

Aus dem Institut für Agrarökologie

Henning Meesenburg
Ulrich Dämmgen
Karl Josef Meiwes

Karsten Mohr
Stefan Schaaf
Balazs Horváth

Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes : eine Synthese

Veröffentlicht in: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, S. 95-
108

Braunschweig

Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)

2005

8 Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese

H. Meesenburg, K. Mohr, U. Dämmgen, S. Schaaf, K.J. Meiwes, B. Horváth

8.1 Depositionen in Wälder im Weser-Ems Gebiet

Stickstoff (N) spielt eine zentrale Rolle im Stoffhaushalt von Wäldern. In vielen Gebieten Europas haben sie durch anhaltend hohe N-Einträge den Zustand der "Stickstoff-Sättigung" erreicht. Unter derartigen Bedingungen steht die Höhe des N-Eintrages der Wälder in einer komplexen Wechselwirkung mit den ökologischen Bedingungen, welche die Senken- und Quelleigenschaften der Bestände steuern.

Ziel der Untersuchungen im ANSWER-Experiment war es, die atmosphären N-Einträge in Wälder in einer agrarischen intensiv genutzten Region, wie es das Weser-Ems-Gebiet darstellt, raum- und standortsbezogen zu beschreiben. Dabei ging es um den Zusammenhang zwischen Immission und Deposition, um die Bestimmung der trockenen N-Deposition mit verschiedenen Verfahren, um die Abhängigkeit der trockenen Deposition von Bestandeseigenschaften sowie um die Wirkung der N-Einträge auf bestimmte Funktionen von Waldökosystemen. Das Untersuchungskonzept wurde so ausgerichtet, dass entsprechende Faktoren erfassbar und interpretierbar sind. Hierzu bedurfte es eines erheblichen technischen Aufwandes, der den experimentellen und räumlichen Gegebenheiten anzupassen war. Daten vollständig synchronisierter Messungen von den 4 Bestandesmessstellen liegen aus einem Zeitraum von etwa 18 Monaten vor.

Die Konzentrationsdaten für Ammoniak (NH_3) und Ammonium (NH_4) an den drei Kiefernstandorten Holdorf, Augustendorf und Sandkrug sowie dem Eichenstandort Herrenholz bestätigen die Kenntnisse über die relativ hohe atmosphärische Belastung der Region mit reduzierten N-Verbindungen, die vorwiegend landwirtschaftlicher Nutzung zuzurechnen sind. Am Standort Augustendorf, wo eine detaillierte Untersuchung der Immissionssituation durchgeführt wurde, wurden relativ hohe mittlere Konzentrationen von NO_2 , NH_3 und NH_4 gefunden. Die Konzentrationen von HNO_3 und HNO_2 lagen unterhalb von $1 \mu\text{g m}^{-3}$ N (vgl. SCHAAF *et al.* 2005b).

Die trockene Deposition wurde von reduzierten N-Spezies (NH_3 , NH_4) dominiert. Zusammen hatten sie einen Anteil von 69 % an der trockenen N-Deposition. Die oxidierten N-Formen (NO_3 , HNO_3 , NO_2 , und HNO_2) hatten einen Anteil von 31 %. Der hohe Anteil von NH_3 und NH_4 an der trockenen Deposition verdeutlicht das Versauerungspotenzial, das am Standort Augustendorf die N-Deposition für den

Waldboden mit sich bringt. Die Depositionsgeschwindigkeiten der einzelnen N-Komponenten deckten sich im Wesentlichen mit den in der Literatur angegebenen Werten für Nadelwälder.

Insgesamt betrug die mit dem mikrometeorologischen Verfahren in Augustendorf ermittelte trockene Deposition im Messzeitraum (2002/2003) $44 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N. Zusammen mit der nassen N-Deposition ($13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N) ergibt sich eine Gesamtdosition von $57 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N. Dem gegenüber wurden in der Kronentraufe Einträge von $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N gemessen. Der mit der Kronentraufemethode ermittelte N-Eintrag lag etwa 50 % niedriger als der Eintrag, der sich aus den mikrometeorologischen Messungen und der anschließenden Modellierung des N-Eintrages ergab. Dieser durch konventionelle Messungen nicht erfassbare Anteil der N-Aufnahmeraten im Kronenraum liegt höher als die Ergebnisse anderer Untersuchungen und Schätzungen (5 bis 40 %, HARRISON *et al.* 2000, GEHRMAN *et al.* 2001).

Die ermittelte kronenrauminterne N-Aufnahme von $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N ist angesichts der Raten anderer N-Flüsse im System sehr hoch. Messtechnisch bedingte Abweichungen von ± 10 % vom tatsächlichen Wert entsprechen beispielsweise der jährlichen N-Aufnahme der Bäume für die Bildung des Holzzuwachses von ca. $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Zur Beurteilung der Plausibilität bzw. möglicher Fehler der mit mikrometeorologischen Verfahren bzw. mit der Kronenraumbilanzierung ermittelten N-Eintragsraten können die gemessenen Flüsse anderer Elemente herangezogen werden.

8.2 Zur Vergleichbarkeit von mikrometeorologischen Stoffflussmessungen und Einträgen mit der Kronentraufe

Stoffflussmessungen mit mikrometeorologischen Mitteln unterscheiden sich von Bestandesniederschlags- bzw. Streufallmessungen hinsichtlich einer Reihe von Einflussgrößen. Die wichtigsten sind in **Tabelle 8.1** aufgeführt.

Eine Betrachtung von Stoffflüssen, die mit mikrometeorologischen Methoden und über Freiland- und Bestandesniederschlag erhalten wurden (**Abbildungen 8.1 und 8.2**) weist zunächst darauf hin, dass die unterschiedlichen Zeitskalen und Transportprozesse den Vergleich erschweren.

Während die in **Abbildung 8.1** wiedergegebenen Cl-Flüsse im Mittel von gleicher Größenordnung sind und sich mit den unterschiedlichen Retentionszeiten

im Bestand deuten lassen (negative Werte belegen diese Verzögerungen), lassen sich die N-Flüsse (**Abbildung 8.2**) nur deuten, wenn man neben dem Bestandesniederschlag auch das Laub als transportierendes Medium ("Vehikel") heranzieht; die im Laub gebundene N-Menge fehlt hier völlig. Dies setzt allerdings voraus, dass die N-Spezies anders als Cl ins Blatt inkorporiert werden.

Tabelle 8.1: Einflussgrößen bei mikrometeorologischen Stoffflussbestimmungen und dem Kronentraufverfahren

	mikrometeorologische Flüsse	Bestandes- und Freilandniederschlag, Streufall
zeitliche Auflösung	regelmäßig halbstündlich	ereignisabhängig (Niederschläge, Laubfall)
"Vehikel"	trockene Atmosphäre	Niederschläge, Laub
Durchtrittsfläche	in der Atmosphäre oberhalb des Bestandes	in der Atmosphäre oberhalb des Bodens
Reaktionen im Kronenraum	nicht erfasst	erfasst

Die Zeitreihen der beobachteten Flüsse lassen keinerlei Gemeinsamkeiten erkennen. Während die Flüsse im mikrometeorologischen Verfahren (**Abbildung 8.3**) wesentlich von Konzentrationen und atmosphärischer Turbulenz abhängen, sind die Bestandesniederschläge sehr von der Niederschlagsmenge abhängig (**Abbildung 8.4**). Die Einträge werden im Kronenraum zurückgehalten. Ein Teil wird offenbar auch verstoffwechselt und erst mit dem Streufall dem Boden bzw. den Sammlern zugeführt.

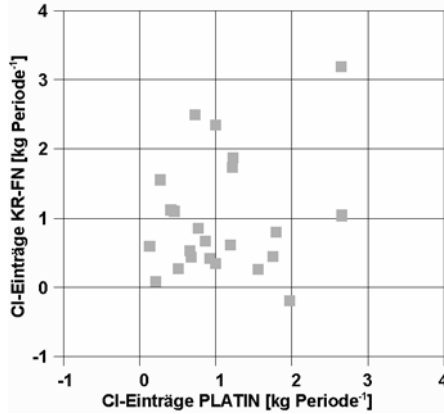


Abbildung 8.1: Vergleich der mit Hilfe des mikrometeorologischen Verfahrens bestimmten Cl-Einträge (PLATIN) mit denen aus der Kronenraumbilanz (KR-FN). Dauer der Perioden ungefähr 1 Monat.

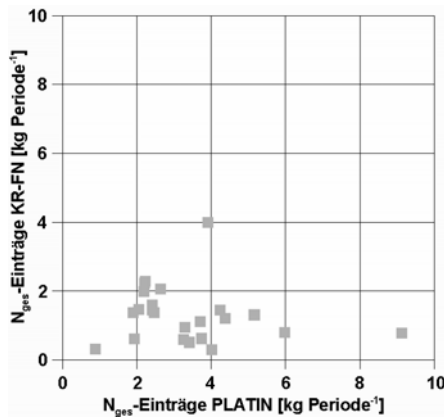


Abbildung 8.2: Vergleich der mit Hilfe des mikrometeorologischen Verfahrens bestimmten Gesamt-N-Einträge (PLATIN) mit denen aus der Kronenraumbilanz (KR-FN). Dauer der Perioden ungefähr 1 Monat. Als Gesamt-N wird bei PLATIN die Summe der Flüsse aller N-Spezies angesehen, bei der Kronenraumbilanz die der als Gesamt-N (Dumas-Verfahren) bestimmten Flüsse.

