Aus dem Institut für Agrarökologie

Karsten Mohr
Balazs Horváth
Ulrich Dämmgen
Stefan Schaaf
Henning Meesenburg

Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände

Veröffentlicht in: Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 279, S. 69-94

Braunschweig
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)
2005

7 Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände

K. Mohr[1], S. Schaaf[2], B. Horváth[3], H. Meesenburg[3], U. Dämmgen[2]

7.1 Energiebilanz am Standort Augustendorf

Die Ermittlung von Stoffflüssen in oder aus dem Bestand an dem Versuchsstandort setzt die Kenntnis der einzelnen Komponenten der Energiebilanz (SCHAAF & MEESENBURG 2004) voraus. Insbesondere ist die Messung bzw. Simulation des latenten Wärmestroms λE, aus der sich der Bestandeswiderstand für Wasserdampf und für die einzelnen Spurengase ableiten lässt, von entscheidender Bedeutung bei der Quantifizierung der Stoffflüsse.

Im ANSWER-Projekt[4] waren direkte Messungen der latenten Wärme nicht verfügbar, so dass diese über die Penman-Monteith-Näherung im Modell parametrisiert werden musste. Die Anpassung und Qualitätssicherung der modellierten latenten Wärme konnte über einen Restgliedvergleich mit Hilfe der Energiebilanzgleichung geschehen, wobei die Nettostrahlung und der sensible Wärmestrom aus direkten Messgrößen zugänglich waren. Der Bodenwärmestrom wurde parametrisiert.

Abbildung 7.1 zeigt die mit dem Modell berechneten Monatsmittel der einzelnen Komponenten von Januar 2002 bis Oktober 2003 auf der Versuchsfläche Augustendorf. Deutlich erkennbar ist der strahlungsabhängige Verlauf der einzelnen Komponenten mit Maxima in den Sommermonaten. Der latente Wärmestrom wird bei ausreichendem Strahlungsangebot für Evaporation und Transpiration im wesentlichen von den Niederschlagsverhältnissen (siehe SCHAAF *et al.* 2005a, **Abbildung 6.2**) bestimmt und liegt in den niederschlagsreichen Sommermonaten des Jahres 2002 deutlich über dem fühlbaren Wärmestrom, während zu deutlich trockeneren Zeiten, vor allem im niederschlagsarmen Monat August des Jahres 2003, der größte Anteil der verfügbaren Energie im fühlbaren Wärmestrom zu finden ist. Der Bodenwärmestrom spielt im Vergleich zu den restlichen Komponenten nur eine untergeordnete Rolle im Energiehaushalt der Fläche.

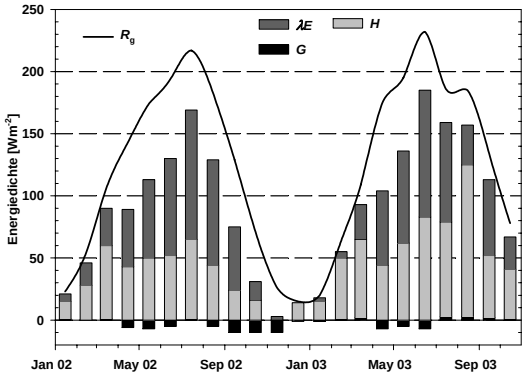

Abbildung 7.1: Monatsmittel der modellierten Energiebilanzkomponenten (λE = Latenter Wärmestrom, H = fühlbarer Wärmestrom und G = Bodenwärmestrom) und der gemessenen Globalstrahlung (R_g), Januar 2002 bis Oktober 2003, Augustendorf.

Aus der Kenntnis der latenten Wärmeströme erfolgt die Berechnung der Verdunstung bzw. Evapotranspiration für das Ökosystem (**Abbildung 7.2**). Es zeigen sich mit Ausnahme des sehr trockenen August 2003 nur geringfügige Unterschiede im Jahresvergleich der monatlichen Verdunstungen.

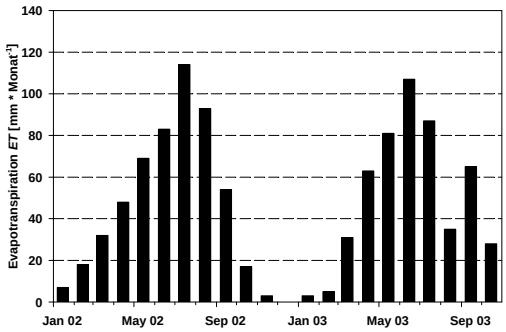

Abbildung 7.2: Modellierte monatliche Verdunstungsraten (*ET*) für den Untersuchungszeitraum von Januar 2002 bis Oktober 2003 am Standort Augustendorf.

[1] Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Mars-la-Tour-Str. 9-13, 26121 Oldenburg, k.mohr@lwk-we.de
[2] Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig
[3] Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen
[4] Zum Konzept des ANSWER-Projekts siehe MOHR *et al.* (2005) und DÄMMGEN *et al.* (2005a), zu den Standorten MEESENBURG & MOHR (2005), zu den verwendeten Messverfahren und Modellen DÄMMGEN *et al.* (2005b) und SCHAAF & MEESENBURG (2005).

Im Mittel beträgt die Verdunstungsrate etwa 520 mm a^{-1}, was ungefähr 75 % des Jahresniederschlages entspricht.

Im Vergleich zu der mit PLATIN ermittelten Verdunstung liegt die mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell SIMPEL berechnete Verdunstung mit ca. 690 mm a^{-1} wesentlich höher (**Abbildung 7.3**). Insbesondere in den Wintermonaten ergeben sich deutlich höhere Verdunstungsraten, die vorwiegend als Interzeptionsverdunstung auftreten. Die modellierte Interzeption stimmt relativ gut mit der gemessenen überein. Daher kann angenommen werden, dass PLATIN die Gesamtverdunstung im Winter unterschätzt. Andererseits liegen die mit SIMPEL geschätzten Evapotranspirationsraten deutlich über den ermittelten Raten für vergleichbare Waldökosysteme: SIMPEL berechnet für den Standort Augustendorf eine mittlere Evapotranspiration für 2002 und 2003 von 425 mm a^{-1}. VAN DER SALM *et al.* (2004) berechneten mit einem auf der Richards-Gleichung beruhenden Wasserhaushaltsmodell für 51 europäische Kiefernökosysteme mittlere Evapotranspirationsraten (Transpiration und Bodenevaporation). Die hierbei geschätzte Gesamtverdunstung für Kiefernökosysteme liegt mit 520 mm a^{-1} jedoch genau so hoch wie die mit PLATIN für Augustendorf berechnete Verdunstung. Es wird deshalb davon ausgegangen, dass SIMPEL die Verdunstung überschätzt und die PLATIN-Verdunstung die Zutreffendere ist.

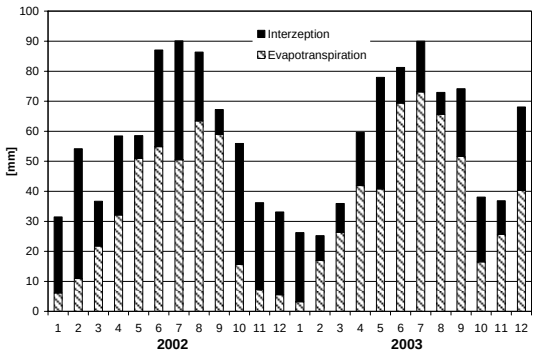

Abbildung 7.3: Mit SIMPEL modellierte monatliche Verdunstungsraten (Interzeption und Evapotranspiration) für den Untersuchungszeitraum von Januar 2002 bis Dezember 2003 am Standort Augustendorf.

7.2 Stoffkonzentrationen und -Flüsse aus der Gasphase am Standort Augustendorf

Zur Bestimmung der trockenen Spurengasflüsse von NH_3, HNO_3, HNO_2 und SO_2 wurde das in SCHAAF & MEESENBURG (2005) beschriebene Widerstandsmodell benutzt. Die Berechnungen wurden auf Halbstundenbasis durchgeführt. Im folgenden werden die monatlich kumulierten trockenen Depositionen der Versuchsjahre 2002 und 2003 dargestellt.

7.2.1 Ammoniak

Abbildung 7.4 zeigt den Verlauf der NH_3-N-Einträge aus der trockenen Deposition und die gemessene NH_3-Konzentration während des Untersuchungszeitraumes auf der Versuchsfläche in Augustendorf. Deutlich erkennbar sind die Unterschiede im Konzentrations- und Depositionsverlauf der beiden Versuchsjahre: So zeichnet sich das ausgeprägte Maximum des Frühjahres 2003 nur ansatzweise im Vorjahr ab. Eine Zuordnung der Ursache der hier deutlich geringeren Depositionen und Konzentrationen kann aus mangelnder Kenntnis der umgebenden landwirtschaftlichen Quellstärken an dieser Stelle nicht geschehen.

Die Minima der Depositionen werden in den Sommermonaten (Juli 2002 und Juni 2003) erreicht, die zum einen durch geringe NH_3-Konzentrationen und zum anderen durch temperaturbedingte höhere Kompensationspunkte erklärt werden können.

Der durchschnittliche jährliche Gesamteintrag von NH_3-N ergibt sich zu etwa 16 kg ha^{-1} a^{-1} N bei einer mittleren NH_3-Konzentration von ca. 4,5 µg m^{-3}.

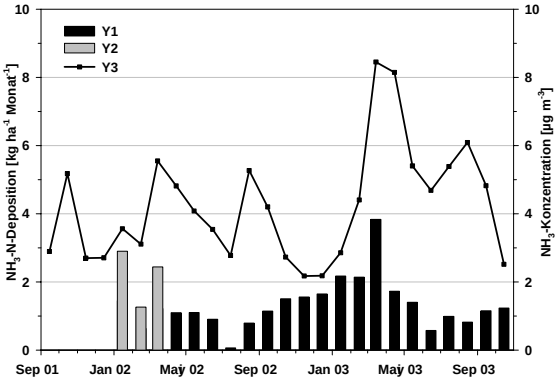

Abbildung 7.4: Monatliche NH_3-N-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und NH_3-Konzentrationen (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

7.2.2 Salpetersäure

Der Konzentrations- und modellierte Depositionsverlauf für HNO_3 ist in der **Abbildung 7.5** dargestellt. Dabei ist im Sommer 2003 ein deutliches Maximum der Depositionen zu finden, das durch die vermehrte Einstrahlung und die hohen HNO_3-Konzentrationen gedeutet werden kann.

Der durchschnittliche jährliche Gesamteintrag an HNO_3-N bei einer mittleren HNO_3-Konzentration am

Standort von ca. 0,6 µg m^{-3} in der Außenluft, ergibt hier eine Deposition von etwa 3,0 kg ha^{-1} a^{-1} N.

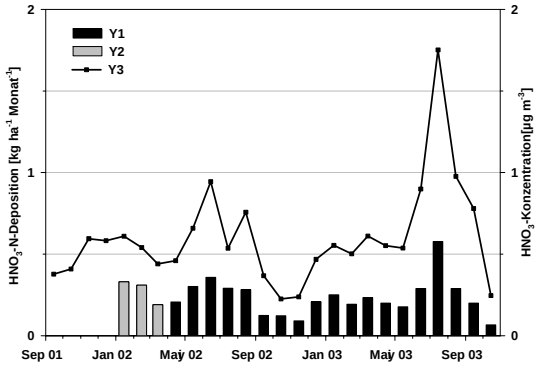

Abbildung 7.5: Monatliche HNO_3-N-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und HNO_3-Konzentrationen (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

7.2.3 Salpetrige Säure

In der **Abbildung 7.6** sind der Konzentrations- und modellierte Depositionsverlauf für HNO_2 dargestellt. Maxima ergeben sich hier in den Wintermonaten, da aufgrund des geringeren Strahlungsangebotes vermehrt atmosphärisches HNO_2 gebildet werden kann.

Insgesamt ergeben sich mittlere jährliche Einträge von HNO_2-N von etwa 0,8 kg ha^{-1} a^{-1} N bei einer mittleren Außenluftkonzentration von ca. 0,5 µg m^{-3}.

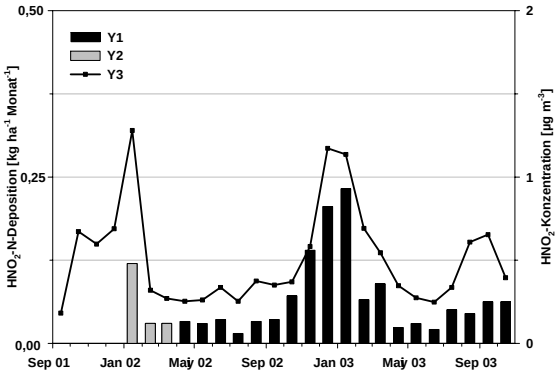

Abbildung 7.6: Monatliche HNO_2-N-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und HNO_2-Konzentrationen (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

7.2.4 Stickstoffdioxid

Am Standort Augustendorf wurde im Jahr 2002 eine mittlere Konzentration von 9,6 µg m^{-3} NO_2 und im Folgejahr eine durchschnittliche Konzentration von 10,7 µg m^{-3} gemessen (Messturm, h = 15 m). Wie bei DÄMMGEN *et al.* (2005b) beschrieben, kann bei einer durchschnittlichen NO_2-Konzentration von 10 µg m^{-3} von einem jährlichen Gesamteintrag bei etwa 1 bis 2 kg ha^{-1} a^{-1} N ausgegangen werden.

