Ausgangswert beachtet werden. Im Gegensatz zu dem prognostizierten Trend stieg jedoch die Nachfrage nach Düngemitteln in den westlichen EU-Mitgliedsstaaten (EU15) 2008 um 5,4 % und lag damit sogar deutlich über dem Nachfrageanstieg der Beitrittsländer (IVA 2010A). Mit einem Verbrauch von ca. 13 % der weltweiten mineralischen Düngemittel stellt Europa einen wichtigen globalen Markt dar (FAO 2008).

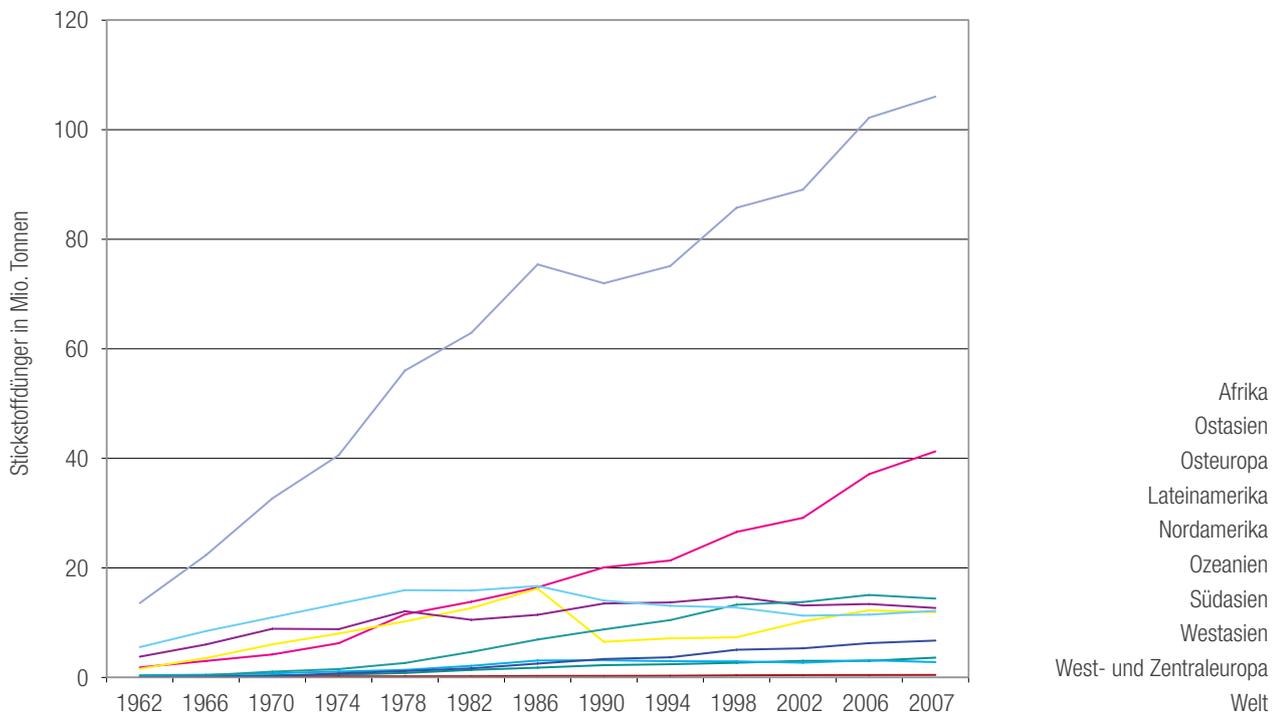


Abb. 4: Entwicklung der globalen Stickstoffdüngemittel in Produktionsmengen nach Regionen (IFA 2008a).

Verbrauch an Mineralstickstoffdünger in Europa

Während bei Stickstoff die Ausbringungsmengen pro Hektar in der Periode von 1990 bis 2008 gesamteuropäisch (mit Ausnahme des Zeitraums 2007/08) eine leichte Tendenz nach unten verzeichneten, steigerte sich diese in den neuen EU-Ländern. Allerdings liegen die Ausbringungsmengen in diesen Ländern mit derzeit 52 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr (kgN/ha/Jahr) auch deutlich unter dem europäischen Durchschnitt von 58 kgN/ha/Jahr (Europa ohne GUS). Jedoch bewegen sich diese auf das gesamteuropäische Niveau zu. In Deutschland lagen die durchschnittlichen Ausbringungsmengen 2007/08 bei 107 Kilogramm N/ha/Jahr auf einem wesentlich höheren Niveau. Die höchsten Mineraldüngemittelintensitäten wurden in Slowenien (136 kgN/ha/Jahr), den Niederlanden (136 kgN/ha/Jahr) sowie in Belgien/Luxemburg (109 kgN/ha/Jahr) erreicht. In den meisten mediterranen Ländern war die Düngemittelintensität vergleichsweise gering. Die niedrigsten Intensitäten lagen hier bei 22 kgN/ha/Jahr in Portugal, 23 kgN/ha/Jahr in Griechenland und 24 kgN/ha/Jahr in Rumänien (IVA 2009).

Im Jahr 2003 wurde eine Gesamtstickstoffmenge von etwa 3,18 Mio. Tonnen Stickstoff durch Düngemittelapplikationen ausgebracht. Davon entfielen etwa 1,79 Mio. Tonnen Stickstoff oder 56,3 % auf mineralische Düngemittel sowie ca. 1,33 Mio. Tonnen Stickstoff bzw. 42 % auf die Wirtschaftsdünger (FAL & Statistisches Bundesamt 2009).

Klimawirksamkeit gedüngter Flächen

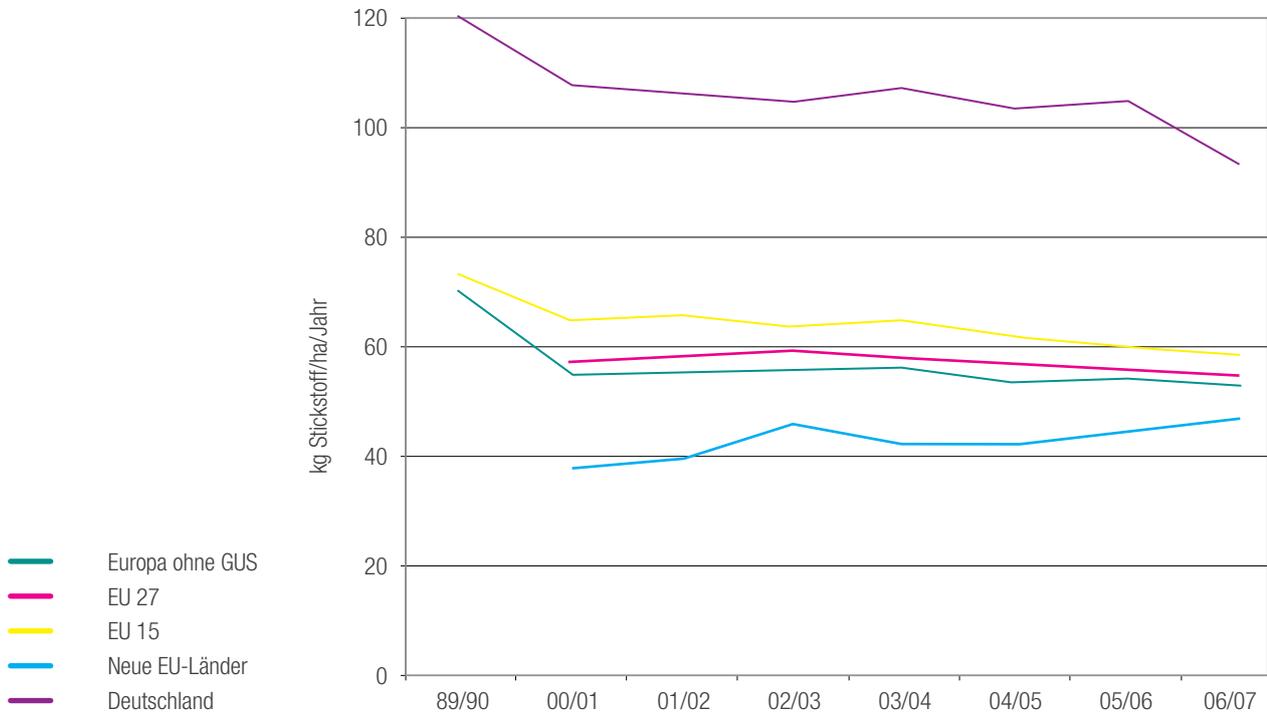


Abb. 5: Entwicklung des mineralischen Stickstoffdüngemittelsatzes pro Hektar Landfläche in Europa und Deutschland während der Periode von 1989 bis 2007 (IVA 2008a).¹

Emissionen aus Mineralstickstoffdüngern in Europa und Deutschland

Lachgasemissionen aus der Applikation von Düngemitteln haben einen Anteil von 26 % an den gesamten Emissionen in der Landwirtschaft in Westeuropa (EEA 2008). Während sich in Deutschland die Kohlendioxidemissionen aus der vermehrten Anwendung von Harnstoff von 480.000 Tonnen (1990) auf 600.000 Tonnen (2006) Kohlendioxid-Äquivalent erhöht haben, sind die Lachgasemissionen aus landwirtschaftlichen Böden im selben Zeitraum um ca. 15 % auf ein Niveau von 122.100 Tonnen gesunken (UBA 2008). Der Grund dafür liegt vor allem im Rückgang des Stickstoffeintrags durch eine verringerte Intensität der Düngung sowie rückläufige Tierzahlen in der Landwirtschaft. Die entstehenden Lachgasemissionen aus den Böden in Deutschland können zu 30 % dem Einsatz von Mineraldünger, zu 18 % der Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie zu 15 % den bewirtschafteten organischen Böden zugeordnet werden. Weitere 29 % entstehen indirekt durch Auswaschungen und Oberflächenabfluss von Stickstoffverbindungen von den landwirtschaftlichen Nutzflächen. Der Rest setzt sich aus Weidegang, Leguminosen, Ernterückständen und den indirekten Emissionen als Folge der Deposition reaktiver Stickstoff-Spezies zusammen. Für die Zukunft wird für die direkten Emissionen mit einem steigenden und für die indirekten Emissionen mit einem stagnierenden Trend gerechnet. Die Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden zählen im Nationalen Inventarbericht der Höhe und dem Trend nach zu den wichtigsten Quellen für Lachgasemissionen (UBA 2008).

¹ Harnstoff reagiert nach der Ausbringung auf die landwirtschaftliche Fläche mit Wasser vollständig zu Ammoniak und CO₂, wobei die Menge an CO₂ derjenigen entspricht, die bei der Harnstoffsynthese gebunden wurde. Über CO₂-Emissionen aus der Anwendung von Harnstoff wird in Deutschland erstmals seit 2008 berichtet (UBA 2008).

Emissionen bei der Herstellung mineralischer Stickstoffdünger: Vor allem bei der Herstellung von mineralischem Stickstoffdünger entstehen treibhausgasrelevante Emissionen. Die industrielle Synthese der Grundstoffe Ammoniak und Salpetersäure sind dabei die emissionsrelevantesten Prozesse der Düngemittelindustrie durch die dabei entstehenden Kohlendioxid- bzw. Lachgasemissionen. Die Weiterverarbeitung dieser Grundstoffe in fertige Handelsdünger, die Herstellung anderer notwendiger Grundstoffe, die Produktion von Phosphor- und Kali-Düngemitteln sowie anschließende Transportprozesse sind im Hinblick auf Emissionen zu vernachlässigen. Mehr als 90 % des weltweiten Energiebedarfs für die Düngemittelindustrie werden bei der Produktion von Stickstoff verbraucht (Bernstein et al. 2007). Ungefähr 1,2 % des weltweiten Energiebedarfs benötigt allein die Haber-Bosch-Synthese für die Herstellung von Ammoniak (Kongshaug 1998). In Europa liegt der Energieverbrauch der Düngemittelindustrie 15 % unter dem globalen Standard. Jedoch werden hier lediglich 10 % der globalen Stickstoffdüngemittel produziert. Der weitaus größte Teil der weltweiten Produktionskapazitäten steht in den Ländern Asiens. Diese haben als Entwicklungsländer weder eine Minderungsverpflichtung für Treibhausgase, noch verfügen sie über Instrumente wie den Emissionshandel. Gerade in solchen Ländern mit veralteter Produktionstechnologie und hohen Emissionslasten bestehen die signifikantesten Möglichkeiten für eine Emissionsminderung. Hier können Instrumente wie der „clean development mechanism“ oder „joint implementation“ eine wichtige Rolle für den Technologietransfer spielen, um bestehende Reduktionspotenziale kosteneffizient umzusetzen.