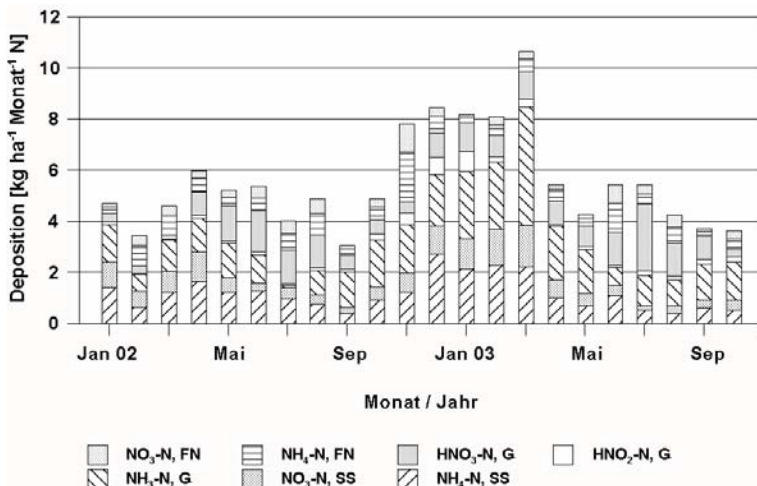


Abbildung 8.3: Zeitreihe der mit Hilfe mikrometeorologischer Verfahren bestimmten Einträge von N-Spezies. Abfolge der Spezies in der Legende von oben nach unten. FN: Freilandniederschlag; G: Gasphase; SS: Schwebstaub

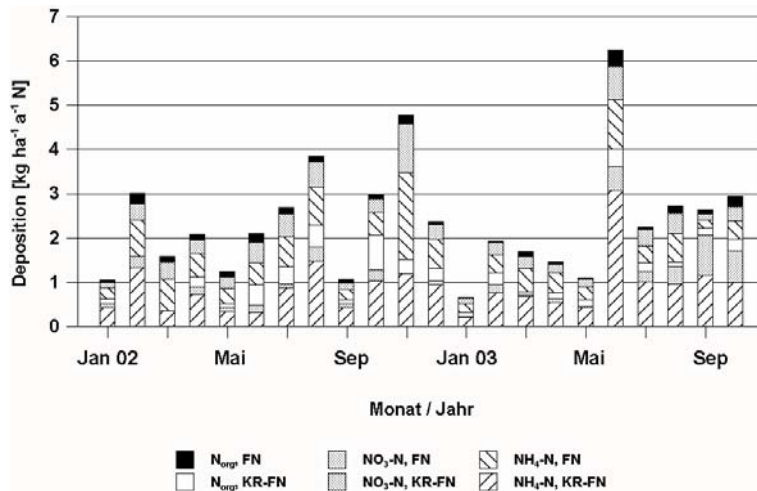


Abbildung 8.4: Zeitreihe der mit Hilfe der Kronraumbilanz bestimmten Einträge von N-Spezies ohne Berücksichtigung des Streufalls. Abfolge der Spezies in der Legende von oben nach unten. FN: Freilandniederschlag; KR: Bestandesniederschlag.

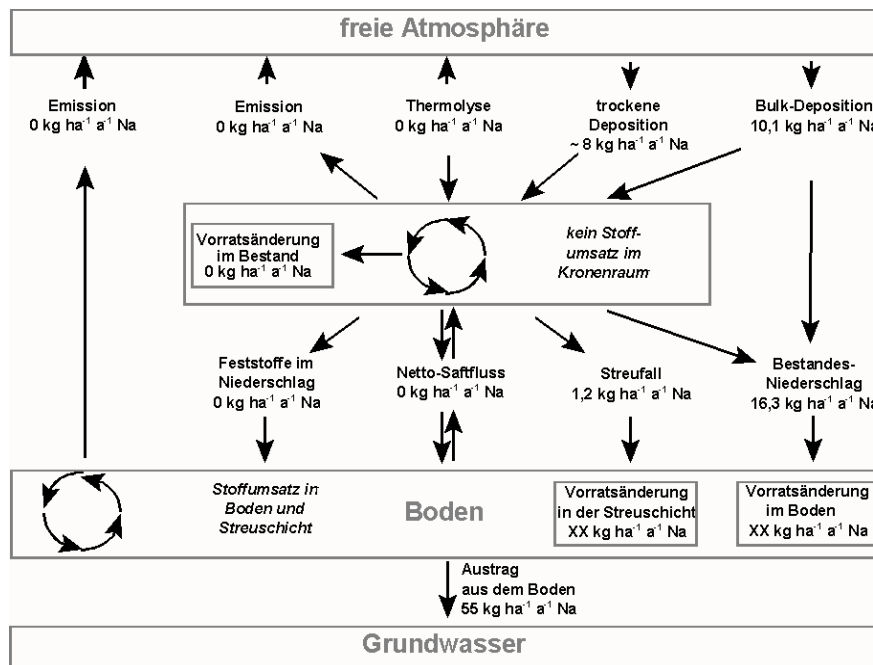


Abbildung 8.5: Na-Flüsse im Kiefernbestand AUKIW1 im Messzeitraum 2002/2003.

8.3 Elementeinträge am Standort Augustendorf

8.3.1 Natrium- und Chlorid-Deposition

Zur Plausibilitätskontrolle kommen für Na nur Flüsse in gelöster oder partikulärer Form in Betracht. Na-Flüsse mit gasförmigen Spezies existieren nicht. Der Kronenraum wird gegenüber Na als weitgehend inert angesehen: Kronenraumaufnahme oder Leaching sind ebenfalls zu vernachlässigen. Damit wird unterstellt, dass der Bestandesniederschlag die Gesamtdeposition von Na darstellt (ULRICH 1994).

Im Untersuchungszeitraum 2002/2003 wurde im Mittel eine Na-Bulk-Deposition von $10,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

gemessen (**Abbildung 8.5**). Die mikrometeorologisch ermittelte trockene Deposition lag bei $8,8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Mit dem Bestandesniederschlag gelangten im Mittel $16,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf den Waldboden. Im Vergleich zu der mikrometeorologisch ermittelten Gesamtdeposition von $18,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ist der Na-Eintrag mit dem Bestandesniederschlag somit um ca. 15 % niedriger. Die Differenz zwischen den beiden Verfahren liegt innerhalb der Fehlerschranken der Messungen (Bulk-Deposition 15 %, Dämmgen *et al.* 2000; Kronentraufe 20 %, DÄMMGEN *et al.* 2005; mikrometeorologische Messungen bei Na sicher 20 %). Somit kann die Übereinstimmung zwischen den beiden Verfahren als hinreichend angesehen werden.

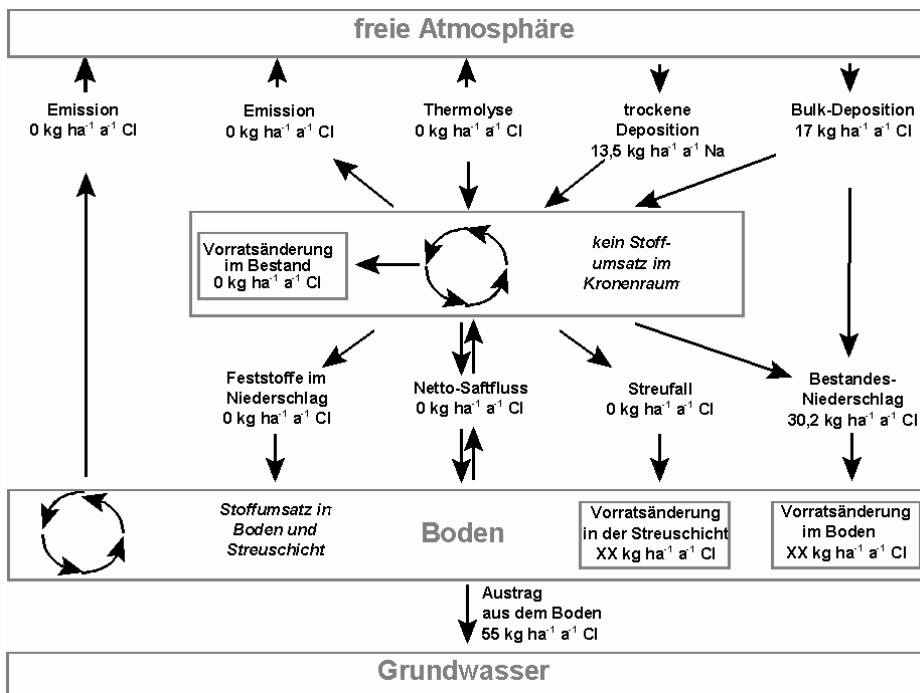


Abbildung 8.6: Cl-Flüsse im Kiefernbestand AUKIW1 im Messzeitraum 2002/2003 (Streufall: nicht gemessen).

