

# **Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder**

**Joachim Block**

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>Seite</b>
<b>Summary: Impact of nitrogen deposition on Rhineland-Palatinian forests</b>	<b>1</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>2</b>
<b>2. Emission von Stickstoffverbindungen</b>	<b>2</b>
<b>3. Immission und Deposition von Stickstoffverbindungen in Wäldern</b>	<b>5</b>
<b>4. Überschreitung ökosystemverträglicher Schwellenwerte (critical loads)</b>	<b>12</b>
<b>5. Wirkungen überhöhter Stickstoffeinträge in Waldökosystemen</b>	<b>14</b>
<b>6. Vorschläge zur Reduktion der Waldökosystembelastung durch Stickstoff</b>	<b>19</b>
<b>7. Waldbauliche Behandlung stickstoffbelasteter Waldökosysteme</b>	<b>24</b>
<b>8. Schlussfolgerung und Zusammenfassung</b>	<b>26</b>
<b>9. Literatur</b>	<b>27</b>

## Summary

### **Impact of nitrogen deposition on Rhineland-Palatinian forests**

Nitrogen compounds emitted from animal husbandry and traffic are the most important forest-damaging air pollutants in Germany and also in Rhineland-Palatinate.

The emission rates of oxidized and reduced nitrogen compounds decreased in Germany and in Rhineland-Palatinate since the maximum values in the end of 1970's. However this has not yet been reflected so far in a noticeable decrease of the nitrogen deposition rate into the Rhineland-Palatinian forest ecosystems. Overall nitrogen input into the forest ecosystems actually reach 15-33 kg/ha. The portion of ammonium of total-N-deposition increased in the two last decades to nearly 50 percent. The total nitrogen deposition load already exceeds in the minimum estimation at all test sites the critical loads by 2 to 5-fold.

The excessive nitrogen deposition causes acidification, eutrophication and imbalance in nutrient supply in the forest ecosystems. Currently two thirds of the deposition loads of potential acids are due to nitrogen compounds. The majority of the investigation sites show N/K relation in the needles of spruces and pines that exceed the threshold of harmonic nutrition.

At a substantial number of test sites nitrogen saturation (insufficient N-retention) indicated by increased nitrate leaching has been reached.

The emission reduction planned in the NEC guideline of the European Union will not be sufficient to decrease the nitrogen deposition below the critical loads. For the sake of protecting forest ecosystems, water resources and the atmosphere additional emission reduction measures are necessary compared with present plans. In respect of oxidized N-compounds this concerns above all measures in the traffic sector, measures for energy conservation and for the intensified use of alternative sources of energy. Facing a still constantly rising traffic very effective measures are compulsory (e.g. an accelerated introduction of fuel cell vehicles).

With the reduced nitrogen compounds obviously a sufficient emission reduction can only be attained by reduced livestock density, that means a reduced demand for animal products. This presupposes a consciousness change in the population. To reach these goals appropriate campaigns should be started.

The increased production of fermentation gas from liquid manure may have chances and risks for ammonia emission. Presently, the reduction effect cannot be measured validly.

As silvicultural measures are concerned negative effects of the excessive nitrogen deposition can only be temporally limited. Wood harvest and products are favourable in this regard by the associated exporting and long-term binding of nitrogen. Silviculture should be targeted to improve stability and to avoid disturbances in the ecosystem. This strategy will help to keep the nitrogen in the system and to preserve the N- storage capacity.

The impact of excessive nitrogen deposition on forest ecosystems is an important and acute environmental problem. Therefore monitoring and research must be intensified to substantiate and develop strategies for future action.

# 1 Einleitung

Für die Wälder unserer Breiten stellte Stickstoff (N) in der Vergangenheit das zentral Wachstum limitierende Nährelement dar. Es stand den Bäumen im Wesentlichen nur über die mikrobiellen Prozesse der Mineralisation (Ammonifikation) abgestorbener organischer Substanz in Form von Ammonium und über die Nitrifikation in Form von Nitrat im Wurzelraum zur Verfügung. Da die Mikroorganismen selbst N zum Wachstum benötigen herrschte zwischen den Waldbäumen und den Mikroorganismen eine starke Konkurrenzsituation um dieses knappe Gut. Zudem hat eine jahrhundertlange Übernutzung der Wälder bis ins 20. Jahrhundert hinein den Stickstoffspeicher der Waldökosysteme entleert und die Stickstoffknappheit verschärft.

Durch den anthropogen bedingten, atmosphärischen N-Eintrag in die früher N-limitierten Waldökosysteme hat sich diese Situation grundlegend geändert. In vielen Ökosystemen ist N ausreichend oder sogar im Überschuss vorhanden, häufig erkennbar an erheblichen Nitratausträgen mit dem Sickerwasser und erhöhten Emissionen klimarelevanter Spurengase wie N<sub>2</sub>O

und NO. Der Nitrataustrag ist hierbei mit einer Belastung der Ressource Wasser, der Spurengasaustrag mit einer Belastung der Ressource Atmosphäre verbunden.

Stickstoff kommt in unserer Umwelt in einer Vielzahl von Verbindungen vor. Die Umwandlungsprozesse zwischen den N-Verbindungen sind in Raum und Zeit hoch variabel und zum großen Teil biologisch determiniert. Daher ist es bislang nur sehr eingeschränkt möglich, den Stickstoffhaushalt von komplexen Systemen, wie sie insbesondere Waldökosysteme darstellen, zu beschreiben.

Nachfolgend werden die Entwicklung der Stickstoffemission in Deutschland und einigen Nachbarländern sowie die Immissions- und Depositionsbelastung des rheinland-pfälzischen Waldes durch Stickstoffverbindungen dargestellt und im Hinblick auf die Wirkungen in den Waldökosystemen bewertet. Darauf aufbauend werden Vorschläge für Luftreinhaltung und Waldbau zur Reduktion der Waldökosystembelastung durch Stickstoff unterbreitet.

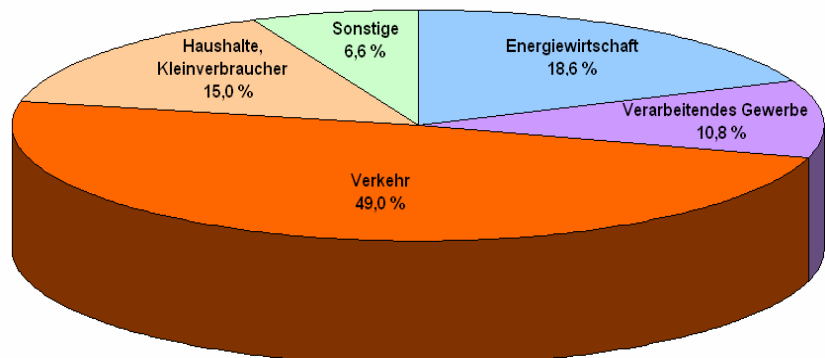
# 2 Emission von Stickstoffverbindungen

Stickstoff wird in oxidierter und in reduzierter Form emittiert.

**Stickoxide** entstehen nahezu ausschließlich bei Verbrennungsvorgängen durch Oxidation des im Brennstoff und in der Verbrennungsluft enthaltenen Stickstoffs. Emittiert wird Stickstoffmonoxid (NO), der anschließend atmosphärisch zu Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) oxidiert. Hauptquelle der oxidierten Stickstoffverbindungen ist der Straßenverkehr, gefolgt von Kraft- und Heizwerken sowie Industriefernung (Abb. 1).

Die Emission von oxidierten Stickstoffverbindungen ist in Deutschland von 3,33 Millionen

Tonnen (berechnet als NO<sub>2</sub>) im Jahr 1980 auf 1,43 Millionen Tonnen im Jahr 2003 zurückgegangen (- 57 %). Im Vergleich zu den westlichen Nachbarländern wurde die Stickoxidemission in Deutschland früher und effektiver verringert (Abb. 2).



**Abb. 1: Quellen der Stickoxidemission in Deutschland im Jahr 2006**  
(Quelle: Umweltbundesamt 2006)

Die EU-Richtlinie über nationale Emissionshöchstgrenzen (NEC) sieht für Deutschland eine weitere Reduktion auf 1,051 Millionen Tonnen NO<sub>2</sub> bis zum Jahr 2010 vor.

NO kann vor allem in den Sommermonaten auch aus dem Boden emittiert werden (BOWDEN 1986, BRUMME et al. 1999). Allerdings ist dies in der Regel eine Folge einer überhöhten atmosphärischen N-Deposition (KIESE und BUTTERBACH-BAHL 2003, PAPAN 2003).

Für Rheinland-Pfalz weist der aktuelle Energiebericht (MWVLW 2003) für das Jahr 2000 eine Stickoxidemission von 74.344 t NO<sub>x</sub> aus (einschließlich produktionsbedingte Emission). Dies entspricht 4,7 % der Gesamt-NO<sub>x</sub>-Emission in Deutschland und liegt somit fast auf der Höhe des Bevölkerungsanteils (4,9 %). Den größten Anteil nimmt mit 64.635 t NO<sub>x</sub> der KFZ-Verkehr ein. Von 1991 bis 2000 ist die NO<sub>x</sub>-Emission in Rheinland-Pfalz deutlich reduziert worden (-47 %). Allerdings ist im KFZ-Bereich aktuell (1998-2000) durch einen Anstieg des Kraftstoffverbrauchs und des Anteils an Dieselmotoren eine Zunahme der NO<sub>x</sub>-Emission zu verzeichnen (+5,1 %).

**Ammoniak** (NH<sub>3</sub>) stammt in Deutschland zum überwiegenden Teil aus der Tierhaltung (insbesondere Stallemissionen sowie Lagerung und Ausbringung von wirtschaftseigenen Düngern), in geringerem Umfang auch aus der Anwendung und Herstellung stickstoffhaltiger Mineraldünger. Geringfügige

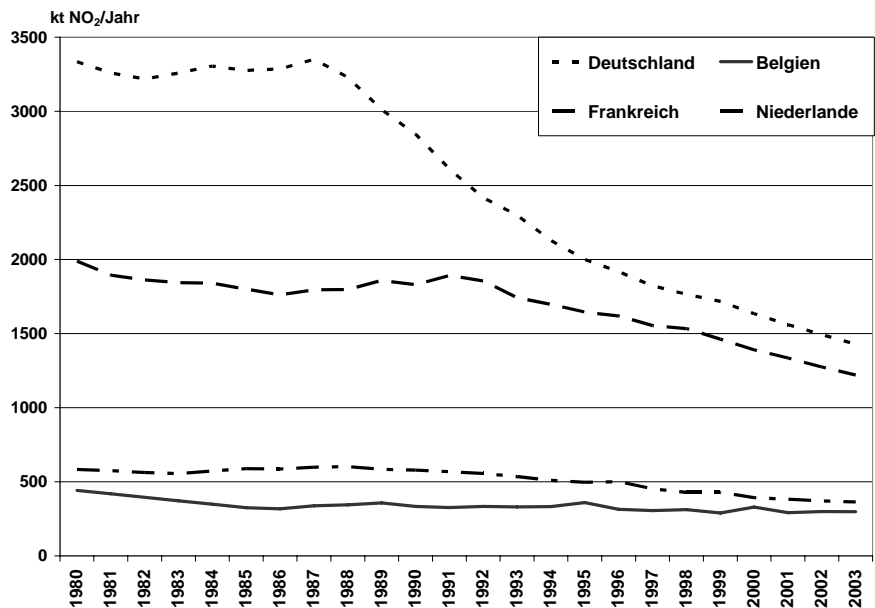


Abb. 2: Entwicklung der Stickoxidemissionen in Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden seit 1980; Quelle: [www.emep.int](http://www.emep.int)

Emissionen entstehen durch Feuerungsprozesse, Anlagen zur Rauchgasentstickung sowie durch mit Katalysator ausgerüstete Kraftfahrzeuge (Abb. 3).

Natürliche Ammoniakemissionen (mikrobielle Prozesse im Boden natürlicher und naturnaher Ökosysteme, Ausscheidungen von Wildtieren) spielen in Relation zur anthropogenen Gesamt-NH<sub>3</sub>-Emission nur eine geringe Rolle (unter 5 %) (BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BERN 1987, UMK/AMK-AG 1996).

Die Ammoniakemission aus anthropogenen Quellen ist in Deutschland von 835 000 t NH<sub>3</sub> im Jahr 1980 auf 600 000 t im Jahr 2003 ge-

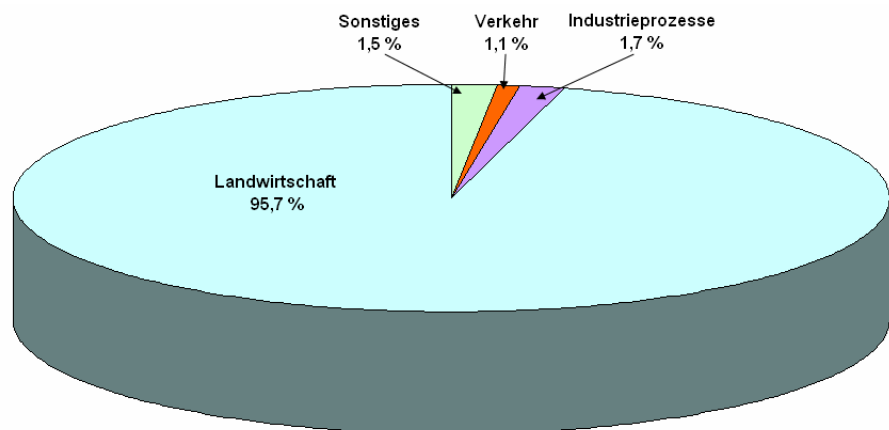


Abb. 3: Quellen der Ammoniakemission in Deutschland im Jahr 2006 (Quelle: Umweltbundesamt 2006)

sunken (- 28 %). Die NEC-Richtlinie sieht bis zum Jahr 2010 für Deutschland eine weitere Reduktion auf 550 000 t NH<sub>3</sub> vor. Der wesentlichste Teil der bisherigen Emissionsminderung ist auf eine deutliche Reduktion des regionsspezifischen Tierbestandes in den neuen Bundesländern in den Jahren 1990-1992 zurückzuführen (ISERMANN und ISERMANN 1995, UMK/AMK-AG 1996). Nach Berechnungen des Umweltbundesamtes nahm

die auf die Tierhaltung zurückzuführende NH<sub>3</sub>-Emission auf dem Gebiet der neuen Bundesländer von 1989 auf 1992 um 58 % ab. Demgegenüber hat sich die an die Tierhaltung gekoppelte Ammoniakemission in den alten Bundesländern im gleichen Zeitraum (1989-92) nur um 5 % verringert. Seit Mitte der 90er Jahre ist die Ammoniakemission in Deutschland nahezu gleich geblieben.

Von den westlichen Nachbarländern haben bislang die Niederlande die NH<sub>3</sub>-Emission deutlich reduziert (1980 bis 2003: - 45 %; seit 1995: -34 %) (Abb. 4). In Frankreich blieben die Emissionen seit 1980 demgegenüber nahezu konstant. In Belgien ist seit dem Jahr 2000 ein merklicher Rückgang der NH<sub>3</sub>-Emission zu verzeichnen (1999-2003: -23 %).

Die Emissionsminderung der reduzierten Stickstoffverbindungen (Hauptquelle Landwirtschaft) war in Deutschland und den

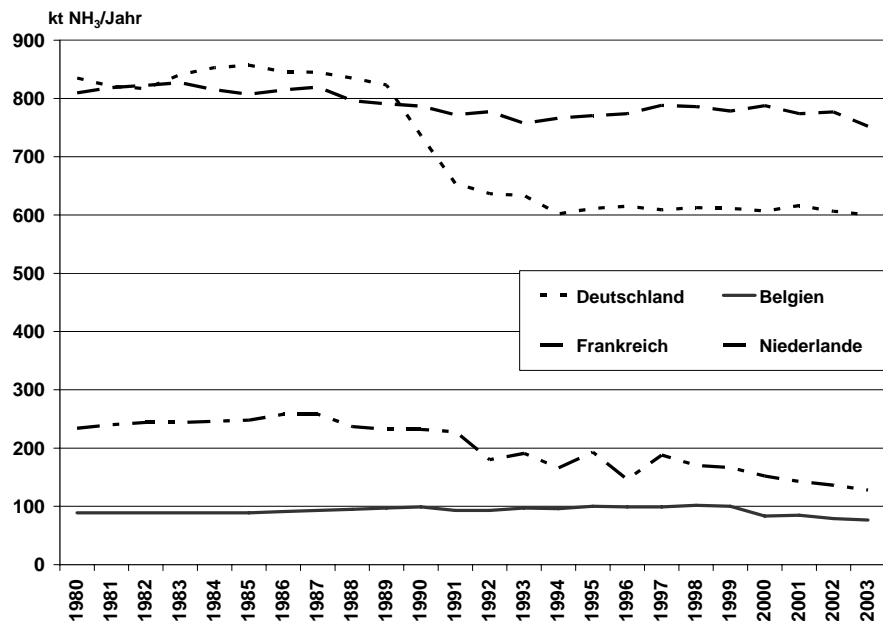


Abb. 4: Entwicklung der Ammoniakemissionen in Deutschland, Frankreich, Belgien und den Niederlanden seit 1980; Quelle: www.emep.int

Nachbarländern bislang weit weniger effektiv als die Emissionsminderung bei den oxidierten Verbindungen (Hauptquelle Straßenverkehr). Auf Reinstickstoffbasis übersteigt daher die Ammoniakstickstoffemission seit dem Jahr 2000 die Emission an Stickoxiden (Abb. 5).