7.2.5 Schwefeldioxid

Konzentrations- und modellierter Depositionsverlauf für SO_2 kann der **Abbildung 7.7** entnommen werden. Die größten Depositionen treten generell aufgrund des vermehrten Heizens während der Wintermonate auf. Dabei sind die Depositionsmaxima durch den recht strengen Winter 2002/2003 (siehe SCHAAF *et al.* 2005, Kapitel 6.1) erklärbar.

Im Durchschnitt betrug der Gesamteintrag an SO_2-S etwa 4,2 kg ha^{-1} a^{-1} S, die mittleren SO_2-Belastung am Standort von ca. 1,6 µg m^{-3}.

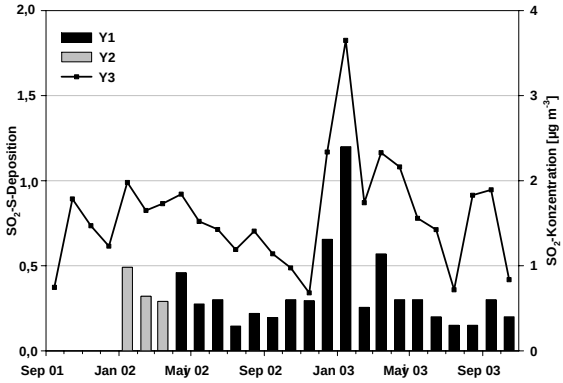

Abbildung 7.7: Monatliche SO_2-S-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und SO_2-Konzentrationen (Y3), Januar 2002 bis Oktober 2003, Augustendorf.

7.3 Konzentrationen und Flüsse von Schwebstaub-Inhaltsstoffen

Wie in SCHAAF & MEESENBURG (2005) beschrieben, ist die Deposition von Schwebstäuben und ihren Inhaltsstoffen eine Funktion der Oberflächenfeuchte und des atmosphärischen Widerstands. Die Berechnungen wurden für Halbstundenintervalle durchgeführt.

7.3.1 Ammonium

Der zeitliche Verlauf der Konzentrationen und modellierte Depositionen von NH_4-N ist in **Abbildung 7.8** wieder zu finden. Die Depositionen weisen einen ähnlichen Verlauf wie die NH_3-Depositionen (Abbildung **7.4**) auf.

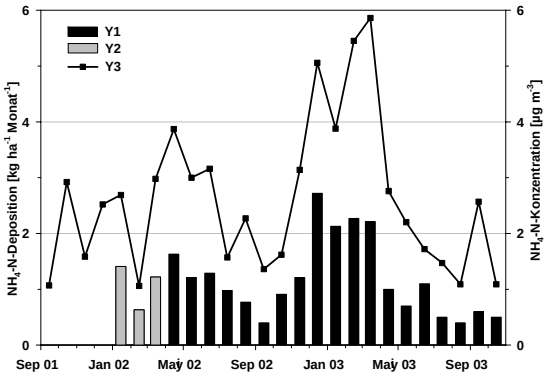

Abbildung 7.8: Monatliche NH_4-N-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und -Konzentrationen (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

Bei einer mittleren NH_4-N-Konzentration von 2,7 µg m-3 beträgt der jährliche Gesamteintrag an NH_4-N beträgt etwa 14,0 kg ha^{-1} a^{-1} N.

7.3.2 Nitrat

Die Konzentrationen- und modellierten Depositionen für NO_3-N im Untersuchungszeitraum sind in der **Abbildung 7.9** wieder zu finden. In den Winter- und Frühjahrmonaten sind sowohl die Nitrat-Konzentrationen als auch die Depositionen am ausgeprägtesten, wobei dieser Effekt im Versuchsjahr 2003 deutlicher hervortritt.

Der durchschnittliche jährliche Gesamteintrag an NO_3-N beträgt etwa 8,2 kg ha^{-1} a^{-1} N bei einer mittleren NO_3-Konzentration von ca. 1,3 µg m^{-3}.

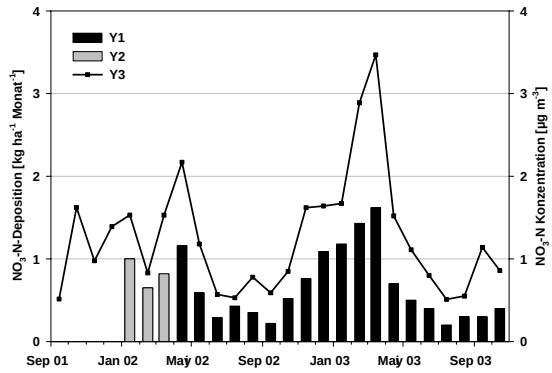

Abbildung 7.9: NO_3-N-Deposition (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und -Konzentration (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

7.3.3 Sulfat

Die Konzentrationen- und modellierten Depositionen für SO_4-S sind in der **Abbildung 7.10** dargestellt. Der zeitliche Verlauf der Depositionen entspricht hier weitgehend dem der Außenluftkonzentrationen.

Als durchschnittlicher jährliche Gesamteintrag ergeben sich 7,1 kg ha^{-1} a^{-1} SO_4-S bei einer mittleren SO_4-S-Belastung von 1,4 µg m^{-3}.

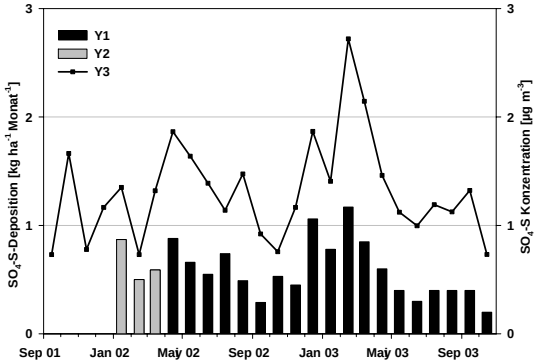

Abbildung 7.10: Monatliche SO_4-S-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und -Konzentrationen (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

7.3.4 Chlorid

Der jahreszeitliche Verlauf von Konzentrationen und Depositionen von Cl sind in der **Abbildung 7.11** dargestellt. Deutlich erkennbar sind die Maxima in den Wintermonaten sowohl in der Konzentration als auch in der Deposition.

Es ergeben sich mittlere jährliche Einträge von 13,5 kg ha^{-1} a^{-1} Cl bei einer mittleren Cl-Konzentration von ca. 1,1 µg m^{-3}.

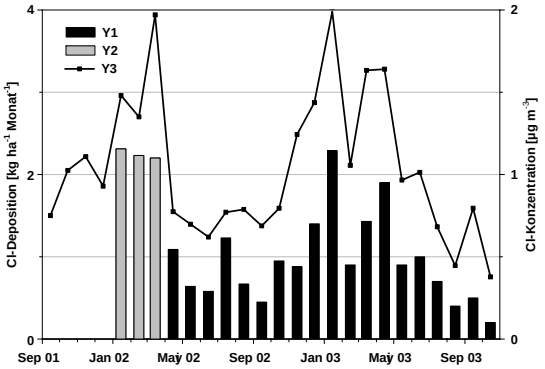

Abbildung 7.11: Monatliche Cl-Depositionen (Y1: aus Messungen über der Versuchsfläche bestimmt; Y2: aus Messungen über der Freifläche geschlossen) und -Konzentrationen (Y3). Augustendorf, Januar 2002 bis Oktober 2003.

7.3.5 Natrium

Zur Bestimmung der Na-Einträge kann aufgrund fehlender Konzentrationsdaten keine direkte Modellierung der Schwebstaub-Deposition vorgenommen werden.

Als Alternative kommt die Bestimmung der Na-Deposition aus dem Chlorid-Eintrag zur Anwendung: Unter der Voraussetzung etwa equimolarer Verhältnisse (siehe DÄMMGEN *et al.* 2005), d.h. dass das Na-Aerosol ausschließlich als Kochsalz (NaCl) deponiert wird, und unter der Annahme gleicher Depositionsgeschwindigkeiten des Natrium- und Chlorid-Aerosols, kann der Na-Eintrag direkt aus den Cl-Depositionen geschlossen werden. Der jährliche Gesamteintrag an Na bei einer mittleren Na-Belastung am Standort von ca. 0,7 µg m^{-3} in der Außenluft ergibt sich durchschnittlich zu etwa 8,8 kg ha^{-1} a^{-1} Na. Legt man ein Na-Cl-Verhältnis von etwa 0,85 mol mol^{-1} wie im Meerwasser zugrunde, so ergibt sich ein Eintrag von etwa 7,6 kg ha^{-1} a^{-1} Na.

7.4 Trockene Deposition

Die Summe der mikrometeorologisch bestimmten trockenen N- und S-Einträge für die Jahre 2002 und 2003 gehen aus den **Tabellen 7.1 und 7.2a** hervor. Zur Vervollständigung der Datensätze wurden für die fehlenden monatlichen Gas- und Schwebstaub-Flüsse November und Dezember des Versuchsjahres 2003 mittlere Depositionsraten angenommen.

Während die Einträge im Hinblick auf die S-Spezies für die beiden Versuchsjahre nahezu gleich sind (ca. 11 kg ha^{-1} a^{-1} S), unterscheiden sich die N-Einträge um etwa 16 %, was wir auf erhöhte NH_3-Konzentrationen Anfang des Jahres 2003 zurückführen. Für den Standort Augustendorf wurde ein mittlerer N-Eintrag von 44 kg ha^{-1} a^{-1} N aus Gasen und Stäuben bestimmt.

Für die S-Spezies und Na sind den mikrometeorologisch bestimmten Einträgen die nach ULRICH (1994) berechneten gegenüber gestellt (**Tabelle 7.2b**).

Die Unterschiede sind erheblich und in Kap. 7.4.2 und MEESENBURG *et al.* 2005 erklärt.

Tabelle 7.1: Trockene Deposition [kg ha^{-1} a^{-1} N] der N-Spezies für die Versuchsjahre 2002 und 2003 am Standort Augustendorf (berechnet aus mikrometeorologischen Messungen).

	2002	2003
NH_3-N	13,1	19,3
NH_4-N	14,4	13,7
NO_3-N	7,9	8,4
HNO_3-N	2,8	3,0
NO_2-N	1,4	1,6
HNO_2-N	0,8	0,8
$N_{trocken}$	**40,4**	**46,8**

Tabelle 7.2a: Trockene Deposition [kg ha^{-1} a^{-1} S] der S-Spezies für die Versuchsjahre 2002 und 2003 am Standort Augustendorf (berechnet aus mikrometeorologischen Messungen).

	2002	2003
SO_2-S	3,9	4,4
SO_4-S	7,6	6,6
$S_{trocken}$	**11,5**	**11,0**

Tabelle 7.2b: Trockene Deposition [kg ha^{-1} a^{-1}] der gasförmig und partikulär deponierten S-Spezies sowie der partikulären Na-Deposition (Na_{part}), berechnet nach ULRICH (1994) für die Versuchsjahre 2002 und 2003 am Standort Augustendorf.

	2002	2002
S_{gas}	-0,9	3,1
S_{part}	5,0	2,1
Gesamt-S	**4,2**	**5,2**
Na_{part}	**7,4**	**4,9**

7.4.1 Depositionsgeschwindigkeiten

In **Tabelle 7.3** sind die Jahresmittel der Depositionsgeschwindigkeiten für die untersuchten Gase und Schwebstaub-Bestandteile dargestellt. Als Datengrundlage dienten hierbei Monatsmittel der Depositionsgeschwindigkeiten.

Tabelle 7.3: Mittlere Depositionsgeschwindigkeit v_d der Gase und Schwebstäube am Versuchsstandort Augustendorf für den Zeitraum 01-02 bis 10-03.

	v_d [cm s^{-1}]
NH_3	1,55
HNO_2	1,55
HNO_3	6,91
NO_2	0,15
SO_2	1,58
HCl	6,90
NH_4-N	1,64
NO_3-N	2,00
SO_4-S	1,67
Cl	3,88

Die in **Tabelle 7.3** wiedergegebenen Depositionsgeschwindigkeiten decken sich im wesentlichen mit den für Nadelwälder in der Literatur angegebenen.[5]

[5] NH_3 über Fichte: ANDERSEN *et al.* 1993, ANDERSEN *et al.* 1999, PETERS & BRUCKNER-Schatt 1995; NH_3 über Douglasie: WYERS *et al.* 1992; NH_3 über Koniferen: DUYZER *et al.* 1992; vgl. auch ANDERSEN & HOVMAND 1999; HNO_2 über Koniferen: SORTEBERG & HOV 1996; HNO_3 über Fichte: MEIXNER *et al.* 1988, MUELLER & WEATHERFORD 1988, PETERS & BRUCKNER-SCHATT 1995; HNO_3 über Koniferen: ANDERSEN & HOVMAND 1995; vgl. auch ANDERSEN & HOVMAND 1999; SO_2 über Kiefer: FOWLER & CAPE 1983, GRANAT & RICHTER 1995, NO_3 über Koniferen: WYERS & DUYZER 1997; NH_4 und NO_3 über Fichten: PETERS & BRUCKNER-SCHATT 1995. Insgesamt auch ZIMMERLING *et al.* (2000).

7.4.2 Fehlerschätzung für die trockene Deposition von Gasen und Schwebstäuben

Für eine angemessene Fehlereinschätzung der simulierten Gas-Flüsse bzw. Schwebstaub-Einträge sind direkte Messverfahren bzw. der Vergleich zu Simulationen anderer Modelle notwendig.

Im norddeutschen Raum kann aus den Cl-Depositionen auf die entsprechenden Na-Depositionen geschlossen werden (s. Kapitel 7.3.5), die am Standort bei etwa 7,5 bis 9 kg ha^{-1} a^{-1} Na anzusiedeln sind. Dies entspricht im Rahmen der Messgenauigkeit dem Unterschied zwischen Bestandes-Deposition und Freiland-Deposition (siehe **Tabellen 7.2a und 7.2b**). Somit scheinen die Modellierungen in den richtigen Größenordnungen zu liegen.