Die tatsächlichen Emissionen in Europa bei der Herstellung von Ammoniak und Salpetersäure wurden 2006 mit 16 Mio. Tonnen Kohlendioxid-Äquivalent angegeben. Deutschland, die Niederlande und Portugal sind mit einem Anteil von zusammen 63 % die größten Emittenten. In der EU wird der größte Teil der bei der Produktion anfallenden Treibhausgase in Form von Kohlendioxid bereits vom Emissionshandel erfasst. Lachgasemissionen z. B. bei der Herstellung von Salpetersäure, die rund ein Viertel der Emissionen ausmachen, werden dagegen im EU-Emissionshandelssystem noch nicht berücksichtigt. Eine entsprechende Ausweitung der zu berücksichtigenden Treibhausgase in der EU ist für die nächste Handelsperiode ab 2013 geplant. In Deutschland ist die Ammoniakherstellung eine Hauptquelle für Kohlendioxidemissionen aus der Düngemittelindustrie. Während der Anteil an den Gesamtemissionen im Jahr 1990 noch bei 0,39 % lag, ist dieser laut dem Nationalen Inventarbericht für das Jahr 2006 in Deutschland auf 0,49 % gestiegen. Die tatsächlichen Emissionen werden mit 4,6 Mio. Tonnen (1990) bzw. 5,1 Mio. Tonnen Kohlendioxid-Äquivalent (2006) angegeben (UBA 2008). Große Einsparpotenziale liegen neben einer weiteren Effizienzsteigerung bei der Herstellung mineralischer Düngemittel vor allem in der Reduzierung des Mineraldüngereinsatzes, z. B. durch Ausdehnung des ökologischen Landbaus. Aber auch ein effizienteres Düngungsmanagement bietet Ansätze, die Emissionen von Treibhausgasen signifikant zu reduzieren.

Emissionen durch Wirtschaftsdünger

Auch die Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger (Wirtschaftsdüngermanagement) setzt in erheblichem Umfang Treibhausgase frei. Durch Abbauprozesse organischen Materials (Mineralisierung) entstehen vor allem Methan sowie Lachgas. Dazu gehören auch die indirekten Lachgasemissionen, die zum Teil aus Ammoniakemissionen (NH_3) des Wirtschaftsdüngermanagements entstehen. Der weltweite Anteil der Emissionen, die bei der Lagerung und Ausbringung, also dem reinen Management von Wirtschaftsdüngern, entstehen, waren im Jahr 2005 für 7 % bzw. 392 Mio. Tonnen Kohlendioxid-Äquivalent der gesamten landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen verantwortlich (Smith et al. 2007). Damit ist das Wirtschaftsdüngermanagement nach den Lachgasemissionen gedüngter Flächen, den Methanemissionen aus der tierischen Verdauung und dem Reisanbau die viertgrößte Emissionsquelle klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft (Smith et al. 2007).

Wirtschaftsdüngeraufkommen und Emissionen in Europa und Deutschland

In der EU 27 betrug der im Wirtschaftsdünger enthaltene Stickstoff im Jahr 2000 etwa 10,4 Mio. Tonnen. Dabei entfielen 57 % auf die Rinder-, 17 % auf die Schweine-, 10 % auf die Geflügelhaltung und weitere 16 % auf sonstige Nutztiere (Oenema et al. 2007). Die höchsten Einträge durch eine hohe Viehdichte verzeichneten die Niederlande und Belgien. Es folgen Dänemark, Irland und Luxemburg. Teilweise geringe nationale Durchschnittswerte in Flächenstaaten wie Deutschland, Frankreich, Spanien, Italien oder dem Vereinigten Königreich von England dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass diese Einträge und die damit verbundenen Emissionen regional sehr hoch sein können. Landwirtschaftliche Strukturen, die von Region zu Region sehr unterschiedlich sind, müssen für eine Bewertung beachtet werden. Die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement machten 17,6 % der gesamten landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen der EU 15 aus (EEA 2008). Die Länder mit den absolut größten Emissionsbeiträgen in Westeuropa (EU 15) waren Frankreich (20 Mio. Tonnen), Spanien (13 Mio. Tonnen) und Deutschland (8 Mio. Tonnen). Durch verbessertes Wirtschaftsdüngermanagement und Veränderungen bei den Tierbeständen kam es im Zeitraum von 1990 bis 2006 in vielen EU-Ländern zu einer Abnahme dieser Emissionen (Deutschland -20 %, Österreich -15 % und dem Vereinigten Königreich -15 %) (EEA 2008).

Der größte Teil (95 %) der Wirtschaftsdünger in Deutschland im Jahr 2004 stammte aus der Tierhaltung. Ein lediglich geringer Anteil von 5 % entfiel auf Emissionen durch Klärschlamm und Kompost. Die Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung entstammten im Wesentlichen aus der Rinder- (65,9 %) und Schweinehaltung (23,9 %). Bei der Haltung von Tieren, insbesondere von Rindern, werden zusätzlich hohe Mengen an Methan durch tierische Verdauungsprozesse emittiert. Eine Vielzahl von Begleitfaktoren beeinflusst die Höhe und Art der anfallenden Emissionen aus der Tierhaltung. Hinzu kommt, dass durch den Import von Futtermitteln große Mengen Stickstoff von außerhalb in die heimische Landwirtschaft gelangen. Dieser „importierte“ Stickstoff wird über den Wirtschaftsdünger in den landwirtschaftlich genutzten Böden eingespeist.

Emissionen aus der tierischen Verdauung

Eine weitere große Quelle für Treibhausgasemissionen, die für weltweit 32 % (etwa 1,8 Mrd. Tonnen gemessen in Kohlendioxid-Äquivalent) der Emissionen aus der Landwirtschaft verantwortlich ist, sind die Methanemissionen aus der tierischen Verdauung (Smith et al. 2007). Vor allem Wiederkäuer (Rinder, Schafe) verursachen diese. Weltweit wird unter der Annahme, dass sich die Methanemissionen aus diesem Bereich proportional zum globalen Viehbestand entwickeln, von einer Ausweitung der Emissionen um 60 % bis 2030 ausgegangen (FAO 2003). Der Anteil der Methanemissionen aus der tierischen Verdauung an den Gesamtemissionen der Landwirtschaft in Westeuropa (EU 15) betrug 32 % (EEA 2008). Einflussfaktoren auf die Emissionen aus der tierischen Verdauung sind unter anderem Tierleistung, Ernährung, Aufenthaltsräume, artspezifisches Verhalten beim Absetzen von Kot und Harn, Stalltyp, Stroheinsatz, Lagerungstyp, Lagerungsdauer, Ausbringungsart, Ausbringungsort und Zeitpunkt der Applikation (Dämmgen 2004).

In Westeuropa (EU 15) sind die Methanemissionen aus der tierischen Verdauung im Zeitraum von 1990 bis 2006 um 11 % auf ein Niveau von 121 Mio. Tonnen Kohlendioxid-Äquivalent gesunken (EEA 2008). Hauptverursacher in dieser Emissionskategorie war mit einem Anteil von 82 % die Rinderhaltung. Die größten Emissionsbeiträge leisteten Frankreich (28 Mio. Tonnen), Deutschland (18 Mio. Tonnen) und das Vereinigte Königreich (16 Mio. Tonnen). Die stärksten Emissionsrückgänge waren in Deutschland (-24 %), Dänemark (-20 %) und Finnland (-19 %) zu verzeichnen. Der Abwärtstrend ist vornehmlich eine Folge der rückläufigen Rinderzahlen und wird sich voraussichtlich in der Zukunft fortschreiben. In Deutschland ist dies vor allem auf den Zusammenbruch der Rinderbestände nach der Wiedervereinigung zurückzuführen (1990–1991). Danach ist nach den Inventarberichten des Umweltbundesamtes eine Stagnation der Emissionen eingetreten (1991–1996). In Portugal und in Spanien waren die Emissionen aus der tierischen Verdauung dagegen um 16 % bzw. 14 % angestiegen. Im Nationalen Emissionsinventar (UBA 2008) zählen die „Milchkühe“ der Emissionshöhe nach und die „übrigen Rinder“ neben der Emissionshöhe auch dem Trend nach als Hauptquellgruppe für Methanemissionen.

Möglichkeiten der Emissionsminderung bei Wirtschaftsdünger

Unter der Voraussetzung genügend langer Verweilzeiten können die Gesamtemissionen an Treibhausgasen, die bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern entstehen, durch Biogasanlagen gesenkt werden. Ausgehend von den Emissionsdaten für Gülle, dem am häufigsten genutzten Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen, können durch Vergärung je nach Gülleart zwischen 20 % bis 59 % an Treibhausgasen eingespart werden (FNR 2005). Dies ist vor allem auf eine Reduktion der Methanemissionen zurückzuführen, welche die durch die Vergärung ansteigenden Lachgasemissionen überkompensieren.

Tabelle 1: Klimarelevante Emissionen während der Lagerung und nach der Ausbringung von Milchvieh- und Schweinegülle (FNR 2005).

	Behandlung	CH ₄		N ₂ O		GHG % CO ₂ -Äquivalent
		g/m ³	%	g/m ³	%	
Milchviehgülle	unbehandelt	4.047	100	24	100	100
	vergoren	1.345	33	31	130	41
Schweinegülle	unbehandelt	866	100	56	100	100
	vergoren	217	25	77	138	80

Nach einer groben Abschätzung wurde die bereits realisierte Minderung bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern durch Vergärung in Biogasanlagen auf ca. 1,25 Mio. Tonnen Kohlendioxid-Äquivalent geschätzt. Dies entspricht einem Anteil von etwa 2 % bezogen auf die Gesamtemissionen der Landwirtschaft von 63,5 Mio. Tonnen im Jahr 2006 (UBA 2008).

Emissionen durch Wirtschaftsdünger

Fazit:

In der Landwirtschaft sind die emissionsrelevanten Treibhausgasquellen bei der Verwendung von stickstoffhaltigen Mineral- und Wirtschaftsdüngern vor allem die bodenbedingten Lachgasemissionen, die bei der Umwandlung der stickstoffhaltigen Verbindungen entstehen. Der zukünftige Anstieg der Lachgasemissionen aus der Applikation von Mineral- und Wirtschaftsdünger wird weltweit mit 50 % bis 2020 bezogen auf das Basisjahr von 1990 geschätzt. In Deutschland zählen die Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden laut Nationalem Inventarbericht der Höhe und dem Trend nach zu den wichtigsten Quellen für Lachgasemissionen. Für die direkten Emissionen, wie z. B. aus dem Eintrag von Wirtschafts- und Mineraldünger, wird mit einem steigenden Trend gerechnet. Die Lachgasemissionen sind dabei insbesondere von der absoluten Höhe des Stickstoffeintrags abhängig und unterliegen einer Reihe von natürlichen, nicht beeinflussbaren Parametern (Temperatur, Niederschlag, Bodentyp etc.). Dieser Umstand erschwert eine bedarfsgerechte Düngemittelapplikation in der Praxis deutlich. Aus diesem Grund kommt es neben technischen Möglichkeiten zur Emissionsminderung auch auf die langjährigen Erfahrungen der Praktiker im Umgang mit den von ihnen bewirtschafteten Böden sowie auf deren Kenntnisse über die emissionsrelevanten Zusammenhänge an.

Das Wirtschaftsdüngermanagement trägt einen weitaus geringeren Beitrag zur Emissionsproblematik bei. Durch den Einsatz innovativer angepasster Biogastechnologien können die Emissionen weiter reduziert werden. Berücksichtigt werden sollte jedoch auch, dass durch den Import von Futtermitteln große Mengen Stickstoff von außerhalb in die heimische Landwirtschaft gelangen. Dieser „importierte“ Stickstoff wird über den Wirtschaftsdünger in den landwirtschaftlich genutzten Böden eingespeist.

Primäre Ziele bleiben die Bedarfsreduktion an Stickstoffdünger durch angepasste und auf Nachhaltigkeit orientierte Anbausysteme sowie die weitere Effizienzsteigerung bei der Herstellung und Nutzung von Düngemitteln (Mineral- und Wirtschaftsdünger). Insgesamt kann der europäischen Umweltpolitik bereits heute bescheinigt werden, dass sie einen wichtigen Beitrag zur Absenkung der Emissionen durch Stickstoffdünger geleistet hat.