Bezüglich Cl wird der Kronenraum ebenfalls als weitgehend inert angesehen. Im Unterschied zu Na ist für Cl jedoch auch eine gasförmige Deposition als HCl möglich.

Der Cl-Eintrag mit der Bulk-Deposition betrug im Mittel $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die mikrometeorologisch ermittelte trockene Deposition lag bei $13,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei hier die HCl-Deposition vernachlässigt wurde (Abbildung 8.6). Mit dem Bestandesniederschlag wurden im Mittel $30,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ transportiert, was sehr gut mit der mikrometeorologisch ermittelten Gesamtdeposition von $30,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ übereinstimmt.

Aus den Ergebnissen für Na und Cl kann gefolgert werden, dass das mikrometeorologische Verfahren die Partikel-Deposition zutreffend erfasst. Unter der Voraussetzung ähnlicher Partikelgrößen sollte auch die Partikel-Deposition anderer Stoffe hinreichend genau beschrieben werden.

8.3.2 Schwefel-Deposition

Die Bulk-Deposition von S betrug im Untersuchungszeitraum im Mittel $5,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Im Zeitraum 1994-2003 ist ein abnehmender Trend der S-Einträge zu verzeichnen. Die mikrometeorologisch ermittelte trockene Deposition betrug 2002/2003 im Mittel $11,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Damit ergibt sich eine S-Gesamtdeposition von $16,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, der ein S-Fluss mit dem Bestandesniederschlag von $9,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gegenübersteht. Die Differenz zwischen mittels mikrometeorologischer Verfahren und Kronenraumbilanzierung geschätzter Gesamtdeposition von 55 % liegt außerhalb

des Fehlerrahmens der Bestandesniederschlagsmessung von ca. $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (DÄMMGEN *et al.* 2005).

Eine mögliche Erklärung für die Diskrepanz ist die Aufnahme von S im Kronenraum, die bei ULRICH (1994) nicht berücksichtigt wird. Als Aufnahme-mechanismus kommt vor allem die stomatare Aufnahme von SO_2 in Frage (THOMAS 1991, SLOVIK *et al.* 1995). Die Detoxifizierung von SO_2 wird durch die Synthese organischer S-Verbindungen oder die Einlagerung von SO_4 in den Zellvakuolen erreicht, wobei letzterer Mechanismus nur unter hoher SO_2 -Immission von Bedeutung ist (SLOVIK *et al.* 1995). Bei mittleren SO_2 -Konzentrationen von über $20 \mu\text{g m}^{-3}$ bestimmten SLOVIK *et al.* (1995) jährliche SO_2 -Aufnahmeraten von ca. $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Da die SO_2 -Aufnahme direkt von der ambienten SO_2 -Konzentration abhängig ist, sind bei den in Augustendorf gemessenen SO_2 -Konzentrationen zwischen 1 und $4 \mu\text{g m}^{-3}$ SO_2 -Aufnahmeraten von mehr als $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ unwahrscheinlich.

Eine weitere potenzielle Senke für trockene S-Deposition ist der Transport von Feststoffen im Feinmaterial, das aufgrund der Filtration der Niederschlagsproben im Bestandesniederschlag nicht erfasst wird. Nach Schätzungen von LAMERSDORF & BLANCK (1995) für ein überdachtes Fichtenwaldökosystem beträgt diese Fraktion für S jedoch nur 3 bis 4 % des Bodeneintrags (Bestandesniederschlag + Streufall). Für das Kiefernökosystem in Augustendorf würde dieser Fluss damit weniger als $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen.

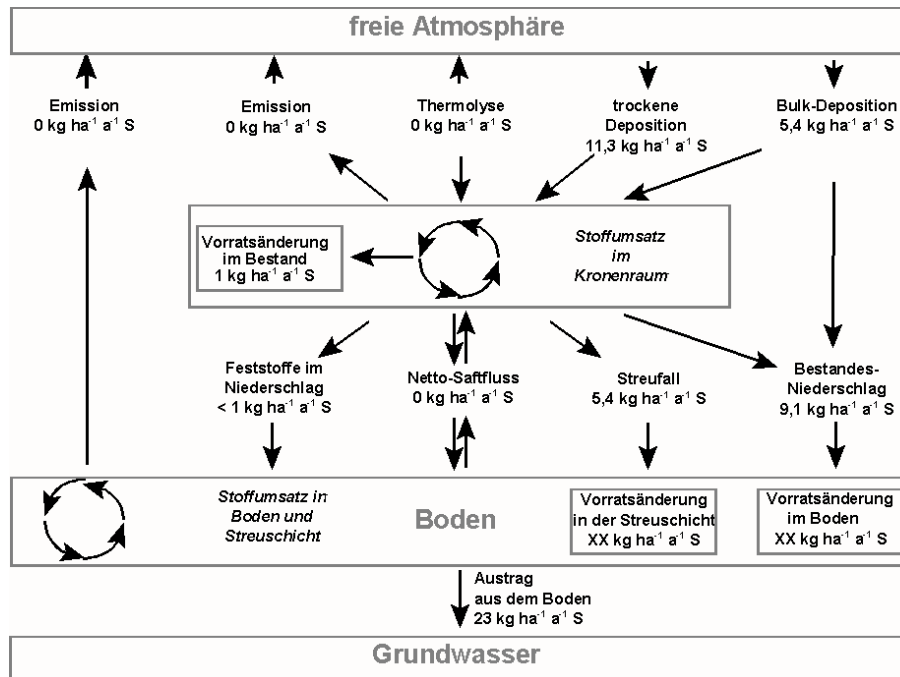


Abbildung 8.7: S-Flüsse im Kiefernbestand AUKIW1 im Messzeitraum 2002/2003

Die auf der Grundlage der mikrometeorologisch ermittelten S-Deposition erstellte atmosphärische S-Bilanz des Bestandes ist im Rahmen der Messgenauigkeit ausgeglichen (Abbildung 8.7). Ähnliches beobachteten auch BUTLER & LIKENS (1995) und DRAAIJERS *et al.* (1997). Für S-Spezies stimmen auch die großräumig modellierten und die mit Hilfe der Kronenraumbilanz bestimmten S-Einträge überein (ERISMAN & DRAAIJERS 2003).

8.3.3 Stickstoff-Deposition

Besonders deutliche Differenzen ergeben sich beim Vergleich der N-Deposition aus mikrometeorologischer Messung und Kronenraumbilanzierung. Der mit dem Inferenzialmodell PLATIN ermittelten Gesamtdosition von $57 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ steht ein N-Fluss mit dem Bestandesniederschlag von $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ gegenüber. Dieser liegt auf gleichem Niveau der mit den Kronenraum-Bilanzierungsmodellen von ULRICH (1994) bzw. DRAAIJERS & ERISMAN (1995) berechneten N-Gesamtdositionsraten von 30 und $32 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die nach diesen Modellen ermittelten kronenrauminternen Aufnahmeleistungen liegen zwischen 0 und $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$, nach PLATIN sind es $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$.

Das Phänomen, dass die mittels mikrometeorologischer Verfahren bestimmte N-Deposition höher liegt als aus Kronenraum-Bilanzierungen wurde auch an anderen Standorten beobachtet, so z.B. in einem Fichtenbestand im Solling (IBROM *et al.* 1995, MARQUES *et al.* 2001) und in einem Kiefernbestand bei Eberswalde (ZIMMERLING *et al.* 2000). Die Modellie-

rung des N-Eintrags mit dem IDEM-Modell ergab für den Kiefernbestand AUKIW1 in Augustendorf mit etwa $49,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ ebenfalls einen deutlich höheren N-Eintrag als die Kronenraumbilanzierung (SPRANGER, pers. Mittlg., Zeitraum 1994 - 1998).

Die Differenzen bei der Bestimmung der trockenen N-Deposition mit den eingesetzten Methoden (Kronentraufmessungen, Kronenraumbilanzierung, mikrometeorologische Messungen) zeigen, dass die vorliegenden Daten zu den N-Einträgen in die Wälder mit Unsicherheiten behaftet sind. Bei der Bewertung der Eintragsraten müssen einerseits die Unsicherheiten der Messmethoden betrachtet, andererseits möglicherweise nicht gemessene N-Flüsse identifiziert werden. Außerdem können Ungenauigkeiten in der Bestimmung der Bestandesparameter auftreten, die zu Fehlern der modellierten Depositionsraten führen. Die Modellierung der Deposition mit um ca. 10 % abweichenden Werten für die verwendeten Bestandesparameter bzw. die Konzentrationen von NH_3 und NH_4^+ ergaben Abweichungen bei den N-Flüssen im Bereich von 10 %. Diese Fehler reichen nicht aus, um die Differenz von 50 % zu den Werten der Kronentraufmessungen zu erklären. Auf der Grundlage der räumlichen Wiederholungen kann für den Bestandesniederschlag ein Fehler von unter 20 % der N_{ges} -Flüsse ($\alpha = 5 \%$) angegeben werden (DÄMMGEN *et al.* 2005).