Unterschiede zeigen sich beim Vergleich der Stoffeinträge der S-Spezies: Die bei etwa 11 kg ha^{-1} a^{-1} deponierte S-Menge ist mehr als doppelt so hoch wie die Differenz aus Bestandes- und Freilandniederschlag (siehe **Tabellen 7.2a und 7.2b**).

Zur Bewertung der modellierten Flüsse der Gase werden mehrere Fehler betrachtet:

(1) Bei den Modellierungen können sowohl Ungenauigkeiten in der Bestimmung der Bestandesparameter wie der Bestandeshöhe h und den hieraus abgeleiteten Rauhigkeitsparametern z_{0m} und d als auch die Bestimmung der Konzentrationen mittels Denudern und Passiv-Sammlern zu Fehleinschätzungen der modellierten Flüsse beitragen.

Um eine quantitative Einschätzung dieser Einflussfaktoren vorzunehmen wurden für die Spezies NH_3-N- und NH_4-N-Modellierungen unter veränderten Eingangsparametern, die die Fehlerschranken der genannten Parameter berücksichtigten sollten, durchgeführt. Hierbei zeigte sich bei einer Fehlkalkulation der Bestandeshöhe von etwa 1 m (≈ 7 %) eine monatliche Flussvariation bei NH_3-N von < 3 %, während bei NH_4-N der Fehler sich auf maximal 10 % beläuft.

(2) Eine weitere mögliche Fehlerquelle kann bei der Ableitung der Konzentrationsmesshöhe am mikrometeorologischen Turm (siehe SCHAAF *et al.* 2005b, Kapitel 6.8) entstehen. Durch Variation der Messhöhe als Eingangsparameter in der Modellsimulation konnte gezeigt werden, dass bei einer zu erwartenden maximalen Fehlkalkulation von ca. 1 m, der Einfluss auf die Gas-Flüsse geringer als 5 % einzuschätzen ist.

(3) Die Konzentrationsmessfehler der Passiv-Sammler sind im Bereich 0,1 bis 0,5 µg m^{-3} (KIRCHNER *et al.* 1999). Zu den Fehlern der Denuder-Messungen siehe DÄMMGEN *et al.* (2005b) (Kapitel 4.2.4). Für eine Schätzung des maximalen Fehlers auf die Flussbestimmung wird ein Fehler der Konzentrationsmessung für alle N-Spezies um jeweils 0,5 µg m^{-3} angesetzt. Es zeigten sich hierbei lediglich geringfügige Schwankungen der monatlichen NH_3-N-Depositionen mit maximal 2 %, während die NH_4-N-Depositionen mit einem maximalen Fehler von 6 % behaftet sind.[6]

(4) Die Vernachlässigung der Thermolyse von deponiertem NH_4NO_3 stellt eine zusätzliche Fehlerquelle bei der Flussmodellierung dar: So wird nach ASHBAUGH & ELDRED (2004) nahezu das gesamte NH_4NO_3 bei hohen Temperaturen und geringen Luftfeuchten thermolysiert. Die entstandenen Produkte (NH_3 und HNO_3) führen zu einer Erhöhung der jeweiligen Gaskonzentration in der Umgebungsluft. Sie besitzen eine so hohe Depositionsgeschwindigkeit, dass auch die Thermolyseprodukte unmittelbar nach ihrer Entstehung wieder deponiert werden.

(5) Insgesamt gehen wir von einem nur geringen Fehler (insgesamt < 5 %) bei der Flussbestimmung als Folge der Vernachlässigung der Thermolyse von NH_4NO_3, aus.

(6) Wir schätzen den Gesamtfehler der Jahressummen der jeweiligen Flüsse der betrachteten Elemente auf größenordnungsmäßig 20 %.

7.5 Sedimentierende Deposition in Kiefern-, Fichten-/Douglasien- und Eichenbeständen

Mit Blick auf die Repräsentativität der Ergebnisse der aufwändigen mikrometeorologischen Messungen zur Ermittlung des Stickstoff-Eintrags sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht wurden konventionelle Untersuchungen der Stickstoff-Flüsse (Niederschlagsdeposition, Bestandesdepositionen) an verschiedenen Orten des Weser-Ems-Gebietes in das ANSWER-Projekt einbezogen. Diese längerfristig laufenden Untersuchungen in Augustendorf, Holdorf und Sandkrug stellten die Depositionsverhältnisse unter relativ vergleichbaren Verhältnissen von Kiefernwäldern dar. Darüber hinaus geben die 18monatigen Messungen in Chronosequenzen von Kiefern- und Fichten-/Douglasienbeständen am Messstandort Augustendorf sowie in Eichenbeständen im Herrenholz Informationen über die Depositionsverhältnisse in anderen Bestandestypen. Für die Zeit des ANSWER-Projekts wurden Frachten im Freilandniederschlag und in der Kronentraufe berechnet und

---

[6] Um den Einfluss der Messfehler (Präzision) auf die Flussmodellierung zu schätzen, wurden in SCHAAF *et al.* (2005a) Untersuchungen zur Fehlerfortpflanzung unternommen. Hiernach ist im ungünstigsten Fall, d.h. unter der Annahme, dass alle Eingangsgrößen mit einem maximalen stochastischen Einzelfehlern von 10 % behaftet sind, mit resultierenden Gesamtfehler von ca. 40 % beim Fluss auf 30-min-Basis zu rechnen. Bei Vergrößerung des Mittelungsintervalls verringert sich der Fehler. Auswertungen von entsprechenden Messergebnissen ergaben eine Verringerung auf etwa die Hälfte nach 6 h (DÄMMGEN & SCHAAF 2002). Bei monatlichen bzw. jährlichen Flüssen kann daher von einem maximalen Fehler von größenordnungsmäßig wenigen Prozenten bei Monats- und Jahressummen ausgegangen werden. Dies ist im Einklang mit der Gaussschen Theorie der Fehlerfortpflanzung.

diese Flüsse mit Bestandesstrukturparametern in Beziehung gesetzt. Es wurde Kronenraumbilanzierungen mit den Modellen von ULRICH (1994) und Draaijers (DRAAIJERS & ERISMAN 1995) durchgeführt und Beziehungen zwischen modellierten Kronenrauminteraktionen und Nadel- bzw. Blattgehalten untersucht.

7.5.1 Stickstoff-Einträge an den Messstandorten Augustendorf und Herrenholz

7.5.1.1 Stickstoffeinträge im Freiland

Es wurde für bestandesspezifische Untersuchungen die Messperiode von April 2002 bis März 2003 mit einer Niederschlagsmenge (Freifläche) von 810 bis 826 mm (Augustendorf, Herrenholz, Holdorf und Sandkrug) ausgewertet. Der Vergleich der Einträge mit dem Freilandniederschlag in Augustendorf (AUFN), Herrenholz (HEFN), Holdorf (HOFN) und Sandkrug (SKFN) und zeigt, dass die Ionen-Einträge an allen Standorten recht ähnlich waren (**Abbildung 7.12**). Dies gilt insbesondere auch für die N-Spezies. Damit kann angenommen werden, dass über weite Teile des Weser-Ems-Gebietes recht einheitliche Bedingungen für die nasse Deposition herrschen.

Das mittlere Na-Cl-Verhältnis im Freiflächenniederschlag war in Augustendorf mit 0,94 mol mol^{-1} und in Herrenholz mit 0,97 mol mol^{-1} gegenüber dem Meerwasser (0,858 mol mol^{-1}) leicht erhöht, welches auf die Anwesenheit anderer Cl-Spezies als im Seesalz (z.B. $CaCl_2$, HCl) zurückzuführen ist. Dies entspricht den Ergebnissen zur Zusammensetzung der Schwebstäube in DÄMMGEN *et al.* (2005b). In Sandkrug entsprach das mittlere Na/Cl-Verhältnis genau dem von Meerwasser, während es in Holdorf als dem meeresfernsten Standort mit 0,79 mol mol^{-1} geringfügig unter dem von Meerwasser lag.

Die Niederschlagsdeposition auf der Freifläche aller im Analysespektrum enthaltener Kationen und Anionen betrug jeweils zwischen 1,0 und 1,2 kmol $ha^{-1}a^{-1}$ im Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003.

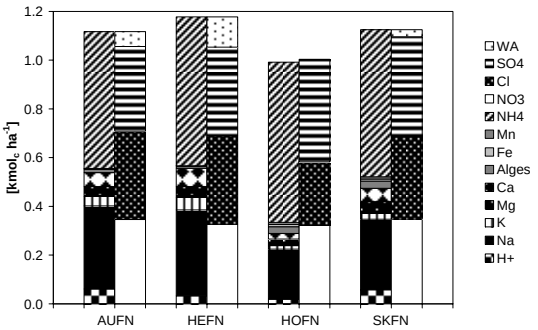

Abbildung 7.12: Deposition von Ionen mit dem Freilandniederschlag an den Standorten Augustendorf (AUFN), Herrenholz (HEFN), Holdorf (HOFN) und Sandkrug (SKFN) im Zeitraum 04/2002 – 03/2003.

Unter den Kationen dominierte NH_4 mit einem Anteil von 50 (Augustendorf) bis 66 % (Holdorf) gefolgt von Na, dass zu 21 bis 30 % an der Kationensumme beteiligt war. Andere Kationen (Al, Fe, Mn, Ca, Mg, K) traten im Freilandniederschlag oft in Konzentrationen unter der chemischen Nachweisgrenze auf und nahmen insgesamt einen geringen Anteil an der Kationensumme ein.

Von den 4 untersuchten Anionen waren Cl, SO_4 und NO_3 am stärksten im Freilandniederschlag vertreten. Phosphat lag während des gesamten Untersuchungszeitraums nahezu konstant unter der chemischen Nachweisgrenze, und sein Anteil lag dadurch unter einem Prozent an der Anionensumme. Aus der Ionenbilanz ergibt sich insbesondere für Augustendorf und Herrenholz ein Überschuss an Kationen, der auf die Anwesenheit von Anionen schwacher Säuren zurückgeführt wird (WA in **Abbildung 7.12**).

Mit 31 bis 42 % nahm unter den Anionen im Referenzzeitraum SO_4 den höchsten Anteil ein. Zusammen mit NO_3 (Anteil: 28-33 %) entsprach die Summe etwa dem NH_4–Anteil an der Kationensumme.

7.5.1.2 Beziehungen zwischen Stoffflüssen in der Kronentraufe und Bestandesstruktur

Die N-Flüsse in der Kronentraufe nahmen bei allen drei Baumarten in der Tendenz mit zunehmendem Bestandesalter zu (**Abbildung 7.13**). Der Anteil von NH_4 an den Gesamt-N (N_{ges})-Flüssen lag generell zwischen 50 und 60 %. Bei den Fichten-/Douglasienbeständen war der Anteil von NO_3 and der N_{ges}-Fracht etwas erhöht. Die Tendenz der mit zunehmendem Bestandesalter ansteigenden Stoffeinträge trifft mit Einschränkungen für die meisten Makroelemente zu (Tabelle 7.4). Hier ist ein gewisser Widerspruch zu den Ergebnissen der Interzeptionsmessungen festzustellen, die gegenläufige Trends der Wasserflüsse für die verschiedenen Baumarten erkennen lassen (vgl. Kap. 7.5.1.3).

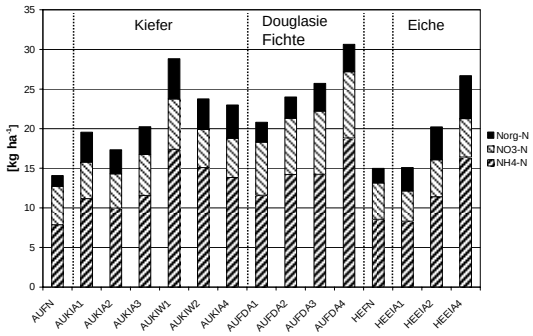

Abbildung 7.13: N-Frachten im Freiflächenniederschlag bzw. in der Kronentraufe der Untersuchungsflächen im Zeitraum 04/2002 – 03/2003.

Tabelle 7.4: Stofflüsse im Freilandniederschlag in Augustendorf (AUFN) und Herrenholz (HEFN) sowie in der Kronentraufe von 13 Waldbeständen in Augustendorf (AU) Herrenholz (HE) im Zeitraum 04.2002 bis 03.2003.

