Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz

NNA

Berichte

10. Jahrgang, Heft 4, 1997

Stickstoffminderungsprogramm

Niedersachsen

NNA Ber.	10. Jg.	H. 4	51 S.	Schneverdingen 1997	ISSN: 0935-1450
Stickstoffminderungsprogramm					

Herausgeber und Bezug:
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
Hof Möhr, D-29640 Schneverdingen,
Telefon (0 51 99) 9 89-0, Telefax (0 51 99) 9 89-46

Gefördert durch die Niedersächsische Umweltstiftung

Schriftleitung: Dr. Renate Strohschneider

ISSN 09 35-14 50

Titelbild: Meßfeld der Bodendauerbeobachtungsfläche-Forst „Harste", einem Buchenstandort bei Göttingen. Zu sehen sind verschiedene Niederschlags- und Streusammler, ein mit hoher zeitlicher Auflösung arbeitendes Niederschlagsmengenmeßgerät und ein Stammabflußsammler (grüne Tonne). Es wird deutlich, welch hoher meßtechnischer Aufwand erforderlich ist, um die Problematik der Stoffeinträge in Ökosysteme erfassen und bewerten zu können. (Foto: P. Rademacher)

Gedruckt auf Recyclingpapier (aus 100 % Altpapier)

NNA-Berichte

10. Jahrgang / 1997, Heft 4

Inhalt

Vorwort 2

Stickstoffminderungsprogramm
Bericht der Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und der Agrarministerkonferenz 3

1. Vorwort 3

2. Begründung für die Notwendigkeit der Reduzierung anthropogener Stickstoffeinträge in die Umwelt 3

3. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen sowie künftige Entwicklungen 6

3.1 Stickstoffemissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft 6

3.1.1 Ammoniak-Emissionen 9
3.1.2 Distickstoffoxid-Emissionen 12
3.1.3 Nitrat-Auswaschung 13

3.2 Stickstoffemissionen aus den Bereichen Verkehr und Energiewirtschaft 14

3.2.1 NO_x-Emissionen 14
3.2.2 Ammoniak-Emissionen 15
3.2.3 Distickstoffoxid-Emissionen 16

3.3 Stickstoffemissionen aus dem Bereich der Humanernährung mit den Folgebereichen Abwasserbeseitigung und Abfallwirtschaft 16

3.4 Zusammenfassende Bewertung und Minderungspotentiale 19

4. Aktuelle Belastungen und Wirkungen durch Stickstoff und seine Verbindungen in der Umwelt 19

4.1 Aktuelle Belastungen durch Stickstoff und seine Verbindungen 19

4.1.1 Belastungen terrestrischer Ökosysteme und Böden 19
4.1.2 Belastungen aquatischer Ökosysteme 21
4.1.3 Belastungen der Atmosphäre 23

4.2 Wirkungen durch Stickstoff und seine Verbindungen 23

4.2.1 Wirkungen in terrestrischen Ökosystemen und Böden 23
4.2.2 Wirkungen in aquatischen Ökosystemen 25
4.2.3 Wirkungen auf Sachgüter 27
4.2.4 Wirkungen auf die Atmosphäre 27

4.3 Ansätze zur monetären Bewertung der Umweltschäden infolge anthropogener Emissionen von Stickstoff und seinen Verbindungen 28

5. Maßnahmen zur Rückführung der Stickstoffbelastungen 29

5.1 Bewertung des Standes der eingeleiteten oder umgesetzten Minderungsmaßnahmen 30

5.2 Quellenbezogene Minderungspotentiale 31

5.3 Maßnahmenvorschläge 32

5.3.1 Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft 32
5.3.2 Maßnahmen im Bereich Verkehr 36
5.3.3 Maßnahmen im Bereich Energiegewinnung, Heizung 37
5.3.4 Maßnahmen im Bereich Humanernährung und Folgebereichen 38
5.3.5 Zusammenfassende Bewertung der Minderungsmaßnahmen 39

5.4 Zukünftige Handlungsfelder und Forschungebedarf 40

6. Schlußfolgerung 42

7. Literatur 42

8. Anhang 48

Vorwort

Eines der wichtigsten und lebensnotwendigsten Elemente der Biosphäre – der Stickstoff – ist heute als umweltbelastender Schadstoff ins Gerede gekommen. Stichworte wie saurer Regen, Waldsterben, Klima- und Gewässerbelastungen, Eutrophierung sind seit Jahren in aller Munde. Unbestritten ist, daß durch menschliche Aktivitäten wie Verbrennung, Verkehr, veränderte Ernährungsgewohnheiten, Abfallbeseitigung und veränderte Produktionsbedingungen in der Landwirtschaft die Stickstoffumsätze in der Natur in den letzten Jahrzehnten bis hin zur Überlastung des Stickstoffkreislaufs gesteigert worden sind.

Es ist offensichtlich, daß Stickstoffminderung, Energiesparen und Klimaschutz bei der Verwirklichung des Zieles der Nachhaltigkeit zusammenhängen. Aus diesem Grunde wurde der Bericht der Umweltministerkonferenz auch den anderen Fachministerkonferenzen zugeleitet und dort beraten. Besonders erfreulich ist es, daß sich die Umwelt- und Landwirtschaftsvertreter in dieser Arbeitsgruppe sowohl über die Bewertung der Belastungen als auch über die grundsätzliche Vorgehensweise bei der Umsetzung der erforderlichen Schritte weitgehend einig geworden sind.

Die Arbeitsgruppe „Stickstoffminderungsprogramm" wurde auf eine niedersächsische Initiative hin durch die Umweltministerkonferenz im Juni 1993 eingerichtet. Als für die Umsetzung dieses Auftrages zuständige Fachministerin sehe ich meine Aufgabe weiterhin darin, die Ergebnisse dieser Arbeit einer breiten Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Die Schriftenreihe der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz (NNA) bildet den hierfür geeigneten Rahmen und ermöglicht die unmittelbare Verwendung dieses wertvollen Materials in der Seminar- und Bildungsarbeit des Naturschutzes.

Mein besonderer Dank gilt denen, die durch ihre engagierte Mitarbeit zum Gelingen des Vorhabens beigetragen haben.

Monika Griefahn
Niedersächsische Umweltministerin

Stickstoffminderungsprogramm

Bericht der Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und der Agrarministerkonferenz

1. Vorwort

Die Umweltministerkonferenz hat in der 40. Sitzung am 5./6.5.1993 in Luxembourg unter TOP 23.9 den folgenden Beschluß gefaßt:

„Die Umweltministerkonferenz sieht mit Sorge die zunehmende Eutrophierung der Umweltmedien Boden und Wasser sowie der Wälder. Sie beauftragt eine Arbeitsgruppe unter Vorsitz Niedersachsens, Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffeinträgen in die Umweltmedien unter Berücksichtigung der wichtigsten Quellen und Belastungen vorzuschlagen und darüber möglichst der 42. UMK zu berichten. In der Arbeitsgruppe werden der BMU und die Länder Bayern, Baden-Württemberg, Hamburg, Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein vertreten sein."

Die Arbeitsgruppe „Stickstoffminderungsprogramm" konstituierte sich am 03. August 1993. Nach eingehender Beratung wurde festgestellt, daß zunächst die Stickstoffüberschußproblematik medienübergreifend – unter Berücksichtigung aller relevanten Quellen und regionaler Eigenheiten – dargestellt werden sollte. Darauf aufbauend sollten effektive und quellenbezogene Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffbelastungen erarbeitet werden. Nur so kann eine gesamtökologische und nicht – wie bislang häufig – nur bereichsspezifische Lösung des Stickstoffproblems erreicht werden.

Die Agrarministerkonferenz hatte auf ihrer Sitzung am 01.10.1993 in Daun ihr Interesse bekräftigt, bei der Erstellung und Durchführung des Stickstoffminderungsprogramms beteiligt zu werden, da auch wesentliche Belange der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung von Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge berührt werden.

Unter diesem Eindruck beschloß die 41. Umweltministerkonferenz am 24./25 November 1993 in Saarbrücken die Beteiligung der Agrarministerkonferenz in der „Arbeitsgruppe Stickstoffminderungsprogramm", sobald eine beratungsreife Vorlage auf Arbeitsebene vorliegt.

Die 43. Umweltministerkonferenz nahm am 24./25. November 1994 in Görlitz den vom Land Niedersachsen vorgelegten Zwischenbericht zur Kenntnis und beauftragte die Arbeitsgruppe, die Arbeiten am Stickstoffminderungsprogramm bis zur 44. UMK abzuschließen und darüber zu berichten.

Das erzielte Arbeitsergebnis wurde von der 44. UMK am 11./12.5.1995 in Dessau zur Kenntnis genommen. Die UMK beauftragte die Arbeitsgruppe auf der Grundlage des Berichts, die Gespräche mit den Vertretern der Agrarministerkonferenz aufzunehmen und über deren Ergebnis zu berichten. Die erste gemeinsame Konferenz der Agrar- und Umweltminister am 6./7.6.1995 in Radebeul sah den Zwischenbericht als geeignete Basis für die gemeinsamen Beratungen an.

Die Vertreter der Agrarministerkonferenz hielten es u.a. für erforderlich, die Emissionsdaten aus dem landwirtschaftlichen Bereich auf eine aktuellere Datenbasis zu stellen und vor dem Hintergrund dieser Aktualisierung und der eingetretenen Entwicklungen im Agrarbereich auch einige Änderungen bei den die Landwirtschaft betreffenden Minderungsmaßnahmen vorzunehmen. Dies wurde aufgegriffen.

Bei den weiteren gemeinsamen Beratungen stellte sich heraus, daß hinsichtlich der Bewertung der Schadfolgen und der Einschätzung der Notwendigkeit für weitere Minderungsmaßnahmen weitestgehend Übereinstimmung bestand, so daß die Konzeption und die Gliederung des Berichts beibehalten wurden. Tabellen, Schaubilder und Literaturangaben wurden aktualisiert. Bei einigen Maßnahmen wurden abweichende Einschätzungen kenntlich gemacht.

2. Begründung für die Notwendigkeit der Reduzierung anthropogener Stickstoffeinträge in die Umwelt

Überall dort, wo der Mensch in bedeutsamem Umfang in natürliche Stoffkreisläufe eingreift, wird das ökosystemare Gleichgewicht gestört. Mit zunehmender Bevölkerungsdichte und fortschreitender Zeit ist es deshalb notwendig, den negativen Einfluß des Menschen auf die Ökosysteme zu minimieren. Dies ist von grundlegender Bedeutung für die Erhaltung der Natur, für die Erhaltung der Arten- und Lebensgemeinschaften sowie deren Lebensstätten und letztendlich auch für die Sicherung der Lebensgrundlagen des Menschen (30, 32, 53, 74, 75, 170, 171, 174).

Eine Minimierung des menschlichen Einflusses ist insbesondere im Hinblick auf seine Eingriffe in den Stickstoffkreislauf dringend notwendig. Durch seine Aktivitäten hat der Mensch – willentlich und unwillentlich – die natürlichen Stickstoff-Umsätze in der Natur derart forciert, daß Stickstoffverbindungen nicht mehr nur als lebensnotwendige Nährstoffe für Menschen, Tiere und Pflanzen, sondern auch zunehmend als Schadstoffe in der Biosphäre in Erscheinung treten.

Der natürliche Stickstoffkreislauf

Stickstoff ist ein „Verwandlungskünstler" (siehe Anhang). Durch eine Vielzahl von Reaktionen tritt er in den verschiedensten Verbindungen innerhalb des Stickstoffkreislaufs in allen Umweltmedien auf (Abb. 2.1).

Stickstoff hat insgesamt in der Biosphäre einen Anteil von ca. 0,03 %. Etwa 20 % (ca.$3{,}8 * 10^{15}$ t) (84) des gesamten Stickstoffvorrats der Erde befinden sich in der Lufthülle – überwiegend (ca. 99,5 %) als wenig reaktionsfähiges Gas (N_2). Der Stickstoffgehalt in der Atmosphäre ist mit ca. 78 Vol. % allerdings außerordentlich hoch. Der natürliche Stickstoffgehalt der Ausgangsgesteine ist dagegen relativ gering. Dennoch sind rund 80 % des gesamten Stickstoffvorrates der Erde in der Pedosphäre gebunden. Von diesem großen Vorrat liegen nur 0,05 % in der organischen Substanz der Böden vor und sind somit – über Abbauprozesse – bioverfügbar. Natürliche Lagerstätten, aus denen pflanzenverfügbare Stickstoffverbindungen gewonnen werden können – hierzu zählen die Kalisalpeter-Lagerstätten in Indien und China sowie die Natronsalpeter-Lagerstätten in Chile (Chilesalpeter) – sind äußerst selten und besitzen für den globalen Stickstoffkreislauf heute nur eine untergeordnete Bedeutung.

Über Jahrmillionen sind durch elektrische Entladung nur Spuren des atmosphärischen N_2-Vorrates in Form von Stickstoff-

oxiden auf die Erdoberfläche gelangt und haben dort zunächst primitiven Organismen zum Aufbau von Eiweiß verholfen. Mikrobielle Spezialisten haben freilebend oder in Symbiose mit höheren Pflanzen weiteren gasförmigen Stickstoff fixiert. Über den Aufbau von Humus wurde schließlich ein Teil des Stickstoffs in Böden angereichert und gespeichert. Inzwischen sind weltweit in den Böden und in der Vegetation ca. 10^9 t Stickstoff gebunden (76).

Durch die unter natürlichen Verhältnissen nur geringen Stickstoffeinträge ist das Stickstoffangebot der Böden als ein limitierender Ökofaktor anzusehen. Jedoch gilt es hier zwischen Ökosystemen mit hoher Stickstoffarmut (z.B. Hochmoore) und Ökosystemen mit wenigstens zeitweise besserem Stickstoffangebot (z.B. Flußauen) zu differenzieren.

An das je nach Ökosystem variierende Angebot des Minimumfaktors „Stickstoff" haben sich die Lebensgemeinschaften über evolutive Prozesse entsprechend angepaßt. Das meist geringe Stickstoffangebot wird durch das Zusammenspiel vieler Organismen und chemischer Prozesse ausgesprochen „ökonomisch" verwaltet.

Der Stickstoffkreislauf der Böden ist jedoch keineswegs geschlossen. Unter gleichbleibenden ökoystemaren Bedingungen stellen sich aber nahezu konstante Konzentrationen und Umsatzraten der Stickstoffverbindungen in Böden ein, solange nicht andere Ressourcen irreversibel darunter leiden (z.B. der Verbrauch an oxidierbaren Verbindungen des Aquifers). Die Stickstoffverluste bzw. -gewinne bewegen sich in der Regel auf einem niedrigen Niveau. Kommt es durch die Menge der eingetragenen stickstoffhaltigen Substanzen aus anthropogenen Quellen allerdings zu einer Überforderung der eingespielten Umsatzraten, so sind schädliche Konzentrationserhöhungen nicht auszuschließen (103).

Zu den Verlustquellen im Stickstoffkreislauf zählen die Nitrat-(NO_3^-)-Auswaschung und die gasförmige Freisetzung von Ammoniak (NH_3), molekularem Stickstoff (N_2), Distickstoffoxid bzw. Lachgas (N_2O) und Stickstoffmonoxid (NO). Damit können die Böden, insbesondere bei erhöhten Stickstoffumsätzen, zu einer großflächigen Quelle von Stickstoff-Emissionen werden.

Langfristig betrachtet unterliegt auch das mit dem Sickerwasser ausgewaschene Nitrat entweder im gesättigten Bodenbereich, im Grundwasser, im Fließgewässer oder im Ozean der Denitrifikation. Die Denitrifikation ist somit der einzig bedeutsame Prozeß im Stickstoffkreislauf der Erde, bei dem gebundener Stickstoff zu N_2 bzw. zu N_2O abgebaut wird. *Becker* (1993) kalkuliert, daß der gesamte Stickstoff der Erdatmosphäre ohne menschliche Eingriffe in 25 bis 30 Millionen Jahren einmal auf dem Weg der biologischen Stickstoffbindung bzw. Denitrifikation umgesetzt worden ist (11).

Menschliche Eingriffe in den Stickstoffhaushalt

In den natürlichen, äußerst komplexen Stickstoffkreislauf zwischen Boden, Vegetation, tierischen Organismen, Wasser und Luft greift der Mensch durch seine Aktivitäten in den letzten Jahrzehnten nachhaltig ein. Diese relativ kurze Periode hat jedoch genügt, erhebliche ökologische Instabilitäten auszulösen.

Bis zur großtechnischen Herstellung künstlicher Stickstoff-Dünger mit Hilfe der „Haber-Bosch-Synthese" wurde überwiegend natürlich gewonnener „Chilesalpeter" als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt. Bis 1936 lag die durchschnittliche landwirtschaftliche Stickstoff-Düngung in Deutschland bei unter 20 kg/(ha*a). Erst ab 1960 war der Weg frei für eine Stickstoff-Düngung, die in Kombination mit anderen Nährstoffen eine Ausschöpfung des Ertragspotentials der Kulturpflanzen er-

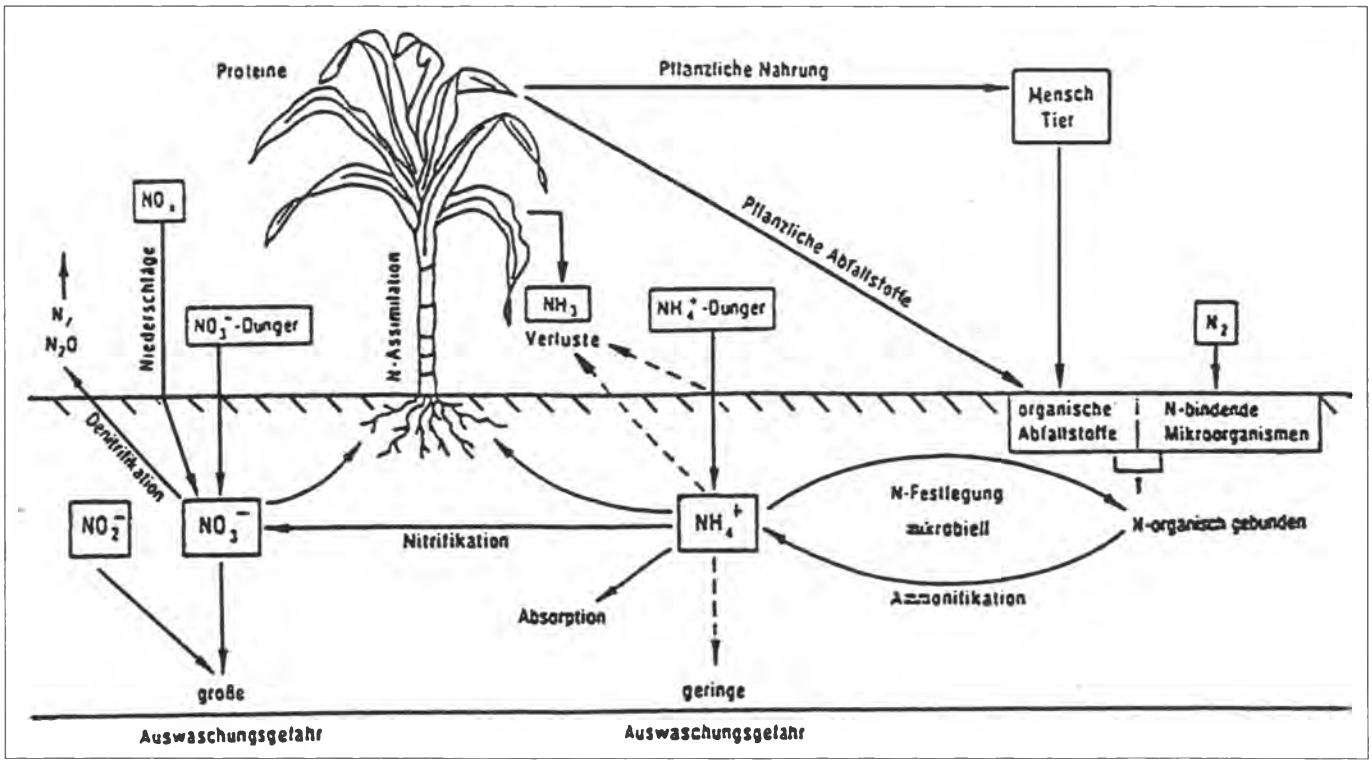

Abb. 2.1: Natürlicher und menschlich beeinflußter Stickstoffkreislauf (aus: Kuntze et al., Bodenkunde, 1994)

möglichte. Im Vergleich dazu ist die Rate der symbiontischen Stickstoffbindung in den vergangenen Jahrzehnten in Deutschland rückläufig, da der Anbau von Futter- und Körnerleguminosen stetig zurückgegangen ist (146, Tab. 3.5).

Durch Mineraldünger sowie durch die biologische Stickstoffixierung werden derzeit weltweit jeweils ca. 80 Mio. t/a in die Böden eingetragen. Mit der Zunahme der Stickstoffzufuhr in die Landwirtschaft (mineralische und organische Düngemittel) wuchsen bis Ende der 80er Jahre die Stickstoff-Bilanz-Überschüsse. Infolge verbesserter Produktionsverfahren sowie geänderter marktpolitischer Rahmenbedingungen ist seit Anfang der 90er Jahre eine Trendwende zu beobachten.

Daneben führte die steigende Industrialisierung und die Zunahme des Kfz-Verkehrs zu gasförmigen Stickstoff-Emissionen in Form von reaktionsfähigen Stickstoffverbindungen.

Durch die Einleitung gereinigter und ungereinigter Abwässer gelangen erhebliche Stickstoffmengen direkt in die Oberflächengewässer. Zudem wird Stickstoff durch schadhafte Abwasserkanalisationen in die Umwelt emittiert. Diese Mengen lassen sich nicht eindeutig quantifizieren.

Die Folgen menschlicher Eingriffe

Insgesamt verkehren die teilweise grenzüberschreitenden Stoffflüsse die Stickstoffmangelsituation, an die die Ökosysteme angepaßt sind, in eine Überschußsituation, deren kritische und für einige Arten und Lebensgemeinschaften lebensbedrohenden Ausmaße heute zunehmend deutlich werden. Die anthropogene Überfrachtung führt zu vielfältigen, schädlichen Stickstoff-Wirkungen innerhalb der Biosphäre. Sie variieren je nach Art der auftretenden Stickstoff-Verbindung, nach deren Konzentration und werden zudem von einer Vielzahl äußerer Umweltfaktoren beeinflußt.

Die wichtigsten schädlichen Stickstoff-Wirkungen sind nachfolgend aufgeführt (eine detaillierte Beschreibung erfolgt in Kapitel 4):

- Beeinträchtigung der Trink- und Grundwasserqualität;
- Eutrophierung/Hypertrophierung sowie Versauerung terrestischer und aquatischer Ökosysteme mit der Folge ihrer Destabilisierung;
- Ökotoxikologische Schädigungen von Gewässerbiozönosen;
- langfristige Klimaveränderungen;
- Beschleunigung der Korrosion von Materialien.

Der dringende Handlungsbedarf zur Senkung der menschlich verursachten Stickstoffüberschüsse ist offensichtlich. Nicht nur von wissenschaftlicher Seite werden mittlerweile verschiedene Maßnahmen zur Reduzierung der anthropogenen Stickstoffemissionen vorgeschlagen.

Die bis heute vorherrschende sektorale Denkweise im Umweltschutz hat allerdings dazu beigetragen, daß die anthropogenen Stickstoffbelastungen der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft sowie Maßnahmen zu deren Reduzierung nach wie vor medien- und sektorspezifisch und ohne Berücksichtigung von gesamtgesellschaftlichen Kosten/Nutzenüberlegungen diskutiert werden.

Beispielsweise konzentrierte sich die Diskussion um die landwirtschaftlich verursachten Stickstoffüberschüsse vorrangig auf die Frage der Nitratauswaschung in Verbindung mit der Belastung von Oberflächen- bzw. Grundwasser. Zu wenig Berücksichtigung fanden in diesem Zusam-

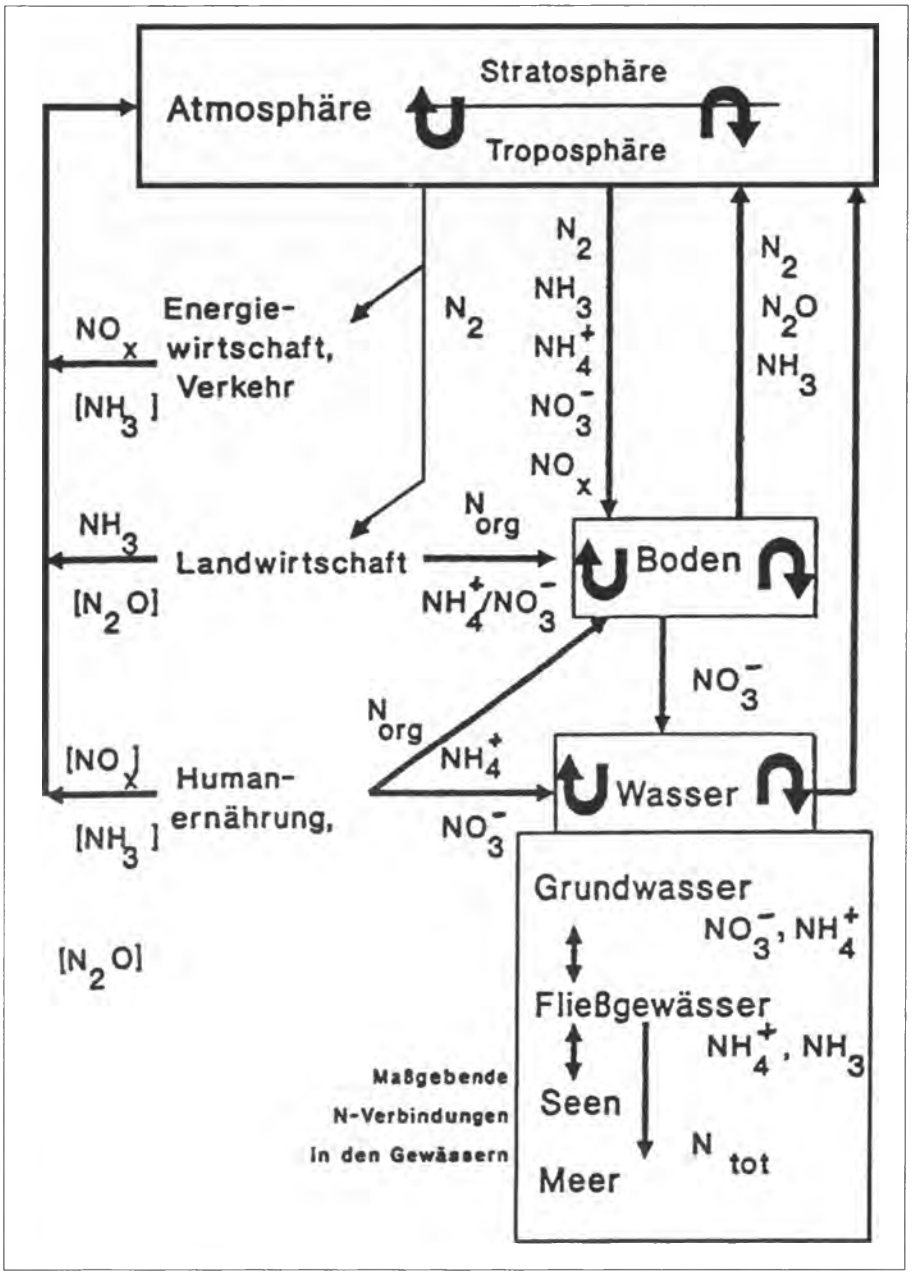

Abb. 3.1: Die wichtigsten anthropogen beeinflußten Stickstoffeinflüsse in der Umwelt (eigene Ableitungen)

menhang die gasförmigen Stickstoffeinträge und deren negative Auswirkungen auf naturnahe Ökosysteme.

Die in den einzelnen Umweltmedien auftretenden Stickstoffbelastungen sind jedoch über den komplexen Stickstoffkreislauf zwischen Boden, Wasser und Luft eng miteinander verknüpft (Abb. 2.1). Zudem können die Probleme regional und standörtlich stark verschieden ausgeprägt sein. Im Interesse einer gesamtökologischen Lösung – unter Berücksichtigung regionaler und standortbedingter Eigenheiten – ergibt sich allerdings die sachliche Notwendigkeit, die Stickstoff-Überschußproblematik gesamthaft zu behandeln. Vor diesem Hintergrund ist auch der Beschluß der 40. Umweltministerkonferenz zu sehen.

Nur so kann eine Verlagerung der Stickstoff-Belastungen von einem Umweltmedium in ein anderes Umweltmedium durch sektorale und medienorientierte Maßnahmen sowie durch unsachgemäße gegenseitige Schuldzuweisung auf Seiten der Verursacher vermieden werden.

3. Quellen und Bilanzierung anthropogener Stickstoffemissionen sowie künftige Entwicklungen

Unter dem Gesichtspunkt einer angemessenen quellenbezogenen Maßnahmendiskussion zur Minderung der anthropogenen Stickstoffeinträge in die Umwelt ist zunächst eine möglichst stoffbezogene Darstellung und Quantifizierung der Stickstoffemissionen der Hauptverursacher notwendig.

Hauptverursacher anthropogener Stickstoffemissionen sind die Bereiche Landwirtschaft, Verkehr und Energiewirtschaft sowie der Bereich der Humanernährung mit den Folgebereichen Abwasserbeseitigung und Reststoff- bzw. Abfallwirtschaft. Bereichspezifisch stehen dabei die folgend aufgeführten Stickstoffverbindungen aufgrund der emittierten Mengen bzw. ihrer Umweltwirkungen im Vordergrund:

a) Landwirtschaft:
Die landwirtschaftliche Produktion führt zu atmosphärischen Ammoniak (NH_3)- und Distickstoffoxid (N_2O)-Emissionen sowie zu einer Nitrat(NO_3^-)-Belastung der Hydrosphäre.

b) Verkehr und Energiewirtschaft:
Bei Verbrennungsprozessen entstehen Stickstoffoxide (NO_x). Durch Einführung der geregelten Drei-Wege-Katalysatortechnik im Verkehrsbereich (PKW) werden die NO_x-Emissionen erheblich reduziert. Hierduch sind allerdings steigende Ammoniak(NH_3)- und vor allem N_2O-Emissionen zu erwarten.

c) Humanernährung mit den Folgebereichen Abwasserbeseitigung und Reststoff- bzw. Abfallwirtschaft
Vor allem aus der Nahrungsmittelindustrie und kommunalen Kläranlagen werden mit dem (un-)gereinigten Abwasser überwiegend Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) in die Oberflächengewässer eingetragen, zudem entstehen bei der Reststoff- bzw. Abfallverwertung umweltrelevante atmosphärische Stickstoffverluste (NH_3, N_2O). Durch schadhafte Kanalisationsnetze gelangt Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) in die Umwelt.

Durch die Aktivitäten des Menschen werden jedoch nicht nur die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen in den Umweltmedien Boden, Wasser und Luft erhöht, sondern auch deren Umsätze, mit weitreichenden Folgen für die gesamten Stoffflüsse im Stickstoffkreislauf (Abb. 3.1). Bei der Quantifizierung der Stickstoffemissionen aus den obengenannten Bereichen ist im folgenden versucht worden, auf eine möglichst aktuelle Datengrundlage zurückzugreifen. Darüber hinaus wird versucht, mit Hilfe von Trendaussagen die Emissionsentwicklung der bedeutendsten Stickstoffquellen zu bewerten.

3.1 Stickstoffemissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft

Während für die Bereiche Verkehr und Energiewirtschaft Daten des UBA für die alten **und** neuen Bundesländer vorliegen, die eine zuverlässige Abschätzung der bereichsspezifischen Stickstoff-Emissionen erlauben, gestaltet sich eine Bilanzierung der Stickstoffverluste für den Bereich der Landwirtschaft schwieriger.

Bislang ist die methodische Vorgehensweise zur Quantifizierung der landwirtschaftlichen Stickstoffverluste noch immer strittig. In diesem Zusammenhang bereiten insbesondere die Erfassung und Quantifizierung der im landwirtschaftlichen Betrieb selbst erzeugten Futtermittel und der pflanzlichen Stickstoffixierung Probleme. Strittig ist auch die Quantifizierung des Stickstoffanteils, der aufgrund von Denitrifikationsprozessen im Boden als nicht umweltrelevantes N_2 in die Atmosphäre abgegeben wird (38). Weiterhin unsicher ist auch die Erfassung der Stickstoffmenge, die im Boden z.B. durch Krumenvertiefung und Humusanreicherung immobilisiert wird. Da der im Boden immobilisierte Stickstoff jedoch grundsätzlich wieder remobilisierbar ist, muß vor dem Hintergrund einer fortschreitenden Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auch dem Phänomen der Nettomineralisation Beachtung geschenkt werden.

Nach Auffassung des UBA (168) läßt sich künftig aus dem Bilanzierungsansatz der PARCOM-Richtlinie (PARCOM = Paris-Kommission zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Einträge vom Lande aus im Bereich des Nord-Ost-Atlantiks) eine allgemein anerkannte methodische Vorgehensweise ableiten. Bis dahin müssen hilfsweise in der Literatur veröffentlichte Bilanzierungsergebnisse, die aufgrund unterschiedlicher methodischer Ansätze gewonnen worden sind, immer wieder auf ihre Plausibilität geprüft werden.

Beim PARCOM-Ansatz – im Prinzip eine Hoftorbilanz – gehen die Höhe der Futtermittelimporte und die daraus resultierenden gasförmigen Stickstoffverluste in der Tierhaltung in die Berechnung mit ein und werden zur landwirtschaftlich genutzten Fläche in Beziehung gesetzt. Da es sich bei den gasförmigen Stickstoffverlusten aus der Tierhaltung aber nicht nur um diffuse Emissionen, sondern um Emissionen aus Punktquellen handelt, die mit der Größe der landwirtschaftlich genutzten Fläche nur indirekt etwas zu tun haben, könnte es zweckmäßig sein, in Zukunft zusätzlich getrennte Bilanzen (Flächen- und Stallbilanzen) zu erstellen.

Dies bietet mit Blick auf die zu ergreifenden Maßnahmen möglicherweise den Vorteil differenzierterer Lösungsansätze zur Reduzierung umweltschädlicher Stickstoffüberschüsse aus Punktquellen (Tierhaltung und Lagerung von Wirtschaftsdüngern) und zur Reduzierung der diffusen Stickstoffemissionen aus der Pflanzenproduktion (Ausbringung von Handels- und Wirtschaftsdüngern).

Eine weitere Schwierigkeit im Hinblick auf die Erstellung einer Gesamtbilanz für das Bundesgebiet besteht darin, daß vor allem die Landwirtschaft in den neuen Bundesländern noch immer einen tiefgreifenden Strukturwandel durchläuft. Daher ist im folgenden darauf verzichtet worden, hierfür eine eigene Stickstoffbilanz mit einer umfassenden Quantifizierung der Verluste vorzunehmen.

Nachfolgend werden die Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft auf der Basis aktueller Daten für die wichtigsten Stickstoffflüsse veranschaulicht (vgl. Tab. 3.6 in Verbindung mit Tab. 3.5.2). Die FAL Braunschweig-Völkenrode hat unter Verwendung der Flächenbilanzmethode, bei der die Auswirkung der Tierhaltung im Gegensatz zu einer Hoftorbilanz nicht über die Menge der importierten Futtermittel, sondern direkt über den Wirtschaftsdüngereinsatz in der Pflanzenproduktion berücksichtigt wird, die bislang aktuellste Stickstoffbilanz für die Landwirtschaft erarbeitet. Diese Bilanzierung für das Wirtschaftsjahr 1993/94 bezieht erstmals auf Gesamtdeutschland abgestellte Daten zur Beschreibung der landwirtschaftlichen Stickstoffverwertung in die Betrachtung ein.

Nach Angaben der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig-Völkenrode werden bezogen auf Gesamtdeutschland gegenwärtig rund 1.612 kt Stickstoff durch mineralische N-Düngemittel von der Landwirtschaft eingesetzt, dies sind ca. 94 kg N/(ha*a). Hinzu kommen 1.290 kt Stickstoff – entsprechend 75 kg N/(ha*a) – aus anfallenden Wirtschaftsdüngern, von denen 529 kt Stickstoff – entsprechend 31 kg N/(ha*a) – durch Importfuttermittel zusätzlich in das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland eingetragen werden. Unter Berücksichtigung einer atmosphärischen Deposition von 377 kt Stickstoff – entsprechend 22 kg N/(ha*a) – und einer biologischen N_2-Fixierung von 274 kt Stickstoff – entsprechend etwa 16 kg N/(ha*a) – ist von zusätzlichen Einträgen in Höhe von 651 kt Stickstoff auszugehen. Aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung fallen ca. 38 kt Stickstoff/Jahr an. Bei einer landwirtschaftlich nutzbaren Fläche von derzeit 17,14 Mio. ha entspricht das insgesamt einer jährlichen Zufuhr von 3.590 kt Stickstoff bzw. **209 kg/(ha*a) LF**.

Bei Annahme eines durchschnittlichen Stickstoffentzuges von 120 kg pro ha und Jahr abgeleitet aus der durchschnittlichen Bruttobodenproduktion in Getreideeinheiten von 66,0 dt je ha LF geht die FAL bundesweit von einem Entzug von 2.060 kt/a aus. Darin enthalten sind Verkaufsprodukte, aber auch betriebseigene Futtermittel. Bei einem solchen Ansatz ergeben sich rein rechnerisch landwirtschaftlich bedingte Stickstoffüberschüsse von 1.530 kt/a oder etwa **90 kg/ha*a**.

Tabelle 3.1: Viehbestandsentwicklung in Deutschland im Zeitraum 1950 - 1994 (Angaben in 1.000 GV);
Quelle: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1995 (ergänzt durch BML, 1996)

Jahr	alte Bundesländer	neue Bundesländer	Deutschland (gesamt)
1950	12.060		
1955	11.760		
1960	11.978		
1965	12.160		
1970	12.516		
1975	12.966		
1980	13.729	5.738	19.467
1985	14.215 = 100 % *	5.933 = 100 %	20.148 = 100 %
1989	13.293 *	5.750	19.043
1990	13.283	4.801	18.084
1991	12.755 *	3.194 *	15.949 *
1992	12.595	2.805	15.400
1993	12.399 *	2.745 *	15.144 *
1994	12.393 = 87 %	2.763 = 47 %	15.156 = 75 %
Abnahme	13 %	53 %	25 %

(*) einschließlich Pferde und Geflügel aus der Zählung des Vorjahres

Tabelle 3.2: Absatz von Stickstoff aus Handelsdünger im Zeitraum 1950 - 1994 (Angaben in kg je ha und Jahr;)
Quelle: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1995 (ergänzt durch BML, 1996)

Wirtsch.-jahr	alte Bundesländer	neue Bundesländer	Deutschland (gesamt)
1950/51	25,6		
1955/56	33,1	keine vergleichbaren statistischen Angaben verfügbar	
1960/61	43,4		
1965/66	63,0		
1970/71	83,3		
1975/76	92,3		
1980/81	126,6 = 100%		
1984/85	120,5		
1988/89	129,6		
1992/93	108,2 = 89%		
1993/94			94,0
1994/95			103,2

Fleischer (1995) kommt für das Wirtschaftsjahr 1992/93 über die Erstellung einer Hoftorbilanz, die sich an die PARCOM-Richtlinie zur Berechnung von Mineralbilanzen anlehnt, zu einem nationalen Saldoüberhang von 114 kg/(ha*a) LF oder ca. 1.960 kt Stickstoff. Nach Abzug von 600 kt N für die Denitrifikation zu N_2 verbleiben ca. 1.360 kt reaktiver Stickstoffverbindungen, von denen etwa 540 kt N dem Luftpfad zuzurechnen sind und ca. 825 kt N als potentiell auf die Hydrosphäre gerichtet angesehen werden. Wieviel davon im Boden derzeit noch immobilisiert wird, über Dräne oder Erosionsprozesse in die Oberflächengewässer gelangt und wieviel dann letztlich noch das Grundwasser erreicht, kann gegenwärtig nur mit Unsicherheiten vorhergesagt werden (vgl. Tab. 3.6).

Da die meisten Literaturangaben über die landwirtschaftlichen Stickstoffbilanzüberschüsse überwiegend auf den Bilanzierungsansätzen der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) und auf der Datengrundlage von 1985/86 bzw. 1989/90 beruhen (vgl. Tab. 3.6.), erscheint es angebracht, die Entwicklung einiger für die Stickstoffeffizienz der Landwirtschaft wichtiger Parameter (Viehbestandsentwicklung, N-Handeldüngerabsatz, N-Im-

port über Futtermittel, Bruttobodenproduktion und Leguminosenanbau) besonders für den Zeitraum der letzten 10 Jahre zu veranschaulichen (Tab. 3.1 - 3.5).

Die Notwendigkeit hierfür ergibt sich vor dem Hintergrund, daß ausgewogene Schlußfolgerungen aus der bisherigen Entwicklung zu ziehen und konkrete Maßnahmenvorschläge zur weiteren Reduzierung uneffektiver und umweltschädigender Stickstoffverluste zu entwickeln sind.

Durch die Tabellen 3.1 bis 3.5 und die Abbildung 3.2 wird versucht, einen Bezug zu den aktuellen Entwicklungen im Bereich der Landwirtschaft (Viehbestandentwicklung, Stickstoff-Handelsdüngerabsatz, Stickstoffimport über Futtermittel, Bruttobodenproduktion und Leguminosenanbau) herzustellen. In der Tabelle 3.6 wird durch den Vergleich mit anderen, u.a. auch älteren Bilanzierungsansätzen, die Möglichkeit eröffnet, die landwirtschaftlichen Stickstoffverluste auch pfadbezogen abzuschätzen.

Für den Zeitraum 1985 - 1994 ist eine Abnahme der Viehbestände um 25 % festzustellen, dies vor allem durch den Abbau der Viehbestände in den neuen Bundesländern (- 53 %). Aber auch in den alten Bundesländern ist ein Rückgang um 13 % zu verzeichnen (Tab. 3.1). Gleichzeitig hat sich in den letzten Jahren der Absatz von Stickstoff aus Handelsdüngern verringert (Tab. 3.2). Dieser Rückgang kann wegen der vorhandenen Datenbasis nur anhand der alten Bundesländer für den Zeitraum bis 1992/93 verdeutlicht werden. Die wenigen für das gesamte Bundesgebiet vorliegenden Daten lassen derzeit noch keine Trendaussage zu. Die Zufuhr von Stickstoff durch Importfuttermittel in das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ist in Tabelle 3.3 dargestellt. Hier besteht eine Abhängigkeit zum Abbau der Viehbestände, die in einzelnen Jahren überlagert wird durch die witterungsabhängige Menge der Produktion hofeigener Futtermittel.