Für Rheinland-Pfalz waren dem Autor keine amtlichen Daten zur Ammoniakemission zugänglich. Aus der Viehdichte des Jahres 2003

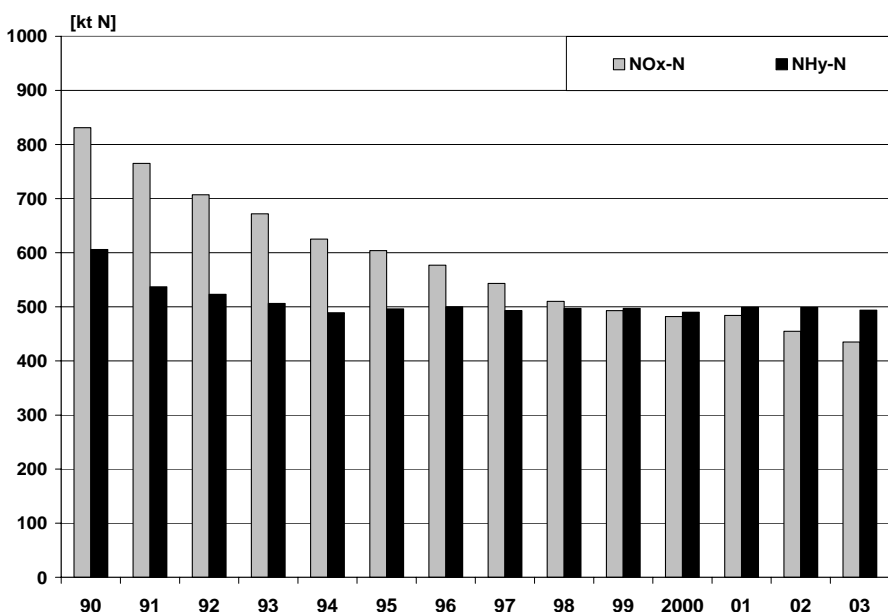
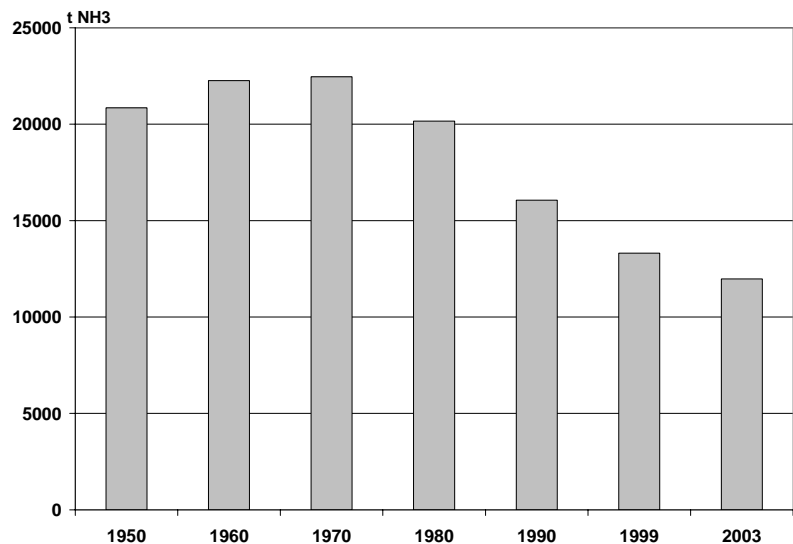


Abb. 5: Entwicklung der Emission von oxidierten (NOx-N) und reduzierten (NHy-N) Stickstoffverbindungen seit 1990 in Deutschland; zur besseren Vergleichbarkeit ist die Emission in kt Reinelement (N) dargestellt  
Quelle: Umweltbundesamt, Stand Juli 2003 und www.emep.int

(410.000 Rinder, 341.000 Schweine, 23.000 Pferde, 130.000 Schafe; Quelle: Statistisches Landesamt RLP 2004, www.statistik.rlp.de) und (konstanter) spezifischer  $\text{NH}_3$ -Emissionsfaktoren pro Tier und Jahr (Rinder 23,04 kg  $\text{NH}_3$ , Schweine 5,36 Kg  $\text{NH}_3$ , Pferde 12,2 kg  $\text{NH}_3$ , Schafe 1,7 kg  $\text{NH}_3$ ; Quelle: Umweltbundesamt, Dezember 2000, www.uba.de) lässt sich überschlägig eine Ammoniakemission von knapp 12 000 t für das Jahr 2003 abschätzen.

Dies entspricht ca. 16,7 kg  $\text{NH}_3$  je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche. Die durchschnittliche Ammoniakemission aus der Tierhaltung liegt in Rheinland-Pfalz demnach deutlich unter dem entsprechenden Durchschnittswert für die Bundesrepublik Deutschland (471 000 t  $\text{NH}_3$  für das Jahr 2001 bezogen auf 17,137 Millionen Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) = 27,5 kg  $\text{NH}_3$ /Hektar LF). Allerdings ist die Viehdichte in Rheinland-Pfalz und damit auch die entsprechende Ammoniakemission regional sehr verschieden. Während in der Oberrheinischen Tiefebene kaum Vieh gehalten wird und die



**Abb. 6: Entwicklung der Ammoniakemission aus der Tierhaltung in Rheinland-Pfalz** (Datenquellen und Herleitung siehe Text)

Ammoniakemission dementsprechend sehr niedrig ist, weisen vor allem die Landkreise Altenkirchen und Bitburg-Prüm hohe Viehdichten und über dem Bundesdurchschnitt liegende Ammoniakemissionen auf (vgl. BLOCK 2002). Bei Annahme gleicher tierspezifischer Emissionsfaktoren in der Zeitreihe zeigt sich in Abhängigkeit von der Viehbestandsentwicklung um 1970 ein Maximum der landesweiten  $\text{NH}_3$ -Emission (Abb. 6). Seither ist die Ammoniakemission aus der Tierhaltung in Rheinland-Pfalz um 46 % zurückgegangen.

### 3 Immission und Deposition von Stickstoffverbindungen in Wäldern

Seit Mitte der 80er Jahre wird die Konzentration oxidierter **Stickstoffverbindungen** ( $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ) in der bodennahen Luft an Waldstationen des Zentralen Immissionsmessnetzes (ZIMEN) gemessen. Stickstoffmonoxid ( $\text{NO}$ ) ist in den meist emittentfernen Waldgebieten nur von untergeordneter Bedeutung (Jahresmittel: 1-2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Die **Stickstoffdioxidkonzentrationen** ( $\text{NO}_2$ ) liegen in Waldgebieten im Jahresmittel meist zwischen 10 und 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , die Spitzenkonzentrationen (98 %-Werte) bewegen sich meist zwischen 30 und 60  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tab. 1; Abb. 7). Im Vergleich zu den Befunden von Immissionsmessungen an Level II-Standorten in Deutschland liegen die rheinland-pfälzischen  $\text{NO}_2$ -

Konzentrationen im mittleren und oberen Bereich (Abb. 8).

Seit dem Beginn der Messungen Mitte der 80er Jahre sind die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in den Waldgebieten leicht gesunken. Im Durchschnitt der letzten 3 Messjahre liegen die Jahresmittelwerte um 14 bis 38 % unter den entsprechenden Durchschnittskonzentrationen der ersten 3 Messjahre (1985 bis 1987). Die Minderung der  $\text{NO}_2$ -Konzentration in den rheinland-pfälzischen Waldgebieten liegt somit merklich unter der Verringerung der  $\text{NO}_x$ -Emission in Deutschland (-57 % von 1980 bis 2003). Diese Diskrepanz zwischen Emissionsminderung und Immissionsentwicklung tritt offenbar großräu-

**Tab. 1: Stickstoffdioxidkonzentrationen in Waldgebieten ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

Station	Jahresmittelwert $\text{NO}_2$																				
	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01	02	03	04	05
Waldmohr	14	24	19	17	17	17	11	14	15	15	15	18	16	15	15	14	14	15	14	14	14
Idar-Oberstein	17	13	13	13	14	14	13	11	13	12	13	16	14	11	11	8	10	10	11	10	10
Schneifel	13	10	14	14	14	14	11	12	9	9	11	15	13	8	9	9	10	10	12	10	10
Kirchen	14	20	19	19	19	20	18	12	13	12	16	14	14	14	13	11	13	11	10	12	13
Merzalben	-	-	-	14	14	10	9	13	15	9	13	16	12	9	10	9	10	10	11	11	10
Neuhäusel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	14	16	19	16	16	13	14	15	15	13	12

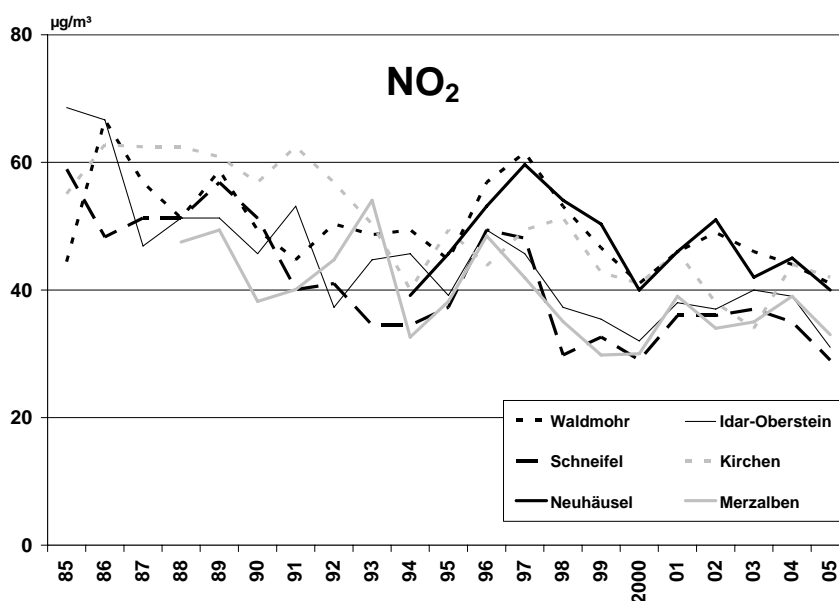
mig auf. Auch das BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSI-CHERHEIT (2006) konstatiert eine geringere Abnahme der Luftbelastung mit Stickoxid als auf Grund der  $\text{NO}_x$ - Emissionsminderung erwartet wurde. Als Erklärungsansatz werden zum einen Wechselwirkungen mit der Ozonkonzentration und zum anderen ein Anstieg der primären  $\text{NO}_2$ -Emission insbesondere bei Dieselfahrzeu- gen mit Oxidationskatalysatoren diskutiert.

Der **Eintrag an Nitratstickstoff** in die Wald- ökosysteme wird in Rheinland-Pfalz seit 1984 an gegenwärtig 13 Freilandmessstellen, 7 Fich- ten-, 3 Buchen-, 2 Eichen- und 2 Kiefernmess- stellen ermittelt. Auf Freiflächen liegt die Nitratstickstoffdeposition in den rheinland- pfälzischen Waldgebieten meist zwischen 3 und 6 kg N je Hektar und Jahr. Mit dem Waldniederschlag werden unter Laubwaldbeständen durch- schnittlich 7 bis 10 kg N je Jahr und Hektar und unter Nadelwaldbeständen 6 bis 18 kg N in den Waldboden eingetra- gen. Im Vergleich mit den Befunden anderer Unters- suchungsstandorte<sup>1)</sup> in Deutsch- land liegen die rheinland- pfälzischen Nitrateinträge im Freiland im unteren und mitt- leren Bereich, unter den Waldbeständen im gesamten Wertebereich verteilt (Abb. 9

und 10).

In der Zeitreihe seit 1984 zeigen die Nitratein- träge keinen gerichteten Trend (Abb. 11). Die verringerte Stickoxidemission in Deutschland schlägt sich demnach bislang nicht in einer spürbaren verringerten Stickstoffdeposition in unseren Waldökosystemen nieder.

Im Gegensatz zu den oxidierten Stickstoffver- bindungen sind **reduzierte Stickstoffverbin- dungen** (Ammoniak, Ammonium) kein Routi- nebestandteil der regulären Luftmessprogram- me. Dementsprechend liegen nur sehr spärliche Informationen über Ammoniakkonzentrationen in der Luft vor. Seit Oktober 1998 werden im Rahmen des rheinland-pfälzischen Level II- Programms mit Hilfe von Passivsammlern des



**Abb. 7: Verlauf der  $\text{NO}_2$ -Spitzenkonzentrationen (98%-Werte) an den ZIMEN-Waldstationen seit 1985**

<sup>1)</sup> Die zum Vergleich herangezogenen Daten wurden von Dr. J. Gehrmann, LÖBF NRW, zur Verfügung gestellt

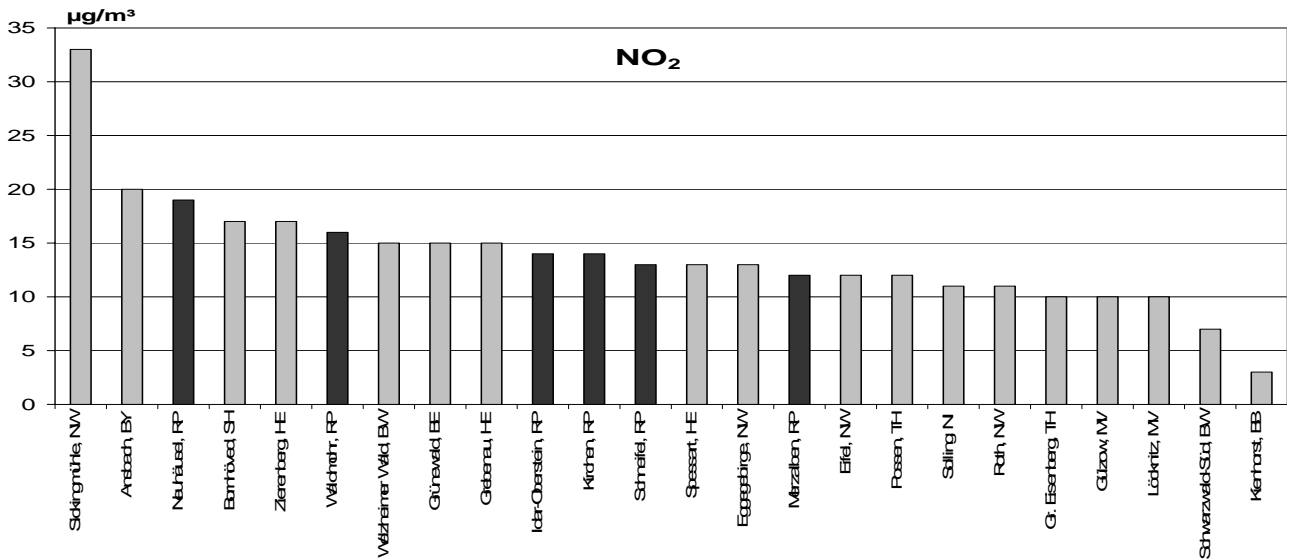


Abb. 8: NO<sub>2</sub>-Konzentration (Jahresmittelwert 1997) der rheinland-pfälzischen Waldmessorte im Vergleich zu den entsprechenden Befunden an Level II-Standorten in anderen Bundesländern

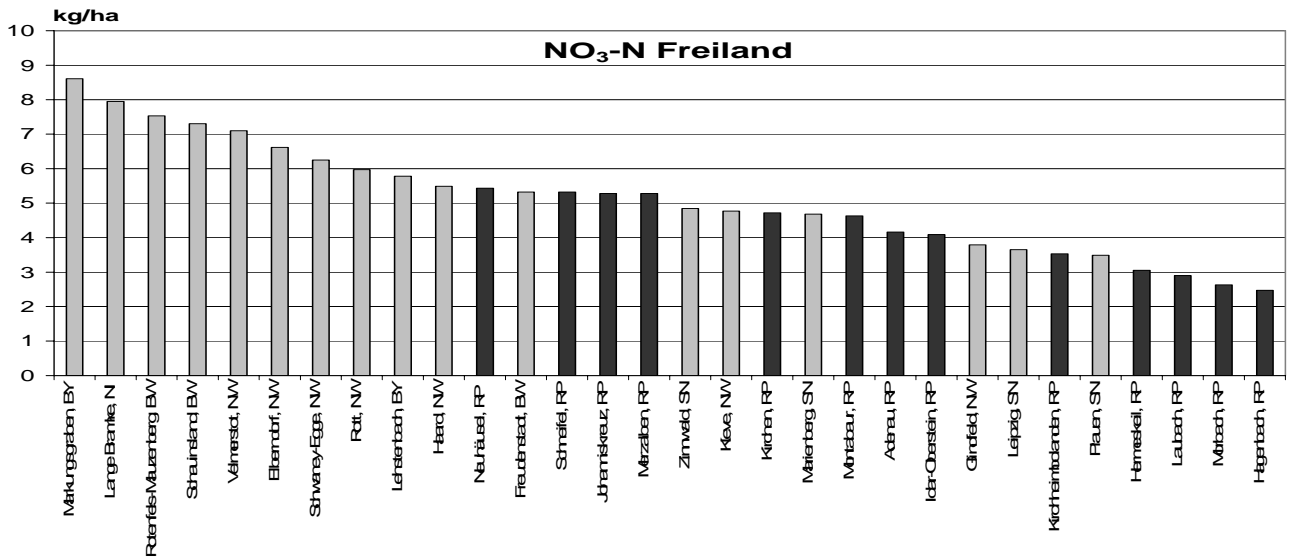


Abb. 9: Nitrat-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Freiland-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

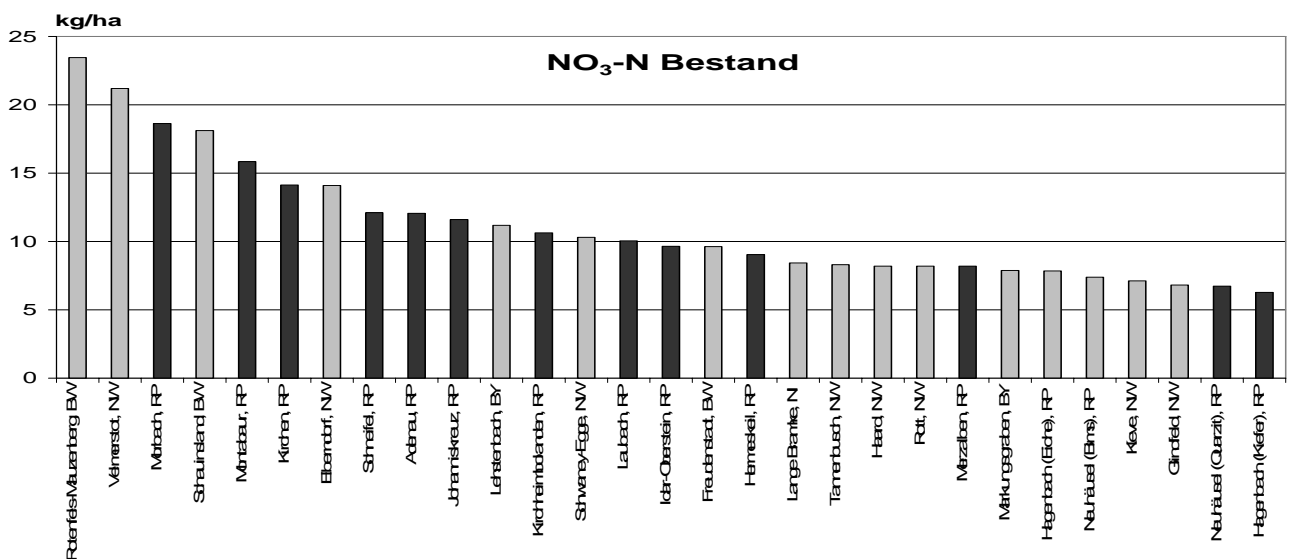


Abb. 10: Nitrat-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Bestandes-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)



schwedischen Umweltinstituts 4-Wochen-Mittelwerte der **NH<sub>3</sub>-Konzentration** erfasst. Von Oktober 1998 bis Oktober 1999 wurden die Messungen an 6 Standorten durchgeführt. Seither werden sie an 3 Standorten (Adenau, Merzalben, Schaidt) weiterbetrieben. Die Ammoniakkonzentrationen liegen mit Ausnahme eines einzelnen 4-Wochen-Wertes am Standort Schaidt unter 3 µg/m<sup>3</sup> (Abb. 12). Die Minima lagen meist im Spätherbst/Winter, die Maxima im Frühjahr und Sommer. Die gemessenen Konzentrationen bewegen sich damit im Rahmen der für wenig belastete Gebiete angegebenen Werte (EINERT und REICHEL 1998; HARTWIGER-FANGMEIER et al. 1992) und liegen unter den mit dem gleichen Messsystem in Luxemburg gemessenen Werten (vgl.

www.interreg-buche.de (unter Luftschadstoffbelastung). Die Wirkungsschwelle (Critical Level) von 8 µg/m<sup>3</sup> für direkte Schädigungen an empfindlichen Pflanzen über die Gasphase (WERNER und GREGOR 1995) wurde von den bisherigen Messbefunden stets deutlich unterschritten. In der Zeitreihe zeigen die NH<sub>3</sub>-Konzentrationen eine offenbar leicht steigende Tendenz.