Untersuchungsbestand	Fluss	H^+	Na	K	Mg	Ca	NH_4-N	NO_3-N	Cl	SO_4	Nges	Norg
	mm	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}
AUFN	825	0,061	7,83	1,52	0,49	1,15	7,87	4,85	12,9	5,57	14,1	1,36
AUKIA1	440	0,006	11,2	23,8	1,07	2,18	11,2	4,61	21,6	6,16	19,6	3,78
AUKIA2	418	0,005	9,97	14,2	0,85	1,44	9,97	4,32	18	5,23	17,3	3,05
AUKIA3	616	0,021	14,2	12,8	1,45	2,65	11,6	5,18	25,7	6,73	20,2	3,49
AUKIW1	571	0,011	13,7	21,2	1,32	2,67	17,4	6,37	23,6	8,82	28,8	5,08
AUKIW2	590	0,011	14,6	15,7	1,08	1,82	15,1	4,80	26,7	7,39	23,8	3,87
AUKIA4	611	0,013	15,2	14,1	1,12	2,37	13,8	4,95	27,1	7,33	23,0	4,22
AUFDA1	571	0,011	10,1	10,2	1,63	2,77	11,6	6,71	17,6	6,95	20,8	2,51
AUFDA2	511	0,005	10,8	11,6	1,22	2,13	14,2	7,11	18,3	8,00	24,0	2,68
AUFDA3	559	0,022	14,3	14,7	1,54	2,63	14,2	7,99	28,2	9,16	25,7	3,50
AUFDA4	493	0,013	14,1	17,4	1,67	3,30	18,8	8,37	29,5	11,6	30,6	3,45
HEFN	825	0,033	8,12	1,99	0,55	1,50	8,56	4,58	12,9	5,82	15,0	1,85
HEEIA1	597	0,012	7,27	19,2	2,00	2,83	8,31	3,83	13,6	6,25	15,1	2,94
HEEIA2	629	0,015	7,47	28,8	2,31	3,87	11,4	4,66	14,8	8,07	20,2	4,15
HEEIA4	609	0,008	11,5	31,5	2,18	4,15	16,4	4,86	22,1	11,5	26,6	5,41

Tabelle 7.5: Bestimmtheitsmaße (R^2) für Beziehungen zwischen Bestandesparametern und Stoffflüssen (kmol ha^{-1}) im Freilandniederschlag bzw. in der Kronentraufe für den Zeitraum 04/2002 – 03/2003 (h_O = Oberhöhe nach Weise, B° = Bestockungsgrad, *BHD* = mittlerer Brusthöhendurchmesser, diffuse Strahlung = relative diffuse Strahlung im Bestand, *LAI* = Blattflächenindex, * = signifikant $p \leq 0,05$, ** = signifikant $p \leq 0,01$).

	Oberhöhe h_O	Derbholzvolumen	Grundfläche	B°	*BHD*	diffuse Strahlung	Überschirmung	*LAI*
n =	15	15	15	15	15	13	13	13
N_{ges}	0,80**	0,82**	0,54**	0,19	0,69**	0,28	0,17	0,12
NH_4	0,80**	0,86**	0,54**	0,18	0,74**	0,24	0,15	0,10
NO_3	0,26	0,36*	0,20	0,01	0,10	0,11	0,05	0,08
N_{org}	0,55**	0,32*	0,32*	0,33*	0,64**	0,35*	0,27	0,10
Na	0,48**	0,46**	0,37*	0,07	0,50**	0,13	0,04	0,00
SO_4	0,70**	0,78**	0,29*	0,10	0,60**	0,16	0,09	0,11
Ca	0,43**	0,26	0,16	0,23	0,30*	0,45*	0,40*	0,38*
K	0,31*	0,16	0,27*	0,48**	0,30*	0,63**	0,60**	0,41*
Mg	0,32*	0,15	0,16	0,36*	0,18	0,58**	0,57**	0,58**
Cl	0,55**	0,57**	0,47**	0,11	0,52**	0,18	0,06	0,01
H^+	0,34*	0,18	0,59**	0,74**	0,26	0,76**	0,74**	0,59**
TC	0,33*	0,19	0,44**	0,43**	0,39*	0,38*	0,31*	0,12

In der Kronentraufe der meisten Bestände ist gegenüber dem Freiflächenniederschlag Cl relativ zu Na angereichert, was ein Hinweis auf eine Deposition von $MgCl_2$ (wahrscheinlich) oder NH_4Cl oder HCl (weniger wahrscheinlich) sein könnte.

Mögliche Beziehungen zwischen Bestandesstrukturparametern und Stoffflüssen in der Kronentraufe wurden geprüft, indem lineare Regressionen berechnet wurden. Die Flüsse im Freilandniederschlag wurden in die Regressionsrechnungen einbezogen. Die entsprechenden Werte der Bestandesstrukturparameter wurden für die Freilandmessstellen auf null bzw. 100 % (relative diffuse Strahlung) gesetzt. Das Bestimmheitsmaß (R^2) wird als Maß für die Stärke des Zusam-menhangs herangezogen (**Tabelle 7.5**).

Der stärkste Zusammenhang findet sich für die Beziehung NH_4-Flüsse in der Kronentraufe zu Derbholzvolumen (R^2 = 0,86, **Tabelle 7.4**, **Abbildung 7.14**). Zu anderen Bestandesstrukturparametern sind ebenfalls signifikante Beziehungen zu finden, doch liegt das Bestimmtheitsmaß jeweils niedriger (**Tabelle 7.4**). Für die geprüften Spezies ist in den meisten Fällen das Derbholzvolumen der beste Prädiktor. Ähnlich hohe Werte der erklärten Varianz ergeben sich für die Bestandesoberhöhe h_O. Hier muss berücksichtigt werden, dass die Bestandeshöhe in die Berechnung des Derbholzvolumens als maßgebliche Größe eingeht. Die Grundfläche und der mittlere Brusthöhendurchmesser (*BHD*) liefern meist einen geringeren Beitrag zur erklärten Varianz. Für die mit hemisphärischen Fotos erhobenen Strahlungsparameter liegen für zwei der Flächen keine Daten vor. Signifikante Beziehungen ergeben sich hier zu Ca, K, Mg und H^+. Dies sind die Ionen, für die von einer intensiven Interaktion mit der Belaubung ausgegangen werden kann (Leaching oder Pufferung). Diese Interaktionen sollten proportional zur Oberfläche sein, die

durch die Parameter Überschirmungsgrad, diffuse Strahlung oder *LAI* beschrieben wird.

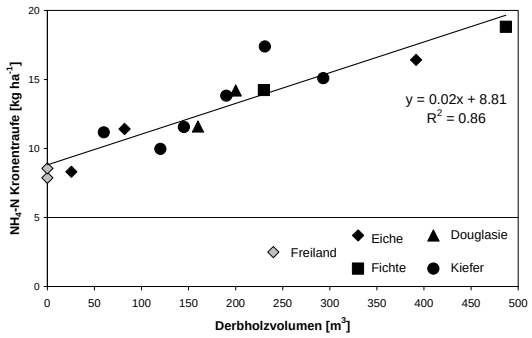

Abbildung 7.14: NH_4-N-Frachten im Freiflächenniederschlag bzw. in der Kronentraufe der Untersuchungsflächen im Zeitraum 04/2002– 03/2003 in Beziehung zu den Derbholzvolumina der Bestände

Bei der vorliegenden Untersuchung lassen sich bisher kaum baumartenspezifische Unterschiede feststellen. Im Gegensatz dazu wurden in verschiedenen anderen Untersuchungen deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Baumarten festgestellt (MEESENBURG *et al.* 1995, ROTHE *et al.* 2002). Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die Eichenbestände in Herrenholz etwa 30 km entfernt zu den Kiefern- bzw. Fichten-/Douglasienbeständen gelegen sind. Für eine Vergleichbarkeit mit den Depositionsbedingungen in Augustendorf spricht die gute Übereinstimmung der Freilandeinträge der N-Spezies. Dagegen kann aufgrund der um ca. 30 % höheren NH_3-Konzentrationen der Umgebungsluft in Herrenholz (SCHAAF *et al.*, 2005b) eine höhere gasförmige NH_3-Deposition erwartet werden. Damit könnte möglicherweise die Übereinstimmung der Beziehungen zu bestandesstrukturellen Parametern zwischen einerseits Eiche und andererseits Kiefer sowie Fichte/Douglasie nur scheinbar vorliegen.

Als unabhängigen Test für die regionale Gültigkeit der gefundenen Beziehungen können die Untersuchungsstandorte in Holdorf und Sandkrug herangezogen werden. Auch hier sind wiederum die Freilandeinträge gut vergleichbar mit denen in Augustendorf und Herrenholz (**Abbildung 7.12**). Die Kronentraufeflüsse der N-Spezies in Holdorf und Sandkrug reihen sich ebenfalls gut in die gefundenen Beziehungen ein (**Abbildung 7.15**), obwohl auch in Holdorf und Sandkrug gegenüber Augustendorf unterschiedliche NH_4-Konzentrationen in der Umgebungsluft festgestellt wurden (SCHAAF *et al.*, 2005b). Da sowohl in Augustendorf als auch in Holdorf und Sandkrug Kiefernbestände untersucht wurden, kann somit nicht ohne weiteres ein Zusammenhang zwischen NH_4-Konzentrationen in der Umgebungsluft und N-Flüssen in der Kronentraufe hergestellt werden.

Etwas unerwartet ergeben sich für die Stoffe, die als weitgehend inert angesehen werden und für die die Bäume daher nur als Abscheidungsoberfläche dienen, nicht die engsten Beziehungen zu den Bestandesstrukturen, sondern für N_{ges} und NH_4. Von diesen Stoffen wird erwartet, dass sie intensive Interaktionen (insb. Aufnahme) mit den Bäumen eingehen. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass ein hoher Anteil der trockenen Deposition dieser N-Komponenten von den Bestandesstrukturen gesteuert wird.

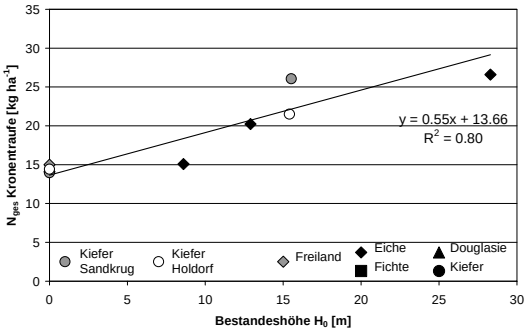

Abbildung 7.15: N_{ges}-Frachten im Freiflächenniederschlag bzw. in der Kronentraufe der Untersuchungsflächen im Zeitraum 04/2002– 03/2003 in Beziehung zur Oberhöhe h_O der Bestände. Die Daten der Untersuchungsflächen Holdorf und Sandkrug wurden nicht in die Regressionsbeziehung einbezogen.

Die Bedeutung der Bestandeshöhe als Prädiktor könnte darauf hindeuten, dass der Bestandesrauhigkeit, welche von den erhobenen Strukturparameter vermutlich am besten durch die Bestandeshöhe beschrieben wird, beim Depositionsprozess ein größeres Gewicht zukommt als Parametern, die eher die spezifische Oberfläche des Bestandes beschreiben. Dies wird auch bei der Modellierung der trockenen Deposition von N und anderen Luftinhaltsstoffen mit dem Widerstandsmodell IDEM berücksichtigt, in denen die Rauhigkeitslänge mit der Bestandeshöhe parametrisiert wird (GAUGER *et al.* 2002). Weitere bestandesspezifische Parameter finden mit Ausnahme der Unterscheidung zwischen Laubwald, Mischwald und Nadelwald in IDEM keine Berücksichtigung.

Die N-Flüsse in der Kronentraufe der untersuchten Bestände zeigten eine deutliche Beziehung zu verschiedenen Strukturparametern der Bestände. Der gefundene Zusammenhang zwischen bestandesstrukturellen Parametern und dem N-Eintrag eignet sich als Transferfunktion zur Regionalisierung der Deposition, da die Parameter (z.B. Baumhöhe, Grundfläche, Derbholzvolumen) einfach zu erheben sind und z.T. im Rahmen der Forsteinrichtung flächendeckend erhoben werden. Zunächst ist die gefundene Bezie-

hung nur für eine begrenzte Region gültig. Die Übertragung der Ergebnisse auf größere Räume muss noch geprüft werden.

7.5.1.3 Niederschlagsinterzeption in Abhängigkeit der Bestandesstruktur

Niederschlag, der in Waldbestände gelangt, wird im Kronenraum z.T. zurückgehalten und verdunstet in die Atmosphäre. Die Niederschlagsinterzeption ist abhängig von der Speicherkapazität der verschiedenen Baumkompartimente. Die Speicherkapazität wird wiederum wesentlich von der Oberfläche der Baumkompartimente bestimmt. Die Oberfläche der Bäume ist auch für die Interzeption von Gasen und Partikeln eine wichtige Größe. Daher wird hier die Niederschlagsinterzeption als Indikator für die mögliche trockene Deposition in den verschiedenen Untersuchungsbeständen verwendet.

Die mittlere Interzeption in den Untersuchungsbeständen liegt im Untersuchungszeitraum zwischen 26 und 55 % der Freiflächenniederschlagsmenge und umfasst damit eine recht große Spanne (**Abbildung 7.16**). Die höchsten Interzeptionsraten wurden in den jungen Kiefernbeständen AUKIA1 und AUKIA2, die niedrigsten im Kiefernbestand AUKIA4 und in den Eichenbeständen HEEIA1 und HEEIA2 gemessen. Damit ergibt sich bei der Baumart Kiefer mit zunehmendem Alter eine Verringerung der Interzeption. Dies begründet sich in der waldbaulichen Behandlung von Kiefernbeständen, die mit zunehmendem Alter immer mehr aufgelichtet werden und findet auch in den bisher vorliegenden Messergebnissen des Überschirmungsgrades seine Bestätigung. Etwas aus der Reihe fällt der Bestand AUKIA3, der unmittelbar vor Beginn der Messungen durchforstet wurde und daher viele Bestandeslücken aufweist.

Bei den Fichten-/Douglasienbeständen ergibt sich mit zunehmender Strukturstufe eine zunehmende Interzeption. Der Bestand AUFDA4 hatte die höchste Interzeption dieser Baumartengruppe von ca. 43 %. Eine entsprechende Reihung ist beim Überschirmungsgrad nicht zu erkennen.

Bei den Eichenbeständen wurde eine geringe mittlere Interzeption von 26 bis 27 % ermittelt. Eine deutliche Differenzierung ergibt sich nicht.