Parallel zu den oben genannten Entwicklungen sind die pflanzlichen Stickstoffentzüge durch ein Wachstum der Bruttobodenproduktion bis Ende der 80'er Jahre gestiegen. Seitdem ist allerdings eine Stagnation eingetreten, was u.a. auf die zunehmende Flächenstillegung (diese sind in der Berechnung der Bruttobodenproduktion je Flächeneinheit nicht berücksichtigt) und die extensivierende Wirkung der EU-Agrarreform zurückzuführen ist. Ungünstige Witterungsbedingungen mit ausgeprägter Trockenheit im Wirtschaftsjahr 1992/93 erklären die niedrigen Erträge in den neuen Bundesländern. Das Ertragsniveau in den neuen Bundesländern liegt jedoch, begründet durch den größeren Anteil sandiger Böden mit geringem Wasserspeichervermögen, trotz des verbesserten Einsatzes von Produktionsmitteln auch weiterhin

Tabelle 3.3: Berechnung (*) des Imports von Stickstoff über Futtermittel (Angaben in 1.000 t);
Quelle: BML Daten-Analysen „Futterwirtschaft 1994 und Futterwirtschaft 1995"

Wirtsch.-jahr	alte Bundesländer	neue Bundesländer	Deutschland (gesamt)
1984/85	496	keine vergleichbaren statistischen Angaben verfügbar	
1985/86	555		
1986/87	518		
1987/88	514		
1988/89	487		
1989/90	469		
1990/91			542
1991/92			505
1992/93			520
1993/94			445

(*) Ableitung aus Angaben zum Import an verdaulichem Rohprotein; für das Rohprotein können 80% Verdaulichkeit unterstellt werden, somit ist:
verdauliches Protein * 1,25 = Rohprotein und
Rohprotein : 6,25 = importierte Stickstoffmenge

Tabelle 3.4: Bruttobodenproduktion in Getreideeinheiten (Angaben in GE dt je ha LF);
Quelle: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (ergänzt durch BML, 1996)

Jahr	alte Bundesländer	neue Bundesländer	Deutschland (gesamt)
1950	29,7		
1955	32,0		
1960	37,1		
1965	32,6		
1970	39,2		
1975	44,4		
1980	61,8		
1984	70,1		
1988	74,1	57,8	68,6
1990	72,5	59,0	67,9
1992	72,0	51,9	65,9
1994	68,4	60,8	66,0

Tabelle 3.5: Anbaufläche von Leguminosen (in 1.000 ha)
Quelle: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1995 (ergänzt durch BML, 1996)

Jahr	alte Bundesländer	neue Bundesländer	Deutschland (gesamt)
1950	916		
1960	640		
1970	417		
1980	214		
1985	198		
1990	166	290	456
1991	162	228	390
1994	197	135	332

Tabelle 3.6: Gegenüberstellung verschiedener Bilanzierungsansätze (Angaben in kt Reinstickstoff)

Bilanzgröße	Isermann (1994)(1)	Fleischer (1996)(2)	FAL (1995)(3)
Input:	3.094	2.854	3.590
Mineraldünger	1.717	1.607	1.612
Importfuttermittel	502	429	
Wirtschaftsdünger			1.290
Deposition	486	514	377
N-Fixierung	324	280	274
Klärschlamm und Kompost	49	24	38
Output:	729	897	2.061
Verkaufsprodukte	356	313	
Entzug (Pfl.pr.)	373	584	2.061
Überschuß:	2.365	1.957	1.530
Immobilisation im Boden und	211		
Verluste	2.138	1.330	
Hydrosphäre	891	740	
Ammoniak	599	540	
Denitrifikation	648	50(N_2O)	

(1) hier Daten für das Wirtschaftsjahr 1991/92 (u.a. in 175)
(2) Wirtschaftsjahr 1992/93, ergänzt n. Eckert et al. (1995) (151)
(3) Wirtschaftsjahr 1992/93, Flächenbilanzierungsmethode (153)

unter den durchschnittlichen Erträgen der alten Bundesländer. Gleichzeitig zeigt der Anbau von Körnerleguminosen (Tab. 3.5) eine rückläufige Tendenz.

Im Hinblick auf die Stickstoff-Effizienz der eingesetzten Stickstoffmengen zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Bereichen Pflanzen- und Tierproduktion, so daß für diese Bereiche eine differenzierte Betrachtung notwendig ist.

Die Pflanzenproduktion für sich genommen weist heute eine relativ hohe Stickstoffeffizienz von ca. 70 % (- 85 %) aus, während die Stickstoffeffizienz der Tierhaltung isoliert betrachtet mit rund (15-) 18 % deutlich geringer ist (63). Dies ist darin begründet, daß in tierischen Produkten wie Fleisch und Milch ein wesentlich geringerer Nährstoffanteil verbleibt als bei der Produktion von pflanzlichen Erzeugnissen. Der weitaus größte Teil der Nährstoffe verbleibt in den tierischen Ausscheidungen, die daher ein hohes Nährstoffverlustpotential darstellen.

Das Ziel muß es deshalb sein, daß die in der Tierhaltung anfallenden Nährstoffe im Pflanzenbau effizient und damit umweltschonend verwertet werden. Durch diesen Verwertungsweg wird auch die Stickstoffeffizienz der Tierhaltung verbessert. Durch bedarfsgerechte Fütterungsverfahren und verbesserte Technik bei der Güllelagerung (Abdeckung der Behälter) und der Gülleausbringung (Injektion oder bodennahe Ausbringungstechniken z.B. Schleppschlauchtechnik) lassen sich die gasförmigen Verluste erheblich verringern.

Bei hohem Viehbesatz kann es durch den zusätzlichen Stickstoff-Input durch zugekaufte Futtermittel auf einzelbetrieblicher Ebene zu erhöhten Stickstoff-Bilanzüberschüssen kommen. So steigt z.B. das Stickstoffüberangebot vom Marktfruchtbetrieb (41 kg/(ha*a)) über den Futterbaubetrieb (100 kg/(ha*a)) zum reinen Veredlungsbetrieb (207 kg/(ha*a)) stark an (4, 5).

Im Hinblick auf die regionale Verteilung der landwirtschaftlichen Stickstoffüberschüsse hat dies zur Konsequenz, daß Gebiete mit flächenunabhängiger tierischer Veredlung (z.B. Vechta-Cloppenburg, Emsland, Münsterland, Niederrhein) die höchsten Überschüsse aufweisen, während Regionen mit Formen extensiver Landbewirtschaftung (z.B. höhere Mittelgebirgslagen) einen niedrigen Stickstoffüberschuß zeigen (141). Diese Angaben aus dem Nitratstromatlas werden heute z.T. in Frage gestellt, weil wesentliche Aspekte der Bilanzierung außer Acht gelassen worden sind.

Es bleibt festzustellen, daß eine Landwirtschaft ohne jeglichen Stickstoffaustrag nicht möglich ist. In der wissenschaftlichen Diskussion werden derzeit Werte zwischen 30 und 65 kg N/(ha*a) als unvermeidlicher Bilanzüberschuß genannt (152, 168, 171, 176, 178). Hinsichtlich einer stoffbezogenen Betrachtung stellt sich allerdings die Frage, wo die Stickstoffüberschüsse verbleiben bzw. welche Anteile in welcher Form als umweltbelastende Verluste anzusprechen sind.

3.1.1 Ammoniak-Emissionen

Neben der direkten Wirkung gasförmigen Ammoniaks, die in unmittelbarer Emittentennähe zu akuten Pflanzenschäden führen kann, spielt vor allem die weiträumige Deposition von Ammonium als Folgeprodukt eine wesentliche Rolle. Atmosphärische Ammonium-Einträge tragen maßgeblich zur Eutrophierung und Versauerung der Ökosysteme bei. Gleichzeitig werden die Stickstoff-Umsätze und -flüsse im Stickstoffkreislauf erhöht.

Flächendeckende Messungen zur Erfassung der Gesamt-Ammoniak-Emissionen liegen nicht vor, so daß diese derzeit nur geschätzt werden können. Dieses Verfahren wird heute üblicherweise angewandt (vgl. 63, 70, 97). Die Abweichungen der Berechnungen sind sehr gering (vgl. 97, 177). Es wird anerkannt, daß dieses Verfahren nicht allen Varianten der Tierhaltung gerecht wird. Wegen des damit verbundenen Aufwandes bei der Datenerhebung wird jedoch z.Z. keine Alternative gesehen.

Für das Bezugsjahr 1991 geben die AG des Unterausschusses „Luft/Technik" des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI) und das UBA, auf der Basis damals gültiger Emissionsfaktoren (117) und statistischer Angaben, eine jährliche Ammoniak-Emission in der Bundesrepublik Deutschland in Höhe von 660 kt Reinstickstoff an (78, 129). *Isermann* (1993a) kommt für den Zeitraum 1991/92 zu einer jährlichen Emissionsmenge in Höhe von ca. 765 kt Ammoniak (630 kt Rein-N) zu einer durchaus vergleichbaren Größenordnung (59, 63).

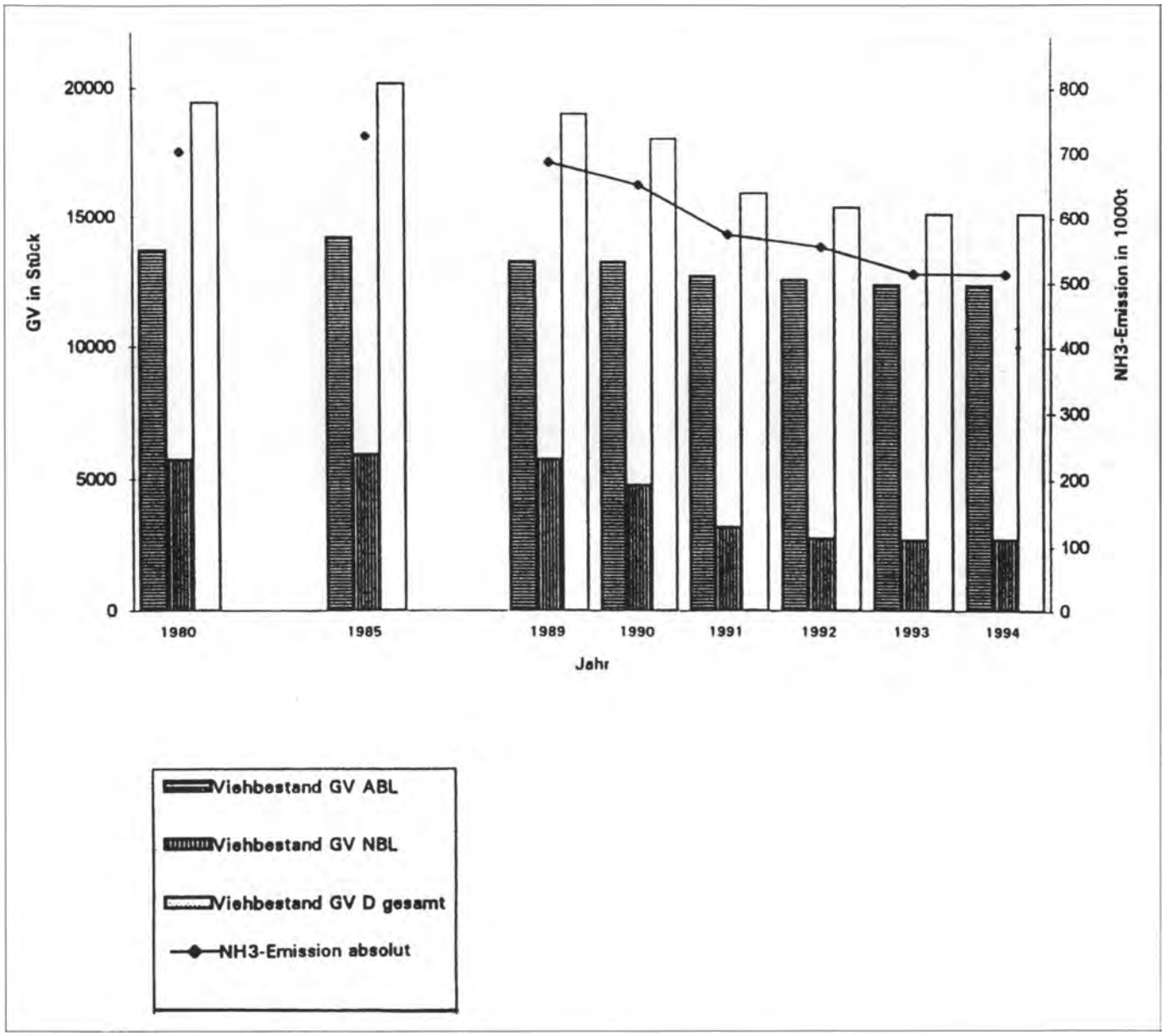

Abb. 3.2: Entwicklung der Tierbestände von 1985 bis 1994 und der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung in der Bundesrepublik Deutschland nach aktuellen Berechnungen der FAL (153)

Andere Autoren geben teilweise höhere, teilweise niedrigere Ammoniak-Emissionen an (Tab. 3.5.1), wobei die Abweichungen in erster Linie auf unterschiedliche Emissionsfaktoren und verschiedene Bezugsjahre zurückzuführen sind.

In Übereinstimmung aller Hochrechnungen stammt der weitaus größte Anteil (mindestens 80 %) der jährlichen Gesamt-NH_3-Emission aus dem Bereich der Landwirtschaft. Der Mensch selbst stellt – bedingt durch seine Ernährungsgewohnheiten eine bedeutende Ammoniakquelle dar (Abb. 3.5.2). Die verbleibenden Anteile können den Bereichen stationäre Verbrennung fossiler Brennstoffe, der industriellen Produktion (z.B. Ammoniak-/Salpetersäureproduktion, Schlachthöfe, Kälteanlagen) sowie dem Kfz-Verkehr zugeordnet werden.

Neben den anthropogenen und damit hauptsächlich landwirtschaftlich bedingten Emissionen wird Ammoniak auch aus natürlichen Quellen emittiert. Zu den natürlichen Ammoniak-Quellen zählen in erster Linie die Ammoniak-Freisetzungen durch den mikrobiellen Eiweißabbau in den Böden sowie die durch Stoffwechselprozesse bedingte Ammoniak-Abgabe der Pflanzen. Die natürliche Hintergrundemission von NH_3 ist Teil eines intakten Stickstoffkreislaufs. Beide Prozesse lassen sich z.Z. nicht hinreichend exakt voneinander trennen, so daß die Angaben in der Literatur über die Höhe der Hintergrundemissionen stark voneinander abweichen (bis zum Faktor 100). In Relation zur anthropogenen Gesamt-NH_3-Emission besitzen die natürlichen Quellen jedoch nur eine untergeordnete Bedeutung (45, 62).

Da Ammoniak innerhalb einer Stunde bis zu 90 % in der Atmosphäre zu Ammoniumverbindungen umgewandelt wird, können durch atmosphärische Ferntransporte erhebliche Stickstoffmengen grenz-

überschreitend aus dem europäischen Ausland nach Deutschland importiert, gleichzeitig aber auch gegenläufig aus Deutschland in das europäische Ausland exportiert werden. Der grenzüberschreitende atmosphärische Export (Bezugsjahr 1989) an reduzierten Stickstoffverbindungen (NH_4^+ und NH_3) aus Deutschland in das europäische Ausland wird aufgrund von Modellberechnungen auf ca. 125 kt N geschätzt, wobei der Hauptexport nach Polen (21 %), in die ehemalige Sowjetunion (18 %) und in die ehemalige CSFR (14 %) erfolgt. Diesem Export stehen jährliche Importe nach Deutschland in Höhe von ca. 102 kt N gegenüber (Hauptimport aus den Niederlanden = 27 % und Frankreich = 27 %) (122).

Innerhalb der Landwirtschaft stellt der Bereich der Tierhaltung mit einem Anteil bis zu 90 % (und hier die Rinderhaltung mit bis zu 70 %) die größte Ammoniak-Quelle dar (Tab. 3.5.1 und 3.5.2). Diese Angaben sind nicht immer exakt vergleichbar, weil sie sich z.T. auf unterschiedliche Grundgesamtheiten beziehen (z.B. Anteil des NH_3 aus der Tierhaltung beim LAI oder Anteil des NH_3 von den gesamten Ammoniak-Emissionen bei *Fabry*). Nach Schätzungen belaufen sich die jährlich aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung stammenden Ammoniak-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland (Bezugsjahr 1991) auf 570 kt/a (78,129), 660 kt/a (59, 63, 97) bzw. für 1992 auf 552 kt (128, 129). Aufgrund neuerer Daten kommt die FAL Braunschweig (153) zu einer Schätzung der Ammoniakemissionen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung, die bei 545 kt/a NH_3 liegt (Abb. 3.2, = 449 kt NH_3-N) *Fleischer* (154) beziffert diese Ammoniakverluste im Wirtschaftsjahr 1992/93 mit 533 kt/a.

Diese im Vergleich zu den oben zitierten älteren Schätzungen wesentlich niedrigeren Werte für die Ammoniakemission werden neben dem in Tabelle 3.1 dargestellten Rückgang der Viehbestände auch auf folgende Ursachen zurückgeführt:

1. In den letzten Jahren wurden aufgrund verschiedener Fördermaßnahmen und der Festlegung von technischen Anforderungen Güllelager in zunehmendem Maße abgedeckt. Die hierdurch erreichte Minderung der Ammoniakemissionen konnte in den älteren Schätzungen noch nicht berücksichtigt werden.

2. In den letzten Jahren sind zunehmend bodennahe Gülleausbringungsverfahren (Schleppschlauch, Schleppschuh, Schlitzgeräte, Injektoren) eingesetzt worden, die deutlich geringere Emissionen verursachen.

Da sich diese Techniken nicht nur positiv auf die Minderung der Ammoniakemissionen auswirken, sondern gleichzeitig die Düngewirkung verbessern, kann für die Zukunft mit einem zunehmenden Einsatz dieser Techniken gerechnet werden, vor allem dann, wenn die damit verbundenen Mehrkosten durch überbetrieblichen Einsatz und geeignete Förderprogramme aufgefangen werden. Dennoch muß festgehalten werden, daß die dadurch erreichte Minderung der Ammoniakemissionen noch nicht ausreichend ist. In der Graphik (Abb. 3.2) dominiert noch immer der Zusammenhang zwischen der Höhe der Ammoniakemissionen und den absoluten Tierbestandszahlen.

Die durch die Rindviehhaltung verursachten NH_3-Emissionen lassen sich auf die folgenden Teilbereiche zurückführen (78, 129):

- ca. 50 % entstehen bei der Ausbringung von flüssigen/festen Wirtschaftsdüngern;
- ca. 10 - 20 % entstammen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern;
- ca. 10 - 20 % entweichen aus dem Stallbereich;
- ca. 5 - 15 % entstehen beim Weidegang.

Durch eine bedarfs- und leistungsgerechte Fütterung (angepaßte Proteinversorgung) kann die Stickstoff-Ausscheidung in der Rinderhaltung um ca. 10 % gesenkt werden (78, 129). Dies hätte ursachenorientiert in den Folgebereichen eine überproportionale Minderung der Ammoniak-Emission zur Folge.

Für die Schweinehaltung ergibt sich grundsätzlich eine gleiche Bewertung, wobei die relativen Anteile an den gesamten NH_3-Emissionen durch die Lagerung der Wirtschaftsdünger, sofern diese im offenen Außenlager erfolgt, höher sind, da reine Schweinegülle in der Regel selbständig keine emissionsmindernden Schwimmdecken bildet. Auch in der Schweinehaltung führen eine eiweißreduzierte Fütterung und entsprechende Fütterungstechniken zu entsprechenden Minderungen bei den NH_3-Emissionen. Hier besteht ein Minderungspotential bis zu 20 %.

Die Rinderhaltung weist im Vergleich zur Schweine- und Geflügelhaltung zwar absolut betrachtet höhere Ammoniak-Emissionen auf. Für eine Bewertung der Ammoniak-Emissionen im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen ist darüber hinaus auch die Emissionsdichte ein wichtiges Kriterium. Da die Rinderhaltung im Vergleich zur Schweine- und Geflügelhaltung in der Regel flächengebunden ist, können die daraus resultierenden lokal auftretenden Ammoniak-Emissionen geringer sein als bei flächenunabhängiger Schweine- und Geflügelhaltung.

In Gebieten mit Rindvieh-Weidehaltung werden je nach Produktionsintensität Emissionsdichten bis zu 100 kg NH_3 N/(ha*a) gemessen. Dagegen können größere Tierproduktionsanlagen (z.B. Schweinemastanlagen) extreme Emissionsdichten in der direkten Umgebung von mehr als 2.000 kg/(ha*a) NH_3-N erreichen (78, 129).

Neben den Ammoniak-Emissionen aus der Zersetzung tierischer Exkremente führt auch der Einsatz mineralischer Stickstoffdüngemittel zu Ammoniak-Verlusten. Der Anteil an der landwirtschaftlichen Gesamt-NH_3-Emission, der aus der Anwendung stickstoffhaltiger Mineraldünger resultiert, wird auf 5 - 20 % geschätzt. Die Ammoniak-Emissionen sind u.a. abhängig von der Art der mineralischen Düngung bzw. vom eingesetzten Stickstoff-Düngemittel und von den Standortbedingungen. Sie liegen zwischen 2 und 15 % der insgesamt gedüngten Stickstoffmenge (12, 57, 63). Die Gesamtemission aus der mineralischen Stickstoffdüngung wird von *Isermann* (1993a) für den Zeitraum 1991/92 auf ca. 64 kt/a NH_3-N geschätzt (vgl. auch 128).

Eine Prognose über die künftige Entwicklung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen gestaltet sich schwierig:

Im Zeitraum von 1950 bis 1980 zeigte sich noch eine deutliche Emissionszunahme (+ 46 %) durch die Vergrößerung der landwirtschaftlichen Tierbestände und durch einen verstärkten Einsatz mineralischer Stickstoffdünger. Seit Ende der 80er Jahre ist der Verbrauch mineralischer Stickstoffdünger je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche leicht rückläufig – 1988/89: 128,6 kg/(ha*a); 1992/93: 108,2 kg/(ha*a) und für die Bundesrepublik 1993/94: 94 kg/(ha*a), Tab. 3.2 – , so daß sich auch die resultierenden Ammoniak-Emissionen verringert haben. Infolge einer weiteren Verbesserung der Stickstoff-Effizienz landwirtschaftlicher Düngemittel sowie durch die EG-Agrarreform bedingte Flächenstillegung dürfte

auch in Zukunft der mineralische Stickstoff-Düngemitteleinsatz weiter rückläufig sein.

Hinsichtlich der Entwicklung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung sind drei Fragen entscheidend:

1. Wie entwickelt sich der Gesamtviehbestand?
2. Läßt sich eine stärkere Flächenbindung der Tierhaltung erreichen?
3. In welcher Zeit und in welchem Ausmaß lassen sich Minderungsmaßnahmen (vor allem technischer Art, 158) umsetzen?

Im übrigen wird es darauf ankommen, daß derartige Fragen nicht nur im nationalen Bereich gelöst werden, sondern daß europaweit einheitliche Regelungen umgesetzt werden (vgl. auch 175).

3.1.2 Distickstoffoxid-Emissionen

Unter anaeroben Bedingungen ist Distickstoffoxid (N_2O) – auch Lachgas genannt – neben molekularem Stickstoff (N_2) ein gasförmiges Reaktionsprodukt der mikrobiellen Denitrifikation von Nitrat (NO_3^-). Eine umweltrelevante Bedeutung erlangt der Denitrifikationsprozeß durch die Freisetzung von N_2O (klimarelevantes Spurengas), während die Freisetzung von molekularem Stickstoff (N_2) als nicht umweltbelastend einzustufen ist.

Im Vergleich zum N_2-Anteil scheinen jedoch die N_2O-Denitrifikationsverluste verhältnismäßig gering zu sein. *Kuntze* (in DLG, 1991) schätzt den N_2O-Anteil an den Denitrifikationsverlusten auf ca. 10 % (ca. 90 % werden in Form von unproblematischen N_2 emittiert). Allerdings gibt es bisher noch keine gesicherten Erkenntnisse darüber, wann und wo bei der Denitrifikation besonders viel oder wenig N_2O freigesetzt wird (*Becker*, 1993). Der Anteil des N_2O ist stark abhängig von der beteiligten Mikroorganismenpopulation und steigt mit zunehmendem Anteil leicht abbaubarer organischer Kohlenstoffverbindungen im Boden, sinkendem pH-Wert und steigendem Sauerstoffpartialdruck, bis zuviel Sauerstoff die Denitrifikation hemmt. Generalisierende Aussagen zur Denitrifikation mögen im Einzelfall nicht zutreffen. Die Datenlage ist noch unsicher.

N_2O entsteht darüber hinaus auch in geringen Mengen als Nebenprodukt bei der mikrobiellen Nitrifikation. Im Vergleich zur Denitrifikation wird jedoch der Nitrifikation allgemein eine nur untergeordnete Bedeutung hinsichtlich der N_2O-Freisetzung aus Böden beigemessen.

Obwohl eine eindeutige quantitative Zuordnung der N_2O-Emissionen zu ihren Quellen aufgrund der vorhanden Datenlage z.Z. schwierig ist – hier besteht Forschungsbedarf – kann jedoch die Zunahme der anthropogenen N_2O-Emissionen zu einem nicht unerheblichen Anteil auf einen erhöhten Stickstoffeintrag in landwirtschaftlich genutzte Böden zurückgeführt werden. Mit einer steigenden Stickstoffzufuhr sind infolge eines erhöhten Stickstoffumsatzes (Nitrifikation, Denitrifikation) stets auch erhöhte N_2O-Emissionen zu erwarten (17, 52).

Für die N_2O-Emission in der Bundesrepublik Deutschland liegen nur erste grobe Abschätzung vor. Die angegebenen Schwankungsbreiten sind Ausdruck für die bestehenden Unsicherheiten. Die jährliche anthropogene N_2O-Gesamtemission liegt demnach bei 208 - 286 kt N_2O (entsprechend 132 - 182 kt Rein-N). Auf den landwirtschaftlichen Bereich incl. Viehhaltung sollen davon allein ca. 78 - 88 kt N_2O (31 - 38 %, entsprechend 50 - 56 kt Rein-N) entfallen. Industrielle Prozesse (überwiegend Adipinsäureherstellung) sind mit ca. 83 - 102 kt/a N_2O (entsprechend 53 - 65 kt Rein-N) eine weitere wesentliche anthropogene Quelle (27, 111).

Darüber hinaus schätzt *Isermann* (1993 d), daß in Westeuropa bislang unberücksichtigt ca. 2/3 der Mehremissionen naturnaher terrestrischer Ökosysteme sowie mehr als die Hälfte der N_2O-Mehremis-

Tabelle 3.5.1: Ammoniak-Emissionen der alten und neuen Bundesländer (ergänzt nach Hadwiger-Fangmeier et al., 1992)

Referenz	Land	Bezugsjahr	NH_3-Emission (kt/a)
KLAASSEN (1991)	ABL	1980 1987 2000 (1)	529 533 541
	NBL	1980 1987 2000 (1)	228 239 179
BUIJSMAN et al. (1987)	ABL NBL	1982 1982	371 207
ASMAN u. VAN JAARSVELD (1990)	ABL NBL	1987 1987	718 274
MÖLLER u. SCHIEFERDECKER (1989, 1990)	NBL	1980 1985 1988	431 419 425
ALDAG in DLG (1991)	ABL	1988	510 (2)
ISERMANN (1993a)	ABL+ NBL	1991/92	770 660 (2)
UBA/LAI (1994)	ABL+ NBL	1991	660 570 (2)
UBA (1995)	D	1994	622
eigene Ableitungen und FAL (1996)	D	1995	752 (3) 525 (4)

Die Tabelle verdeutlicht vor allem die vorhandenen Unsicherheiten. Je nach verwendeter Datenbasis und Berechnungsmethode ergeben sich mehr oder weniger große Schwankungsbereiche.
(1) Prognose
(2) nur landwirtschaftliche Tierhaltung
(3) entspricht 619 kt NH_3-N in Tabelle 3.5.6
(4) nur landwirtschaftliche Tierhaltung, entspricht 432 kt NH_3-N

Tabelle 3.5.2: Belastungssituation Landwirtschaft auf der Grundlage der abgeleiteten Datenbasis (Angaben in kt Rein-N, Stand 1995)

Emissionsbereich	Bilanzgrößen	Austräge (potentiel)	Anteil an den Gesamtemissionen (2.753 = 100%)
Ammoniak aus der Tierhaltung	449	449	16,3 %
(FAL, 1996), davon nach LAI (1994):			
70 % aus der Rinderhaltung	314		11,4 %
24 % aus der Schweineproduktion	108		3,9 %
6 % sonstige Tierhaltungen	27		1,0 %
bezogen auf die Emissionsbereiche:			
- 50 % Ausbringungsverluste	225		8,2 %
10 - 20 % Lagerung d. Dünger	90		3,3 %
10 - 20 % Stallbereich	90		3,3 %
5 - 15 % Weidegang (1)	45		1,6 %
Berechnung des Überschusses aus org./min. Düngung, darin enthalten nach FAL (1996):			
Mineraldüngereinsatz	1.612		
- bei Annahme von 20 % Verlusten (2):		322	11,7 %
Wirtschaftsdüngereinsatz	1.290		
- bei Annahme von 35 % Verlusten:		294	10,7 %
Stickstoffixierung	274		
Deposition (nichtlandwirtschaftl.)	377		
Klärschlammausbringung	38		
abzüglich Entzüge	-2.061		
Bilanzüberschuß:	1.530		

Verluste nach ECKERT et al. (1995):		
als Nitrat	740	26,9 %
als Ammoniak	540	19,6 %
als N_2O	50	1,8 %
Gesamtausträge:	1.330	48,3 %

Aufteilung nach Wirkungspfad: Austräge in der Form von:	Atmosphäre NH_y	Atmosphäre NO_x	Hydrosphäre NH_y	Hydrosphäre NO_x
in kt Rein-N	540	50	0	740

(1) Ohne technisches Minderungspotential

(2) darin enthalten ausbringungsbedingte Ammoniakverluste in Höhe von 81 kt Rein-N

(*) In der Tabelle 3.5.2 wird zusätzlich mit den Daten der FAL gerechnet, um die Plausibilität der von Eckert et al. für die landwirtschaft angegebenen Stickstoffverluste von 1.330 kt N/a zu prüfen. Da die FAL zu den Verlustgrößen des Stickstoffs in Form von Nitrat, Ammoniak und N_2O keine Angaben macht, erfolgt die Gesamtbewertung jedoch auf der Grundlage der Daten von Eckert et al. (151).

sionen aus Oberflächengewässern auf landwirtschaftlich bedingte Stickstoffeinträge zurückzuführen sind.

In diesem Zusammenhang ist eine wichtige, aber derzeit unzureichend geklärte Frage, inwieweit die anhaltend hohen atmosphärischen Stickstoffeinträge in die Wälder flächendeckend die Bildung und Ausgasung von N_2O aus den Waldböden stimulieren. Erste Ergebnisse deuten an, daß vor allem die zunehmende Versauerung der Waldböden dazu führt, daß in solchen Böden das Verhältnis der Endprodukte der Denitrifikation (N_2, N_2O) in Richtung auf N_2O verschoben ist. Waldböden können dadurch – anthropogen induziert – zu signifikanten N_2O-Emittenten werden (67, 73, 112, 113).

Eine Prognose über die Entwicklung der künftigen N_2O-Emissionen aus dem Bereich der Landwirtschaft gestaltet sich aufgrund der ungenügenden Datenbasis weiterhin äußerst schwierig (vgl. aber 177).

3.1.3 Nitrat-Auswaschung

Nitrat-Stickstoff, der aus dem Wurzelraum der Böden ausgewaschen wird, gelangt, wenn er keiner Denitrifikation unterliegt, über eine Tiefenverlagerung bis zum Grundwasser und mit dem Grundwasser bzw. über Dräne auch in die Oberflächengewässer (108). Daneben erfolgen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer auch durch Bodenerosion.

Die Nitrat-Auswaschung ist stark standortabhängig und wird neben klimatischen Parametern (Niederschlag, Verdunstung) von der Bodenart, der Bewirtschaftungsform (Ackerbau, Weidewirtschaft, Gartenbau) und -maßnahmen (organische / mineralische Stickstoffdüngung, Beregnung, Dränung, Grünlandumbruch etc.) und von der mobilen Stickstoffmenge im Boden geprägt. Das Grundwasser ist zu einem erheblichen Anteil an der Stickstoffbefrachtung der Fließgewässer beteiligt. Immerhin werden die Oberflächengewässer überwiegend aus dem Grundwasser gespeist.

Isermann (1994) schätzt die landwirtschaftlichen Stickstoffverluste, die in die Hydrosphäre eingetragen werden noch auf insgesamt 891 kt/a (Bezugsjahr 1991/92, vgl. Tab. 3.6 und 175).

Hamm et al. (1991) geben aufgrund einer Berechnung die Stickstoffbelastung der Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer, Bezugsjahr 1987/1989) mit rund 352 kt/a aus dem landwirtschaftlichen Bereich an. Dabei erfolgt der überwiegende Stickstoffeintrag in Höhe von 279 kt/a in Form von Nitrat über den Eintritt von Grundwasser in die Fließgewässer. Bei dieser Berechnung wurde sowohl eine Differenzierung nach der Bodennutzung (Acker, Grünland, sonstige Kulturen, Wald, Öd- und Unland) vorgenommen als auch der direkte Stickstoffeintrag über das Dränwasser in Abzug gebracht. Zudem wurde unterstellt, daß während der Versickerung des Wassers bis zum Übertritt in die Fließgewässer eine Reduzierung des Stickstoffgehaltes durch Denitrifikation um durchschnittlich 50 % erfolgt. Anhand eines gesonderten Bilanzierungsansatzes wurde der Stickstoffeintrag mit dem Dränwasser in die Vorfluter aus landwirtschaftlich genutzten Böden auf weitere 45 kt/a geschätzt. In vergleichbar strukturierten Bilanzen zum Nitrat-Eintrag über das Grundwasser werden Werte von 257 - 569 kt/a genannt (36).

In Abhängigkeit vom Standort (Bodenart, Sickerwassermenge, Grundwasserflurabstand etc.) kann die Nitrat-Verweilzeit in der Sicker- und Grundwasser-

zone bis zu mehreren Jahrzehnten betragen. Die häufig langen Nitrat-Verweilzeiten und die teilweise großen Transportstrecken des Grundwassers bis zum Förderbrunnen der Wasserwerke bzw. bis zum Übertritt in die Fließgewässer bergen das Risiko, daß wegen zunächst fehlender Veränderungen der Rohwasserqualität Gefährdungspotentiale durch erhöhte Nitrat-Einträge über lange Zeiträume unerkannt bleiben bzw. erst stark zeitverzögert auftreten. Umgekehrt dauert es beim Auftreten von Nitrat-Belastungen erhebliche Zeiträume, bis nach dem Erkennen und Ausschalten der Ursachen eine Besserung der Wasserqualität feststellbar ist (62, 127, 135, 136, 137, 176).

3.2 Stickstoffemissionen aus den Bereichen Verkehr und Energiewirtschaft

Durch die Verbrennung fossiler Energieträger werden aus dem Verkehrsbereich und der Energiewirtschaft erhebliche Stickstoffmengen in Form von Stickstoffoxiden in die Atmosphäre emittiert. Die Stickstoffoxide (NO, NO_2) werden summarisch als NO_x bezeichnet und bei Emissionsangaben i.d.R. als Stickstoffdioxid (NO_2) berechnet.

Bei Verbrennungsvorgängen entsteht durch die Oxidation des im Brennstoff und der Verbrennungsluft enthaltenen Stickstoffs zunächst überwiegend Stickstoffmonoxid (ca. 95 %), das anschließend in der Atmosphäre rasch mit natürlichem Sauerstoff zu Stickstoffdioxid oxidiert wird. Durch weitere atmosphärische Reaktionen werden aus den Stickstoffdioxiden letztlich Salpetersäure bzw. Nitrataerosole gebildet, die schließlich weiträumig in naturnahe Ökosysteme eingetragen werden und zur Eutrophierung und Versauerung beitragen.

Neben den erheblichen NO_x-Emissionen entsteht bei der Verbrennung fossiler Energieträger auch in relativ geringen Mengen N_2O. Darüber hinaus zeichnet sich ein deutlicher Anstieg der z.Zt. noch auf einem niedrigen Niveau liegenden Ammoniak- und N_2O-Emissionen aus dem Verkehrsbereich durch die Einführung des Katalysators ab.

3.2.1 NO_x-Emissionen

Stickstoffoxide anthropogener Herkunft werden fast ausschließlich als Reaktionsprodukte bei Verbrennungsvorgängen gebildet. Dagegen ist nur ein vergleichsweise geringer Anteil von ca. 1 % den sonstigen industriellen Prozessen (z.B. Salpetersäureherstellung) zuzuordnen.

Natürliche NO_x-Quellen – im wesentlichen Blitzschlag und die Freisetzung aus Böden durch mikrobielle Umsetzungen – spielen bei der Betrachtung der Gesamtemissionssituation der Industriestaaten, insbesondere der Bundesrepublik Deutschland, nur eine untergeordnete Rolle. Global betrachtet sind die anthropogenen Quellen zu ungefähr 60 % an der jährlichen NO_x-Gesamtemission von ca. 53 Mio. t beteiligt (80).

Die jährliche NO_x-Gesamtemission der Bundesrepublik Deutschland wird für 1990 mit ca. 3.000 kt $N0_2$ und für 1992 mit ca. 2.900 kt NO_2 angegeben (167).

Der mit Abstand bedeutendste NO_x-Emittent in Deutschland 1992 ist der Verkehr mit allein 1.954 kt NO_2 (= 67,3 %). Als zweitgrößte Emittenten folgen die Kraft- und Fernheizwerke mit 526 kt NO_2 (= 18,1 %) sowie der industrielle Bereich (hauptsächlich Feuerungsanlagen) mit 276 kt NO_2 (= 9,5 %). Demgegenüber setzen die Haushalte und Kleinverbraucher, auf die immerhin ein Anteil von rund 28 % am Gesamtenergieverbrauch entfällt, nur 148 kt NO_2 (= 5,1 %) der NO_x-Jahresemission frei (167).

Bei der Bewertung der NO_x-Gesamtimmissionsituation stellen die grenzüberschreitenden Ferntransporte ebenfalls eine nicht zu vernachlässigende Größe dar (43). Der atmosphärische Export an oxidierten Stickstoffverbindungen aus Deutschland in das europäische Ausland wird für 1992 auf ca. 388 kt NO_2 geschätzt (hauptsächlich in die ehemalige Sowjetunion = 18 % und nach Polen = 17 %). Der atmosphärische Import aus dem europäischen Ausland nach Deutschland wird im gleichen Zeitraum mit nur 187 kt NO_2 angegeben (hauptsächlich aus Frankreich = 26 %, Großbritannien = 24 %, den Niederlanden = 12 % und der ehemaligen CSFR = 9,6 %) (167).

Da die NO_x-Emissionen hauptsächlich auf den Verkehr (Straßenverkehr) sowie auf die Verbrennungsprozesse stationärer Anlagen zurückzuführen sind, wird auf diese beiden Sektoren im folgenden näher eingegangen:

NO_x-Emissionen des Verkehrs

Seit 1970 bis Mitte der 80er Jahre war in den alten Bundesländern für den Straßenverkehr eine ständige starke Zunahme der jährlich emittierten NO_x-Menge festzustellen, die sich im Zeitraum 1986 bis 1989 auf einem gleichbleibenden Niveau von ca. 1.550 kt/a bewegte (125). Für 1990 wird ein Wert von 1.604 kt NO_2 angegeben. Diese emittierte NO_x-Jahresmenge verteilte sich zu annähernd 60 % auf den Pkw-Verkehr und zu ca. 40 % auf den Nutzfahrzeugverkehr.

Die Abnahme der Pkw-bedingten NO_x-Emissionen seit Ende der 80er Jahre läßt sich trotz einer noch deutlich gestiegenen Gesamtfahrleistung (Entkopplung Fahrleistung – Emission) – auf die Einführung der geregelten Drei-Wege-Katalysatortechnik zurückführen. Betrachtet man dagegen die NO_x-Emissionen des Nutzfahrzeugverkehrs, so ist der kontinuierlich starke Anstieg ungebrochen (125).

In Baden-Württemberg – hier entfallen immerhin 75 % der emittierten NO_x-Gesamtmenge auf den Sektor Verkehr – haben sich beispielsweise die NO_x-Emissionen beim Pkw-Verkehr im Jahr 1990 im Vergleich zu 1985 bereits um 6 % verringert, während die Fahrleistung um 24 % zunahm. Der Lkw-Verkehr zeigt dagegen keine Entkopplung von Fahrleistung und Emission. Die Lkw-bedingten NO_x-Emissionen stiegen z.B. in Baden-Württemberg von 1985 - 1990 um knapp 22 % an (82).

Schwieriger läßt sich die künftige verkehrsbedingte Emissionsentwicklung in den neuen Bundesländern prognostizieren. Im Zeitraum von 1988 bis 1991 zeigte sich für das Gebiet der neuen Bundesländer, bei nur leicht steigender Mobilität (Verkehrsleistung pro Einwohner), eine erhebliche Zunahme (+ 20 %) der Verkehrsleistung des Individualverkehrs (bedingt durch eine Reduzierung der Verkehrleistungen im Bereich des öffentlichen Personenverkehrs). Dadurch nahm auch die Pkw-bedingte NO_x-Emissionsmenge im Vergleich zu 1988 um 50 % auf insgesamt 75 kt NO_2 in 1991 zu (125).

Auf folgende Abschätzungen wird verwiesen:

- Das *UBA* versucht in einem Trendszenario die künftigen verkehrsbedingten NO_x-Emissionen für die alten und neuen Bundesländer abzuschätzen (123). Dabei wird für den Zeitraum 1988 bis 2005 von einem weiteren starken Wachstum des motorisierten Verkehrs, vor allem des Straßengüterverkehrs, in den alten Bundesländern und von einer weitestgehenden Angleichung der Verkehrsverhältnisse der alten und neuen Bundesländern ausgegangen (ABL: + 23 % Pkw-Fahrleistung, + 92 %

Tabelle 3.5.3: Belastungssituation Verkehr auf der Grundlage der abgeleiteten Datenbasis (Angaben in kt Rein-N, Stand 1995)

Emissionsbereich		Austräge		Anteil an den Gesamtemissionen (2.753 = 100%)
PKW (1)		262		9,5 %
davon katalysatorbedingte NH_3-Emission von (2)	20		0,7 %	
bei vollständiger Umrüstung	40		1,5 %	
LKW (1)		237		8,6 %
übriger Verkehr (1)		96		3,5 %
N_2O - Emissionen (3)	5			
Gesamtausträge (4):		595		21,6%
Aufteilung nach Wirkungspfad: Austräge in der Form von:	Atmosphäre NH_y	Atmosphäre NO_x	Hydrosphäre NH_y	Hydrosphäre NO_x
in kt Rein-N	20	575	0	0

(1) Angaben für 1992 aus UBA, Umweltdaten Deutschland, 1995
(2) eigene Ableitung, gilt für ca. 50 % Umrüstung
(3) nach Eckert et al. 1995
(4) in der BT Drs. 12/7282 (1994) ausgewiesen mit 503 kt NO_x-N, nach BMU (6/94) für 1993 ca. 556 kt NO_x-N und auf der Grundlage neuer Emissionsfaktoren in der BT-Drs. 13/4825 für 1992 ca. 421 kt NO_x-N (vgl. 172)

Lkw-Transportleistung; NBL: + 108 % Pkw-Fahrleistung, + 354 % Lkw-Transportleistung).