Instrumente zur Reduzierung der Emissionsbelastung

Angeichts der erheblichen Relevanz der aus dem Düngemiteleinsatz resultierenden Umweltbeeinträchtigungen ist ein breites Bündel von Instrumenten zur Lösung der Stickstoffproblematik entwickelt worden. Diese Instrumente können wie folgt systematisiert werden (Barunke 2002):

- Direkte staatliche Umweltschutzaktivitäten, die aus Steuern, Gebühren oder Beiträgen finanziert werden, z. B. Trinkwasseraufbereitung
- Ordnungsrechtliche Instrumente, vor allem Genehmigungsvorschriften, Verbote, Beschränkungen, Gebote sowie Maßnahmen der staatlichen Kontrolle und Überwachung
- Förderpolitische Instrumente, insbesondere Investitionsförderungen, Steuervergünstigungen, Kompensationszahlungen für die Erbringung von Umweltleistungen, Forschungsförderung sowie die Unterstützung von Institutionen und Personen des Umweltschutzes
- Marktwirtschaftliche Instrumente wie Emissionszertifikate, Steuern, Abgaben und Subventionen, haftungsrechtliche Regelungen sowie die Einräumung von Vorteilen für die Nutzer umweltfreundlicher Produkte
- Organisatorische Instrumente, z. B. Kooperationsvereinbarungen zwischen Landwirten und Wasserwerken
- Informatorische Instrumente wie Beratung, Umweltbildung und Umweltberichterstattung

Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente zur Stickstoffreduktion – Erfahrungen aus anderen Ländern

Im Folgenden sollen Steuern und Abgaben auf Düngemittel oder Stickstoffüberschüsse betrachtet werden. Diese zählen zu den marktwirtschaftlichen Instrumenten einer gezielten Emissionsreduktion. Es werden Anreize gesetzt, Produktionsfaktoren, in diesem Fall Düngemittel mit negativen Umweltwirkungen, sparsamer einzusetzen. Negative Effekte (z. B. Gewässerbelastungen) werden reduziert. Steuern und Abgaben können bestehende Instrumente zur Reduzierung des Düngemiteleinsatzes sinnvoll ergänzen. Die nachfolgenden Beispiele aus unterschiedlichen Ländern geben einen Überblick über die Vielfalt an Möglichkeiten und fassen die in diesen Ländern gesammelten Erfahrungen zusammen.

Eine Steuer auf mineralische stickstoffhaltige Düngemittel kann in Form eines festen absoluten Steuersatzes in Euro je Kilogramm Stickstoff oder in Form eines prozentualen Aufschlages auf den jeweiligen (Markt-)Preis der entsprechenden Düngemittel erfolgen. Die Steuer auf Futtermittel und organische Düngemittel zielt auf die Besteuerung des Stickstoffgehaltes in dem jeweiligen Substrat ab.

Eine Stickstoffüberschussabgabe zielt im Gegensatz zu den genannten Steuern nicht auf eine Verteuerung der Inputfaktoren (Dünger und Futtermittel), sondern auf die Stickstoffüberschüsse auf den landwirtschaftlichen Betrieben. Sie kann prinzipiell auch weitere Nährstoffe einbeziehen und auf diese Weise zu einer Nährstoffüberschussabgabe weiterentwickelt werden.



Emissionen durch Wirtschaftsdünger

Beispiel Finnland

Finnland hat im Zeitraum von 1976 bis 1994 eine Steuer auf stickstoff- und phosphathaltige Düngemittel erhoben. Sie betrug von 1976 bis 1992 umgerechnet 0,006 bis 0,09 Euro je Kilogramm Dünger bzw. ab 1990 je Kilogramm Nährstoffgehalt. 1993 und 1994 wurde die Steuer auf einheitlich 0,44 Euro je Kilogramm Stickstoff bzw. Phosphor angehoben. Die Steuer wurde 1994 mit dem Eintritt in die EU abgeschafft. Die Ziele der Steuer waren die Schaffung eines Anreizes zur Verminderung der Getreideproduktion und die Generierung einer Einnahmequelle zur Finanzierung von Exportsubventionen. Nichtsdestotrotz rückten Umwelteffekte im Zeitablauf stärker in das Blickfeld, so dass die Düngersteuer um weitere Maßnahmen, etwa Regelungen zur Viehbesatzdichte, ergänzt wurde. Systematische Untersuchungen zu den Wirkungen auf den Düngereinsatz sind kaum durchgeführt wurden. Auf der Grundlage der vorliegenden Zahlen wurde bei einem steuerlich bedingten Anstieg der Preise für stickstoffhaltige Dünger um 72 % ein Rückgang des Düngemiteleinsatzes um 11 % geschätzt. Insgesamt hatten die Preise für Agrarprodukte jedoch einen stärkeren Einfluss auf den Düngereinsatz als die Stickstoffsteuer (Commission 2001).

Beispiel Österreich

In Österreich wurde von 1986 bis 1994 eine Steuer auf Düngemittel erhoben. Sie betrug zuletzt 0,47 Euro je Kilogramm N, 0,25 Euro je Kilogramm P_2O_5 und 0,13 Euro je Kilogramm K_2O . Ähnlich wie in Finnland diente die Steuer primär der Finanzierung von Exporterstattungen für Getreide. Nebenziele der Einführung der Düngersteuern waren die Verbesserung des Bodenschutzes sowie die Schaffung von Anreizen für den Anbau alternativer Früchte, speziell Leguminosen. Sie wurde mit dem EU-Beitritt des Landes abgeschafft (Commission 2001). Die recht niedrigen Steuersätze des Jahres 1986 (ca. 24 % des Düngerpreises) wurden von den Produzenten nicht an die Landwirte weitergegeben, so dass die Preise für Mineraldünger unverändert blieben. Trotzdem sank der Stickstoffeinsatz 1986 um 15 %. Für die Jahre 1987 bis 1989 wurde ein Rückgang des Verbrauchs aufgrund höherer Düngerpreise um 2,5 % geschätzt. Von 1987 bis 1994 sank der Einsatz stickstoffhaltiger Dünger jährlich um 0,8 % bzw. 0,5 kg je Hektar (Commission 2001; Knickel und Nienhaus 2004, S. 112).

Wie schon in Finnland zeigte sich auch in Österreich, dass die Nachfrage nach Mineraldünger relativ unelastisch ist und eine Stickstoffsteuer alleine kein sonderlich wirksames Instrument zur Lösung der Stickstoffproblematik darstellt. Allerdings scheinen sich mit der Besteuerung auch psychologische Effekte eingestellt haben. So wurde Mineraldünger durch die Steuer zu einem Kostenfaktor, der Beobachtung verdiente. Insofern ging von der Steuer offenbar ein Signalling-Effekt aus, der über das eigentlich preisinduzierte Maß hinaus zu einem sparsameren Einsatz von Mineraldünger, dem Einsatz von Substituten, etwa organischem Dünger, sowie dem Anbau von Leguminosen motivierte (Commission 2001; Knickel und Nienhaus 2004, S. 112).

Beispiel Schweden

Schweden hat 1982 eine Preisregulierungs- und Umweltabgabe auf Mineraldünger eingeführt und hält bis heute an diesem System fest. Seit 1994 macht der Steuersatz etwa 20 % des Düngerpreises aus. Die Abgaben werden auf alle in Schweden erzeugten und eingeführten Düngemittel erhoben. Kalium wurde mangels negativer Umweltwirkungen von der Besteuerung ausgenommen. Phosphor wird indirekt über den für diesen Dünger typischen Kadmiumanteil besteuert (Commission 2001). Die Abgabe wurde wegen der erwarteten positiven Umweltwirkungen und als Finanzierungsquelle für Exporterstattungen eingeführt, wird jedoch inzwischen von der schwedischen Regierung auch als Finanzierungsquelle für Forschungs- und Umweltprojekte geschätzt. Eine Bewertung der Umweltwirkungen der Steuer ergab, dass die Steuer den Düngereinsatz im Jahr 1991/92 um 15 bis 20 % und 1997 um 10 % gesenkt hat. Auch gibt es Anzeichen dafür, dass der Kadmiumanteil im Dünger seit Einführung der Steuer gesunken ist. Der Swedish Board of Agriculture geht jedoch davon aus, dass die Steuer etwa sechs- bis achtmal so hoch wie heute (1,21 bis 1,74 Euro) sein müsste, um alle angestrebten Umweltwirkungen zu erreichen (Commission 2001).

Beispiel Niederlande

In den Niederlanden wurde 1998 unter dem Namen MINAS (MINerals Accounting System) eine Stickstoff- und Phosphatüberschussabgabe eingeführt. Diese wurde 2005 wegen Unvereinbarkeit mit der EU-Nitratrichtlinie jedoch wieder abgeschafft (OECD 2007, S. 42; WWF 2008, S. 81 f.). MINAS erfasste zunächst nur Veredlungsbetriebe und Milch-erzeuger mit mehr als 2,5 GVE je Hektar. Später wurde seine Anwendung auf alle landwirtschaftlichen Betriebe ausgedehnt (Commission 2001). Betriebe, die nicht von MINAS erfasst werden, unterlagen einer Kontingentierung des Wirtschaftsdüngereinsatzes. Ergänzt wurde MINAS durch direkte Eingriffe in die Tierproduktion, speziell das Gesetz zur Umstrukturierung der Schweinehaltung und ein Betriebsaufgabeprogramm, mit dessen Hilfe der Staat Gülle- und Schweineproduktionsrechte von aufgebenden Betriebsleitern aufkaufen konnte (Barunke 2002).

Ziele der Überschussabgabe waren die Effizienzsteigerung des Düngereinsatzes und die Verminderung der Nährstoffüberschüsse. Die Überschussabgabe fiel in den Niederlanden an, wenn bestimmte abgabenfreie Nährstoffüberschüsse je Hektar und Jahr überschritten wurden (z.B. 180 Kilogramm N/a/ha bei Grünland und 100 N/a/ha bei Ackerland im Jahr 2003). Im selben Jahr betrug der Abgabensatz 2,30 Euro/kg N und 9,10 Euro/kg Phosphorüberschuss.

Von MINAS wurden übereinstimmend sehr positive Umweltwirkungen erwartet, nicht zuletzt aufgrund der sehr schwierigen Ausgangssituation in den Niederlanden mit sehr hohen Nährstoffüberschüssen (Barunke 2002). Auf der Basis verschiedener Modellrechnungen wurde durch die Einführung von MINAS die zu erwartende Stickstoffminderung in der Schweineproduktion auf 50 bis 75 %, in der Milcherzeugung auf 15 bis 47 % und im Ackerbau auf 15 bis 32 % geschätzt. Für den Ackerbau wurden Effekte mit knapp 8 Kilogramm Stickstoffeinsparung je Hektar prognostiziert (Commission 2001). Im Widerspruch zu diesen erwarteten Effekten stehen allerdings Aussagen der Europäischen Umweltagentur, die für den Zeitraum von 1990 bis 2006 von einem Anstieg der niederländischen N₂O-Emissionen aus der Anwendung von mineralischem und organischem Dünger um 4 % berichtet (EEA 2008). Da die verschiedenen Studien aufgrund unterschiedlicher Bezugszeiträume und Erhebungsmethoden nur schwer miteinander zu vergleichen sind, müssen die tatsächlichen Umwelteffekte von MINAS als letztlich nicht völlig geklärt betrachtet werden. Unbestritten ist dagegen, dass MINAS nicht für alle Betriebe gleichermaßen gut geeignet war. Schwierigkeiten ergaben sich vor allem bei flächenarmen Veredlungsbetrieben (OECD 2005, S. 25; OECD 2007, S. 42 f.). Geringe Einnahmen in Höhe von rund 7,3 Mio. Euro pro Jahr standen Kosten der staatlichen Administration der Abgabe und der Kontrolle der Betriebe in Höhe von 24,2 Mio. Euro pro Jahr und Verwaltungskosten auf den landwirtschaftlichen Betrieben in Höhe von 220 bis 580 Euro pro Jahr und Betrieb gegenüber (Commission 2001; Barunke 2002).