Etwa die Hälfte des emittierten NH<sub>3</sub> wird gasförmig in der Nähe des Emissionsortes deponiert. Die andere Hälfte reagiert in der Atmosphäre mit säurehaltigen Aerosolen zu Ammonium (NH<sub>4</sub>) und kann z.B. als Ammoniumsulfat oder Ammoniumnitrat über weite Strecken transportiert werden (LEHN et al. 1995, HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992). Aufgrund des

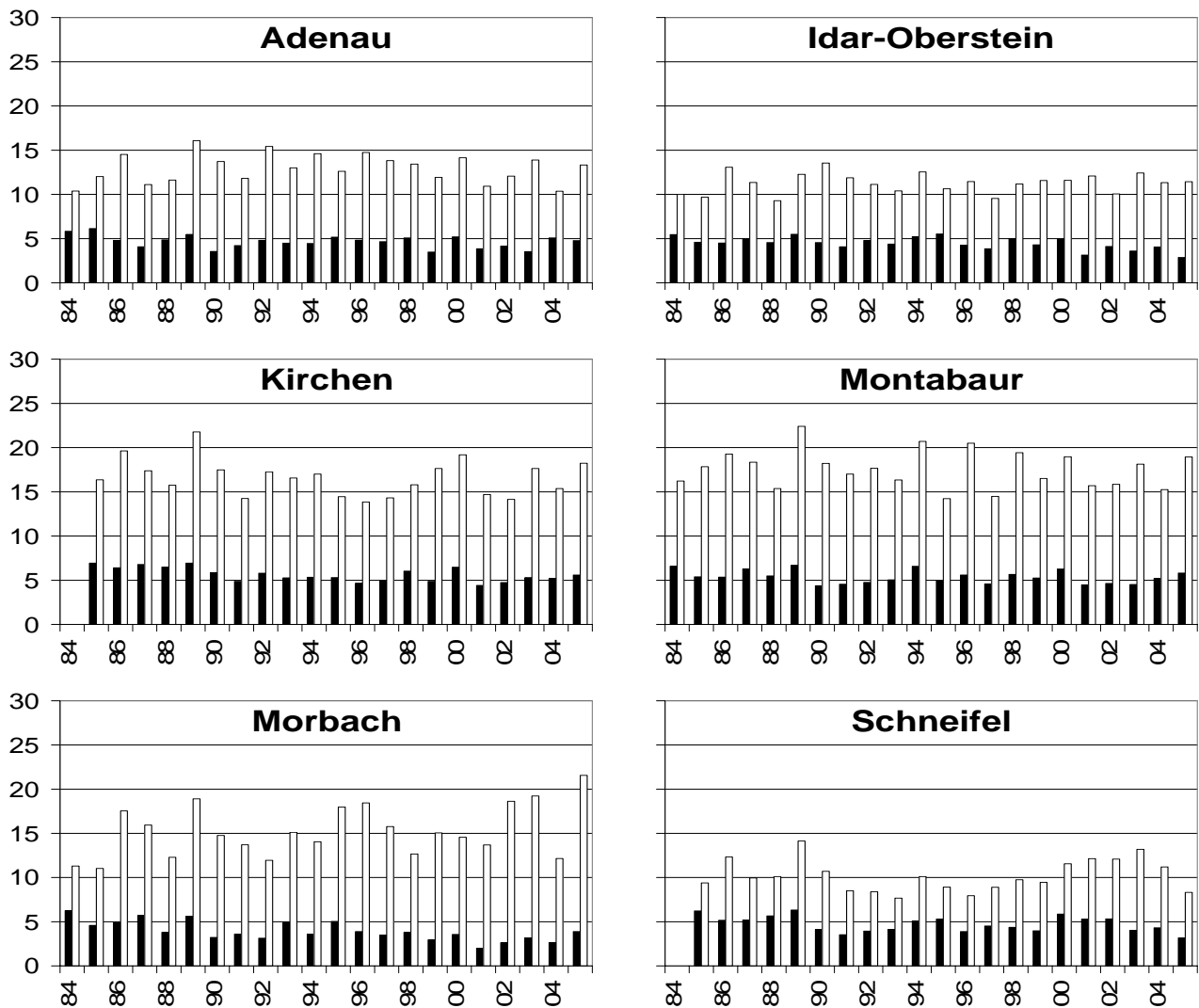
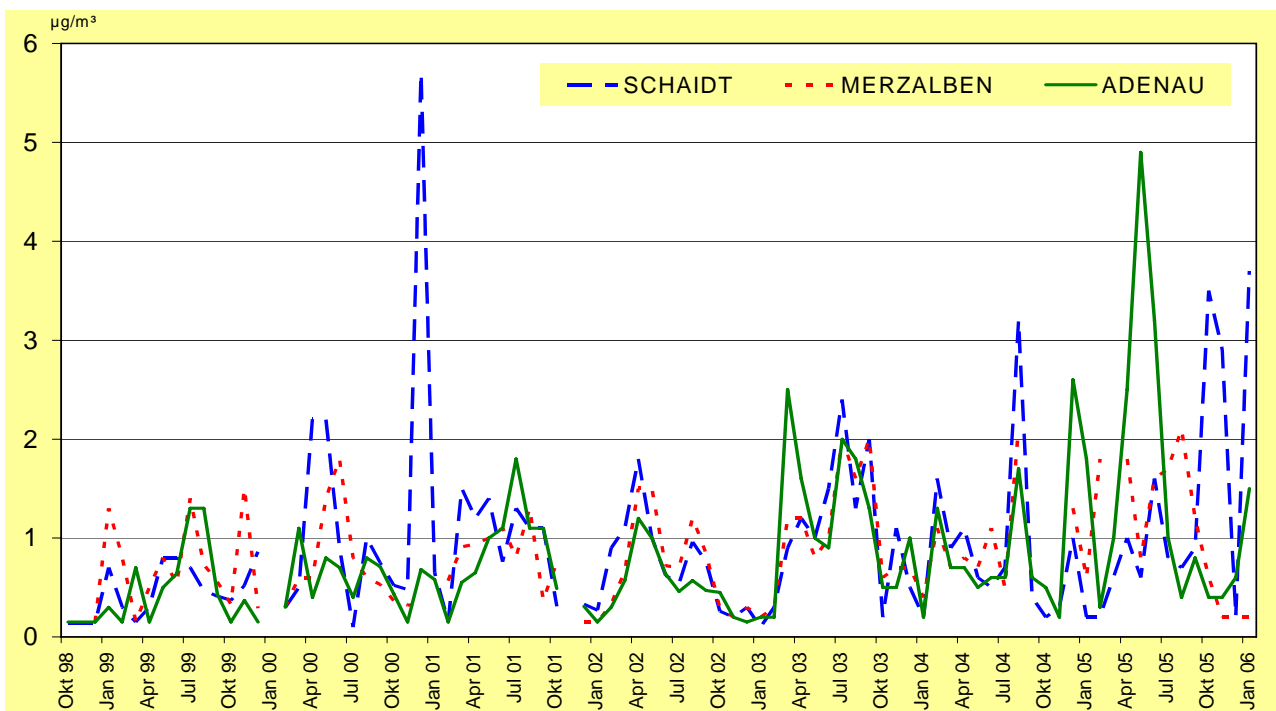


Abb. 11: Nitratstickstoffeinträge (kg/ha · Jahr) an Freilandmessstellen (schwarze Säulen) und Messstellen in Fichtenbeständen (weiße Säulen) an 6 Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen



**Abb. 12: Verlauf der mit Hilfe von Passivsammlern ermittelten  $\text{NH}_3$ -Konzentration (4-Wochen-Mittelwerte) an 3 Level II-Standorten**

Ferntransports von Ammonium ist auch bei vergleichsweise niedrigen Ammoniakkonzentrationen selbst in sehr emittentfernen Waldgebieten der Eintrag an reduzierten Stickstoffverbindungen beträchtlich. An den rheinland-pfälzischen Depositionsmessstationen in Waldgebieten liegen die Freilanddepositionsraten meist zwischen 2 und 6 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  je Hektar und Jahr.

Die nasse Ammoniumstickstoffdeposition bewegt sich somit etwa in gleicher Höhe wie die nasse Nitratstickstoffdeposition. Waldbestände erhalten über die Interzeptionsdeposition (trockene Deposition von Gasen und Aerosolen) erheblich höhere N-Frachten als Freiflächen. In die Laubwaldbestände des rheinland-pfälzischen Depositionsmessprogramms werden meist zwischen 5 und 10 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  je Hektar und Jahr, in Nadelwaldbeständen 6 bis 15 kg  $\text{NH}_4\text{-N}$  je Hektar und Jahr eingetragen. Trotz der im Vergleich zum Bundesgebiet unterdurchschnittlichen Viehdichte in Rheinland-Pfalz machen auch in den rheinland-pfälzischen Wäldern die reduzierten Stickstoffverbindungen demnach etwa die Hälfte der Stickstoffdeposition ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ) aus. Im Vergleich zu den Befunden anderer Depo-

sitionsmessorte in Deutschland liegen die rheinland-pfälzischen Eintragsraten im Freiland im unteren und mittleren Bereich, in den Beständen über den gesamten Wertebereich verteilt (Abb. 13 und 14). Dabei ist zu berücksichtigen, dass alle rheinland-pfälzischen Depositionsmessorte inmitten größerer Waldareale gelegen sind. In Waldrandlagen (bis etwa 100 m Tiefe) und in Arealen mit gemischter land- und forstwirtschaftlicher Nutzung ist eine deutlich erhöhte Stickstoffdeposition zu erwarten (SPANGENBERG et al. 2002, SPANGENBERG und KÖLLING 2003).

An den rheinland-pfälzischen Depositionsmessstandorten ist bislang kein einheitlicher Trend in der Ammoniumstickstoffdeposition zu erkennen (Abb. 15). Bei der Freilanddeposition weisen 6 der 13 Standorte mit Langzeitmessungen einen signifikanten Abwärtstrend, die übrigen keinen erkennbaren Trend auf. Bei der Deposition mit dem Kronendurchlass zeigt sich bei 5 der 15 Standorte ein signifikanter Aufwärtstrend (steigende Depositionsrate!) (Tab. 2). Auch an der Umweltbundesamtsmessstelle Deuselbach im Hunsrück ist in der Zeitreihe 1984 bis 2003 kein abnehmender Trend in der

Ammoniumkonzentration im Niederschlagswasser festzustellen (BIEBER 2004).

Deutschland schlägt sich demnach bislang nicht in einer entsprechenden Entlastung der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme nieder. Hierfür kommen folgende Gründe in Betracht:

Die Minderung der Ammoniakemission in

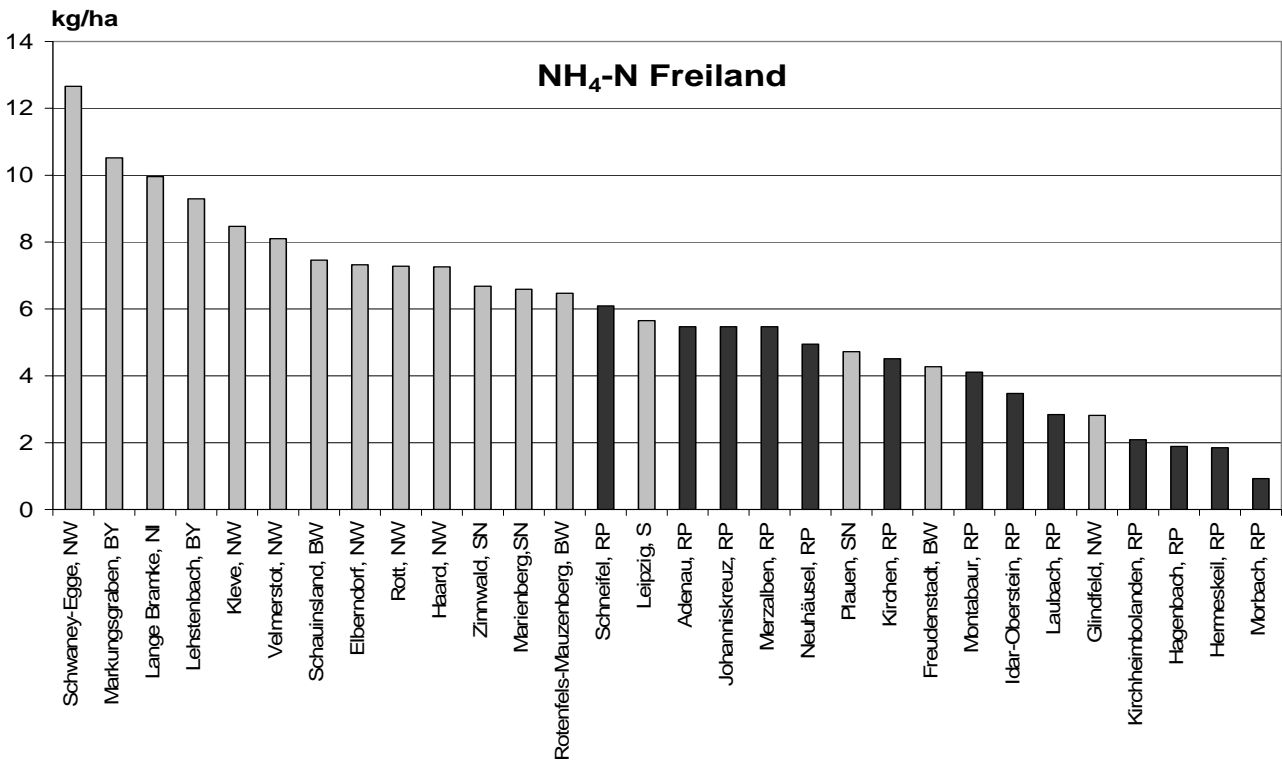


Abb. 13: Ammonium-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Freiland-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

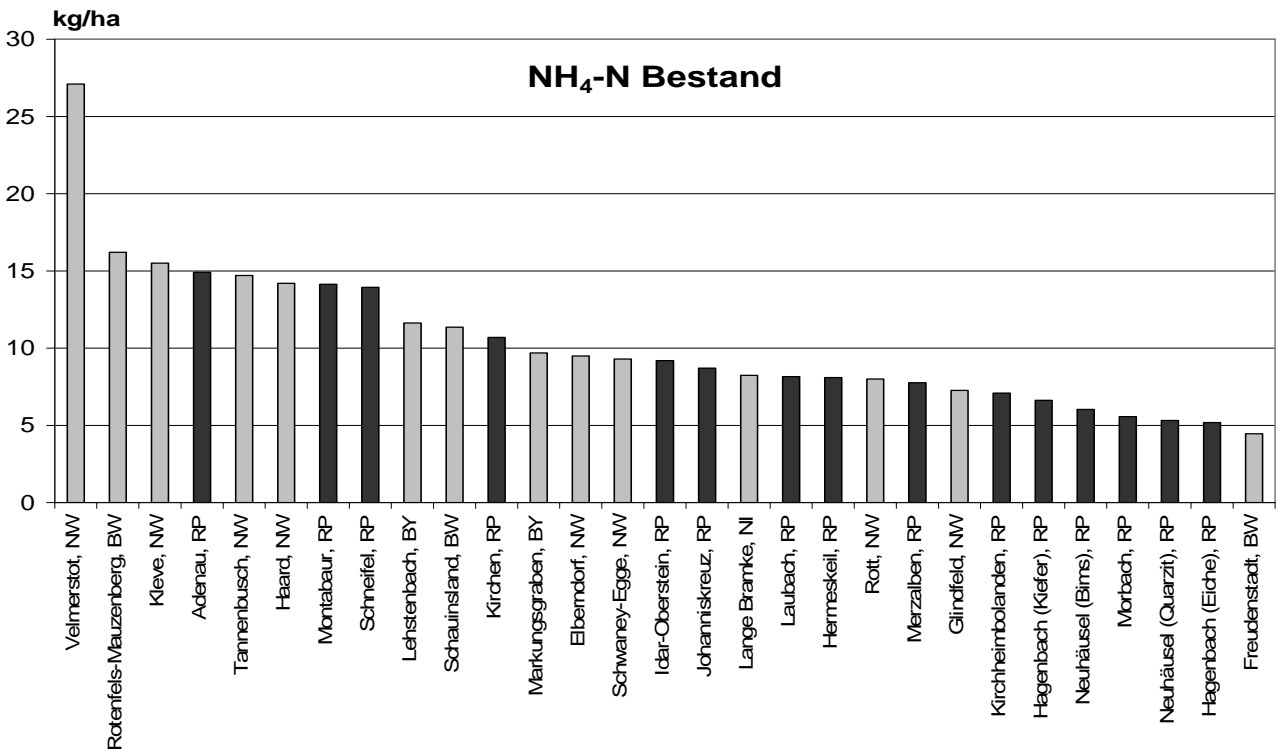


Abb. 14: Ammonium-N-Deposition an rheinland-pfälzischen Bestandes-Messflächen im Vergleich zu entsprechenden Befunden anderer Bundesländer (Messjahr 2002)

1. die Abschätzung der Ammoniak-Emission ist sehr schwierig. Nach Angaben des Umweltbundesamtes ist „die Datenbasis der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung so schlecht, dass die Auswirkungen und der Erfolg der Maßnahmen nicht sicher abgeschätzt werden können“ (UBA 2002, S. 2). Die Emissionsminderung könnte demnach überschätzt worden sein.
2. die Ammoniakemission wurde in Westdeutschland weit weniger zurückgeführt als in den neuen Bundesländern. Hinzu kommt, dass die Stickstoffdeposition in Rheinland-Pfalz erheblich von der Emissionsentwicklung in den unmittelbar angrenzenden europäischen Nachbarländern beeinflusst werden dürfte. In Frankreich und Belgien ist die Ammoniakemission aber erst seit wenigen Jahren (geringfügig) rückläufig.
3. die Umwandlungsprozesse zwischen den verschiedenen N-Verbindungen sind nicht hinreichend quantifizierbar. Schwefelverbindungen haben vermutlich einen erheblichen Einfluss auf die Auswaschung und die tro-

ckene Deposition von Ammoniak und Ammoniumaerosolen.

Die im Vergleich zu den Stickstoffverbindungen weit stärker fortgeschrittene Emissionsminderung der Schwefelverbindungen kann unter Umständen zu einer Verstärkung des Ferntransports reduzierter Stickstoffverbindungen führen und damit in den quellfernen Gebieten, zu denen die Mehrzahl der rheinland-pfälzischen Waldgebiete gehören, die Wirksamkeit der Ammoniakemissionsminderung einschränken.

Wegen der unterschiedlichen Emissionsentwicklung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen hat sich das Stickstoff/Schwefelverhältnis in der Deposition in Waldbeständen in Rheinland-Pfalz von durchschnittlich 0,6 zu Beginn der Messreihe 1984/85 auf 1,5 im Jahr 2004 erhöht. Im gleichen Zeitraum stieg der Anteil der reduzierten Stickstoffverbindungen im Verhältnis zu den oxidierten Stickstoffverbindungen an (mittleres  $N-NH_y/N-NO_x$ -Verhältnis im Waldniederschlag: 1985: 0,6; 2004: 0,8).