Da die Deposition von Na, Cl und S mit PLATIN und beiden Kronenraum-Bilanzierungsmodellen annähernd übereinstimmend geschätzt bzw. erklärt wurde, können die Differenzen zwischen den methodisch unterschiedlich ermittelten N-Einträgen auf die ge-

genüber Na, Cl und S stärkeren Interaktionen zwischen N und dem Kronenraum zurückgeführt werden. Auch könnte die größere Bedeutung gasförmiger N-Depositionen zur Erklärung der Differenzen beitragen.

Die Kronenraumbilanzierung nach ULRICH (1994) erlaubt bezüglich der N-Flüsse nur konservative Schätzungen, da grundsätzlich die N-Aufnahme im Kronenraum und gasförmige N-Depositionen nur als Netto-Flüsse berechnet werden (MEESENBURG *et al.* 2003, SCHAAF & MEESENBURG 2005). Demgegenüber berechnet das Draaijers-Modell (DRAAIJERS & ERISMAN 1995) die NH_4 -Aufnahme unabhängig von der Deposition anderer N-Spezies. Allerdings werden in diesem Modell nur die NH_4 -Flüsse im Austausch mit Nährstoff-Kationen betrachtet. Die stomatare Aufnahme gasförmiger N-Spezies oder die Aufnahme von NO_3 wird nicht berücksichtigt, obwohl beides prinzipiell nachgewiesen ist (STULEN *et al.* 1998, HARRISON *et al.* 2000, GEBLER *et al.* 2002).

Die vergleichsweise geringen Raten der N-Deposition nach der Kronenraumbilanzierung und der Kronentraufmessung geben Anlass zu der Frage, ob bei diesem Messverfahren bestimmte Eintragspfade nicht erfasst werden. Eine N-Fraktion, die nicht berücksichtigt wird, ist der partikulär (< ca. 1 mm und > ca. 10 μm) gebundene Stickstoff (PON). LAMERSDORF & BLANCK (1995) schätzen für einen

Fichtenbestand im Solling den verminderten N-Eintrag durch eine Dachkonstruktion und herausfiltriertes Feinmaterial auf 14 bis 21 % der N-Flüsse mit dem Bodeneintrag (Bestandesniederschlag + Streufall). Bezogen auf das Kiefernökosystem in Augustendorf entspricht dies einem zusätzlichen Eintrag von 13 bis 19 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$. Unterstellt man, dass die PON-Flüsse nicht oder nicht vollständig erfasst werden, bleibt trotzdem die Frage, welcher Anteil den internen Flüssen und welchen den externen Flüssen zugerechnet werden muss.

Ein Vergleich der N-Einträge mit den übrigen N-Flüssen im Waldökosystem und mit Daten anderer Untersuchungen erlaubt ebenfalls eine Plausibilitätsprüfung. Diese bietet die Zusammenstellung der Messwerte zu einer Bilanz, wie sie in **Abbildung 8.8** vorgenommen wird. Summiert man die mit Hilfe der mikrometeorologischen Messungen gewonnenen Einträge sowie die Bulk-Deposition und veranschlagt man die Verluste durch Thermolyse auf etwa 2 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, so ergibt sich eine im Kronenraum verfügbare N-Menge von etwa 55 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$. Im Holz werden etwa 5 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}$ festgelegt. Die Austräge aus dem Kronenraum zum Boden addieren sich zu etwa 107 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, wovon der größte Anteil mit dem Streufall zu Boden gelangt (**Abbildung 8.8**).

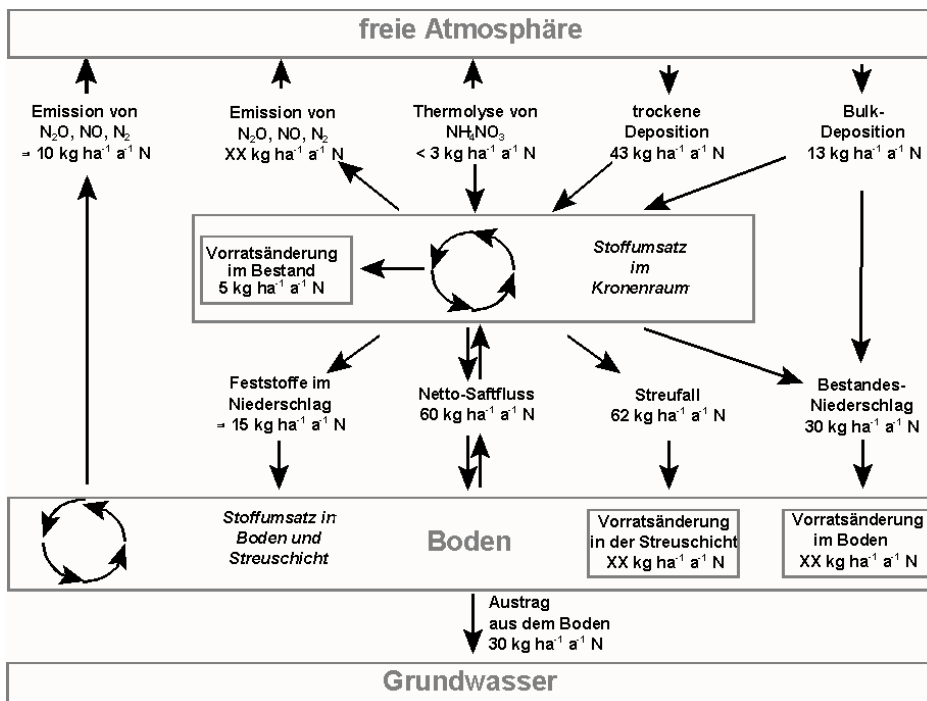


Abbildung 8.8: N-Flüsse im Kiefernbestand AUKIW1 im Messzeitraum 2002/2003.

Es gibt Grund zur Annahme, dass mit dem Saftfluss nur diejenige N-Menge aus der Wurzel in die Krone transportiert wird, die dort nicht aus den atmosphärischen Einträgen verfügbar ist (RENNENBERG *et al.* 1998, RENNENBERG & GESSLER 1999). Ein aufwärts gerichteter N-Transport mit dem Saftfluss von etwa $57 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ würde den Bedarf der Krone decken. Austräge ins Grundwasser am Standort Augustendorf von $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und gasförmige Verluste aus dem Boden in der Größenordnung von $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. RENNENBERG *et al.* 1998) hätten zur Folge, dass nur kleine Mengen in der Streuschicht und im Boden festgelegt oder aus ihnen freigesetzt würden. Da stoffliche Vorratsänderungen im Boden erst im Laufe von mehreren Dekaden quantifizierbar sind, liegen hierzu noch keine verlässlichen Daten vor.

Direkte Untersuchungen zur Stickstoff-Aufnahme durch den Bestand mittels ^{15}N -Technik weisen Stickstoffaufnahmeleistungen in der Größenordnung von 1 bis $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N aus (BRUMME *et al.* 1992, EILERS *et al.* 1992, GARTEN *et al.* 1998, HARRISON *et al.* 2000). ^{15}N -Studien erfassen i.d.R. jedoch nur die N-Aufnahme aus der nassen Deposition. Nach HARRISON *et al.* (2000) ist die gasförmige N-Aufnahme zwar meist geringer als die Aufnahme aus der flüssigen Phase, aber dennoch quantitativ bedeutsam.

Die Aufnahme reduzierter N-Spezies ist sowohl aus der Gasphase wie aus der flüssigen Phase bedeutsamer als die oxidierte N-Spezies. Die gasförmige Aufnahme ist linear abhängig von der Immissionskonzentration der N-Spezies (GEBLER *et al.* 2002), woraus sich für den Standort Augustendorf eine weit aus größere Bedeutung der Aufnahme von NH_3 gegenüber der von NO_2 ergibt. Die in diesem Vorhaben durchgeführten Modelluntersuchungen zur NH_4 -Aufnahme aus der flüssigen Phase lassen vermuten, dass ein Teil der Aufnahme über die Rinde feiner Zweige erfolgt (MOHR *et al.* 2005).

Auch der Auflagehumus kann NH_3 absorbieren, ein Fluss, der bei der Kronentraufemessung und der Kronenraumbilanzierung nicht berücksichtigt wird. Im Höglwald, wo die NH_3 -Konzentrationen im Mittel von 2,2 bis $2,9 \mu\text{g m}^{-3}$ NH_3 reichten (HUBER & KREUTZER 2002), wurde von HUBER *et al.* (2002) auf der Basis von Labor- und Feldmessungen die NH_3 -Deposition auf den Boden mit 10 bzw. $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N für einen nicht gekalkten bzw. gekalkten Fichtenbestand und mit $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N für einen Buchenbestand beziffert. In Augustendorf betragen die NH_3 -Konzentrationen im Kronenraum im Mittel $4,5 \pm 1,8 \mu\text{g m}^{-3}$ NH_3 (Mittelwert \pm Standardabweichung). Hier wurde mit dem PLATIN-Modell eine NH_3 -Gesamtd deposition von $16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N ermittelt.

Sowohl die NH_3 -Konzentrationen wie auch die NH_3 -Gesamtd deposition lassen die Vermutung zu, dass in Augustendorf die NH_3 -Deposition auf dem Auflagehumus in einer Größenordnung liegt, die zur Erklä-

rung der Differenz der Gesamt-N-Deposition zwischen mikrometeorologischem Verfahren und Kronentraufemessung quantitativ beiträgt.