Beispiel Dänemark

Aufgrund der starken Konzentration der Landwirtschaft auf die tierische Produktion verabschiedete Dänemark bereits 1985 den ersten Aktionsplan, der im Laufe der Zeit mehrfach überarbeitet worden ist. Die Aktionspläne setzen primär auf ordnungsrechtliche Maßnahmen, wie z. B. die Festlegung von Mindestlagerkapazitäten für Wirtschaftsdünger, die Verpflichtung zur Abdeckung der Lagerbehälter, die Einarbeitungspflicht für Wirtschaftsdünger sowie der Erlass einer Verpflichtung zur Begrünung von mindestens 65 % der Landwirtschaftsfläche über den Winter (Barunke 2002). Ab 1998 wurde ergänzend eine Quoten-Abgaben-Politik eingesetzt. Seitdem unterliegen die landwirtschaftlichen Betriebe entweder einer einzelbetrieblichen Stickstoffquotierung oder einer Stickstoffsteuer; Letzteres trifft vor allem auf kleine Betriebe zu. Der Steuersatz liegt bei etwa 100 %, um den Kauf mineralischer Dünger unattraktiver zu machen und die Bereitschaft zur Aufnahme von Wirtschaftsdünger zu steigern (Barunke 2002).

Durch den Einsatz aller Maßnahmen sanken die Stickstoffsalden zwischen 1985 und 1998 trotz weitgehend unveränderter Tierbestände um 31 % von durchschnittlich 133 Kilogramm je Hektar und Jahr auf 92 kg. Gleichzeitig stieg der Ausnutzungsgrad der Wirtschaftsdünger von 10 bis 20 % im Jahr 1980 auf 40 bis 50 % im Jahr 1997. Auf 98 % der Betriebe stehen Güllelagerkapazitäten von mindestens neun Monaten zur Verfügung. Der Absatz von mineralischem Stickstoffdünger ist trotz steigender Naturalerträge gesunken. Die Effekte der marktwirtschaftlichen Instrumente sind nur teilweise gesondert untersucht worden. Die durch diese Instrumente notwendigen Aufzeichnungspflichten haben maßgeblich dazu geführt, dass

Emissionen durch Wirtschaftsdünger

die Landwirte frühzeitig an das Denken in Nährstoffkreisläufen gewöhnt wurden. Gleichzeitig hat die Stickstoffquotierung eine gleichmäßigere Verteilung der Stickstoffüberschüsse im Raum bewirkt. Die Höhe der Stickstoffsteuer wird als ausreichend erachtet, um zu einem gezielteren Stickstoffeinsatz zu motivieren, reicht aber noch nicht aus, um z. B. den Anbau von Zwischenfrüchten attraktiv zu machen (Barunke 2002).

Beispiel USA

In den USA werden im Wesentlichen zwei marktwirtschaftliche Instrumente zur Linderung des Nitratproblems eingesetzt: Düngersteuern in einigen wenigen Bundesstaaten und ein durch die US-Regierung geförderter und durch mehrere Bundesstaaten umgesetzter Handel mit Umweltleistungen bzw. Verschmutzungsrechten (OECD 2007, S. 76 ff.).

Die Besteuerung von Düngemitteln wurde erstmals 1987 in Iowa eingeführt (Hallberg 1987). Ziel war es, Anreize für einen sparsameren Umgang mit Agrochemikalien zu geben, um die Qualität des stark belasteten Grundwassers zu verbessern. Die Steuer auf stickstoffhaltige Düngemittel wurde auf 0,75 US-Dollar je Tonne festgesetzt (Iowa Code 2001, 200.8 Inspection fees). Nebraska erhebt seit 1997 auf den Verkauf und die Verwendung von nicht hofeigenem Dünger eine Steuer in Höhe von 4 US-Dollar je Tonne (www.newrules.org).

Von größerer Bedeutung als Steuern auf Düngemittel sind in den USA Programme im Bereich des Handels mit Umweltleistungen bzw. Verschmutzungsrechten. Diese Programme verfolgen den Zweck, möglichst kosteneffizient bestimmte Umweltleistungen bereitzustellen, indem ein Handel ermöglicht wird zwischen Anbietern, z. B. landwirtschaftlichen Betrieben, die bestimmte Umweltleistungen (relativ kostengünstig) bereitstellen können, und Nachfragern, die ihre Umweltauflagen nicht oder nur zu deutlich höheren Kosten als die Anbieter erfüllen könnten. Die Teilnahme an derartigen Programmen ist freiwillig. Beispiele finden sich inzwischen in zahlreichen US-Bundesstaaten wie z. B. Connecticut, Pennsylvania, Maryland, New York, North Carolina, Colorado, Idaho, Ohio und Oregon (Lal 2009).

Die entsprechenden Marktplätze sind in zweierlei Form etabliert worden: als Handel mit Verschmutzungs- bzw. Emissionsrechten („cap and trade“) und als Handel mit Umweltschutzleistungen („field and trade“). Bei den „cap and trade“-Programmen setzt die öffentliche Hand bestimmte Obergrenzen (Total Maximum Daily Loads, TDML) für die Umweltbelastung, z. B. mit Stickstoff. Betriebe, die ihre Verpflichtungen übererfüllt haben, können das Mehr an Umweltleistungen an Nachfrager veräußern, die ihre Obergrenzen nicht oder nur zu deutlich höheren Kosten erfüllen könnten. Im Unterschied dazu werden bei den „field and trade“-Programmen Betriebe dafür honoriert, dass sie die Lebensräume bedrohter Tiere und Pflanzen schützen.

Beispiel Neuseeland

Die Nicht-Energie-Emissionen aus der Landwirtschaft sollen in Neuseeland im Zeitraum von 2005 bis 2012 um 20 % sinken. Der Erreichung dieses Ziels wird besondere Bedeutung beigemessen, da in Neuseeland fast 50 % der Emissionen klimarelevanter Gase von der Landwirtschaft ausgehen. Zu 98 % sind die landwirtschaftlichen Emissionen aus der Landwirtschaft auf die Tierhaltung zurückzuführen (MfE 2009).

Um dieses Ziel zu erreichen, wird der landwirtschaftliche Sektor ab 2015 in den neuseeländischen Emissionshandel mit integriert. In den Emissionshandel einbezogen werden Treibhausgasemissionen von Weidewirtschaft, Gemüseanbau, Ackerbau, Viehhaltung und mineralische Düngemittel. Bis 2011 können die Emittenten, ab 2012 müssen die Emittenten die Höhe ihrer Emissionen angeben. Der Emissionshandel für landwirtschaftliche Emissionen setzt auf der Ebene der Weiterverarbeiter an, z. B. Molkereien, Schlachtereien und Düngemittelhersteller. Vorgesehen ist ein „Emissionsfaktor“ für jedes landwirtschaftliche Produkt.

Beispielhaft ist die Berechnung für die Düngemittelproduktion dargestellt.

$$\text{Emissionen} = [\text{IM} - (\text{EB} + \text{EX})] \times \text{EF}$$

IM: Düngemittel in Tonnen (importiert oder hergestellt) multipliziert mit dem Stickstoffanteil in Prozent

EB: Anteil der Düngemittel in Tonnen (importiert oder hergestellt), welche im Inland verbraucht werden multipliziert mit dem Stickstoffanteil in Prozent

EX: Anteil der Düngemittel in Tonnen (importiert oder hergestellt), welche exportiert werden multipliziert mit dem Stickstoffanteil in Prozent

EF: Emissionsfaktor für den aufgebrauchten Stickstoff.

Die Zuteilungsmenge der Zertifikate wird zu Beginn 90 % der Gesamtemissionen umfassen und wird ab 2016 um jährlich 1,3 % sinken. Die öffentliche Konsultation zu den weiterführenden Gesetzentwürfen soll 2010 abgeschlossen sein (<http://www.maf.govt.nz/climatechange/agriculture/>).

Fazit:

Die international gesammelten Erfahrungen mit Steuern und Abgaben auf mineralische Dünger sind gemischt. In Norwegen, Finnland, Österreich und Schweden diente die Stickstoffsteuer vorrangig der Generierung finanzieller Mittel für Exporterstattungen. Allein in Schweden rückten Forschungs- und Umweltprojekte mit Bezug zur Stickstoffproblematik im Zeitablauf stärker in den Vordergrund. Positiver sind die Erfahrungen mit Stickstoffüberschussabgaben in den Niederlanden und Dänemark. Hier gelang es, trotz einiger Probleme bei der praktischen Handhabung der Systeme die Verwendung stickstoffhaltiger Düngemittel und die Stickstoffüberschüsse zu reduzieren (Knickel und Nienhaus 2004; Nienhaus 2005). Trotzdem darf die Wirkung der Systeme auf den Düngemiteleinsatz nicht überschätzt werden. Zum einen wurde die Einführung der Abgabe durch weitere Maßnahmen flankiert, so dass die positiven Wirkungen nicht allein der Überschussabgabe zugeschrieben werden können. Zum anderen ist der Düngemittelverbrauch auch in Ländern, die keine Abgabe eingeführt haben, erheblich gesunken (Hey 2008). Gleichwohl haben das dänische und das niederländische Abgabensystem gezeigt, dass entsprechende Systeme grundsätzlich implementierbar und administrierbar sind. Auch ging von der Steuer offenbar eine Signalwirkung aus, die über das eigentlich preisinduzierte Maß hinaus zu einem sparsameren Einsatz von Mineraldünger, dem Einsatz von Substituten, etwa organischem Dünger, sowie dem Anbau von Leguminosen motivierte. Ihnen kommt daher zumindest in Ansätzen ein Vorbildcharakter zu. Neben Steuern kommen auch der Handel mit Verschmutzungs- bzw. Emissionsrechten („cap and trade“) und der Handel mit Umweltschutzleistungen („field and trade“), z. B. in den USA zum Einsatz. Sie führten zur Reduzierung der Umweltbelastung durch Nährstoffe. Prinzipiell gilt es bei allen Maßnahmen, egal ob regulatorisch oder marktwirtschaftlich orientiert, regelmäßig deren Zielgenauigkeit zu prüfen und diese entsprechend zu justieren.

Vergleich marktwirtschaftlicher Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffemissionen

Aus dem reichhaltig bestückten Instrumentenkasten zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft werden im Folgenden drei Alternativen betrachtet. Diese zielen auf eine ökonomische (marktwirtschaftliche) Steuerung der Stickstoffproblematik ab. Betrachtet werden eine Steuer auf mineralische Stickstoffdünger in Form eines festen absoluten Steuersatzes in Euro je Kilogramm Stickstoff oder in Form eines prozentualen Aufschlages auf den jeweiligen (Markt-)Preis, eine Besteuerung sonstiger Stickstoffquellen, namentlich von Futtermitteln und organischem Dünger, sowie die Möglichkeiten einer Stickstoffüberschussabgabe. Kriterien für die Bewertung, welches marktwirtschaftliche Instrument am zielführendsten ist, fasst die Abbildung 6 zusammen.

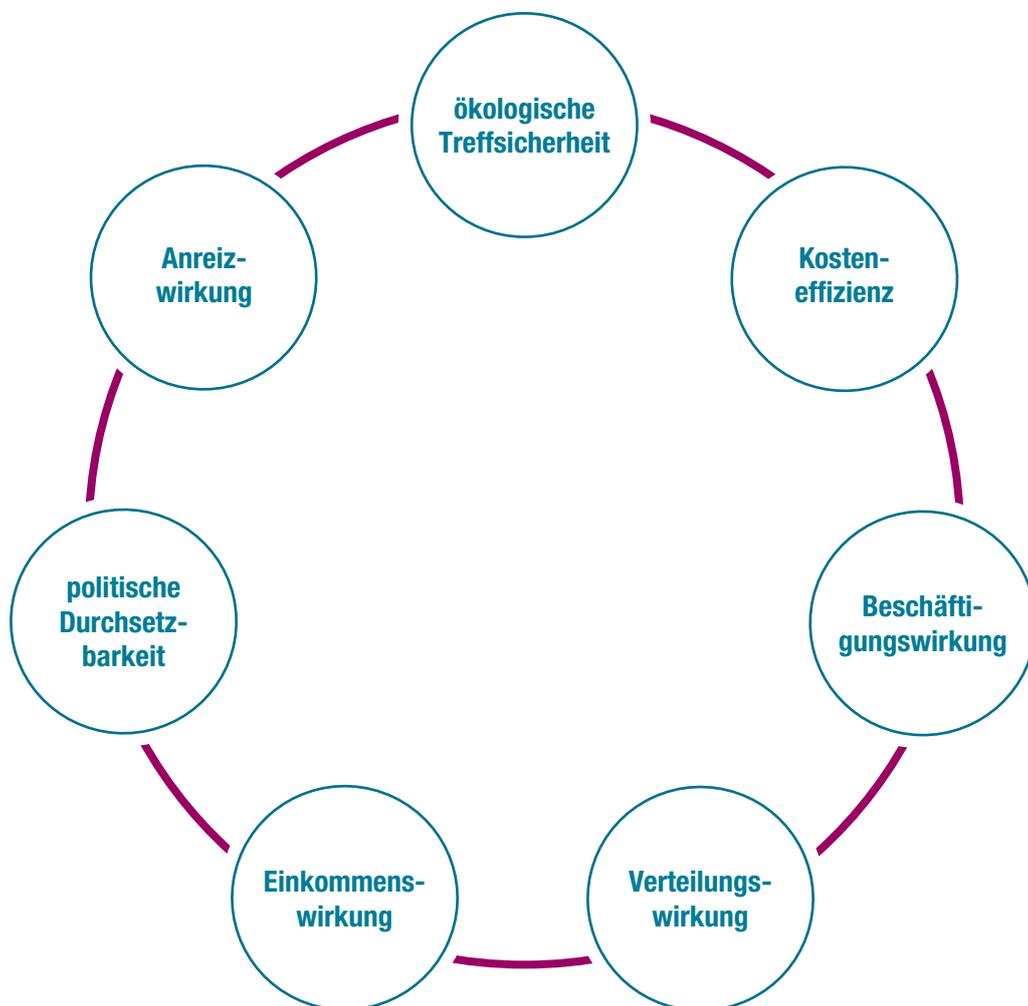


Abb. 6: Bewertungskriterien zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft (nach Pittel 2008).