**Tab. 2: Trendkalkulationen  $NH_4$ -N-Deposition\* für den Zeitraum 01.11.1991 bis 31.10.2002. Die Zahlen geben das Signifikanzniveau an; „ab“ abwärtsgerichteter (abnehmender) Trend, „auf“ aufwärtsgerichteter (zunehmender) Trend; „n.s.“ Trend nicht signifikant (\*bezogen auf die Monats bzw. Quartalsdepositionsraten)**

Station	Zeitraum/Basis	Freiland	Kronendurchlass ungekalkt	Kronendurchlass gekalkt
Hermeskeil	1/92 – 4/02 Quartale	ab 5 %	n.s	
Neuhäusel-Bims	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	n.s	
Neuhäusel-Quarzit	1/92 – 4/02 Quartale		n.s	
Morbach	1/92 – 4/02 Quartale	ab 1 %	auf 10 %	
Idar-Oberstein	1/92 – 4/02 Monate	ab 1 %	auf 5 %	auf 5 %
Adenau	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	auf 5 %	
Kirchen	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	n.s	
Johanniskreuz	1/92 – 4/02 Quartale		n.s	
Schneifel	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	auf 1 %	
Montabaur	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	auf 5 %	
Kirchheim-Boland	1/92 – 4/02 Quartale	n.s	n.s	
Schaidt Kiefer	1/92 – 4/02 Quartale	ab 1 %	n.s	
Schaidt Eiche	1/92 – 4/02 Quartale		n.s	
Merzalben	1/92 – 4/02 Monate	ab 5 %	n.s	n.s
Kisselbach	1/92 – 4/02 Monate	ab 1 %		
Laubach	1/92 – 4/02 Monate	n.s	n.s	

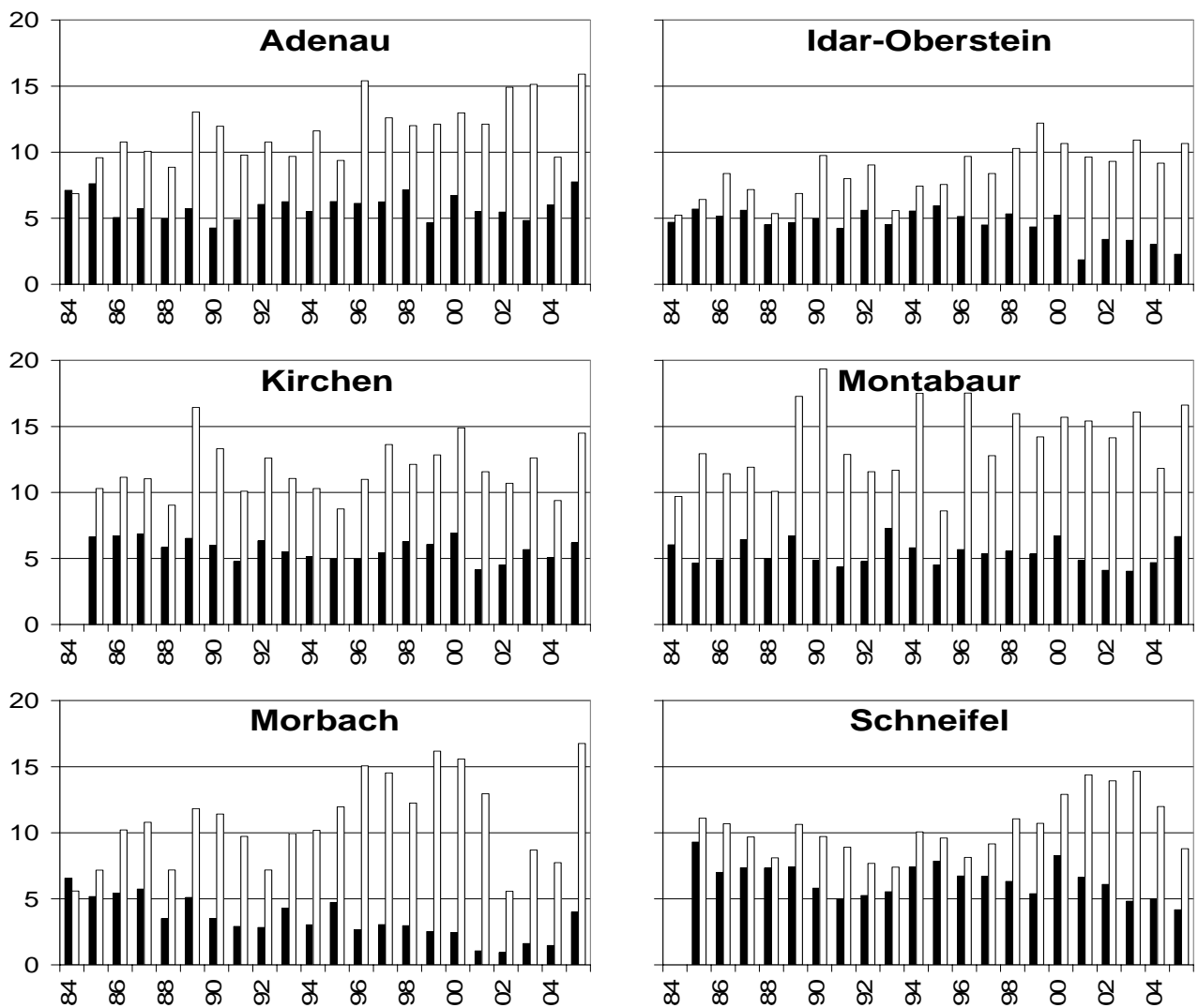


Abb. 15: Ammoniumstickstoffeinträge (kg/ha · Jahr) an Freilandmessstellen (schwarze Säulen) und Messstellen in Fichtenbeständen (weiße Säulen) an 6 Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen

#### 4. Überschreitung ökosystemverträglicher Schwellenwerte (critical loads)

Die Bewertung der Wirkung von Luftschadstoffen auf Waldökosysteme erfolgt anhand von critical loads (vgl. BECKER et al. 2000a). Critical loads sind die quantitative Abschätzung der Deposition eines Schadstoffes, unterhalb derer nach bisherigem Wissen keine schädigenden Wirkungen an sensitiven Elementen der Ökosysteme nachweisbar sind. Die langfristigen Stoffeinträge sollen gerade noch so hoch sein dürfen, wie ihnen ökosysteminterne Prozesse gegenüberstehen, die den Eintrag puffern, speichern oder aufnehmen können bzw. in unbedenklicher Größe aus dem System austragen. Nur bei einer Einhaltung der critical loads ist langfristig eine nachhaltige Nutzung der Standortpotentiale und die Erhaltung der Fä-

higkeit der Waldökosysteme zur Selbstregulation ihrer Nährstoffkreisläufe gewährleistet. Bei der Komponente Stickstoff soll bei Einhaltung der critical loads vornehmlich eine zunehmende Eutrophierung des Ökosystems und eine nicht tolerierbare Nitratbelastung des Grund- und Quellwassers verhindert werden.

Critical loads-Kalkulationen erfolgen im Rahmen der Bund-/Länderzusammenarbeit im Forstlichen Umweltmonitoring durch die ÖKO-DATA-GmbH. In Rheinland-Pfalz liegen für 13 Dauerbeobachtungsflächen critical loads-Kalkulationen vor. Die noch verträglichen Eintragsraten für eutrophierenden Stickstoff bewegen sich an diesen Standorten zwischen 5,2 und 9,3 kg N je Hektar und Jahr. 59 bis 86

% des jeweiligen critical load-Betrages macht die Nitrataufnahme in die nicht umlaufende Biomasse der Waldbäume bzw. der entsprechende Entzug mit der Holzernte aus. Bei einem Nutzungsverzicht sinkt die critical load demzufolge beträchtlich.

Dem critical load wird die Gesamtdeposition an Stickstoff gegenübergestellt. Diese wird mit Hilfe eines Kronenraumbilanzmodells nach ULRICH (1994) bzw. DRAAIJERS et al. (1998) kalkuliert. Diese Kalkulation ist eine Minimalabschätzung der Stickstoffgesamtdeposition (GEHRMANN et al. 2001). Widerstands- oder Inferentialmodelle, welche die aus mikrometeorologischen und pflanzenphysiologischen Messungen bekannten depositionsbestimmenden Prozesse parametrisieren, kommen meist zu deutlich höheren Stickstoffgesamtdepositionen (SPRANGER 2000). So überstiegen beispielsweise in einem Kiefernbestand in der Weser-Ems-Region (Augustendorf) die mit mikrometeorologischen Messungen und anschließender Modellierung ermittelten N-Ein-

tragsraten die in der Kronentraufe gemessenen Einträge um nahezu das Doppelte (MEESENBURG et al. 2005). Diese Differenz wird auf die Nicht-Berücksichtigung einer Fraktion des partikulär gebundenen Stickstoffs (PON) und der NH<sub>3</sub>-Deposition auf den Auflagehumus zurückgeführt.

Schon bei der Minimalabschätzung übertreffen die mit dem Kronenraumbilanzansatz kalkulierten Gesamtstickstoffdepositionen an allen Standorten in Rheinland-Pfalz die critical loads um das 2 bis 5-fache (Abb. 16). An der Mehrzahl der Standorte liegen bereits die NH<sub>4</sub>-Depositionen alleine oberhalb der verträglichen Schwellenwerte. Dem zeitlichen Verlauf der Depositionsraten von Nitrat- und Ammoniumstickstoff entsprechend, sind in der Überschreitung der critical loads bislang keine Trends zu abnehmenden Überschreibungsbeträgen zu verzeichnen (Abb. 17).

Im Vergleich zu den bundesweiten Befunden an Level II-Standorten liegen die critical loads-

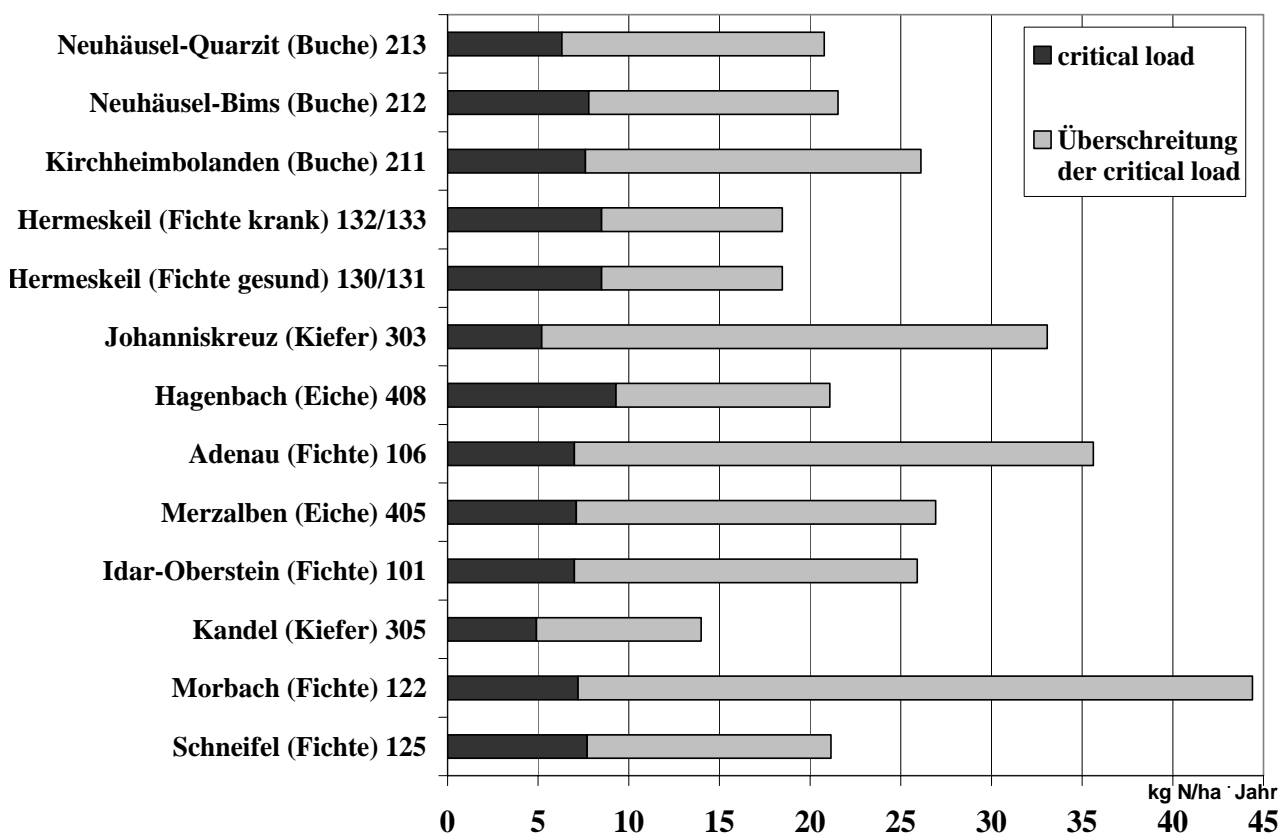
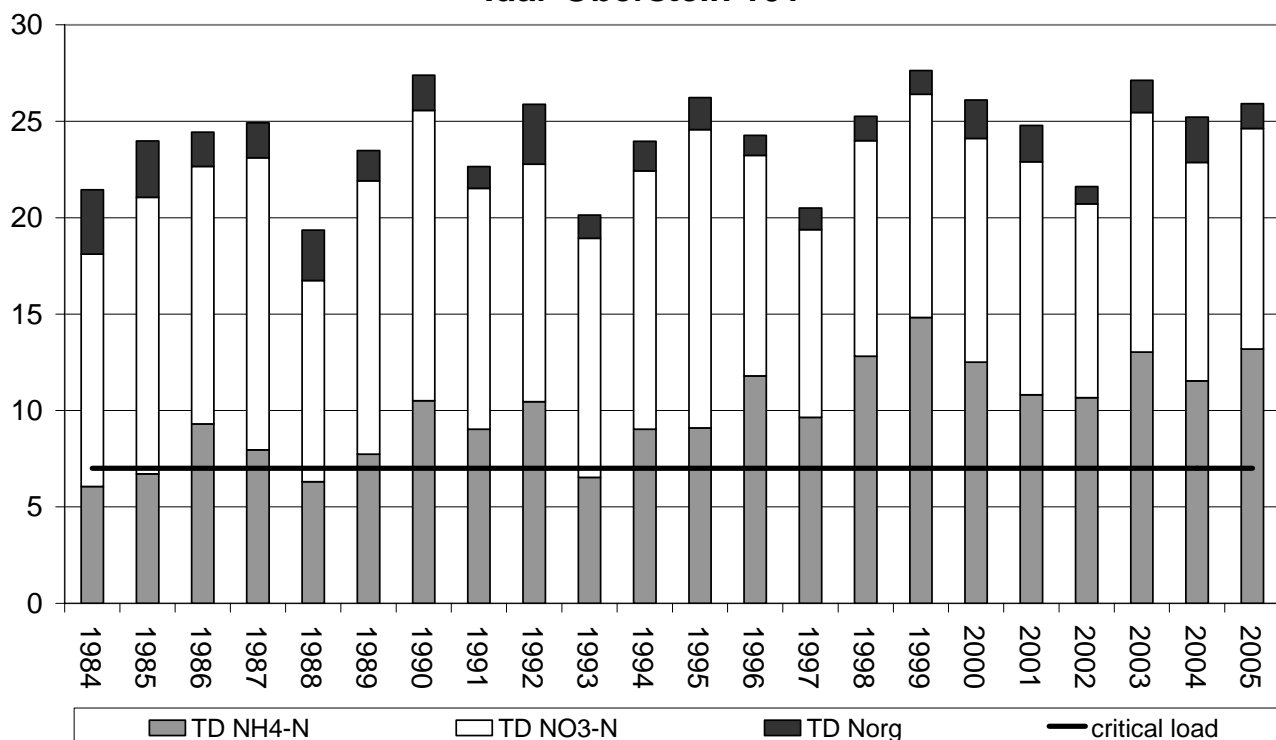


Abb. 16 Critical loads für eutrophierende Stickstoffeinträge\* und Überschreitung der critical loads durch die aktuelle Gesamtstickstoffdeposition (Mittel des Zeitraumes 1992-2004)

\*Kalkulation: Dr. R. Becker, Öko-Data GmbH

## Idar-Oberstein 101



**Abb. 17: Entwicklung der Überschreitung der critical load für eutrophierenden Stickstoff (durchgezogene Linie) durch den Gesamtstickstoffeintrag (TD, Säulen), aufgeteilt in den Eintrag an Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N), Nitratstickstoff (NO<sub>3</sub>-N) und organisch gebundenen Stickstoff (Norg)**

Überschreitungen in Rheinland-Pfalz im mittleren Bereich (BECKER et al. 2000b). Die höchstbelasteten Standorte befinden sich in Gebieten, die von Ammoniakemissionen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung geprägt sind.

Auch die critical loads für Säureinträge werden an 12 der 13 rheinland-pfälzischen Untersuchungsstandorte überschritten. Stickstoffver-

bindungen nehmen einen beträchtlichen Anteil am Säureeintrag ein. Während der prozentuale Anteil der Schwefelverbindungen am Säureeintrag kontinuierlich gesunken ist, stieg der Anteil des Ammoniums an. An der Mehrzahl der Waldstandorte in Rheinland-Pfalz wird die Säurebelastung heute vom Eintrag an Stickstoffverbindungen bestimmt.

## 5. Wirkungen überhöhter Stickstoffeinträge in Waldökosystemen

Zu den Auswirkungen von übermäßigen Stickstoffeinträgen in Waldökosystemen gibt es eine Fülle von Untersuchungen. Ein Überblick über den gegenwärtigen Kenntnisstand kann unter anderem den Arbeiten von HADWIGER-FANGMEIER et al. 1992, KÖLLING 1991, ORTLOFF und SCHLAEPFER 1995 und den Themenheften UBA 1995, WSL 1997 und LWF 2002 entnommen werden. Nachfolgend sind daher nur die wesentlichsten Aspekte kurz umrissen.

Überhöhte Einträge an reduzierten N-Ver-

bindungen führen in den Waldökosystemen sowohl zur Bodenversauerung als auch zur N-Eutrophierung und Stickstoffsättigung. Ammoniak wirkt nur bei der Umwandlung in Ammonium z.B. in den Wolkentropfenchen entsauernd. Das in den Boden eingetragene Ammonium trägt dort mit 1 bis 2 mol H<sup>+</sup> je mol NH<sub>4</sub> zur Versauerung bei.

Der Anteil des NH<sub>4</sub>-Eintrags an der Gesamteintragung potentieller Säure (Säurebegriff und Berechnungsmodalitäten vgl. GAUGER et al. 2000) ist kontinuierlich angestiegen. Dies zei-

gen sowohl die rheinland-pfälzischen Befunde (vgl. Kap.3) als auch die bundesweiten Berechnungen (GAUGER 2003). Ammoniak aus der Tierhaltung ist somit der wichtigste versauernde und eutrophierende Luftschadstoff.

Insgesamt sind aktuell zwei Drittel bis drei Viertel der Deposition potentieller Säure auf Stickstoffverbindungen ( $\text{NH}_y$  und  $\text{NO}_x$ ) zurückzuführen; Mitte der 80er Jahre waren es noch deutlich weniger als die Hälfte.

Mit Ausnahme von Auenwäldern, bestimmten Edellaubholzwäldern und Erlenbrüchern ist die Biomasseproduktion in Waldökosystemen von Natur aus meist stickstofflimitiert. Daher führt ein zusätzlicher Stickstoffeintrag aus der atmosphärischen Stoffdeposition zumeist zu einer Wachstumssteigerung. Ein aktuell höheres Zuwachsniveau ist für viele Waldökosysteme in Europa belegt (u.a. KAHLE et al. 2002). Allerdings stellt der zusätzlich gespeicherte Stickstoff ein Versauerungspotential dar, wenn er mobilisiert und mit dem Sickerwasser aus dem Ökosystem ausgetragen wird. Auch wirkt die erhöhte N-Zufuhr nur dann wachstumsfördernd, solange nicht die Wasserverfügbarkeit oder die Verfügbarkeit anderer Bioelemente zum begrenzenden Faktor wird.