Als Ergebnis dieses Trendszenarios würden die verkehrsbedingten NO_x-Emissionen in den neuen Bundesländern im Zeitraum 1988 bis 2005 um 67 % steigen, während die NO_x-Emissionen in den alten Bundesländern aber um ca. 40 % sinken würden. Für die Bundesrepublik Deutschland ergäbe sich daraus insgesamt eine Reduzierung der NO_x-Emissionen um 30 % auf ca. 1.300 kt NO_2 für das Jahr 2005 (vgl. Anhang).

■ In einer aktuellen *IFEU*-Studie (1994) wird für das Bundesland Niedersachsen die künftige Reduzierung der NO_x-Emissionen aus dem Verkehrsbereich prognostiziert. In dieser Untersuchung wurden die heutigen Verkehrs- und Fahrleistungen sowie die zugehörigen Schadstoffemissionen in Niedersachsen für das Bezugsjahr 1990 ermittelt sowie für das Jahr 2010 – auf der Basis der Bundesverkehrswegeplanung von 1992 und unter Berücksichtigung geänderter Rahmenbedingungen durch die Vereinigung Deutschlands und die Umwälzungen in Osteuropa – in zwei Szenarien beschrieben. Die beiden Szenarien (H' und G) unterscheiden sich im Hinblick auf die ordnungspolitischen Rahmenbedingungen: Szenario H' enthält moderate Verschärfungen der Kostenbelastung des Straßenverkehrs (z.B. Kraftstoffpreiserhöhung von 30 %) sowie eine Verlängerung der Fahrzeiten; Szenario G unterstellt wesentlich stärkere Kostensteigerungen (z.B. eine Erhöhung der gesamten Nutzerkosten um 100 %) und eine deutlichere Erhöhung der Fahrzeiten (56).

Als Ergebnis dieser Szenarien würden die verkehrsbedingten NO_x-Emissionen in Niedersachsen im Jahr 2010 um 50 % (Szenario H') bzw. um 59 % (Szenario G) im Vergleich zum Jahr 1990 sinken. Dabei zeichnet sich insbesondere eine starke Abnahme der NO_x-Emissionen aus dem Personenverkehr ab (Szenario H': minus 71 %; Szenario G: minus 76 %), während aus dem Güterverkehrsbereich eine deutlich geringere Reduzierung für Niedersachsen zu erwarten ist (Szenario H': minus 17 %; Szenario G: minus 34 %). Allerdings führt die prognostizierte NO_x-Minderung in Szenario H' auch zu dem Ergebnis, daß das in der 35. Umweltministerkonferenz der Länder vorgegebene NO_x-Einsparziel aus dem Verkehrsbereich in Höhe von 60 % (Zeitraum 1987 - 2005) für Niedersachsen verfehlt wird (56).

NO_x-Emissionen aus Verbrennungsvorgängen stationärer Anlagen

Die exponierte Stellung des Straßenverkehrs als Stickstoffoxid-Emittent wird bei der Betrachtung der Emissionsentwicklung im Bereich der Kraft- und Fernheizwerke, der Industrieprozesse und -feuerung sowie Hausbrand noch hervorgehoben.

Durch eingeleitete Maßnahmen im Anlagenbereich (Großfeuerungsanlagen-Verordnung, TA-Luft) konnten durch Abgasentstickungsanlagen, einem zunehmenden Einsatz schadstoffärmerer Primärenergieträger (Erdgas), einer Änderung der Feuerungstechnik, gekoppelt mit einer Abnahme des Energieverbrauchs, die jährlich emittierten NO_x-Mengen in den vergangenen Jahren kontinuierlich gesenkt werden. So verringerten sich die NO_x-Emissionen aus den Bereichen Kraft- und Fernheizwerke sowie Industrie-Feuerung aufgrund der 1983 in den alten Bundesländern in Kraft getretenen Großfeuerungsanlagen-Verordnung (13. BImSchV) im Vergleich zu 1980 um über 50 % von 800 kt in 1980 auf 335 kt in 1990.

Die Novellierungen der Verordnung über Kleinfeuerungsanlagen (1. BImSchV) vom 7.8.1996 sollte in einem ersten Schritt zu einer weiteren Reduzierung der NO_x-Emissionen aus diesen Anlagen führen.

3.2.2 Ammoniak-Emissionen

Wie bereits erwähnt, ist eine Verminderung der verkehrsbedingten NO_x-Emissionen – neben einer deutlichen Reduzierung weiterer Schadstoffe (u.a. Kohlenstoffmonoxid) – mit Hilfe der Einführung moderner Katalysatortechnik im PKW- und Nutzfahrzeugbereich möglich.

Allerdings muß dabei berücksichtigt werden, daß Fahrzeuge mit Katalysatoren erhöhte NH_3-Emissionen aufweisen. Gemessen an der Gesamt-NH_3-Emission besitzt der Kfz-Verkehr gegenwärtig mit ca. 22,4 kt/a zwar nur eine untergeordnete Bedeutung. Eine Reihe von Messungen belegen jedoch, daß die NH_3-Emissionen bei Fahrzeugen mit Katalysator deutlich höher sind als bei Fahrzeugen ohne Katalysator (133), so daß in Zukunft der Anteil des Kfz-Verkehrs an den Gesamtemissionen möglicherweise bis auf etwa 40 kt N/a steigen könnte (130). Obwohl die auslösenden Parameter für die erhöhten Ammoniak-Emissionen noch nicht endgültig geklärt sind, steht fest, daß insbesondere „fette" Betriebszustände bei Katalysatorfahrzeugen (ungeregelter Katalysator, Kaltstart, Vollastschalter etc.) zu stark erhöhten Ammoniak-Emissionen führen, die nach dem heutigen Wissensstand und mit moderner Technik aber vermeidbar erscheinen.

Als Gesamtbewertung, unter Abwägung der positiven Wirkungen und der bekannten Probleme, läßt sich aber festhalten, daß das Katalysator-Konzept einen wichtigen Beitrag zur Entlastung der Umwelt leistet, da damit eine Verminderung der wesentlichen Abgasbestandteile erreicht wird. Ein gleichgroßer Effekt ist derzeit mit keiner anderen zur Serienreife entwickelten Minderungstechnik erreichbar (130).

Eine Abschätzung der NH_3-Emissionen aus Kraftwerken, deren NO_x-Emissionen durch Zugabe von NH_3 gesenkt werden (SCR-Verfahren = selektive katalytische Reduktion, 93,5 % der Anlagen oder SNCR-Verfahren = selektive nicht katalytische Reduktion, 3 % der Anlagen), ergab 450 t NH_3/a (104). Diese Zahl ist noch nicht überprüft, jedoch übereinstimmend mit anderen Angaben (128), insofern 450 t/a (= 0,45 kt/a) Teil der aus „sonstigen Quellen" stammenden Emissionsfracht in Höhe von 18 kt/a im Jahre 1991 sein kann.

Eine Abschätzung der NH_3-Emissionen aus den übrigen Feuerungsanlagen ist zur Zeit nur beschränkt möglich. Es ist jedoch anzunehmen, daß diese Emissionsfracht kleiner sein wird als die oben genannte Fracht aus Kraftwerken mit SCR/SNCR. Dies gilt auch für die übrigen industriellen Quellen (97). Damit wäre der Anteil der Emissionsfrachten aus Feuerungsanlagen bedeutungslos gemessen an den bereits vergleichsweise geringen NH_3-Emissionsfrachten aus sonstigen Quellen.

3.2.3 Distickstoffoxid-Emissionen

Die aus der Verbrennung fossiler Energieträger stammenden globalen Emissionen an klimarelevantem N_2O sind mit schätzungsweise 900 kt/a (= 4,1 % der Gesamt-N_2O-Emission bzw. 9 % der anthropogenen N_2O-Emissionen) vergleichsweise gering (62), aber voraussichtlich mit zunehmender Tendenz. Allerdings herrscht insgesamt über die emittierte N_2O-Menge noch große Unsicherheit (siehe 3.1.2). Nach Literaturangaben, zitiert von *Wehinger* u. *Meyer-Pittroff* (1994), wird die aus dem Verkehr weltweit emittierte N_2O-Menge mit 200 bis 1.400 kt/a angegeben (= 127 - 891 kt Rein-N).

Aufgrund der verfügbaren, in weiten Bereichen derzeit jedoch häufig noch ungenügenden Datenbasis, schätzen *Schön* et al. (1993) die direkten straßenverkehrsbedingten N_2O-Emissionen in der Bundesrepublik auf rund 4 kt/a (= 2,5 kt Rein-N, Bezugsjahr 1990). Nach Angaben der *Deutschen Bundesregierung* (35) betragen die Emissionen 8 kt/a für 1990 (= 5 kt Rein-N). Die Emissionen aus Großfeuerungsanlagen werden mit weiteren ca. 17 kt N_2O pro Jahr angegeben (= 11 kt Rein-N).

Die geschätzten verkehrsbedingten N_2O-Emissionen bewegen sich zwar auf einem relativ niedrigen Niveau (1 - 2 % der anthropogenen N_2O-Gesamtemission), jedoch ist mit einer anhaltenden N_2O-Emissionszunahme zu rechnen. Zum einem wird künftig die Fahrleistung weiter ansteigen und zum anderen zeigen Fahrzeuge mit geregeltem Drei-Wege-Katalysator beim Otto-Motor gegenüber Fahrzeugen ohne Katalysator erhöhte N_2O-Emissionen (Emissionsfaktor für Fahrzeuge: Otto-Motor ohne Abgaskatalysator 3,2 mg N_2O/km, Otto-Motor mit geregeltem Drei-Wege-Katalysator 24 mg N_2O/km) (111).

Auch aktuelle Messungen zur Schadstoffemission von Ottomotoren mit geregeltem Drei-Wege-Katalysator zeigen deutlich erhöhte N_2O-Mengen im Abgas (138). In den Untersuchungen mit verschiedenen Fahrzeugen betrug die N_2O-Konzentration vor dem Katalysator maximal 3,7 ppm, während hinter dem Katalysator maximale Konzentrationen von 34,0 - 41,7 ppm N_2O, in Abhängigkeit vom Fahrzeugtyp und der Laufleistung, zu verzeichnen waren.

Tabelle 3.5.4: Belastungssituation Energiegewinnung, Heizung sowie industrielle Prozesse auf der Grundlage der abgeleiteten Datenbasis (Angaben in kt Rein-N, Stand 1995)

Emissionsbereich	Austräge	Anteil an den Gesamtemissionen (2.753 = 100%)
Kraft- und Fernheizwerke (1)	160	5,8 %
Industrie (1)	84	3,1 %
Haushalte und Kleinverbraucher (2)	45	1,6 %
davon Ammoniak (insgesamt ca.)	5	
N_2O aus industriellen Prozessen (3)	65	2,4 %
Gesamtausträge (4):	354	12,9 %

Aufteilung nach Wirkungspfad: Austräge in der Form von:	Atmosphäre NH_y (2)	Atmosphäre NO_x	Hydrosphäre NH_y	Hydrosphäre NO_x
in kt Rein-N	5	349	0	0

(1) Angaben für 1992 aus UBA, Umweltdaten Deutschland, 1995; bei den Angaben ist berücksichtigt worden, daß bei der heute im Kraftwerksbereich überwiegend eingesetzten SCR-Technologie (Semikatalytische Reduktion, 93,5 %) mit einem Flux von Ammoniak gerechnet werden muß (vgl. 104).
(2) Angaben für 1992 aus UBA, Umweltdaten Deutschland, 1995;
(3) Angaben nach Schön et al. (1993)
(4) In der BT Drs. 13/4825 werden für diesen Bereich für 1992 nur ca. 296 kt NO_x-N ausgewiesen (vgl. 172).

3.3 Stickstoffemissionen aus dem Bereich der Humanernährung mit den Folgebereichen Abwasserbeseitigung und Abfallwirtschaft

Durch die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse erfolgt nach *Isermann* (Tab. 3.6, u.a. 175) ein Nettoexport von ca. 729 kt/a Rein-N (Bezugsjahr 1991 3/92) in den Bereich der Humanernährung.

Von dieser Stickstoffmenge gelangen jedoch nur rund 342 kt Rein-N über die Nahrungsmittel in die Haushalte, d.h. rund 270 kt Rein-N (Tab. 3.5.5) gehen überwiegend bei der Nahrungsmittelverarbeitung bzw. -veredelung in Industrie und Gewerbe (z.B. Molkereien, Schlachtereien, Brauereien, Zuckerfabriken, Kartoffelveredlung, Großbäckereien) oder im geringen Umfang auch als Bestandsveränderungen (einschließlich Import/Export-Saldo) verloren. Die Stickstoffverluste der Nahrungsmittel-Industrie werden hauptsächlich über Abfälle oder über Abwasser in die Umweltmedien eingetragen.

Untersuchungen von besonders als stickstoffhaltig geltenden Industrie- und Gewerbeabwässern (Indirekteinleiter) im Bereich der Stadt München haben ergeben, daß die durchschnittliche organische Stickstoffkonzentration das 5,8fache, die durchschnittliche Ammonium-Konzentration das 2fache der für das häusliche Ab-

Tabelle 3.5.5: Belastungssituation menschliche Ernährung und Abwasserreinigung, auf der Grundlage der abgeleiteten Datenbasis (Angaben in kt Rein-N, Stand 1995)

Emissionsbereich		Austräge	Anteil an den Gesamtemissionen (2.753 = 100%)	
Gesamtinput Humanernährung:	729		26,5 %	
davon nach ISERMANN (1994)				
Verarbeitungsverluste	270		9,8 %	
Abfälle	92		3,3 %	
- davon Komposte, Grünabfälle	36 - 60			
Nahrungsmittelaufnahme	250		9,1 %	
Verbleib des Eintrags:				
Bevölkerung, u.a. Wachstum	0,9		0,0%	
Verluste in den Haushalten ca. (1)		68		2,5 %
davon:				
Mensch, Atemluft, Schweiß	16,9			
Mensch, Urin, Faeces	19,9			
organische Hausabfälle	29,8			
Haustiere	0,9			
nicht quantifizierbare Verluste	59,5		2,2 %	
Zulauf auf die Kläranlagen nach ISERMANN (1994)	636		23,1 %	
nicht eindeutig quantifizierbar	212 (2)		7,7 %	
davon ggf. N_2O-Verluste (3)		20		0,7 %
eindeutig quantifizierbar	424		15,4 %	
davon nach HAMM (1991):				
Abfluß aus Kläranl. komm.		235		8,5 %
Abfluß industrielle Einleiter		75		2,7 %
Klärschlamm insgesamt	114		4,1 %	
abzügl. landwirtschaftl. Verwertung		76		2,7 %
quantifizierbare Austräge:		474		17,2 %

Aufteilung nach Wirkungspfad: Austräge in der Form von:	Atmosphäre NH_y	Atmosphäre NO_x	Hydrosphäre NH_y	Hydrosphäre NO_x
in kt Rein-N	68	20	310	76

(1) eigene Ableitung auf der Basis von Emissionsfaktoren und Bevölkerung
(2) Stickstoff wird von denitrifizierenden Kläranlagen überwiegend in unschädlicher molekularer Form an die Luft abgegeben. Die Differenz zwischen dem Zulauf und den quantifizierbaren Austrägen ist damit erklärbar.
(3) Angaben nach Eckert et al. (1995)

wasser ermittelten Werte beträgt (55). Nach einer Auswertung der verfügbaren Daten schätzen *Hamm* et al. (1991), daß jährlich insgesamt rund 75 kt Rein-N mit den industriellen und gewerblichen Abwässern (Direkteinleiter) und somit maßgeblich aus dem Bereich der Nahrungsmittel-Industrie und des entsprechenden Gewerbes in die Gewässer eingetragen werden. Die Indirekteinleitungen aus dem industriellen Bereich werden auf ca. 105 kt Rein-N pro Jahr geschätzt (Tab. 3.5.5).

Aufgrund einer groben Abschätzung geben *Schön* et al. (1993) die bei der industriellen Abwasserreinigung entstehenden N_2O-Emissionen mit 3 - 9 kt/a an. Dabei wurden allerdings dem kommunalen Abwasser vergleichbare Stickstoffgehalte (45 - 56 mg/l) und spezifische N_2O-Emissionsfaktoren (0,6 - 2,1 g/m^3 Abwasser) unterstellt.

Von den rund 342 kt Rein-N pro Jahr, die die Haushalte erreichen, werden nur ca. 250 kt über die Nahrungsmittel von der Bevölkerung aufgenommen. Die Differenz in Höhe von jährlich 92 kt Rein-N gelangt ebenfalls in die Umwelt, überwiegend als Abfälle.

Zu erwähnen ist in diesem Zusammenhang, daß es durch den hohen Proteinkonsum insbesondere tierischen Ursprungs und bei der hohen Bevölkerungsdichte der Bundesrepublik auch zu enormen Stickstoffausscheidungen und damit zu Belastungen des Abwassers mit stickstoffhaltigen Verbindungen kommt.

Von der in der Landwirtschaft insgesamt eingesetzten Stickstoffmenge in Höhe von ca. 3.590 kt/a erreichen somit nur ca. 7 % den Menschen und letztendlich verbleiben weniger als 0,1 % in ihm selbst (Tabelle 3.5.5). Leider ist es nach wie vor unmöglich, den Verbleib der Stickstoffausträge aus dem Humanbereich eindeutig zuzuordnen. Verluste von Stickstoff bis zu 200 kt/a über alle Austragspfade sind deshalb nicht unwahrscheinlich (151).

Der Mensch trägt auch unmittelbar zur Ammoniak-Emission bei, u.a. durch Atemluft, Schweiß, Kot und Urin, aber auch mittelbarer durch organische Haushaltsabfälle, Reinigungsmittel und Ausscheidungen von Haustieren. Auch durch Zigarettenrauchen wird Ammoniak emittiert. In der Abluft von Kompostieranlagen für Bioabfälle wurden Ammoniakkonzentrationen von 8 - 30 mg/m^3 gemessen, wobei Untersuchungen mit Biofiltern Abbauraten bis zu 90 % erwarten lassen (*Bühler*, 1994).

Möller und *Schieferdecker* (1990) geben für den direkten Beitrag des Menschen einen Emissionsfaktor von 1,3 kg NH_3-N pro Mensch und Jahr, entsprechend 1,58 kg NH_3 pro Mensch und Jahr an. Sie gehen dabei von einer Stickstoffproduktion von 5 kg N pro Mensch und Jahr aus und nehmen an, daß davon 25 % in Form von NH_3 in die Atmosphäre emittiert werden. *Buijsman* et al. (1984) und *Asman* (1992) gehen demgegenüber von einer wesentlich niedrigeren Emission von 0,3 kg NH_3 pro Mensch und Jahr aus. *Knoflacher* et al. (1993) führen in ihrer Bestimmung der Ammoniakemissionen in Österreich für 1990 eine differenzierte Abschätzung des Humanbeitrages durch. Daraus sind mindestens folgende Emissionsfaktoren abzuleiten:

- Atemluft, Schweiß, Urin, Faeces (incl. emissionswirksamer Anteil Kläranlagen) 0,42 kg NH_3/Person/Jahr
- Organische Haushaltsabfälle, Haustiere (incl. Kompostierung und Deponierung) 0,49 kg NH_3/Person/Jahr
- insgesamt 0,91 kg NH_3/Person/Jahr.

Demnach sind ca. 67 kt NH_3-N für die Bundesrepublik anzusetzen.

Die von der Bevölkerung über die Nahrungsmittel aufgenommene Stickstoffmenge wird letztlich wieder nahezu vollständig ausgeschieden und über das häusliche Abwasser überwiegend in Form von Am-

monium und organischer Stickstoffverbindungen der kommunalen Abwasserreinigung zugeführt (über 90 % der Bevölkerung der alten Bundesländer sind an öffentliche Kanalisation und Kläranlagen angeschlossen).

Nach einer Studie der Fachgruppe Wasserchemie in der GdCH (50) beträgt die jährliche Stickstofffracht (alte Bundesländer, Bezugsjahr 1987) im Zulauf kommunaler Kläranlagen schätzungsweise 485 kt (8.085 Mio. m^3 Abwasser pro Jahr mit N-Gehalten von ca. 60 mg/l). Wie Erhebungen in Bayern und Baden-Württemberg zeigen, werden bereits rund 45 % des den Kläranlagen zugeleiteten Stickstoffs bei der Abwasserreinigung eliminiert (Stand 1987). Bei einer unterstellten Stickstoffelimination in gleicher Größenordnung für sämtliche alten Länder der Bundesrepublik Deutschland – alle großen Bundesländer weisen einen ähnlichen Ausbauzustand bei der kommunalen Abwasserbeseitigung auferrechnet sich somit eine jährliche Stickstofffracht von rund 235 kt (mittlere Ablaufkonzentration 29 mg/l), die mit dem Ablauf kommunaler Kläranlagen in die Fließgewässer eingeleitet wird (Tab. 3.5.5). In diesem Wert eingeschlossen sind bereits die gewerblichen bzw. industriellen Indirekteinleitungen in Höhe von rund 105 kt/a Stickstoff.

In diesem Zusammenhang ist offen, ob die im Kläranlagenbereich emittierten reaktiven Stickstoffverbindungen bereits vollständig über die Emissionsfaktoren nach *Knoflacher* et al. (70) erfaßt sind.

In der Bundesrepublik Deutschland (alte Bundesländer) fällt derzeit eine Menge von ca. 50 Mio. m^3 Klärschlamm pro Jahr mit einem Feststoffanteil von 2,5 Mio. t in den kommunalen Kläranlagen an (110). Unterstellt man einen bundesweiten Anteil an kalkstabilisierten Klärschlämmen (größer 120 kg CaO/t) von ca. 25 % mit einem durchschnittlichen Gesamt-Stickstoff-Gehalt von 21 kg/t sowie einen Gesamt-Stickstoff-Gehalt der Naßschlämme von durchschnittlich 50 kg/t (abgeleitet aus der Auswertung umfangreicher Analysenergebnisse aus Niedersachsen nach 87), so errechnet sich eine Stickstoffmenge in Höhe von rund 114 kt/a, die in Form von Klärschlamm dem kommunalen Abwasser entzogen wird (Tab. 3.5.5).

Die Entsorgung/Verwertung der gegenwärtig anfallenden Klärschlämme erfolgt in den alten Bundesländern dabei zu ca. 30 % in der Landwirtschaft, zu ca. 60 % auf Deponien und zu weniger als 10 % in Verbrennungsanlagen. Durch die Vorgaben der TA Siedlungsabfall werden für die bisher deponierten Klärschlämme und andere organische Abfallstoffe andere „umweltverträgliche" Verwertungswege zu erschließen sein (vgl. 162).

Unter Berücksichtigung der Stickstofffracht im Ablauf der Kläranlagen sowie des Stickstoffs, der über den Klärschlamm dem Abwasser entzogen wird, verbleibt eine Stickstoffmenge bis zu 212 kt/a, die als gasförmige Verluste (N_2/N_2O/NH_3/NO_x) aus dem Bereich der kommunalen Kläranlagen in die Atmosphäre emittiert wird. *Schön* et al. (1993) schätzen die in den kommunalen Kläranlagen der alten Bundesländer entstehenden N_2O-Emissionen auf ca. 4 - 13 kt pro Jahr. Davon werden 50 - 80 %, d.h. 2 - 10 kt/a, direkt in die Atmosphäre abgegeben, der Rest bleibt im Abwasser gelöst und kann zu höheren N_2O-Emissionen aus den Gewässern führen.

Nach dem heutigen Stand der Erkenntnisse kann eine weitere deutliche Reduzierung der Stickstofffrachten im Abwasser durch eine biologische Stickstoff-Elimination (Denitrifikation) erreicht werden. Der Ausbau der Kläranlagen zu der gem. Rahmen-Abwasser VwV bereits geforderten Denitrifikation wird um die Jahrtausendwende überwiegend abgeschlossen sein. *Hamm* et al. (1991) schätzen die Verminderung der Stickstoffeinträge bis 1995 von 235 kt auf 165 kt/a bei kommunalen Kläranlagen und von 75 kt auf 45 kt/a bei industriellen Direkteinleitungen (50).

Mit einer zunehmenden denitrifikativen Abwasserbehandlung ist allerdings auch mit steigenden N_2O-Mengen aus dem

Tabelle 3.5.6: Zuordnung der Austräge auf Wirkungspfade und Quellen auf der Grundlage der abgeleiteten Datenbasis (Angaben in kt Rein-N, Stand 1995)

Aufteilung auf die Wirkungspfade: Austräge in der Form von:	Atmosphäre NH_y	Atmosphäre NO_x	Hydrosphäre NH_y	Hydrosphäre NO_x
Teilsummen für NH_y und NO_x:	632	994	310	816
Anteil am Gesamt-N-Austrag (1):	23,0 %	36,1 %	11,3 %	29,6 %

Teilsummen für die Wirkungspfade und Gesamtbelastung:	Rein-N (kt)	Anteil (3) am Gesamtaustrag
Stickstoffaustrag in die Atmosphäre (2)	1.627	59,2 %
Stickstoffeintrag in die Hydrosphäre (3)	1.126	40,8 %
Gesamtaustrag reaktiver Stickstoffverbindungen in die Umwelt	2.753	100,0 %

Zuordnung auf die Quellen:	Rein-N (kt)	Anteil am Austrag Atmosph.	Hydrosph.	Gesamt-N
Landwirtschaft (4)	1.330	36,2 %	65,7 %	48,3 %
Verkehr	595	36,6 %	0,0 %	21,6 %
Energie und Heizung (5) und industrielle Prozesse	354	21,8 %	0,0 %	12,9 %
Menschliche Ernährung und Abwasser (6)	474	5,4 %	34,3 %	17,2 %

(1) Die Prozentangaben beziehen sich auf die ermittelte Datenbasis des Gesamtaustrags reaktiver Stickstoffverbindungen (2.753 kt = 100 %)

(2) Bei vollständiger Deposition auf der Fläche der BRD würde dies einem Stickstoffeintrag von ca. 46 kt Rein-N/ha bedeuten.

(3) Nach Angaben des UBA (Stand 1989/91) beträgt der Anteil der Landwirtschaft an den Gesamtstickstoffeinträgen aus diffusen und Punktquellen in die Fließgewässer 53 % oder 1.040 kt/a.

(4) unter Zugrundelegung der Daten von Eckert et al. (vgl. S. 38)

(5) In dem ausgewiesenen Betrag ist ein Anteil für Energie und Heizung von 320 kt NO_x-N, wie in der BT Drs. 12/7282 angegeben, enthalten.

(6) Für diesen Komplex weist die BT Drs. 12/7282 nur einen Wert von 30 kt Gesamt-N aus. Dieser dürfte zu gering sein.

Kläranlagenbereich zu rechnen, wenn gleichzeitig keine Maßnahmen zur Verringerung der N_2O-Emissionen durchgeführt werden. Nach Hochrechnungen von *Schön* et al. (1993) dürften im Jahr 2000 die N_2O-Emissionen aus dem Bereich der Abwasserreinigung für die alten und neuen Bundesländer auf 7-23 kt/a (= 4,5-15 kt Rein-N) ansteigen. Dabei wird unterstellt, daß das Niveau des Gewässerschutzes in den neuen Bundesländern an das der alten angeglichen wird (gleicher Anschlußgrad an öffentliche Kläranlagen mit gleichem technischen Standard; vergleichbare spezifische Stickstoffzulauffracht).

3.4 Zusammenfassende Bewertung und Minderungspotentiale

Die anthropogenen Stickstoffemissionen lassen sich im wesentlichen auf die Bereiche Landwirtschaft, Verkehr und Energiegewinnung sowie Humanernährung mit den Folgebereichen Abwasserbeseitigung und Abfallwirtschaft zurückführen.

In den vorstehenden Tabellen sind die jährlichen anthropogenen Stickstoffemissionen dieser Hauptemittenten für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland zusammen-fassend dargestellt. Um eine vergleichende Mengenbetrachtung zu ermöglichen, sind die stoffbezogenen Emissionen jeweils auf ihren Stickstoff-Anteil (Rein-N) umgerechnet worden.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß aufgrund menschlicher Aktivitäten jährlich aus dem landwirtschaftlichen Bereich schätzungsweise 1.330 kt N * (überwiegend in Form von Ammoniak und Nitrat), aus dem Bereich Verkehr ca. 595 kt und aus dem Bereich Energiegewinnung ca. 354 kt Stickstoff (in Form von NO_x) und aus dem Bereich der Humanernährung ca. 474 kt Stickstoff (davon rund 310 kt Rein-N als Direkteintrag in die Gewässer) jährlich in die Umwelt gelangen.

Die in diesen Größenordnungen emittierten Stickstoffverbindungen führen zu einer Konzentrationserhöhung von Stickstoff in den Umweltmedien Boden/Wasser/Luft und tragen direkt bzw. indirekt durch forcierte Umsätze im Stickstoffkreislauf zur Schädigung der Umwelt bei (siehe Kapitel 4).

Das zu erwartende Fortbestehen der Stickstoffüberschüsse in den dargestellten Bereichen und die bereits erkennbaren Schadwirkungen (Kap. 4) machen deutlich, daß ein erheblicher Handlungsbedarf zur weiteren Reduzierung der anthropogenen Stickstoffemissionen besteht.

4. Aktuelle Belastungen und Wirkungen durch Stickstoff und seine Verbindungen in der Umwelt

Nährstoffausträge (-emissionen) an einem Ort führen stets zu Nährstoffeinträgen (-immissionen) an anderen Orten. Bedingt durch die hohen anthropogenen Emissionen stickstoffhaltiger Verbindungen liegen die derzeitigen Stickstoffeinträge in terrestrische und aquatische Ökosysteme erheblich über den natürlichen Einträgen. Die Menge des jährlich eingetragenen Stickstoffs hat mittlerweile zu bedenklichen Anreicherungen in vielen Ökosystemen geführt, die nicht mehr toleriert werden können.

Durch ihre eutrophierende und versauernde Wirkung belasten und gefährden die atmosphärischen Stickstoffimmissionen die Waldökosysteme. Bei der Ursachendiskussion um die „Neuartigen Waldschäden" wird den überhöhten Stickstoffeinträgen eine maßgebliche Rolle zugewiesen. Zudem sind die Stickstoffeinträge auch für die Eutrophierung natürlicher Magerstandorte (z.B. Hochmoore, Magerrasen, Heiden) verantwortlich. Veränderungen des Artenspektrums bis hin zu nachhaltigen Biotopveränderungen sind die Folge.

Darüber hinaus beeinträchtigen die anthropogenen Stickstoffüberschüsse zunehmend die Qualität des Grund- und Trinkwassers (Nitrat-Auswaschung). Erhöhte Nitratkonzentrationen im Trinkwasser gelten als gesundheitsgefährdend. Neben der möglichen Gesundheitsgefährdung sind hohe Nitratkonzentrationen auch unter ökologischen Aspekten bedenklich, da sie zur Eutrophierung bzw. Hypertrophierung der Oberflächengewässer einschließlich Nord- und Ostsee beitragen. Im Gegensatz zum Nitrat sind erhöhte Ammoniumgehalte in den Binnengewässern wegen ihrer Fischgiftigkeit deutlich kritischer einzuschätzen. Ammonium kann durch mikrobielle Umsetzungen auch den Sauerstoffhaushalt der Gewässer stark belasten.

Distickstoffoxid-Emissionen sind am anthropogenen Treibhauseffekt sowie an der Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht beteiligt. Stickstoffoxid-Emissionen sind indirekt ebenfalls klimarelevant. Sie fördern als Vorläufer die Bildung von bodennahem Ozon, das durch die Absorption infraroter Strahlung zur Erwärmung des Globalklimas mit den bekannten Folgen beiträgt. Darüber hinaus kann Ozon bereits in geringen Konzentrationen toxische Effekte auf Organismen ausüben.

Stickstoff bzw. stickstoffhaltige Verbindungen wirken auch schädigend auf andere Schutzgüter. Die atmosphärischen Stickstoff-Depositionen führen z.B. zu einer erhöhten biologischen Verwitterung (biogene Korrosion) von Bauwerken und kunsthistorischen Baudenkmälern.

4.1 Aktuelle Belastungen durch Stickstoff und seine Verbindungen

Gasförmig emittierte Stickstoffverbindungen können über den Luftpfad nach teilweise komplexen chemischen Umwandlungsprozessen als Deposition in Ökosysteme eingetragen werden. Der Prozeß der Deposition sowie die Depositionsrate werden von zahlreichen Faktoren beeinflußt.

Die Gesamtdeposition setzt sich aus feuchter Deposition (Nebel und Wolkentropfen), nasser (Regen, Hagel, Schnee) und trockener Deposition zusammen. Die Raten der nassen Deposition sind nahezu unabhängig von den Rezeptoreigenschaften, während die Raten der trockenen und feuchten Deposition stark von den Oberflächeneigenschaften abhängen.

Nitrat und Ammonium werden als Folge des atmosphärischen Ferntransportes von NO_x und NH_3 weiträumig in terrestrische und aquatische Ökosysteme eingetragen.

4.1.1 Belastung terrestrischer Ökosysteme und Böden

Der natürliche atmogene Stickstoffeintrag (ohne anthropogene Einflüsse) in Ökosysteme wird auf 1-5 kg/(ha*a) Rein-N geschätzt (93). Die seit Anfang und Mitte der 80er Jahre in den alten Bundesländern auf verschiedenen Standorten gemessenen Freiland-Depositionsraten in Höhe von 7-30 kg/(ha*a) bzw. in Waldbeständen von 8-60 kg/(ha*a) Rein-N liegen z.T. erheblich darüber.

Die publizierten Depositionsdaten beziehen sich meist auf Messungen von Ammonium und Nitrat im Freiland- und Bestandniederschlag. Die Pflanzen können über ihre Spaltöffnungen in den Blättern (Nadeln) gasförmige Stickstoffverbindungen auch direkt aus der Atmosphäre aufnehmen.

Stickstoffverbindungen in wäßriger Lösung und in Partikelform müssen erst einen geeigneten Weg ins Blatt finden. Dies ginge z.B. über eine sekundäre gasförmige Freisetzung von NH_3 auf partiell alkalisierten Blattoberflächen oder auch durch Diffusion bzw. Massenfluß im Bereich der Spaltöffnungen.

Die Quantifizierung dieser Stickstoffmengen bereitet nach wie vor große Schwierigkeiten. *Schulze* (1993) rechnet damit, daß Bäume ca. 30 % ihres Stickstoffbedarfs durch direkte Aufnahme aus der Atmosphäre decken. Weiterhin scheint auch der atmosphärische Eintrag von organischen Stickstoffverbindungen die Gesamtdeposition zu erhöhen. Untersuchungen der Universität Göttingen an verschiedenen Versuchsstandorten (Freiland/Wald) zeigen, daß durch organische Stickstoffeinträge die gemessenen Stickstoff-Depositionsraten um 20 - 40 % höher angesetzt werden können (135).

Es muß daher angenommen werden, daß die tatsächlichen atmosphärischen Stickstoffeinträge deutlich über den als Ammonium- und Nitrat- Depositionen gemessenen Werten liegen. Die derzeitigen Depositionsmessungen stellen somit nur konservative Schätzungen der Gesamt-Stickstoff-Einträge dar (88).

Durch den „Auskämmeffekt" besizen Waldökosysteme im Vergleich zum Freiland deutlich höhere Stickstoff- und damit verbundene Säureeinträge. Die aktuellen jährlichen Stickstoff-Eintragsraten erreichen auf vielen Waldstandorten der Bundesrepublik Deutschland derzeit Größenordnungen um 30 - 40 kg/(ha*a) Rein-N mit gleichbleibender bis leicht steigender Tendenz (20). An exponierten Stellen, z.B. an Waldrändern mit luvseitigen Emittenten (Ballungsräume, Tierhaltungsanlagen), können Werte bis 200 kg/(ha*a) Rein-N (73) erreicht werden.

Die Filterwirkung der Wälder ist u.a. abhängig von der Baumart, dem Bestandsalter, der Baumhöhe, der Exposition und der Windzugänglichkeit. Allgemein sind die Depositionen unter Fichtenbeständen höher als die unter Kiefernbeständen oder Laubbaumbeständen. In Bayern wurde z.B. im Mittel der untersuchten Laubwälder eine um ca. 20 % geringere Stickstoff-Depositionsrate festgestellt als bei Nadelwäldern. Weiterhin weisen Altbestände aufgrund höherer Nadel- bzw. Blattoberfläche und exponierterer Kronenposition um 20 - 60 % höhere Eintragsraten im Vergleich zu Jungbeständen auf (9).

Regionale Unterschiede der Stickstoff-Depositionsraten

In Baden-Württemberg werden in Waldökosystemen derzeit Stickstoff-Einträge zwischen 8,5 und 50 kg/(ha*a) Rein-N gemessen, wobei Werte unter 15 kg/(ha*a) Rein-N nur noch an der Ostabdachung des Schwarzwaldes gefunden werden (82, 93, 95, 134).

In Nordrhein-Westfalen sind in mehrjährigen Depositionsmessungen im Freiland zwischen 15 und 25 kg/(ha*a) Rein-N und in Waldbeständen zwischen 15 und 60 kg/(ha*a) Rein-N mit einer deutlichen dreigeteilten Zonierung der Ammonium-Depositonsmengen (48) zu verzeichnen. In den Waldstandorten des Niederrheins (Gebiet intensiver Tierhaltung an der Grenze zu den Niederlanden) werden erhöhte, in den südlichen und östlichen Randgebieten der Westfälischen Bucht geringere und in den Waldgebieten des Sauerlands und der Eifel die geringsten Ammonium-Depositionsraten gemessen.

Für Bayern wird ein durchschnittlicher Freilandeintrag von ca. 17 kg/(ha*a) Rein-N angegeben. Unter Wald werden Stickstoffeinträge in Höhe von 15 - 40 kg/(ha*a) Rein-N gemessen, wobei allerdings die Bereiche des Tertiären Hügellandes und Hochlagen der Mittelgebirge höhere Depositionen aufweisen (7, 9, 143).

Niedersächsische Depositionsmessungen auf Dauerbeobachtungsflächen zeigen im Landesdurchschnitt einen Stickstoffeintrag im Freiland von ca. 15 kg/(ha*a) Rein-N. In Waldökosystemen ist ein Eintrag von 20 - 55 kg/(ha*a) Rein-N zu verzeichnen (88). Im niedersächsischen Tiefland (intensive Tierhaltung) und in den Randbereichen der Mittelgebirge zeigen sich sowohl im Freiland als auch in Waldbeständen besonders hohe Stickstoff-Depositionen. Hier wird deutlich mehr Ammonium- als Nitrat-Stickstoff deponiert. Ein deutlicher Anstieg der Stickstoff-Gesamtdeposition ist in den 70er Jahren festgestellt worden. Seit etwa 1980 hält sich die Stickstoff-Gesamtdeposition auf hohem Niveau bzw. ist in den 90er Jahren leicht rückläufig.

Die Stickstoffeinträge unter Fichtenbeständen in Hessen und Thüringen werden mit 20 - 40 kg/(ha*a) Rein-N angegeben. An einigen Untersuchungsstandorten unter Kiefernbeständen der ehemaligen DDR wurden Stickstoffeinträge in Höhe von 22 - 33 kg/(ha*a) Rein-N gemessen (19). Es fehlen flächendeckende Messungen über die Stickstoff-Konzentrationen im Niederschlagswasser der neuen Bundesländer. *Nolte u. Werner* (1991) gehen aufgrund einer Literaturauswertung von einer mittleren Depositionsrate in Höhe von 30 kg/(ha*a) Rein-N aus.

Kritische Eintragsraten („Critical loads")

Zur Charakterisierung langfristiger Belastungsschwellen für Ökosysteme wurden von Experten sog. „Critical loads" abgeleitet (vgl. 170, 171, 179). Für den Nährstoff Stickstoff kennzeichnen die „Critical loads" die Höhe der Depositionsmengen (als NH_y-N und/oder NO_x-N), bei deren Unterschreitung nach dem heutigen Wissenstand keine empirisch feststellbaren Veränderungen von Strukturen und Funktionen der Ökosysteme eintreten (126). Da definitionsgemäß eine Überschreitung langfristig zu einer Schädigung oder zumindest Veränderung führt, erhält man aus der Überschreitung der „Critical loads" durch die aktuellen Depositionen eine Abschätzung der potentiellen Schadwirkungen durch Stickstoff.

Auf der Grundlage festgestellter zeitlicher und räumlicher Veränderungen der Vegetation, der Fauna und der Artenvielfalt (empirischer Ansatz) wurden auf dem Workshop „Critical loads for nitrogen" in Lökeberg (Schweden) die folgenden kritischen Schwellenwerte für die Stickstoff-Depositionen (kg/(ha*a) Rein-N) in naturnahe und natürliche Ökosysteme abgeleitet (vgl. *UBA*, 1993c, 126, 179):

Bodensaurer Nadelwald, bewirtschaftet	15 - 20
Bodensaurer Laubwald, bewirtschaftet	15 - 20
Trockene Heiden im Tiefland	15 - 20
Feuchte Heiden im Tiefland	17 - 22
Artenreiche Heiden	< 20
Arktische und alpine Heiden	5 - 15
Artenreiche Kalkmagerrasen	14 - 25
Neutral-saure artenreiche Rasen	20 - 30
Montan-subalpine Rasen	10 - 15
Mesotrophe Moore	20 - 35
Ombrotrophe Moore	5 - 10

Die kritischen Schwellenwerte werden als Schwankungsbreiten angegeben, damit regionale Anpassungen möglich sind. Die „Critical loads" stellen somit dynamische

Größen dar, die nach Standort, Bestockung (z.B. Bestandesalter) variieren und auch von der Art der Bewirtschaftung abhängen. Durch den empirischen Ansatz kann nicht ausgeschlossen werden, daß auch Effekte berücksichtigt werden, die nicht ausschließlich auf die Wirkungen von Eutrophierung und Versauerung zurückzuführen sind (u.a. klimatische Effekte). Dennoch ist das „Critical loads"-Konzept geeignet, die Belastungssituation der Ökosysteme, sowohl räumlich differenziert als auch unter Beachtung der Zeitgrenzen abzuschätzen (30).