Die **ökologische Treffsicherheit** bewertet, ob der angestrebte Grad der Umweltschonung erreicht wird. Bei der **Kosteneffizienz** gilt es zu bewerten, ob das eingesetzte umweltpolitische Instrument ein bestimmtes Maß an Umweltschonung zu den geringstmöglichen betriebs- und volkswirtschaftlichen Kosten erreicht. Dies hängt zum einen davon ab, welche Vermeidungskosten auf den betroffenen Betrieben entstehen und wie aufwendig z. B. das Steuer- bzw. Abgabensystem zu administrieren ist, d. h. welche zusätzlichen Kosten für die Implementierung und Anwendung verursacht werden. Bei **Einkommens-, Verteilungs- und Beschäftigungswirkungen** werden die Wirkungen auf die Einkommen innerhalb, aber auch außerhalb der Landwirtschaft erfasst. Aber auch die Einkommensverteilung und die Wirkung auf das Arbeitsplatzangebot werden bewertet. Während die **politische Durchsetzbarkeit** die politische und gesellschaftliche Akzeptanz einer bestimmten Maßnahme abschätzt, wird bei den **dynamischen Anreizwirkungen** analysiert, inwieweit ein Steuerungsinstrument andere Anreize zu Investitionen in einen umweltgerechten technischen Fortschritt befördert bzw. diese unterbindet. Die Gesamtheit eines solchen Bewertungskatalogs gibt darüber Auskunft, ob ein Steuerungsinstrument justiert und weiterentwickelt werden muss bzw. ob andere Instrumente besser geeignet sind, ein spezifisches Ziel zu erreichen. Prinzipiell gelten Abgaben auf mineralische oder organische Dünger und Stickstoffbilanzüberschüsse rechtlich als voraussetzungsreich (Unnerstall 2008). Die juristischen Aspekte werden im Folgenden nicht weiter betrachtet. Vielmehr soll die Vielfalt der Gestaltungsmöglichkeiten, Emissionslasten der Landwirtschaft zu reduzieren, aufgezeigt und diese nach ihrer Praxistauglichkeit und Zielorientierung bewertet werden.

Ökologische Treffsicherheit

Die verschiedenen Studien zu den Wirkungen einer **Stickstoffsteuer** kommen zu recht einheitlichen Ergebnissen. Danach ist eine Stickstoffsteuer grundsätzlich geeignet, um die Verwendung stickstoffhaltiger Düngemittel und damit Stickstoffüberschüsse zu reduzieren. Im Einzelnen sind die Reduktionswirkungen von zahlreichen Randbedingungen abhängig. Strotmann (1992, S. 106 f. und 155) konnte den starken Einfluss der agrarpolitischen Rahmenbedingungen und damit der Produktpreise auf den Stickstoffeinsatz belegen. Daneben kommt auch den an einem Standort möglichen Fruchtfolgen und Produktionsverfahren sowie den Standortbedingungen wie Bodenart und Topographie eine große Bedeutung zu (Taylor, Adams und Miller 1992). Schmid (2001, S. 130 ff.) wiederum konnte u. a. den Einfluss des Verlaufs der Produktionsfunktion sowie der Substitutionsmöglichkeiten durch organischen Dünger aufzeigen. Schließlich ist der jeweilige Steuersatz von erheblicher Bedeutung. Am Beispiel der Schweiz konnte gezeigt werden, dass eine Steuer unterhalb von 80 % des Stickstoffpreises nur vergleichsweise geringe Wirkungen auf die Düngung mit mineralischen Stickstoffdüngern hat. Oberhalb dieses Schwellenwertes setzen dann jedoch recht schnell deutliche Anpassungsreaktionen ein (Schmid 2001, S. 130 ff.). Eine Untersuchung durch das Umweltbundesamt (UBA 2002) beziffert die Reduktionswirkung einer 50 %-Stickstoffsteuer mit 18 Kilogramm Stickstoff je Hektar und Jahr.

Dagegen ist die ökologische Treffsicherheit einer Stickstoffsteuer insgesamt gering (OECD 2007). Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehhaltung wären aufgrund des eigenen Wirtschaftsdüngers von einer Stickstoffsteuer weniger betroffen als Ackerbaubetriebe und hätten daher Wettbewerbsvorteile. Vor dem Hintergrund der mäßigen Stickstoffüberschüsse in Ackerbau- und hohen Stickstoffüberschüsse in viehstarken Regionen ist dies ein ernüchterndes Ergebnis: Eine Stickstoffsteuer wirkt, aber recht undifferenziert und gerade dort besonders schwach, wo der Problemdruck am größten ist. Vor allem die Schweineproduktion würde aufgrund des hohen Düngewertes der Schweinegülle begünstigt und daher sogar ausgedehnt (Strotmann 1992, S. 111 ff.; Helming 1998; Möller, Kreins und Gömann 2003). Die Stickstoffproblematik würde daher in den besonders stark belasteten Regionen mit hoher Viehdichte eher noch verschärft. Letztlich ist dieses Problem Ausdruck der Tatsache, dass ein Inputfaktor, nicht jedoch die eigentlich interessierende Outputgröße, der Stickstoffüberschuss, besteuert wird (Schou, Skop und Jensen 2000, S. 206).

Die (ergänzende) **Besteuerung von Futtermitteln und organischen Düngemitteln** vermeidet die zentrale Schwäche einer Steuer auf mineralische stickstoffhaltige Düngemittel, nämlich die selektive Besteuerung lediglich einer – allerdings wichtigen – Quelle von Stickstoffeinträgen. Nach der Untersuchung von Helming (1998) vermindert eine

Vergleich marktwirtschaftlicher Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffemissionen

Besteuerung des Stickstoffanteils von Futtermitteln mit 2,27 Euro je Kilogramm Stickstoff die Stickstoffüberschüsse um rund 7 %. Gegenüber der ausschließlichen Besteuerung mineralischer Dünger ist die ökologische Treffsicherheit besser, da nunmehr auch die tierhaltenden Betriebe besteuert werden. Die Wirkung in Problemregionen mit hohen Stickstoffüberschüssen wird dadurch verstärkt. Allerdings steigt die Reduktionswirkung gegenüber einer Steuer ausschließlich auf Mineraldünger nach den Ergebnissen der vorliegenden Studien nur leicht an.

Eine **Stickstoffüberschussabgabe** setzt – anders als eine Stickstoffsteuer – nicht an dem Inputfaktor „stickstoffhaltige Düngemittel“, sondern an den entstehenden Stickstoffüberschüssen auf den landwirtschaftlichen Betrieben an. Sie kann prinzipiell auch weitere Nährstoffe einbeziehen und auf diese Weise zu einer Nährstoffüberschussabgabe weiterentwickelt werden. Voraussetzung für die Besteuerung von Stickstoffüberschüssen ist ihre Ermittlung im Wege der Bilanzierung, d. h. der Gegenüberstellung von Nährstoffeinträgen und -austrägen (Hey 2008). Die Bilanzierung kann auf den Bezugsebenen des Gesamtbetriebs, der Bilanzfläche sowie des Schlags erfolgen; entsprechend kann zwischen Hoftor-, Flächen- und Schlagbilanz differenziert werden (VDLUFA 2007). Eine Stickstoffüberschussabgabe hat den großen Vorteil, nicht selektiv vorrangig Betriebe in Ackerbauregionen zu treffen, die keinen Wirtschaftsdünger erzeugen und daher in hohem Maße auf den Zukauf von Mineraldünger angewiesen sind. Sie ist daher unter ökologischen Gesichtspunkten deutlich treffgenauer, da sie unabhängig von der Quelle der Stickstoffeinträge alle landwirtschaftlichen Betriebe gleichbehandelt. Sie wird aus diesem Grund von vielen Autoren gegenüber einer Stickstoffsteuer bevorzugt (Knickel und Nienhaus 2004; Kröger 2008; SRU 2004).

Eine ausreichende Höhe der Abgabensätze und eine Begrenzung der Ausnahmen von der Entrichtung der Steuer vorausgesetzt (Knickel und Nienhaus 2004), zeigen die vorliegenden Studien, dass die Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe die erwünschten Wirkungen auf die Stickstoffüberschüsse entfalten kann. Wie bei der Emissionssteuer sind die Wirkungen jedoch in Abhängigkeit von den jeweiligen Rahmenbedingungen unterschiedlich groß. Die Wirkung der Abgabe ist dort begrenzt, wo Landwirte nur eingeschränkte Möglichkeiten zur Stickstoffminderung haben. Sie sind gering, wenn Veränderungen anderer Parameter – insbesondere der Preise für landwirtschaftliche Produkte – die Zahlung der Abgabe ökonomisch effizient erscheinen lassen und die Höhe der Abgabe nicht kurzfristig nachjustiert wird.

Fazit:

Eine Stickstoffüberschussabgabe wirkt differenziert und besitzt die höchste ökologische Treffsicherheit. Pflanzbauliche Betriebe und tierhaltende Betriebe werden durch eine Überschussabgabe gleichermaßen erfasst.

Kosteneffizienz

Untersuchungen des Umweltbundesamtes (UBA 2002) beziffern bei einer **Stickstoffsteuer** in Höhe von 50 % des Düngerpreises die Kosten je Kilogramm reduziertem Stickstoffüberschuss auf rund 2,30 Euro. Darin eingerechnet sind bereits die durchschnittlichen Ertragsrückgänge sowie die Kosten verschiedener Anpassungsmaßnahmen, z. B. vermehrter Wirtschaftsdüngertransporte. Die Analyse von Schou, Skop und Jensen (2000) verdeutlicht am Beispiel dänischer Betriebe, dass die Kosten der Vermeidung von Stickstoffemissionen je nach Bodenart und Betriebstyp bzw. betrachtetem Betriebszweig erheblich variieren können. Gleichwohl gilt die Kosteneffizienz einer Stickstoffsteuer als hoch (UBA 2008, S. 38).

Die Kosten der Erhebung und Kontrolle einer Stickstoffsteuer sind gering, da gemäß dem „Flaschenhalsprinzip“ die Besteuerung auf Ebene der Düngerindustrie oder der Distribution (Landhandel) erfolgen kann (Chowdhury und Lacewell 1996, S. 91; UBA 2008, S. 89 f.). Erfahrungen aus Österreich, Finnland und Schweden zeigen, dass die administrativen Kosten im Durchschnitt nur etwa 0,75 % der Steuereinnahmen ausmachen (Rougoor et al. 2001).

Die Kosten der Vermeidung von Stickstoffüberschüssen in den landwirtschaftlichen Betrieben sind nach Helming (1998, S. 22) im Falle der **Besteuerung von Futtermitteln und organischen Düngemitteln** vergleichsweise hoch; sie liegen 22 bis 33 % über den Vermeidungskosten einer Stickstoffüberschussabgabe und bis zu 8 % über den Vermeidungskosten einer Stickstoffsteuer. Als Grund wird die lange Wirkungskette zwischen dem Futtermittelzukauf und der Ausprägung des letztlich interessierenden Umweltindikators, des Stickstoffüberschusses, genannt. Hinsichtlich der Erhebungskosten ist eine Steuer auf Futtermittel und Mineraldünger ähnlich günstig wie eine reine Stickstoffsteuer zu beurteilen, da sie wiederum das „Flaschenhalsprinzip“ nutzen kann.