Im Zuge der Bodenversauerung gehen den Ökosystemen vor allem Mg-, Ca- und K-Ionen verloren. Bei einem durch den Stickstoffeintrag beschleunigten Wachstum stehen diese Kationen häufig nicht mehr in ausreichendem Maße zur Verfügung, so dass Ungleichgewichte in den Nährelementrelationen entstehen können (ungünstige N/Mg-, N/Ca-, N/K-Verhältnisse). Einen Hinweis auf diese Wirkungsweise geben auch die Daten der Ernährungsuntersuchungen an den rheinland-pfälzischen Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen (Daten in: [www.fawf.wald-rlp.de](http://www.fawf.wald-rlp.de) unter Forschungsschwerpunkte- Forstl. Umweltmonitoring- Forschung an Dauerbeobachtungsflächen). An zwei Dritteln der 43 Beobachtungsareale sind die N/K-Verhältnisse in den Blättern/Nadeln in der Zeitreihe angestiegen. Die für Fichte und Kiefer vorgeschlagenen Grenzen für eine ausgewogene Ernährung (N/K Fichte:  $\leq 3$ ; Kiefer

$\leq 2,3$ ; WOLFF und RIEK 1997) werden inzwischen an drei Vierteln der Untersuchungsareale überschritten. Langjährige Anstiege der N/K-Verhältnisse beobachteten auch MEESENBURG et al. (2002) an Fichte im Solling und von WILPERT (2003) an Fichte im Schwarzwald.

Der Eintrag von reduzierten Stickstoffverbindungen wirkt sich auf den Stoffhaushalt des Ökosystems ungünstiger aus als der Eintrag oxidierter N-Verbindungen. Als Kation konkurriert das Ammonium in der Wurzelaufnahme mit  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und insbesondere  $\text{K}^+$  und beeinträchtigt in hohen Konzentrationen die Aufnahme dieser Basenkationen (kompetitive Inhibition). Hinzu kommt, dass vor allem Nadelbäume Ammonium gegenüber Nitrat als Quelle für anorganischen Stickstoff bevorzugen. Auch können die Bäume offenbar die  $\text{NO}_3$ -Aufnahme, nicht aber die  $\text{NH}_4$ -Aufnahme über die Wurzeln steuern (GESSLER und RENNENBERG 2003), was bei einem Überangebot an Ammonium erhebliche Störungen im Stoffhaushalt der Bäume bewirken kann. Dies dürfte auch ein wesentlicher Grund sein, dass die Stickstoffgehalte in den Vegetationsorganen mit der  $\text{NH}_4$ -Deposition, nicht aber mit der  $\text{NO}_3$ -Deposition korrelieren (EICHHORN et al. 2001). Die Ammoniumaufnahme ist mit einer Protonenproduktion in der Wurzelumgebung verbunden (Rizosphärenversauerung), während die Nitrataufnahme den entgegengesetzten Effekt zeigt.

Ein übermäßiges Stickstoffangebot führt zu vielfältigen physiologischen Reaktionen der Bäume. Hierbei sind insbesondere aufzuführen:

- Verengung des Verhältnisses von Wurzelbiomasse zu Sprossbiomasse (gegebenenfalls negative Folgen für die Baumernährung und die Wasserversorgung)
- Abnahme der Mykorrhizafrequenz, Veränderung des Pilzspektrums (gegebenenfalls negative Folgen für Baumernährung und Schutz vor Pathogenen)
- Abnahme der Frosthärte
- Veränderung des Gleichgewichts zwischen Wirtspflanzen und Pathogenen



- Inanspruchnahme des Kohlenstoff- und Energiehaushalts zur „Entgiftung“ des aufgenommenen  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$ .

Bei Veränderungen im Stickstoffhaushalt treten Verschiebungen in der Artenzusammensetzung sowohl in der Bodenvegetation als auch in der Bodenfauna auf. Im Extremfall, z.B. starker Ausbreitung von Sandrohr bzw. anderen Gräsern oder der Brennnessel, kann dies zu einer gravierenden Beeinträchtigung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Waldbäume und zu einer Verhinderung der natürlichen Verjüngung führen.

Die aktuellen Eintragsraten übersteigen an allen Untersuchungsstandorten in Rheinland-Pfalz die critical loads. Hierdurch ist ein Stickstoffangebot über den biologischen Bedarf im Ökosystem hinaus zu erwarten (Stickstoffsättigung). Die Stickstoffeinträge werden nur teilweise im Ökosystem assimiliert. Der übrige Teil wird bypassartig ohne Kontakt zu den Stickstoffvorräten in Bestand und Boden mit dem Sickerwasser wieder ausgetragen (KÖLLING und NEUSTIFTER 1997). Bei zunehmender Stickstoffsättigung steigt die Gefahr einer Nitratbelastung des Grund- und Quellwassers. Mit Isotopenuntersuchungen wurde belegt, dass ein Teil des Nitrats in Waldquellen unmittelbar aus dem Eintrag stammt (DURKA 1994). Unter bestimmten Bedingungen, z. B. bei Wassersättigung, ist bei zunehmender Stickstoffsättigung auch ein Anstieg der Emission des Treibhausgases Distickstoffoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) zu erwarten (SCHULTE-BISPING et al. 2003).

An 19 Waldarealen werden in Rheinland-Pfalz Stickstoffkonzentrationen ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{N}_{\text{org}}$ ) im Bodenwasser gemessen. Die durchschnittlichen Konzentrationen (Mittel des Zeitraumes 1992-2003) an der Untergrenze des Hauptwurzelsraums (60 – 115 cm Bodentiefe) variieren an diesen Messorten zwischen 0,03 – 0,14 mg  $\text{NH}_4\text{-N/l}$ , 0,07 – 9,07 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  und 0,09 – 1,36 mg  $\text{N}_{\text{org/l}}$ . GENSIOR et al. (2003) erachten Nitratkonzentrationen von mehr als 2 mg  $\text{NO}_3$  (0,45 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) als qualitatives Kriterium für

eine mehr oder weniger ausgeprägte Stickstoffsättigung. Demgegenüber geben MELLERT und KÖLLING (2006) 5 mg  $\text{NO}_3$  (1,1 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) als Unbedenklichkeitsschwelle und 10 mg  $\text{NO}_3$  (2,3 mg  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) als wasserwirtschaftlich relevanten Schwellenwert an. Dreiviertel der Messorte überschreiten mit ihren mittleren  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen 2 mg/l, 60 % 5 mg/l und 20 % 10 mg/l (Tab. 3).

Für 5 rheinland-pfälzische Standorte liegen über ein Richardsmodell berechnete Wasser- und Stoffflüsse im Boden vor (Abb. 18).

Im Mittel der Periode 1992 bis 2003 variieren die Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser zwischen 0,4 und 13,8 kg N je Hektar und Jahr. An 3 Standorten wird die „Unbedenklichkeitsschwelle“ von max. 4 kg N/ (ha • Jahr) (NAGEL und GREGOR 1999) überschritten.

Diese Daten spiegeln die Situation inmitten größerer Waldareale wider. Deutlich höhere Nitratkonzentrationen im Bodenwasser sind in Waldrandlagen vor allem benachbart zu landwirtschaftlichen Nutzflächen zu erwarten (SPANGENBERG et al. 2002, SPANGENBERG und KÖLLING 2003, GENSIOR et al. 2003, MELLERT et al. 2005b). Waldrandbereiche bis 100 m nehmen in Bayern ca. 40 %, in den Niederlanden 50 % der Waldfläche ein (SPANGENBERG et al. 2002). Wenngleich Rheinland-Pfalz viele große zusammenhängende Waldgebiete besitzt, dürfte auch hier der Waldrandanteil mehr als 30 % der Waldfläche ausmachen. Neben diesen Waldrandlagen sind vergleichsweise hohe Nitratausträge in Arealen mit Sturmwurf oder Borkenkäferschäden zu erwarten (KÖLLING 1991, HUBER 2003).

Da an vielen rheinland-pfälzischen Waldstandorten die critical loads für eutrophierenden Stickstoff beim gegenwärtigen Eintragsniveau nicht eingehalten werden und bislang kein merklicher Rückgang in der Stickstoffdeposition zu verzeichnen ist, muss mit einer Zunahme der Stickstoffsättigung und des Anteils stickstoffgesättigter Standorte gerechnet werden.

Auch Auswertungen an bundesweiten Datensätzen durch BORKEN und MATZNER (2004)

**Tab. 3: Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser an der Untergrenze des Hauptwurzelraumes (60-115 cm Bodentiefe); Spanne und arithmetisches Mittel der Analysebefunde an Monats- bzw. Quartalsmischproben über den Zeitraum 1992-2003**

Messort/Baumart	Nitratkonzentration (mg NO <sub>3</sub> -N/l)		
	min	mittel	max
Adenau / Fichte	0,01	1,77	8,90
Idar-Oberstein ungekalkt /Fichte	0,01	0,30	2,60
Idar-Oberstein gekalkt /Fichte	0,01	1,27	7,45
Laubach / Fichte	0,01	3,96	26,4
Morbach / Fichte	0,01	1,55	6,50
Schneifel / Fichte	0,60	3,05	10,30
Schneifel / Buche	0,01	0,33	4,50
Hermeskeil / Fichte gesund	0,10	1,21	5,90
Hermeskeil / Fichte geschädigt	0,01	2,09	10,60
Wallmerod / Fichte	0,21	9,07	44,30
Waldmohr / Buche	0,01	0,40	14,40
Kirchheimbolanden / Buche stammnah	0,05	2,17	13,10
Kirchheimbolanden / Buche stammfern	0,01	1,82	13,70
Neuhäusel Bims / Buche stammfern	0,01	3,41	9,70
Neuhäusel Quarzit / Buche stammfern	0,01	0,62	5,00
Johanniskreuz / Kiefer	0,01	0,08	2,00
Kandel / Kiefer	0,01	0,77	6,80
Hagenbach / Eiche	0,01	0,07	2,30
Merzalben / Eiche ungekalkt	0,01	1,60	12,70
Merzalben / Eiche gekalkt	0,01	1,11	10,10

lassen bei gleichbleibender N-Deposition eine Zunahme der Nitratauswaschung in deutschen Wäldern erwarten.

Im Widerspruch zur Annahme einer Zunahme der Nitratausträge mit dem Sickerwasser nehmen allerdings an 4 von 15 rheinland-pfälzischen Waldboden-Dauerbeobachtungsflächen die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser in der Zeitreihe trotz unverändert hoher N-Eintragsraten merklich ab.

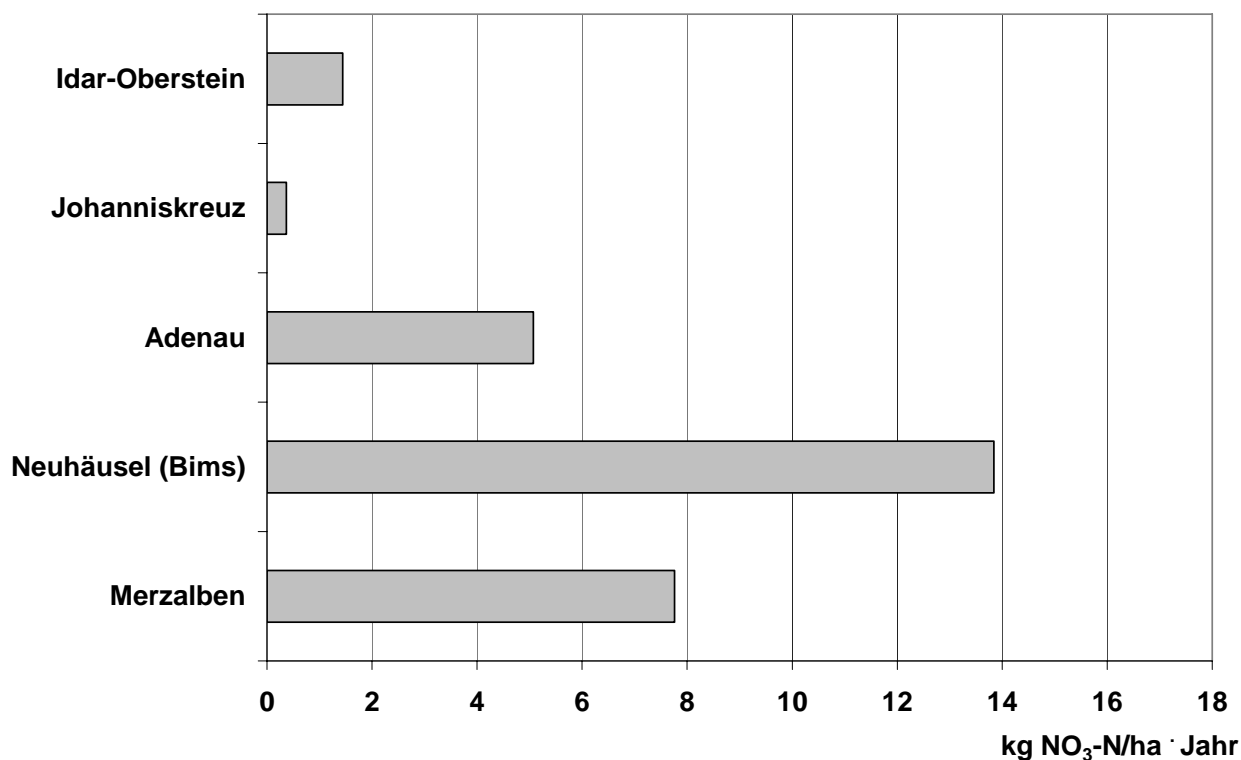
Ähnliche Rückgänge der Nitratkonzentrationen wurden auch von WRIGHT et al. (2001) im Harz und von ARMBRUSTER et al. (2003) im Osterzgebirge beobachtet.

Die Ursache für diese Konzentrationsrückgänge ist bislang nicht geklärt. ARMBRUSTER et al. (2003) vermuten einen Einfluss der stark zurückgegangenen S- und Säuredeposition, der zu einer erhöhten Vitalität von Bestand und Bo-

denmikroorganismen und dadurch möglicherweise zu einer verstärkten N-Retention geführt haben könnte.

Als Ursache käme auch eine Akkumulation von organischer Substanz im Auflagehumus in Betracht, wie sie von MEIWES et al. 2002 im Solling beobachtet wurde. Eine der von den Autoren dargelegten Ursachenhypothesen führt die Akkumulation auf eine Zersetzungshemmung durch überhöhte Stickstoffgehalte in der Streu zurück. Letztendlich könnte es sich auch um eine mehrjährige Abwärtsphase in einer langzeitigen Fluktuation handeln. So wechselten sich in der Zeitreihe des Sollingprojekts langjährige Phasen mit abfallenden und mit ansteigenden Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung ab (MEESENBURG et al. 2002).

Wegen noch beträchtlicher Kenntnislücken ist eine vollständige Bilanzierung des Stickstoff-



**Abb. 18: Nitratstickstoffausträge mit dem Sickerwasser unterhalb des Hauptwurzelaumes an 5 Bilanzierungsstandorten im Mittel des Zeitraumes 1.11.1991 bis 31.10.2003**

haushaltes der Waldökosysteme noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Auf Schwierigkeiten bei der Ermittlung der Gesamtdosition (vermutlich deutliche Unterschätzung) wurde bereits in Kapitel 4 hingewiesen. Die Stickstoff-Nettoaufnahme in den Baumbestand ist im Rahmen der critical loads-Berechnungen mit PROFILE nur geschätzt. Unbekannt, da bislang in Monitoringprogrammen nicht sinnvoll messbar, sind die gasförmigen N-Verluste. Aus Waldböden emittieren können die N-Spezies N<sub>2</sub>O, NO und N<sub>2</sub> (BRUMME et al. 1999). Der N<sub>2</sub>O-Austrag dürfte in den gut belüfteten Böden der 5 rheinland-pfälzischen Bilanzierungsstandorte deutlich unter einem Kilogramm N je Jahr und Hektar liegen (BRUMME, mündliche Mitteilung). Die N<sub>2</sub>-Emissionen sind hier vermutlich vernachlässigbar. Schwer abschätzbar ist jedoch die NO-Emission aus dem Boden, die vor allem in den Sommermonaten relevant sein kann und dann zur Ozonbelastung beiträgt. MEESENBURG et al. (2003) schätzen für einen hoch N-belasteten Kiefernbestand in der Weser-Ems-Region die gasförmigen N-Austräge auf 0 bis 10 kg N/ha · Jahr. WELLBROCK und SCHIMMING (2005)

gaben für einen Buchenwald 30 km südlich von Kiel eine Denitrifikationsrate von 2 kg N/ha · Jahr an.

Die Stickstoffbilanzen der Standorte Neuhäusel und Merzalben sind geringfügig, die der Standorte Idar-Oberstein, Adenau und Johanniskreuz deutlich positiv (Tab. 4). Am Standort Neuhäusel ist der Nitrataustrag mit dem Sickerwasser in allen Messjahren vergleichsweise hoch, da offenbar in dem äußerst lockeren Boden über den biologischen Bedarf hinaus freigesetztes Nitrat sofort in die Tiefe verfrachtet wird. Am Standort Merzalben wurde nach sehr geringen Nitratfrachten mit dem Sickerwasser bis 1996 in den Jahren 1997 bis 1999 offenbar in Zusammenhang mit einer drastischen Zunahme der Kronenverlichtung ein durchbruchartiger Nitrataustrag mit Raten von bis zu 43 kg N/ha im Jahr 1999 festgestellt. Seither ist die Nitratauswaschung wieder deutlich gesunken. Die für die Nadelwaldstandorte ermittelten Speicherraten von ca. 20 kg N je Hektar und Jahr erscheinen plausibel und stimmen in der Größenordnung mit den Befunden anderer Untersuchungen überein (MEESENBURG et al. 2003, MEIWES et al. 2002).

**Tab. 4: Abschätzung der Stickstoffbilanzen an 5 Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen für den Zeitraum 1.11.1991 bis 31.10.2003 (in kg N/ha · Jahr)**

		Neuhäusel Bims (Buche)	Merzalben (Eiche)	Idar-Oberstein (Fichte)	Adenau (Fichte)	Johanniskreuz (Kiefer)
1	Gesamtdeposition	21,2	21,1	24,5	33,2	27,4
2	Netto-Aufnahme in den Baumbestand	5,7	5,0	4,1	4,7	3,1
3	Sickerwasseraustrag	13,8	7,8	1,4	5,1	0,4
4	gasförmige Austräge	<1-5 ?	<1-5 ?	<1-5 ?	<1-5 ?	<1-5 ?
5	Bilanz (ohne 4)	+ 1,7	+ 8,3	+ 19,0	+ 23,4	+ 23,9
6	Vorrat in Humus und Mineralboden bis 90 cm Bodentiefe	15.697	6.141	7.717	7.560	4.629

## 6. Vorschläge zur Reduktion der Waldökosystembelastung durch Stickstoff

Die vorstehenden Ausführungen belegen eine deutlich über der Ökosystemverträglichkeit liegende und bislang nicht wesentlich reduzierte Belastung der rheinland-pfälzischen Waldökosysteme durch atmogene Stickstoffeinträge vornehmlich durch Emissionen aus Landwirtschaft und Straßenverkehr. Die Auswirkungen sind in unseren Wäldern bereits gegenwärtig vor allem in Form von Nährstoffungleichgewichten und Nitratausträgen mit dem Sickerwasser spürbar und werden aller Voraussicht nach zunehmen.