Unterstellt man für die Kronentraufverfahren einen Minderbefund von jeweils bis zu $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ durch Nichtberücksichtigung von PON und die N-Aufnahme im Kronenraum bzw. Absorption im Auflagehumus, kann die Differenz von $27 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zwischen den beiden Verfahren zur Bestimmung der trockenen N-Deposition erklärt werden. Allerdings geben diese Größen jeweils die Obergrenzen der in der Literatur genannten Werte an. Vor dem Hintergrund der gefundenen Diskrepanz der mittels verschiedener Verfahren ermittelten N-Depositionen werden weitere experimentelle Untersuchungen zur Klärung der offenen Fragen für notwendig gehalten. Diese sollten die Erfassung der PON-Flüsse, die Quantifizierung der N-Aufnahme im Kronenraum auf Bestandesebene, die Emission gasförmiger N-Spezies aus dem Boden und der Phyllosphäre sowie die Deposition von NH_3 auf dem Boden beinhalten.

8.4 Übertragbarkeit der ermittelten Stickstoff-Einträge und -Bilanzen

8.4.1 Zeitliche Repräsentativität

In der vorliegenden Studie wurden die N-Einträge in Kiefernökosysteme (Augustendorf, Holdorf und Sandkrug) für einen 2-jährigen Zeitraum ermittelt. Anhand der Ergebnisse, die von diesen Standorten aus Kronentraufmessungen längerer Zeitreihen resultieren, wird die zeitliche Repräsentativität der Untersuchungsergebnisse deutlich. Während das Jahr 2002 höhere Niederschläge als im langjährigen Durchschnitt hatte, lagen sie im Jahr 2003 unter dem Durchschnitt. Im Mittel wurden in der Messphase des Vorhabens jedoch durchschnittliche Witterungsverhältnisse berücksichtigt.

Mit den N-Einträgen im Projektzeitraum werden die in Augustendorf ermittelten N-Einträge auch des länger zurückliegenden Zeitraumes quantitativ gut repräsentiert. In Sandkrug und Holdorf setzte sich dagegen der abnehmende Trend der letzten Jahre fort. Bestätigt wird dieser Trend durch den Rückgang der NH_x -Konzentrationen in der Luft in den Messjahren 1996-1998.

Die mit relativ hohem Aufwand durchgeführten mikrometeorologischen Messungen in Augustendorf erfolgten in einer Periode, in der über den Bestandesniederschlag keine ungewöhnlichen N-Mengen in den Boden eingetragen wurden. Auch aufgrund der Tatsache, dass seit Beginn der Depositionsmessungen in Augustendorf (1994) keine grundlegende Änderung der Standortverhältnisse, insbesondere der Bestandesstruktur und der meteorologischen Bedingungen eintraten, kann ebenfalls für das Niveau der mikrometeorologisch ermittelten N-Einträge eine retrospektiv

über den Messzeitraum hinausgehende Repräsentativität angenommen werden.

8.4.2 Räumliche Repräsentativität auf lokaler Ebene

Für Fragen der Landesplanung, des Boden- und Grundwasserschutzes und der forstlichen Bewirtschaftung spielt neben der zeitlichen Entwicklung die räumliche Verteilung der Stickstoff-Einträge eine ebenso große Rolle. Für die Ermittlungen flächendeckender Verteilungen der atmosphärischen Stoffeinträge bieten sich prozessorientierte Modelle oder geostatistische Verfahren an. Für die Kartierung der atmosphärischen Stoffeinträge in der Bundesrepublik Deutschland wurde von GAUGER *et al.* (2002) eine Kombination von beiden Ansätzen verfolgt. Ein weiterer möglicher Weg für eine Regionalisierung von N-Depositionen in Waldbeständen in einem Raum mit einheitlicher Immissionsituation ist die Verwendung empirischer Beziehungen zwischen Bestandesstrukturen und den Depositionsraten. Bestandesstrukturparameter liegen flächendeckend z.B. in Forsteinrichtungswerken vor. Zusammenhänge wurden z.B. zwischen der Depositionshöhe und Baumarten gefunden (ROTHER *et al.* 2002).

Die Untersuchung von Eichen-, Kiefern- und Fichten-/Douglasienbeständen unterschiedlichen Alters im Raum Augustendorf zeigte, dass die Bestandeshöhe und der Derbholzvorrat einen größeren Einfluss auf die N-Deposition hatten als die Baumart. In den Altbeständen waren die N-Flüsse in der Kronentraufe um den Faktor 2 höher als in den Jungbeständen (MOHR *et al.* 2005).

An anderen Standorten wurden dagegen deutliche Unterschiede zwischen den Baumarten gefunden. So wurden im Solling in dem dort untersuchten Fichtenaltbestand um den Faktor 1,5 höhere N-Einträge als in dem benachbarten Buchenbestand, in einem Kiefernaltbestand in der Lüneburger Heide um den Faktor 1,3 höhere N-Einträge als in einem vergleichbaren Eichenaltbestand gemessen (MEESENBURG *et al.* 1995).

Einen Einfluss der Bestandeshöhe auf die trockene Deposition zeigen auch die Untersuchungen von KUES (1984) an unterschiedlich hohen Buchenbeständen im Göttinger Wald (Mittelhöhe von 3,5 bis 28 m). In den Altbeständen war die S-Deposition um den Faktor 1,8 höher als in dem jüngsten Bestand. Auch an diesen Untersuchungen wird ersichtlich, dass die Struktur der Bestände vermutlich von größerer Bedeutung für die Höhe der Stoffeinträge als die Baumart ist.

Die im ANSWER-Projekt gefundenen Beziehungen zwischen Bestandesstrukturparametern und Stoffeinträgen ermöglichen eine Übertragung der Messergebnisse auf Flächen ohne Messungen, da einzelne Bestandesstrukturparameter aus Forsteinrichtungswerken flächendeckend für Wälder vorliegen (**Abbildung 8.9**). Für die N-Flüsse erwiesen sich die Be-

standesparameter Derbholzvolumen und Bestandeshöhe als die besten Prädiktoren. Dies gilt bei geringerer Güte der Anpassungen auch für SO_4 und Cl.

8.4.3 Räumliche Repräsentativität auf regionaler Ebene

Ein weiteres Ziel sollte die Abschätzung des regionalen Gültigkeitsbereichs der im Raum Augustendorf (Landkreis Cloppenburg) ermittelten Untersuchungsergebnisse zum Bestandeseinfluss auf die N-Flüsse sein. Hinweise hierzu geben die Daten der Standorte Sandkrug (Landkreis Oldenburg) und Holdorf (Landkreis Vechta). Trotz einer Entfernung von ca. 40 bis 70 km waren die mittleren N-Einträge der letzten Jahre in den Waldböden der 3 Kiefernstandorte sehr ähnlich. Eine Ausnahme bildete das Untersuchungs-jahr 2003, das sich durch sehr niedrige und heterogen verteilte Niederschlagsmengen von den Vorjahren unterscheidet. Die regionalen Unterschiede der über den Beständen gemessenen NH_3 -Konzentrationen (Augustendorf: $8,8 \mu\text{g m}^{-3}$, Holdorf: $8,6 \mu\text{g m}^{-3}$, Sandkrug: $5,8 \mu\text{g m}^{-3}$) kommen im NH_4 -Kronentraufefluss möglicherweise auch deshalb nur schwach zum Ausdruck.

Die ermittelten N-Flüsse in der Kronentraufe der Standorte Holdorf und Sandkrug reihen sich auch recht gut in die im Raum Augustendorf und Herrenholz gefundenen Beziehungen zu bestandesstrukturellen Parametern ein. Damit erscheint eine Übertragbarkeit der Ergebnisse zumindest auf den Raum, der durch das Polygon Sandkrug, Herrenholz, Holdorf und Augustendorf gebildet wird, möglich zu sein. Allerdings wurde die Dimension der kronenrauminternen N-Aufnahmeraten an den Untersuchungsstandorten (Holdorf, Sandkrug und Herrenholz) nicht mikrometeorologisch ermittelt, so dass über deren räumliche Übertragbarkeit keine sicheren Aussagen getroffen werden können. Einflüsse lokaler Emissionsquellen und Waldrandeffekte sollten zusätzlich berücksichtigt werden (DRAAIJERS *et al.* 1988, MOHR 2001, SPANGENBERG 2002).

Im Gegensatz zu den N-Flüssen im Kronenraum unterscheiden sich die längerfristig betrachteten Stickstoffbilanzen der Kiefernbestände Augustendorf, Holdorf und Sandkrug erheblich. Kennzeichnend hierfür sind die sehr unterschiedlichen N-Austragsraten zwischen etwa $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Sandkrug und $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Augustendorf. Auch in der zeitlichen Entwicklung der NO_3 -Austräge differieren die drei Untersuchungsstandorte: In Augustendorf stiegen die NO_3 -Konzentrationen diskontinuierlich an und betrugen in den Jahren 2002/2003 mit über $90 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3$ nahezu das Doppelte des Trinkwassergrenzwertes. In Holdorf und Sandkrug sind die Nitratkonzentrationen im Verlauf der Jahre (1997 bis 2003) zurückgegangen und betrugen mit 10 mg l^{-1} bzw. 2 mg l^{-1} nur ein Bruchteil des Grenzwertes in Höhe von 50 mg l^{-1}

NO₃. Eine mögliche Ursache für die erhöhten N-Austräge in Augustendorf könnte die dort durchgeführte Kompensationskalkulation sein.