Auf der Ebene der Untersuchungsflächen wurde geprüft, ob die mit den einzelnen Niederschlagssammlern erfasste Niederschlagsmenge eine Beziehung zur lokalen Überschirmung hat. Bei den bisher mittels hemisphärischer Fotografien erfassten Kiefernflächen konnte nur für einige Untersuchungsperioden ein Zusammenhang festgestellt werden. Bei den Fichten-/Douglasienflächen AUFDA1, AUFDA2 und AUFDA4 sowie den Kiefernflächen AUKIW1 und AUKIW2 ergibt sich für nahezu alle Sammelperioden ein signifikanter linearer Zusammenhang ($p \leq 0{,}05$) zwischen lokalem Überschirmungsgrad und Interzeption (**Abbildung 7.17**). Besonders eng ist die Beziehung bei kleinen Niederschlagsmengen.

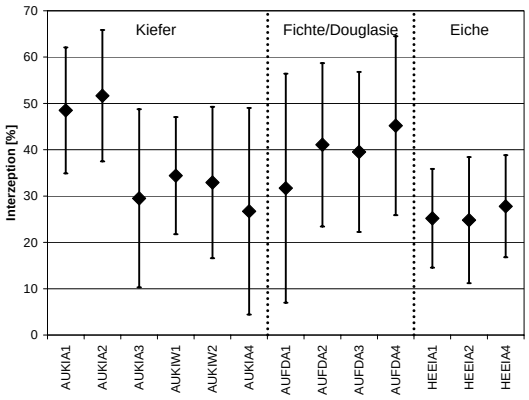

Abbildung 7.16: Mittlere Niederschlagsinterzeption der Untersuchungsflächen im Zeitraum 04/2002 – 03/2003.

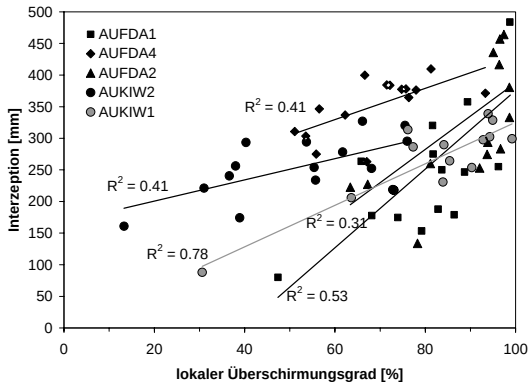

Abbildung 7.17: Interzeption (mm) in Beziehung zum lokalen Überschirmungsgrad für verschiedene Untersuchungsflächen im Zeitraum 04/2002 – 03/2003.

Bisher nicht zu erklären ist die Beobachtung, dass bei den Baumarten Kiefer und Fichte/Douglasie offenbar auf unterschiedlichen räumlichen Skalen Beziehungen zwischen Überschirmung und Interzeption bestehen. Während sich bei der Kiefer auf der räumlichen Skala des gesamten Untersuchungsgebietes ein Zusammenhang ergibt, findet er sich bei Fichte/Douglasie innerhalb der Untersuchungsbestände Augustendorfs

7.5.1.4 Bestimmung des Draaijers-Faktors

Das Verhältnis der Aufnahmeeffizienz (sog. Draaijers-Faktor) von NH_4^+- bzw. H^+-Ionen wurde an allen Beständen außer AUKIFDA2 bestimmt (**Tabelle 7.6**). Die H^+ bzw. NH_4^+-Aufnahme innerhalb der einzelnen Bestände war beim gleichen Konzentrationsniveau relativ ähnlich. Bei den Nadelhölzern gab es zwischen

den Beständen keine signifikanten Unterschiede. Die Eichenbestände zeigten generell wesentlich höhere Aufnahmeraten. Innerhalb dieser Baumartengruppe gab es große Differenzen: die zwei jüngeren Bestände nahmen bis zu viermal so viele Ionen auf wie der Ältere. Der Draaijers-Faktor (*DF*) ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen der mittleren Protonen- und Ammonium-Aufnahme. Die Werte streuen zwischen 0,7 und 5,3.

Die Reproduzierbarkeit des Versuchs ist relativ gut, bei der H^+-Aufnahme ist sie besser als bei der NH_4^+-Aufnahme. Eine schlechtere Reproduzierbarkeit bei der 100 µmol l^{-1} NH_4Cl-Lösung könnte auf die möglicherweise nahe beim Kompensationspunkt dieser stark N-gesättigten Bestände liegende NH_4-Konzentration zurückzuführen sein. Wegen der großen Varianz bei der NH_4^+-Aufnahme aus der 100-µmol l^{-1}-Lösung sind die Werte der relativen Aufnahmeeffektivität bei dieser Konzentration mit einem größeren Fehler behaftet. Bei einer Teilprobe aus dem Bestand AUKIW2 wurde tatsächlich eine geringfügige Abgabe von NH_4^+ aus den Nadeln festgestellt (Leaching).

Es wurde untersucht, welche Faktoren die Heterogenität maßgeblich verursachen. Einen signifikanten Einfluss hat die Baumart: Die relative Austauschstärke des Ammoniums ist bei der Eiche am größten (*DF* ist im Mittel 1,4 bei einer Konzentration der Austauschlösung von 1000 µmol l^{-1}), bei der Fichte/Douglasie am kleinsten (Mittelwert 4,1 bei 1000 µmol l^{-1}). Die Werte der Kiefer (*DF* ist im Mittel 2,4) liegen dazwischen (Abbildung 7.18). Wegen der großen Streuung sind diese Unterschiede nur bei der höheren Konzentration signifikant. Die Austauschaktivität der Ionen ist auch von der Konzentration signifikant abhängig: aus der konzentrierteren Lösung wurden relativ mehr Protonen eingetauscht. Es gab keine Kreuzwirkung zwischen der Baumart und der Lösungskonzentration, d.h. der Draaijers-Faktor nahm bei allen Baumartengruppen mit der Konzentration zu. Es gab keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Draaijers-Faktor und dem Bestandesalter oder dem Nährelement-Gehalt der Nadeln bzw. Blätter.

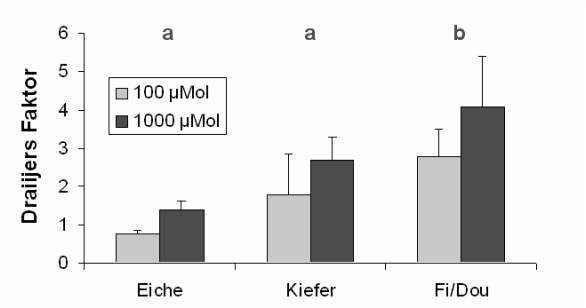

Abbildung 7.18: Der Draaijers-Faktor *DF* in Abhängigkeit von Baumart und Konzentration der Austauschlösung

Das Verhältnis der Aufnahmeeffektivität (Draaijers-Faktor) liegt eher zwischen 1 und 4 im Gegensatz zu dem von VAN DER MAAS *et al.* (1991) gefundenen Wert von 6. Außerdem zeigen sich baumartenspezifische Unterschiede. Damit muss insgesamt die Anwendbarkeit eines konstanten Wertes von 6 für den Draaijers-Faktor in Frage gestellt werden.

Tabelle 7.6: Mittelwerte der Draaijers-Faktoren (*DF*) bei verschiedenen Konzentrationen der Austauschlösung (* Wiederholungsbeprobung) .

Bestände		*DF* 100 µM	*DF* 1000 µM
Douglasie	AUFDA1	3,1	2,6
Fichte	AUFDA3	3,3	5,0
	AUFDA4	1,9	4,6
Kiefer	AUKIA1	2,0	2,2
	AUKIA2	0,9	2,3
	AUKIA3	2,1	2,1
	AUKIA4	1,5	3,5
	AUKIW1	1,2	2,1
	AUKIW2	4,0	3,2
	AUKIW2*	1,0	3,3
Eiche	HEEIA1	0,8	1,2
	HEEIA2	0,8	1,3
	HEEIA4	0,7	1,6

7.5.1.5 Kronenraumbilanzierungen

Die Gesamtdepositionsraten sowie die Kronenrauminteraktionen wurden mit den Kronenraumbilanzmodellen von ULRICH (1994) und Draaijers (DRAAIJERS & ERISMAN 1995) berechnet (siehe SCHAAF & MEESENBURG 2005).

Die Kronentraufeflüsse von Na lagen in den Eichenbeständen HEEIA1 und HEEIA2 unter den Freilandeinträgen. Damit ergibt sich nach dem Kronenraumbilanzmodell von ULRICH (1994) ein negativer Na-Faktor (f_{Na}), weshalb für diese Bestände keine partikuläre Deposition berechnet werden kann. Nach dem Kronenraumbilanzmodell von ULRICH (1994) entsprechen die Kronentraufeflüsse für Cl und SO_4 der Gesamtdeposition. Für SO_4 ergeben sich meist und für Cl z.T. partikuläre Depositionsraten, die größer als die Differenz zwischen Freilandniederschlag und Kronentraufe sind. Damit kann keine gasförmigen Deposition für diese Stoffe berechnet werden. Für NH_4 errechnet sich für alle Bestände eine gasförmige Deposition. Für NO_3 errechnet sich für die Kiefern- und Eichenbestände eine Aufnahme im Kronenraum, für die Fichten-/Douglasienbestände eine gasförmige Deposition. Die berechnete gasförmige Deposition ist besonders hoch für NH_4, weshalb sich für die meisten Bestände als Summe der gasförmigen Deposition aller Komponenten eine Konsumption von H^+ ergibt. Somit ergeben sich mehrere Fälle, die in der Beschreibung des Ulrich-Modells nicht abgedeckt sind und

damit die Anwendbarkeit dieses Modells insgesamt in Frage stellen.

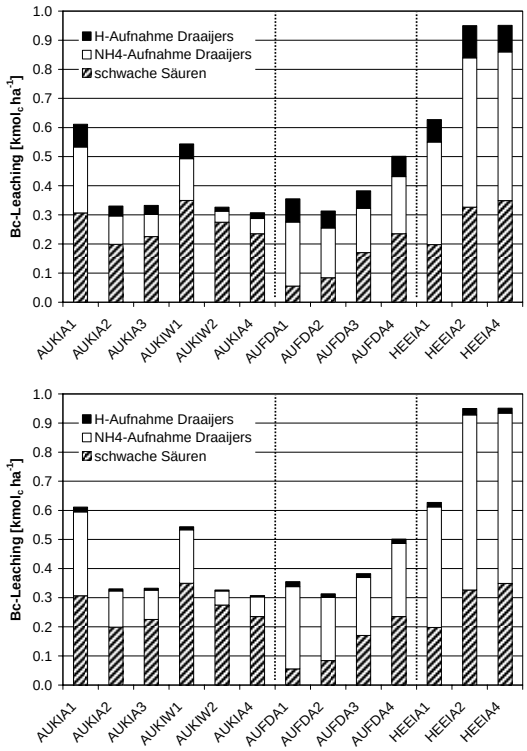

Abbildung 7.19: Aufteilung des Nährstoffkationenleachings auf Exkretion durch schwache Säuren und Austausch gegen H^+ oder NH_4 (oben: *DF* = 6, unten: *DF* = 1)

Die Leachingraten für die Nährstoffkationen K, Mg und Ca, die mit dem Modell von ULRICH (1994) berechnet wurden, lassen keinen gerichteten Trend in Abhängigkeit der Bestandesstruktur erkennen, obwohl die Flussraten von NO_3, SO_4 und Cl als mobile Anionen, die den Kationentransport regulieren und damit zum Kationenaustausch im Kronenraum beitragen können, einen solchen Trend aufweisen. Nur bei der Baumart Eiche fallen hohe Ca- und Mg-Leachingraten auf. Der Anteil des Nährstoffkationenleaching durch die Exkretion schwacher Säuren (excretion factor) liegt zwischen 0 und 85 %. Werte von unter 0 % treten bei negativen Ionenbilanzen auf und können durch analytische Ungenauigkeit oder nicht erfasste Kationen erklärt werden. Die Ergebnisse zeigen für die Kiefernbestände Werte über 50 %, für die Fichten-/Douglasienbestände und Eichenbestände Werte unter 50 %, so dass in den Kiefernbeständen das Leaching der Nährstoffkationen überwiegend durch die Exkretion von schwachen Säuren bewirkt wurde, in den übrigen Beständen überwiegend durch Kationenaustausch (**Abbildung 7.19**). Auch wenn eine relative H^+/NH_4-Aufnahmeeffektivität (DF) von 6 angenommen wird, werden die Nährstoffkationen fast ausschließlich gegen NH_4 ausgetauscht, da die NH_4-Konzentrationen um 1 bis 2 Größenordnungen über den H^+-Konzentrationen lagen. Dementsprechend führt ein geringerer Wert der relativen H^+/NH_4-Aufnahmeeffektivität (wie die vorliegenden Ergebnisse nahe legen) nur zu geringen Verschiebungen der NH_4-Aufnahme (**Abbildung 7.19** unten).

Die Unterschiede zwischen den Depositionen der Bestände werden nicht nur durch unterschiedliche Abscheidungsmechanismen gegenüber Gasen und Schwebstäuben, sondern auch durch unterschiedliche biochemische Reaktionen des Niederschlags mit Vegetationskompartimenten im Kronenraum hervorgerufen.

Die Ergebnisse der Kronenraumbilanzmodelle von Ulrich und Draaijers ergaben für das Draaijers-Modell z.T. deutliche höhere NH_4-Gesamtdepositionsraten. Dabei dürfte das Ulrich-Modell eher eine konservative Schätzung darstellen. Die beiden eingesetzten Kronenraumbilanzmodelle unterscheiden sich in ihren Ergebnissen für die anderen Ionen kaum. Bei beiden Modellen werden für einzelne Parameter Werte außerhalb ihres Gültigkeitsbereiches erreicht, so dass sich ihre Anwendbarkeit für die Untersuchungsbestände insgesamt in Frage stellt.