Um die Waldökosysteme und die Umwelt (Grundwasser, Klima) vor dieser existenziellen Bedrohung zu schützen, müssen zum einen durchgreifende Maßnahmen zur weiteren Reduktion der Emission reduzierter und oxidierter Stickstoffverbindungen erfolgen und zum anderen muss die waldbauliche Behandlung diese Situationsänderung berücksichtigen.

Zwischen der Höhe des Stickstoffeintrags und dem Nitrataustrag mit dem Sickerwasser bestehen signifikante Zusammenhänge (BORKEN und MATZNER 2004).

Eine Verringerung der Stickstoffeinträge wird sich nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand sehr rasch positiv auf den Stoffhaushalt der Waldökosysteme auswirken. So wurde in Dachexperimenten nach einer Reduktion des Stickstoffeintrags ein schlagartiger Rückgang

der Nitratkonzentration im Bodensickerwasser gefunden (ALEWELL et al. 1997, BREDEMEIER et al. 1999, ROTHE 1994). Nach BORKEN (2005) stellen Einträge mit der Kronentraufe von <13kg N/ha · Jahr keine Gefahr für Nitratauswaschung mehr dar.

### 6.1 Minderung der Stickoxidemissionen

Das nationale Programm zur Einhaltung von Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe nach der Richtlinie 2001/81/EG (NEC/RL) (DÖHLER et al. 2002) enthält eine Emissionsprognose, in der die gegenwärtig in Deutschland geltenden Rechtsvorschriften einschließlich ihrer Auswirkungen auf die Emissionen bis zum Jahr 2010 Berücksichtigung finden (Referenzprognose). Danach ergibt sich für das Jahr 2010 eine NO<sub>x</sub>-Emission von 1126 kt. Um die Emissionshöchstgrenze der NEC-Richtlinie (1051 kt) einzuhalten, sind zusätzliche Maßnahmen erforderlich. Benannt werden insbesondere:

- Weitere NO<sub>x</sub>-Minderung bei schweren Nutzfahrzeugen, PKW mit Dieselmotor sowie leichten Nutzfahrzeugen durch Anpassung der entsprechenden EG-Richtlinien
- Weitere Emissionsminderung bei Verbrennungsmotoren in mobilen Maschinen und Geräten durch Anpassung der entsprechenden EG-Richtlinie

- Verschärfung der Emissionsbegrenzungen bei Industrie- und Großfeuerungsanlagen infolge der Fortentwicklung des Standes der Technik.

Selbst bei Erreichung der in der EU-NEC-Richtlinie vorgesehenen nationalen Emissionshöchstgrenzen wird die Minderung nicht ausreichen, den Stickstoffeintrag in den rheinland-pfälzischen Waldökosystemen unter die critical loads zu senken und damit die Waldökosysteme vor weiterer Versauerung und Eutrophierung zu schützen. Auch die WORKING GROUP ON EFFECTS OF THE CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION (WGE) (1999) und SCHÄRER (2004) kommen bei der Kalkulation der Entwicklung des europaweiten Ökosystemflächenanteils, an dem die critical loads überschritten werden, zu dem Schluss, dass die Wirkung der bis zum Jahr 2010, vorgesehenen Emissionsminderung nicht wesentlich sein wird.

Für Rheinland-Pfalz belegt der aktuelle „Energiebericht“ (MWVLW 2004) einen deutlichen Rückgang der NO<sub>x</sub>-Emission seit 1991. Allerdings wächst der Kfz-Bestand auch weiterhin rasch an. Hierdurch und in Folge des erhöhten Dieselkraftstoffanteils ist die NO<sub>x</sub>-Emission im Land im letzten Berichtszeitraum (1998 bis 2000) wieder um mehr als 5 % angestiegen.

Die aktuelle Situation und die Prognose der voraussichtlichen Entwicklung erfordern über die bisherigen Planungen hinausgehende Maßnahmen zur Reduzierung der Stickoxidemissionen. Im Energiebericht Rheinland-Pfalz werden für den hier besonders relevanten Verkehrsbereich benannt:

- Stärkung des Schienenverkehrs und des öffentlichen Personennahverkehrs
- Verbesserung des Verkehrsflusses
- Technische Maßnahmen zur Verbesserung des Wirkungsgrades und zur Reduzierung der NO<sub>x</sub>-Emissionen von Motoren
- Verstärkte Einführung alternativer Antriebssysteme wie des Hybrid-Antriebs und von Brennstoffzellen-Fahrzeugen.

Im Hinblick auf eine NO<sub>x</sub>-Emissionsminderung wirksam sind daneben Maßnahmen zur Energieeinsparung und die verstärkte Nutzung alternativer Energieträger (Windkraft, Wasserkraft, Photovoltaik, Erdwärme, Wasserstoff- und Brennstoffzellentechnik).

Allerdings kommt der Energiebericht zu dem Schluss, dass noch nicht abzusehen sei, wie sich der weiter steigende Straßenverkehr einerseits und neue Abgasreinigungs- und Motortechnologien in der Summe auswirken werden.

## 6.2 Minderung der Ammoniakemission

Die Relevanz der im Wesentlichen aus landwirtschaftlichen Quellen stammenden reduzierten Stickstoffverbindungen in der Wald- und Umweltbelastung ist kontinuierlich angestiegen (vgl. Kap. 3). Diese Entwicklung wird sich fortsetzen, da die in der NEC-Richtlinie bis 2010 vorgesehenen Emissionsziele für Ammoniak gegenüber der aktuellen Emissionsrate (2003) weit geringere Minderungen vorsehen als bei den Stickoxiden und bei Schwefeldioxid (NH<sub>3</sub>: -8%; NO<sub>x</sub>: -26%; SO<sub>2</sub>: -16%).

Da zudem reduzierter Stickstoff in den Ökosystemen ein größeres Schadpotential hat als oxidiertes Stickstoff, sind weitere Maßnahmen zur Ammoniakemissionsminderung von noch größerer Bedeutung als die Minderung der Stickoxidemission. Auch BIEBER (2004) kommt bei der Bewertung der Befunde des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) zu dem Schluss, dass Ammoniak/Ammonium aus der Landwirtschaft in Deutschland und in weiten Teilen Europas der wichtigste versauernde und eutrophierende Luftschadstoff sei.

Nach der Referenzprognose des UMWELTBUNDESAMTES (DÖHLER et al. 2002) werden die Emissionshöchstgrenzen der NEC-Richtlinie im Jahr 2010 um 35 kt NH<sub>3</sub> verfehlt. Als Maßnahmen zur Zielerreichung werden vorgeschlagen:

- Reform der gemeinsamen Agrarpolitik (stärkere Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Ammoniakemission; Senkung des produktionsbegrenzenden Besatzdichtefaktors bei der Sonderprämie; Entkopplung

der Tierprämie von der Produktion und verstärkte Grünlandförderung).

Förderung des ökologischen Landbaus

- Empfehlungen der guten fachlichen Praxis (emissionsmindernde Maßnahmen bei Betriebsabläufen).
- Erarbeitung von BVT (beste verfügbare Technik) für kleinere Betriebe (emissionsarme Produktionsverfahren).
- Fördermaßnahmen zur Verringerung der Viehdichten und der  $\text{NH}_3$ -Emissionen (Förderung der extensiven Grünlandnutzung und einer mehrjährigen Stilllegung; höhere Beihilfen zur Förderung des ökologischen Landbaus; Begrenzung der einzelbetrieblichen Investitionsförderung auf zwei Großvieheinheiten je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche bzw. eine ausgeglichene Nährstoffbilanz; Förderung einer extensiven Grünlandnutzung mit maximal 1,4 GV/ha LF; Begrenzung der Förderung ökologischer Anbauverfahren auf Düngemenge von 170 kg N/ (ha • Jahr); Förderung der Verringerung des Tierbesatzes in Regionen mit hoher Viehdichte; Investitionszuschüsse für die Abdeckung von Güllelagern und die Anschaffung von Maschinen zur bodennahen Flüssigausbringung).
- Anpassung des Baurechts zur Beschränkung der flächenunabhängigen Tierhaltung (Genehmigungspflicht für neue Betriebe)
- Anpassung der Düngeverordnung (Formulierung von Vorschriften zur guten fachlichen Praxis bei der Ausbringung von Harnstoffdüngern; Konkretisierung der Anforderung an den Stand der Technik bei der Gülleausbringung; Verpflichtung zur Verwendung emissionsarmer Verfahren bei der Gülleausbringung; unverzügliche Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern in den Boden; Verknüpfung von Beihilfezahlungen an die Überwachung der Regeln)
- Anpassung des Emissionsschutzrechtes (Ausdehnung der Genehmigungspflicht; Berücksichtigung des Stickstoffeintrags bei der Prüfung der Vorbelastung und Anpassung des Standes der Technik im Rahmen der TA Luft).

Ein diese Punkte umfassendes Programm zur „Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft“ wurde von der Bundesregierung im Jahr 2003 verabschiedet (BMVEL 2003).

Da aber auch eine Einhaltung der NEC-Emissionshöchstgrenzen nicht ausreichen wird, unsere Waldökosysteme vor weiterer Eutrophierung zu schützen, müssen unbedingt weitere Maßnahmen getroffen werden. Nach Angaben des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (BAYLFU 2004) müssten die Emissionen in etwa halbiert werden, um die Einträge versauernder und eutrophierender Stoffe unter die critical loads zu senken. Das größte Einsparpotential liege hier bei der Landwirtschaft als Hauptemittent.

Um die critical load von maximal 10 kg N (davon 50 %  $\text{NO}_y$ , 50 %  $\text{NH}_x$ ) einzuhalten, fordern ISERMANN und ISERMANN (2002a,b) eine Reduzierung der  $\text{NH}_3$ -N-Emission auf 160 kt je Jahr (Ist 2001: 500 kt). Dies ist ihres Erachtens nur durch eine drastische Reduzierung des Tierbestandes von 14,3 Mio. Großvieheinheiten (GV) im Jahr 2000 auf 8,2 Mio. GV bis zum Jahr 2010 und einer entsprechenden Halbierung des Konsums von tierischen Erzeugnissen zu erreichen. Auch SCHWEIGERT und VAN DER PLOEG (2002) sehen nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft und Technik nur in einer erheblichen Kürzung der Tierproduktion eine nachhaltige Lösung des Problems der landwirtschaftlichen N-Überschüsse in Deutschland. JANBEN (2003) erachtet in einer Veränderung der Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung und der damit verbundenen reduzierten Nachfrage den entscheidenden Ansatzpunkt zur Verringerung der tierischen Produktion und des N-Bilanzüberschusses. Die freierwerdenden Flächen aus der Futterpflanzenproduktion sollten seines Erachtens der erhöhten pflanzlichen Nahrungsmittel-, der Rohstoff- und der Energiepflanzenproduktion zugeführt werden.

Gegenwärtig wird in der Bundesrepublik mit 63 g je Person und Tag an tierischem Protein etwa das 2,5 fache dessen verzehrt, was nach

dem ernährungsphysiologischen Bedarf notwendig wäre (SCHWEIGERT und VAN DER PLOEG 2002). Dies führt verbreitet zu Übergewicht mit hohen Gesundheitskosten.

Unbedingt notwendig wäre ein Bewusstseinswandel in der Gesellschaft, der zu einer reduzierten Nachfrage an tierischen Produkten führt. Dieser Aspekt wird auch im Programm der Bundesregierung zur Senkung der Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (BMVEL 2003) aufgegriffen. Dort ist aufgeführt, dass „im Rahmen einer ausgewogenen und gesundheitsbewussten Ernährung für viele Verbraucherinnen und Verbraucher eine Verringerung des Konsums tierischer Lebensmittel empfehlenswert und ein Beitrag zur Senkung der Ammoniakemission“ sei. Unter diesem Gesichtspunkt muss sehr kritisch hinterfragt werden, dass die Centrale Marketing-Gesellschaft der deutschen Agrarwirtschaft mbH (CMA) mit Unterstützung der öffentlichen Hand für den Verbrauch tierischer Produkte (Schweinefleisch, Milch etc.) wirbt.

Ein sehr großer Teil der in die rheinland-pfälzischen Waldökosysteme eingetragenen Stickstoffverbindungen dürfte aus den benachbarten Bundesländern und den europäischen Nachbarländern stammen. Daher sollte sich Rheinland-Pfalz in besonderem Maße für weitergehende Regelungen auf der Bundes- und EU-Ebene zur weiteren deutlichen Reduzierung der Ammoniakemission einsetzen. Die EU-NEC-Richtlinie sieht in den Nachbarländern  $\text{NH}_3$ -Emissionshöchstmengen für das Jahr 2010 vor, die gegenüber dem Ist im Jahr 2002 (Quelle: [www.emep.int](http://www.emep.int)) lediglich eine Reduktion von 6 % in den Niederlanden, 11 % in Belgien und sogar eine unveränderte Emission in Frankreich ergeben.

Dies lässt keine spürbare Entlastung der Stickstoffbefruchtung der rheinland-pfälzischen Wälder erwarten.

Neben bundes- und europapolitischen Initiativen müssen auch in Rheinland-Pfalz alle erdenklichen Anstrengungen unternommen werden, um die  $\text{NH}_3$ -Emissionen im Land weiter zu reduzieren. Ein im Vergleich zum Bundesdurchschnitt niedriger durchschnittlicher Vieh-

besatz in Rheinland-Pfalz ist bei der äußerst heterogenen Verteilung der Tierbestände und dem naturraumbedingten hohen Anteil an nahezu viehhaltungsfreien Räumen kein gutes Argument gegen besondere Aktivitäten zur Verringerung der Ammoniakemission in Rheinland-Pfalz.

Besonders zielführend erscheint die Schaffung eines Landes-Aktionsprogramms, das auf eine anspruchsvolle, das heißt deutlich unter den Minderungszielen der NEC-Richtlinie liegende, Zielvorgabe für eine prozentuale  $\text{NH}_3$ -Emissionsminderung ausgerichtet ist. In einem solchen Programm lassen sich Maßnahmen bündeln, sowie Ziele und Zielerreichung quantifizieren. Ein Schwerpunkt des Programms sollte die Reduktion der Ammoniakemission in den Viehhaltungszentren des Landes sein.

In Betracht zu ziehen wäre auch eine stärkere Ausrichtung und gegebenenfalls Ergänzung des Förderprogramms umweltschonende Landwirtschaftung (FUL) im Hinblick auf eine stärkere  $\text{NH}_3$ -Emissionsminderung.

### **6.3 Wirkungen einer verstärkten Produktion von Biogas auf die Ammoniakemission**

Das Klimaschutzprogramm der Bundesregierung geht von einer Steigerung der Biogasproduktion auf Güllebasis von derzeit unter 5 % auf 14 % des Aufkommens von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft aus (zitiert in OSTERBURG 2002). Das Potential der landwirtschaftlichen und kommunalen Biogaserzeugung wird auf etwa 17,5 Milliarden  $\text{m}^3$  geschätzt (INSTITUT FÜR ANGEWANDTE UMWELTFORSCHUNG 2006). Zur besseren Ausschöpfung der Vergärungspotentiale wird Gülle zusammen mit Kosubstraten vergoren (Rest- und Abfallstoffe aus dem Lebensmittelbereich, Bioabfall, Grünschnitt etc.). Hierbei werden zunehmend speziell zur Biogasproduktion angebaute, nachwachsende Rohstoffe (z.B. Silomais) Bedeutung erlangen (OSTERBURG 2002).

Der Ausbau der Biogasnutzung birgt im Hinblick auf die Ammoniakemission Chancen und Risiken. Durch den Anbau von Biomasse lie-

fernden Kulturen auf Stilllegungsflächen kann die  $\text{NH}_3$ -Emission reduziert werden. Zudem ist das Gärsubstrat nach der Ausgärung flüssiger als Rohgülle und sickert leichter in den Boden, wodurch Ammoniakemissionen um bis zu 30 % vermindert werden (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 2003, WULF et al. 2002a). Andererseits entstehen bei der Vergärung aus dem Stickstoff der Gülle und insbesondere auch aus dem der Kosubstrate leicht verflüchtiges TAN (total ammoniacal nitrogen-ammonifizierbarer Stickstoff), also stärker emissionsgefährdete N-Mengen (WULF et al. 2002a). Dies kann zu einer erheblichen Erhöhung der Ammoniakemissionen beitragen. Zudem steigt in der Biogasanlage der pH-Wert des Gärsubstrates, was zu einer höheren Emission von Ammoniak bei späterem Luftkontakt führen kann. Auch fehlt bei vergorener Gülle die Schwimmdecke. Bei Lagerung und Ausbringung der Biogasgülle ist daher eine besondere Sorgfalt geboten. WULF et al. (2002b) empfehlen eine Lagerung der fermentierten Gülle in gasdicht verschlossenen Behältern und einer Ausbringung auf Grasland mit Schlepptschuhen, auf Ackerland mit Schleppschläuchen mit einer sofortigen flachen Einarbeitung. In Experimenten konnte auch durch eine Absenkung des pH-Wertes in der fermentierten Gülle durch Zugabe von verschiedenen Zuckern eine deutliche Reduktion der  $\text{NH}_3$ -Emission erzielt werden (CLEMENS et al. 2002).

Die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit erfordert eine weitgehend verlustfreie Rückführung der organischen Substanz und der Nährstoffe in den tierischen Exkrementen und pflanzlichen Reststoffen zurück in den Boden. Die Nachlieferung organischer Substanz in die Böden muss

in Zukunft sogar noch steigen, um bei höheren Temperaturen und rascherer Mineralisierung die Humusgehalte in den Böden stabil halten zu können (ENQUETE-KOMMISSION 1994, Kap. 4.2.4.3). Eine Vergasung von Gülle in Biogasreaktoren kommt daher nur solange in Betracht, als die erforderliche Bindung der Tierhaltung an die Fläche nicht konsequent umgesetzt ist. Nach Darstellungen der UMK/AMK-AG (1996) besteht der Vorteil des Verfahrens darin, dass durch die erhöhte Pflanzenverfügbarkeit der Biogasgülle mineralische Stickstoff-Düngemittel eingespart werden können. Dem stehen allerdings Nachteile durch eine Erhöhung des Ammoniakemissionspotentials gegenüber.

ISERMANN (1988) erachtet die Biogasgülle als das ökonomisch und ökologisch ungünstigste N-Entsorgungssystem. Er warnt vor der Gülleaufbereitung, da diese nicht nur kostenintensiv und hygienisch bedenklich (Kupfer und Organika) sei, sondern auch die Flächenbindung der Tierhaltung hemme und den Weg für eine industrielle Tierhaltung bereite.

Demgegenüber erachten CLEMENS und AHLGRIM (2001) nach einer optimierten Fütterungsstrategie als Präventivmaßnahme die anaerobe Vergärung der Gülle als den effektivsten Weg zur Reduzierung der Emission klimarelevanter Gase einschließlich  $\text{NH}_3$  aus der Tierhaltung.

Nach Angaben von OSTERBURG (2002) lassen sich die positiven und negativen Wirkungen der Biogasnutzung auf die Ammoniakemission gegenwärtig nicht zu einer eindeutigen Gesamtwirkung zusammenfassen.



## 7. Waldbauliche Behandlung stickstoffbelasteter Waldökosysteme

Die einzig langfristig wirksame Maßnahme zum Schutz der Waldökosysteme und des Grund- und Quellwassers vor Stickstoffeutrophierung und Versauerung ist eine Reduzierung der N-Einträge durch eine entsprechende Emissionsminderung. Mit waldbaulichen Maßnahmen lässt sich die Stickstoffsättigung nicht aufhalten. Allerdings kann über die Baumartenwahl und die waldbauliche Behandlung die Fähigkeit der Waldökosysteme, Stickstoff aufzunehmen und im System zu halten, beeinflusst werden. Hierdurch lassen sich die negativen Effekte herauszögern und mildern.