Die Untersuchungen von Helming (1998, S. 22) zeigen, dass eine Stickstoffüberschussabgabe die niedrigsten Vermeidungskosten je Kilogramm Stickstoff in den landwirtschaftlichen Betrieben aufweist. Begründet wird dies u. a. damit, dass sie ökologisch treffsicherer ist und zudem ein abgabefreier Bereich eingeführt werden kann, so dass nur tatsächlich umweltwirksame Überschüsse der Abgabe unterliegen. Eine Stickstoffsteuer erfasst dagegen auch Inputs, die nicht in die Umwelt gelangen.

Betrachtet man dagegen die Erhebungskosten, so gilt eine Stickstoffüberschussabgabe als weniger kosteneffizient, da im Gegensatz zur Stickstoffsteuer (Düngemittelindustrie, Handel) die Berechnungsgrundlagen auf der Vielzahl von landwirtschaftlichen Betrieben erhoben werden müssen. Allerdings müssen nach der Düngeverordnung Betriebe, die über mindestens 10 Hektar LF verfügen, die mehr als einen Hektar Gemüse, Hopfen oder Erdbeeren anbauen oder einen Stickstoffanfall aus Wirtschaftsdünger von mehr als 500 Kilogramm pro Jahr aufweisen, ohnehin eine Flächen- oder aggregierte Schlagbilanz erstellen (Knickel und Nienhaus 2004, S. 114; Nienhaus 2005, S. 85).

Methoden der Stickstoffbilanzierung

Die Bezugsebene der Hoftor-Bilanz (gesamtbetrieblichen Bilanz) ist der gesamte landwirtschaftliche Betrieb. Dabei wird der gesamte Nährstoffinput (Zukauf von Mineraldünger, Futtermittel, organische Düngemittel, Zucht- und Nutzvieh sowie Saatgut) einschließlich symbiontischer Stickstoffbindung dem Nährstoffoutput (Verkauf pflanzlicher und tierischer Produkte inkl. Stroh und sonstiger Nährstoffausträge) gegenübergestellt. Bei der Methode der Hoftor-Flächenbilanz berechnet sich der Stickstoff-Flächensaldo aus dem Stickstoff-Hoftorsaldo minus Stickstoff-Flächensaldo, d. h., die im Boden als Überschuss verbliebenen werden den entzogenen Nährstoffen gegenübergestellt. (VDLUFA 2007).

Die Bezugsebene der Feld-Stall-Bilanz ist die Bilanzfläche des Betriebes. Bilanziert wird der Nährstofffluss zur Fläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger abzüglich NH_3 -Verluste, sonstige organische Düngestoffe, Saatgut) inkl. Symbiontischer Bindung (Marktfrüchte, Futter, Stroh) (VDLUFA 2007).

Die Bezugsebene der Schlagbilanz ist eine räumlich zusammenhängende, einheitlich bewirtschaftete und mit derselben Kultur bewachsene Fläche (Schlag). Bei der Bilanzierung werden Nährstoffzufuhr zur Schlagfläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, sonstige organische Düngestoffe, Saatgut sowie symbiontische Stickstoffbindung) und die Nährstoffabfuhr von der Schlagfläche (Marktfrüchte, Futter, Stroh) berücksichtigt (VDLUFA 2007).

Vergleich marktwirtschaftlicher Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffemissionen

Bezüglich der Transaktionskosten für den Staat ist zu berücksichtigen, dass diese umso höher sind, je mehr Manipulationsmöglichkeiten im Zuge der Erstellung von Stickstoffbilanzen, die ggf. kostenintensive Kontrollen auf den Betrieben erfordern, gegeben sind (SRU 2004, S. 220 f.). Dies zeigen auch die niederländischen Erfahrungen mit dem MINAS-System. Vor diesem Hintergrund bietet nach VDLUFA (2007) die Hoftorbilanz Vorteile gegenüber der Flächenbilanz, da Erstere ganz ohne Schätzungen auskommen, während Letztere aufgrund der Schätzung der Futter- und Grünlanderträge Gestaltungsspielräume eröffnen.

Die staatlichen Kontrollkosten steigen dagegen durch eine Überschussabgabe nicht wesentlich an, da eine gewisse Kontrolldichte im Hinblick auf die Überprüfung der Flächenbilanzen gemäß Düngeverordnung bereits etabliert ist. Auch das integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) ist aus Sicht der Erhebung einer Stickstoffüberschussabgabe von Interesse; die InVeKoS-Kontrollquote liegt in Deutschland bei vergleichsweise hohen 5 %.

Fazit:

Die Stickstoffüberschussabgabe weist die geringsten Vermeidungskosten je Kilogramm Stickstoff auf. Im Gegensatz zu Steuern gelten jedoch deren Erhebungskosten als hoch, da im Gegensatz zur Stickstoffsteuer (Düngemittelindustrie, Handel) die Berechnungsgrundlagen auf der Vielzahl von landwirtschaftlichen Betrieben erhoben werden müssen. Allerdings werden diese Erhebungen durch die ohnedies vorgeschriebenen Bilanzierungen im Rahmen der geltenden Düngeverordnung für die meisten Betriebe bereits abgedeckt. Für die entsprechenden Betriebe entstehen somit keine zusätzlichen Erhebungskosten.

Einkommens-, Verteilungs- und Beschäftigungswirkungen

Alle Untersuchungen kommen zu dem Ergebnis, dass eine Stickstoffsteuer die Wertschöpfung in der Landwirtschaft und die landwirtschaftlichen Einkommen verringern würde. Die Höhe der Reduktionswirkungen hängt wesentlich von den jeweiligen Rahmenbedingungen ab. Strotmann (1992, S. 118 ff. und 144 ff.) z. B. taxiert die Verminderung der sektoralen Wertschöpfung je nach agrarpolitischen Szenario auf -7,8 % bis -9,3 %. Chowdhury und Lacewell (1996) errechnen für die USA einen Rückgang der landwirtschaftlichen Einkommen als Folge der Einführung einer Steuer in Höhe von etwa 200 bis 250 % des Düngerpreises um 20 bis 25 %. Ein Wert, der auch für die Schweiz genannt wird (Hartmann, Hediger und Peter 2008). Aufgrund der Ungleichbehandlung verschiedener Stickstoffquellen trafen die Einkommenseinbußen vor allem Marktfruchtbetriebe und damit Ackerbauregionen (Meyer-Marquardt 2000, S. 40; UBA 2008, S. 90).

Nach den Berechnungen von Schou, Skop und Jensen (2000) würde eine kombinierte **Steuer auf Futtermittel und organischen Düngemitteln** die Nettowertschöpfung in der Schweinehaltung um ungefähr 19 %, in allen anderen Betrieben um etwa 10 % vermindern. Die entsprechenden Werte für die Stickstoffsteuer betragen wiederum 10 % für den Ackerbau, jedoch nur 7 % für die Tierhaltung. Helming (1998) geht von deutlich geringeren Effekten aus (um 1 % Einkommensverlust), unterstellt allerdings auch, dass die eingenommenen Steuern in den landwirtschaftlichen Sektor zurückfließen.

Wie bereits die Einführung einer Stickstoffsteuer, so würde auch die Erhebung einer **Stickstoffüberschussabgabe** eine Schmälerung der landwirtschaftlichen Einkommen bewirken. Zur Höhe der Einkommenseinbußen finden sich in der Literatur sehr unterschiedliche Angaben, da die Autoren von verschiedenen Annahmen über die Ausgestaltung der Überschussabgabe ausgehen. Die Schätzungen für die Reduzierung der landwirtschaftlichen Einkommen reichen von 1 bis 2 % bis über 10 % (Helming 1998; Chowdhury und Lacewell 1996).

Fazit:

Alle marktwirtschaftlichen Instrumente verringern die Wertschöpfung der landwirtschaftlichen Betriebe und führen somit zu Einkommenseinbußen. Durch die Möglichkeit von Rückerstattungen können diese abgedeutert werden, ohne die ökologische Treffsicherheit zu minimieren.

Politische Durchsetzbarkeit

Grundsätzlich wird die Akzeptanz von Umweltsteuern als gut eingeschätzt (Pittel 2008). Anders sieht dies jedoch bei einer **Stickstoffsteuer** aus, die vor allem in der Höhe, in der sie zur Auslösung von Verhaltenswirkungen bei Landwirten notwendig wäre, als politisch nur schwer durchsetzbar (Gömann, Kunkel und Möller 2004) bzw. politisch unattraktiv (Chowdhury und Lacewell 1996) gilt. Eine Kompensation der Landwirte, bspw. in Form einer nicht an den Düngerverbrauch gekoppelten Rückerstattung der erhobenen Steuern, könnte die Akzeptanz verbessern (Hartmann, Hedinger und Peter 2008; UBA 2008). Allerdings ist auch auf die Gefahren der Kompensation für die Erreichung der umweltpolitischen Ziele verwiesen worden, da Landwirte in ihren Entscheidungskalkülen u. U. wieder den „alten“ Düngerpreis zugrunde legen würden (Strotmann 1992, S. 144).

Die politische Durchsetzbarkeit einer **Steuer auf Futtermittel und organische Düngemittel** dürfte aufgrund der größeren Zahl der von der Besteuerung betroffenen landwirtschaftlichen Betriebe noch geringer als die einer Stickstoffsteuer sein.

Die Akzeptanz einer **Stickstoffüberschussabgabe** wird wegen der mit ihr verbundenen Einkommensverluste gering sein, obwohl sie gegenüber der Stickstoffsteuer zwei (kleine) Vorteile hat: Die Einkommenswirkungen können bei gleicher Wirkung geringer ausfallen und die Abgabe erlaubt eine verursachungsgerechtere Erhebung, da sie alle Stickstoffquellen gleich behandelt.

Fazit:

Sämtliche marktwirtschaftlichen Instrumente einer Emissionsminderung sind politisch brisant, da diese mit Einkommensverlusten gekoppelt sein können. Durch die verursachungsgerechte Erhebung und eine geringe Einkommenswirkung gilt die Stickstoffüberschussabgabe als das politisch geeignetste Regelinstrument.

Vergleich marktwirtschaftlicher Instrumente zur Reduzierung der Stickstoffemissionen

Dynamische Anreizwirkungen

Die langfristigen Wirkungen einer **Stickstoffsteuer** werden vermutlich deutlich größer sein als die kurzfristigen, da sie die Akteure zu Investitionen in einen umweltgerechten technischen Fortschritt motiviert (Witzke und Noleppa 2007, S. 51; WWF 2008, S. 80). Im Bereich der Landwirtschaft können sich dynamische Anreizwirkungen u. a. in Form eines effizienteren Umgangs mit Wirtschaftsdüngern sowie veränderten Fruchtfolgen und Bewirtschaftungsweisen zeigen. Auch von einer **Steuer auf Futtermittel und organische Düngemittel** gehen dynamische Anreizwirkungen aus. Sie dürften insgesamt größer sein als bei Einführung einer bloßen Stickstoffsteuer, da auch die tierhaltenden Betriebe verstärkt Anreize haben, Einsparungen bei der Stickstoffverwendung zu erzielen. Da eine **Stickstoffüberschussabgabe** zielgenauer wirkt, insbesondere auch die tierhaltenden Betriebe einbezieht, sind ihre dynamischen Anzeizeffekte positiver zu beurteilen als die einer Stickstoffsteuer.

Fazit:

Sämtliche marktwirtschaftlichen Instrumente befördern den umweltgerechten technischen Fortschritt und motivieren zur Implementierung optimierter und innovativer Verfahren und Technologien. Durch die Gleichbehandlung pflanzenbaulicher und tierhaltender Betriebe sind die dynamischen Anreize der Stickstoffüberschussabgabe für das Gesamtsystem „Landwirtschaft“ am größten.

Verwendung eingenommener Mittel

Die Höhe der über den Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente durch den Fiskus eingenommenen finanziellen Mittel hängt vom Steuersatz und dem Umfang der Bemessungsgrundlage ab. Aufgrund einer unelastischen Nachfrage nach Mineraldünger (d. h., eine Preisänderung würde nur eine sehr geringe Verminderung der nachgefragten Menge bewirken) müssten die Steuer- bzw. Abgabensätze relativ hoch sein, um die gewünschten Wirkungen zu erzielen. Die Aufkommen aus einer Stickstoffsteuer, einer Steuer auf Futtermittel und Mineraldünger oder einer Stickstoffüberschussabgabe würden daher schnell beachtliche Höhen erreichen, die im dreistelligen Millionenbereich liegen könnten (Nienhaus 2005, Helming 1998, Chowdhury und Lacewell 1996).