Zusammenfassende Bewertung

Die Angabe der „Critical loads" für Stickstoff-Depositionen sind geeignet, die Belastungssituation von Ökosystemen abzuschätzen. Eine Unterschreitung der Belastungswerte am konkreten Standort ist jedoch keinesfalls als Legitimation zur Auffüllung der Werte zu verstehen.

Ein Vergleich der Critical loads mit den derzeitig gemessenen Stickstoff-Depositionsmengen läßt deutlich erkennen, daß in weiten Regionen der heutigen Bundesrepublik Deutschland eine langfristige Gefährdung von Ökosystemen vorliegt. Insbesondere an oligotrophe Verhältnisse angepaßte Ökosysteme (Hochmoore, Magerrasen etc.) sind demnach nachhaltig in ihrer Existenz gefährdet. Aber auch für die großflächig verbreiteten Waldökosysteme liegen die Stickstoffeinträge z.T. erheblich über den Critical loads, so daß auch deren Fortbestand in der bisherigen Form auf Dauer gefährdet erscheint (30). Eine Verdrängung der Waldökosysteme durch baumfreie Ökosysteme ist zu erwarten (131). Besonders sensibel reagieren beispielsweise Kiefernbestände auf länger anhaltende, erhöhte Stickstoffeinträge, wenn sie auf sorptionsschwachen, nährelementeärmeren Standorten stocken (54).

Die aktuellen jährlichen Eintragsraten liegen auf vielen Standorten allein um das Zwei- bis Fünffache über der Stickstoffmenge, die der Wald für sein Wachstum (10 - 15 kg/(ha*a) Rein-N) benötigt (19). Dadurch hat sich mittlerweile in vielen Waldökosystemen bereits eine Stickstoffsättigung eingestellt, so daß überschüssiger Stickstoff in teilweise umweltbelastender Form (NO_3^-, N_2O) wieder abgegeben wird (22). Besonders im Hinblick auf die Qualität des Grundwassers entwickelt sich ein ernstzunehmendes Gefährdungspotential.

Hinsichtlich der notwendigen Emissionsminderung zum Erhalt bzw. der Wiederherstellung der Waldökosysteme fordert z.B. *Ulrich* (1993) innerhalb der nächsten 10 - 20 Jahre eine Reduzierung der derzeitigen Emissionen von Stickstoffoxiden um 60 %, von Ammoniak um 55 % und von Schwefeldioxid um 25 %. Langfristig (innerhalb 20 Jahren) seien bei den gasförmigen Stickstoffverbindungen Emissionsminderungen um 80 %, beim Schwefeldioxid um 50 % erforderlich.

4.1.2 Belastungen aquatischer Ökosysteme

Nitrat (NO_3^-)-Belastung des Grundwassers

Die Hauptursache erhöhter Nitratgehalte im Grundwasser sind Nitratauswaschungen aus landwirtschaftlich genutzten Böden infolge unangepaßter Aufwendungen an mineralischen und organischen Stickstoffdüngern. Die Böden können Nitrat, im Gegensatz zu anderen Stickstoffverbindungen wie z.B. Ammonium (NH_4^+), nicht festhalten. Das Nitration ist sehr mobil und kann in kurzer Zeit von Pflanzen aufgenommen oder aber auch mit dem Sickerwasser ausgewaschen und in das Grundwasser eingetragen werden.

In den letzten Jahrzehnten ist eine zunehmende Nitrat-Belastung des Grund- und Trinkwassers festgestellt worden. Dabei ist beim Trinkwasser ein starker Anstieg der mittleren bis hohen Belastungsbereiche (30 - 50 mg NO_3^-/l) bei gleichzeitigem Rückgang der geringen Belastungsbereiche zu verzeichnen (83, 127).

Die Rückführung der Nitrat-Belastung des Grundwassers ist prinzipell möglich. Spürbare Effekte sind vor allem dann zu erwarten, wenn ursachenspezifische Maßnahmen vorgesehen werden. Jedoch gestaltet sich der Nachweis kausaler Zusammenhänge zwischen den Emissionsbeiträgen einzelner Emittenten und der Höhe der Gesamt-Nitrat-Belastung recht schwierig, da

- der Beitrag einzelner diffuser Quellen (z.B. durch Lufteintrag oder durch Stoffwechselprozesse im Boden) nur schwer zu quantifizieren ist,
- der Nitrat-Eintrag in den Grundwasserleiter von den hydrologischen und pedologischen Bedingungen des Standorts abhängig ist (*Scheele* et al., 1992) und
- die Stickstoffverluste auch bei gezielter Düngung u.a. in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen, Düngerart, Produktionstechnik, Fruchtart und Fruchtfolge erheblich schwanken können.

Es ist davon auszugehen, daß die Nitratbelastung des Grundwassers in der Bundesrepublik jährlich um 1 - 2 mg/l steigt (124). Vor allem im oberflächennahen Grundwasser werden zunehmend erhöhte Nitrat-Gehalte festgestellt. Allein in Niedersachsen wurde der Nitrat-Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 34,4 % der untersuchten Rohwasserproben aus oberflächennahem Grundwasser überschritten (137). Aber auch im tieferen Grundwasser des 1. Grundwasserstockwerks werden höhere Nitratkonzentrationen nachgewiesen. Ergebnisse einer landesweiten Grundwasseruntersuchung in NRW in den Jahren 1991/92 zeigten, daß nur 39 % der untersuchten Meßstellen als nicht oder schwach belastet gelten können. Der überwiegende Teil der untersuchten Grundwasserproben wies deutliche bis stark erhöhte Nitrat-Gehalte auf. Im Regierungsbezirk Düsseldorf z.B. wurden in der Zeit von 1985 bis 1992 ca. 14 % der Grundwassergewinnungsanlagen wegen zu hoher Nitrat-Gehalte aufgegeben. Bei weiteren rund 10 % der Anlagen mußte die Förderung auf tiefere Grundwasserstockwerke ausweichen oder es mußten Aufbereitungsmaßnahmen eingeleitet werden (81, Grundwasserbericht NRW, 1993).

Auch in den neuen Bundesländern wird ein Anstieg der Nitrat-Gehalte im Grundwasser beobachtet. In den neuen Bundesländern stehen allerdings erst seit 1990/91 Werte der Grundwasserüberwachung für Trend-Aussagen zur Verfügung. Wegen der örtlich starken Veränderungen der landwirtschaftlichen und industriellen Struktur, aufgrund von Trockenperioden in den vergangenen Jahren und wegen der Anpassung der Methoden von Probenahme und Analytik an die in den alten Bundesländern sind noch keine exakten Vergleiche mit den in den 70iger/80iger Jahren ermittelten Daten möglich.

Eine regional differenzierte Modellierung der Nitrat-Ströme im Grundwasser aus diffusen (flächenhaften) Quellen vom Eintrag in die Böden bis hin zum Austrag in die Oberflächengewässer wurde im Rahmen eines BMFT-Verbundprojektes (Nitratstromatlas) flächendeckend für die alten und neuen Bundesländer durchgeführt (141). Basis der Studie ist ein Rastermodell (Flächeneinheit 3 km x 3 km), in das flächen-differenziert Informationen zur Bilanzierung der Nitrateinträge in Abhängigkeit von der pedologischen und landwirt-

schaftlichen Standortsituation mit Berechnungen der Verweilzeiten und des Abbaus von Nitrat im Untergrund in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Verhältnissen verknüpft wurden. Mit Hilfe des Modells wurde eine großräumige, regional differenzierte Darstellung des Nitrat-Stromes in der ungesättigten Zone und im Grundwasser als mögliche Grundlage für flächendeckende Maßnahmen zum Grundwasserschutz in Kartendarstellungen erarbeitet. Allerdings sind die ermittelten Werte bislang nicht verifiziert worden. Ansatz und Methodik des Projektes sind nach wie vor wissenschaftlich nicht unumstritten.

Klare Aussagen werden im Nitratstromatlas zum Stickstoffüberschuß und zur potentiellen Nitratbelastung des Sickerwassers getroffen: Die höchsten Stickstoffüberschüsse errechnen sich in Regionen mit hohem Anteil an tierischen Veredelungsbetrieben mit entsprechend starkem Viehbesatz und in Regionen mit intensivem Anbau von Gemüse und bestimmter Marktfrüchte. Es ist davon auszugehen, daß die Stickstoffüberschüsse als Nitrat in das Grundwasser ausgewaschen oder in die Atmosphäre ausgetragen werden. Bei der Berechnung der potentiellen Nitrat-Gehalte im Sickerwasser wurde pauschal ein Denitrifikationsverlust von 50 % angenommen. Dieser ist jedoch im Einzelfall sehr verschieden und abhängig vom reduzierenden Inventar der Böden und des Grundwasserleiters (s. hierzu auch Kapitel 4.2.2) sowie durch den Entzug durch die angebauten Pflanzen. Auf eine Darstellung der komplizierten regionalen Verteilung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser wird daher in diesem Zusammenhang verzichtet.

Da ein Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlichen Bodennutzung und steigenden Nitrat-Gehalten im Grundwasser beobachtet werden kann, ist dem Bodennitratgehalt insbesondere im Herbst erhöhte Aufmerksamkeit zu schenken. Durch gezielte Maßnahmen kann der Bodennitratgehalt jedoch vermindert werden. Dies bestätigen Bestimmungen der Nitratgehalte im Boden von über 86.000 Standorten in Wasserschutzgebieten in Baden-Württemberg. Im Herbst 1994 wurden mittlere Nitratgehalte von 22 kg/ha Rein-N ermittelt. Noch 1991 wurden mittlere Gehalte von 42 kg/ha Rein-N bestimmt (158).

Neuere Untersuchungen zeigen auch relativ hohe Nitrat-Konzentrationen im waldbürtigen Grundwasser (9, 99). Insbesondere im Zusammenhang mit großflächigen Waldschäden wie Windwurf oder der Verlichtung ganzer Bestände durch die „Neuartigen Waldschäden" können stark erhöhte Nitrateinträge in das Grundwasser auftreten. Nach Sturmschäden (Windwurf) wurden z.B. in bayerischen Untersuchungsgebieten Nitrat-Konzentrationen bis über 80 mg/l im Sickerwasser festgestellt. Ein Nitratschub im Sickerwasser von Waldböden ist unter diesen Bedingungen eine normale Erscheinung. Er ist bedingt durch die gesteigerte Mineralisation des organisch gebundenen Stickstoffs bei Fortfall der Beschattung und dem fehlenden Entzug durch die Pflanzen.

Da Wälder nicht mit Stickstoff gedüngt werden, ist die Zunahme der Nitrat-Gehalte im Sickerwasser in erster Linie abhängig von der Höhe der atmosphärischen Stickstoffdeposition, ihrer zeitlichen Dauer und der daraus resultierenden Stickstoffsättigung der Waldökosysteme.

So weisen allgemein Laubwälder gegenüber Nadelwäldern und Jungbestände (unter 60 Jahren) gegenüber Altbeständen (über 60 Jahren) auf vergleichbaren Standorten deutlich geringere Nitrat-Austräge mit dem Sickerwasser auf. Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen der Stickstoffdeposition und der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser von Wäldern lassen eine kritische Deposition in Höhe von ca. 12 kg/(ha*a) Rein-N erkennen (94).

Belastung der oberirdischen Gewässer

Nitrat-Stickstoff wird jedoch nicht nur in das Grundwasser eingetragen, sondern gelangt mit dem Grundwasser, über Dräne, Direkteinleiter und Erosionsereignisse auch in die oberirdischen Gewässer.

Der Anteil diffuser Quellen an der Gesamt-Stickstoff-Belastung der oberirdischen Gewässer beträgt nach aktuellen Schätzungen für die gesamte Bundesrepublik Deutschland (*DVWK*, 1995) 569 kt/a Rein-N, das sind ca. 57 % des Gesamteintrags von Stickstoffverbindungen in Höhe von 998 kt/a. Aus punktuellen Einträgen stammen ca. 429 kt/a oder 43 % des Gesamteintrags, wobei der größte Anteil von 310 kt/a (ca. 31 %) aus kommunalen Kläranlagen und dem Abfluß industrieller Einleiter stammen dürfte (Tabelle 3.5.5). Nach den Ableitungen in Kapitel 3 sind die auf den Wasserpfad gerichteten Austräge sogar mit 1.126 kt/a ausgewiesen (Tab. 3.5.6). Von dieser Belastung werden 66 % oder 740 kt/a der Landwirtschaft zugerechnet. Demnach würden 34 % auf punktuelle Einleitungen entfallen (vgl. 173).

Im Gegensatz zu Ammonium ist Nitrat zwar bis weit über den in oberirdischen Gewässern vorkommenden Konzentrationen auch für empfindliche Wasserorganismen weder akut noch chronisch toxisch. Jedoch ist im Hinblick auf das Eutrophierungsgeschehen vor allem in aufgestauten Gewässern und natürlichen Standgewässern sowie im Küstenbereich der Meere auch eine Nährstoffreduzierung erforderlich. Eine Reduzierung der Stickstoffeinträge in die oberirdischen Gewässer dient jedoch nicht nur der Erhaltung der ökologischen Stabilität der Gewässer, sondern steht ebenfalls im Dienst der Trinkwassergewinnung. Dies gilt vor allem für Trinkwassertalsperren.

Anthropogen unbeeinflußte Gewässer enthalten in der Regel nur sehr wenig Ammonium (0,01-0,1 mg/l NH_4^+). Über die Abwassereinleitung kommunaler und industrieller Einleiter (punktförmige Quellen) erfolgt vor allem eine starke Ammonium-Belastung der oberirdischen Gewässer. Ammonium ist wegen der Fischgiftigkeit des insbesondere bei hohen pH-Werten entstehenden Ammoniaks kritisch einzuschätzen, so daß ein ökotoxikologisches Qualitätsziel von 0,4 mg/NH_4^+ für Cyprinidengewässer (Cypriniden = Karpfenfische) bzw. von 0,2 mg/l NH_4^+ für Salmonidengewässer (Salmoniden = Lachsfische, u.a. Forellen) festgelegt wurde (*Hamm* et al., 1991). An ca. 70 % der repräsentativen Meßstellen der Bundesrepublik Deutschland wird derzeit das Qualitätsziel für Cyprinidengewässer z.T. erheblich überschritten. Insbesondere bei einem hohen Abwasseranteil im Gewässer können außerordentlich hohe Ammonium-Konzentrationen im Bereich bis zu mehreren mg/l auftreten.

Erhöhte Ammonium-Konzentrationen in oberirdischen Gewässern können jedoch auch zu Problemen bei der Trinkwassergewinnung über Uferfiltration führen. Während z.B. am Rhein eine Beeinträchtigung der Trinkwasserqualität (lange Aufenthaltszeit des Wassers in der Uferfiltratstrecke bei derzeitigen Ammonium-Belastung von kleiner 1 mg/l) in der Regel nicht zu befürchten ist, kommt es an der Ruhr im Winter (kurze Aufenthaltszeit des Wassers in der Uferfiltratstrecke und gehemmte Nitrifizierung durch niedrige

Ruhrwassertemperaturen) zum Durchbruch des Ammoniums, mit der Folge erhöhter Konzentrationen im Rohwasser der Förderbrunnen.

Zu einem nicht unerheblichen Anteil tragen allerdings auch die atmosphärischen Depositionen zur Stickstoffbelastung der Meere bei. Allein der Anteil des atmosphärischen Stickstoffeintrags an der Stickstoff-Gesamtbelastung der Nord- und Ostsee wird auf ca. 26 % bzw. ca. 44 % geschätzt (122).

Die 1990 auf der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz u.a. angestrebte Reduzierung der Stickstoffeinträge in die Nordsee um 50 % im Zeitraum 1985 bis 1995 wäre daher nur durch eine drastische Minderung der Einträge auf allen Eintragspfaden (Wasser und Luft) zu erreichen gewesen. Durch die ergriffenen Maßnahmen wurde nur eine Reduktion der Stickstoffeinträge von ca. 25 % erzielt (156, 160).

4.1.3 Belastungen der Atmosphäre

Distickstoffoxid (N_2O) ist mit ca. 7 % an der Zerstörung der stratosphärischen Ozonschutzschicht mit der Folge einer erhöhten UV-Einstrahlung beteiligt. Ferner zählt N_2O neben Kohlendioxid, Methan, FCKW's und Ozon zu den wichtigsten klimarelevanten Spurengasen. Trotz ihres mengenmäßig geringen Anteils beeinflussen die atmosphärischen Spurengase die Energie- und Strahlungsbilanz der Erdoberfläche und damit das Klima in entscheidendem Umfang (41, 42).

Im Vergleich zum vorindustriellen Zeitalter (1750 - 1800) hat sich die N_2O-Konzentration in der Erdatmosphäre von 288 ppbv auf 311 ppbv im Jahr 1991 kontinuierlich erhöht. Dies entspricht rechnerisch einem stetigen und beunruhigenden Anstieg von jährlich ca. 0,04 % (41). Das hohe Gefährdungspotential einer zunehmenden N_2O-Konzentration ist im Hinblick auf die Zerstörung der Ozonschicht insbesondere durch die hohe Verweilzeit in der Atmosphäre von 130 - 150 Jahren gegeben.

4.2 Wirkungen durch Stickstoff und seine Verbindungen

Die Wirkungen von Stickstoff und seinen Verbindungen in der Umwelt sind vielfältig. Sie variieren je nach Art und Konzentration der auftretenden Stickstoffverbindung und werden durch eine Vielzahl äußerer Faktoren beeinflußt.

Das heutige Wissen über die Stickstoffproblematik ist ausreichend, um aktuelle Schadwirkungen aufzeigen zu können. Vor allem die Prozesse und Wirkungen erhöhter Stickstoffumsetzungen in Böden und Gewässern sind verhältnismäßig gut geklärt. Um künftig die langfristigen Folgen überhöhter Stickstoffeinträge besser bewerten zu können, besteht jedoch die dringende Notwendigkeit, medienübergreifende Ökokataster und Monitoring-Projekte fortzuführen bzw. auszudehnen. Nur mit Hilfe dieser Instrumente können die räumlichen und vor allem zeitlichen Grenzen der Belastbarkeit von Ökosystemen durch Stoffeinträge besser erfaßt und bewertet sowie Wirkungen dokumentiert werden.

4.2.1 Wirkungen in terrestrischen Ökosystemen und Böden

Atmosphärische Stickstoff-Depositionen schädigen die Ökosysteme vor allem durch ihre eutrophierende und versauernde Wirkung. Die naturnahen Ökosysteme einschließlich der Forstökosysteme können solche Belastungen auf Dauer nicht verkraften. In Abhängigkeit von der Art und der Höhe der Stickstoffeinträge sowie von der Pufferfähigkeit der Systeme treten Schadeffekte mit zunehmender Belastung immer deutlicher zutage. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß beim Überschreiten einer bestimmten Belastungsschwelle die auftretenden Schäden nicht mehr reparabel sind.

Zur Zeit sind die ökosystemaren Wirkungen und Schäden überhöhter Stickstoffeinträge anhand der folgenden ausgewählten Beispiele zu belegen:

Wälder

An der Entstehung der sog. „Neuartigen Waldschäden" ist ein Komplex aus abiotischen und biotischen Ursachen beteiligt, wobei sich einzelne Faktoren in ihrer Wirkung synergistisch verstärken können. Durch zahlreiche Untersuchungen in jüngster Zeit ist deutlich geworden, auf welch verschiedene Weise die hohen Stickstoffeinträge an den Waldschäden beteiligt sind. Die Veränderung in der Gewichtung der Schadfaktoren wird durch die Beobachtung untermauert, daß sich in den letzten Jahrzehnten die Mengen und die relativen Anteile der Hauptschadgase am Emissionsspektrum deutlich geändert haben. Durch die kontinuierliche Senkung der Schwefeldioxid-Emissionen seit Mitte der 70er Jahre hat sich eine Verschiebung vom ehemals SO_2-geprägten Emissionsspektrum hin zum NO_x/NH_y-geprägten Emissionsspektrum in den alten Bundesländern vollzogen. Trotz dieser deutlichen Abnahme der Schwefeldioxid-Emissionen (in den alten Bundesländern Minderung um 70 % in den 80er Jahren) sind jedoch die Waldschäden bei Laubbäumen seit Anfang der 80er Jahre noch stark gestiegen bzw. stagnieren die Waldschäden bei Nadelbäumen auf hohem Niveau (19).

Bislang war in den meisten Wäldern Mitteleuropas Stickstoff ein limitierender Faktor des Baumwachstums. Auf einen erhöhten Stickstoffeintrag reagieren die Bäume daher zunächst mit einem stärkeren Zuwachs (22). Durch das Überangebot an Stickstoff, insbesondere an Ammonium, wächst zunehmend das Risiko von Nährstoffungleichgewichten (54, 64, 73, 93, 94, 95, 112, 113).

Gesteigertes Primärwachstum ist gleichbedeutend mit einem erhöhten Bedarf an weiteren lebensnotwendigen Nährelementen. Der zusätzliche Nährstoffbedarf der Bäume kann jedoch oftmals nicht mehr gedeckt werden. Bei der direkten Aufnahme von Stickstoffverbindungen aus dem Niederschlag / Nebel über die Blattorgane werden Nährstoffe wie Magnesium und Kalium ausgewaschen. Gleichzeitig wird durch eine bevorzugte Ammonium-Aufnahme über die Wurzeln die Aufnahme von Magnesium, Calcium und Kalium behindert, so daß die Bäume zusätzlich in eine „ernährungsphysiologische Schere" geraten. Darüber hinaus wird die pflanzliche Aufnahme von Ammonium-Ionen nicht nur durch die Abgabe von Protonen sondern auch durch die Freisetzung von Kalium ausgeglichen, d.h. ein Gewinn von externem Ammonium geht zu Lasten des internen Kalium-Haushalts der Pflanzen (64, 94). Die Balance der Nährstoffe kann insgesamt so weit gestört werden, daß schließlich ein Stickstoff-induzierter permanenter oder periodisch auftretender Nährstoffmangel vorliegt. In Rheinland-Pfalz zeigte eine landesweite Stichprobenuntersuchung, daß bereits 85 % der untersuchten Fichten Magnesium-Gehalte in den Nadeln aufweisen, die unterhalb der Mangelgrenze liegen (14).

Auch der Wasserhaushalt der Wälder kann durch einen überhöhten Stickstoffeintrag ins Ungleichgewicht geraten. Infolge des angeregten Wachstums benötigen die Bäume neben mehr Mineralstoffen auch mehr Wasser. Vor allem in Trocken-

perioden können bei einer unzureichenden Wasserversorgung über die Böden Nadel- bzw. Blattverluste sowie Vergilbung verstärkt auftreten. Diese klassischen Schadsymptome gelten als Indizien für Trockenstreß (93, 94).

Das erhöhte Stickstoffüberangebot hat weiterhin zahlreiche pflanzenphysiologische Wirkungen. Eine Überversorgung mit Stickstoff setzt z.B. die Frosthärte der Bäume herab. Zudem wirkt ein einseitiges Stickstoffangebot prädisponierend auf den Befall bestimmter Schädlinge und Pathogene (46, 54).

Durch die Eutrophierung der Wälder wird die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation verändert. Stickstoffliebende Pflanzen (z.B. Brombeeren, Schwarzer Holunder oder die Große Brennessel) breiten sich aus und verdrängen die an nährstoffärmere Verhältnisse angepaßten Arten. Die Folge ist ein Verlust an Artenvielfalt und eine Vereinheitlichung der Vegetationstypen (*Böhling,* 1992). Bereits seit Ende der 70er Jahre wird infolge der über Jahre erhöhten Stickstoffeinträge eine neue Qualität in der Vegetationszusammensetzung der gesamten Kiefernökosysteme in den neuen Bundesländern beobachtet (54). Hier wurde fast unabhängig von der standörtlichen Ausgangssituation die großflächige Ausbildung von langlebigen und konkurrenzstarken Sandrohr-Grasdecken (Calamagrostis epigeios) festgestellt. Durch die Konkurrenz der stickstoffliebenden Pflanzen gegenüber jungen Bäumen können Verjüngungsprobleme auftreten.

Waldökosysteme sind in der Lage, eine nicht unerhebliche Stickstoffmenge in der organischen Substanz der Böden und in der Biomasse zu speichern. Untersuchungen an zahlreichen Waldbodenprofilen Bayerns zeigten im Zeitraum von 1966 - 1980 eine signifikante Zunahme des Stickstoffgehaltes in der organischen Auflage von 1,04 % auf 1,41 % (85). Die Speicherfähigkeit der Waldökosysteme ist jedoch begrenzt. Nach einer Akkumulationsphase geben stickstoffgesättigte Waldökosysteme den überschüssig eingetragenen Stickstoff meist in umweltbelastender Form wieder ab. Durch eine verstärkte Mobilisierung des in der Humusauflage akkumulierten Stickstoffs können Waldböden selbst zu einer nachhaltigen Stickstoffquelle werden.

Nicht verwertbares und damit überschüssiges Nitrat wird mit dem Sickerwasser ausgewaschen und beeinträchtigt die Qualität von Grund- und Oberflächenwasser. Der Nitrat-Austrag mit dem Quellwasser z.B. aus dem Thüringer Wald übersteigt den Stickstoffeintrag bereits um ein Vielfaches (19). Da Nitrat-Anionen nur in Verbindung mit Kationen der Nährelemente ausgewaschen werden, verarmen die Böden zusätzlich an Nährstoffen.

Nitrat kann jedoch auch durch den Prozeß der mikrobiellen Denitrifikation in Form von molekularem Stickstoff (N_2) bzw. N_2O in die Atmospäre entbunden werden. Dabei wird das klimarelevante N_2O möglicherweise in versauerten Waldböden in weitaus größerem Ausmaß gebildet als bisher angenommen (67, 73, 112)

Böden

Eine weitere schädigende Wirkung erhöhter Stickstoffeinträge ist in ihrer langfristigen Bodenversauerung zu sehen. Von den natürlichen Bodenfunktionen wird insbesondere die Pufferkapazität zusätzlich beansprucht. Zur Versauerung der Böden tragen die Prozesse der Nitrifikation (bakterielle Umwandlung von Ammonium zu Nitrat) sowie der pflanzlichen Ammonium-Aufnahme (verbunden mit einer Protonenabgabe) maßgeblich bei.

Isermann (1993) schätzt aufgrund einer Bilanzierung, daß das derzeitige Versauerungspotential in der Bundesrepublik Deutschland durch die Emissionen versauernder Substanzen zu ca. 4/5 durch Stickstoff (Ammoniak bzw. Ammonium und Stickstoffoxide) und nur noch zu 1/5 durch Schwefel verursacht wird (vgl. auch 60, 61, 64).

Unter dem Einfluß dieser eingetragenen, versauernd wirkenden Verbindungen wird die natürliche Säurewirkung verstärkt, die von der Humusschicht der Böden und den Pflanzen selbst ausgeht. In den Böden werden Podsolierungseffekte verstärkt und eine beschleunigte Auswaschung von Ionen ist die Folge.

Desweiteren sind negative Auswirkungen auf die Populationsdichte und das Artenspektrum bei den Bodenorganismen zu erwarten. Mit einer Verminderung des Regenwurmbesatzes geht zunächst eine Erhöhung der Populationsdichte von Milben und Springschwänzen (Collembolen) einher. Kritisch wird die Situation bei pH-Werten unterhalb von pH 3,5. Die Bodenfauna ist in diesem Bereich bereits so stark geschädigt, daß die Streuauflage kaum noch abgebaut werden kann. In stark übersäuerten Bereichen sinkt zudem die Atmungsaktivität der Mikroorganismen. Zu den geschädigten Mikroorganismen gehören auch die Strahlenpilze (Actinomyceten, Bakterien), die in der Lage sind, Luftstickstoff zu binden. Bei einem pH-Wert unter pH 4,5 ist z.B. die Nitrifikation stark gehemmt – oder indirekt durch die Mobilisierung anorganischer Schadstoffe beeinträchtigt.

Darüber hinaus gibt es zahlreiche Hinweise, daß die Ausbildung der Mykorrhiza (vgl. Anhang) durch ein Überangebot an Stickstoff gehemmt wird (54, 89, 92). Verbunden damit ist eine Beeinträchtigung der Wasser- und Nährstoffaufnahme, eine verstärkte Aufnahme von Aluminium und Schwermetallen und ein verminderter Schutz gegen den Befall durch andere pathogene Pilze. Insgesamt wird also von den natürlichen Bodenfunktionen die Lebensraumfunktion erheblich beeinträchtigt.

Der pH-Wert ist ein wichtiger Indikator für die Qualität der Böden als Pflanzenstandort. Pflanzen haben eine artspezifische Säuretoleranz. Bei steigender Protonenkonzentration in der Bodenlösung treten in Abhängigkeit von der Säuretoleranz Schäden im Wurzelbereich auf. Bei Bäumen erhöht sich die Anfälligkeit gegen Trockenheit, Sturm und Nährstoffmangel (112).

Infolge der Bodenversauerung werden zahlreiche anorganischen Nähr- und Schadstoffe mobilisiert. Mit zunehmender Versauerung können insbesondere Schwermetalle und Aluminium verstärkt in Lösung gehen, mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden (115, 90) und toxisch auf die Pflanzen und tierischen Organis-men wirken. Auf Standorten mit pufferungsschwachem Untergrund kann die Versauerung bis in das Grund- und Quellwasser durchschlagen und die Qualität der Gewässer erheblich beeinträchtigen.

Der Versauerung landwirtschaftlich genutzter Böden wurde und wird durch eine regelmäßige Kalkung entgegengewirkt. Dagegen versauerten in der Vergangenheit forstwirtschaftlich genutzte Böden ungehindert, so daß sich vor allem die Oberböden auf saurem Ausgangsgestein im sogenannten Aluminium-Pufferbereich (pH 4,2-2,8) befinden. Befunde aus Rheinland-Pfalz zeigen beispielsweise, daß bereits etwa 70 % der Waldböden stark bis sehr stark versauert sowie ein Drittel der Standorte akut durch Säure- oder Aluminium-Toxizität und Nährstof-

fengpässe gefährdet sind (14). Da das Aluminium-Puffersystem letztlich aus dem Zerfall und der Auflösung von silikatischen Mineralen gespeist wird, ist dies mit einer weiteren irreversiblen Degradation der Böden verbunden. Durch eine Kalkung der Waldböden wird verstärkt in jüngster Zeit versucht, der Versauerung entgegenzuwirken. Kalkungsmaßnahmen sind jedoch nicht ohne Auswirkung, z.B. auf das natürliche Artenspektrum.

Bei carbonathaltigen Böden kann der versauerungsbedingte Kalkverlust zu einer schädlichen Veränderungen der Bodenstruktur führen. In Böden mit hohem Tongehalt verlieren die aus feinsten Teilchen gebildeten gröberen Bodenpartikel ihre Stabilität. Sie zerfallen zu kleineren Partikeln, die dann wiederum die für den Luft- und Wasserhaushalt wichtigen Mittel- und Grobporen verstopfen (Verschlämmungstendenz). Die Gefährdung der Böden durch Wind- und Wassererosion nimmt zu.

Heiden, Magerrasen, Hochmoore

Heiden und Magerrasen sind im Gegensatz zu Mooren Ökosysteme, die unter dem Einfluß charakteristischer Bewirtschaftungsformen entstanden sind. Durch ein modernes Biotopmanagement wird versucht, das ursprüngliche Gefüge anthropogener Einflußfaktoren aufrecht zu erhalten. Diese Maßnahmen zeigen allerdings oft nur begrenzten Erfolg.

Es ist deshalb nur schwer möglich, ökosystemare Wirkungen erhöhter Stickstoffeinträge von Veränderungen auf Grund anderer Bewirtschaftungsweisen zu unterscheiden. Allerdings wird den atmosphärischen Stickstoff-Depositionen aufgrund ihrer eutrophierenden und versauernden Wirkung ein nicht unerheblicher Anteil an der zu beobachtenden Veränderung der Artenzusammensetzung von Heiden, Magerrasen und Hochmooren beigemessen.

Die in „Roten Listen" dokumentierte Verschiebung des Pflanzen- und Tierartenspektrums in der Bundesrepublik Deutschland im Laufe der letzten Jahrzehnte wird außer durch Entwässerungsmaßnahmen als übergeordnetem Faktor insbesondere durch die Eutrophierung beeinflußt. Für die Eutrophierung sind neben den Einträgen aus Abwassereinleitungen, dem Nährstoffeintrag durch Düngungsmaßnahmen vor allem der Nährstoffeintrag über die Stickstoffdeposition und dieser speziell auf nicht intensiv bewirtschafteten Standorten verantwortlich. Da etwa 80 % der gefährdeten Pflanzenarten fast ausschließlich auf stickstoffarmen Standorten vorkommen, haben diese Einträge einen wesentlichen Anteil am Rückgang seltener Arten (39, 40, 170, 174, 179).

Durch erhöhte Stickstoffeinträge werden die an die mageren Verhältnisse der meist sandigen Böden angepaßten Heiden streßanfälliger. Ursachen sind u.a. Nährstoffungleichgewichte und Veränderungen des Sproß/Wurzel-Verhältnisses. Die geschwächten Bestände können durch Frost-, Trocken- oder Fraßschäden so geschädigt werden, daß es zur Auflichtung der üblicherweise geschlossenen Bestände kommt. In die Bestandeslücken wandern Gräser ein, die unter den zunehmend nährstoffreicheren Verhältnissen konkurrenzfähiger sind. Nach und nach werden so die Heidepflanzen durch Gräser verdrängt. Von der eutro-phierungsbedingten Vegetationsveränderung sind neben den charakteristischen Heidepflanzenarten Calluna und Erica auch niedere Arten wie Moose und Flechten betroffen.

Zudem sinkt der pH-Wert durch die versauernde Wirkung der Stickstoffeinträge der meist basenarmen Böden so weit ab, daß es zusätzlich zu einer Verdrängung von Pflanzenarten (z.B. Feldthymian und Waldläusekraut) kommt, die auf den sauren Standorten nicht mehr wachsen bzw. in ihrer Konkurrenzkraft gegenüber Gräsern geschwächt sind.

Auch die durch eine hohe Artenvielfalt gekennzeichnete Vegetation von Magerrasengesellschaften ist zunehmend durch das verstärkte Auftreten einer einzigen Grasart (*Brachypodium pinnatum*) gefährdet. In Versuchen konnte nachgewiesen werden, daß diesem Gras durch eine erhöhte Stickstoffzufuhr ein deutlicher Konkurrenzvorteil erwächst. Daher wird vermutet, daß die starke Grasausbreitung und der gleichzeitige Rückgang der Artenvielfalt der Kalkmagerrasengesellschaften ebenfalls ursächlich mit den erhöhten Stickstoff-Depositionen in Verbindung stehen.

Moore zählen in unseren vielfach belasteten Kulturlandschaften mit zu den letzten naturnahen Biotopen. Vor allem als Feucht- und Fluchtbiotope besitzen sie einen hohen Stellenwert, woraus sich aus der Sicht des Naturschutzes ihr besonders hoher Schutzbedarf ableitet (77).

Im Gegensatz zu meso- bis eutrophen Niedermooren ist die Vegetation der Hochmoore neben einer hohen Wasserstoffionenkonzentration vor allem an oligotrophe Verhältnisse angepaßt. Die Hochmoorvegetation lebt nur von den atmosphärischen Nährstoffeinträgen. Infolge eines erhöhten Stickstoffeintrags wird die ursprüngliche Vegetation durch eine hochmoorfremde Vegetation verdrängt. Hochmoortypische Moose (Sphagnen) werden im Wachstum gehemmt. Ein Überangebot an Ammonium-Ionen führt zu physiologischen Störungen des Sphagnumwachstums (105). Stickstoffliebende Pflanzen werden in ihrer Konkurrenzkraft gefördert (86, 118). Damit steigt u.a. auch die Konkurrenzkraft unerwünschter einzelliger Grünalgen.

Ohne Senkung des Stickstoffeintrags in Hochmoore ist zu befürchten, daß viele teure und aufwendige Maßnahmen zum Erhalt und zur Wiederherstellung dieser wertvollen Biotope unterlaufen werden (77) und der Rückgang der oligotrophen Sphagnengesellschaften kaum noch aufzuhalten ist (86).

4.2.2 Wirkungen in aquatischen Ökosystemen

Die erhöhte Nitrat-Auswaschung aus dem Wurzelraum der Böden bzw. der Eintrag in das Grundwasser wurde von seiten der Wasserwirtschaft zunächst unter dem Gesichtspunkt einer Beeinträchtigung der Qualität des Trinkwassers gesehen. Der fortschrittliche Grundwasserschutz geht heute weiter: Das Grundwasser soll flächendeckend geschützt werden, da es nicht nur Grundlage der Trinkwassergewinnung ist, sondern als Teil des Wasserkreislaufs auch die Oberflächengewässer speist, so daß Grundwasserbelastungen auch diese beeinträchtigen. Das Grundwasser hat zudem elementare ökologische Funktionen.

Grundwasserverunreinigungen sind Langzeitschäden, die – wenn überhaupt – nur in sehr langen Zeiträumen und mit erheblichem technischen und finanziellen Aufwand zu beseitigen sind. Das Grundwasser muß deshalb durch Vorsorgemaßnahmen vor schädlichen Stoffeinträgen geschützt werden. Voraussetzung hierfür ist auch ein ausreichender Schutz des Bodens.

Als Maß zur Bewertung der Kontamination können die Richt- und Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (TrinkV) herangezogen werden. Im Hinblick auf Nitrat sollten diese aus humantoxikologischen Gründen eingehalten werden. Der

Nitrat-Grenzwert der TrinkV in Höhe von 50 mg/l NO_3^- ist als Vorsorgewert zu verstehen, der sich von der insgesamt mit der Nahrung, in fester und flüssiger Form aufgenommenen, tolerierbaren mittleren täglichen Nitratmenge ableiten läßt. Die eigentliche Nitrat-Aufnahme über die Nahrung gilt i.d.R. wegen der verzögerten Resorption im Körper und der schnellen Ausscheidung als unproblematisch. Erst durch die bakterielle Reduktion von Nitrat entstehen im Körper Metaboliten, wie z.B. Nitrit (NO_2^-) oder möglicherweise Nitrosoverbindungen (z.B. Nitrosamine und Nitrosamide), die von gesundheitlicher Bedeutung sind. Bekannte gesundheitliche Störung kann die sogenannte Blausucht (Methämoglobinämie) bei Säuglingen bis zum Alter von drei Monaten sein. Erst durch die hohen Nitrat-Gehalte können infolge von Stickstoff-Umsetzungsprozessen im Grundwasserleiter weitere Beeinträchtigungen und Schadwirkungen im Hinblick auf die Belastung des Grundwassers entstehen.

Grundwasserleiter stellen – wie die Böden und Fließgewässer – ein durch Mikroorganismen besiedeltes Ökosystem dar. Allerdings ist die Besiedlungsdichte und der Stoffumsatz auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Durch den Prozeß der mikrobiellen Denitrifikation kann die Qualität des Trinkwassers daher auch noch im Grundwasserleiter beeinflußt werden. Dazu muß allerdings der gelöste Sauerstoffgehalt kleiner 2 mg/l und genügend Energie in Form von aufschließbaren Kohlenstoffverbindungen bzw. aufschließbarer Mineralien vorhanden sein (135). Für Grundwasserleiter sind im Gegensatz zu den Böden – hier spielt allgemein nur die heterotrophe Denitrifikation eine Rolle – zwei Denitrifikationsreaktionen von Bedeutung:

a) Heterotrophe Denitrifikation
Bakterien + NO_3^- + org. Kohlenstoff ergibt HCO_3^-, CO_2, N_2, N_2O

b) Autotrophe Denitrifikation
Eisensulfid (FeS_2) + NO_3^- ergibt N_2, Fe gelöst, SO_4^{2-} und Spurenelemente (*Walther* 1991).

Beide Prozesse bewirken eine Abnahme der Nitratgehalte im Grund- bzw. Trinkwasser, was aus wasserwirtschaftlicher Sicht zunächst von Vorteil erscheint. Diesem Vorteil des Nitratabbaus stehen aber negative Auswirkungen gegenüber. Bei der autotrophen Denitrifikation (b) entstehen durch den mikrobiellen Aufschluß von Eisensulfidverbindungen freies Eisen, Sulfat und Spurenelemente wie Nickel, Arsen u.a.. Diese Stoffe führen schließlich zu Problemen im Hinblick auf die Wasserqualität, die z.B. in Niedersachsen häufig festgestellt werden konnten (115, 135). Zum einen können durch die Freisetzung von Eisen, Sulfat und Spurenelementen die Gehalte dieser Elemente im Rohwasser der Förderbrunnen ansteigen. Neben einem allgemeinen Anstieg der Härte bzw. des Sulfatgehaltes haben erhöhte Eisengehalte zum anderen eine Verockerung der Brunnen, eine Verkürzung der Filterlaufzeiten und eine Vergrößerung der Eliminationsstufen sowie erhöhte Sulfatgehalte Netzkorrosionen zur Folge. Durch die erhöhten Spurenelementgehalte sind Filterschlämme zudem als Sonderabfall zu behandeln (135).

Primär ist das Nitrat-Abbauvermögen in der ungesättigten Bodenzone und im Grundwasserleiter an das Vorkommen von zum Teil nicht regenerierbaren Ressourcen in diesen Kompartimenten gebunden (mikrobiell umsetzbarer Kohlenstoff, oxidierbare Schwefelverbindungen). Die übermäßige Beanspruchung dieser Ressourcen durch Zufuhr hoher Stickstoffüberschüsse kann bis hin zum irreversiblen Verbrauch des oxidierbaren Inventars eines Aquifers führen (141). Die Beanspruchung eines Aquifers ist daher ebenso unumkehrbar wie der Verbrauch fossiler Rohstoffe zur Energiegewinnung. Bei Erschöpfung des Denitrifikationspotentials ist mit einem starken Anstieg der Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser zu rechnen (Nitrat-Durchbruch).

Darüber hinaus ist eine Entschärfung der Nitratproblematik über den Weg der mikrobiellen Denitrifikation auch mit Nachteilen für den Wärmehaushalt unserer Erde verbunden (siehe 4.2.4). Durch die denitrifikative N_2O-Freisetzung, die in tieferen Bodenschichten von geringerer Bedeutung ist als für Oberböden, wird lediglich eine Verlagerung der Stickstoffproblematik von einem Umweltkompartiment (Grundwasser) auf ein anderes (Atmosphäre) erreicht.

Stickstoffumsatz und -wirkungen in oberirdischen Gewässern

Stickstoffverbindungen haben in oberirdischen Gewässern zwei Hauptwirkungen, die sich nachteilig auswirken können:

- die Düngewirkung – „Eutrophierung" und
- die Umsetzungsreaktionen (Nitrifikation, Denitrifikation).