Die aus den Flussmessungen ermittelte N-Bilanz liegt bei den drei untersuchten Kiefernökosystemen zwischen einer ausgeglichenen Bilanz (Augustendorf) und einer Akkumulation von N (Sandkrug, Holdorf, siehe MOHR *et al.* 2005, Tab. 7.7). Dies liegt im Rahmen der Ergebnisse anderer Untersuchungen (BLOCK *et al.* 2000, DE VRIES *et al.* 2001) und kann mittels unabhängiger Messgrößen (z.B. periodische Inventuren) nicht überprüft werden.

8.5 Effekte erhöhter Stickstoff-Einträge auf Wald-ökosysteme und benachbarte Ökosysteme

Die große Bedeutung des Baumbestandes für den N-Haushalt ließ sich im ANSWER-Projekt hinsichtlich des N-Eintrages über die Kronentraufe klären. Die N-Akkumulation im Bestand und in der Bodenvegetation kann ebenfalls abgeschätzt werden (BERGMANN 1998, RADEMACHER *et al.* 1999, BOLTE *et al.* 2004). Trotz zahlreicher Untersuchungen über die ökophysiologischen Auswirkungen von erhöhten N-Einträgen auf Waldökosysteme gibt es aber immer

noch beträchtliche Wissenslücken (ABER 2002). Mögliche Auswirkungen auf Waldbäume sind ein erhöhtes Sprosswachstum bei vermindertem Wurzelwachstum, eine reduzierte Frostresistenz, erhöhter Schädlingsbefall und Nährstoffungleichgewichte (MEIWES *et al.* 1999).

Nach den mikrometeorologischen Messungen erfolgt ein großer Teil dieser N-Aufnahme außerhalb der Vegetationszeit. In diesen Monaten stellen Kiefernwälder der temperaten Regionen überwiegend eine C-Quelle dar (DOLMAN *et al.* 2002). Somit dürfte der größte Anteil des im Kronenraum adsorbierten Stickstoffs in dieser Periode wegen mangelnder Photosyntheseleistung nicht assimilatorisch gebunden, sondern als Aminosäuren oder Amide im Pflanzengewebe zwischengelagert, mit Beginn der Vegetationsperiode transloziert und dem Pflanzenwachstum zur Verfügung gestellt werden (PEARSON *et al.* 2002). Diese räumliche und zeitliche Entkopplung der internen N-Flüsse und -Wirkungen stellt ein nahezu unlösbares Problem der Überprüfung ermittelter Eintragsraten und daraus kurz-/mittelfristig abzuleitender Dosis-Wirkungen dar.

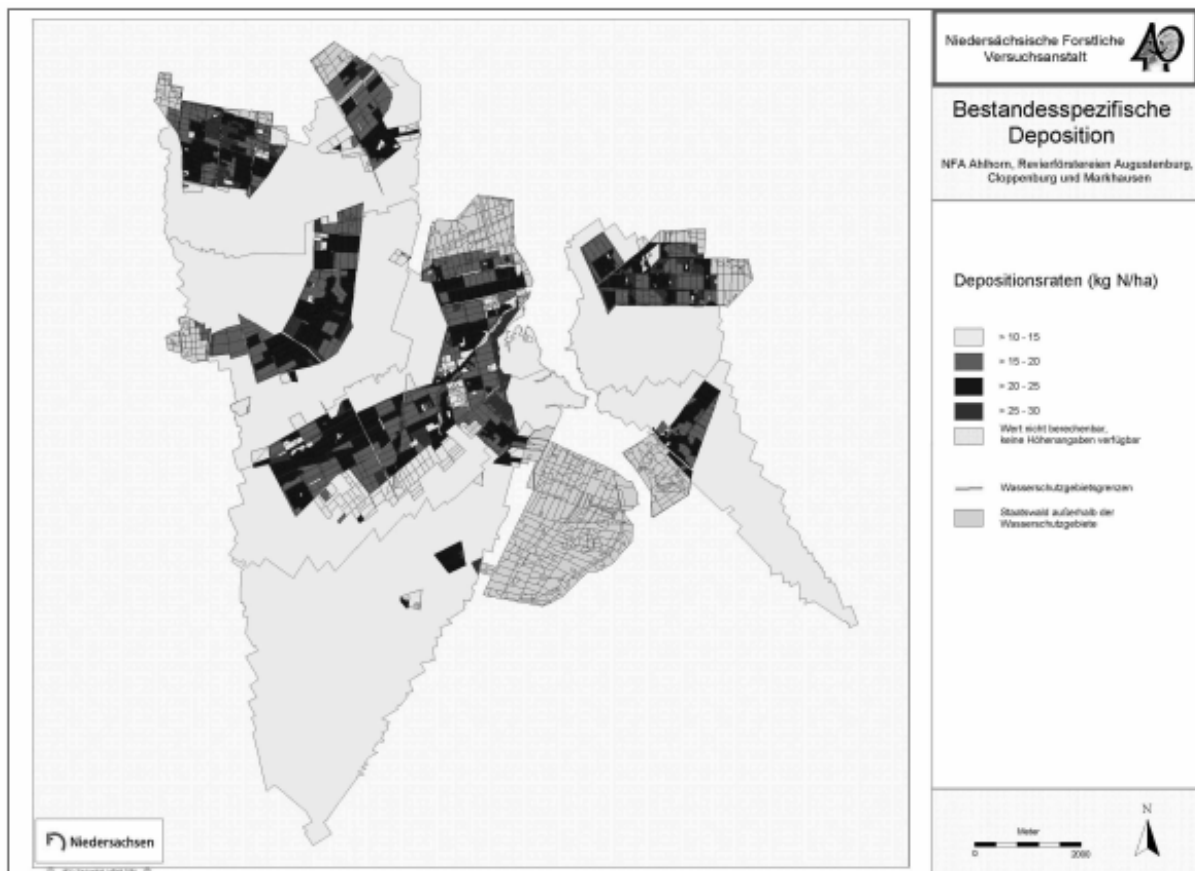


Abbildung 8.9: Karte der N-Bestandsdepositionen für die Landesforsten im Wasserschutzgebiet Thülsfelde (Augustendorf), berechnet mittels der Beziehung zwischen N-Deposition und Bestandesoberhöhe (siehe MOHR *et al.* 2005).

Die N-Aufnahme im Kronenraum kann zu einer reduzierten N-Aufnahme über die Wurzeln führen (STULEN *et al.* 1998 und dort zit. Lit., HARRISON *et al.* 2000). Eine solche räumliche Entkopplung der Nährstoffaufnahme kann wiederum eine gleichzeitig reduzierte Aufnahme von Nährstoffkationen (K, Mg, Ca) bewirken, was letztlich zu Imbalancen der Nährstoffversorgung führt. Die Mg-N- und K-N-Verhältnisse in den Nadeln und Blättern der untersuchten Bestände zeigen solche Nährstoffungleichgewichte an (MOHR *et al.* 2005).

Über die Kronentraufe und den Streufall werden jährlich etwa $107 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Stickstoff auf den Boden deponiert. Die Mineralisationsleistungen dieser Waldböden lassen sich wegen fehlender Untersuchungen nur grob schätzen. BERGMANN (1998) stellte in Kiefernwälder vergleichbarer Trophiestufe in Ostdeutschland eine jährliche Nettomineralisation von etwa $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ fest. Dies liegt im Bereich der von GOSZ (1981) genannten Spannbreite für Nadelwälder und erscheint plausibel. Nur ein geringer Teil von ca. $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ N wird langfristig in der Bestandesbiomasse gebunden. Ein größerer Anteil wird dabei langfristig im Boden- bzw. Auflagehumus immobilisiert. In Sandkrug stellt der Boden vermutlich auch aufgrund des relativ weiten C/N-Verhältnisses von etwa 28 noch eine effektive Senke dar, während die Möglichkeit, durch eine Verengung des C/N-Verhältnisses des Bodens N zu akkumulieren in Holdorf (C/N \approx 25) und in Augustendorf (C/N \approx 24) eingeschränkt ist. Zusätzlich können aber auch bei gleich bleibendem C/N-Verhältnis hohe N-Mengen akkumuliert werden (MEIWES *et al.* 2002). Inwiefern dieser Prozess in den untersuchten Ökosystemen zum Tragen kommt, kann anhand der vorliegenden Daten nur näherungsweise beantwortet werden.

Die gleichzeitigen Einträge von Säure und Stickstoff führen zur Überlagerung von Prozessen, die einen hemmenden und stimulierenden Einfluss auf die Mineralisation des Bodenhumus haben. Geringfügige ökologische Veränderungen (Kalkung, Durchforstung) können hierbei bereits den Ausschlag geben. In Augustendorf ist der im Boden gebundene N-Vorrat mit fast $10.000 \text{ kg ha}^{-1}$ deutlich höher als die N-Vorräte in Holdorf und Sandkrug (MOHR *et al.* 2005, Tab. 7.6). Dies stellt – auch im Zusammenhang mit der in Augustendorf durchgeführten Kompensationskalkung – ein erhöhtes NO_3 -Austragsrisiko gegenüber Holdorf und Sandkrug dar (BLOCK 1995, HUBER 1996).