7.5.1.6 Kronenrauminteraktionen und Ernährung der Waldbestände

Die Ernährung der Waldbäume ist für das Depositionsgeschehen von Bedeutung, da sie einerseits die Vitalität der Bestände, andererseits die Austauschvorgänge im Kronenraum beeinflussen. Die Vitalität der Bestände steuert das Wachstum und damit für die Deposition wichtige Größen wie Rauhigkeit und Abscheidungsoberfläche. Für die Austauschvorgänge im Kronenraum wie Leaching oder Aufnahme ist ebenfalls der Nährelementstatus von Bedeutung, da dieser die Höhe und Richtung der Prozessraten steuert.

Alle Untersuchungsbestände zeichnen sich durch sehr hohe N-Gehalte aus (**Abbildung 7.20**). In den Kiefernbeständen lagen die N-Gehalte der Nadeln des 1. Nadeljahrgangs einheitlich bei 20 bis 21 mg g^{-1} TS. Die Douglasiennadeln hatten mittlere N-Gehalte zwischen 18 und 21 mg g^{-1} TS, die Fichten zwischen 16 und 17 mg g^{-1} TS und die Eichen zwischen 27 und 30 mg g^{-1} TS. Für Kiefern und Fichten werden N-Gehalte über 17 mg g^{-1} TS als sehr hoch eingestuft (AK Standortskartierung 1996). Die N-Ernährung der Bestände kann also als sehr gut bis luxuriös bezeichnet werden.

Die übrigen Makronährelemente befinden sich häufig im Bereich mittlerer Ernährung nach AK STANDORTSKARTIERUNG (1996). Am Standort AUFDA4 sind die Fichten sogar sehr gering mit K versorgt. Die Mg-Versorgung ist auf allen Kiefernflächen gering. Hohe Ca- und Mg-Gehalte in den Eichenblättern sind sicherlich auch für die hohen Lea-

chingraten dieser Elemente auf den Eichenstandorten verantwortlich. Der günstigere Nährstoffstatus der Böden in Herrenholz kommt in den Blattgehalten deutlich zum Ausdruck.

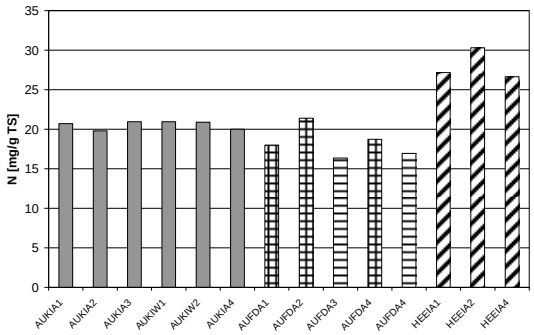

Abbildung 7.20: N-Gehalte der Nadeln bzw. Blätter der Untersuchungsbestände (1. Nadeljahrgang; Kiefer: grau; Douglasie: kariert; Fichte: horizontal; Eiche: schräg; Probenahme: Eiche 07/2001, Nadelbäume 02/2002).

Aufgrund der Luxusversorgung aller Bestände mit N und der nur geringen bis mittleren Versorgung mit K liegt das N/K-Verhältnis in einem Bereich disharmonischer Ernährung (Kiefer: N/K > 2,3, BMELF 1997, Fichte: N/K > 3, HÜTTL 1991, **Abbildung 7.21**).

Die Ernährung der Bestände scheint für die Kronenraumaustauschprozesse eine bedeutende Rolle zu spielen. Dies betrifft insbesondere das Leaching von Nährstoffkationen, dürfte aber auch die Aufnahme von NH_4 beeinflussen, wenn die Aufnahme tatsächlich in Form eines Kationenaustausches stattfindet.

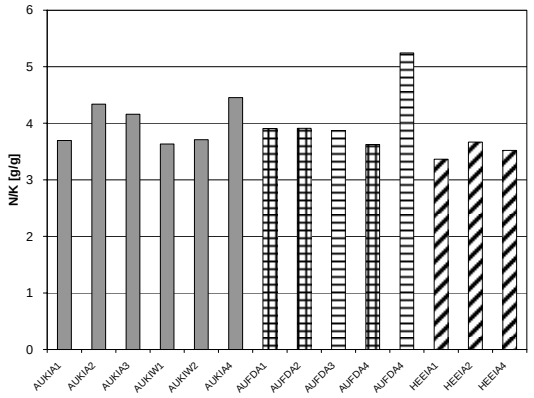

Abbildung 7.21: Mittlere N/K-Verhältnisse von Nadeln/Blätter der Untersuchungsbestände (1. Nadeljahrgang; Kiefer: grau; Douglasie: kariert; Fichte: horizontal; Eiche: schräg; Probenahme: Eiche 07/2001, Nadelbäume 02/2002).

Das Leaching der Nährstoffkationen K, Mg, Ca und Mn war in den Eichenbeständen deutlich stärker als bei den Nadelbaumbeständen. Die absolute Menge des Kronenraumaustausches nahm in der Reihenfolge Mn, Ca, Mg und K zu. Die Leachingraten sind für diese Kationen jeweils signifikant mit den Nadel-/Blattgehalten dieser Elemente korreliert. Dieser Zusammenhang ist besonders deutlich für Mg und Ca (**Abbildung 7.22**). Hohe Ca- und Mg-Gehalte in den Eichenblättern und demzufolge hohe Leachingraten sind vermutlich auch auf eine bessere Nährstoffversorgung der Böden am Standort Herrenholz zurückzuführen.

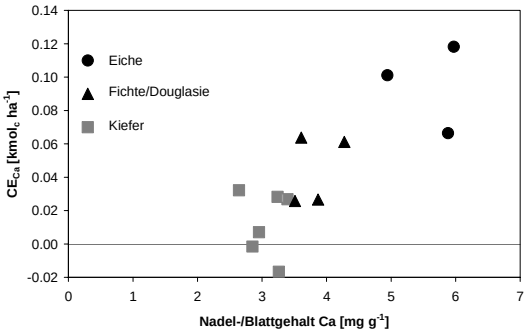

Abbildung 7.22: Beziehung zwischen Kronenraumaustausch (Leaching) von Ca (CE_{Ca}) und Ca-Gehalten in Nadeln bzw. Blättern für die Untersuchungsbestände.

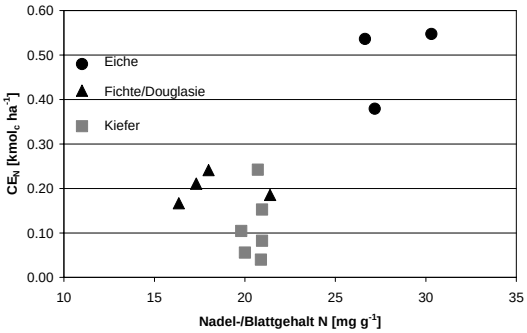

Abbildung 7.23: Beziehung zwischen Kronenraumaufnahme von N (CE_N, berechnet mit Draaijers-Modell) und N-Gehalten in Nadeln bzw. Blättern für die Untersuchungsbestände

Eine Beziehung zwischen der N-Ernährung der Bestände und der N-Aufnahme lässt sich nur insofern herstellen, als dass sich eine deutliche Differenzierung zwischen den Baumarten zeigt. Dabei fallen die Eichenbestände durch hohe N-Blattgehalte und hohe N-Aufnahmeraten (n. Draaijers-Modell) auf (**Abbildung 7.23**).

7.5.2 Mittelfristige Trends der Stickstoff-Flüsse in der Kronentraufe am Standort Augustendorf

Die langfristig angelegten Messungen der N-Flüsse auf der Untersuchungsfläche AUKIW1 des Standortes Augustendorf sind Bestandteil des BDF- bzw. Level II-Programms und nicht Gegenstand dieses Vorhabens. Hier wird nur insoweit darauf eingegangen, wie sie relevant für die Einordnung der Ergebnisse dieses Vorhabens in regionale und zeitliche Trends sind.

Die für den Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 ermittelten Niederschlagsmengen im Freiland und Bestand liegen nahe beim Mittelwert für den gesamten Untersuchungszeitraum 1994 – 2003, während die N-Einträge im Freiland und Bestand im Referenzzeitraum geringer als im Mittel waren (**Abbildung 7.24**). Die im Referenzzeitraum niedrigeren N-Einträge sind jedoch nicht auf einen zeitlichen Trend zurückzuführen.

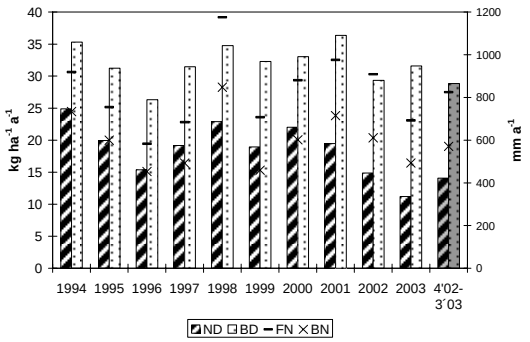

Abbildung 7.24: Jährliche Niederschlagssummen im Freiland (*FN*) und Bestand (*BN*) sowie N-Flüsse im Freiland (*ND*) und im Bestand (*BD*) der Messstelle Augustendorf (AUKIW1) von 1994 bis 2003 sowie im Referenzzeitraum. Referenzzeitraum April 2002-März 2003 grau hinterlegt.

7.5.3 Stoff-Flüsse in der Kronentraufe und mittelfristige Trends am Standort Holdorf

Die am Standort Holdorf ermittelten N-Flüsse sowie die Mengen der jährlich gefallenen Niederschläge sind in **Abbildung 7.25** dargestellt.

Die für den Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 ermittelten Ergebnisse entsprechen wegen der hohen zeitlichen Überschneidung mit dem Jahr 2002 weitgehend den Eintragsraten dieses Kalenderjahres. In diesem Vergleichszeitraum fielen mit 873 mm allerdings ca. 150 mm mehr Niederschläge als im Mittel der 8jährigen Untersuchungsperiode. Die auf der Freiflache ermittelte Niederschlagsdeposition von N (NH_4-N, NO_3-N und N_{org}) betrug 15,9 kg ha^{-1} a^{-1} und lag damit geringfügig über dem 8-Jahres-Mittelwert von 15,0 kg ha^{-1} a^{-1}.

Durch die Niederschlagsinterzeption fielen während des Referenzzeitraumes im Bestand um etwa ein Drittel geringere Niederschlagsmengen (596 mm a^{-1}) auf den Boden. Die reduzierten Niederschlagsmengen wurden durch die erhöhte trockene Deposition von NH_4-N, NO_3-N und Norg im Bestand mehr als ausgeglichen. Zusammen mit der nassen Deposition dieser Spezies wurden insgesamt 22,5 kg ha^{-1} a^{-1} N über die Kronentraufe eingetragen.

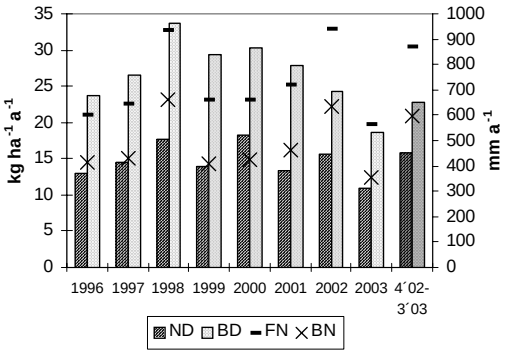

Abbildung 7.25: Jährliche Niederschlagssummen im Freiland (*FN*) und Bestand (*BN*) sowie N-Flüsse im Freiland (*ND*) und im Bestand (*BD*) der Messstelle Holdorf von 1996 bis 2003 sowie im Referenzzeitraum. Referenzzeitraum April 2002-März 2003 grau hinterlegt.

Gegenüber den Werten längerer Messreihen lagen die N-Flüsse im Projektzeitraum 2002 – 2003 auf vergleichsweise niedrigem Niveau. Zwischen 1996 und 2003 lag das Spektrum der jährlichen N-Frachten zwischen 10,9 und 18,2 kg ha^{-1} a^{-1} (Mittel: 14,7 kg ha^{-1} a^{-1}) auf der Freifläche sowie 18,5 und 33,6 kg ha^{-1} a^{-1} (Mittel: 26,8 kg ha^{-1} a^{-1}) im Bestand.

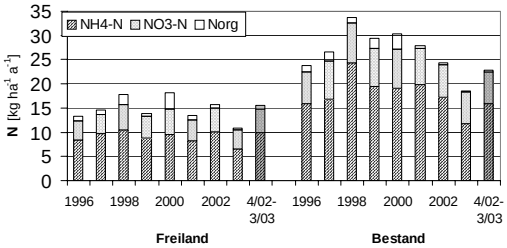

Abbildung 7.26: Flüsse von NH_4- und NO_3-N sowie gelöster organischer N-Verbindungen im Freiland und im Bestand der Messstelle Holdorf in den Jahren 1996-2003. Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 grau hinterlegt.

Der Anteil der anorganischen N-Spezies NH_4 und NO_3 an der N-Summe der Bulk-Deposition betrug im Referenzzeitraum 64 % und 31 % (**Abbildung 7.26**). Im Bestand war der NH_4-N-Anteil ca. 70 % gegenüber 29 % NO_3-N. Längerfristig änderten sich diese Relationen kaum. Über gelöste organische Verbin-

dungen wurden etwa 2 % des N im Bestand bzw. 5 % im Freiland in den Boden eingetragen.