Beide Funktionen sind primär als Teil des ökologischen Gleichgewichts des Gewässers erwünscht, können bei einem Überangebot an Stickstoffverbindungen jedoch zum Problem werden.

Eutrophierung

Ausgehend von dem griechischen Wort „trophein" (ernähren, aufziehen) ist der Begriff Trophie ursprünglich zur Bezeichnung des Nährstoffreichtums verwendet worden. Das Primärwachstum von Algen, Plankton und höheren Wasserpflanzen in Gewässern unterliegt neben dem Nährstoffdargebot einer Vielzahl von Einflußfaktoren wie jahreszeitlichen Schwankungen, Klima, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Lichteinfall.

Neben Phosphor zählt Stickstoff zu den wachstumslimitierenden Nährstoffen im Gewässer. Durch den anthropogenen Eintrag von Phosphor- und Stickstoffverbindungen sind in den Binnengewässern die Nährstoffkonzentrationen rapide angestiegen. In vielen Seen führte dies zu Massenentwicklungen von Algen und zu Trübungen.

Nach einem solchen Anstieg des Primärwachstums folgt das Absterben und Absinken der Biomasse, für deren mikrobielle Umsetzungen ein erhöhter Sauerstoffbedarf entsteht. Bei geringer Sauerstoffzufuhr und hohen Temperaturen kann der Sauerstoffvorrat im Gewässer u.U. vollständig aufgebraucht werden. Die Folge ist ein zunehmender Übergang von der aeroben (normalen) Kohlenhydrat-Atmung zur anaeroben Nitrat-, Sulfat- und Carbonatatmung sowie Methanogenese (mikrobielle Produktion u.a. von Ammoniak, Stickoxiden und Methan). Ein so „umgekipptes" Gewässer hat seine Lebensraumfunktion für höhere Organismen wie z.B. Fische verloren.

Eutrophierung ist jedoch nicht nur ein Problem stehender und langsam fließender Gewässer. Auch frei und rasch fließende Bäche und Flüsse sind durch Eutrophierung sowohl in ihrer ökologischen Funktion als auch für Gewässernutzungen (z.B. Wassergewinnung) gefährdet.

Stickstoff-Umsetzungen im Gewässer

Stickstoff kommt in Fließgewässern sowohl anorganisch als Ammonium, Nitrit und Nitrat als auch organisch gebunden und als

gelöstes Stickstoffgas vor. Ammonium ist das wichtigste Abbauprodukt organischer Stickstoffverbindungen. Es wirkt in dissoziierter Form (Ammoniak) toxisch auf Wasserorganismen. Durch Bakterien (Nitrifikanten) wird Ammonium unter Sauerstoffverbrauch oxidiert (Nitrifikation).

Besonders gefährdet sind in dieser Hinsicht wenig gepufferte oder stark eutrophierte Gewässer. Der Sauerstoffhaushalt der Fließgewässer mit ungünstiger Sauerstoffversorgung, z.B. tiefe, sehr langsam fließende, gestaute oder tidebeeinflußte Flüsse, kann bereits durch geringe Ammonium-Konzentrationen (0,5 mg/l) kritisch belastet werden. Bei solchen Gewässern kann es auch dann zu kritischen Situationen im Sauerstoffhaushalt durch Nitrifikation kommen, wenn die organische Belastung schon weitgehend abgebaut ist. In abwassergetrennten und schnell fließenden Gewässern sind i.d.R. keine Probleme durch Nitrifikationssauerstoff zu erwarten. Bei Gewässern mit einer günstigeren Sauerstoffversorgung bleiben Ammoniumgehalte bis zu 3 mg/l meist ohne gravierende Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt. Ökologisch bedeutsam ist auch die Denitrifikation, die vorwiegend in den Gewässersedimenten abläuft, da hier Nitrat und Nitrit als wesentliche Sauerstoffquellen bei der Mineralisation organischer Anteile der Sedimente wirken und dabei Stickstoff auf natürliche Weise aus dem Gewässer eliminiert wird. Durch Denitrifikation wird etwa ein Viertel bis ein Drittel des eingebrachten Stickstoffs aus dem Wasser eliminiert.

Ebenso wie die Böden versauern auch die oberirdischen Gewässer durch erhöhte Ammonium-Einträge. Vor allem hydrologisch isolierte Teiche bzw. Seen und schwach gepufferte Gewässer sind hiervon betroffen (12). Als Folge der Versauerung kommt es zu einem Verbrauch von puffernd wirkenden Substanzen, z.B. Hydrogencarbonat (HCO_3-), die schließlich in den Gewässern fehlen, wodurch auch die mikrobielle Aktivität und der Kohlendioxid-Gehalt im Sediment stark abnimmt. Gleichzeitig werden andere austauschbar gebundene Nähr- und Schadstoffe (Aluminium, Cadmium) durch eine pH-Absenkung verstärkt gelöst.

4.2.3 Wirkungen auf Sachgüter

Anthropogen beschleunigte Verwitterungsprozesse von Stein, Mörtel, Ziegeln, Glas und Metall sind im wesentlichen auf die Belastung durch Schwefeldioxid zurückzuführen (25). In den vergangenen Jahren wird zudem der sogenannten biogenen Salpetersäurekorrosion, die durch atmosphärische Stickstoffdepositionen forciert wird, eine Bedeutung bei der Gesteinsverwitterung von Materialien u. Bauwerken beigemessen.

Vor allem kunsthistorisch wertvolle Natursteinbauten (z.B. Kölner Dom, Meißner Dom) aber auch Bauwerke aus Kunststein weisen eine Besiedlung mit nitrifizierenden Bakterien auf. Die Besiedlung der Bakterien ist dabei nicht nur auf die Oberfläche beschränkt, sondern bis zu mehrere Zentimeter tief nachweisbar (114). Diese lithoauto-trophen Bakterien beziehen die für ihren Stoffwechsel notwendige Energie bzw. Nährstoffe hauptsächlich aus atmosphärischen Depositionen. So werden beispielsweise bei der mikrobiellen Nitrifikation (Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat) Protonen (H^+) frei, so daß das gebildete Nitrat bzw. Nitrit zum Teil als freie Säuren (HNO_3^- bzw. HNO_2^-) vorliegen. Diese Säuren werden von basischen Gesteinsbindemitteln (z.B. $CaCO_3$) neutralisiert, wodurch es zu einer Auflösung und Auswaschung der Kittsubstanzen kommt. Dieser Vorgang wird als biogene Salpetersäurekorrosion bezeichnet (114).

Nitrate können zudem zu einer erhöhten Frostverwitterung von Gesteinen beitragen. Sie sind leicht löslich und häufig hygroskopisch, wodurch sich der Wassergehalt in Gesteinsporen erhöhen und schließlich eine erhöhte Frostverwitterung (physikalische Verwitterung) resultiert.

Weiterhin scheiden auf der Gesteinsoberfläche lebende Mikroorganismen häufig biogene Substanzen aus. Diese Schleimsubstanzen fördern ein Anhaften von partikulären Lufschadstoffen (Ruß, Stäube) und führen zu einer Bildung von schwarzen Krusten, unter denen die Zersetzung fortschreiten kann (114).

4.2.4 Wirkungen auf die Atmosphäre

Stickstoffoxide und N_2O üben eine schädigende Wirkung auf die Erdatmosphäre aus. Zu berücksichtigen sind in diesem Zusammenhang:

Stickstoffoxide (NO_x) und troposphärisches Ozon

Troposphärisches Ozon ist mit ca. 7 % am anthropogenen Treibhauseffekt beteiligt. Da Stickstoffoxide (in Verbindung mit flüchtigen Kohlenwasserstoffen) an der photochemischen Entstehung von troposphärischem Ozon beteiligt sind, werden sie als indirekt klimawirksame Spurengase bezeichnet (41). Das bodennahe Ozon gelangt im wesentlichen über zwei Eintragspfade in die Troposphäre:

Luftmassenaustausch zwischen Stratosphäre und Troposphäre

In der Stratosphäre (15 bis 50 km Höhe) wird Ozon auf natürliche Weise durch ultraviolette Strahlung aus Sauerstoffmolekülen gebildet. Der Austausch zwischen stratosphärischen und troposphärischen Luftmassen geschieht am Rande von Tiefdrucksystemen, so daß der natürliche Ozongehalt der bodennahen Luftschichten in unseren geographischen Breiten bis zu 60 æg/m^3 betragen kann.

Durch Kontakt mit dem Erdboden und über natürliche photochemische Prozesse wird das bodennahe Ozon zerstört und damit aus der Troposphäre (unterster Bereich der Atmosphäre bis Stratosphäre) entfernt. Dieser Vorgang vom Quellgebiet in der Stratosphäre und von der Senke am Erdboden entspricht einer natürlichen Ozonverteilung, die dadurch gekennzeichnet ist, daß die Ozonkonzentrationswerte mit zunehmender Höhe der Luftschichten ansteigen.

Bildung von anthropogenem Ozon

Das unter „menschlicher Einwirkung" entstehende anthropogene Ozon ist ein durch Sonnenstrahlung photochemisch erzeugtes Sekundärprodukt aus den Vorläuferstoffen Stickstoffoxide (NO_x) und flüchtige Kohlenwasserstoffe (engl. volatile organic compounds = VOC). Beide Schadstoffgruppen zusammen sind somit für den Sommersmog verantwortlich.

Die großräumige Entstehung von anthropogenem Ozon in der nördlichen Hemisphäre ist seit langem bekannt. Für die Beurteilung der Bildung und Konzentration von Photooxidantien im regionalen Maßstab müssen weitere Einflußgrößen beachtet werden.

Im Nahbereich intensiver NO_x- und VOC-Quellen wird zusätzlich zu dem weiträumig erzeugten (natürlichen) Ozon-Hintergrundpegel verstärkt Ozon gebildet. In städtischen Ballungsgebieten werden daher im Gegensatz zu ländlichen Gebieten bei intensiver Sonneneinstrahlung i.d.R. höhere Ozonwerte gemessen (in Einzelfäl-

len bis 600 µg/m^3, UBA 1992). Nachts hingegen wird Ozon in den Ballungsgebieten durch Reaktion mit den dort stets vorhandenen Luftschadstoffen abgebaut.

Dieser lokale Bildungs- und Abbaumechanismus von Ozon in Ballungsgebieten ist durch einen typischen Ozon-Tagesgang gekennzeichnet. Dies hat zur Folge, daß die Mittelwerte der Ozonkonzentrationen in städtischen Ballungsgebieten niedriger sind als z.B. in emittentenfernen Gebieten (Reinluftgebiete) (6).

Ozon kann als hochreaktives Gas schon in geringeren Konzentrationen toxische Wirkungen auf Organismen haben. Gesundheitliche Beeinträchtigungen durch Ozon können im Konzentrationsbereich ab 200 µg/m^3 eintreten, bei langdauernden körperlichen Anstrengungen bereits ab ca. 160 µg/m^3. Zum Schutz empfindlicher Pflanzen hat die WHO einen Leitwert für die Vegetationsperiode von 60 µg/m^3 festgelegt. Gemäß Anhang 1 der Richtlinie 92/72/EWG des Rates der Europäischen Gemeinschaft ist in der 22. BImSchV zum Schutz der menschlichen Gesundheit ein Schwellenwert für Ozon von 110 µg/m^3 als Mittelwert während 8 Stunden, zum Schutz der Vegetation ein Schwellenwert von 200 µg/m^3 als Mittelwert einer Stunde bzw. 65 µg/m^3 als Mit-telwert während 24 Stunden festgelegt worden. Die mitteleuropäischen Jahresdurchschnittswerte für Ozon liegen bei 30 bis 40 µg/m^3. Spitzenwerte über 200 µg/m^3 werden bei Schönwetterperioden häufig gemessen.

N_2O und stratosphärisches Ozon bzw. anthropogener Treibhauseffekt

N_2O ist in zweierlei Hinsicht als klimarelevanter Schadstoff anzusehen. Neben den FCKW ist N_2O der bedeutendste Zerstörer des stratosphärischen Ozons. Durch die photolytische Zersetzung des N_2O entstehen reaktive Stickoxide, die zum Abbau des stratosphärischen Ozons beitragen. Weiterhin trägt N_2O als treibhauswirksames Spurengas mit einem Anteil von ca. 5 % zur Erwärmung der Erdatmosphäre bei (41).

4.3 Ansätze zur monetären Bewertung der Umweltschäden infolge anthropogener Emissionen von Stickstoff und seinen Verbindungen

Obwohl zahlreiche Umweltschäden zweifellos auf anthropogen erhöhte Stickstoffemissionen zurückzuführen sind (siehe 4.2), ist es nach wie vor äußerst schwierig, konkrete Angaben über deren wirtschaftliche Bewertung zu erlangen. Bei dem Versuch, die volkswirtschaftlichen Verluste zu quantifizieren, stößt man insbesondere auf folgende Schwierigkeiten:

- eine Feststellung von Umweltschäden und ihre ökonomische Bewertung als volkswirtschaftliche Verluste setzen Kenntnisse über äußerst komplexe naturwissenschaftliche Wirkungsketten und Zusammenhänge voraus, die kaum messend nachvollziehbar und deshalb äußerst lückenhaft sind. Die Entstehung eines Schadens an einem Objekt ist nicht nur von Wirkungsmechanismen abhängig, sondern wird im starken Maß von den Verhältnissen „vor Ort" beeinflußt;
- gesamtwirtschaftliche statistische Erhebungen zur Ermittlung eines Mengengerüstes geschädigter Objekte sind äußerst aufwendig (s. Waldschadenserhebung);
- da Kombinationswirkungen verschiedener Schadstoffe bisher kaum identifiziert sind, ist es auch aus diesen Gründen kaum möglich, die von einem einzigen Schadstoff verursachten Schäden (Monokausalität) zu ermitteln;
- eine monetäre Bewertung von Langzeitwirkungen bzw. -schäden ist gegenwärtig kaum möglich;
- schließlich fehlen für viele Schadwirkungen, insbesondere bei Gesundheitsschäden und Schäden an Kulturgütern, objektive monetäre Bewertungsmaßstäbe (119).

Daher handelt es sich bei den bislang durchgeführten monetären Bewertungen der Umweltschadenskosten überwiegend um grobe, modellhafte, zeitlich eng begrenzte Schätzungen zu Einzelbereichen, die auf mehr oder weniger geeigneten Annahmen beruhen. Eine Verbesserung des Kenntnisstandes auf diesem Gebiet ist dringend erforderlich. Gleichwohl soll im folgenden versucht werden, die in der Literatur vorhandenen monetären Bewertungen der Umweltschäden durch erhöhte Stickstoffemissionen darzustellen. Dabei ist davon auszugehen, daß wegen der weitgehend unbekannten Kombinations- und Langzeitwirkungen eher noch höhere volkswirtschaftliche Verluste zu erwarten sind.

Waldschäden

Eine Ermittlung aller Umweltschadenskosten durch die „Neuartigen Waldschäden" gestaltet sich äußerst schwierig. Zum einen führt ein erhöhter Stickstoffeintrag zunächst zu einem erhöhtem Baumwachstum. Aus (kurzfristiger) wirtschaftlicher Sicht ist dies sogar zunächst mit einer monetären Ertragssteigerung verbunden. Zum anderen lassen sich langfristige Schadwirkungen, wie z.B. der Verlust und die Einschränkung der Schutzfunktion der Wälder (Erosionsschutz, Schadstofffilterwirkung der Wälder etc.), die negativen Auswirkungen auf das Landschaftsbild und damit verbundenen Beeinträchtigungen des Fremdenverkehrs (Erholung und Tourismus) oder die Beeinträchtigung der Artenvielfalt monetär nicht oder nur sehr schwer quantifizieren.

Eine die gesamte Waldfläche der alten Bundesländer einschließende monetäre Bewertung von relevanten Schäden, die im Zusammenhang mit dem „Waldsterben" erwartet werden, wurde von *Ewers* et al. (1986) im Auftrage des UBA angefertigt In dieser Studie werden die Methodenprobleme einer Bewertung komplexer Umweltschäden anhand einer monetären Folgeabschätzung der Mitte der 80er Jahre beobachteten und für die Zukunft erwartbaren Waldschäden abgehandelt. Im Vergleich zu einem Referenz Szenario (weitgehend ohne Luftverschmutzung durch Schwefeldioxid und Stickstoffoxide) wurden die zu erwartenden Folgen für ein Trend-Szenario hergeleitet. Danach ergeben sich über den Zeitraum 1984 bis 2060 Gesamtschäden im Bereich der Forstwirtschaft, im Bereich Freizeit und Erholung sowie im Bereich Wasserversorgung und Bodenschutz von jährlich 4,3 bis 11,4 Mrd. DM (je nach Wahl des gesellschaftlichen Diskontsatzes). Die einzelnen Bilanzgrößen haben dabei folgenden Anteil am jährlichen Gesamtschaden:

- Zuwachs- und Vorratsschäden der Forstwirtschaft 1,7 bis 4,8 Mrd. DM;
- Schäden im Bereich Freizeit- und Erholung (Nutzungsausfälle bei der Nah- und Fernerholung, Einkommensausfälle bei der Fremdenverkehrswirtschaft) 2,3 bis 6,3 Mrd. DM;
- Schäden im Bereich Wasser und Boden (Kosten der Hochwasserhaltung, Kosten beim Erosionsschutz und bei der Trinkwasseraufbereitung) 281 bis 433 Mio. DM.

Im Trend-Szenario wurde u.a. unterstellt, daß auf der Basis der zu Beginn des Jahres 1984 erkennbaren umweltpolitischen Maßnahmen (Umsetzung der Groß-

feuerungsanlagenverordnung, Einführung der Katalysatortechnik bei Pkw-Neuzulassungen, leichter Rückgang des Energieverbrauchs) langfristig, d.h. bis zum Jahr 2060, die Emissionen und Immissionen der Schwefeldioxide bis auf 25 %, beim Stickstoffoxid bis auf 35 % reduziert werden.

Bislang eindeutig quantifizierbar sind jedoch die Aufwendungen, die dazu beitragen sollen, die Widerstandsfähigkeit der Waldökosysteme zu verbessern, um dadurch den Schadensverlauf zu mildern (sogenannte flankierende forstliche Maßnahmen). Bund und Länder haben im Rahmen der Gemeinschaftsaufgaben seit 1984 bis 1993 flankierende forstliche Maßnahmen (Bodenschutzkalkung und Kompensationsdüngung, Wiederaufforstung, Vor- und Unterbaumaßnahmen) mit insgesamt rund 477 Mio. DM gefördert (19). Darüber hinaus wurden seit 1982 weitere 365 Mio. DM allein als Drittmittel für die Waldschadensforschung von Bund und Ländern ausgegeben.

Trinkwasser

Als Ergebnis eines Belastungszenarios schätzt das *UBA* (1991) die künftig zu erwartenden monetären Schäden in den alten Bundesländern infolge einer steigenden Nitrat-Belastung des Trinkwassers auf jährlich rund 558 Mio. DM. Auf der Grundlage derzeitiger Kostensätze (Basisfall) sind in diesem Szenario die Kosten der Nitratentfernung (ca. 216 Mio. DM/Jahr) sowie die Kosten für eine notwendige Erschließung von unbelasteten Trinkwasserressourcen (ca. 343 Mio. DM/Jahr) enthalten. Unterstellt man um 50 % bzw. 100 % erhöhte spezifische Kostensätze (Kostenszenario), so ergeben sich künftig jährliche Gesamtkosten in Höhe von ca. 838 Mio. DM bzw. von ca. 1.117 Mio. DM.

Eine Abschätzung der landwirtschaftlich verursachten Folgekosten der Nitrat-Belastung des Grundwassers wurde vom Institut für wassergefährdende Stoffe (IWS) an der TU-Berlin durchgeführt. Im Hinblick auf die Wasserversorgung wurden dabei nur Belastungen in den Wassereinzugsgebieten der öffentlichen Trinkwasserversorgung betrachtet.

Die Schätzung der monetären Belastungen für die Wasserversorgung beläuft sich im Bezugsjahr 1987 (alte Bundesländer) auf potentielle Kosten in Höhe von ca. 888 Mio. DM/Jahr. Unter Berücksichtigung der möglichen bzw. erwarteten Auswirkungen der EG-Agrarreform werden die jährlichen Kosten für das Bezugsjahr 2005 auf rund 800 Mio. DM geschätzt (65).

Von einer landwirtschaftlichen Nitrat-Belastung ist jedoch auch das Grundwasser außerhalb der Wassergewinnungsgebiete betroffen (externe Effekte). Da diese Grundwasserverunreinigungen keine direkten Kosten verursachen, ist eine monetäre Bewertung äußerst schwierig. Um eine Vorstellung über den Nutzen flächendeckender Vorsorgestragien zu erhalten, wurden vom IWS fiktive Kosten für die abgeschätzte Grundwasserbelastung errechnet. Dabei wurden Aufwendungen unterstellt, die für die Aufbereitung von nitratbelasteten Grundwasser erforderlich sind. Nach diesen Berechnungen belaufen sich die fiktiven Kosten der Nitrat-Belastung des oberflächennahen Grundwassers für das Bezugsjahr 1987 auf 7,3 Mrd. DM bzw. für das Bezugsjahr 2005 auf 7,4 Mrd. DM jährlich (65).

Bauschäden

Die Kosten für Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen an Baudenkmälern belaufen sich in den alten Bundesländern auf jährlich 4 Mrd. DM. Allein die Kosten der permanenten Sanierung der Kölner Doms betragen 1993 ca. 16 Mio. DM. Der Bedarf in den neuen Bundesländern wird auf das Zehnfache geschätzt (*Bundesministerium fpr Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*). Wie bereits erwähnt (siehe 4.2.3), ist die Hauptursache für die beschleunigte Verwitterung von Stein, Mörtel, Ziegeln, Glas und Metall in der Belastung der Luft mit Schwefeldioxid zu sehen. Eine Quantifizierung des Anteils der biogenen Salpetersäurekorrosion am Gesamtschaden liegt nicht vor.

5. Maßnahmen zur Rückführung der Stickstoffbelastungen

Die Möglichkeiten der Reduzierung von Stickstoffbelastungen sind in zahlreichen Untersuchungen und Projekten erörtert und abgehandelt worden. Je nach Interessenlage und Erwartung sind Einschätzungen und Bewertungen veröffentlicht sowie Maßnahmen vorgestellt worden. Das beigefügte Literaturverzeichnis ist Ausdruck dieser Bemühungen.

In der Regel sind die hier vorgeschlagenen Maßnahmen medien- und/oder interessenorientiert ausgerichtet. Die Durchsetzungsperspektiven sind unterschiedlich zu bewerten. Auf der Grundlage dieser Vorschläge und unter Beachtung des Vermeidungsgebotes wird im folgenden versucht ein umfassendes Maßnahmenbündel zu entwickeln. Dabei ist festzuhalten, daß trotz der in allen Emissionsbereichen bereits ergriffenen Maßnahmen weitere differenzierte Reduktionsmaßnahmen notwendig sind.

Auf der Grundlage der im Kapitel 3 abgeleiteten Datenbasis für die bereichsspezifischen Emissionen erfolgt in Kapitel 5.2 die Ableitung quellenbezogener Minderungspotentiale unter Bezugnahme auf die im Literaturverzeichnis aufgeführten Untersuchungen. Wegen der zugrundeliegenden unterschiedlichen Bewertungsverfahren und z.T. abweichender Datengrundlage bei den verschiedenen Autoren sind bei einigen Maßnahmen auch die Spannbreiten der Minderungspotentiale ausgewiesen. In der Regel sind dabei die publizierten, prozentualen Anteile eines Emissionsbereichs jeweils auf die aktuellste Datengrundlage bezogen worden, so daß die angegebenen Werte in der Regel nicht notwendigerweise mit den Originaldaten der verwendeten Literaturquelle übereinstimmen müssen.

Unter der Voraussetzung, daß keine wesentlichen Verschiebungen des Anteils dieser Quelle an den bereichsspezifischen Emissionen eingetreten ist, werden auf diese Weise die aktuelle Emissionssituation und das weiterhin vorhandene Minderungspotential indirekt mitberücksichtigt.

Die Minderungspotentiale vieler Maßnahmen stehen in enger Wechselbeziehung zueinander. Ursachennahe Minderungsmaßnahmen verringern automatisch auch die Minderungspotentiale für Maßnahmen im nachgeschalteten Emissionsbereich. Eine Reduzierung des Viehbestandes in den entsprechenden Regionen z.B. würde die Wirksamkeit der Emissionsminderungsmaßnahmen bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger entscheidend beeinflussen. Eine effiziente Energienutzung durch bessere Wärmedämmung im Wohnbereich z.B. würde allein über die Senkung des Energieverbrauchs die N-Emissionen vermindern helfen. Die Senkung der Mobilität und des Kraftstoffverbrauchs bei Kraftfahrzeugen ist sicherlich sehr viel wirksamer als die nachträgliche Minderung der N-Emissionen durch eine aufwendige Katalysatortechnik.

In Kapitel 5.3 werden Maßnahmenvorschläge entwickelt. Die Maßnahmen werden kurz beschrieben und die Wirksamkeit der Maßnahmen wird diskutiert. So weit möglich erfolgt eine Darstellung der Umsetzungsstrategie und eine Aussage zum gesamten Minderungspotential.

Die Aufstellung einer Prioritätenliste für die Maßnahmen, die ökonomische und soziale Gesichtspunkte sowie deren Wirksamkeit im Hinblick auf das Minderungspotential berücksichtigt, kann aber im Rahmen dieses Berichts gegenwärtig nicht geleistet werden. Hier besteht ein vordringlicher und grundlegender Untersuchungsbedarf, um zu möglichst effektiven, kostengünstigen und sozial verträglichen Lösungen zu gelangen. Hierbei sind nicht nur die Maßnahmen isoliert zu betrachten, sondern Maßnahmenkombinationen und Synergieeffekte besonders zu berücksichtigen.

5.1 Bewertung des Standes der eingeleiteten oder umgesetzten Minderungsmaßnahmen

Die Umweltgesetzgebung und die bisher ergriffenen Maßnahmen zur Minderung der Belastung der Umwelt durch Stickstoffverbindungen waren überwiegend medial ausgerichtet. Die eingeleiteten Maßnahmen zielten in der Vergangenheit im wesentlichen darauf ab, Stickstoffverbindungen, deren schädigende Wirkung eindeutig nachgewiesen werden konnte, zu eliminieren oder auf ein umweltverträgliches Maß zurückzuführen.

Eine dauerhafte Lösung der Stickstoffproblematik ist aber nur dann zu erwarten, wenn die zu ergreifenden Maßnahmen alle Quellen erfassen und dabei die relevanten medienübergreifenden Effekte und Wirkungen besonders berücksichtigt werden (siehe Kap. 1-4). Hinsichtlich der Umsetzbarkeit und Wirksamkeit der Maßnahmen sind zu unterscheiden:

1. Bereits eingeleitete Maßnahmen, die noch nicht voll umgesetzt sind (z.B Katalysatoreinsatz im Kfz-Bereich und Maßnahmen zur Entstickung bei Feuerungsanlagen, Verbesserung der Wärmedämmung und Regelungen zur Optimierung des Düngemitteleinsatzes);
2. Maßnahmen, die sektoral und kurzfristig zu einer wirkungsvollen Minderung der Belastung der Umwelt beitragen (z.B. die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern nach anerkannten Regeln der Technik und unter Beachtung des Pflanzenbedarfs und der standörtlichen Gegebenheiten) und
3. Maßnahmen, die mittelfristig (z.B. konsequente Umsetzung der Forderung nach verbrauchs- und emissionsarmen Autos) bis langfristig eine nachhaltige Lösung des Gesamtstickstoffproblems zum Ziel haben (z.B. Neuorientierung der Ernährungsgewohnheiten mit der Folge einer Anpassung der Tierbestände, vgl. Tabelle 5.4).

Auf der 2. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (2. INK, 1987) kamen die Minister der Anrainerstaaten überein, daß es notwendig ist, unter Anwendung des Vorsorgeprinzips Initiativen zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen in die Nordsee zu koordinieren. Auf der 3. INK 1990 wurde beschlossen, Maßnahmen zu ergreifen, um die Nährstoffeinträge in Gebieten, in denen sie mittelbar oder unmittelbar eine Verunreinigung zur Folge haben könnten, im Zeitraum zwischen 1985 und 1995 um 50 % zu reduzieren. Dazu wurden Maßnahmen für die Bereiche kommunale Kläranlagen, Industriebetriebe und Landwirtschaft festgelegt. Politische Vorgaben zur Reduzierung der Gewässerbelastung mit Nähr- bzw. Schadstoffen bestehen durch internationale Konventionen, Beschlüsse und Empfehlungen (u.a. *Osparcom, Helcom, IKSR, IKSE*).

Es steht jetzt fest, daß die Zielvorgabe der 3. INK, bis 1995 eine 50%ige Minderung der Stickstoffeinträge in die Nordsee herbeizuführen, nicht erreicht worden ist. Im „Progress Report" der 4. INK wird die erzielte Minderung mit ca. 25 % angegeben (127, 156, 160). Eine Zusammenstellung relevanter Daten befindet sich u.a. im Bericht der Forschungsstelle Küste des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie „Schutz der Nordsee vor Stoffeinträgen" (161).

Extensivierungsmaßnahmen im Bereich der Pflanzenproduktion sind zur Lösung der Stickstoffproblematik ohne begleitende Maßnahmen in anderen Bereichen wenig effizient, weil dieser Bereich der landwirtschaftlichen Produktion bereits heute durch eine relativ hohe Effizienz des Stickstoffeinsatzes zumindest beim Einsatz von Mineraldüngern bezogen auf die Flächeneinheit und bei Einhaltung einer guten fachlichen Praxis gekennzeichnet ist. Gleichwohl ist positiv zu vermerken, daß der Absatz von Handelsdüngern im Zeitraum von 1988-1994 gesenkt werden konnte. Eine weitere Reduzierung der Stickstoffverluste ist vor allem in der Tierhaltung und beim Einsatz von Wirtschaftsdüngern erforderlich.

Die Begrenzung der fortschreitenden Schädigung der Waldböden durch Eintrag versauernd wirkender Verbindungen ist ohne Maßnahmen im Verkehrsbereich und die Verminderung der Ammoniakemission – insbesondere aus der Tierhaltung – voraussichtlich nicht leistbar (61, 64). Der Anteil des Ammoniakpfades an der Versauerung der Böden beträgt heute ca. 80 % (1970 wegen des höheren Anteils saurer Schwefelverbindungen nur ca. 50 %). Je nach Anteil der Emissionen aus Tierhaltung und Verkehr bzw. ihres Anteils innerhalb einer Region ist allerdings eine differenzierte regionale Betrachtung der Versauerungssituation erforderlich (u.a. Kapitel 4 und 3.4, 29, 91).

Schon auf der 3. Sitzung des „Grünen Runden Tisches" der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (SDW) am 24.5.1993 in Bonn wurde von einer Expertenrunde (u.a. *Mohr, Ulrich, Kreutzer*) eine Minderung aller luftgetragenen Stickstoffeinträge um 40 % gefordert, um die Existenz der Wälder mittelfristig zu sichern. Um die kritische Schadstoffbelastung der Wälder nicht zu überschreiten, müßte laut *Ulrich* (1991) innerhalb der nächsten 10 bis 20 Jahre die Emission von NO_x und NH_3 um 55 bis 60 % und die von SO_2 um weitere 25% vermindert werden. Langfristig, d.h. mit einer Zielperspektive von 20 Jahren wird von der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages bei den Stickstoffemissionen sogar eine Minderung um 80 % gefordert (42, 59, 63, 173, 174, 175).

Zur gegenwärtigen Belastungssituation naturnaher terrestrischer Ökosysteme trägt überwiegend der über den Luftpfad (vgl. Tabelle 3.5.3) eingetragene Stickstoff bei. Ein nachhaltiger Schutz sensibler Biotope wird nur durch solche Maßnahmen möglich sein, die besonders diese Einträge verringern. Mit den gegenwärtig ergriffenen Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers allein ist dieses Ziel nicht zu erreichen.

Die Rückführung der NO_x-Emissionen aus dem Kraftwerksbereich allein ist zur Lösung dieses Problems nicht hinreichend, wenn nicht gleichzeitig die Emissionen aus dem Verkehrsbereich und dem Hausbrand in gleicher Weise reduziert werden. Die Reduzierung der NO_x-Emissionen aus dem Verkehrsbereich durch die Einführung der Katalysatortechnik wird durch eine Steige-

rung des Verkehrsaufkommens vor allem im Nutzfahrzeugbereich überlagert.

5.2 Quellenbezogene Minderungspotentiale

Die in den Tabellen 5.2.1 bis 5.2.4 ausgewiesenen Minderungspotentiale gehen von den Abschätzungen verschiedener Autoren aus. Die jeweiligen Quellen sind angemerkt worden. Soweit erforderlich und sachlich begründet, wurde eine Abschätzung der Bandbreiten der Minderungspotentiale vorgenommen. Dies erfolgt u.a. auf der im Kapitel 3 ausführlich abgeleiteten Datenbasis, so daß auch eine erste grobe Einschätzung der Effizienz der jeweiligen Maßnahme möglich wird.

Bei den ausgewiesenen Minderungspotentialen für Maßnahmen in der Landwirtschaft ist besonders darauf geachtet worden, daß nur die Verluste an reaktiven Stickstoffverbindungen für die jeweilige Maßnahme in die Tabellen aufgenommen worden sind. Anders als in den Bereichen Verkehr bzw. Energie und Heizung ist hier die Festlegung des Stickstoffs im Produkt Pflanze oder Tier zu berücksichtigen. So weit möglich und erforderlich ist eine Zuordnung auf den Austragspfad erfolgt.

Die in der Tabelle ausgewiesenen Minderungspotentiale sind allerdings nicht ohne weiteres addierbar. Hierdurch würde sich eine Überschätzung des Gesamtminderungseffektes ergeben. Werden Maßnahmen kombiniert, dann ergeben sich komplizierte Abhängigkeiten, die voraussichtlich nur mit Fallstudien und Computersimulationen verläßlich zu quantifizieren sind.

Obwohl für einzelne Maßnahmen (Kraftwerksnachrüstungen, Katalysatornachrüstung, viele technische Verfahren zur Emissionsminderung etc.) der Kostenrahmen weitgehend bekannt ist, wird vorerst auf eine Abschätzung der Kosten für die jeweilige Stickstoffminderung verzichtet, da für eine exakte Zuordnung der Kosten auf betriebs- oder volkswirtschaftlicher Ebene eine vertiefte wissenschaftliche Analyse notwendig ist. Vor allem die mit den Maßnahmen verbundenen komplexen Auswirkungen und Synergieeffekte im sozialen, mikro- und makroökonomischen Bereich sind nicht ohne weiteres abschätzbar. Diesen vernetzten Zusammenhängen muß in Zukunft unter dem Gesichtspunkt der Kosteneffizienz vermehrte Aufmerksamkeit

Tab. 5.2.1: Maßnahmen in der Landwirtschaft

Minderungspotentiale von Einzelmaßnahmen bezogen auf die Quelle und auf die ermittelte Datenbasis (Stand 1995)

Maßnahme:		quellenb. Minderung	Rein-N (kt/a)		100%= 2.753
1) Ausbringung und Lagerung von Wirtschaftsdüngern (UBA/LAI, 1994):					
- Zeitpunkt der Ausbringung, Wetter		35 %	79		2,9 %
- sofortige Einarbeitung auf Ackerland (= 68,4 % der LF) mindestens:		80 %	123	*	4,5 %
- bodennahe Ausbringungstechnik z.B. auf Grünland mit Schleppschlauchtechnik	von:	30 %	67	*	2,4 %
	bis:	50 %	112		4,1 %
Injektions- und Schlitzgeräte	von:	90 %	202		7,3 %
	bis:	95 %	213		7,7 %
- Lagerung von Wirtschaftsdüngern: (UBA/LAI, 1994)	von:	50 %	45	*	1,6 %
	bis:	95 %	85		3,1 %
2) Stallbau und -technik (UBA/LAI 1994)	bis:	50 % (1)	45	*	1,6 %
3) Bedarfs- und leistungsorientierte Fütterung (2):					
- mindestens (UBA/LAI, 1994)		10 %	87		3,2 %
(davon je 50 % Luft- und Wasserpfad)			44	*	1,6 %
- beim Rind (KTBL, 1996):	von:	10 %	61		2,2 %
	bis:	15 %	91		3,3 %
- beim Schwein (KTBL, 1996):	von:	20 %	20		0,7 %
	bis:	30 %	30		1,1 %
4) Reduzierung des Düngeniveaus bei mineralischen Düngemitteln (25 % Verluste) (3)	von:	15 %	61		2,2 %
	bis:	40 %	161		5,9 %
5) Reduzierung des Düngeniveaus bei mineralischen und organischen Düngemitteln (4) (mittlerer Verlust 35 %)	von:	15 %	133		4,8 %
	bis:	40 %	355		12,9 %
6) Steigerung der N-Effizienz durch höhere Entzüge bis zum Jahr 2005 (5)		15 %	309		11,2 %
7) Verringerung des regionalen Viehbesatzes von gegenwärtig 0,9 GV/ha auf 0,5 GV/ha (6)			440		16,0 %

(1) nur in wenigen Fällen zu realisieren, z.B. in der Hühnermast;
(2) Hierbei wird berücksichtigt, daß neben Emissionsminderungen beim Ammoniak aus dem Stallbereich in der Folge auch entsprechend der erzielten Minderung weniger Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auftreten. Etwa 50 % der hier erzielten Minderung wird dem Wasserpfad zugerechnet.
(3) Von der Reduzierung des Düngeniveaus bei mineralischen Stickstoffdüngern wird hier nur der Teil ausgewiesen, der nicht von den Pflanzen aufgenommen wird. Darin enthalten sind die zuordenbaren Ammoniakverluste aus der mineralischen N-Düngung in Höhe von 81 kt Rein-N, nämlich 12,5 bzw. 32,4 kt Ammoniak-N. Nicht abgeschätzt werden kann z.Z. die Emissionsminderung durch den verstärkten Einsatz von Nitrifikationshemmern.
(4) Hier handelt es sich nur um eine quantitative Abschätzung der Auswirkung von Maßnahmen, die insgesamt auf eine Absenkung des Düngeniveaus in der angegebenen Größenordnung abzielen. Die zuordenbaren Ammoniakverluste aus der mineralischen Düngung sind bereits abgezogen. Die hier ausgewiesenen Beträge tragen vorrangig zur Entlastung des Wasserpfades bei.
(5) Nach Schuster, Zschoche und Friedt (1995) kann im Durchschnitt von einem jährlichen Ertragszuwachs von ca. 1 - 3 % ausgegangen werden (164). Der Effekt ergibt sich aus verbesserten Anbaumethoden und/oder durch Einsatz von Sorten mit höherem Ertragspotential. Bei züchterisch intensiv bearbeiteten Kulturpflanzen wie z.B. Mais und Weizen ist der Zuwachs höher als bei weniger bearbeiteten Pflanzen wie z.B. Hafer. Der Ertragszuwachs ist nicht als kontinuierlicher Prozeß anzusehen. Häufig treten Ertragssprünge auf, wenn es gelingt Sorten mit neuen Eigenschaften (z.B. Krankheitsresistenz) oder neue Züchtungsmethoden bei einer Kulturpflanze einzuführen (z.B. Hybridzüchtung)(164).
(6) nach Isermann (1994) und hinsichtlich der Datenbasis und der Randbedingungen fortgeschrieben (vgl. 63, 175, 176)
(*) Verminderung von Ammoniakemissionen

gewidmet werden. Im Rahmen dieses Berichtes kann dies nicht geleistet werden.

5.3 Maßnahmenvorschläge

5.3.1 Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft

Zur Umsetzung einer umweltverträglichen Landbewirtschaftung, die sich am Prinzip der Nachhaltigkeit orientiert, gehört vor allem das Setzen entsprechender agrarpolitischer, wirtschaftlicher und ordnungsrechtlicher Rahmenbedingungen. Es sollten die Bewirtschaftungsmethoden konsequent gefördert werden, die zur Minimierung der Stickstoffüberschüsse beitragen.

Die erforderlichen Schritte zur Reduzierung der Emissionen von Stickstoffverbindungen aus dem Bereich Landwirtschaft können mit weitreichenden Konsequenzen für alle Bereiche unseres Lebens verbunden sein. Daher bedarf es einer eingehenden Untersuchung der einzelnen Maßnahmen und einer Abwägung des Nutzens und der Folgen. Gleichzeitig muß zwischen Maßnahmen, die bereits kurz- bis mittelfristig und im nationalen Rahmen praxiswirksam werden können, und Maßnahmen, die einer längerfristigen und mindestens EU-weiten Umsetzung bedürfen, differenziert werden.

Im folgenden wird auf technische, organisatorische und ordnungsrechtliche Maßnahmen zur Reduzierung der N-Belastungen aus der Landwirtschaft eingegangen.

■ Reduzierung der NH_3-Emissionen durch stickstoffeffizientere, bedarfs- und leistungsorientierte Fütterung

Mit einer ganzjährigen bedarfs- und leistungsorientierten Fütterung lassen sich die Stickstoffausscheidungen bei Schweinen, Milchkühen, aufwachsenden Rindern und Bullen und damit auch die Ammoniakemissionen reduzieren, ohne daß es zu Leistungseinbußen kommt.

Der Minderungseffekt dürfte maximal 120 kt NH_3-N/a betragen. Das entspricht etwa 4,4% der Stickstoffgesamteinträge in die Umwelt (129, 158).