In der Literatur finden sich im Kern zwei verschiedene Vorschläge zur Verwendung der Einnahmen: Eine Gruppe von Autoren empfiehlt die Rückerstattung an die Landwirtschaft, um die Einkommenseffekte abzumildern und die Akzeptanz der Maßnahme zu verbessern (Strotmann 1992, S. 102 f.; Hartmann, Hediger und Peter 2008; Knickel und Nienhaus 2005, S. 114). Eine andere Gruppe will mit den Mitteln weitere Maßnahmen zur Verminderung von Stickstoffemissionen finanzieren, bspw. Weiterbildungsmaßnahmen für Landwirte und gezielte finanzielle Unterstützungen einzelner Maßnahmen, etwa der Aufstellung von Stickstoff-Managementplänen (Chowdhury und Lacewell 1996, S. 91). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2004, S. 221) und Nienhaus (2005) plädieren dafür, die Mittel für Maßnahmen der umweltschonenden Bodennutzung einzusetzen, um Anpassungsmaßnahmen der Landwirtschaft zu erleichtern und erhebliche wettbewerbsverzerrende Effekte – auch gegenüber ausländischen Wettbewerbern – auszuschließen.

Fazit:

Von der Verwendung der eingenommenen Mittel hängt maßgeblich die Akzeptanz emissionsvermeidender Steuerungsinstrumente ab. Neben der Rückerstattung an die Landwirte können weitere Maßnahmen zur Emissionsminderung befördert werden. Entscheidend ist, dass ökologische wie auch betriebswirtschaftliche Erwägungen, wie bei einer Stickstoffüberschussabgabe, ausbalanciert betrachtet werden.

Schlussfolgerungen des WWF

1. Legislativer Instrumentenmix muss problemorientiert weiterentwickelt werden

In den vergangenen Jahren trat eine gewisse, allerdings nur sehr allmähliche und nicht gleichmäßig verteilte Entspannung der Stickstoffproblematik ein (Commission 2007). Trotzdem ist das Problem weiterhin virulent, zumal verschiedene Entwicklungstendenzen, so u. a. die Abschaffung der obligatorischen Flächenstilllegung oder die verstärkte Nachfrage nach Biomasse, der Einsparung von Düngemitteln entgegenwirken. Sollte der Trend zur Einsparung von Düngemitteln zum Stillstand kommen oder sollten sich gar neue Belastungsschwerpunkte ergeben, müsste der gesetzliche Rahmen verschärft werden.

2. Mengensteuerung allein reicht nicht aus – das Wie, Wann und Wo des Düngereinsatzes muss gesteuert werden

Das Stickstoffproblem ist einerseits ein generelles Problem (z. B. Preisschwankungen und ihre Wirkung auf die Höhe des Düngemiteleinsatzes), andererseits ist es immer auch ein sehr lokales Problem, da die lokalen Bedingungen, etwa die Bodenart und die Topographie, die jeweilige Belastungssituation oder auch das Anliegen, z. B. ein bestimmtes Gewässer zu schützen, berücksichtigt werden müssen. Zudem ist nicht nur die Menge des Düngemiteleinsatzes relevant, sondern auch, wie, wo und wann die Düngemittel eingesetzt werden (OECD 2007, S. 8). Ein Instrument alleine ist vor diesem Hintergrund nicht geeignet, allen Anforderungen an eine effektive Stickstoffminderungspolitik gerecht zu werden. Marktwirtschaftlichen Instrumente können vor allem als Instrumente der Globalsteuerung eingesetzt werden, die zu einem sparsameren Einsatz von und einem effizienteren Umgang mit stickstoffhaltigen Düngemitteln motivieren. Sie sind jedoch weitgehend ungeeignet, wenn es um Fragen der Art, des Orts und des Zeitpunkts der Ausbringung oder den Schutz bestimmter Umweltgüter, etwa eines ganz bestimmten Gewässers, geht. Für diese Zwecke sind insbesondere ordnungsrechtliche Instrumente, etwa das Verbot der Ausbringung von Düngemitteln zu bestimmten Jahreszeiten oder das Gebot, einen Mindestabstand zu oberirdischen Gewässern bei der Ausbringung von Dünger einzuhalten, deutlich besser geeignet. (OECD 2007, S. 8; UBA 2009, S. 90). Steuern oder Abgaben sind daher als mögliche Ergänzung, nicht aber als Ersatz der bisher eingesetzten Instrumente zu betrachten (z. B. Rougoor et al. 2001).

3. Sanfter Einstieg in Besteuerung ist möglich

Nahezu alle vorliegenden Studien zeigen, dass bei ausschließlichem Einsatz einer Stickstoffsteuer oder -überschussabgabe erst außerordentlich hohe Steuer- bzw. Abgabensätze die gewünschte Verhaltensänderung auslösen. Die Einführung derartig hoher Steuern bzw. Abgaben auf einen wichtigen Inputfaktor wird schwierig sein. Eine Besteuerung als Teil eines umfassenden Instrumentenmixes würde es demgegenüber erlauben, einen „sanften“ und daher deutlich weniger kontroversen Einstieg mit niedrigen Steuer- bzw. Abgabensätzen zu realisieren.

4. Stickstoffüberschussabgabe ist einer Stickstoffsteuer überlegen

Eine Stickstoffüberschussabgabe führt zu erheblich weniger Verzerrungen zwischen den landwirtschaftlichen Produktionsrichtungen und ist ökologisch deutlich treffsicherer als eine Stickstoffsteuer, da sie in der Lage ist, die besonders problematischen viehstarken Regionen zu adressieren. Erkauft wird dieser Vorteil um den Preis einer schwierigeren Erhebbarkeit und Administration.

5. Einsparpotenziale bei Einführung einer Stickstoffüberschussabgabe

Die Einsparpotenziale hängen wesentlich von der Ausgestaltung des Abgabensystems, den Preisen für Agrarprodukte sowie den (Anpassungs-)Reaktionen der Landwirte ab. Mit der gebotenen Vorsicht hat gleichwohl das Umweltbundesamt (UBA) basierend auf früheren Untersuchungen und Berechnungen eine Einschätzung der Einsparpotenziale versucht. Das UBA unterstellt in seiner Prognose einer moderaten Steuer in Höhe von 50 % der N-Mineraldüngerpreise eine Reduzierung der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft um 18 Kilogramm pro Hektar LF und Jahr. Dies ergibt nach Angaben des UBA eine jährliche Gesamt-N-Einsparung im Umfang von rund 300.000 Tonnen (UBA 2009). Dieser Wert kann nur als grober Richtwert dienen, zumal er für eine Stickstoffsteuer, nicht jedoch für eine Stickstoffüberschussabgabe berechnet wurde.

6. Globale Einsparmöglichkeiten der Düngemittelindustrie

Die Düngemittelindustrie birgt erhebliche Verbesserungspotenziale. So ist die Anlageneffizienz in wichtigen Erzeugerländern wie beispielsweise China deutlich schlechter als in (West-)Europa. Mit projektbasierten Mechanismen („clean development mechanism“ und „joint implementation“) könnten solche Anlagen kosteneffizient im Rahmen des Emissionshandels modernisiert werden (Stichwort „Technologietransfer“). Weiterhin könnten mit Schulungen und Fortbildungen die oft unzureichenden Kenntnisse der Praktiker bezüglich der emissionsrelevanten Vorgänge in ihren Prozessketten verbessert werden. Durch die Implementierung neuer Technologien könnten der Energieeinsatz um bis zu 40 % und die Treibhausgasemissionen um bis zu 60 % gesenkt werden.



Handlungsempfehlungen des WWF zur Ausgestaltung einer Überschussabgabe

Bemessungsgrundlage: Eine Stickstoffüberschussabgabe bedarf einer unstrittigen, gerichtsfesten und für fiskalische Zwecke brauchbaren Bemessungsgrundlage. Von wissenschaftlicher Seite werden die im Rahmen der Düngeverordnung erstellten Flächenbilanzen für Zwecke der Besteuerung aufgrund zu vieler nicht überprüfbarer Schätzgrößen als ungeeignet eingeschätzt (VDLUFA 2007, S. 7). Diese Einschätzung wird auch durch ausländische Erfahrungen, z. B. in den Niederlanden und Neuseeland, sowie in Expertengesprächen gewonnene Eindrücke gestützt. Für Zwecke der Besteuerung wird daher für den Übergang auf Hoftorbilanzen in Übereinstimmung mit der steuerlichen Buchführung (SRU 2004, S. 220) und eine entsprechende Änderung der Düngeverordnung plädiert.

Einbezogene Nährstoffe: Die Düngeverordnung stellt Stickstoff und Phosphat in den Mittelpunkt. Diese beiden Nährstoffe sollten auch für Zwecke der Ermittlung einer eventuell zu zahlenden Überschussabgabe herangezogen werden.

Häufigkeit der Bilanzierung: Die Düngeverordnung sieht die jährliche Erstellung eines Nährstoffvergleichs vor. Dieser Turnus ist auch für Zwecke der Besteuerung angemessen.

Einbezogene landwirtschaftliche Betriebe: Bislang sind alle landwirtschaftlichen Betriebe ab einer definierten Größenstruktur zur Durchführung eines Nährstoffvergleichs verpflichtet. Die Grenzen der Düngeverordnung können zunächst beibehalten und nach erfolgreichem Start des Abgabensystems weiter abgesenkt werden. Andere als größenbedingte Ausnahmen von der Abgabepflicht sind nicht vorzusehen.

Gestaltung der Abgabe: Empfohlen wird eine lineare Abgabe auf Nährstoffüberschüsse oberhalb abgabefreier Sockelbeträge in Höhe von zunächst 80 Kilogramm Stickstoff pro Hektar und 30 Kilogramm Phosphor pro Hektar und Jahr. Die abgabefreien Sockelbeträge sollten in einem noch festzulegenden Zeitraum abgesenkt werden, bei Stickstoff z. B. auf bis zu 40 kg/ha und Jahr (SRU 2004). Die Höhe der Abgabe sollte aus Gründen der Akzeptanz zunächst gering sein und dann in einem noch festzulegenden Zeitraum steigen.

Regionale Differenzierung: Von einer regionalen Differenzierung des Abgabensystems wird aus Gründen der Komplexität in der Startphase abgeraten; sie kann später vorgenommen werden.

Administration: Die Hoftorbilanzen sind gemeinsam mit dem Jahresabschluss zu erstellen und zusammen mit dem steuerlichen Jahresabschluss einzureichen.

Mittelverwendung: Es wird empfohlen, in Höhe der Einnahmen aus der Überschussabgabe Mittel aus dem Bundeshaushalt zur Förderung von Produktionsumstellungen in der Landwirtschaft sowie zur Erforschung von Maßnahmen zur Steigerung der Düngemittelleffizienz und zur Vermeidung von Emissionen aus der Landwirtschaft zur Verfügung zu stellen. Der WWF hat hierzu zahlreiche Maßnahmen bewertet. Eine vergleichende Kostenwirksamkeitsanalyse von Maßnahmen findet sich in „Gewässerschutz und Landwirtschaft: Widerspruch oder lösbares Problem?“ sowie Empfehlungen zu emissionsmindernden Maßnahmen in „Methan und Lachgas – Die vergessenen Klimagase. Wie die Landwirtschaft ihren Beitrag zum Klimaschutz leisten kann“. **Monitoring:** Eine regelmäßige Überprüfung des Handlungsbedarfs, der Ausgestaltung des Abgabensystems und der Mittelverwendung wird empfohlen.

Gesamtfazit der Studie:

Die Stickstoffüberschussabgabe ist nach Ansicht des WWF ein geeigneter Weg, um klimarelevante Emissionen der Landwirtschaft weiter zu reduzieren. Diese wirkt zielgenauer und ausgewogener als eine Stickstoffsteuer. Durch die Überschussabgabe werden tierhaltende Betriebe in die Bewertung einbezogen. Anreize auf das Gesamtsystem „Landwirtschaft“ werden gesetzt. Bereits etablierte Systeme und Instrumente wie die Düngemittelverordnung, die Nachhaltigkeitsstrategie oder Institutionen mit Empfehlungscharakter wie z. B. HELCOM, die Kommission von Ostseeanrainerstaaten zum Schutz der Ostsee, sind aus Sicht des WWF aus Klimaschutzsicht nicht erfolgreich. Durch das Instrument der Stickstoffüberschussabgabe werden diese Instrumente sinnvoll und zielgenau ergänzt.