Ein Zusammenhang zwischen den jährlichen Niederschlagsmengen und den N-Flüssen in der Kronentraufe war während des 8-jährigen Untersuchungszeitraumes nur schwach ausgeprägt. Während die Niederschlagsdeposition auf der Freifläche von Jahr zu Jahr schwankte und maßgeblich den Niederschlagsmengen bestimmt wurde, sank der N-Eintrag über die Kronentraufe seit 2000 kontinuierlich. Außergewöhnlich hohe Niederschlagsmengen in den Jahren 1998 und 2002 hatten auch hohe N-Flüsse in der Kronentraufe zur Folge. 2002 fielen sie allerdings deutlich niedriger aus als 4 Jahre zuvor. Die sehr niedrigen N-Einträge sowohl auf der Freifläche (10 kg ha^{-1} a^{-1} N) als auch im Bestand (18 kg ha^{-1} a^{-1}) im Jahr 2003 entsprachen den um 40 % weniger gefallenen Niederschlagsmengen.

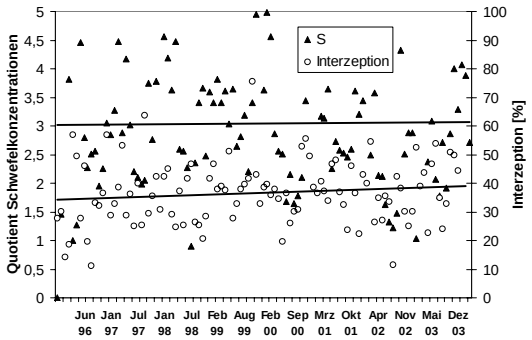

Abbildung 7.27: Verlauf des Quotienten aus den SO_4-S-Konzentrationen im Bestands- und im Freilandniederschlag (S, oben) sowie die Niederschlagsinterzeption (unten) in Holdorf

Die langfristige Abnahme der N-Flüsse in der Kronentraufe um ca. 20 bis 25 % ist offensichtlich nicht witterungsbedingt und auf andere Faktoren wie Veränderungen der Bestandesstruktur sowie der Immissionssituation zurückzuführen. Bestandsstrukturelle Veränderungen hätten analog zu Kap. 7.5.1.2 eine Verschiebung der Niederschlagsinterzeption zur Folge. Aus **Abbildung 7.27** wird deutlich, dass die Interzeptionsverluste 1996 von 34 % auf 37 % im Jahr 2003, d.h. um ca. 8 % anstiegen. Ökophysiologische weitgehend inerte Verbindungen (Na, Cl, S) zeigen ebenfalls eine geringe Änderungen der Relationen ihrer Konzentrationen im Freiland- und Bestandesniederschlag. Für SO_4-S sank dieser Quotient um 8 % von etwa 3 auf 2,7. Codeponiertes NH_4 dürfte aufgrund der rückläufigen S-Deposition in vergleichbarer Größenordnung weniger deponiert worden sein. Zusammen mit den ansteigenden Interzeptionsverlusten könnte somit ein Rückgang der NH_4-Kronentraufeflüsse um ca. 16 % auf eine Veränderung der Bestandeseigenschaften und der verminderten S-Belastung der Atmosphäre zurückzuführen sein.

Als weitere Ursache für den Rückgang der N-Einträge in der Kronentraufe ist der an diesem Standort festgestellte Abnahme der NH_x-Immissionskonzentrationen anzunehmen (SCHAAF *et al.* 2005b). Der Waldbestand befindet sich (wie der in Bestand Augustendorf) in einem Gebiet zur Trinkwassergewinnung, in dem möglicherweise durch reduzierte Düngung die NH_3-Belastung lokal weiter abgenommen hat.

7.5.3.1 Ermittlung der Gesamtdepositionen mit Hilfe von Kronenraumbilanzierungen

Nach dem Bilanzierungsansatz von DRAAIJERS & ERISMAN wurden im 8-jährigen Mittel mit 31 kg ha^{-1} a^{-1} um etwa 16 % höhere N-Einträge ermittelt als über die Kronentraufemessung (27 kg ha^{-1} a^{-1}). Im Referenzzeitraum betrug die GD ebenfalls 31 kg ha^{-1} a^{-1}, in der Kronentraufe wurden mit nur 22 kg ha^{-1} a^{-1} um 38 % geringere N-Frachten eingetragen (**Abbildung 7.28**).

Die nach dem Ansatz von Ulrich berechnete Gesamtdeposition lag im Referenzzeitraum 2002/2003 auf gleichem Niveau der gemessenen Kronentraufeflüsse. Nach diesem Rechenmodell ergibt sich für die Jahre 1996, 2001 und 2003 sogar ein niedrigerer N-Input. Dies kann auf maßgebliche Abweichungen der Depositionsmechanismen von Na sowie Ammonium und Nitrat zurückzuführen sein (GEHRMANN *et al.* 2001). Die Ursache erhöhter Na-Depositionen können Bodenabwehungen landwirtschaftlicher Flächen oder aus dem Niederschlag unweit entfernter Gehölze verdriftete Na-Partikel sein. Die berechneten Depositionsraten werden in diesem Fall nach ULrich (1994) mit der Bestandesdeposition gleich gesetzt (vgl. Kap. 7.5.1.5).

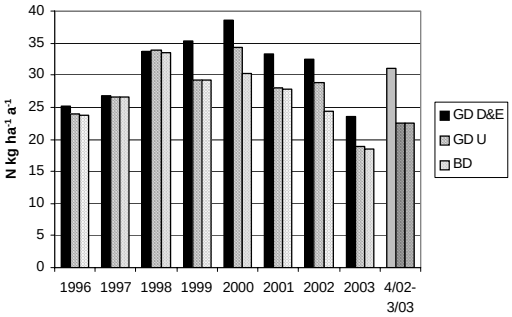

Abbildung 7.28: Jährliche N-Depositionsraten im Kiefernbestand Holdorf, ermittelt nach Modellansätzen von DRAAIJERS & ERISMAN (1995) (*GD* D&E), ULRICH (1994) (*GD* U) und auf Grundlage von Kronentraufemessungen (*BD*) in den Jahren 1996-2003. Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 grau hinterlegt.

7.5.3.2 Zusammensetzung sedimentierender Luftinhaltsstoffe Stoffe im Freiflächen- und Bestandesniederschlag

In Holdorf zeigen pH-Werte von durchschnittlich 5,8 im Freiflächenniederschlag sowie 5,9 im Bestandesniederschlag, dass mit den oxidierten N- und S-Spezies produzierte Protonen im Niederschlagswasser durch die Anwesenheit von NH_3 mehr als neutralisiert wurden.

Einen Hinweis auf eine Codeposition von NH_4-N mit SO_4-S und NO_3-N gibt auch der hohe statistische Zusammenhang ihrer Konzentrationen in den Niederschlägen (**Abbildung 7.29**). Die Korrelation (R^2) der Konzentrationen beider Anionen mit den NH_4-N-Konzentrationen lag im üblichen Bereich von 0,8. Durch Division mit den Na-Konzentrationen, wodurch witterungsbedingte Effekte (Aufkonzentration/Verdünnungen durch geringe/hohe Niederschläge) weniger stark zum Ausdruck kommen, erreichen die Korrelationskoeffizienten noch höhere Werte von R^2 = 0,94 für die NH_4-NO_3-Beziehung und R^2 = 0,84 für den Zusammenhang zwischen den Konzentrationen von NH_4 und SO_4.

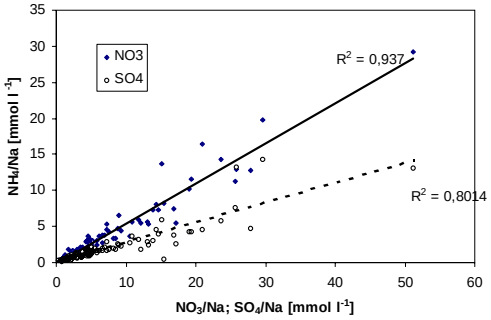

Abbildung 7.29: Beziehung des Quotienten Na/NH_4 zu den Quotienten von Na/NO_3 und Na/SO_4 im Freilandniederschlag, Holdorf

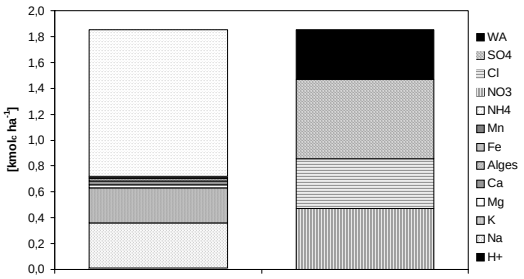

Abbildung 7.30: Bestandesdeposition von Kationen (linker Balken) und Anionen (rechter Balken) im Kiefernbestand Holdorf im Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003.

Im Unterschied zum Freilandniederschlag, ist das Verhältnis der Kationen- und Anionensummen unter den anorganischen Bestandteilen im Bestandesniederschlag weniger ausgeglichen (**Abbildung 7.30**). Die Kationen-Deposition überstieg mit 1,83 kmol ha^{-1} a^{-1} den Anionen-Eintrag um etwa 0,4 kmol ha^{-1} a^{-1}. Dieses Anionen-Defizit wird nach DRAAIJERS & ERISMAN (1995) durch die Anwesenheit der analytisch nicht erfassten schwachen Säuren (WA) ausgeglichen. Die Anteile der SO_4-, Cl-, und NO_3-Flüsse unterschieden sich im Bestand nur gering von denen im Freiland. Die Deposition von SO_4-S lag mit 0,61 kmol ha^{-1} a^{-1} bzw. Seesalz-korrigiert mit 0,53 kmol ha^{-1} a^{-1} im Bestand geringfügig über der der Cl- und NO_3-Ionen.

NH_4-N wurde im Referenzzeitraum in Höhe von 1,13 kmol ha^{-1} a^{-1} (15 kg ha^{-1} a^{-1} N) in den Waldboden eingetragen und lag damit um 61 % über der Niederschlagsdeposition, während die NO_3-N-Deposition mit 0,47 kmol ha^{-1} a^{-1} (etwa 8 kg ha^{-1} a^{-1} N) im Bestand nur um 36 % über der Niederschlagsdeposition lag. Dies beruht auf der hohen Abscheidung von gasförmigem NH_3 sowie von NH_4-N im Kronenraum, das in Verbindung sowohl mit NO_3-N als auch SO_4-S sedimentiert.

7.5.4 Stoff-Flüsse in der Kronentraufe und mittelfristige Trends am Standort Sandkrug

Der jährliche N-Eintrag im Freiland betrug in Sandkrug im Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 14,6 kg ha^{-1}. Damit wurde das mehrjährige Mittel von 14,1 kg N ha^{-1} a^{-1} nur geringfügig überschritten (**Abbildung 7.31**). Ähnlich wie bei den anderen Messstandorten, war die jährliche Variabilität des N-Eintrags auf der Freifläche relativ gering. Analog zu den jährlichen Niederschlagssummen wurden im Jahr 2003 die geringsten N-Einträge (ca. 10 kg ha^{-1} a^{-1}) festgestellt. Die Differenz im Vergleich zur N-Deposition von 1998 (15 kg ha^{-1} a^{-1}) entspricht etwa den Unterschieden der gefallenen Niederschlagsmengen.

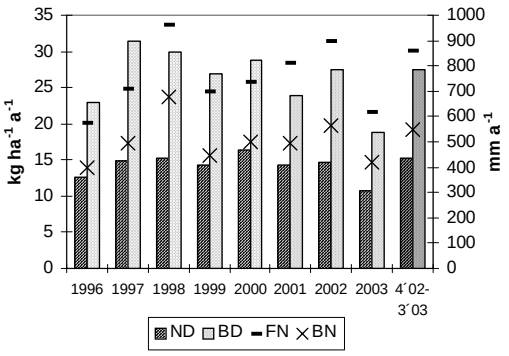

Abbildung 7.31: Jährliche Niederschlagsmengen und N-Flüsse im Freiland (*ND*) sowie im Bestand (*BD*) der Messstelle Sandkrug in den Jahren 1996 bis 2003. Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 grau hinterlegt.

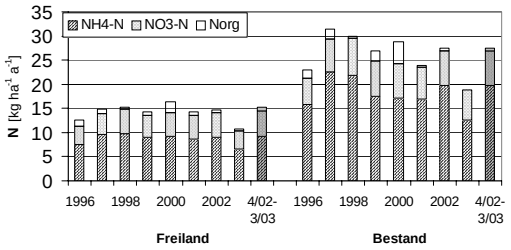

Abbildung 7.32: Flüsse von NH_4- und NO_3-N sowie gelöster organischer N-Verbindungen im Freiland und im Bestand der Messstelle Sandkrug in den Jahren 1996 bis 2003. Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 grau hinterlegt.

Anders als im Freiland zeigte sich bei der Höhe der N-Flüsse im Kiefernbestand ein leicht abwärtsgerichteter Trend. Seit dem höchsten N-Eintrag von 31,4 kg ha^{-1} a^{-1} N im Jahr 1997 sank die N-Deposition in der Kronentraufe fast kontinuierlich um mehr als 40 %. Die hohen Niederschläge von mehr als 900 mm a^{-1} im Jahr 2002 unterbrachen diesen Trend, im trockenen Jahr 2003 setzte er sich wiederum verstärkt fort und erreichte das Minimum von 18,8 kg ha^{-1} a^{-1} N. Das 8-Jahres-Mittel von 27 kg ha^{-1} a^{-1} unterschied sich allerdings kaum von der N-Fracht, die im Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 festgestellt wurde (26 kg ha^{-1} a^{-1}).