Geeignete Einzelmaßnahmen sind der Abbau der Proteinüberversorgung (z.B. durch Senkung der Rohproteingehalte im gewerblich hergestellten Mischfutter und in der Fütterung durch bessere Anpassung an den Bedarf der Tiere), die Verbesserung der Proteinverwertung durch Auswahl und

Tabelle 5.2.2: Maßnahmen im Verkehrsbereich

Minderungspotentiale bezogen auf die Quelle und auf die ermittelte Datenbasis (Stand 1995)			
Maßnahme (*):	quellenb. Minderung	Rein-N (kt/a)	100%= 2.753
1) Ersatz von Altfahrzeugen durch PKW mit Katalysatortechnik (5% pro Jahr, 100 % bis zum Jahr 2004/2005) ca.	40 %	105	3,8 %
2) Katalysatornachrüstung bei Gebrauchtfahrzeugen (abzügl. Ammoniakemission) für ca. 6 Mio. PKW min.:	15 %	39	1,4 %
max.:	20 %	52	1,9 %
3) Geschwindigkeitsbegrenzung incl. def. Fahrweise max.:	20 %	100	3,6 %
4) Umrüstung auf den Gasantrieb mit geregeltem Katalysator bei Bussen und Verteiler-LKW im Regionalverkehr (Umschichtung bis 2003) min.:	15 %	36	1,3 %
max.:	20 %	47	1,7 %
5) Absenkung des Verkehrsniveaus, ÖPNV, zu erschließen in ca. 3 Jahren	12 %	60	2,2 %
6) Umrüstung a. Elektroantrieb (ca. 6 % Anteil im Jahre 2005)	5 %	14	0,5 %

(*) überwiegend in Anlehnung an Daten und Ableitungen der UMK-AG „Umwelt und Verkehr"

Tabelle 5.2.3: Maßnahmen in den Bereichen Energie, Heizung und bauliche Maßnahmen

Minderungspotentiale bezogen auf die Quelle und auf die ermittelte Datenbasis (Stand 1995)			
Maßnahme:	quellenb. Minderung	Rein-N (kt/a)	100%= 2.753
1) Kraft- und Fernheizwerke Trendszenario 2005 (35)	37 %	59	2,2 %
verbleibendes Minderungspotential nach eigener Einschätzung (1)	25 %	40	1,5 %
2) Energieeinsparung Industrie Trendszenario 2005 (35)	14 %	12	0,4 %
verbleibendes Minderungspotential nach eigener Einschätzung (1)	7 %	6	0,2 %
3) Haushalte und Kleinverbraucher Trendszenario 2005 (35)	17 %	8	0,3 %
4) bauliche Maßnahmen (z.B. Wärmedämmung im Altbestand) (2)	50 %	23	0,8 %
5) Substitution durch regenerative Energie	4 %	14	0,5 %

(1) Unter der Annahme, daß bis 1995 ca. 1/3 des Trendszenarios erreicht ist, verbleiben die angegebenen Minderungspotentiale.

(2) Bei der Annahme, daß parallel zu solchen baulichen Maßnahmen auch eine Verbesserung der Brennerqualität in Kleinfeuerungsanlagen erreichbar erscheint, wird diese Annahme als realisierbar eingeschätzt.

Tabelle 5.2.4: Bereich menschliche Ernährung und Abwasserreinigung

Minderungspotentiale bezogen auf die Quelle und auf die ermittelte Datenbasis (Stand 1995)			
Maßnahme:	quellenb. Minderung	Rein-N (kt/a)	100%= 2.753
1) N-Elimination in Kläranlagen	31 %	72	2,6 %
2) Ernährungsanpassung von ca.:	28 %	67	2,4 %
Ernährungsanpassung auf WHO-Standard	49 %	117	4,2 %
3) bedarfsorientierte und ausgewogene (50/50) tierische und pflanzliche Eiweißversorgung der Bevölkerung bei gleichzeitigem Abbau der Agrarexporte (ISERMANN, 1994)		296	10,7 %
4) verstärkter Einsatz von Sekundärrohstoffdüngern zur partiellen Substitution mineralischer Dünger (1), z.B.:			
- Klärschlamm, gegenwärtig ca. 30 %:		38	1,4 %
bei 70% Klärschlammverwertung zusätzlich (2):		42	1,5 %
- häusliche Bioabfälle (z.B. Biokompost)(2)		36	1,3 %
5) Verringerung von Verarbeitungsverlusten und Abfällen	30 %	81	2,9 %

(1) Die Daten wurden abgeleitet auf der Grundlage des gegenwärtigen Klärschlammaufkommens (vgl. 155, 162)
(2) Dies gilt vorbehaltlich einer Steigerung der Akzeptanz für diesen Verwertungsweg.

Kombination geeigneter Futtermittel (z.B. auch Zusatz geeigneter Zusatzstoffe) sowie gezielte Ergänzung von wirtschaftseigenem Futter. Dies kann erreicht werden durch eine Verbesserung der Fütterungsberatung. Bei Hochleistungskühen bietet sich die Verwendung von Kraftfutter mit einem erhöhten Anteil an pansenstabilen Eiweißen an.

Das größte relative Minderungspotential besteht zwar in der Mastschweinehaltung, das mengenmäßig größte Minderungspotential besteht jedoch in der Rinderhaltung aufgrund der größeren GV-Zahl bzw. der höheren Ausscheidungsmengen und damit verbunden dem größeren Stickstoffanfall.

Modellversuche zu diesen Fütterungsverfahren sind in einigen Bundesländern bereits gelaufen oder initiiert worden, so daß sich auch in diesem Bereich bereits ein umweltverträglicher Stand der Technik abzeichnet. Zusätzliche Kosten entstehen aus dem Aufwand für die notwendigen Futteruntersuchungen (ca. 40 - 90 DM / Untersuchung) und ggf. Kontrolluntersuchungen (z.B. Bestimmung des Harnstoffgehalts der Milch), einem höheren Lageraufwand für verschiedene Futtertypen sowie durch gezielte Zugabe von Aminosäuren.

Umsetzung:
- kurzfristig durch verstärkte Beratung der Landwirte;
- mittelfristig sollten entsprechende Verfahren bei genehmigungs bedürftigen Anlagen der Schweine- und Geflügelhaltung eingeführt werden und die notwendigen Verfahrensregelungen entwickelt werden.
- Staatliche Förderung würde die Umstellung der Betriebe auf diese Verfahren erleichtern.
- Im EU-Bereich müßte dafür Sorge getragen werden, daß eine möglichst exakte Deklarierung der Inhaltsstoffe, insbesondere des Proteingehalts bei Futtermitteln (Einengung des Schwankungsbereichs) eingeführt wird.

■ Reduzierung der NH_3-Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Im Bereich der Tierhaltung entfallen etwa 50 % der NH_3-Emissionen auf die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Die Verbesserung der Ausbringungverfahren von Wirtschaftsdüngern stellt somit folgeorientiert eine sehr effektive Maßnahme zur Minimierung von Ammoniakemissionen dar. Dabei ist zu vermeiden, daß mit dieser Maßnahme eine Verlagerung der Stickstoffüberschüsse in andere Umweltkompartimente begünstigt wird. Der mögliche Minderungseffekt dürfte zwischen 100 und 200 kt NH_3-N / a betragen. Das entspricht etwa 4 - 8 % der Stickstoffeinträge in die Umwelt aus allen Quellen.

Damit ist auch berücksichtigt, daß wohl überwiegend auf bodennahe Ausbringungstechniken und nicht auf die Technik der Injektion zurückgegriffen werden kann. Die unverzügliche Einarbeitung nach der Ausbringung auf unbewachsenem Boden ist bereits in der Düngeverordnung festgeschrieben.

Die Beachtung emissionsbestimmender Einflußgrößen wie Temperatur, Regen, Wind und Sonneneinstrahlung sowie Pflanzenart und -entwicklung verbunden mit der unverzüglichen Einarbeitung auf unbewachsenem Boden erfordert i.d.R. keinen unvertretbaren Zusatzaufwand im landwirtschaftlichen Betrieb. Mittelfristig ist die Effizienz durch Umstieg auf emissionsarme Ausbringungsverfahren zu steigern. So ist die Schleppschlauch- bzw. die Schleppschuhtechnik praxisreif entwickelt und wird z.T. bereits heute, vornehmlich überbetrieblich, eingesetzt. Wegen höherer Ausbringungskosten von ca. 2 - 3 DM / m^3 verzichten jedoch viele Betriebe noch auf den Einsatz dieser Technik und greifen nach wie vor auf die im Betrieb vorhandenen Ausbringungsverfahren zurück.

Umsetzung:
- kurzfristig durch verstärkte Beratung und Kontrolle der Landwirte;
- begrenzte Anschubförderung für Investitionen in entsprechende Technik unter Berücksichtigung des überbetrieblichen Maschineneinsatz;
- mittelfristig durch Umstellung auf emissionsärmere Ausbringung.

■ Reduzierung der NH_3-Emissionen durch Verbesserung der Lagerung von Wirtschaftsdünger

Durch Reduzierung der reaktiven Oberfläche bzw. durch Abdeckungen (z.B. Granulat, Folien, Zelte oder feste Abdeckungen) sind Emissionsminderungen zwischen ca. 40 - 80 kt NH_3-N / a oder 1,5 - 3 % der gesamten Stickstoffausträge technisch zu erreichen. Bei der Flüssigmistlagerung im Bereich der Schweineproduktion sind dabei die größten Minderungspotentiale zu erwarten, da sich hier kaum natürliche Schwimmdecken bilden.

Allgemein gilt: je geringer der Luftaustausch zwischen dem Luftraum oberhalb des Flüssigmistes oder der Umgebungsluft ist, desto niedriger sind die N-Verluste bzw. die NH_3-Emissionen. Bei nahezu geschlossener Abdeckung können die N-Verluste auf ca. 5 % reduziert werden. Dies müßte auch im Interesse der Landwirte sein, da dann auch für die Düngung effektiv mehr Stickstoff zur Verfügung steht.

Da die Kosten einer Behälterabdeckung höher sind als der Zugewinn durch den eingesparten Stickstoff wird z.Z. nur durch eine entsprechende finanzielle Förderung ein Anreiz für die Landwirte zur Behälterabdeckung geschaffen werden können. Dabei wird durch die TA Luft für genehmigungsbedürftige Anlagen zur Güllelagerung bereits derzeitig eine Abdeckung oder gleichwertige andere Maßnahme zur Emissionsminderung gefordert.

Umsetzung:
- bei Neuanlagen: Förderung nur bei Abdeckung oder bei gleichwertiger anderer Maßnahme zur Emissionsminderung
- bei Altanlagen: Förderung der Umrüstung nur bei Abdeckung oder bei gleichwertiger anderer Maßnahme zur Emissionsminderung

■ Biogaserzeugung auf Güllebasis

Bei Zusatz anderer organischer Abfälle (z.B. aus den Fettabscheidern der Schlachthöfe) läßt sich eine sehr effektive Biogaserzeugung aufbauen. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß nur unbedenkliche Abfälle verarbeitet werden, damit eine unbedenkliche Verwertung des Faulschlammes nachhaltig gesichert ist und eine Schadstoffbelastung des Bodens im Falle des Einsatzes in der Landwirtschaft nicht zu besorgen ist. Hierfür sind für die in Frage kommenden Abfälle qualitative Mindeststandards sowie Überwachungsmechanismen auf dem Verordnungswege durch den Bund im Rahmen der Umsetzung des KrW-/AbfG verbindlich vorzugeben. Durch den zu festgelegten Preisen (Stromeinspeisungsgesetz) zu realisierenden Verkauf des damit erzeugten Stroms, die Abgabe von Wärme und die Einnahmen aus der Abfallverwertung ist mit dem wirtschaftlichen Betrieb solcher Anlagen zu rechnen, so daß auch die zusätzlichen Lagerkosten langfristig aufgefangen werden können.

Der Einsparung von Energie, der verbesserten Düngewirkung der so behandelten Gülle durch bessere Infiltrationseigenschaften und einem höheren Anteil pflanzenverfügbaren Ammoniums stehen Nachteile durch eine Erhöhung des NH_3-Emissionspotentials (höherer pH-Wert, höhere NH_4^+-Konzentration) gegenüber. Diese Nachteile können durch emissionsärmere Ausbringung und unverzügliche Einarbeitung weitgehend ausgeglichen werden. Solche Anlagen sind jedoch nur dort sinnvoll, wo Abnehmer für die Wärme vorhanden sind.

Der Vorteil des Verfahrens besteht darin, daß durch die erhöhte Pflanzenverfügbarkeit der „Biogas-Gülle" mineralische Stickstoff-Düngemittel eingespart werden können.

Umsetzung:
- verstärkte Beratung der Betroffenen, z.B. Gemeinden und Landwirte;
- Ausbau der Biogaserzeugung auf Güllebasis.

■ Weiterentwicklung der Flächenbindung der Tierhaltung

Eine flächengebundene Tierhaltung liegt dann vor, wenn die Verwertung der bei der Tierhaltung anfallenden Wirtschaftsdünger auf betriebseigenen Flächen, dazu zählen auch Pachtflächen und durch Verträge langfristig gebundene Ausbringungsflächen, pflanzenbedarfsgerecht und umweltgerecht gewährleistet werden kann. Je nach den regionalen Gegebenheiten (Standortbedingungen, Ertragserwartungen) kann flächengebundene Tierhaltung durchaus zu einem unterschiedlichen Viehbesatz führen.

In Verbindung mit der Einhaltung der guten fachlichen Praxis beim Düngen, die verbindlich durch die Dünge-VO vorgegeben ist, stellt die Flächenbindung in der Tierhaltung eine wesentliche Maßnahme zur Reduzierung der Stickstoff-Bilanzüberschüsse dar (vgl. hierzu die Entschließung des Bundesrates, BR-Drs. 301/95, 148). Darüberhinaus sind die Stickstoff-Bilanzüberschüsse auf den Einzelflächen auf ein Mindestmaß zu reduzieren.

Zur Herstellung einer flächengebundenen Tierhaltung kann es im Einzelfall erforderlich werden, überhöhte regionale Tierbestände abzubauen. Letzteres wäre dann unumgänglich, wenn sich die anfallenden Wirtschaftsdüngermengen auch durch überregionale Maßnahmen nicht nach guter fachlicher Praxis verwerten ließen.

Von der Flächenbindung allein, ist nicht ohne weiteres eine Verringerung der regionalen Stickstoffemissionen insgesamt zu erwarten. Vor einem Abbau der Tierbestände muß ggf. in einigen Problemregionen/-betrieben auch die überbetriebliche Verwertung der Gülle in Betracht gezogen werden. Damit ist zu erwarten, daß regional vorhandene Belastungen erheblich gemildert werden können.

Im Bewertungsgesetz, in der einzelbetrieblichen Förderung landwirtschaftlicher Betriebe sowie in zahlreichen Programmen zur Einführung und Beibehaltung einer umweltgerechten Landbewirtschaftung (z.B. nach EG-VO 2078/92) sind Obergrenzen für den Tierbesatz bzw. den Nährstoffanfall pro Hektar als Fördervoraussetzung vorgeschrieben. Eine Weiterentwicklung landwirtschaftlicher Betriebe mit Hilfe staatlicher Förderprogramme ist somit unter Anpassung ihrer Betriebsstruktur möglich.

Umsetzung:
- Schaffung von Rahmenvorgaben für die Flächenbindung in der EU;
- Weiterentwicklung der Flächenbindung in landwirtschaftlichen Förderprogrammen z.B. auch durch eine verbesserte finanzielle Ausstattung solcher Programme,
- Entwicklung von Konzepten zur Umgestaltung von Regionen mit zu hohem Viehbesatz, ggf. mit Unterstützung der EU.

■ Verbesserung der standort- und pflanzenbedarfsgerechten Nährstoffversorgung

Als geeignete Maßnahmen, sind zu nennen:
- die Reduzierung vermeidbarer Nährstoffüberschüssen, insbesondere bei Wirtschaftsdüngern auf der Basis von Stickstoff-Bilanzen;
- die Steigerung der Düngeeffizienz (Nmin-Methode, N-Splitting);
- die optimale N-Ausnutzung durch die Fruchtfolgegestaltung;
- die Reduzierung der Stickstoff-Auswaschung durch Anbau von Zwischenfrüchten;
- die standortgerechte Bodenbearbeitung;
- Erhalt des Grünlandes und Förderung auf möglichst extensivem Niveau;

Neben diesen Maßnahmen, die nach Ansicht der Vertreter der Agrarministerkonferenz bereits heute zum größten Teil durch die Dünge-VO umgesetzt sind, können weitere Maßnahmen zur Entlastung der Umwelt beitragen. Hierzu zählt u.a.:

– der Einsatz von Nitrifikationshemmern, wodurch die Verluste an gasförmigen N-Verbindungen und der Nitrataustrag ins Grundwasser vermindert und andererseits die Aufwandmenge bei Stickstoffdünge mitteln reduziert und überhöhte Nitratgehalte in Gemüse- und Futterpflanzen vermieden werden können (vgl. BR-Drs. 239/96, 149).

Umsetzung:
– Kurzfristige Umsetzung durch eine Verbesserung der Düngeberatung;
– konsequente Umsetzung der Düngeverordnung.

Von den Vertretern der Umweltministerkonferenz wird der Grad der Umsetzung dieser Maßnahmen weniger optimistisch eingeschätzt und auf bestehende Möglichkeiten für weitere Maßnahmen verwiesen, u.a.:
– die Erstellung von Stickstoff-Bilanzen auf **Betriebs- und Schlagebene**;
– Umsetzung des Minimierungsgebotes bei den Nährstoffüberschüssen;
– Konkretisierung der standortangepaßten Düngung in Abhängigkeit von Bodenart, Bodentyp (z.B. Moorböden) und Entwicklungstiefe des Bodens (z.B. flachgründige Ranker und Rendzinen);
– Berücksichtigung des Einsatzes von Nitrifikationshemmern durch entsprechende Abschläge bei der Festlegung der Menge der eingesetzten Stickstoffdüngemittel auch in der Dünge-VO.

Umsetzung:
– Schaffung der rechtlichen Voraussetzungen.

■ Ökonomische Lenkungsinstrumente

Nach Ansicht der Vertreter der Umweltministerkonferenz können derartige Lenkungsinstrumente gezielt zur Förderung umweltverträglicher Wirtschaftsweisen und zur Verringerung der Nährstoffüberschüsse eingesetzt werden, vor allem dann, wenn andere Maßnahmen versagen. Ökonomische Lenkungsinstrumente sollten einkommensneutral und auch produktionsunabhängig ausgestaltet werden. Sie sollten im Bedarfsfall auch Anreiz zur Verminderung des organischen Nährstoffaufkommens bieten, um speziell in den Regionen mit hohem Viehbesatz die Nährstoffbilanzüberschüsse zu verringern (98).

In diesem Zusammenhang ist auch zu prüfen, ob eine grundlegende Neustrukturierung des Besteuerungssystems in der Landwirtschaft möglich ist. Eine derartige Maßnahme (Lenkungsabgabe/Steuer) könnte das bisherige komplizierte System der Besteuerung in der Landwirtschaft ersetzen und wesentlich vereinfachen. Gleichzeitig würde ein positiver umweltpolitischer Akzent gesetzt und Möglichkeiten zur verstärkten Honorierung „ökologischer Leistungen" eröffnet.

Für die Bundesrepublik Deutschland liegen zahlreiche Prognosen bezüglich der Wirkung einer Düngemittelabgabe vor (u.a. 1, 98, 116, 140).

Der Minderungseffekt dürfte mindestens bei ca. 130 kt N/a liegen, das sind rund 5 % der Gesamtausträge. Die zentrale Bedeutung, die der Erhebung einer Düngemittelabgabe im Rahmen einer Strategie zu N-Minderung zukommen könnte, wird auch unterstrichen durch eine Studie von Becker (1992) im Auftrage des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Demnach hätte eine Düngemittelabgabe in Höhe von 59 % der gegenwärtigen Mineraldüngerpreise eine Senkung des Düngeniveaus um 22,3 % und des Mineraldüngereinsatzes um 30,5 % zur Folge. Gleichzeitig wäre mit einem Rückgang der Agrarproduktion von 3,5 % bei Getreide und 1,3 % beim Rindfleisch zu rechnen (10).

Von einer so gestalteten Abgabe wäre auch ein Beitrag zum Abbau der Agrarüberschüsse zu erwarten. Bei einer entsprechenden Ausgestaltung der Abgabe, die sicherstellt, daß die erhobene Abgabe in der Form eines flächenbezogenen Transfers an die Landwirte zurückfließt, wäre per saldo mit keiner Veränderung des Gesamteinkommens in der Landwirtschaft zu rechnen. Das Mittelaufkommen könnte den Landwirten auch für gezielte Extensivierungsprogramme zur Verfügung gestellt werden.

Bereits heute extensiv wirtschaftende Betriebe (u.a. die Betriebe des ökologischen Landbaus) würden durch diese Abgaberegelung begünstigt. In Betrieben mit sehr hohem Düngereinsatz (organisch und mineralisch) und damit potentiell umweltbelastender Wirtschaftsweise würde mittelfristig mit entsprechenden Anpassungen bei der Intensität der Bewirtschaftsmaßnahmen zu rechnen sein. Um Wettbewerbsverzerrungen zu vermeiden, sollte eine derartige Abgabe EU-weit umgesetzt werden.

Von den Vertretern der Agrarministerkonferenz wird der Forderung der Vertreter der Umweltministerkonferenz nach einer Lenkungsabgabe unter Verweis auf ein Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten widersprochen (144). Durch eine solche Maßnahme wäre nicht nur der umweltgefährdende Einsatz von Mineral- und Wirtschaftsdüngern betroffen. Es wird zudem befürchtet, daß ein solches Konzept auch Einkommensminderungen auslösen wird. Auch die Abgabenrückvergütung bereitet erhebliche Probleme und hohen Verwaltungsaufwand.

Umsetzung:
– Entscheidung über die Einführung einer Lenkungsabgabe und ggf.
– Schaffung der verwaltungstechnischen und finanziellen Voraussetzungen.

■ Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratausträge in Gewässer

Hierzu zählen verschiedene Maßnahmen die bereits zwischen den Wasserwirtschaftsverwaltungen und den Behörden der Landwirtschaft seit vielen Jahren diskutiert und in einer steigenden Zahl von Fällen einvernehmlich gelöst werden (u.a. 83, 147, 150).

Dieser Bereich wird daher, um Wiederholungen zu vermeiden, hier nicht weiter ausgeführt.

■ Maßnahmen zur Reduzierung von NH_4+ und NO_3- in der Hydrosphäre durch Renaturierung von Feuchtgebieten

Zur Reinhaltung der Fließgewässer, sowie der Nord- und Ostsee bietet sich die Einrichtung von „Nährstoffrückhaltebecken" an. Dies können Flachweiher, Seggenrieder, Schilfröhrichte etc. sein.

Die Wirksamkeit solcher Flachweiher kann – zumindest während der Vegetationsperiode – beträchtlich sein. Nach *Rüger* (1994) würden als Rückhaltebecken etwa 1 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausreichen, um neben dem Phosphateintrag auch den Ammoniumeintrag in Biomasse und den daraus resultierenden Niedermoorböden festzulegen (159, 163, 165). Die Anlage von Nährstoffrückhaltebecken könnte die von einigen Bundesländern durchgeführten und geförderten Uferrandstreifenprogramme ergänzen. Zu untersuchen wäre ggf., inwieweit die erzielten zusätzlichen Minderungseffekte die damit zusammenhängenden Kosten rechtfertigen würden. Noch ist offen, ob hier nur an den Folgen der Stickstoffeinträge laboriert wird.

Gleiches kann auch für Auenwälder angenommen werden, obwohl hierfür keine verifizierten Angaben zugrunde gelegt werden können. Es ist aber davon auszugehen, daß bedingt durch die hohe Produktivität dieser Ökosysteme die Nährstoffrückhaltung durch Einbindung in Biomasse und durch Denitrifikation von entscheidender Bedeutung bei der Nährstoffentfrachtung der Oberflächengewässer sein werden. Eventuell auftretende Zielkonflikte durch vermehrte Freisetzung klimarelevanter Gase sollten beachtet werden. Da die meisten Auenwälder trockengelegt und in Grün- oder Ackerland umgewandelt wurden, sollten geeignete Flächen in entsprechende Auenstandorte zurückverwandelt werden. Dabei werden in der Regel ausgleichspflichtige Tatbestände geschaffen.

Umsetzung:

– Prüfung der Wirksamkeit solcher Maßnahmen in Modellregionen;

– ggf. Schaffung von Rückhaltebecken: Trotz vereinzelter Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen dürfte die Bereitstellung der erforderlichen Areale und die Finanzierung derartiger Vorhaben nicht unproblematisch sein. Die hierfür notwendigen Flächen können nur auf freiwilliger Basis, z.B. im Wege von Flurneuordnungsverfahren beschafft werden.

– ggf. Wiederherstellung von Auen: Erstellen eines Förderprogramms zur Renaturierung und Wiederherstellung von Auenlandschaften.

■ Maßnahmen zur Reduzierung der N_2O-Emissionen

Eine Reduzierung der N_2O-Emissionen ist durch die Reduzierung der Gesamt-N-Einträge aus allen Quellen in das System Boden möglich. Alle N_2O-Minderungsmaßnahmen sind daher deckungsgleich mit allen Maßnahmen, die auf eine Verringerung des Stickstoffeintrags in den Boden und eine Minimierung der Stickstoffüberschußsalden im Boden abzielen (5, 101, 119, 128, 147, 174, 176, 177). Auf die Bundestagsdrucksache 12/8557 wird verwiesen (27).

5.3.2 Maßnahmen im Bereich Verkehr

Die zukünftige Emissionsentwicklung wird weitgehend bestimmt durch die Geschwindigkeit der Substitution des KfZ-Altbestandes durch KfZ mit Abgasminderungstechnik, durch die Entwicklung der Fahrleistungen und durch die motortechnischen Entwicklungen ganz allgemein. Eine Prognose des Stickstoffminderungspotentials im KfZ-Bereich und die zukünftige Entwicklung ist daher mit vielen Unsicherheiten behaftet.

Das Ziel einer Verringerung der Emissionen aus dem Verkehrsbereich über die Einführung fortschrittlicher Abgasminderungstechniken, insbesondere des Katalysators hinaus dürfte nur mit erheblichen Anstrengungen durch Fördermaßnahmen, Anreizsysteme und Verschärfung von Vorschriften möglich sein.

Von der Bundesregierung werden als notwendige Schritte genannt (vgl. BT-Drs. 12/7282):

■ Vermeidung von Verkehr;

■ Verlagerung von Verkehr auf umweltschonende Verkehrsmittel wie Schiene und Wasserstraßen;

■ technische Verbesserung der Verkehrsmittel (Weiterentwicklung der Katalysatortechnik, Kaltstartverhalten, N_2O-Zersetzung bei gleichzeitiger Verbesserung der Kraftstoffqualität und der Verringerung des Kraftstoffverbrauchs);

■ Verbesserung des umweltschonenden Verkehrsverhaltens der Bürger durch Information und Aufklärung.

Weil die Umsetzbarkeit der genannten Maßnahmen hinter der Zielsetzung zurückbleibt, wird bei der rechnerischen Ableitung nur von einem Minderungspotential von 130 kt Rein-N bis zum Jahr 2005 ausgegangen. Dies entspricht eher einem konventionellen Ansatz, eröffnet aber Entscheidungsspielräume in vielen anderen Bereichen, deren Effektivität aber nicht überbewertet werden sollte.

■ Weitere Reduzierung des Schadstoffausstoßes bei Kraftfahrzeugen

Mit Hilfe einer steuerlichen Förderung des Katalysators für PKW wurde erreicht, daß bereits 1991 fast 100 % der neu zugelassenen Benzinfahrzeuge mit geregeltem Drei-Wege-Katalysator ausgestattet waren.

Die Umschichtung durch Ersatz von Altfahrzeugen ohne Katalysator durch Neufahrzeuge mit Katalysator sollte durch steuerliche Anreize und Benutzervorteile forciert werden. Die gegenwärtige Umschichtungsrate beträgt ca. 5 % pro Jahr, so daß im PKW-Bereich die 100%-Marke im Jahre 2004/2005 erreicht werden könnte. 1993/94 betrug der Gesamtanteil der Kat-Fahrzeuge im PKW-Bereich in Deutschland etwa 50 % (BT-Drs. 12/7282), 1995 über 56 %.

Durch moderne Motorenkonzepte und steigende Ausrüstungsgrade mit geregeltem Katalysator konnte seit 1990 trotz steigender Fahrleistung der Fahrzeuge eine Minderung der Stickstoffoxidemissionen um 14 % aus dem Verkehrsbereich erreicht werden (172).

Die Defizite im Verkehrsbereich sind u.a. darin zu sehen, daß im LKW-Bereich trotz der verschärften Abgasgesetzgebung für Nutzfahrzeuge gegenüber dem PKW bisher keine vergleichbaren NO_x-Minderung erreicht wird.

Es bedarf auch in diesem Bereich weitergehender Verschärfungen der Vorschriften für eine schnellstmögliche Einführung von Abgasnachbehandlungssystemen zur NO_x-Minderung (SCR-Technik, NO_x-Katalysator).

Umsetzung:

– Entwicklung und Einführung der SCR-Technik und von NO_x-Katalysatoren.

■ Einsatz der Gasmotorentechnik mit geregeltem Kat

Durch Einsatz des Gasantriebs mit geregeltem Katalysator in Bussen und Verteiler-LKW im Regionalverkehr eröffnet sich bei Einzelfahrzeug ein NO_x-Minderungspotential gegenüber einem modernen Diesel (Euro-Norm 93) von ca. 85 %. Gegenüber der Euro-Norm 96 beträgt das Minderungspotential immer noch ca. 70 - 75 %.

Bezogen auf die gesamte NO_x-Emission des Straßenverkehrs liegt das Minderungspotential bei ca. 15 - 20 % (36 - 47 kt NO_x-N/a). Das sind 1,3 - 1,7 % aller N-Austräge aus allen Quellen. Das Potential ist aus technischen Gründen und wegen der Kosten, also anders als im PKW-Bereich, nur im Zuge der normalen Umschichtung des Nutzfahrzeugebestandes zu realisieren.

Zusätzliche Infrastrukturkosten entstehen durch die Schaffung von Betankungsanlagen, die jedoch bei regional eingesetzten Flotten (ÖPNV, Kommunal-LKW, Verteiler-LKW) in vertretbarem Rahmen liegen können. Zu erwarten sind etwas höhere Betriebskosten gegenüber dem Dieselantrieb durch den Mehrverbrauch.

Umsetzung:

– Verbesserung der steuerlichen Abschreibungsmöglichkeiten für die Mehrkosten der Umrüstung

■ **Einsatz von emissionsarmen Antriebssystemen**

Zu derartigen Antriebssystemen zählen u.a. Elektro-, Hybrid-, Erdgas- und Wasserstoffantriebe. Das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen sieht z.B. im verstärkten Einsatz von Elektrofahrzeugen ein Emissionsminderungspotential für die NO_x-Emissionen.

Unter Umweltgesichtspunkten insgesamt läßt sich jedoch noch kein absoluter Vorteil des Elektroantriebs gegenüber einem konventionellem Antrieb in vergleichbaren Fahrzeugen feststellen, es sei denn, die in den Batterien gespeicherte Antriebsenergie kann z.B. über Sonnenkollektoren gewonnen werden. Ihr Vorteil liegt vielmehr in der lokalen Emissionsfreiheit und in den geringeren Lärmemissionen. Die 43. UMK hat deshalb darauf hingewiesen, daß Fahrzeuge mit schadstofffreiem oder schadstoffarmem Antrieb zur Entlastung in sensiblen Bereichen beitragen können.

Das Abschneiden des Elektroautos bei den Emissionen ist hauptsächlich abhängig von der Art des Primärenergie-Einsatzes für die Stromerzeugung. Ein geringer Anteil von Primärenergie aus fossilen Energieträgern erhöht diese Vorteile. Ferner spielen Batterien und Ladetechnik eine entscheidende Rolle. Beim Primärenergieeinsatz zeigt sich bislang kein Vorteil bei Elektrofahrzeugen.

In Bayern ist eine Erhöhung der Kraftwerkskapazität bis zu einem Anteil solcher Elektrofahrzeuge am PKW-Bestand von 6 % (430 000 E-PKW) praktisch nicht erforderlich. Der Energiebedarf betrüge dann ca. 1 % des jährlichen Stromverbrauchs. Vorteilhaft ist auch, daß ca. 85 % der Nachladung zu Schwachlastzeiten in der Nacht erfolgen könnte. Ein Nachladen zu Zeiten des Spitzenbedarfs muß weitgehend verhindert werden.

Das in der Tabelle 5.2.2, Ziffer 6) abgeleitete Minderungspotential ergibt sich unter der Annahme eines Anteils von 6 % am PKW-Bestand und durch die Berücksichtigung der Emissionsvorteile gegenüber einem PKW mit Ottomotor. Dies dürfte ein realisierbarer Ansatz sein (vgl.: Forschungsstelle für Energiewirtschaft, 1992).

Umsetzung:

– Schaffung von Benutzervorteilen für emissionsarme Antriebssysteme insbesondere in lokal begrenzten sensiblen Gebieten und unter bevorzugtem Einsatz im ÖPNV und im Nutzfahrzeugzubringerverkehr

■ **Stärkung des öffentlichen Verkehrs / Verkehrsvermeidung**

Ziel muß es sein, den Individualverkehr zu reduzieren.

Umsetzung:

– ein schrittweiser Abbau straßenverkehrsfördernder Regelungen;
– eine schrittweise Erhöhung der Mineralölsteuer auf Benzin und Diesel, die zur Förderung des öffentlichen Verkehrs verwendet werden sollen. Hierzu gehören Infrastruktur und angebotsorientierte Maßnahmen einschließlich von Sondertarifen.

Die Maßnahmen im Bereich der Mineralölsteuer sollten durch Abbau verkehrsfördernder Regelungen ergänzt werden. Dies sind vor allem: Abbau der Parkplatzsubventionen durch Arbeitgeber, flächendeckende Einführung kostenpflichtigen Parkens, Abbau der Stellplatzverpflichtungen in den Landesbauordnungen, Verwendung der Ablösebeiträge für den ÖPNV, Umwandlung der Kilometerpauschale in eine Entfernungspauschale, Bereitstellung von „job-tickets" unter finanzieller Beteiligung der Arbeitgeber und Anschaffung verbrauchsarmer und emissionsarmer Fahrzeuge in den Fuhrparks der öffentlichen Hand.

■ **Einführung verbrauchsarmer PKW**

Während die CO_2-Emissionen vom Treibstoffverbrauch allein abhängen, werden die NO_x-Emissionen überwiegend durch die Verbrennungsbedingungen im Motor und durch die Betriebsweise beeinflußt.

Der derzeitige reale Treibstoffverbrauch im Bestand liegt bei KfZ mit Ottomotor bei knapp 10 l/100 km. Für die Neuwagen beträgt er 7,6 l/100 km. Die Einführung des sogenannten 5-Liter-Autos würde einen realen Verbrauch von ca. 6 l/100 km bedeuten, mit einem bedeutendem Gewinn für die CO_2-Minderung. Eine gleichzeitige Minderung der NO_x-Emissionen bei diesen Motoren ist aber nur dann möglich, wenn auch in diesen Fahrzeugen die fortschrittliche Katalysatortechnik eingeführt wird. Eine weitere Minderungsmöglichkeit besteht in der Veränderung der Verbrennungsbedingungen im Motor.

Beim Dieselmotor ist eine NO_x-Minderung mit der Treibstoffminderung denkbar. Bereits heute sind eine Reihe von Fahrzeugen mit Dieselantrieb auf dem Markt erhältlich, welche einen DIN-Verbrauch zwischen 5 und 6 l/100 km aufweisen. Für bestimmte Einsatzbereiche erscheinen konstruktive Lösungen denkbar, bei denen der Kraftstoffverbrauch auch deutlich unter 5 l/100 km (3-l-Auto) gesenkt werden kann.

Umsetzung:

– Schrittweise, langfristig vorhersehbare Erhöhung der Mineralölsteuer, Einführung von Verbrauchsgrenzwerten und Berücksichtigung im öffentlichen Beschaffungswesen;
– Begünstigung verbrauchsarmer Fahrzeuge im Steuerrecht.

5.3.3 Maßnahmen im Bereich Energiegewinnung, Heizung

Durch die auf der Grundlage der Großfeuerungsanlagen-Verordnung vom 22.6.1983 bereits ergriffenen Maßnahmen zur Emissionsminderung konnte in den alten Bundesländern die Emission von NO_x um 74 % (von 0,96 auf 0,25 Mio. t) gesenkt werden. Durch die verschärften Anforderungen der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 27.2.86 werden sich die Emissionen von NO_x zusätzlich bis zu 40 % verringern. Die NO_x-Fracht des Bereichs wird in Zukunft durch Energiesparmaßnahmen (Heizung, Kraftwerke) in wachsendem Maße günstig beeinflußt werden können. Voraussetzung ist allerdings, daß geeignete Maßnahmen realisiert werden. Mit den erzielten deutlichen Minderungen der NO_x-Emissionen bei Industrieanlagen und Kraftwerken ist die Bedeutung des Verkehrs als Hauptquelle der NO_x-Emissionen weiter gestiegen. Sein Anteil betrug 1990 bereits ca. 67 %. Gleichzeitig wurde ein Stand der Technik und ein Grad der Umsetzung im Bereich der Industrieanlagen und Kraftwerke erreicht, der wenig Spielräume für weitere Minderungsmaßnahmen läßt. Wenn überhaupt, dann sind weitere Minderungen nur mit unverhältnismäßig hohem Kostenaufwand zu realisieren. Dies ist ein Weg der so lange nicht beschritten werden sollte, wie preiswerter zu erschließende Minderungspotentiale in anderen Bereichen nicht ausgenutzt worden sind bzw. wenigstens auf den gleichen technischen Minderungsstandard nachgezogen haben.

Die weiteren Möglichkeiten von Emissionsminderungsmaßnahmen für NO_x im

Bereich der Feuerungsanlagen werden wie folgt eingeschätzt:

■ **Maßnahmen für weitere Emissionsminderungen bei Feuerungsanlagen**

Großfeuerungsanlagen:
Bei Feuerungsanlagen > 300 MW ist mit Hilfe von DENOX-Anlagen eine Minderung der NO_x-Emissionen um bis zu 90 % realisierbar. Bei Feuerungsanlagen > 50 MW < 300 MW ist mit feuerungstechnischen Maßnahmen eine Emissionsminderung von etwa 70 % technisch realisierbar. Eine weitergehende Minderung bedingt sehr kostenintensive und technisch aufwendige Lösungen. Die Minderungspotentiale sind durch die Umsetzung der Großfeuerungsanlagenverordnung weitgehend ausgeschöpft und realisiert.

Feuerungsanlagen > 1 MW (5/10 MW) < 50 MW:
Mit feuerungstechnischen Maßnahmen können bei festen, flüssigen oder gasförmigen Brennstoffen bis zu 40 % der NO_x-Emissionen vermieden werden. Darüber hinaus gehende technische Minderungsmaßnahmen würden aufwendige und teure Umrüstungsmaßnahmen erfordern, die in der Regel als unverhältnismäßig anzusehen sind. Geringfügige Verbesserungen sind allenfalls durch Verwendung anderer Brennstoffe zu erzielen.

Kleinfeuerungsanlagen < 1 MW:
Durch die Novellierung der 1. BImSchV vom 7.8.96 werden ab 1.1.98 Emissionsgrenzwerte für NO_x für neue Öl- und Gasfeuerungen mit bestimmten Nennwärmeleistungen eingeführt. Dies muß als ein erster Schritt angesehen werden. Der mit der Novellierung erreichte Minderungseffekt gegenüber bestehenden Anlagen dürfte sich auf etwa 30 - 40 % belaufen. Da der Altbestand der Heizungen erst im Zuge des Ersatzes erfaßt wird, sind aber von dieser Maßnahme kurzfristig keine entscheidenden Minderungen der NO_x-Emissionen zu erwarten.

Umsetzung:
Schrittweise Umsetzung der feuerungstechnischen Maßnahmen durch Austausch des Altbestandes. Eine Beschleunigung ist durch Beratung und Förderung denkbar.

Es kommt darauf an, den Altbestand an Kleinfeuerungsanlagen möglichst zügig an die neuen Abgasgrenzwerte der novellierten 1. BImSchV anzupassen. Weiterhin ist in einem 2. Schritt anzustreben, daß für alle Öl- und Gasfeuerungen, die der 1. BImSchV unterliegen, in Übereinstimmung mit der EU NO_x-Begrenzungen eingeführt werden.

■ **Energieeinsparungen durch bauliche Maßnahmen**
Abhängig von Alter und Typ eines Hauses sind die durchschnittlichen Energieverbrauchswerte im Gebäudebestand sehr unterschiedlich. Einfamilienhäuser haben schlechtere Energiekennwerte als Mehrfamilienhäuser. Heutige, nach Inkrafttreten der novellierten Wärmeschutzverordnung gebaute Häuser verbrauchen nur noch etwa die Hälfte der Energie wie Häuser aus der Zeit vor 1977 (für eine detaillierte Übersicht vgl. 21, 23, 68, 139).

Um die Energiespar- und Emissionsminderungspotentiale im Gebäudebestand stärker auszuschöpfen, wurden auf Bundesebene Programme für Energiesparmaßnahmen im Gebäudebestand (zinsverbilligte Darlehn) aufgelegt. Es handelt sich hierbei um das Wohnraummodernisierungsprogramm der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW) für die Modernisierung und Instandsetzung von Wohnraum in den neuen Ländern sowie das KfW-Programm „CO_2-Minderung im Wohngebäudebestand in den alten Bundesländern".

Im Neubaubereich wurden darüber hinaus durch Zulagenregelungen im Rahmen des Wohnungseigentumsförderungsgesetzes finanzielle Anreize geschaffen, Neubauten so zu errichten, daß diese die Anforderungen der gültigen Wärmeschutzverordnung nicht nur erfüllen, sondern um mindestens weitere 25 % unterschreiten.

Obwohl in den letzten Jahren bereits viele wärmetechnische Verbesserungen, vor allem im Fensterbereich, durchgeführt worden sind, beträgt der Anteil schlecht gedämmter Gebäude immer noch etwa 85 %. Der Anteil dieser Gebäude am Energieverbrauch wird mit ca. 90 % beziffert.

Für diese Gebäude wird heute allgemein mit einem technisch realisierbarem Minderungspotential bis zu 60 % gerechnet. Ein Minderungspotential bis zu 50 ist wirtschaftlich realisierbar. Dies entspricht etwa einer Energieeinsparung von 35 %.

Dieser Energieeinsparung bei der Heizung von Gebäuden entspricht ein gleicher Anteil der vermiedenen Emission von NO_x. Daraus folgt, daß alle Maßnahmen zur Einsparung von Energie für Heizzwecke auch aus der Sicht der Minderung von Stickstoffemissionen in die Umwelt uneingeschränkt zu befürworten sind.

Besonders effektiv und kostengünstig sind Maßnahmen im Altbestand der Wohngebäude dann, wenn Sanierungsarbeiten ohnehin anstehen. In Extremfällen kann die energiegerechte Sanierung für den Hausbesitzer sogar kostengünstiger als eine konventionelle Sanierung sein, da Modernisierungskosten oder wohnwertsteigernde Veränderungen eines Gebäudes auf die Mieter umgelegt werden können (11 % der Investitionskosten pro Jahr), die Wiederherstellung eines vorhandenen Zustands dagegen nicht (ist mit der Miete abgedeckt). Für den Mieter ist eine solche Umlage dann akzeptabel, wenn Heizenergiekosten in entsprechender Höhe eingespart werden können.