Nach den Ergebnissen der jährlichen Vitalitätsbeurteilung aufgrund des Kronenzustands liegt die Kronenverlichtung in Augustendorf über dem Mittel vergleichbarer Kiefernbestände in der Region und in Niedersachsen (EVERS & MEESENBURG 2004). Während die Kiefern im Raum Weser-Ems im Mittel eine Kronenverlichtung von 8-13 % aufweisen (Schadstufe 0-1), liegt die mittlere Kronenverlichtung in Augustendorf bei 15 – 19 % (Schadstufe 1). In Sandkrug und Holdorf entsprach unter Berücksichtigung jährlicher Schwankungen (MOHR 2001), der Benadelungsgrad dem Landesdurchschnitt.

Als weitere mögliche Indikatoren für Auswirkungen der hohen N-Einträge auf das Waldökosystem wurden der Ernährungsstatus der Bäume sowie der N-Austrag mit dem Sickerwasser untersucht. Alle untersuchten Bestände wiesen hohe N-Gehalte in den Blättern bzw. Nadeln auf; die N-Ernährung der Kiefern wird mit 20 bis 21 mg g^{-1} TS nach AK Standortskartierung (1996) als sehr gut bewertet. Neben der insgesamt guten N-Verfügbarkeit am Standort Augustendorf trägt vermutlich auch die N-Aufnahme im Kronenraum zu der hohen N-Versorgung bei. Bei einer geschätzten Kronenraumaufnahme von $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ würde der N-Bedarf der Bäume in Augustendorf von $67 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (berechnet als Summe von Biomassezuwachs und Streufall) zu 22 % über die Kronenraumaufnahme gedeckt. Andererseits kann die gute N-Versorgung in Verbindung mit einer geringen Versorgung mineralischer Nährstoffe zu einer unausgeglichenen Ernährung der Bäume führen.

Die Wirkung hoher N-Einträge auf die Bodenvegetation besteht eher in einer Verschiebung der Artenzusammensetzung als in sichtbaren Schädigungen (HOFMANN 1996, KRAFT *et al.* 2003). Auffälliges Zeichen solcher Vegetationsveränderungen ist das vermehrte Auftreten von stickstoffliebenden Arten wie das Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) in ostdeutschen Kiefernwäldern sowie des Rankenden Lerchensporn (*Ceratocarpus claviculata*) in Kiefernwäldern Nordwestdeutschlands (MOHR 2001, BOLTE *et al.* 2004). Im Vergleich zu anderen Kiefernwäldern in Niedersachsen ist die Bodenvegetation in Augustendorf durch andere stickstoffliebende Arten wie *Rubus idaeus* gekennzeichnet (MEESENBURG *et al.* 1997, NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG 2005). Unter den von BOLTE *et al.* (2004) untersuchten Kiefernökosystemen wies Augustendorf die höchsten N-Vorräte in der Bodenvegetation auf. Dies ist ein Hinweis darauf gegeben, dass die Bodenvegetation zumindest kurzfristig ein wichtiger Regulator für die Umsetzung überschüssiger N-Einträge ist.

Auch an dem Zustand anderer Kompartimente (N-Konzentrationen in Bodenmoosen, epiphytische Flechten, Auflagehumus) spiegelt sich die Belastungssituation deutlich wider (MOHR 2001). Unabhängig von ihrer ökologischen Bedeutung weisen sie auf eine zumindest langfristige Gefährdung der Stabilität der Wälder und ihrer Funktionen für den Naturhaushalt hin. Weitere Anstrengungen zur Reduzierung der NH_3 -Emissionen, die in der Region Weser-Ems zum überwiegenden Teil landwirtschaftlichen Ursprungs sind, werden daher als notwendig angesehen.

Obleich der Gültigkeitsbereich der Ergebnisse dieser Studie sich streng genommen auf das Untersu-

chungsgebiet innerhalb der Weser-Ems Region beschränkt, ist zu vermuten, dass sich einige wesentliche Erkenntnisse auch auf andere geografisch vergleichbare Räume übertragen lassen, insbesondere

- die Erkenntnis, dass die Belastung von Wald-Ökosystemen mit eutrophierenden und versauernden N-Verbindungen vermutlich höher ist als durch Monitoringprogramme (z.B. Level II-Program, Bestandesniederschlag) bisher nachgewiesen wurde.
- damit die Ableitungen von Critical Load-Überschreitungen für die Fortschreibung von Luftreinhaltemaßnahmen (z.B. im Rahmen der CLRTAP) möglicherweise zu niedrig ausfallen.
- der Umstand, dass die Höhe der N-Aufnahmeraten die Raten der mit konventionellen Kronentraufe-Messungen und Inferentialmodellen (Ulrich, Draaijers & Erisman) ermittelten trockenen Deposition deutlich übersteigt.
- die auf bestandesstrukturellen Unterschieden basierende Differenzierung der N-Flüsse im Kronenraum, welche mit Hilfe von Forsteinrichtungsdaten eine präzisere Übertragung vorliegender Monitoringdaten (z.B. Level 2-Programm) auf Standorte ohne entsprechende Messungen ermöglicht.
- die regionalen Unterschiede der NH_4 -Kronentraueflüsse, die in NH_3 -belasteten Räumen (bei NH_3 -Konzentrationen von etwa $> 4 \mu\text{g m}^{-3}$) gegenüber bestandesbedingten Unterschieden stark zurück treten.
- die regional und lokal stark variierenden öko-physiologischen Wirkungen erhöhter (NH_4 -)N-Depositionen, welche gegenwärtig weniger in visuellen Vitalitätsmerkmalen als in Änderungen von Stickstoffflüssen und -vorräten zu Ausdruck kommen.

Ihre Anwendung, wie sie bereits im Zusammenhang mit begleitenden Vorhaben des Landes Niedersachsen, des Bundes und der EU erfolgt (NHG, water4all, NOLIMP, Projekt "Untersuchung zum Nitrataustrag in Abhängigkeit von Baumbestand und Bodeneigenschaften unter hoher atmosphärischer Stickstoffbelastung") oder geplant sind (Life-Umwelt: EUTROPH-INDICATOR, AMTRANSEC) kann somit eine Hilfestellung sein, in einer wahrscheinlich noch lange aktuellen Problematik, welche durch Emissionen reduzierender und oxidierender N-Verbindungen besteht.

8.6 Literatur

- Aber JD (2002) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. *Plant Soil* 247:179-188.
- Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer K.J, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty S, Currie W, Rustad L, Fernandez I (1998) Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *BioScience* 48:921-934.
- AK Standortskartierung (1996) Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl., Eching (München), IHW.
- Bergmann C (1998) Stickstoff-Umsätze in der Humusaufgabe unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung* 1. Cottbus. 128 S.
- Block J (1995) Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. UBA: Wirkungskomplex Stickstoff und Wald. UBA-Texte 28, S. 90-96.
- Block J, Eichhorn J, Gehrman J, Kölling C, Matzner E, Meiwes KJ, von Wilpert K, Wolff B (2000) Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) (Hrsg.), 167 S.
- Bolte A, Anders S, Roloff A (2002): Schätzmodelle zum oberirdischen Vorrat der Waldbodenflora an Trockensubstanz-, Kohlenstoff und Makronährelementen. *Allg Forst Jagd Z* 173(4):57-66.
- Bolte A, Lambertz B, Steinmeyer A, Kallweit R, Meesenburg H (2004) Zur Funktion der Bodenvegetation im Nährstoffhaushalt von Wäldern: Studien auf Dauerbeobachtungsflächen des EU-Level II-Programms in Norddeutschland. *Forstarchiv* 75:207-220.
- Bolte A, Wolff B (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussprojekt zum UBA-Forschungsprojekt: FKZ: 298 43. Arbeitsbericht Institut für Forstökologie und Walderfassung 2001/4. 1-148.
- Bruckner G, Gebauer G, Schulze E-D (1993) Uptake of $^{15}\text{NH}_3$ by *Picea abies* in closed chamber experiments. *Isotopenpraxis Environ. Health Stud* 71-76.
- Brumme R, Leimcke U, Matzner E (1992) Interception and uptake of NH_4^+ and NO_3^- from wet deposition by above-ground parts of young beech (*Fagus silvatica* L.) trees. *Plant Soil* 142:273-279.
- Butler TJ, Likens GE (1995) A direct comparison of throughfall plus stemflow to estimates of dry and total deposition for sulfur and nitrogen. *Atmos Environ* 29:1253-1265.
- Dämmgen U, Schaaf S, Horváth B, Meesenburg H, Mohr K (2005) Methoden zur Bestimmung von Stoffflüssen und -konzentrationen im ANSWER-