Literatur

- Barunke, A. (2002): Die Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft: Erfahrungen mit Stickstoffminderungspolitiken. Kiel.
- Bernstein, L., Roy, J., Delhotal, K. C., Harnisch, J., Matsubashi, R., Price, L., Tanaka, K., Worrell, E., Yamba, F., Fengqi, Z. (2007): Industry. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, hrsg. v. B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer, Cambridge, New York, S. 448-496.
- BMU und BMELV (2008): Nitratbericht 2008. Bonn.
- Chaudhary, T. R. (2001): Technological Measures of Improving Productivity: Opportunities and Constraints. Presented at the Fertilizer Association of India Seminar „Fertiliser and Agriculture Future Directions“, New Delhi, Indien, 6.-8. Dezember 2001.
- Chowdhury, M. E., Lacewell, R. D. (1996): Implications of Alternative Policies on Nitrate Contamination of Groundwater. In: Journal of Agricultural and Resource Economics, 21. Jg., H. 1, S. 82-95.
- Commission of the European Communities (2007): Report from the Commission to the Council and the European Parliament on Implementation of Council Directive 91/676/EEC. Brüssel.
- Commission of the European Communities (2001): Study on Environmental Taxes and Charges in the EU. Final Report from ECOTEC in Association with CESAM, CLM, University of Gothenburg, UCD and IEEP.
- Dämmgen, U. (2004): Nationaler Inventarbericht 2004 – Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen: Teilbericht für die Quellgruppe Landwirtschaft. Landbauforschung Völkensrode, Sonderheft 260.
- EEA (2008): Annual European Community Greenhouse Gas Inventory 1990-2006 and Inventory Report 2008. Technical Report No. 6/2008, Version 27. Mai 2008.
- Eurostat (2009): Viehbestände im Dezember. Statistische Zeitreihe. Letztes Update 10.03.2009. <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>, 18. März 2009.
- FAO (2008): Current World Fertilizer Trends and Outlook to 2011/2012. Rom. <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/cwfto11.pdf>, 18. März 2009.
- FAL & Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2009): Sonderauswertung zum Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Abschlussbericht 2005, Braunschweig und Wiesbaden, 208 Seiten.
- FAO (2003): World Agriculture: Towards 2015/2030. FAO, Rom.
- FAO (2001): Global Estimates of Gaseous Emissions of NH₃, NO and N₂O from Agricultural Land. International Fertilizer Industry Association, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom. <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/globest.pdf>, 18. März 2009.
- FAO (2000): Fertilizer Requirements in 2015 and 2030. Rom. <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/barfinal.pdf>, 18. März 2009.
- FNR (Hrsg.) (2005): Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung. Gülzow.
- Gömann, H., Kunkel, R., Möller, C. (2004): Kopplung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle im Rahmen des REGFLUD-Projektes. STE-Preprint 26/2004.
- Hallberg, G.R. (1987): The Iowa Groundwater Protection Act of 1987: A Summary. Iowa Department of Natural Resources.
- Hartmann, M., Hediger, W., Peter, S. (2008): Reducing Nitrogen Losses from Agricultural Systems – An Integrated Economic Assessment. In: Agrar- und Ernährungswirtschaft im Umbruch, hrsg. v. T. Glebe, A. Heißenhuber, L. Kirner, S. Pöchtrager, K. Salhofer, Münster-Hiltrup, S. 335-344.
- Helming, J. (1998): Effects of Nitrogen Input and Nitrogen Surplus Taxes in Dutch Agriculture. In: Cahiers d’Economie et Sociologie Rurale, No. 49, S. 6-31.
- Hey, C. (2008): Handlungsbedarf für einen naturverträglichen „Klimaschutz durch Biomasse“. Vortrag im Rahmen des Niedersächsischen Gewässerforums, 2.-4. September 2008.
- IFA (2008a): IFADATA – Statistische Online-Datenbank mit Angaben zu Produktionsmengen und Verbräuchen von Düngemitteln. <http://www.fertilizer.org/ifa/ifadata/search>, 18. März 2009.
- IFA (2008b): Fertilizer Supply Statistic. Stand 30. Januar 2009. <http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/STATISTICS/Fertilizer-supply-statistics>, 18. März 2009.
- IVA – Industrieverband Agrar (Hrsg.) (2008): Wichtige Zahlen – Düngemittel, Produktion, Markt, Landwirtschaft 2007-2008. Broschüre des Industrieverband Agrar e.V., Frankfurt a. Main, Stand November 2008. <http://www.duengung.net/infomaterial.asp>, 18. März 2009.
- IVA – Industrieverband Agrar (Hrsg.) (2010A): Jahresbericht 2009/2010, Broschüre des Industrieverband Agrar e. V., Frankfurt am Main, Stand April 2010, <http://www.iva.de>
- IVA – Industrieverband Agrar (Hrsg.) (2010B): Wichtige Zahlen – Düngemittel, Produktion, Markt, Landwirtschaft 2008 – 2009, Herausgeber Industrieverband Agrar e.V., Frankfurt am Main, Stand November 2009, <http://www.iva.de>
- Knickel, K., Nienhaus, B. (2004): Ökologische Finanzreform in der Landwirtschaft. Studie im Auftrag der Gregor Louisöder Umweltstiftung, des Fördervereins Ökologische Steuerreform e. V. (FÖS) und des Naturschutzbund Deutschland e. V., Bonn.
- Kongshaug, G. (1998): Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Fertilizer Production. IFA Technical Conference, Marrakesch, Marokko, 28. September bis 1. Oktober 1998.
- Kröger, M. (2008): Ökosteuern in der Landwirtschaft: Hintergründe, Erfahrungen, Konzepte. Vortrag im Rahmen der FÖS-Konferenz „Biodiversität und marktwirtschaftliche Anreize“, Berlin, 20. Juni 2008.
- Lal, H. (2009): Nutrient Credit Trading – a Market-based Approach for Improving Water Quality. http://www.wsi.nrcs.usda.gov/products/w2q/mkt_based/docs/nitrogen_credit_trading.pdf, 05. Februar 2009.

- Meyer-Marquardt, D. (2000): Agrarumweltpolitik nach dem Subsidiaritätsprinzip. Berlin.
- MfE – Ministry for the Environment (2009): Review of Climate Change Policies. www.mfe.govt.nz/publications/climate/policy-review-05/html/index.html, 31. Januar 2009.
- Möller, C., Kreins, P., Gömann, H. (2003): Impact and Cost-efficiency of Alternative Policy Measures to Reduce Diffuse Pollution Caused by Agriculture. Vortrag im Rahmen der Diffuse Pollution Conference, Dublin 2003.
- Mosier, A., Kroeze, C. (2000): Potenzial Impact on the Global Atmospheric N₂O Budget of the Increased Nitrogen Input Required to Meet Future Global Food Demands. *Chemosphere-Global Change Science*, 2. Jg., S. 465-473.
- Mudahar, M. S., Hignett, T. S. (1987): Energy Requirements, Technology, and Resources in the Fertilizer Sector. In: *Energy in World Agriculture*. Band 2: Energy in Plant Nutrition and Pest Control, hrsg. v. B. A. Stout, Amsterdam, S. 25-61.
- Nienhaus, B. (2005): Abgaben und Anreize: Über die Notwendigkeit einer ökologischen Finanzreform in der Landwirtschaft. In: *Der kritische Agrarbericht 2005*, hrsg. v. AgrarBündnis e.V., Kassel, S. 82-86.
- OECD (Hrsg.) (2007): Instrument Mixes Addressing Non-point Sources of Water Pollution. Paris, 14. Februar 2007.
- OECD (Hrsg.) (2005): Manure Policy and MINAS: Regulating Nitrogen and Phosphorus Surpluses in Agriculture of the Netherlands. Paris, 21. Januar 2005.
- Patyk, A., Reinhardt, G. A. (1997): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Braunschweig, Wiesbaden.
- Phylipsen, D., Blok, K., Worrell, E., De Beer, J. (2002): Benchmarking the Energy Efficiency of Dutch Industry: An Assessment of the Expected Effect on Energy Consumption and CO₂ Emissions. In: *Energy Policy*, 30. Jg., S. 663-679.
- Pittel, K. (2008): Umweltpolitik und Struktureller Wandel. ETH Zürich.
- PSI (2004): Energy efficiency and CO₂ emissions benchmarking of IFA Ammonia Plants (2002-2003 Operating Period). Plant Surveys International, Inc General Edition. Commissioned by the International Fertilizer Industrie Association (IFA).
- Rogner, H.-H., Zhou, D., Bradley, R., Crabbé, P., Edenhofer, O., Hare, B., Kuijpers, L., Yamaguchi, M. (2007): Introduction. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, hrsg. v. B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer, Cambridge, New York.
- Rougoor, C. W., Van Zeijts, H., Hofreither, M. F., Bäckman, S. (2001): Experiences with Fertilizer Taxes in Europe. In: *Journal of Environmental Planning and Management*, 44. Jg., S. 877-887.
- Schmid, H. (2001): Umweltpolitische Instrumente in der Agrarpolitik. Eine ökonomische Analyse der Oberflächen- und Grundwasserbelastung durch Phosphor und Nitrat aus dem Ackerbau. Dissertation ETH Zürich.
- Schou, J. S., Skop, E., Jensen, J. D. (2000): Integrated Agri-environmental Modelling: A Cost-effectiveness Analysis of Two Nitrogen Tax Instruments in the Vejle Fjord Watershed, Denmark. In: *Journal of Environmental Management*, 58. Jg., S. 199-212.
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, . Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, (2007): Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, hrsg. v. B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer, Cambridge, New York.
- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004): Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Umweltgutachten 2004. Bundestagsdrucksache 15/3600.
- Strotmann, B. (1992): Analyse der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf Produktion, Faktoreinsatz, Agrareinkommen und Stickstoffbilanz unter alternativen agrarpolitischen Rahmenbedingungen – eine regionalisierte Sektoranalyse für die Regionen der alten Länder der Bundesrepublik Deutschland. Witterschlick, Bonn.
- Taylor, M. L., Adams, R. M., Miller, S. F. (1992): Farm-level Responses to Agricultural Effluent Control Strategies: The Case of the Willamette Valley. In: *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 17. Jg., S. 173-185.
- UBA (Hrsg.) (2008): Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990-2006. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2008. <http://www.umweltbundesamt.de>, 18. März 2009.
- UBA (Hrsg.) (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. UBA-Texte 12/02. Berlin.
- UBA (Hrsg.) (2008): Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie. September 2008.
- Unnerstall, H. (2008): Diffuse Gewässerbelastungen durch die Landwirtschaft – Schwachstellen der bestehenden rechtlichen Instrumente und deren Vollzug. Vortrag im Rahmen des 4. UGB Workshops am 22. April 2008.
- US EPA (2006): Global Anthropogenic Emissions of Non-CO₂ Greenhouse Gas 1990-2020 (EPA Report 430-R-06-003). United States Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation. Washington, DC.
- VDLUFA – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2007): VDLUFA-Standpunkt: Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Speyer, 21. Juni 2007.
- von Witzke, H., Noleppa, S. (2007): Methan und Lachgas – Die vergessenen Klimagase. Studie im Auftrag des WWF Deutschland. Frankfurt a. Main.
- Wood, S., Cowie, A. (2004): A Review of Greenhouse Gas Emission Factors for Fertilizer Production. For IEA Bioenergy Task 38, Juni 2004.
- WWF (Hrsg.) (2008): Gewässerschutz und Landwirtschaft: Widerspruch oder lösbares Problem? Frankfurt a. Main.



Der WWF Deutschland ist Teil des World Wide Fund For Nature (WWF) – einer der größten unabhängigen Naturschutzorganisationen der Welt. Das globale Netzwerk des WWF ist in mehr als 100 Ländern aktiv. Weltweit unterstützen uns rund fünf Millionen Förderer. Der WWF will der weltweiten Naturzerstörung Einhalt gebieten und eine Zukunft gestalten, in der Mensch und Natur in Harmonie leben.

Deshalb müssen wir gemeinsam

- die biologische Vielfalt der Erde bewahren,
- erneuerbare Ressourcen naturverträglich nutzen und
- die Umweltverschmutzung verringern und verschwenderischen Konsum eindämmen.

WWF Deutschland

Reinhardtstraße 14
10117 Berlin

Tel.: 030 308742-0
Fax: 030 308742-50
E-Mail: info@wwf.de
www.wwf.de