Umsetzung:
Auflegen eines Förderprogramms für Wärmedämmaßnahmen im Wohnungsaltbestand zunächst für Sanierungsfälle, später je nach Annahme des Programms auch allgemein für Gebäude, die die Anforderungen der novellierten Wärmeschutzverordnung noch nicht erfüllen. Mit einer solchen Maßnahme können gleichzeitig Arbeitsplätze im Bauhauptgewerbe und bei der zuliefernden Baustoffindustrie geschaffen und die volkswirtschaftlichen Schäden an der Bausubstanz in Höhe von 10 - 14 Mrd. DM jährlich deutlich gemildert werden.

Alle Wärmeschutzmaßnahmen, die zu einer Drosselung des Energieverbrauchs im Gebäudebereich führen, sind auszuschöpfen.

5.3.4 Maßnahmen im Bereich Humanernährung und Folgebereichen

■ **Maßnahmen im Bereich der Abwasserreinigung**
Im geltenden Anhang 1 der allgemeinen Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser ist festgelegt, daß in Kläranlagen mit mehr als 5.000 Einwohnerwerten der Stickstoff aus dem Abwasser so weit entfernt werden muß, daß ein Grenzwert von 18 mg/l Gesamtstickstoff eingehalten wird. Dies bedeutet, daß aus dem Abwasser 70 % der enthaltenen Stickstofffracht entfernt werden müssen. Unter günstigen betriebstechnischen Voraussetzungen können in einzelnen Kläranlagen bis zu 90 % der N-Fracht eliminiert

werden. Mit dieser Maßnahme wird in erster Linie der Wasserpfad entlastet.

Ein Teil des Stickstoffs wird im Klärschlamm gebunden, ein Teil wird in molekularer Form an die Luft abgegeben, die ohnehin zu etwa 78 % aus molekularem Stickstoff besteht. Ein wesentliches Minderungspotential besteht darin, daß qualitativ hochwertige, umwelt- und gesundheitsverträgliche Klärschlämme im Rahmen einer ordnungsgemäßen Düngung verstärkt in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Eine Stickstoffersparnis entsteht nur dann, wenn gleichzeitig auf den Einsatz mineralischer Dünger in einer der anrechenbaren Stickstoffmenge des Klärschlamms entsprechenden Menge verzichtet wird.

Allerdings bestehen aufgrund tatsächlicher oder vermeintlicher Restrisiken bei der landbaulichen Klärschlammverwertung erhebliche Akzeptanzprobleme in der Nahrungsmittelindustrie und bei den Verbrauchern. Ohne wesentliche Verbesserung der Akzeptanz ist langfristig die landwirtschaftliche Verwertung gefährdet.

Die technischen Voraussetzungen und die rechtlichen Rahmenbedingungen für eine Reduzierung der Gewässerbelastung aus kommunalen Kläranlagen sind zwar bereits geschaffen, aber der anforderungsgerechte Ausbau bzw. die Herstellung der Kläranlagen insbesondere in den neuen Bundesländern wird erst in einigen Jahren abgeschlossen sein. Für die Erweiterung der Abwasserreinigung um die Stickstoffelimination sind in der Regel an den Kläranlagen umfangreiche bauliche Änderungen erforderlich.

Umsetzung:

- Vollständige Umsetzung der Anforderungen der Abwasserverwaltungsvorschrift aus dem Jahre 1991;
- weitere quellenbezogene Minimierung der Belastung von Klärschlämmen mit Schadstoffen;
- akzeptanzfördernde Maßnahmen für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung.

■ **Partielle Substitution mineralischer Stickstoffdüngemittel durch verstärkten Einsatz von Bioabfällen und Komposten**

Der Bereich der Verarbeitung und Verwendung von Nahrungsmitteln ist gekennzeichnet durch Verluste von organischen Materialien mit hohem Stickstoffanteil auf nahezu allen Ebenen. Nach *Eckert* et al. (1995) belaufen sich diese Verluste auf bis zu 200 kt Rein-N (151, 175).

Eine weitere Reduzierung des Gesamtstickstoffinputs in die Umwelt kann dann erreicht werden, wenn schadstoffseitig unbedenkliche organische Siedlungsabfälle bei entsprechender Substitution der mineralischen Stickstoffdüngemittel stärker landwirtschaftlich verwertet werden (155). Dies würde zusätzlichen Energieaufwand für die Herstellung mineralischer Stickstoffdüngemittel ersparen und könnte vor allem bei regionalen Verwertungskonzepten den Transportaufwand senken. Dabei würden in der Folge auch zusätzliche gasförmige Stickstoff-Emissionen durch die Verbrennung stickstoffhaltiger Abfälle vermieden. Der landwirtschaftlichen Verwertung qualitativ hochwertiger Sekundärrohstoffdünger (z.B. Bioabfälle und Kompost sollte daher unter Beachtung der guten fachlichen Praxis in der Düngung ein Vorrang vor der Deponierung oder Verbrennung eingeräumt werden (162).

Zum Zwecke der Düngung und Humuszufuhr dient die Verwertung in der Landwirtschaft einem übergeordneten öffentlichen Interesse. Die Verwertung sollte in regionaler Verantwortung und Kooperation erfolgen. Hierbei ist allerdings zu beachten, daß die pflanzenbauliche Wirksamkeit durch die Bindungsform des Stickstoffs – überwiegend organisch gebunden – wesentlich beeinflußt wird. Eine vollständige Anrechnung des Gesamtstickstoffgehalts in der Düngeplanung ist im Jahr der Anwendung nicht möglich, so daß schlagbezogen nur eine partielle Substitution der mineralischen Stickstoffdünger erfolgen kann.

Ob das mit der zusätzlichen Verwertung von Siedlungsabfällen vorhandene Minderungspotential in Höhe von ca. 80 kt Rein-N kurz- bis mittelfristig erschlossen werden kann, wird im wesentlichen von der gesellschaftlichen Akzeptanz für die landwirtschaftliche Verwertung der genannten Sekundärrohstoffdünger abhängen.

Umsetzung:

- Erarbeitung und Erlaß einer Bioabfall-/Kompostverordnung durch den Bund, die vor allem sicherstellt, daß nur unbedenkliche Bioabfälle und Komposte landwirtschaftlich und landschaftsbaulich verwertet werden.
- Verstärkter Einsatz solcher Abfälle in Biogasanlagen, z.B. im Rahmen der Güllevergasung, und Integration der stickstoffhaltigen Komponenten in die so aufbereiteten Wirtschaftsdünger.
- Schaffung der Akzeptanz bei Anwendern, Nahrungsmittelindustrie und Verbrauchern u.a. durch gezielte Aufklärung.

5.3.5 Zusammenfassende Bewertung der Minderungsmaßnahmen

Bei der Ableitung der Maßnahmen ist vor allem der kurz- bis mittelfristigen Reduzierung des Eintrags luftgetragener Stickstoffverbindungen besondere Aufmerksamkeit gewidmet worden, dies u.a. deshalb, weil z.B. in Waldbiotopen die Aufnahme von Stickstoff im Kronenbereich aus der Luft um den Faktor 2 bis 3 über der Deposition auf dem Boden liegen kann.

Es besteht die Auffassung, daß eine Minderung des Eintrags um etwa 40 % (vgl. Tabelle 5.4, Stand 1992/93) bei den luftgetragenen Stickstoffverbindungen bis zum Jahr 2005 mit überwiegend technischen oder verfahrenstechnischen Maßnahmen möglich ist. Dies entspricht einer Minderung des Stickstoffeintrags um insgesamt ca. 35 % für alle Eintragspfade. Darüber hinaus wird eine Reduzierung der düngungsinduzierten Stickstoffbelastung der Gewässer weiterhin für erforderlich gehalten (83, 127, 147). Mit diesen Maßnahmen allein sind langfristige Minderungsziele in einer Größenordnung von 60 bis 80 %, wie sie heute von Experten gefordert werden (u.a. *Ulrich* 1991, *Enquete Kommission*, 1994, 1996, *Isermann* et al., 1995, 1996) allerdings nicht zu erreichen.

Es ist anzunehmen, daß durch die Entlastung des Luftpfades auch eine deutliche zusätzliche Entlastung des Wasserpfades erfolgt, wenn sich durch die ergriffenen Maßnahmen auch Änderungen bei den Depositionen ergeben sollten. Gewisse Unsicherheiten bestehen hinsichtlich der Bewertung von Stickstofffrachten, die über den Ferntransport in die Bundesrepublik ein- oder ausgetragen werden. Es ist davon auszugehen, daß der Export von Stickstoffverbindungen ins europäische Ausland größer ist als der Import. Nach Ableitungen von *Schanches* et al. (43) verbleiben etwa 59 % der NH_y-Emissionen und nur ca. 20 % der NO_x-Emissionen als Deposition auf der Fläche der Bundesrepublik. Hieraus wird auch deutlich, welche Bedeutung gerade der Minderung von NH_3-Emissionen bei nationalen Minderungsprogrammen beizumessen ist. Erfolge bei der Minderung von NO_x-Emissionen

Tabelle 5.4

Minderungspotentiale nach den Ausführungen in Kap.5:		
quellenbezogene Zuordnung der Minderungspotentiale auf den Luftpfad:	Rein-N (kt)	Anteil am Austrag in die Atmosphäre
Landwirtschaft, nur langfristig bei entsprechenden Rahmenbedingungen (1)	360	22 %
Verkehr (incl. eingeleiteter Maßnahmen)	130	8 %
Energie und Heizung	80	5 %
Menschliche Ernährung etc., hier vor allem partielle Substitution von Mineraldüngern durch Einsatz von Klärschlamm und Kompost	80	5 %
Luft-Pfad-bezogenes Minderungspotential:	650	40 %
quellenbezogene Zuordnung der Minderungspotentiale auf den Wasserpfad:	Rein-N (kt)	Anteil am Austrag in die Hydrosphäre
Landwirtschaft (2)	240	21 %
Verkehr (3)	0	0 %
Energie und Heizung (3)	0	0 %
Abwasserreinigung (geplant)	70	6 %
Wasser-Pfad-bezogenes Minderungspotential:	310	27 %
Gesamtminderungspotential:	960	35 %

(1) Mit den vorgeschlagenen Maßnahmen kann im Durchschnitt Deutschlands kurzfristig mit einer Minderung des Stickstoffaustrags in die Atmosphäre um ca. 20 - 25 % (108 - 135 kt Rein-N) und mittelfristig mit ca. 40 % (216 kt Rein-N) gerechnet werden. Langfristig ist der ausgewiesene Betrag nur dann zu erreichen, wenn durch ein geändertes Konsumverhalten eine Verringerung der Viehbestände möglich ist. Darüber hinaus wären teure Investitionen erforderlich.
(2) Dieser Betrag ergibt sich unter der Annahme einer weiteren Senkung des Düngeniveaus und/oder einer Steigerung der Entzüge. Unabhängig von diesem Ansatz werden in bestimmten Regionen mit Blick auf den Grundwasserschutz (z.B. in Wasserschutzgebieten) ggf. weitergehende und zielgerichtete Maßnahmen zu ergreifen sein.
(3) Keine den Wasserpfad direkt betreffenden Austräge.

sind dagegen nur dann zu erwarten, wenn entsprechende Minderungsmaßnahmen **gesamteuropäisch** angegangen und umgesetzt werden.

Um die oben genannten Minderungsziele erreichen zu können, werden in allen Emissionsbereichen nachhaltige Bemühungen erforderlich sein. Es wird eine Abschätzung vorgenommen, ob und in welchem Umfang und unter welchen Rahmenbedingungen dieses Minderungsziel erreichbar erscheint. In Anbetracht des geschätzten Zeitbedarfs (*Münch* et al., 1994) für die fachliche Vorbereitung (1 - 2 Jahre), die fachlichpolitische Durchsetzung (0,5 - 1 Jahr) und der Umsetzung im Vollzug (weitere 3 - 5 Jahre) wird um so deutlicher, daß zur Überbrückung des Zeitraums bis zum Anlaufen effizienter, d.h. problemlösender Stickstoffminderungsmaßnahmen solche pragmatischen Lösungsansätze, wie hier vorgeschlagen, durchaus geeignet sind, die dringend erforderlichen zeitlichen Handlungsspielräume zu eröffnen.

Ein Minderungsziel dieser Höhe für luftgetragene Schadstoffe läßt es als wahrscheinlich gelten, daß auch die gegenwärtig vorhandene Deposition von Stickstoffverbindungen in der Größenordnung zwischen 20 und 40 kg/(ha*a) Rein-N um ca. 40 % gesenkt werden kann. Dabei bleiben die Einflüsse des Ferntransportes zunächst unberücksichtigt. Für emittentenferne Regionen bedeutet eine solche Minderung, daß die Deposition aus der Luft auf einen Betrag von 10 - 15 kg/(ha*a) Rein-N gesenkt werden könnte. Dies würde immerhin unter den Einträgen liegen, die von Waldbiotopen noch verkraftet werden können. Langfristig sollte für die Mehrzahl der Waldstandorte ein deutlich niedriger Wert angestrebt werden. Für die Regionen mit Depositionen um 40 kg/(ha*a) dürfte eine Deposition von 20 - 30 kg/(ha*a) zu erwarten sein.

Bei der Datenerfassung zu den atmosphärischen N-Emissionen wird von einem Wert von 1.627 kt Rein-N/a ausgegangen. Wenn die jährlich emittierte Menge an Stickstoffverbindungen vollständig deponiert würde, dann ergibt das bei der Fläche der Bundesrepublik eine Depositionsrate von ca. 46 kg/(ha*a) Rein-N. Dies ist ein Wert der hinsichtlich der Größenordnung sehr gut mit den tatsächlich gefundenen Depositionsraten korreliert, wenn vor allem in Rechnung gestellt wird, daß Deutschland ein Netto-Exporteur ist und NH_3-Emissionen häufig lokal begrenzt sind. Durch die verringerte Deposition ist auch eine zusätzliche Entlastung des Wasserpfades zu erwarten, so daß möglicherweise auch die Zielvorgaben der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz zu erfüllen sind.

5.4 Zukünftige Handlungsfelder und Forschungsbedarf

5.4.1 Forschungsbedarf

Aus der Sicht der bisherigen wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Stickstoffproblematik ergibt sich insbesondere noch zu folgenden Bereichen grundlegender Forschungsbedarf:

1. Stickstoff-Emissionen, -Immissionen, -Depositionen und Umsetzungen in den Medien Boden, Wasser und Luft

Obwohl der heutige Kenntnisstand der Stickstoff-Überschußproblematik bereits ausreicht, um stickstoffbedingte Schadwirkungen aufzeigen und quellenbezogene Minderungsmaßnahmen daraus ableiten zu können, besteht für einige Bereiche noch die Notwendigkeit einer besseren Quantifizierung der Stickstoff-Flüsse bzw. der bereichsspezifischen Stickstoff-Verluste. Dies betrifft in besonderem Maße den komplexen Bereich der menschlichen Ernährung und der industriellen Prozesse mit den Folgebereichen der Abwasserbeseitigung und der Abfallwirtschaft. Hier ist es dringend erforderlich die bereichsspezifischen Stickstoff-Flüsse und -Verluste besser als bisher und vor allem stoff- und quellenbezogen zu ermitteln.

Im Bereich der Landwirtschaft wird es darauf ankommen, allgemein anerkannte Bilanzierungsmethoden – vornehmlich auf der Basis von Flächen- und Stallbilanzen – zu entwickeln und anzuwenden, die den Vorteil der Ableitung differenzierter Lösungsansätze zur Reduzierung der aus diffusen Quellen und Punktquellen stammenden Stickstoffemissionen bieten. Desweiteren sind für die unterschiedlichen landwirtschaftlichen Betriebsformen (Marktfruchtbetriebe, Futterbetriebe, Veredlungsbetriebe und deren Mischformen) differenzierte, als unvermeidlich anzusehende Stickstoff-Bilanzüberschüsse zu definieren. Hierbei sind auch unterschiedliche natürliche Standortverhältnisse zu berücksichtigen.

Da die Umweltwirkungen von Stickstoff-Emissionen nicht allein von der Menge der eingetragenen Stickstoffverbindungen bestimmt werden, sondern in vielen Fällen von der Art der chemischen Verbindung des Stickstoffs sowie Wechselwirkungen mit anderen Stoffen entscheidend beeinflußt werden, erscheint es unerläßlich neben der rein mengenmäßigen Erfassung auch geeignete Verfahren für eine stoff- und wirkungsbezogene Bewertung zu entwickeln. So ist z.B. die Emission von 1 kg N_2O-Stickstoff wegen seiner Klimawirksamkeit grundsätzlich anders zu bewerten als die Emission von 1 kg NO_x-Stickstoff. Auf die unterschiedliche Wirksamkeit bezüglich der Bodenversauerung durch adäquate Mengen von NH_y-N und NO_x-N wurde bereits in Kapitel 4 eingegangen (vgl. u.a. 64, 169, 175).

Es liegt nahe, daß die im vorstehenden Text vorgenommene Bewertung auf der Basis des reinen Stickstoffanteils diesbezüglich nur einen vorläufigen Charakter haben kann. Dennoch ist das angewandte Verfahren einem Vergleich der verschiedenen Stickstoffverbindungen auf der Basis der Molekül-Masse vorzuziehen.

Wichtigster Eintragspfad von Stickstoff in naturnahe terrestrische Ökosysteme ist die atmosphärische Deposition. Während die Rate der nassen Deposition relativ exakt zu bestimmen ist, bereitet die Erfassung der trockenen Deposition nach wie vor Probleme. Die Messung von stoffbezogenen Ablagerungen von Partikeln und/oder die Aufnahme gasförmiger Stickstoffverbindungen durch die Spaltöffnungen der Pflanzen, oder überhaupt die Ablagerung von Stickstoffverbindungen auf der Oberfläche von Pflanzen und Böden ist nach wie vor mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Zur Abschätzung der Stickstoff-Gesamtdeposition in Abhängigkeit von den Standortbedingungen ist es daher erforderlich, geeignete Methoden zur Erfassung auch der trockenen Deposition zu entwickeln und die vorhandenen Methoden ggf. zu validieren bzw. zu standardisieren. Eine Einbindung solcher Methoden in laufende Monitoringprogramme sollte angestrebt werden.

In diesem Zusammenhang besteht auch Forschungsbedarf hinsichtlich der pflanzenphysiologischen Wirkung einer direkten Aufnahme von Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre.

Die Prozesse einer erhöhten Stickstoff-Umsetzung in Böden und Gewässern sind relativ gut bekannt. Allerdings stößt die exakte Quantifizierung der von den Prozessen ausgelösten Stickstoff-Flüsse noch immer auf erhebliche Schwierigkeiten. Dies gilt besonders für die Bedingungen der Freisetzung von klimarelevantem N_2O. Noch liegen keine gesicherten Erkenntnisse darüber vor, unter welchen Bedingungen und wo bei der Denitrifikation besonders viel N_2O freigesetzt wird. Dadurch ist auch eine eindeutige Zuordnung der N_2O-Emissionen zu den Quellen mit vielen Unsicherheiten behaftet.

Für die Bewertung des Verbleibs von Stickstoff in Böden und die damit verbundene ökophysiologische Wirkung spielen vor allem die Prozesse der Nitrifikation und Stickstoff-Immobilisierung eine entscheidende Rolle. Insbesondere für Waldökosysteme bestehen über die bodeninternen Regulationsmechanismen dieser Prozesse noch Kenntnislücken, speziell mit Blick auf die unterschiedlichen Standortbedingungen. Weitere systematische Untersuchungen zur Abklärung sind notwendig, um bestehende Wissenslücken zu schließen.

2. Langzeitwirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme

Sowohl für terrestrische als auch für aquatische Ökosysteme liegen derzeit keine hinreichenden Erkenntnisse vor über die Qualität der Veränderungen und ihrer Auswirkungen im Langzeitmaßstab. Dies gilt auch für die Wechselwirkungen innerhalb eines Kompartimentes als auch zwischen den Umweltkompartimenten. Zur Bewertung sind vor allem konkrete und nachvollziehbare Parameter notwendig, auf deren Grundlage die langfristige Belastbarkeit und Stabilität der Ökosysteme abgeleitet werden kann.

Aus pflanzenphysiologischer Sicht erscheint es unerläßlich, die Frage relevanter pflanzenphysiologischer Reaktionen auf ein Überangebot verschiedener Stickstoffverbindungen zu untersuchen und zu prüfen, welche Parameter geeignet sind, als Indikator für eine bestehende Stickstoffbelastung zu dienen.

In diesem Zusammenhang ist der Weiterentwicklung des Konzepts der Critical Loads und Critical Levels besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Insbesondere sind noch bestehende Defizite bei der Festlegung und Differenzierung der Critical Loads für bestimmte Vegetations- und Ökosystemtypen in Abhängigkeit von den Standortbedingungen aufzuarbeiten. Als Grundlage für eine differenzierte Betrachtung ist es erforderlich, bestehende Monitoringprogramme fortzuführen oder ggf. hinsichtlich dieser Fragestellung auszubauen. Nur mit Hilfe solcher Programme lassen sich standortspezifische In- und Output-Verhältnisse und ihre langfristigen ökologischen Auswirkungen erfassen. Darüber hinaus sollte der Frage nachgegangen werden, wie das Konzept der Critical Loads auch auf aquatische Ökosysteme, z.B. eutrophierungsgefährdete Oberflächengewässer, übertragen werden kann.

Weiterhin bedarf die Frage einer grundsätzlichen Klärung, in welchem Umfang die zunehmende Stickstoffbefrachtung von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen über eine Nivellierung der Trophiegradienten auf einem hohen Niveau an der schleichenden Vernichtung der Arten beteiligt ist. Dabei ist der Beziehung zwischen Artenvielfalt und der Stabilität und Funktion von Ökosystemen besondere Aufmerksamkeit zu widmen.

Darüber hinaus besteht koordinierter Forschungsbedarf zur Wirkung von Stickstoffverbindungen und Photooxidantien auf die Umwelt bei steigendem CO_2-Angebot und einer absehbaren Klimaerwärmung. Es besteht Objektivierungsbedarf hinsichtlich der zu erwartenden Kombinationswirkung (Synergismen/Koergismen) und eventueller Schwellenwerte als Grundlage für administratives Handeln.

3. Monetäre Bewertung von Umweltschäden als Folge der N-Belastung

Angesichts der Unzulänglichkeit der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung als Wohlstandsindikator ist es dringend notwendig, geeignete Verfahren und Methoden zur

Bewertung der Kosten von Umweltbelastungen bzw. des Nutzens von Umweltschutzmaßnahmen in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung zu integrieren. Hinsichtlich der monetären Bewertung der durch das Überangebot an Stickstoff verursachten Umweltschäden fehlt es derzeit an geeigneten Methoden.

Bislang durchgeführte monetäre Bewertungen sind überwiegend grobe, modellhafte, zeitlich und räumlich eng begrenzte Schätzungen, die auf mehr oder weniger plausiblen Annahmen beruhen und methodisch sehr uneinheitlich abgeleitet werden. Eine Verbesserung des Kenntnisstandes auf diesem Gebiet wird auch deshalb für notwendig gehalten, weil damit ein ganz entscheidender Beitrag zur Objektivierung der Diskussion über das Kosten-Nutzen-Verhältnis der vorgeschlagenen Maßnahmen geleistet werden könnte.

6. Schlußfolgerung

Trotz der dargelegten Defizite besteht allerdings die Auffassung, daß die gegenwärtige Situation Minderungsmaßnahmen notwendig macht, daß sinnvolle Maßnahmen auf dem bestehenden Kenntnisstand abgeleitet und vorgeschlagen werden können und daß die vorgeschlagenen Maßnahmen auch finanzierbar, volkswirtschaftlich sinnvoll und vertretbar sind.

7. Literatur

1 *Agrarsoziale Gesellschaft e.V.* (1992): Öko-Steuern als Ausweg aus der Agrarkrise?. – Schriftenreihe für ländliche Sozialfragen, Ergebnisse der int. Tagung in Stuttgart-Hohenheim, 15./17.6.1992, Heft 115; Göttingen

2 *Asman, W.A.H. u. van Jaarsveld, H.A.* (1990): Regionale und europaweite Emission und Verfrachtung von NH_3-Verbindungen. In: *Ammoniak in der Umwelt* (KTBL / VDI, 1990)

3 *Asman, W.A.H. u. van Jaarsveld, H.A.* (1992): A variable resolution transport model applied for NH_x in Europe. Atmos. Environ. Pt.A-Gen.Top. 26, 445 - 464

4 *Bach, M.* (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1 - 186

5 *Bach, M.; Rode, M.; Frede* (1992): Abschätzung der kurzfristig möglichen Verminderung der Stickstoff-Düngung in der Landwirtschaft im Bundesgebiet (westl. Bundesländer). Landwirtschaftl. Forschung, VDLUFA-Schriftenreihe 35, 159 - 162

6 *Baden-Württemberg in Wort und Zahl* (1993): Sonderdruck Ozonbelastung und Verkehrsemissionen. Statistische Monatshefte, Heft 7, Statistisches Landesamt Baden-Württemberg

7 *Bayerisches Geologisches Landesamt* (1987): Karten der Gefährdung der Grundwässer in Bayern durch Nitrat. GLA Fachberichte 3/87, München

8 *Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* (diverse): Lufthygienische Jahresberichte, München

9 *Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft* (1992): Nitrateintrag in das Grundwasser unter Waldgebieten in Bayern. Informationsberichte, H. 6/92, München

10 *Becker, H.* (1992): Reduzierung des Düngemitteleinsatzes. Ökonomische und ökologische Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung des Düngemitteleinsatzes; In: *Schriftenreihe des BML*, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 416, Münster

11 *Becker, K.-W.* (1993): Bedingungen und Ausmaß der Denitrifikation als Nitrat-Filter im Wasserkreislauf. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., Bd. 72/II, 1111-1114

12 *BEF* (1987): Einfluß von Luftverunreinigungen auf Böden, Gewässer, Flora und Fauna. Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft, Frankfurt/Main

13 *Beese, F.* (1993): Studienprogramm Landwirtschaft, Gasförmige Stickstoffverbindungen. Kurzstudie D: Stickoxide und Distickstoffoxide, München

14 *Block, J.* (1993): Bodenzustand und Nährstoffversorgung der Waldökosysteme. In: *Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz.* Beiträge der Fachtagung im Kurfürstlichen Schloß zu Mainz vom 8.12.93. Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz, Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz

15 *Böhling, N.* (1992): Floristischer Wandel von Waldgesellschaften. Mögliche Auswirkungen von Bodenversauerung und Nährstoffanreicherung in der südlichen Eilenriede (Stadtwald Hannover). Naturschutz und Landschaftsplanung 1/92, 16 - 19

16 *Borchert, J.* (1994): Agrarpolitik der Bundesregierung für die neuen Länder. Rede des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Jochen Borchert, gehalten auf dem 4. Landesbauernverbandstag Sachsen-Anhalt am 21. April 1994 in Weißandt-Gölzau, Bulletin 22. April 1994, Nr. 35, 312 - 315

17 *Bouwman, A.F.* (1990): Soils and the greenhouse effect. John Wiley and Sons Ltd

18 *Buijsman, E.; Maas, H.F.M. u. Asman, W.A.H.* (1987): Anthropogenic NH_3 emissions in Europe. Atmos. Environ., 21, 1009 - 1022

19 *Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* (1995): Waldzustandsbericht der Bundesregierung – Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1994. Referat Öffentlichkeitsarbeit

20 *Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* (1995): Agrarbericht 1995, Agrar- und ernährungspolitischer Bericht der Bundesregierung, BR-Drs. 75/95, Bonn

21 *Bundesministerium für Forschung und Technologie, BINE Projekt-Info-Service* (1990): Energiegerechte Bauschadensanierung von Wohnbauten der 60er/70er Jahre, Bonn;

22 *Bundesministerium für Forschung und Technologie* (1993): Bilanz aus 10 Jahren Waldschadensforschung: Zur Gesundung der Wälder müssen jetzt auch die Schadstoffeinträge aus Verkehr und Landwirtschaft sinken. Forschungsberichte Nr. 12/93

23 *Bundesministerium für Forschung und Technologie, BINE Projekt-Info-Service* (1993): Energiegerechte Bauschadensanierung von industriell errichteten Wohnbauten der ehemaligen DDR, Bonn;

24 *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (1993 a): Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag über die Umsetzung der Beschlüsse der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (3. INK)

25 *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (1993 b): Denkmalschützer tagen im Bundesumweltministerium. Korrosion an historischen Baudenkmälern geht leicht zurück. Pressemitteilung 54/93, Pressereferat, Bonn

26 *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (1994 a):

NO_x-Emissionen nehmen auch im Verkehr ab, Bonn

27 *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* (1994 b): Beschluß der Bundesregierung vom 29. September 1994 zur Verminderung der CO_2-Emissionen und anderer Treibhausgasemissionen in der Bundesrepublik Deutschland, BT-Drs. 12/8557

28 *Bund/Länder-AG aus Vertretern der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft* (1990): Maßnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer. Bonn

29 *Cornelius, R., J. Gerstenberg, S. Kohl und B. Schenk* (1994): Grundlagen zum Maßnahmenprogramm Naturhaushalt/Wald. Band 1. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz; Berlin

30 *Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen* (1994): Kurzfassung des Umweltgutachtens 1994. Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Schlußfolgerung und Handlungsempfehlungen. Umweltpolitik, Hrsg. Bundesumweltministerium

31 *DLG* (1991): Arbeitsunterlagen: Stoffeinträge aus der Landwirtschaft in die Atmosphäre, Strategien zur Minimierung. Vorträge und Ergebnisse des DLG-Kolloquiums am 3./4.12.1990 in Bonn-Röttgen, DLG-Arbeitsunterlagen

32 *Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina* (Hrsg., 1994): The terrestrical nitrogen cycle as influenced by man. Nova Acta Leopoldina, Neue Folge, Nummer 288, Band 70. Halle (Saale) 1994

33 *Deutsche Bundesregierung* (1993): 5. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag, Drucksache 12/4006

34 *Deutsche Bundesregierung* (1994): Antwort der Bundesregierung auf die Große Anfrage der Abgeordneten Susanne Kastner, Michael Müller (Düsseldorf), Hermann Bachmaier, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der SPD. „Drohende Grundwasserversauerung und fortschreitende Bodenversauerung". Deutscher Bundestag 12., 13.4.94, Drucksache 12/7282

35 *Deutsche Bundesregierung* (1995): Beschluß der Bundesregierung vom 29.9.94 zur Verminderung der CO_2-Emissionen und anderer Treibhausgasemissionen in der Bundesrepublik Deutschland auf der Grundlage des 3. Berichts der Interministeriellen Arbeitsgruppe „CO_2-Reduktion" (IMA CO_2-Reduktion)

36 *DVWK* (1985): Bodennutzung und Nitrataustrag. DVWK-Schriften 73, Verlag Paul Parey

37 *EG* (1992): 5. EG-Aktionsprogramm „für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung" (KOM (92) 23 Vol. II) vom 3. April 1992

38 *Eichner, M.J.* (1990): Nitrous oxide emissions from fertilized soils: summary of available data. J. Environ. Qual. 19, 272 - 280

39 *Ellenberg, H. jun.* (1986): Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluß von düngenden Immissionen und ihre Folgen. AFZ 19; 466 - 467

40 *Ellenberg, H. jun.* (1989): Eutrophierung – das gravierendste Problem im Naturschutz? NNA-Berichte 2 (1); 4 - 8

41 *Enquete-Kommission* (1992): Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung. Zukunft sichern – Jetzt handeln; Erster Bericht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages; Economica Verlag

42 *Enquete-Kommission* (1994): Dritter Bericht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre", Zum Thema Schutz der Grünen Erde – Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder, Deutscher Bundestag, 12. Wahlperiode, BT-Drs. 12/ 8350, 1994

43 *EMEP* (1992): H. Schanches, H. Styve – Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990 and 1991. DET Norske Meteorologiske Institutt; Technical Report No. 97; EMEP/MSW-W

44 *Ewers, H.-J.; Brabänder, H.D.; Brechtel, H.-M., Both, M.; Hayessen, E.; Mühling, B.; Nordg, M.; Nohl, W.; Richter, U.* (1986): Zur monetären Bewertung von Umweltschäden. Methodische Untersuchung am Beispiel der Waldschäden. UBA-Berichte 4/86

45 *Fabry, H.; Leibold, R. u. Rüsseler, M.* (1990): Emissionen von Ammoniak. Quellen – Verbleib – Wirkungen – Schutzmaßnahmen. Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft, Frankfurt/Main

46 *Flückiger, W.* (1988): Stickstoff und Stickstoffverbindungen in der Luft und ihre ökophysiologische Bedeutung. CHIMIA 42/2, 41 - 55

47 *Forschungsstelle für Energiewirtschaft* (1992): Vergleich verschiedener Emissionsrechnungen für Otto-, Diesel- und Elektro-PKW; Studie im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, Januar 1992

48 *Gehrmann, J.* (1990): Umweltkontrolle am Waldökosystem. Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in Nordrh.-Westfalen, Reihe C, Heft 48, 23 - 77

49 *Greenpeace Studie Wasser* (1992): Landwirtschaft 2000; Ist flächendeckende ökologische Landwirtschaft finanzierbar? Hamburg

50 *Hamm* (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Hrsg. vom Arbeitskreis „Wirkungsstudie" im Hauptausschuß „Phosphate und Gewässer" in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch den Obmann des Arbeitskreises Alfred Hamm, Sankt Augustin: Academia Verlag

51 *Hadwiger-Fangmeier, A.; Fangmeier, A.; Jäger, H.-J.* (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. Literaturstudie im Auftrag des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen, Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes NRW „Luftverunreinigungen und Waldschäden" Nr. 28

52 *Heinemeyer, O.* (1993): Landwirtschaftliche Bodennutzung und N_2O-Emissionen sowie CH_4-Umsetzungen im Boden. in: Anthropogene N_2O- und CH_4-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Schutz der Erdatmosphäre, Forschungsbericht 93 – 104 02 682

53 *Hildebrand, E.E.* (1994): Der Waldboden – ein konstanter Produktionsfaktor? AFZ 2/94, S. 99 - 104

54 *Hofmann, G.; Heinsdorf, D.; Krauß, H.H.* (1990): Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. Beitr. Forstwirtsch. 24, 59 - 73

55 *Huber, L.; Metzner G.* (1989): Der Einfluß gewerblicher und industrieller Ab-

wässer auf die Stickstoffbilanz der Kläranlage einer Großstadt. München. Beitr. z. Abwasser-, Fischerei und Flußbiol. 43, 459 - 477

56 *IFEU* (1994): Motorisierter Verkehr in Niedersachsen 1990 und 2010 – Verkehrs- und Fahrleistungen, Energieverbrauch und Schadstoffemissionen. Studie des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH im Auftrag des Niedersächischen Umweltministeriums

57 *Isermann, K.* (1990): Forschungsbedarf sich ergebend aus der Stickstoffbilanzierung / Verlustgefährdungsabschätzung der Landwirtschaft. Vortrag anläßlich des BMFT-Statusseminars „Bodenbelastung und Wasserhaushalt, 28.2. - 2.3.1990, Bonn

58 *Isermann, K.* (1991): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung. Gemeinsames KTBL / VDI-Symposium vom 10. - 12.10.1990 in Braunschweig-Völkenrode, FAL, Landwirtschaftsverlag Münster

59 *Isermann, K.* (1993 a): „Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung". Studienprogramm „Landwirtschaft" der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages. Pflichtenheft zur Studie E: Ammoniak

60 *Isermann, K.* (1993 b): Stellungnahme des BDI zu den Ausführungen anläßlich der 3. Sitzung des „Grünen Runden Tisches" der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald (SGW) am 24. Mai 1993 in Bonn zur Thematik „Landwirtschaft und Waldsterben"

61 *Isermann, K.* (1993 c): Das Versauerungspotential durch Emission versauernder Substanzen in den alten Ländern (ABL) der Bundesrepublik Deutschland 1970 / 1989. Mitteilungen für die ad-hoc-Gruppe „Gasförmige Stickstoffverbindungen aus der Landwirtschaft" der Senatskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) zur Beurteilung von Stoffen aus der Landwirtschaft (Januar 1993)

62 *Isermann, K.* (1993 d): Naturschutz – Landwirtschaft – Düngung unter dem Aspekt der Nährstoffbelastung der Oberflächengewässer. Landwirtschaft im Spannungsfeld von Bodenschutz und Naturschutz und wirtschaftlichem Überleben. Gemeinsame Tagung des Verbandes der Landwirtschaftskammern e.V. und des Bundesarbeitskreises Düngung am 20. und 21. April 1993 in Würzburg (Tagungsband im Druck; Hrsg.: Industrieverband Agrar e.V., Fachbereich Düngung, Karlstr. 21, Frankfurt

63 *Isermann, K.* (1994): Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Studienprogramm Landwirtschaft der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages. Economica-Verlag, Bonn

64 *Isermann, K. und R. Isermann* (1995): Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden, AFZ 5 (1995) S. 268 - 276

65 *IWS* (1992): Endbericht zum Forschungsvorhaben „Quantitative Analyse von Vorsorgestrategien zum Schutz des Grundwassers im Verursacherbereich Landwirtschaft". Institut für wassergefährdende Stoffe an der Technischen Universität Berlin, November 1992

66 *Jentschke, G.; Godbold, D.L.; Hüttermann, A.* (1991): Culture of mycorrhizal tree seedlings under controlled conditions: Effects of nitrogen and aluminium. Phyisol. Plant. 81, 408 - 416

67 *Kändler, G.* (1993): Immissionen und Waldökosysteme – Langfristige Wirkungen. 9. PEF-Statuskolloquium: Waldschadensforschung in Baden-Württemberg. AFZ 13, 661 - 665

68 *Kerschberger, Alfred* et. al. (1993): Energiegrechte Bauschadensanierung, Ergebnisse einer Grundlagenstudie; Sonderdruck aus ZS Bausubstanz 1 - 5, 1993

69 *Klaassen, G.* (1991): Past and future emissions of ammonia in Europe. Status Report SR - 91 - 01, Laxenburg, IIASA, 1 - 32

70 *Knoflacher, M.H.; Haunold, E., Loibl, W.; Zügler, H. u. Urban, G.* (1993): Ammoniak-Emissionen in Österreich 1990. Berechnung und Abschätzung sowie Regionalisierung auf Basis politischer Bezirke. UBA 92 - 068, Wien

71 *Kopp, D., H.-D. Nagel und C.-H. Henze* (1995): Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) der Waldnaturräume in Beispielgebieten des norddeutschen Tieflands gegenüber Stickstoff-, Säure- und Basendeposition. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 1, 1995

72 *Kruse, M.; Apsimon, W.H. u. Bell, J.N.B.* (1989): Validity and uncertainty in the calculation of an emission inventory for ammonia arising from agriculture in Great Britain. Environ. Poll., 56, 237 - 257

73 *Kreutzer, K.* (1993): Bilanz aus 10 Jahren Waldschadensforschung. WPK-Hintergrundpapier zur BMFT Wissenschafts-Pressekonferenz zum Thema „10 Jahre Waldschadensforschung: Der deutsche Wald stirbt weiter?" vom 2. Februar 1993

74 *KTBL / VDI* (1990): Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen. Gemeinsames Symposium, 10. bis 12. Oktober 1990, FAL, Braunschweig-Völkenrode, Ed. KTBL / VDI, Münster-Hiltrup

75 *Kühbauch, W.* (1993): Intensität der Landnutzung im Wandel der Zeit. Die Geowissenschaften 4, 1993

76 *Kuntze, H.* (1991): Einfluß der Trophie auf den Erfolg der Hochmoorregeneration. NNA-Mitteilungen 2 (1), 28 - 31

77 *Kuntze, H.* (1993): Das Niedersächsische Moorschutzprogramm – eine Bilanz aus moorkundlicher Sicht. Geol. Jb., A142, 271 - 293

78 *LAI* (1994): Ermittlung des Standes der Technik der NH_3-Emissionsminderung bei der Rinder-Intensivtierhaltung. Bericht der Arbeitsgruppe des Unterausschusses Luft / Technik des Länderausschusses für Immissionsschutz (LAI), 1992 / 93, UBA-Texte 13 / 94

79 *Laidig, G.* (1990): Übersicht zur industriellen Ammoniakemission und Minderungsmaßnahmen. Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Oppenheim in „Ammoniak in der Umwelt", KTBL / VDI (1990)

80 *Lammel, G.* (1993): NO_x und Folgeprodukte in der Atmosphäre – Quellen, chemische Umwandlung und Senken. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 5 (5), 281 - 285

81 *Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein Westfalen* (1992): Meß- und Experimentierstation im Forst (MEXFO) – Abschlußbericht über das Projekt (VIPF3 / 129 /, APPF / II.6

82 *Landtag von Baden-Württemberg* (1993): Stickstoffemissionen als Ursache des Waldsterbens. Antrag der Frak-

tion der SPD und Stellungnahme des Ministeriums für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Drucksache 11/1658

83 *LAWA* (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat; Arbeitskreis „Grundwasserbeschaffenheit" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart

84 *Mackenzie, F.T.* et al. (1993): C, N, P, S global biogeochemical cycles and modeling of global change. In: *Wollast, R.* et al. (eds.): Interactions of C, N, P and S biogeochemical cycles and global change, p. 1-61. NATO ASI Series I, Vol. 4. Springer-Verlag, Berlin

85 *Martin, W.; Ruppert, H.; Fried, G.* (1991): Veränderung von Elementgehalten, pH-Wert und potenieller Kationenaustauschkapazität in ausgewählten Böden Bayerns. GLA Fachberichte 6, München 1991

86 *Melzer, A.; Pohl, W.; Hünerfeld, G.; Pfleiderer, P.* (1992): Nitratbelastung von Hochmooren. Hrsg. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien 81

87 *Merkel, D.; Matter, Y.* (1993): Pflanzennährstoff- und Schwermetallgehalte niedersächsischer Klärschlämme. Korrespondenz Abwasser 40., 12/93

88 *Meesenburg, H.; Meiwes, K.J.; Schultz-Sternberg, R.* (1994): Entwicklung der atmogenen Stoffeinträge in niedersächsischen Waldbeständen. Forst u. Holz, im Druck

89 *Meyer, F.H.* (1989): Eutrophierung und Mykorrhizen. NNA-Berichte 2 (1), 35-38

90 *Meyer, R.; Jörissen, J.; Socher, M.* (1993): Vorsorgestrategien zum Grundwasserschutz für den Bereich Landwirtschaft. TAB-Arbeitsbericht Nr. 17; Teilbericht I; Langfassung; Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, Bonn

91 *Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein Westfalen* (1993): Abschlußdokumentation zum Forschungsschwerpunkt „Luftverunreinigungen und Waldschäden" des Landes Nordrhein Westfalen.