- Projekt. Landbauforsch Völkenrode SH 279:23-44.
- de Vries V, Reinds JG, Klap JJ, Leeuwen van EP, Erisman, JW (2000) Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part III. Estimation of critical deposition and concentration levels and their exceedance. *Water Air Soil Pollut* 119:363-386.
- Dolman AJ, Moors EJ, Elbers JA (2002) The carbon uptake of a mid latitude pine forest growing on sandy soil. *Agric Forest Meteorol* 111:157-170.
- Draaijers GPJ, Erisman JW (1995) A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water Air Soil Pollut* 85:2253-2258.
- Draaijers GPJ, Erisman JW, van Leeuwen NFM, Römer FG, te Winkel BH, Veltkamp AC, Vermeulen AT, Wyers GP (1997) The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmos Environ* 31:387-397.
- Draaijers GPJ, Ivens WPMF, Bleuten W (1988) Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water, Air, and Soil Pollution* 42:129-136.
- Eilers G, Brumme R, Matzner E (1992) Above-ground N-uptake from wet deposition by Norway spruce (*Picea abies* Karst.) *Forest Ecol Managem* 51:239-249.
- Erisman JW, Draaijers G (2003) Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalisation. *Environ Pollut* 124:379-388.
- Evers J, Meesenburg H (2004) Forest Condition Survey in the catchment area Thülsfelde. Sustainable Groundwater Management, Interreg-III B-Project Water4all, Bezirksregierung Weser-Ems. www.water4all.com.
- Garten CT, Schwab AB, Shirshac TL (1998) Foliar retention of ¹⁵N tracers: implications for net canopy exchange in low- and high-elevation forest ecosystems. *Forest Ecol Managem* 103:211-216.
- Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers GPJ, Bleeker A, Nagel H-D (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentration of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, Part 1: Deposition Loads 1990-1999. Stuttgart, Inst. f. Navigation Stuttgart. 207 S.
- Gebauer G, Zeller B, Schmidt G, May C, Buchmann N, Colin-Belgrand M, Dambrine E, Martin F, Schulze, ED, Bottner P (2002) The fate of 15 N-labelled nitrogen inputs of coniferous and broad-leaf forests. In: Schulze ED (eds), Carbon and Nitrogen Cycling in European Forests. Berlin, Springer. S. 144-170.
- Geßler A, Rienks M, Rennenberg H (2002) Stomatal uptake and cuticular adsorption contribute to dry deposition of NH₃ and NO₂ to needles of adult spruce (*Picea abies*) trees. *New Phytol* 156:179-194.
- Gosz JR (1981) Nitrogen cycling in coniferous ecosystems. Clark FE, Roswall T (eds) Terrestrial nitrogen cycles. *Ecological Bulletin NFR* 33:405-426
- Harrison AF, Schulze E-D, Gebauer G, Bruckner G (2000) Canopy uptake and utilization of atmospheric pollutant nitrogen. E-D Schulze (ed) Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems, *Ecol Studies* 142:171-188.
- Hofmann G (1996) Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes. Mitt. Bundesforschungsanst. Forst- u. Holzwirtschaft. Hamburg 185:45-72.
- Hofmann G (1997) Mitteleuropäische Wald- und Forstökosystemtypen. *AFZ/Der Wald. Sonderheft*. 91 S.
- Huber C (1996) Einfluß der Kalkung auf den Stoffhaushalt eines stickstoffgesättigten Fichtenökosystems. *Mitt Dt Bodenk Ges* 79:141-144.
- Huber C, Kreutzer K (2002) Three years of continuous measurements of atmospheric ammonia concentrations over a forest stand at the Höglwald site in southern Bavaria. *Plant Soil* 240:13-22.
- Huber C, Oberhauser A, Kreutzer K (2002) Deposition of ammonia to the forest floor under spruce and beech at the Höglwald site. *Plant Soil* 240:3-11.
- Ibrom A, Oltechev A, Constantin J, Marques M, Gravenhorst G (1995) Die Stickstoffimmission und -deposition in Wäldern. IMA-Querschnittseminar Wirkungskomplex Stickstoff und Wald, Umweltbundesamt Texte 28/95:20-29.
- Kraft M, Reif A, Schreiner M, Aldinger E (2003) Veränderungen der Bodenvegetation und Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren. *Forstarchiv* 74:3-15.
- Kues J (1984) Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. Ber Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben 6, 1 – 206.
- Lamersdorf NP, Blanck K (1995) Evaluation of fine material input with throughfall for a spruce forest in Solling, FRG, by means of a roof construction. In: Jenkins A, Ferrier RC, Kirby C (eds.), Ecosystem manipulation experiments: scientific approaches, experimental design and relevant results, Commission of the European Communities, Ecosystem Research Report 20:168-170.
- Marques MC, Gravenhorst G, Ibrom A (2001) Input of atmospheric particles into forest stands by dry deposition. *Water Air Soil Pollut* 130:571-576.
- Meesenburg H, Dammann I, Evers J, Schulze A, Rademacher P, Mindrup M, König N, Fortmann H, Eberl C, Meiwes KJ (2002) Forstliches Um-

- weltmonitoring als Entscheidungshilfe für die Forstwirtschaft und Umweltpolitik, Forst Holz 57:707-712.
- Meesenburg H, Horváth B, Meiwes KJ (2003) Stoffhaushalt von Waldökosystemen NW-Deutschlands unter hoher Stickstoffbelastung. Ber Freiburger Forstl Forschung 49:57-69.
- Meesenburg H, Meiwes KJ, Rademacher P (1995) Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. Water Air Soil Pollut 85:611-616.
- Meesenburg H, Meiwes KJ, Schulze A, Rademacher P (1997) Bodendauerbeobachtungsflächen auf forstlich genutzten Flächen (BDF-F). in: Kleefisch B, Kues J (Hrsg.) Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen: Methodik und Ergebnisse, Arb-H Boden 2/1997:77-95.
- Meiwes KJ, Meeseburg H, Bartens H, Rademacher P, Khanna PK (2002) Akkumulation von Auflagehumus im Solling: Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. Forst Holz 57:428-433.
- Meiwes KJ, Meeseburg H, Rademacher P. (1999) Wirkung von Stickstoff auf Waldökosysteme. Mitt NNA 10/1:118-121.
- Mohr K (2001) Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland - Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. Dissertation Universität Oldenburg. <http://www.bis-uni.oldenburg.de>, 1-182.
- Mohr K, Schaaf S, Horváth B, Meeseburg H, Dämmgen U (2005) Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. Landbauforsch Völkenrode SH 279:69-94.
- Nagel H D, Gregor, H D (1999) Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Berlin, Springer. 259 S.
- Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NlfB) (Hrsg.) (2005) Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen – Standorte und Baseline. ACCESS-Anwendung auf CD-ROM [NlfB] Hannover.
- Pearson J, Woodall J, Clough ECM, Nielsen KA, Schjørring JK (2002) Production and consumption of NH_4^+ and NH_3 . In: Gasche R, Papen H, Rennenberg H: Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems. Tree Physiol 3:53-77.
- Pérez-Soba M, v.d. Eerden LJM (1993) Nitrogen uptake in needles of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) when exposed to gaseous ammonia and ammonium fertilizer in the soil. Plant Soil 153:231-242.
- Rademacher P, Buß B, Müller-Using B (1999) Waldbau und Nährstoffmanagement als integrierte Aufgabe in der Kiefern-Waldwirtschaft auf ärmeren pleistozänen Sanden. Forst Holz 54:330-335.
- Rennenberg H, Gessler A (1999) Consequences of N deposition to forest ecosystems – recent results and future research needs. Water Air Soil Pollut 116:47-64.
- Rennenberg H, Kreutzer K, Papen H, Weber P (1998) Consequences of high loads of nitrogen for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forests. New Phytol 139:71-86.
- Rothe A, Huber C, Kreutzer K, Weis W (2002) Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech. Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. Plant Soil 240:33-45.
- Schaaf S, Dämmgen U, Mohr K, Meeseburg H (2005b) Witterung, Spurengas- und Schwebstaub-Inhaltsstoff-Konzentrationen in der Umgebungsluft und in den Beständen des ANSWER-Projekts. Landbauforsch Völkenrode SH 279:57-68.
- Schaaf S, Meeseburg H (2005) Modellierung der Stoffflüsse in Waldbeständen im ANSWER-Projekt. Landbauforsch Völkenrode SH 279:45-56.
- Slovik S, Siegmund A, Kindermann G, Riebeling R, Balázs Á (1995) Stomatal SO_2 uptake and sulphate accumulation in needles of Norway spruce stands (*Picea abies*) in Central Europe. Plant Soil 168-169:405-419.
- Spangenberg A (2002) Stickstoffbelastung an Waldrändern – Untersuchungen in südbayerischen Regionen mit hoher Ammoniakemission. Forstl Forschungsber 190:1-176.
- Stulen I, Perez-Soba M, de Kok LJ, van der Eerden L (1998) Impact of gaseous nitrogen deposition on plant functioning. New Phytol 139:61-70.
- Thomas FM (1991) Mechanismen der Säureneutralisation in Blättern der Stieleiche (*Quercus robur* L.) bei SO_2 -Begasung. Ber Forschungszentrum Waldökosysteme A74:1-171.
- Ulrich B (1994) Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. In: Hüttermann A, Godbold DL (Hrsg.) Effects of acid rain on forest processes. New York, Wiley. S. 1-50.