Die Baumart hat offenbar einen großen Einfluss auf das Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald. MELLERT et al. (2005a) leiten aus den Befunden einer bayernweiten Nitratstudie auf dem Level I Raster für Fichte deutlich höhere Risiken ab als für Laubholz und Kiefer. Hohe Nitratauswaschungen werden vor allem in älteren Nadelholzbeständen festgestellt (HORVATH et al. 2005, ROTHE et al. 1999, MELLERT et al. 2005b). In Mischwäldern steigt die Speicherung offenbar proportional zum Laubbaumanteil (ROTHE et al. 1998). Eine Reihe von Untersuchungen belegt, dass Laubwälder mehr Stickstoff speichern als Nadelwälder (ROTHE et al. 1998, 1999, KREUTZER et al. 1986). Zudem ist der Stickstoff in Laubwäldern meist in stabilerem Mineralbodenhumus, in Nadelwäldern dagegen im labileren Auflagehumus festgelegt. Bei einer Umwandlung von Laubwäldern in Nadelwald wird meist über eine ganze Waldgeneration hinweg Stickstoff aus dem System ausgelesen. Beim umgekehrten Schritt wird der Stickstoffvorrat, wengleich nur sehr allmählich, über mehr als eine Generation hinweg, wieder aufgebaut (ROTHE et al. 1998). Junge Waldbestände weisen meist keine oder nur geringe Nitratausträge auf (HORVATH et al. 2005).

Waldökosysteme reagieren schon bei beginnender Stickstoffsättigung sehr empfindlich auf Störungen z.B. durch Sturmwurf, Schneebruch

oder Insektenkalamitäten und auch auf waldbauliche Maßnahmen wie Kahllegung, starke Verjüngungshiebe oder Bodenbearbeitung (KÖLLING 1993, 1999, KREUTZER 1991, ROSEN 1988, ROTHE et al. 1998, 1999, SPANGENBERG und KÖLLING 2001). Bei derartigen Störungen kommen mehr Wärme und mehr Wasser auf den Boden, wodurch der Humusumsatz und damit die Nitratfreisetzung verstärkt werden. Da gleichzeitig die Nitrataufnahme durch die Bäume ganz (z.B. Kahllage, Borkenkäferkalamität) oder teilweise (starke Auflichtung zur Einleitung der Verjüngung) ausfällt, wird der freigesetzte Stickstoff bei durchlässigen Böden in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser ausgelesen (HUBER 2002, KÖLLING 1993, WEIS 2002b). Dies stellt nicht nur ein Risiko für das Grund- und Quellwasser dar, sondern gefährdet auch den Nährstoffhaushalt des Waldökosystems. Dies soll am Beispiel des Eichenökosystems an der EU-Level-II-Fläche Merzalben erläutert werden. Zunehmende Kronenverlichtung führte dort in Verbindung mit Kahlfraß durch Frostspanner in den Jahren 1997/98 zu einem drastischen Anstieg des Stickstoffaustrags mit dem Sickerwasser von weniger als einem Kilogramm je Hektar und Jahr bis 1996 auf bis zu 42 kg im Jahr 1999 (Abb. 19).

Das Nitrat anion wird gemeinsam entweder mit Säurekationen (insbesondere Al, Mn) oder mit Basekationen (insbesondere Mg, Ca, K) verlagert. Am Standort Merzalben war der Anstieg der Nitratkonzentration mit einer sehr starken Erhöhung der Aluminiumkonzentration im Sickerwasser gekoppelt (Abb. 20), wodurch ein erheblicher zusätzlicher Stress für die Baumwurzeln entstand. Seither ist auf dieser Fläche eine erhöhte Absterberate zu verzeichnen. Überschusnnitrifikation und Nitratauswaschung sind mit Versauerungsschüben, Bodenversauerung und dem Verlust essentieller Nährstoffe verbunden (MATZNER und THOMA 1983, MATZNER et al. 1995, MELLERT et al. 1996, KÖLLING 1993, KÖLLING und NEUSTIFTER

1997). Die Mehrzahl der rheinland-pfälzischen Waldstandorte ist in dieser Hinsicht äußerst sensibel (BLOCK et al. 1996). Überschussnitrifikation und übermäßige Nitratausträge gefährden daher die natürliche Fruchtbarkeit und Funktionsfähigkeit unserer Waldböden. Ein „Öffnen“ des Stickstoffspeichers ist daher mit nicht absehbaren Risiken nicht nur für die Ressource Grundwasser, sondern auch für die Waldernährung und die Stabilität der Waldökosysteme verbunden. Der Waldbau muss daher darauf ausgerichtet sein, den Stickstoff im System zu halten.

Für den Stickstoffhaushalt ist die Stabilität des Bestandes von besonderer Bedeutung. Sturmwurfbedingte Kahllagen oder großflächige Borkenkäferkalamitäten haben meist beträchtlichen Nitratauswaschungen zur Folge (KÖLLING 1993, HUBER 2002, MELLERT et al. 1996).

Die Verjüngung der Waldbestände ist im Hinblick auf die Nitratauswaschung eine besonders kritische Phase, da Humusabbau und Nitratmobilisierung bei gleichzeitiger Unterbrechung des Verbrauchs durch die Pflanzendecke steigen. Nicht nur für Kahlschläge, sondern auch für Femelhiebe mit anfänglicher Entnahme größerer Baumgruppen und für großflächige Schirmschläge wurden erhöhte Nitratausträge nachgewiesen (WEIS 2002a, b). Offenbar steigt das Austragsrisiko mit der Größe der durch die Hiebsmaßnahmen verursachten Lücken im Kronendach (mehr Wärme und mehr Wasser als Transportmedium) und im Wurzelraum (root gaps; fehlende Nitrataufnahme durch die Wurzeln) (KÖLLING 2002, ROTHE et al. 1998).

Einen entscheidenden Einfluss auf die Nitratauswaschung hat die Bodenbedeckung durch die Vegetation, offenbar unab-

hängig davon, ob es sich um Bäume (Verjüngung) oder die Waldbodenvegetation bzw. Schlagflora handelt (KÖLLING 1993, MELLERT et al. 1998, WEIS 2002a, b). Ab Deckungsgraden von 40 bis 50 % ist nach Untersuchungen von MELLERT et al. (1998) mit einem nennenswerten Rückgang der Nitratkonzentration im Bodenwasser zu rechnen. Um auch bei kurzzeitigen und kleineren Störungen, wie Trockenstressepisoden oder Insektenfraß eine Überschussnitrifikation und einen entsprechenden Nitrataustrag zu verhindern oder einzuschränken, ist die Erhaltung und Förderung einer Krautschicht oder eines Unterstandes sehr hilfreich. Auch eine Vorausverjüngung hat sich im Hinblick auf eine Reduzierung der Nitratausträge als sehr wirksam erwiesen (ROTHE et al. 1998, 1999). Generell helfen lange Verjüngungszeiträume mit dosierten Hiebseingriffen das Nitrataustragsrisiko auch auf empfindlichen Standorten in Grenzen zu halten.

Die Bewirtschaftung stickstoffgesättigter Wälder unterscheidet sich daher zwangsläufig von den hergebrachten Regeln, die unter Stickstoffknappheit entwickelt worden sind. Grundsätzlich gilt es, Unterbrechungen in der Stickstoffaufnahme durch die Bäume, sei es durch Kalamitäten oder zu starke Hiebsmaßnahmen, nach Möglichkeit zu vermeiden. Die Stabilität der Wälder muss durch geeignete Baumartenwahl,

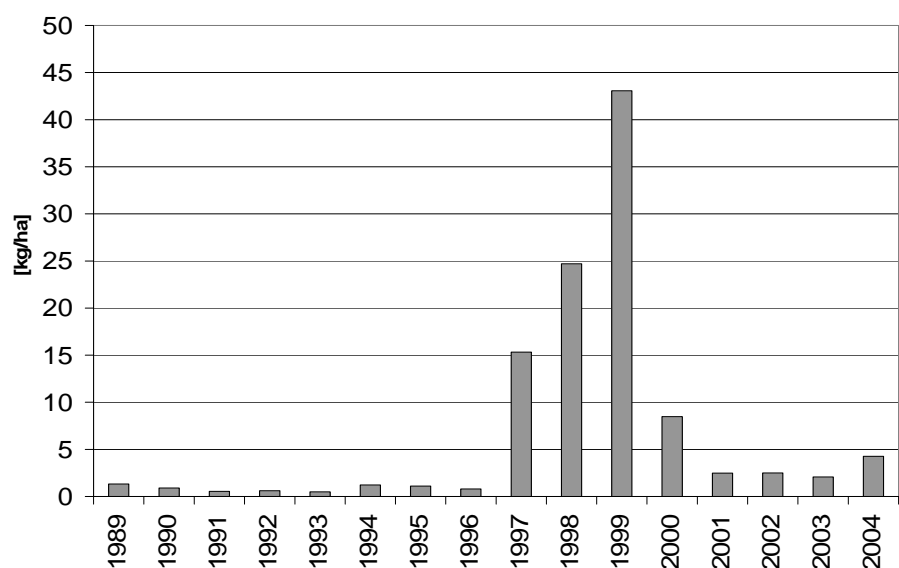
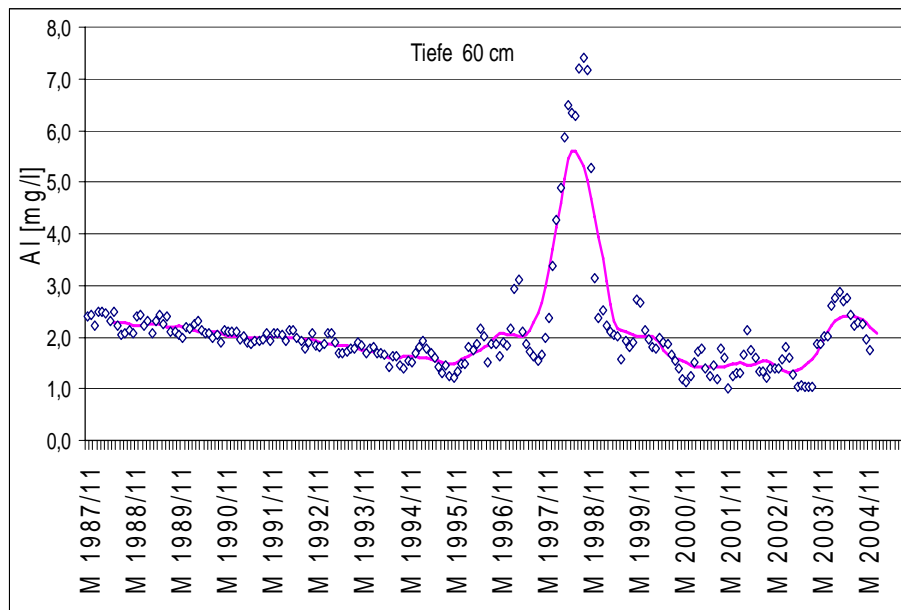


Abb. 19: Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Eichenökosystem der Level II-Fläche Merzalben

angemessene Waldpflege und integrierten Waldschutz gestärkt werden, um das Risiko ungewollter Kahllagen zu reduzieren. Die Verjüngung muss sehr behutsam und über lange Zeiträume erfolgen. Die Stickstoffspeicherung sollte durch den Aufbau von Mineralbodenhumus, beispielsweise durch die Erhaltung, Förderung und gegebenenfalls Einbringung von wurzelintensiven Laubbäumen mit leicht zersetzlicher Streu und die Erhaltung und Förderung einer standortsangepassten Bodenvegetation erhalten und nach Möglichkeit allmählich erhöht werden (BLOCK et al. 1997). Der Umbau von Nadelholzreinbeständen in laubbaumreiche Bestockung muss sehr behutsam erfolgen. So wurden beim Umbau von Kiefernreinbeständen in



**Abb. 20:** Aluminiumkonzentration im Sickerwasser aus dem unteren Wurzelraum des Eichenökosystems der Level II-Fläche Merzalben; durchgezogene Linie: gleitendes 12-Monatsmittel

Nordwestdeutschland temporär erhöhte Nitrataustritte festgestellt, die auf die Auflichtung des Kronendaches und die Anlage der Pflanzplätze für den Buchenunterbau zurückgeführt wurden (AHRENDTS et al. 2005).

## 8. Schlussfolgerung und Zusammenfassung

Stickstoffverbindungen aus Tierhaltung und Kfz-Verkehr sind die mit Abstand wichtigsten waldschädigenden Luftschadstoffe bundesweit und auch in Rheinland-Pfalz.

Die Emissionsraten sowohl der oxidierten als auch der reduzierten Stickstoffverbindungen sind bundesweit und in Rheinland-Pfalz seit den Maximalwerten in den 70er und Anfang der 80er Jahre gesunken. Allerdings hat sich dies bislang nicht in einer merklichen Verringerung der Stickstoffeintragsraten in die rheinland-pfälzischen Waldökosysteme niedergeschlagen.

Die Gesamtstickstoffdeposition überschreitet bereits in der Minimalabschätzung an allen Untersuchungsstandorten die ökosystemverträglichen Schwellenwerte (critical loads) um das 2 bis 5-fache.

Der Stickstoffeintrag führt in den Waldökosys-

temen zu Bodenversauerung, N-Eutrophierung und Nährstoffungleichgewichten. Aktuell sind zwei Drittel der Deposition potentieller Säure auf Stickstoffverbindungen zurückzuführen. An der Mehrzahl der Untersuchungsstandorte liegen die N/K-Verhältnisse in den Nadeln von Fichten und Kiefern im Bereich einer disharmonischen Ernährung. An einer erheblichen Zahl von Standorten ist bereits von einer Stickstoffsättigung (unzureichende N-Retention) mit einem erhöhten Nitrataustrag auszugehen.

Die in der EU-NEC-Richtlinie vorgesehene Emissionsminderung wird bei weitem nicht ausreichen, die Belastung unter die critical loads zu senken. Zum Schutz unserer Waldökosysteme und der Ressourcen Wasser und Atmosphäre sind daher über die bisherigen Planungen hinausgehende Emissionsminderungsmaßnahmen erforderlich.

Bei den oxidierten N-Verbindungen betrifft dies vor allem Maßnahmen im Verkehrsreich, aber auch Maßnahmen zur Energieeinsparung und zur verstärkten Nutzung alternativer Energieträger. Beim allerdings immer noch ständig steigenden Straßenverkehr sind zur Zielerreichung sehr effektive Maßnahmen erforderlich, wie beispielsweise eine beschleunigte Einführung von Brennstoffzellenfahrzeugen.

Bei den reduzierten Stickstoffverbindungen ist offenbar nur durch eine deutliche Rückführung der Viehbestandsdichte über eine reduzierte Nachfrage nach tierischen Produkten eine hinreichende Emissionsminderung zu erreichen. Dies setzt einen Bewusstseinswandel in der Bevölkerung voraus, auf den aktiv durch entsprechende Kampagnen hingearbeitet werden sollte.

Die verstärkte Produktion von Biogas aus Gülle birgt Chancen und Risiken im Bezug auf die

Ammoniakemission. Das Minderungspotential lässt sich gegenwärtig nicht sicher abschätzen. Mit waldbaulichen Maßnahmen lassen sich negative Effekte der Stickstoffüberfrachtung der Waldökosysteme zeitlich begrenzt herauszögern und mildern. Holznutzung ist in dieser Hinsicht durch den damit verbundenen Export und die langfristige Bindung von Stickstoff in den Produkten vorteilhaft. Vorgeschlagen wird ein auf Stabilität und Störungsarmut ausgerichteter Waldbau, der den Stickstoff nach Möglichkeit im System hält und die Speicherkapazität erhält oder erhöht.

Die Belastung unserer Waldökosysteme durch überhöhte atmogene Stickstoffeinträge ist ein bedeutendes Umweltproblem unserer Zeit. Daher müssen auch das Monitoring und die Forschung auf diesem Gebiet fortgesetzt und intensiviert werden.

### Danksagung

Der Autor dankt Herrn Prof. Dr. A. Roeder, Herrn Prof. Dr. F. Wiesler und Herrn Dr. M. Armbruster für die Durchsicht und wertvolle Anregungen zum Manuskript.

Erhebliche Teile der dieser Arbeit zugrunde liegenden Daten wurden im Rahmen des von der EU kofinanzierten Programms Forest Focus–Level II gewonnen.

## 9. Literatur

- AHRENDT, B., BÖTTCHER, J., DIJINISVELD, W.H.M. (2005): Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 62, 221-233
- ALEWELL, C., BREDEMEIER, M., MATZNER, E., BLANCK, K. (1997): Soil solution response to experimentally reduced acid deposition in a forest ecosystem. J. Environ. Qual. 26, 658-665
- ARMBRUSTER, M.; FEGER, K.-H.; ABIY, M.; (2003): Zeitliche Trends der Stoffflüsse in einem bewaldeten Wassereinzugsgebiet im Osterzgebirge. In: Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg und Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg (Hrsg.). Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 49, 153-166
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2003): Verminderung gasförmiger Emissionen in der Tierhaltung; 1-27 ([www.landwirtschaft.bayern.de](http://www.landwirtschaft.bayern.de))
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (BAYLFU) (2004): Umweltberatung Bayern-Ammoniak und Ammonium; 1-11 ([www.bayern.de/lfu/umwberat/index.html](http://www.bayern.de/lfu/umwberat/index.html))
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C-G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N (2000a): Critical Load für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.), Bonn, 1-71
- BECKER, R., BLOCK, J., SCHIMMING, C-G., SPRANGER, T., WELLBROCK, N. (2000b): Critical Load-Kalkulationen an Level II-Dauerbeobachtungsflächen. Forstarchiv 71. Jg., 2, 54-58
- BIEBER, E. (2004): EMEP-European Monitoring and Evaluation Programme. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umweltpolitik-Luftreinhaltung überwindet Grenzen – 25 Jahre Genfer Luftreinhalteübereinkommen. Berlin, 16-23
- BLOCK, J. (2002): Belastung des rheinland-pfälzischen Waldes durch die Ammoniak-Emission aus der Landwirtschaft. Forst und Holz 1/2, 10-15
- BLOCK, J., BOPP, O., BUTZ-BRAUN, R., WUNN, U. (1996): Sensivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bo-

- dendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilung aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz Nr. 35/96, 1-298
- BLOCK, J., ROEDER, A., SCHÜLER, G. (1997): Waldbodenrestauration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe, Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz. Allgemeine Forstzeitschrift / Der Wald 52(1997)1, 29-33
- BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT) (Hrsg.) (2003): Senkung von Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft-Programm der Bundesregierung. Berlin, 1-17
- BORKEN, W. (2005): Der Stickstoffhaushalt deutscher Waldökosysteme - eine tickende Zeitbombe? Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 62, 41-52
- BORKEN, W., MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci., 167, 277-283
- BOWDEN, W.B. (1986): Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: An assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets. Biogeochemistry 2, 249-279
- BREDEMEIER, M.; LAMERSDORF, N.; MURACH, D.; DOHRENBUSCH, A.; ALPHEL, J. (1999): Das Dach-Projekt Solling. Gesamtwertung des Ergebnisstandes. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 54 (1999) 2, 70-71
- BRUCKNER-SCHATT, G., PETERS, K., BAUER, G.A., SCHULZE, E.D. (1994): Reduzierter atmosphärischer Stickstoff: Emission, Immission, Deposition und oberirdische Aufnahme in ein Fichtenökosystem. Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 30-43
- BRUMME, R., BORKEN, W., FINKE, S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. Global Biogeochemical Cycles 13, 4, 1137-1148
- BUNDESAMT FÜR ERNÄHRUNG UND FORSTWIRTSCHAFT (1989): Emissionen von Ammoniak: Quellen – Verbleib – Wirkungen – Schutzmaßnahmen -, Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft, Frankfurt/Main, 1-104
- BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BERN (1987): Emissionen von luftverunreinigenden Stoffen aus natürlichen Quellen in der Schweiz. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 75, 1-15
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.) 2006): Geringere Abnahme der Luftbelastung mit Stickoxid als erwartet. Umwelt 1/2006, 38-39
- CLEMENS, J., AHLGRIM, H.J. (2001): Greenhouse Gases from Animal Husbandry. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 60: 287-300
- CLEMENS, J., BERGMANN, S., VANDRÉ, R. (2002): Reduced Ammonia Emissions from Slurry after Self-Acidification with Organic Supplements. Environmental Technology 29: 429-435
- DÖHLER, H., EURICH-MENDEN, B., DÄMMGEN, U., OSTERBURG, B., LÜTTICH, M., BERGSCHMIDT, A., BERG, W., BRUNSCH, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungszenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes. Texte 05/02, 1-184 + Anhang
- DRAAIJERS, G.P.J., ERISMAN, J.W., LÖVBLAD, G., SPRANGER, T., VEL, E. (1998): Quality and uncertainty aspects of forest deposition estimation using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report. TNO-; MEP-R98/093
- DURKA, W. (1994): Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von Waldquellen im Fichtengebirge (NO-Bayern). Dissertation. In: Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) (Hrsg.); Bayreuther Forum Ökologie, Band 11; Bayreuth, Selbstverlag
- EICHHORN, J., HAUSSMANN, T., PAAR, U., REINDS, G., VRIEDE, W. (2001): Assessments of Impacts of Nitrogen Deposition on Beech Forests: Results from the Pan-European Intensive Monitoring Programme. The Scientific World 1 (S2), 423-432
- EINERT, P., REICHEL, L. (1998): Erfassung und Untersuchung von atmogenen Einträgen in der Umgebung der Rindermastanlage Ferdinandshof unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffinputs. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol. 32, 7-11
- ENQUETE-KOMMISSION (1994): Schutz der grünen Erde. Klimaschutz durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder/[Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.)]. Bonn: Economica Verl., 1-702
- GAUGER, TH., KÖBLE, G. R., ANSHELM, G.F. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 1: Deposition Loads 1987-1989 und 1993-1995. Endbericht 29785079, Institut für Navigation der Universität Stuttgart, 1-140
- GAUGER, TH. (2003): Atmosphärische N-Einträge in Ökosysteme. (Vortragsskizzenfassung). UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 5-7
- GEHRMANN, J., ANDREAE, H., FISCHER, U., LUX, W., SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.), Berlin (Selbstverlag)
- GEHRMANN, J. (2000): Zur Deposition von Luftverunreinigungen in den Waldbeständen des Level II-Programms. Forstarchiv 71. Jg., 2, 36-39
- GENSOR, A., KÖLLING, C., MELLERT, K.-H. (2003): Die Nitratinventur in Bayern. Methodik und Ergebnisse. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 49, 101-114
- GESSLER, A., RENNENBERG, H. (2003): Wirkung erhöhter N-Depositionen auf die Ernährung und das Wachstum von Bäumen. (Vortragsskizzenfassung). UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 12-13
- GÖTTLEIN, A., BAUMGARTEN, M., HUBER, CH., WEIS, W., PAPAN, H., BUTTERBACH-BAHL, K., GASCHE, R. (2003): Femel- und Kahlhieb im Vergleich. Ökologie der Mischwaldbegründung in einem stickstoffbelasteten Fichtenbestand. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); LWF aktuell Nr. 41, 6-8
- HADWIGER-FANGMEIER, A., FANGMEIER, A., JÄGER, H.-J. (1992): Ammoniak in der bodennahen Atmosphäre – Emission, Immission und Auswirkungen auf terrestrische Ökosysteme. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des

- Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen und Waldschäden“ Nr. 28, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), 1-206
- HEINZE, M., BITTERLICH, S. (1994): Die Ernährung junger Waldbäume im Lee des Schweinezucht- und Schweinemastbetriebes Neustadt (ORLA) – Quaschwitz ein Jahr nach seiner Stilllegung. 10. Jahrestagung der Gesellschaft für Mineralstoffe und Spurenelemente e.V., Jena, 506-512
- HORVATH, B., MEESENBURG, H., MEIWES, K.J. (2005): Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 62, 47-52
- HUBER, C. (2002): Nitrat austräge nach Borkenkäferbefall in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); LWF aktuell Nr. 34, 30-33
- HUBER, C. (2003): Nitratbelastung des Sickerwassers nach Borkenkäferbefall in den Bergfichtenwäldern des Nationalparks Bayerischer Wald. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 49, 89-100
- INSTITUT FÜR ANGEWANDTE UMWELTFORSCHUNG (2006): Biogas. Katalyse Journal. [www.katalyse.de](http://www.katalyse.de)
- ISERMANN, K. (1988): Emission sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von  $\text{NH}_x$  aus der Landwirtschaft Westeuropas. Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten vom 27. bis 28. Sept. 1988 in der Wingst, 1-9
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (1995): Die Landwirtschaft als einer der Hauptverursacher der neuartigen Waldschäden. Allgemeine Forstzeitschrift 5, 268-276
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (2002a): Ausgangssituationen, Prognosen und Szenarien der Emissionen von  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NH}_3$  und  $\text{CO}_2$  in Deutschland vor dem Hintergrund tolerierbarer Immissionen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 98, 25-58
- ISERMANN, K., ISERMANN, R. (2002b): Tolerierbare und unvermeidbare Emissionen bzw. Verluste an Kohlenstoff (C, Humus), Stickstoff (N), Phosphor (P) [und Schwefel (S)] vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Tier-, Pflanzen- und Humanernährung. Vortrag zum 114. VDLUFA-Kongress am 16. bis 20. September 2002 in Leipzig. 1-11
- JANßen, E. (2003): Möglichkeiten zur Reduzierung der Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft. In: Hessen Forst, FIV - Forsteinrichtung, Information, Versuchswesen, Hann.Münden und Gießen(Hrsg.); Forschungsbericht Band 30, 44-60
- KÄTZEL, R., LÖFFLER, S. (1999): Stickstoff als Stressfaktor – aus der Sicht der Ökophysiologie. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 3, 33-37
- KAHLE, H-P., PÉREZ-MARTINEZ, P.J., SPIECKER, H., UNSELD, R., MELLERT, K., PRIETZEL, J., REHFUESS, K-E., STRAUßBERGER, R. (2002): Ursachen von Wachstumsveränderungen der Wälder in Europas – Konzeption, methodische Ansätze und erste Ergebnisse des EU-Projekts RECOGNITION, Jahrestagung 2002, Schwarzburg, vom 13.-15. Mai 2002, 227-239
- KIESE, R., BUTTERBACH-BAHL, K. (2003): Klimarelevanz erhöhter Stickstoffeinträge in Ökosysteme. (Vortragskurzfassung) UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 9-10
- KÖLLING, CH. (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. Allgemeine Forstzeitschrift 10, 513-517
- KÖLLING, CH. (1993): Die Zusammensetzung der Bodenlösung in sturmgeworfenen Fichtenforst (*Picea abies* (L.) Karst) – Ökosystemen. In: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (Hrsg.) Selbstverlag. Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, Nr. 133
- KÖLLING, CH. (1999): Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in den Wäldern Bayerns. Ergebnisse der Stoffhaushaltsuntersuchungen an den Bayerischen Waldklimastationen 1991 bis 1998. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Nr. 22: Freising, Selbstverlag
- KÖLLING, CH. (2002): Beeinflussen Durchforstungen die Nitratkonzentration des Sickerwassers? LWF aktuell Nr. 34, 25
- KÖLLING, CH., NEUSTIFTER H. (1997): Stickstoffeintrag in Wälder und Nitratkonzentration im Sickerwasser. Ergebnisse aus dem Messnetz der Bayerischen Waldklimastation. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 52, 20, 1107-1110
- KREUTZER, K. (1991): Einfluss von saurer Beregnung und Kalkung auf Ernährungszustand und Streufall von Altfichten. In: PRÖBSTLE, P. KREUTZER, KARL [Hrsg.]: Ökosystemforschung Höglwald: Beiträge zur Auswirkung von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenaltbestand, Forstwissenschaftliche Forschung; 39; 35-39
- KREUTZER, K., DESCHU, E., HÖSL, G. (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluss von Fichte (*Picea abies* [Karst]) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, 364-371
- LEHN, H., FLAIG, H., MOHR, H. (1995): Vom Mangel zum Überfluss: Störungen im Stickstoffkreislauf. GAIA 4, Nr. 1, 13-25
- LÖFFLER, S., KÄTZEL, R., SCHOPF, R. (2000): Wirkungen von Stoffeinträgen auf die Prädisposition der Kiefer. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 14, 740-741
- LWF (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2002): Stickstoff in Bayerns Wäldern. LWF aktuell Nr. 34, 1-44
- MATZNER, E., THOMA, E. (1983): Auswirkungen eines saisonalen Versauerungsschubes im Sommer/Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme. Allgem. Forst Zeitschrift (1983), Nr. 26/27, 677-682
- MATZNER, E., STUHRMANN, M., MANDERSCHIED, B. (1995): Wirkung von N-Einträgen auf Bodenprozesse des N-Haushalts von Waldökosystemen. UBA-Texte Nr. 28/95, 59-67
- MEESENBURG, H., DAMMANN, J., EVERS, J., SCHULZE, A., RADEMACHER, P., MINDRUP, M., KÖNIG, N., FORTMANN, H., EBEL, C., MEIWES, K.J. (2002). Forstliches Umweltmonitoring als Entscheidungshilfe für Forstwirtschaft und Umweltpolitik. Forst und Holz 57. Jg., 23/24, 707-712
- MEESENBURG, H., HORVÁTH, B., MEIWES, K.J. (2003): Stoffhaushalt von Waldökosystemen NW-Deutschlands unter

- hoher Stickstoffbelastung. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, 49, 57-70
- MEESENBURG, H., MOHR, K., DÄMMGEN, U., SCHAAF, S., MEIWES, K.J., HORVATH, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes - eine Synthese. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279, 95-108
- MELLERT, K.H., KÖLLING, CH., REHFUESS, K.E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. Forstwissenschaftliches Centralblatt 115, 6, 363-377
- MELLERT, K.H., KÖLLING, CH. (2006): Stickstoffsättigung - ein wachsendes Problem ohne Lösung? Forst und Holz, 61, 3, 95-98
- MEIWES, K.J., MEESENBURG, H., BARTENS, H., RADEMACHER, P., KHANNA, P.K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling – Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst und Holz 57, 13/14, 428-433
- MELLERT, K.H., KÖLLING, CH., REHFUESS, K.E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmkahlflächen in Bayern. Forstarchiv 69, 1, 3-11
- MELLERT, K.H., GENSIO, A., SPANGENBERG, A., RÜCKER, G., KUKUK, V., GMACH, U., RISS, M., KÖLLING, CH. (2002): Nitratinventur und Regionalisierung. Vom Punkt auf die Fläche. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.), LWF aktuelle Nr. 34, 15-20
- MELLERT, K.H., GENSIO, A., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, CH. (2005a): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern- Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. Waldoekologie online 2, 4-24
- MELLERT, K.H., BRENDL, J., GÖTTLEIN, A., KÖLLING, CH., RÜCKER, G. (2005b): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wäldern im Raum München- Regionalisierung auf der Basis von Satellitendaten und genesteter Stichproben. Waldoekologie online 2, 25-35
- MWVLW (Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz) (2003): Energiebericht 2003. [www.mwvlw.rlp.de/internet/-med/212](http://www.mwvlw.rlp.de/internet/-med/212)
- NAGEL, H.-D., GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen-Critical loads and levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer Verlag Berlin, 1-259
- ORTLOFF, W., SCHLAEPFER, R. (1996): Stickstoff und Waldschäden: eine Literaturübersicht. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 167. Jg., 9-10, 184-201
- OSTERBURG, B. (2002): Rechnerische Abschätzung der Wirkungen möglicher politischer Maßnahmen auf die Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft in Deutschland im Jahr 2010. Berichte der Bundesrepublik Deutschland nach Art. 6 der Richtlinie 2001/81/EG (NEC-Richtlinie) über die Emissionen von SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und NMVOC sowie die Maßnahmen zur Einhaltung der NECs. Umweltbundesamt, Texte 37/02, 1-22 + Anhänge
- PAPEN, H. (2003): Waldbodenmikrobiologie in Abhängigkeit von erhöhten Stickstoffeinträgen. (Vortragskurzfassung). UBA-Statuskolloquium „Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme“, UBA Berlin, 14-15
- ROSEN, KAJ (1998): Effects of biomass accumulation and forestry on nitrogen in forest ecosystems. In: NILSSON, J.: Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at skokloster, Sweden 1988. 269-293
- ROTHER, A. (1994): Auswirkungen auf Bodenchemie und Wasserqualität - saure Beregnung und Kalkung. Allg. Forst Zeitschrift 49, Nr. 14, 754-758
- ROTHER, A., KÖLLING, CH., MORITZ, K. (1998): Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. Der aktuelle Kenntnisstand. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 53, 6, 291-295
- ROTHER, A., BRANDT, S., HURLER, R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers am Beispiel des Eurasburger Forstes. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 54, 10, 531-533
- RUST, ST. (1999): Untersuchungen zum Trockenstress in unterschiedlich stickstoffbelasteten Kiefernbeständen in Nordostdeutschland. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 171. Jg., 4, 61-66
- SCHÄRER, B. (2004): Das Multikomponentenprotokoll und seine Vorläufer – Bekämpfung von Versauerung, Entrophierung und bodennahem Ozon. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umweltpolitik-Luftreinhalte überwindet Grenzen – 25 Jahre Genfer Luftreinhalteübereinkommen. Berlin, 16-23
- SCHULTE-BISPING, H., BRUMME, R., PRIESACK, E. (2003): Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. Journal of Geophysical Research 108, D4, 1-9
- SCHWEIGERT, P., VAN DER PLOEG, R.R. (2002): N-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland nach 1950: Fakten und Bewertung. Berichte über Landwirtschaft, Juli 2002
- SPANGENBERG, A., FAISST, G., KÖLLING, CH., MELLERT, K.-H. (2002): Das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern. Eine Schätzung „pi mal Daumen“. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising(Hrsg.); LWF aktuell Nr. 34, 9-14
- SPANGENBERG, A., KÖLLING, CH. (2001): Sind Bayerns Wälder stickstoffgesättigt? Neue Zusammenstellung von Forschungsergebnissen. Allgemeine Forstzeitschrift/Der Wald 56, 20, 1074-1076
- SPANGENBERG, A., KÖLLING, CH. (2003): Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. Water, Air and Soil Pollution 152, 1-23
- SPRANGER, T. (2000): Methodische Ansätze zur Ermittlung der Gesamtd deposition in Waldbeständen. Forstarchiv, 71. Jg., Heft 2, 39-41
- THOMAS, FM, BLANK, R. (1996): The effect of excess nitrogen and of insect defoliation on the frost hardiness of bark tissue of adult oaks. Ann. Sci. For. 53, 395-406
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (1995): Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 1-232
- UBA (UMWELTBUNDESAMT) (2002): Hintergrundinformation Ammoniak. Internetseite: [www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/situation\\_de](http://www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/situation_de) (Stand 17.04.2002)
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. Effects of Acid Rain on Forest Processes. Wiley-Liss. Inc. 1-50
- UMK/AMK-AG (1996): Stickstoff-Minderungsprogramm.

- Bericht der Arbeitsgruppe aus Vertretern der Umwelt- und der Agrarministerkonferenz, Niedersächsisches Umweltministerium (Hrsg.), 1-144
- VESTRENG, V., STØREN, E. (2000): Analysis of UNECE/EMEP Emission Data, MSC-W Status Report 2000, Norwegian Meteorological Institute, Research Note No 37, 1-62
- VOR, T. (1998): Stickstoffkreislauf in Bestandeslücken eines Buchenaltholzes. Tagungsbericht der 13. Arbeitstagung der Sektion Waldbau im DVFF vom 9. bis 11. September 1998 in Eberswalde, 125-130
- WEIS, W. (2002a): Beeinflusst der Standort den Nitrataustrag? Verjüngung von Fichtenaltbeständen. In: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (Hrsg.); LWF aktuell Nr. 34, 21-24
- WEIS, W. (2002b): Vergleichende Untersuchungen zum Stoffverlust in Waldökosystemen bei Verjüngung über Gruppenschirmstellung und Kleinkahlschlag. Abschlussbericht zu einem Forschungsprojekt der Bayerischen Staatsforstverwaltung. In: Technische Universität München, Fachgebiet Waldernährung und Wasserhaushalt, Freising
- WELLBROCK, N., SCHIMMING, C.G. (2005): Trends der atmosphärischen Deposition in Relation zu Sickerwasserausträgen in einem Buchenwaldökosystem (Level II-Fläche „Bornhöved“). Berichte Freiburger Forstliche Forschung. Heft 62, 1-13
- WERNER, B., GREGOR, H.-D. (1995): Die Ableitung von Wirkungsschwellen (Critical Loads) für den Stickstoffeintrag in Waldökosysteme als Element von Emissionsminderungsstrategien. Umweltbundesamt Berlin 21./22. November 1994, Texte 28/95, 172-182
- WGE (Working Group on Effects of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) (1999): International Programme on Mapping Critical Loads and Levels. Dezember 1999 (<http://www.oekodata.com>)
- WILPER, v. K., (2003): Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. Allg. Forst- und Jagdztg. 174, 2/3, 21-30
- WILPERT, v. K., ZIRLEWAGEN, D. (2001): Bodenversauerung und Entwicklung der Wasserqualität im bewaldeten Eingangsgebiet der Conventwald-Fallstudie. Berichte Freiburger Forstliche Forschung ,33, 123-137
- WILPERT, v. K., ZIRLEWAGEN, D. (2003): Indikatoren der N-Sättigung und des N-Austrags an BZE-Standorten im Schwarzwald. Berichte Freiburger Forstliche Forschung ,49, 125-136
- WOLFF, B., RIEK, W. (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996, Bd. 1 und 2. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn (Hrsg.), Eigenverlag BMELF
- WRIGHT, R.F., ALEWELL, C., CULLEN, J.M., EVANS, C.D., MARCHETTO, A., MOLDAN, F., PRECHTEL, A., ROGORA, M. (2001): Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive steams in Europe. Hydrol. And Earth Syst. Sci. 5 (3), 299-310
- WSL (EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT) (1997): Säure- und Stickstoffbelastungen – ein Risiko für den Schweizer Wald? Publikation zur Tagung „Forum für Wissen“ vom 14. März 1997 an der WSL in Birmensdorf. 1-100
- WULF, S., MAETING, M., CLEMENS, J. (2002): Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading: I. Ammonia Volatilization. Journal of Environmental Quality, 31: 1789-1794
- WULF, S., MAETING, M., CLEMENS, J. (2002): Application technique and slurry cofermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading: II. Greenhouse gas emissions. Journal on Environmental Quality, 31: 1795-1801