92 *Mohr, H.* (1986): Die Erforschung der neuartigen Waldschäden. Eine Zwischenbilanz. Biologie in unserer Zeit, 3

93 *Mohr, H.* (1992): Waldschäden in Mitteleuropa – Wo liegen die Ursachen? Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte. 117. Versammlung, Aachen; Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, Stuttgart

94 *Mohr, H.* (1993): Referat „Present views of the nitrogen cycle", gehalten am 29.09.93 auf dem Symposium der Leopoldina – Deutsche Akademie der Naturforscher – in Halle

95 *Mohr, H.* (1994): Stickstoffeinträge als Ursache neuartiger Waldschäden. Spektrum der Wissenschaften, Januar 1994

96 *Möller, D. u. Schieferdecker, H.* (1990): Ammoniakbilanz für das Gebiet der DDR. – In: „Ammoniak in der Umwelt", KTBL/VDI (1990)

97 *Münch, J., F. Axenfeld, G. Gieseler, D. Johnssen und H. Meinl* (1994): Minderung der Emissionen von Ammoniak, Fluorwasserstoff und Chlorwasserstoff in Baden-Württemberg, Konzeptstudie, Dornier GmbH im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg

98 *Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* (1992): Konzeptionelle Überlegungen zur Einführung einer EG-weiten Stickstoffabgabe. Agrarsoziale Gesellschaft e.V., Zs. Ländlicher Raum 11-12

99 *Niedersächsisches Umweltministerium* (1993): Wald in Wasserschutzgebieten. Ergebnisse aus einem Fachgespräch am 4. Juni 1992, Hannover

100 *Nolte, C; Werner, W.* (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum, Schriftenreihe Bd. 19

101 *Ottow, J.C.G. und G. Benckiser* (1994): Effect of ecological conditions on total denitrification and N_2O release from soils. In: *Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina* (Hrsg.): The terrestrical nitrogen cycle as influenced by man, p. 251-262. Nova Acta Leopoldina, Neue Folge, Nr. 288, Band 70; Halle (Saale)

102 *Prinn, R.D. Cunnold, R. Rasmussen, F. Alyea Simmonds, A. Crawford, P. Fraser und R. Rosen* (1990): Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGA data; J. Geophys. Res. 95, 18369-18385

103 *Prinz, B.* (1990): Untersuchungen zum Stickstoffkreislauf in einem Fichtenökosystem. Gemeinsames KTBL/VDI-Symposium vom 10.-12.10.1990 in Braunschweig-Völkenrode, FAL, Landwirtschaftsverlag Münster

104 *Rentz, O. und Ribeiro, J.* (1994): Operating experience with NO_x-abatement at stationary sources. UBA-FB 93-145, Texte 12/94 des Umweltbundesamtes

105 *Rudolf, H.J. u. Voigt, J.K.* (1985): Effects of NH_4^+-N and NO_3^-- on the growth and metabolism of sphagnum magellanicum. Physiol. Plant, 66, 339-343

106 *Ruhr-Stickstoff-AG* (1980): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 9. Auflage, Bochum

107 *Ruhr-Stickstoff-AG* (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Auflage, Münster-Hiltrup

108 *Scheffer, B.* (1993): Zum Nitrataustrag über Dräne. Wasserwirtschaft, 83 (6), 330-333

109 *Scheele, M.; Isermeyer, F; Schmitt, G.* (1992): Umweltpolitische Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft. Arbeitsbericht 6/92, erschienen in der Reihe der Arbeitsberichte des Instituts für Betriebswirtschaft der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig-Völkenrode

110 *Schmeken, W.; Schwade, W.* (1992): Klärschlammverordnung – Kurzkommentar. Verlag GKV Düsseldorf 1992, 1. Auflage

111 *Schön, M.; Walz, R., Angerer, G., Bätcher, K., Böhm, E., Hillenbrand, T., Hiessl, H., Reichert, J., Paoli, M., Bingemer, H., Heinemeyer, O., Lobert, J. und Scharffe, D.* (1993): Anthropogene N_2O- und CH_4-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland – Emissionsbilanz, Identifikation von Forschungs- und Handlungsbedarf sowie Erarbeitung von Handlungsempfehlungen, Phase I, Karlsruhe

112 *Schulze, E.D.* (1993): Bilanz aus 10 Jahren Waldschadensforschung. WPK-Hintergrundpapier zur BMFT Wissenschafts-Pressekonferenz zum Thema „10 Jahre Waldschadensforschung: Der deutsche Wald stirbt weiter?" vom 2. Februar 1993

113 *Schulze, E.D.; Gebauer, G.; Buchmann, N.; Bruckner G.* (1993b): Aufnahme Abgabe und Umsatz von Stickoxiden, NH_4^+ und Nitrat bei Waldbäumen, insbesondere der Fichte (Teil II). Ab-

schlußbericht im Auftrage des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

114 *Spieck, E.; W. Sand und E. Bock* (1990): Wirkungen von Ammoniak auf Bauwerke; In: *KTBL / VDI* (1990): Ammoniak in der Umwelt. Kreisläufe, Wirkungen, Minderungen. Gemeinsames Symposium, 10. bis 12. Oktober 1990, FAL, Braunschweig-Völkenrode, Ed. KTBL / VDI, Münster-Hiltrup

115 *Strebel, O.; Böttcher, J.; Duynisveld, W.H.M.* (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes. Stoffeinträge (Nitrat, Spurenelemente, Pestizide) in das Grundwasser und deren Verbleib in einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld. UBA-Texte 46/93

116 *Strotmann, B.* (1992): Analyse der Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf Produktion, Faktoreinsatz, Agrareinkommen und Stickstoffbilanz unter alternativen agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Dissertation, Bonn

117 *TNO* (1992): TNO-report: Emissions Factors Manual Procom-Atmos, Emission factors for air pollutants 1992, Referenz Nr. 92-235, Apeldoorn (1992)

118 *Twenhöven, L.* (1992): Effects of nitrogen depositions on the vegetation of a raised bog. in: Peatland ecosystems and man: An impact assessment, published by: Department of Biological Sciences, University of Dundee, U.K.

119 *UBA* (1990): Luftverschmutzung durch Stickstoffoxide. Ursachen, Wirkungen, Minderungen. Berichte 3/90

120 *UBA* (1991a): Der Einfluß der Gewässerverschmutzung auf die Kosten der Wasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Berichte 2/91

121 *UBA* (1991b): Volkswirtschaftliche Verluste durch Bodenbelastungen in der Bundesrepublik Deutschland; Berichte 10/91, E. Schmidt Verlag, Berlin

122 *UBA* (1992a): Daten zur Umwelt 1990/91. Erich Schmidt Verlag

123 *UBA* (1992b): Motorisierter Verkehr in Deutschland. – Forschungsvorhaben Nr. 104 05 319, ifeu-Studie, 1992

124 *UBA* (1993a): Jahresbericht 1992. Umweltbundesamt, Berlin 1993

125 *UBA* (1993b): Umweltdaten – kurzgefaßt. Ausgabe 1993

126 *UBA* (1993c): Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. UBA Texte 25/93

127 *UBA* (1994a): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. UBA-Berichte 2/94

128 *UBA* (1994b): Daten zur Umwelt 1992/1993, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin

129 *UBA / LAI* (1994): Ermittlung des Standes der Technik der Ammoniak-Emissionsminderung bei der Rinderhaltung. Bund-Länder-AG Immissionsschutz, in: UBA-Texte 13/94

130 *UBA / BGA* (1992): Zur gesundheitlichen Bewertung von Schadstoffen aus Kraftfahrzeugen mit Abgaskatalysatoren. Umweltbundesamt, Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene; Gemeinsame Stellungnahme, September 1992

131 *Ulrich, B.* (1993): Bilanz aus 10 Jahren Waldschadensforschung. WPK-Hintergrundpapier zur BMFT Wissenschafts-Pressekonferenz zum Thema „10 Jahre Waldschadensforschung: Der deutsche Wald stirbt weiter?" vom 2. Febr. 1993

132 *VDI* (1993): Zielsetzung, Bedeutung und Grundlagen von Richtlinien zum Schutze der Böden, Ermittlung von Maximalen-Immissions-Werten. VDI-Richtlinien, VDI 3956: VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1, Entwurf März 1993;

133 *Volkswagen AG* (1988): Nicht limitierte Automobil-Abgaskomponenten. Volkswagen AG, Forschung Physik.-chem. Meßtechnik, Wolfsburg

134 *von Wilpert, K. und Hildebrand, E.E.* (1994): Stoffeintrag und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. Forst und Holz 21/94, S. 629-632

135 *Walther, W.* (1991): Einfluß von Wirtschaftsdünger auf die chemische Beschaffenheit des Grundwassers. Dtsch. tierärztl. Wschr. 98, Heft 7, 272-292

136 *Walther, W.; Nieß, R.; Hölscher, J.* (1991): Übersicht über die Grund- und Rohwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Stand Oktober 1991. Niedersächsisches Landesamt für Wasser und Abfall

137 *Walther, W.; Nieß, R.; Hölscher, J.; Müller, U.* (1993): Grundwassermeßnetz Niedersachsen; Nährstoffe und anorganische Spurenstoffe – Eine erste Übersicht zur Grundwasserbeschaffenheit. in: Grundwasserkontaminationen durch diffuse Stoffeinträge. Braunschweiger Grundwasserkolloquium, TU-Braunschweig, Februar 1993

138 *Wehinger, C.; Meyer-Pittroff, R.* (1994): Schadstoffemissionen von Ottomotoren mit geregeltem Dreiwegekatalysator. Staub – Reinhaltung der Luft 54, 9-15

139 *Weidlich, B. und A. Kerschberger* (1992): Energiegerechte Bauschadensanierung; Ein Leitfaden für die Praxis, Verlag C.F. Müller, Karlsruhe

140 *Weinschenk, G.* (1989): Nitratsteuern zur Umwelt- und Marktentlastung. In: *Nutzinger, H.G. und Zahrnt, A.* (Hrsg.): Öko-Steuern. Karlsruhe, S. 147-160

141 *Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M.; Schmidt, R.* (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland, Springer Verlag

142 *Wissenschaftlicher Beirat* (1994): Gutachten des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesregierung „Globale Umweltveränderungen". BR-Drs. 168/94

143 *Zahn, M.T.; Bittersohl, J.; Sager, H.* (1992): Atmosphärische Deposition als Faktor der Gewässerbelastung. XVI. Konferenz der Donauländer über hydrologische Vorhersagen und hydrologisch-wasserwirtschaftliche Grundlagen, Kehlheim

Ergänzungen zum Literaturverzeichnis als Ergebnis der Beratungen mit den Vertretern der Agrarministerkonferenz und zur Aktualisierung:

144 *BML* (1993): Reduzierung der Stickstoffemissionen der Landwirtschaft; Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 423; Landwirtschaftsverlag, Münster

145 *BML* (1994, 1995): Daten-Analysen „Futterwirtschaft 1994 bzw. 1995"

146 *BML* (1995): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1995

147 *BMU* (1990): Maßnahmen der Landwirtschaft zur Verminderung der Nährstoffeinträge in die Gewässer; Bericht einer Bund/Länder-Arbeitsgruppe aus Vertretern der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft (Vorsitz BMU); Bonn

148 *Bundesrat* (1995): Entschließung des Bundesrates zur Flächenbindung in der Tierhaltung, BR-Drs. 301/95 vom 22.9.1995, Bonn

149 *Bundesrat* (1996): Stellungnahme der Bundesregierung zu der Entschließung des Bundesrates zur Verordnung zur Änderung düngemittelrechtlicher Vorschriften; BR-Drs. 239/96; Bonn

150 *DVWK* (1995): Maßnahmen zum verstärkten Gewässerschutz im Verursacherbereich Landwirtschaft (in Zusammenarbeit mit DAF, DGL und FW); Bonn

151 *Eckert, H.; G. Breitschuh und M. Kerschberger* (1995): Stellungnahme zum 2. Zwischenbericht der UMK-Arbeitsgruppe „Stickstoff-Minderungsprogramm" (nicht veröffentlicht)

152 *Eckert, H. und Breitschuh, G.* (1994): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben; Arch. Acker-Pfl. Boden 38, 149-163

153 *FAL* (1996): Stickstoffbilanz der Landwirtschaft auf der Grundlage des Wirtschaftsjahres 1993/94 (nicht veröffentlicht)

154 *Fleischer, E.* (1996): Die Nutztierhaltung im Spiegel der nationalen Stickstoffbilanz des Bereichs Landwirtschaft – Ein Beitrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung – ; Angewandte Umweltforschung 1, 86-101 (1996)

155 *Gesellschaft für Boden- und Gewässerschutz* (1996): Flächenhafte Verwertung von organischen Abfällen einschließlich der landwirtschaftlichen Wirtschaftsdünger im Spannungsfeld von Bodenschutz und Kreislaufwirtschaft; Studie von R. Beisecker, S. Gäth und H.-G. Frede im Auftrag des Deutschen Bundestages, Wettenberg

156 *INK* (1995): Erklärung der Minister der 4. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz; Esbjerg, Dänemark, 8.-9. Juni 1995

157 *Kerschberger, M. und Eckert, H.* (1995): Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) – Kriterien der Kategorie Nährstoffhaushalt; Schriftenreihe der TLL 1995 (im Druck)

158 *KTBL* (1996): „UN-ECE-Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen; Protokollentwurf zur Verringerung der Emissionen von Stickoxiden, Ammoniak und flüchtigen organischen Verbindungen", hier: Ausarbeitung des KTBL zur möglichen Ammoniak-Emissionsminderung; Darmstadt

159 *Lenz, A., K.P. Kleyn und G. Geller* (1992): Freisetzung von Stickstoff und Kohlenstoff durch Niedermoorentwässerung; in: Nitrogen and Agricultur, International Workshop 9-12 April 1991, Schleswig, Germany; Baltic Sea Environment Proceedings, Nr. 44

160 *Ministry of the Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency* (1995): Progress Report, 4th International Conference on the Protection of the North Sea; Esbjerg, Denmark, 8-9 June 1995

161 *NLÖ, Forschungsstelle Küste* (1994): Schutz der Nordsee vor Stoffeinträgen, Referate des 33. Fortbildungslehrgangs des BWK vom 11.-13. April 1994 in Bremerhaven; Heft 2/94 der Schriftenreihe des BWK, Nachdruck November 94; Norderney

162 *NLÖ* (1996): Die landwirtschaftliche Verwertung von kommunalem Klärschlamm in Niedersachsen; Ein Beitrag zur Stoffstrombewirtschaftung; Schriftenreihe: Nachhaltiges Niedersachsen – dauerhaft umweltgerechte Entwicklung, Hildesheim.

163 *Rüger* (1994): Projekt Nährstoffrückhaltebecken; pers. Mitteilung aus dem Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein

164 *Schuster, Zschoche, Friedt* (1995): Die Entwicklung der Ertragsleistung bedeutender Kulturpflanzenarten im Lauf der Jahrzehnte; Gießener Beiträge aus Pflanzenbau und Züchtung, ISBN 3-930600-7-1

165 *Statistisches Bundesamt:* Statistische Jahrbücher 1951-1994

166 *Trepel, M.* (1996): Niedermoore in Schleswig-Holstein – Gegenwärtiger Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten; Christian-Albrechts-Universität Kiel, Projektzentrum Ökosystemforschung, Literaturstudie; Kiel

167 *UBA und Statistisches Bundesamt* (1995 a): Umweltdaten Deutschland; Berlin

168 *UBA* (1995 b): Ergebnisse des Arbeitsgesprächs „Stickstoffbilanzierungsmethoden am 24./25. Oktober 1995" (noch nicht veröffentlicht)

169 *UBA* (1995 c): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, IMA-Querschnittsseminar vom 21./22.11.1994 im Umweltbundesamt, UBA Texte 28/95

170 *Umweltgutachten 1996* des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung, SRU Februar 1996

171 *Sondergutachten* 1969 des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen für „Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume", SRU Februar 1996

Nach Redaktionsschluß eingegangene, weiterführende Literatur:

172 *Bundesregierung* (1996): Sechster Immissionschutzbericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag, BT-Drs. 13/4825 von 11.6.1996

173 *Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages* „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen für eine nachhaltige zukunftsverträgliche Entwicklung", Stellungnahmen der Sachverständigen zum Fragenkatalog anläßlich der nichtöffentlichen Anhörung am 15. April 1996 zum Thema: Boden – Ressource, Stoffeinträge

174 *Flaig, H. und H. Mohr* (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf, Strategien einer Korrektur; Nova Acta Leopoldina, Neue Folge, Nummer 289, Band 70, Halle (Saale) 1996 (im Druck)

175 *Isermann, K. und R.* (1996): Globale, territoriale, regionale und betriebliche (Nähr-)Stoffbilanzierung als Grundlage ursachenorientierter und hinreichender Lösungsansätze zur Umsetzung einer nachhaltigen Landnutzung; Workshop des österreichischen Umweltbundesamtes (Wien) am 20./21. Juni 1996 in Wien zur Thematik „Stickstoffbilanzierung in der Landwirtschaft: betrieblich, regional und national", Tagungsband im Druck, Herausgeber Umweltbundesamt, Wien 1996

176 *Isermann, K. und R.* (1996): Tolerierbare Nährstoffsalden der Landwirtschaft ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten und -konzentrationen der naturnahen Ökosysteme; Fachtagung „Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen" der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) am 11./12. Juli 1996 in Wittenberg, Tagungsband im Druck

177 *Jäger, H.-J.* (1995): Gasförmige Stickstoff-Verbindungen aus der Landwirtschaft; Schlußentwurf für die Se-

natskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft, Entwurf vom 31.10.1995

178 *Linckh,G; H. Sprich, H. Flaig und H. Mohr (Hrsg.)*: Nachhaltige Land und Forstwirtschaft, Expertisen, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York (1996)

179 *Schwab, U., S. Schlaf und H. Flaig* (1996): Vegetationsänderungen im Zusammenhang mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen; Arbeitsbericht der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Nr. 57 vom Juli 1996

8. Anhang

Stickstoffverbindungen im Stickstoffkreislauf:

N Symbol für das Element Stickstoff (lateinisch: Nitrogen) und zugleich Bezugsgröße für Mengenangaben (z.B. Rein-N).

N_2 Molekularer Stickstoff:
- Hauptbestandteil der Atmosphäre, äußerst stabile Verbindung;
- N_2 kann nur von bestimmten symbiontisch oder freilebenden Bakterien und Blaualgen biologisch aus der Atmosphäre gebunden und in organische Bindungen (u.a. Aminosäuren) überführt werden;
- N_2 aus der Luft ist Ausgangsstoff für die technische Synthese von Ammoniak nach dem Haber-Bosch-Verfahren (1913) und damit auch für die Herstellung von Düngemitteln. Dieses Verfahren hat einen hohen Energiebedarf (1 kg N in der Form von Dünger beinhaltet die Energie von ca. 1 kg Öl);
- N_2 wird unter bestimmten Bedingungen von Bakterien aus dem Nitratvorrat des Bodens gebildet und in die Atmosphäre gasförmig entbunden (Denitrifikation).

NO_x Gasförmige Stickstoffoxide (NO, NO_2):
- entstehen hauptsächlich als Reaktionsprodukte von anthropogenen Verbrennungsvorgängen;
- aufgrund der überregionalen Verbreitung, der hohen Konzentrationen und daraus resultierender Schädigungen sind insbesondere Stickstoffdioxid (NO_2) und Stickstoffmonoxid (NO) relevant;
- NO_2 entsteht überwiegend durch Oxidation des primär emittierten NO;
- NO_2 ist Vorläufersubstanz von Ozon in der Troposphäre sowie von salpetriger Säure (HNO_2) und Salpetersäure (HNO_3);
- trägt infolge von Deposition / Umwandlung zur Eutrophierung und Versauerung terrestrischer und aquatischer Ökosysteme bei und führt zu Materialschädigungen.

N_2O Distickstoffoxid, auch Lachgas genannt:
- N_2O wird neben N_2 bei der Denitrifikation in Böden und Gewässern gebildet;
- N_2O entsteht zudem bei Verbrennung fossiler Energieträger sowie bei industriellen Prozessen
- N_2O ist mit ca. 5 % am Treibhauseffekt beteiligt;
- N_2O trägt zudem zum Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre bei;
- N_2O wird in der Medizin als Narkosemittel eingesetzt.

NH_3 Ammoniak:
- einfache Wasserstoffverbindung des Stickstoffs, leicht flüchtig, stechender Geruch;
- NH_3 entsteht hauptsächlich bei der Zersetzung von tierischen Exkrementen;
- NH_3 kann direkt von Pflanzen über die Blattoberfläche aufgenommen werden;
- NH_3 ist in höheren Konzentrationen für Mensch, Tier und Pflanzen toxisch;
- etwa 90 % des in die Atmosphäre abgegebenen NH_3 wird zu Ammonium (NH_4^+) umgewandelt.

NH_4^+ Ammonium:
- Folgeprodukt von NH_3 in wässrigen Lösungen;
- NH_4^+ wird von Pflanzen neben Nitrat hauptsächlich über die Wurzeln aufgenommen;
- NH_4^+ wird bei pH > 4,5 im Boden von Bakterien rasch zu Nitrat umgewandelt (Nitrifikation);
- Deposition von NH_4^+ führt zur Eutrophierung und Versauerung (H^+-Freigabe nach Nitrifikation) terrestrischer und aquatischer Ökosysteme und kann durch Säurebildung zur Materialschädigung beitragen;
- NH_4^+ überwiegende N-Bindungsform im Abwasser kommunaler Kläranlagen;
- NH_4^+ trägt bei der Umwandlung zu NO_3^- (Nitrifikation) in Gewässern zur Sauerstoffzehrung bei;
- NH_4^+ ist Bestandteil einer Vielzahl mineralischer N-Düngemittel und zu ca. 50 % vom Gesamt-N in Rindergülle, ca. 70 % in Schweinegülle;
- bei hohen pH-Werten wird NH_4^+ zu Ammoniak umgewandelt, das führt zu hohen NH_3-Emissionen bei der Lagerung, Aufbereitung und vor allem bei der Gülleausbringung (NH_3-Verflüchtigung) bzw. zur Fischtoxizität in Gewässern.

$R\text{-}NH_2$ Aminogruppe:
- typische Stickstoffform vieler organischer Verbindungen (z.B. Aminosäuren, Amide, Proteine = Eiweißstoffe);
- organisch gebundener Stickstoff wird mikrobiell bzw. enzymatisch in Böden und Gewässern über NH_3 zu NH_4^+ umgewandelt (Mineralisierung).

NO_3^- Nitrat:
- Anion der Salpetersäure (HNO_3), daher auch Salpeter genannt;
- Bestandteil vieler mineralischer N-Düngemittel;
- Oxidationsprodukt von NO_x in der Atmosphäre;
- NO_3^- ist gut wasserlöslich und wird bei einem Überangebot im Boden mit dem Sickerwasser ausgewaschen (NO_3^--Belastung des Grundwassers);
- NO_3^- wird vom Menschen über das Trinkwasser und die Nahrung (Gemüse) aufgenommen, in höheren Konzentrationen kann NO_3^- bei Kleinkindern Methämoglobinämie (sog. Blausucht) hervorrufen; mit Eiweißstoffen können im Körper, nach dem Abbau von NO_3^- zu NO_2^-, sog. Nitrosamine gebildet werden, die mit der Entstehung von Krebs in Verbindung gebracht werden;

- NO_3^- bildet zusammen mit NH_4^+ den pflanzenverfügbaren Stickstoff im Boden (auch N_{min} genannt).

NO_2^- Nitrit:
- Anion der salpetrigen Säure (HNO_2);
- NO_2^- kommt nur in geringen Mengen in Böden und Gewässern vor;
- Nitritpökelsalz (0,4 - 0,5 % Natriumnitrit) wird gelegentlich noch zum Pökeln von Fleischerzeugnissen eingesetzt;
- NO_2^- kann im Körper sog. Nitrosamine mit cancerogener Wirkung bilden.

Ökosystem(e):

Lebensgemeinschaften pflanzlicher und tierischer Organismenbilden zusammen mit den abiotischen Faktoren wie Klima und Boden ein Ökosystem. Dies kann klein wie ein Tümpel oder so groß wie eine ganze Vegetationszone sein. Wir unterscheiden überwiegend durch Wasser geprägte Ökosysteme (aquatische Ökosysteme, z.B. das Meer) oder durch den Standort Boden geprägte, sogenannte terrestrische Ökosysteme (z.B. Tropischer Regenwald aber auch der Boden selbst). Ökosysteme verfügen über Mechanismen der Selbstregulierung z.B. aufgrund von Artenvielfalt.

Pedosphäre, Hydrosphäre, Atmosphäre:

Durch diese Begriffe werden die anorganischen Geosphären der Erde charakterisiert. Mit Pedosphäre wird der Teil der festen Erdhülle charakterisiert, in dem sich unter dem Einfluß des Klimas (Verwitterungsprozesse, Humusbildung) der belebte Bereich des Bodens entwickelt. Zur Hydrosphäre gehören die Weltmeere, die Binnengewässer und im weitesten Sinne auch das Grundwasser, das Bodenwasser sowie das Eis. Unter Atmosphäre wird die Luftschicht der Erde verstanden, in der weitere Schichten differenziert werden können, z.B. die Troposphäre als unterste Schicht. In der unteren Troposphäre (0 - 2 km Höhe) finden wesentliche Transportvorgänge und die chemische Umsetzung von Stickstoffverbindungen statt.

Humus, Humusbildung, Mineralisation, Krumenvertiefung:

Der Humus entsteht durch ständigen Ab-, Um- und Aufbau von abgestorbenen Resten pflanzlicher und tierischer Herkunft (organische Substanz) durch Mikroorganismen des Bodens. Bei diesen Vorgängen werden lebenswichtige Nährstoffe freigesetzt (mineralisiert) und wieder pflanzenverfügbar gemacht (Nährhumus). Schwerer abbaubare organische Verbindungen werden zu Huminstoffen umgewandelt (Dauerhumus). Sie umgeben die mineralischen Bestandteile des Bodens (Ton-Humus-Komplex) und vernetzen sie zu flexiblen aber relativ Strukturen. Diese wirken erosionshemmend und verbessern die Filtereigenschaften des Bodens. Durch verschiedene Verfahren der Bodenbearbeitung (u.a. Pflügen) kann der humushaltige Teil der obersten Bodenschicht vertieft werden (Krumenvertiefung).

Boden, (natürliche) Bodenfunktionen, Bodenerosion:

Als Boden wird die obere Schicht der Erdkruste bezeichnet. Sie ist zusammengesetzt aus Mineralteilchen, flüssigen Bestandteilen (Bodenlösung), gasförmigen Bestandteilen (Bodenluft), organischen Bestandteilen (u.a. Humus) und Lebewesen. Das Schutzgut Boden ist Träger der natürlichen Bodenfunktionen:
- Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen;
- Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere des Wasser- und Nährstoffkreislaufs;
- Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen durch seine Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere zum Schutz des Grundwassers.

Boden wird auf vielfältige Art und Weise vom Menschen genutzt, u.a. als:
- Archiv der Natur- und Kulturgeschichte,
- Standort für die land- und forstwirtschaftliche Produktion,
- Fläche für Siedlung und Erholung, für wirtschaftliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung.

Die natürlichen Bodenfunktionen sind nachhaltig gefährdet durch Flächenverbrauch und Bodenversiegelung, durch Bodenverdichtung und Bodenabtrag (Bodenerosion durch Wind und Wasser).

Symbiose, Leguminosen, Mykorrhiza:

Unter Symbiose wird das Zusammenleben von mindestens zwei Organismen unterschiedlicher Artzugehörigkeit verstanden, wobei jeder der Partner Nutzen aus dieser Verbindung zieht. Die gegenseitige Abhängigkeit kann so weit gehen, daß die Organismen für sich allein nicht mehr oder nur eingeschränkt lebensfähig sind. Beispiele sind u.a.:
- die Symbiose zwischen Knöllchenbakterien und den zu den Leguminosen gehörenden Schmetterlingsblütlern, wobei die Knöllchenbakterien den Luftstickstoff für die Pflanze verfügbar machen und dafür lebensnotwendige organische Nährstoffe für ihren Stoffwechsel erhalten.
- die Mykorrhiza, eine Symbiose zwischen den Wurzeln von Nadel- und Laubbäumen mit Bodenpilzen. Das Pilzmycel – das ist die Gesamtheit der Hyphen (Zellfäden) dieser Pilze – umhüllt die Feinwurzeln und dringt z.T. in oder zwischen die Wurzelzellen ein. Es stellt eine Barriere für die Aufnahme von Aluminium und Schwermetallen dar, versorgt den Baum mit Wasser und Nährstoffen und schützt ihn gegen den Befall durch andere Pilze. Vom Baum wird der Pilz mit lebensnotwendigen organischen Nährstoffen versorgt.

Düngemittel, Wirtschaftsdünger, Sekundärrohstoffdünger, Düngung:

Düngemittel sind Stoffe, die dazu bestimmt sind, unmittelbar oder mittelbar Nutzpflanzen zugeführt zu werden, um ihr Wachstum zu fördern, ihren Ertrag zu erhöhen oder ihre Qualität zu verbessern; ausgenommen sind Stoffe, die überwiegend dazu bestimmt sind, Pflanzen vor Schadorganismen und Krankheiten zu schützen oder, ohne zur Ernährung der Pflanzen bestimmt zu sein, die Lebensvorgänge von Pflan-

zen zu beeinflussen, sowie Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate, Pflanzenhilfsmittel, Kohlendioxid und Torf.
Wirtschaftsdünger sind tierische Ausscheidungen, Gülle, Jauche, Stallmist, Stroh sowie ähnliche Nebenerzeugnisse aus der landwirtschaftlichen Produktion, auch in weiterbehandelter Form.
Sekundärrohstoffdünger sind Abwasser, Fäkalien, Klärschlamm und ähnliche Stoffe aus Siedlungsabfällen und vergleichbare Stoffe aus anderen Quellen, jeweils auch weiterbehandelt und in Mischungen untereinander oder mit Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln.
Düngemittel dürfen nur nach guter fachlicher Praxis angewandt werden. Die Düngung nach guter fachlicher Praxis dient der Versorgung der Pflanzen mit notwendigen Nährstoffen sowie der Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit. Dazu gehört, daß die Düngung nach Art, Menge und Zeit auf den Bedarf der Pflanzen und des Bodens unter Berücksichtigung der im Boden verfügbaren Nährstoffe und organischen Substanz sowie der Standort- und Anbaubedingungen ausgerichtet wird.

Emissionen, Emissionsfaktoren:

Emissionen im Sinne des Bundes-Immissionsschutzgesetzes sind die von einer festen oder beweglichen Anlage (Verbrennungsanlage, Tierhaltung, Kraftfahrzeug etc.) abgegebenen Luftverunreinigungen, mechanische Erscheinungen oder Strahlungen. Im vorstehenden Text ist dieser Begriff primär auf die Abgabe von gasförmigen Stickstoffverbindungen aus der Tierhaltung und aus Düngemitteln angewandt worden.
Zur Abschätzung gasförmiger Stickstoffemissionen aus diesen Bereichen bedient man sich heute überwiegend der sogenannten Emissionsfaktoren. Dies sind Kenngrößen, die verursacherspezifisch abgeleitet werden. Durch die geringe Zahl verwertbarer und vergleichbarer Meßergebnisse, die relativ große Schwankungsbreite bei biologischen Prozessen und durch Änderung der Intensität der Produktionsbedingungen sind die Emissionsfaktoren mit einer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet.
Eine Zusammenstellung von häufig verwendeten Emissionsfaktoren befindet sich u.a. bei *Münch* et al. (1994), *Knoflacher* et al. (1993), *Hadwiger-Fangmeier* et al. (1992) und *Isermann* et al. (1996). Emissionsfaktoren für den Humanbereich sind auf der Seite 35 aufgeführt.

Neue Entwicklungen und Daten:

Nach Redaktionsschluß teilte die Bundesregierung in ihrem 6. Immissionsschutzbericht, Bundestagsdrucksache 13/4825 vom 11.06.96 neue Angaben zur NO_x-Emission u.a. aus dem Verkehrs- und Energiebereich mit. Hinsichtlich der Einschätzung der Situation ergibt sich dadurch kein grundsätzlich neuer Sachverhalt.

Anschriften der Verfasser

UMK-Vertreter:

Herr RD Weißgerber o.V.i.A.
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2
81925 München

LMR Dr. Fleischhauer, Frau Hiemcke
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Ahrstraße 20
53175 Bonn 1

Herr Simon o.V.i.A.
Minister für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
Postfach 6209
24123 Kiel

Herr FD Herkendell o.V.i.A.
Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen
Schwannstraße 3
40467 Düsseldorf

Herr MR Peschel o.V.i.A.
Minister für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt
Postfach 3769
39012 Magdeburg

Herr Dr. Koch o.V.i.A.
Thüringer Ministerium für Umwelt und Landesplanung
Rudolfstraße 47
99092 Erfurt

Frau Jering, Herr Dr. Schulz
Umweltbundesamt (UBA)
– Fachgebiet I 1.3 –
Postfach 330022
14191 Berlin

Herr MR Dr. Valet o.V.i.A.
Umweltministerium
Baden-Württemberg
Postfach 103439
70029 Stuttgart

Herr BioOR Dr. Gebhardt o.V.i.A.
Umweltministerium
Baden-Württemberg
Postfach 103439
70029 Stuttgart

Frau Schneider o.V.i.A.
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, III A 312
Lindenstraße 20 - 25
10969 Berlin

Herr Dr. Krieg o.V.i.A.
Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ)
An der Scharlake 39
31135 Hildesheim

Dr. Neidhart
Niedersächsisches Umweltministerium
Ref. 113
Postfach 4107
30041 Hannover

AMK-Vertreter:

Herr MR Dr. Janßen o.V.i.A.
Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei
Postfach 1131
24100 Kiel

Herr Kalisch o.V.i.A.
Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
Postfach 140270
53107 Bonn

Herr Hoppenworth o.V.i.A.
Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Sachsen-Anhalt
Postfach 3760
39012 Magdeburg

Herr Oswald o.V.i.A.
Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
Postfach 140270
53107 Bonn

Herr Berrer o.V.i.A.
Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
Postfach 103444
70029 Stuttgart

Herr von Kröcher o.V.i.A.
Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
Calenberger Straße 2
30169 Hannover

Herr LR Dr. F. Fritsch o.V.i.A.
Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz
Essenheimer Straße 144
55128 Mainz

Herr ORR Hannen o.V.i.A.
Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen
Schwannstraße 3
40467 Düsseldorf

Herr Dr. Brück o.V.i.A.
Landwirtschaftskammer für das Saarland
Lessingstraße 12 - 14
66121 Saarbrücken

Veröffentlichungen aus der NNA

Mitteilungen aus der NNA *

1. Jahrgang (1990)

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Landschaftswacht: Aufgaben, Vollzugsprobleme und Lösungsansätze
- Naturschutzpädagogik
- Belastung der Lüneburger Heide durch manöverbedingten Staubeintrag
- Auftreten und Verteilung von Laufkäfern im Pietzmoor und Freyerser Moor

Heft 4: Kunstausstellungskatalog „Integration"

2. Jahrgang (1991)

Heft 1: Themenschwerpunkt
- Das Niedersächsische Moorschutzprogramm – eine Bilanz – 23./24. Oktober 1990 in Oldenburg

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Feststellung, Verfolgung und Verurteilung von Vergehen nach MARPOL I, II und V
- Synethie und Alloethie bei Anatiden
- Ökologie von Kleingewässern auf militärischen Übungsflächen
- Untersuchungen zur Krankheitsbelastung von Möwen aus Norddeutschland
- Ergebnisse des „Beached Bird Survey"

Heft 5: Themenschwerpunkte
- Naturschutz in der Raumplanung
- Naturschutzpädagogische Angebote und ihre Nutzung durch Schulen
- Extensive Nutztierhaltung
- Wegraine wiederentdecken
- Fledermäuse im NSG Lüneburger Heide
- Untersuchungen von Rehwildpopulationen im Bereich der Lüneburger Heide

Heft 7: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege für Referendare der Fachrichtung Landespflege aus den Bundesländern vom 1. bis 5. 10. 1990 in Hannover

3. Jahrgang (1992)

Heft 1: Beiträge aus dem Fachverwaltungslehrgang Landespflege (Fortsetzung)
- Landwirtschaft und Naturschutz
- Ordnungswidrigkeiten und Straftaten im Naturschutz

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Allgemeiner Biotopschutz – Umsetzung des § 37 NNatG
- Landschaftsplanung der Gemeinden
- Bauleitplanung und Naturschutz
- Natur produzieren – ein neues Produktionsprogramm für den Bauern
- Ornithopoesie
- Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna im Oberlauf der Böhme

4. Jahrgang (1993)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturnahe Anlage und Pflege von Rasen- und Wiesenflächen
- Zur Situation des Naturschutzes in der Feldmark
- Die Zukunft des Naturschutzgebietes Lüneburger Heide

Sonderheft
„Einer trage des Anderen Last" 12782 Tage Soltau-Lüneburg-Abkommen

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Betreuung von Schutzgebieten u. schutzwürdigen Biotopen
- Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Tritt- und Ruderalgesellschaften auf Hof Möhr
- Eulen im Siedlungsgebiet der Lüneburger Heide
- Bibliographie Säugetierkunde

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Vollzug der Eingriffsregelung
- Naturschutz in der Umweltverträglichkeitsprüfung
- Bauleitplanung und Naturschutz

Heft 4: Themenschwerpunkte
- Naturschutz bei Planung, Bau u. Unterhaltung von Straßen
- Modelle der Kooperation zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- Naturschutz in der Landwirtschaft

Heft 5: Themenschwerpunkte
- Naturschutz in der Forstwirtschaft
- Biologie und Schutz der Fledermäuse im Wald

Heft 6: Themenschwerpunkte
- Positiv- und Erlaubnislisten – neue Wege im Artenschutz
- Normen und Naturschutz
- Standortbestimmung im Naturschutz

Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Pflanzenkläranlage der NNA – Betrieb und Untersuchungsergebnisse

5. Jahrgang (1994)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Naturschutz als Aufgabe der Politik
- Gentechnik und Naturschutz

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Naturschutzstationen in Niedersachsen
- Maßnahmen zum Schutz von Hornissen, Hummeln und Wespen
- Aktuelle Themen im Naturschutz und in der Landschaftspflege

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Naturschutz am ehemaligen innerdeutschen Grenzstreifen
- Militärische Übungsflächen und Naturschutz
- Naturschutz in einer Zeit des Umbruchs
- Naturschutz im Baugenehmigungsverfahren

Heft 4: Themenschwerpunkte
- Perspektiven und Strategien der Fließgewässer-Revitalisierung
- Die Anwendung von GIS im Naturschutz

Aus der laufenden Projektarbeit an der NNA
- Untersuchungen zur Fauna des Bauerngartens von Hof Möhr

6. Jahrgang (1995)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Zur Situation der Naturgüter Boden und Wasser in Niedersachsen
- Projekte zum Schutz und zur Sanierung von Gewässerlandschaften in Norddeutschland
- Nachwachsende Rohstoffe – letzter Ausweg oder letztes Gefecht

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Bauleitplanung und Naturschutz
- Situation der unteren Naturschutzbehörden
- Aktuelle Fragen zum Schutz von Wallhecken

Heft 3: Themenschwerpunkte
- Fördermaßnahmen der EU und Naturschutz
- Strahlen und Türme – Mobilfunk und Naturschutz
- Alleen – Verkehrshindernisse oder kulturelles Erbe

---

* ***Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,– DM und 20,– DM).***

Veröffentlichungen aus der NNA

Sonderheft

3. Landesausstellung – Natur im Städtebau, Duderstadt '94
Themenschwerpunkte
- Umweltbildung in Schule und Lehrerausbildung
- Landschaftspflege mit der Landwirtschaft
- Ökologisch orientierte Grünpflege an Straßenrändern

7. Jahrgang (1996)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Kooperation im Natur- und Umweltschutz zwischen Schule und öffentlichen Einrichtungen
- Umwelt- und Naturschutzbildung im Wattenmeer

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Flurbereinigung und Naturschutz
- Bioindikatoren in der Luftreinhaltung

8. Jahrgang (1997)

Heft 1: Themenschwerpunkte
- Natur- und Landschaftserleben – Methodische Ansätze zur Inwertsetzung und Zielformulierung in der Landschaftsplanung
- Ökologische Ethik

Heft 2: Themenschwerpunkte
- Quo vadis Eingriffsregelung
- Vögel in der Landschaftsplanung

NNA-Berichte*

Band 2 (1989)

Heft 1: Eutrophierung – das gravierendste Problem im Umweltschutz? · 70 Seiten
Heft 2: 1. Adventskolloquium der NNA · 56 Seiten

Band 3 (1990)

Heft 1: Obstbäume in der Landschaft / Alte Haustierrassen im norddeutschen Raum · 50 Seiten
Heft 3: Naturschutzforschung in Deutschland · 70 Seiten ***Sonderheft*** (vergriffen)

Band 5 (1992)

Heft 1: Ziele des Naturschutzes – Veränderte Rahmenbedingungen erfordern weiterführende Konzepte · 88 Seiten
Heft 2: Naturschutzkonzepte für das Europareservat Dümmer – aktueller Forschungsstand und Perspektiven · 72 Seiten
Heft 3: Naturorientierte Abwasserbehandlung · 66 Seiten

Band 6 (1993)

Heft 1: Landschaftsästhetik – eine Aufgabe für den Naturschutz? · 48 Seiten
heft 2: „Ranger" in Schutzgebieten – Ehrenamt oder staatliche Aufgabe? · 114 Seiten
Heft 3: Methoden und aktuelle Probleme der Heidepflege · 80 Seiten

Band 7 (1994)

Heft 1: Qualität und Stellenwert biologischer Beiträge zu Umweltverträglichkeitsprüfung und Landschaftsplanung · 114 Seiten
Heft 2: Entwicklung der Moore · 104 Seiten
Heft 3: Bedeutung historisch alter Wälder für den Naturschutz · 159 Seiten
Heft 4: Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung · 80 Seiten

Band 8 (1995)

Heft 1: Abwasserentsorgung im ländlichen Raum · 68 Seiten
Heft 2: Regeneration und Schutz von Feuchtgrünland · 129 Seiten

Band 9 (1996)

Heft 1: Leitart Birkhuhn – Naturschutz auf militärischen Übungsflächen · 130 Seiten
Heft 2: Flächenstillegung und Extensivierung in der Agrarlandschaft – Auswirkungen auf die Agrarbiozönose · 73 Seiten
Heft 3: Standortplanung von Windenergieanlagen unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten · 54 Seiten

Band 10 (1997)

Heft 1: Perspektiven im Naturschutz · 70 Seiten
Heft 2: Forstliche Generhaltung und Naturschutz · 57 Seiten
Heft 3: Bewerten im Naturschutz · 125 Seiten
Heft 4: Stickstoffminderungsprogramm · 51 Seiten
Heft 5: Feuereinsatz im Naturschutz · 181 Seiten

* ***Bezug über die NNA; erfolgt auf Einzelanforderung. Alle Hefte werden gegen eine Schutzgebühr abgegeben (je nach Umfang zwischen 5,– DM und 20,– DM).***