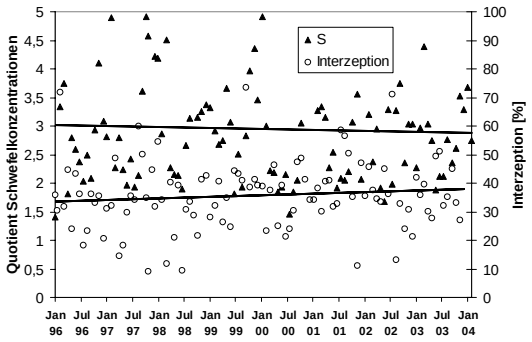

Abbildung 7.33: Verlauf des Quotienten aus den SO_4-S-Konzentrationen im Bestands- und im Freilandniederschlag (S, oben) sowie die Niederschlagsinterzeption (unten) in Sandkrug

Die Mengenanteile von NH_4 und NO_3 unter den N-Spezies im Bestandesniederschlag blieben relativ konstant (**Abbildung 7.32**) und entsprachen denen des Referenzzeitraumes (April 2002 bis März 2003). In dieser Periode lag der NH_4-N-Anteil mit 61 % im Freiflächen- bzw. 72 % im Bestandesniederschlag deutlich über dem NO_3-N-Anteil (35 % bzw. 27 %).

Größere jahresperiodische Abweichungen traten bei dem Eintrag gelöster organischer N-Spezies auf. Mit Einträgen zwischen 0,1 und 4,6 kg ha^{-1} a^{-1} kann diese N-Spezies im Vergleich zu den anorganischen Verbindungen zeitweilig eine größere Rolle spielen.

Der tendenzielle Rückgang der N-Flüsse in der Kronentraufe ist – unter Berücksichtigung der Schätzfehler – möglicherweise in Sandkrug auf veränderte bestandesstrukturelle Bedingungen sowie der weiterhin abnehmenden S-Immissionen zurückzuführen. Die Verluste der Niederschlagsinterzeption stiegen in 8 Jahren um ca. 10 % (**Abbildung 7.33**) und der Quotient der S-Konzentrationen im Freiland- und Bestandesniederschlag sank um ca. 7 % von 3,0 auf 2,8.

7.5.4.1 Ermittlung der Gesamtdepositionen mit Hilfe von Kronenraumbilanzierungen

Die errechnete Gesamtdeposition von N (*GD*) war im mehrjährigen Mittel nach den Modellen von DRAAIJERS & ERISMAN (1995) und ULRICH (1994) mit 29 bzw. 27 kg ha^{-1} a^{-1} gegenüber den gemessenen Kronentraufeflüssen von durchschnittlich 26 kg ha^{-1} a^{-1} nur leicht erhöht (**Abbildung 7.34**).

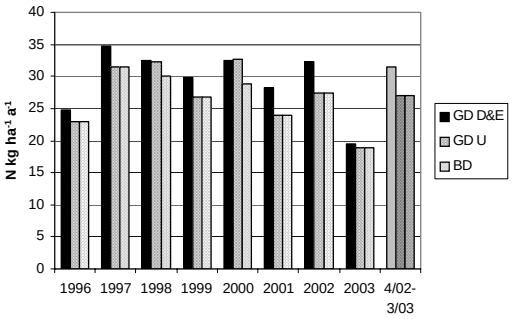

Abbildung 7.34: Jährliche N-Depositionsraten im Kiefernbestand, ermittelt nach Modellansätzen von DRAAIJERS & ERISMAN (1995) (*GD* D&E), ULRICH (1994) (*GD* U) und auf Grundlage von Kronentraufemessungen (*BD*) in den Jahren 1996 bis 2003. Referenzzeitraum April 2002 bis März 2003 grau hinterlegt.

Im Vergleichszeitraum April 2002-März 2003 wurden nach dem Draaijers-Modell mit 32 kg ha^{-1} a^{-1} deutlich höhere N-Flüsse als nach Ulrich und den Kronentraufeflüssen (beide 27 kg ha^{-1} a^{-1}) ermittelt.

7.5.4.2 Beziehung sedimentierender Luftinhaltsstoffe Stoffe im Freiflächen- und Bestandesniederschlag

Dem engen statistischen Zusammenhang der Depositionsraten von NH_4, NO_3 und SO_4 (**Abbildung 7.35**) zufolge wird NH_4-N überwiegend als NH_4NO_3 und $(NH_4)_2SO_4$ bzw. NH_4HSO_4 in den Waldboden eingetragen. Die Summe beider Anionen lag im Freiland mit 0,8 kmol ha^{-1} a^{-1} etwas über bzw. mit 1,2 kmol ha^{-1} a^{-1} im Kiefernbestand etwas unter dem NH_4-N-Eintrag (**Abbildungen 7.12, 7.36**). Im Bestand bedeutet dies, dass NH_4 in anderen Bindungsformen depo-

niert wird. Hierzu kann Cl in Betracht kommen, dessen Deposition um 0,14 kmol ha^{-1} a^{-1} über dem Na-Eintrag liegt. Auch das in der Ionenbilanz nicht berücksichtigte Hydrogencarbonat-Ion spielt mitunter eine wichtige Rolle als Begleition von NH_4.

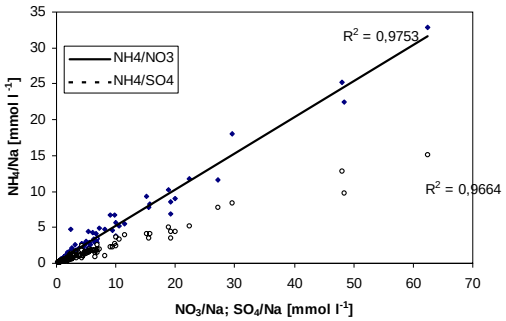

Abbildung 7.35: Beziehung des Quotienten Na/NH_4 zu den Quotienten Na/NO_3 und Na/SO_4 im Freilandniederschlag, Sandkrug

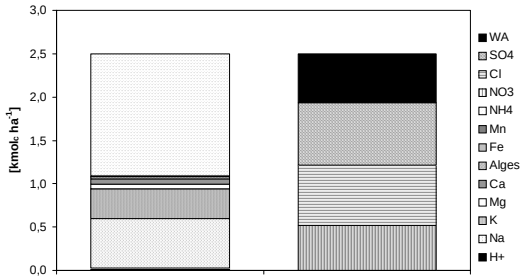

Abbildung 7.36: Bestandesdeposition von Kationen (linker Balken) und Anionen (rechter Balken) im Kiefernbestand Sandkrug (Referenzzeitraum: April 2002 bis März 2003)

Gegenüber Holdorf höhere Na- und Cl-Flüsse sowohl im Freiland- als auch im Bestandesniederschlag resultieren aus der etwas geringeren Entfernung zum Meer. Die NH_4-N- und Na-Flüsse im Bestand lagen jeweils um 60 % und die Flüsse von Cl^-, SO_4^{2-}, und NO_3^- um jeweils etwa 38 % über den Freilandeinträgen. Demgegenüber ist bei den K-Flüssen im Bestand etwa mit dem Faktor 10 (0,27 kmol ha^{-1} a^{-1}) der nassen Deposition von nennenswerten Leachingraten aus dem Kronenraum auszugehen, die möglicherweise in Zusammenhang mit einer erhöhten NH_4-N-Aufnahme stehen.

7.6 Stickstoff-Austräge aus dem System

7.6.1 Stickstoff-Austräge am Standort Augustendorf

Die Entwicklung der NO_3-Konzentrationen in der Bodenlösung am Standort Augustendorf (AUKIW1) zeigt einen deutlichen Anstieg im Zeitraum 1994 bis 2003 (**Abbildung 7.37**). 2002 und 2003 lag die mittlere NO_3-Konzentration in 250 cm Tiefe über dem EU-Grenzwert für Trinkwasser. Dies bedeutet, dass das oberflächennahe Grundwasser derzeit so stark belastet wird, dass es für eine Trinkwassergewinnung unbrauchbar wird, wenn nicht zwischen der Messtiefe in 250 cm und der Grundwasseroberfläche in 7 bis 8 m erhebliche Denitrifikationsverluste auftreten.

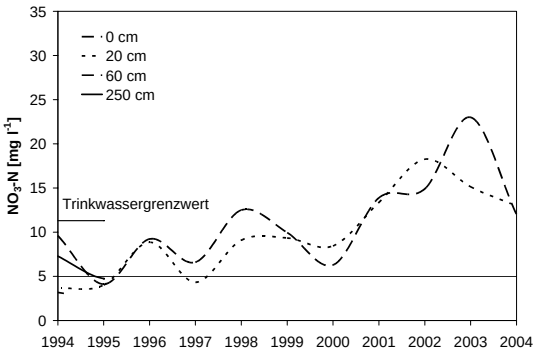

Abbildung 7.37: Mittlere NO_3-N-Konzentrationen in der Bodenlösung am Standort Augustendorf (AUKIW1).

Die berechneten N-Austräge belaufen sich im Mittel auf etwa 27 kg ha^{-1} a^{-1}, wobei die interannuellen Variationen aufgrund unterschiedlicher Sickerraten und N-Konzentrationen in der Bodenlösung mit 4 bis 65 kg ha^{-1} a^{-1} beträchtlich sind (**Abbildung 7.42**).

7.6.2 Stickstoff-Austräge am Standort Holdorf

Die am Standort Holdorf über einen längeren Zeitraum ermittelten NO_3-N-Konzentrationen sind in **Abbildung 7.38** dargestellt. Im Jahr 2002 betrugen sie im gewichteten Mittel 3,1 mg l^{-1}, im darauffolgenden Jahr lagen sie mit 2,2 mg l^{-1} NO_3-N etwas darunter. Die NH_4-N-Konzentrationen lagen ebenso wie bei den anderen Standorten in größeren Bodentiefen nahezu kontinuierlich unterhalb der chemischen Nachweisgrenze von 0,1 mg l^{-1} und sind als Bilanzgröße vernachlässigbar.

Über einen längeren Zeitraum betrachtet ist im Gegensatz zu den Messergebnissen in Augustendorf ein tendenzieller Rückgang der NO_3-Kon-zentrationen zu verzeichnen. Seit 1997 (4,9 mg l^{-1}) haben sich die NO_3-N-Konzentrationen mehr als halbiert. Der Rückgang ist möglicherweise auf den nachlassenden Effekt, der 1996 durch den Einbau der Sickerwasserkerzen entstand, zurückzuführen. 1999 verstärkte sich die Konzentrationsabnahme vermutlich witterungsbedingt, da in dieser Periode auch in Augustendorf einer temporärer Rückgang der NO_3-Konzentrationen zu verzeichnen war. Seit 2001 haben sich die Werte der NO_3-N-Konzentrationen im Bereich zwischen 2 und 3 mg l^{-1} eingependelt.

Bedingt durch die hohen Niederschläge im Jahr 2002 (940 mm a^{-1}) wurden etwa 17 kg ha^{-1} a^{-1} N über das Sickerwasser ausgetragen. Die Sickerwasserrate war in diesem Zeitraum mit 560 mm a^{-1} entsprechend hoch.

2003 war dagegen gekennzeichnet von sehr geringen Niederschlags- und Sickerwassermengen. Letztere betrugen in der Jahressumme etwa 230 mm a^{-1}. Gleichzeitig ebenfalls niedrige NO_3-N-Konzentrationen führten zu einem Rückgang des N-Austrags auf 5 kg ha^{-1} a^{-1}. In beiden Jahren werden offenkundig die Witterungsextreme dieser Periode deutlich. Im Mittel beider Jahre liegen die Austragsraten jedoch relativ nah beim längerfristigen Mittel der N-Austräge (1997 bis 2004) in Höhe von 9,5 kg ha^{-1} a^{-1}.

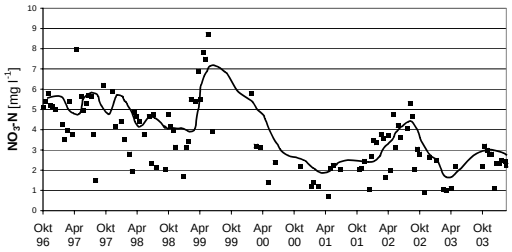

Abbildung 7.38: Mittlere NO_3-N-Konzentrationen in der Bodenlösung aus einer Probenentnahmetiefe von 1,2 m am Standort Holdorf

7.6.3 Stickstoff-Austräge am Standort Sandkrug

Die NO_3-N-Konzentrationen im Sickerwasser in 1,2 m Bodentiefe des Standortes Sandkrug lagen mit 0,5 mg l^{-1} (2002) und 0,2 mg l^{-1} (2003) im Jahresmittel auf einem Niveau, dass sich deutlich von den in Augustendorf und Holdorf gemessenen Werten unterscheidet (**Abbildung 7.39**). Die Abnahme der anfänglich höheren NO_3-N-Konzentrationen in den Jahren 1997 bis 1999 ist – ebenso wie in Holdorf – wahrscheinlich messtechnisch bedingt. Seit 2001 bewegen sich die NO_3-N-Konzentrationen auf einem Niveau zwischen unter 0,1 mg l^{-1} und 1,5 mg l^{-1}. Die Sickerung betrug in den beiden Untersuchungsjahren 2002 und 2003 501 mm a^{-1} bzw. 265 mm a^{-1}. Sie lag damit etwas über der für Holdorf berechneten Sickerwassermenge und im niederschlagsreichen Jahr 2002 deutlich über der in Augustendorf ermittelten Sickerung. In Sandkrug führte sie zu jährlichen NO_3-N-Austrägen von 2,5 bzw. 0,5 kg ha^{-1}. Durch im Bodenwasser gelöste N-Verbindungen erhöhten sich die Gesamtausträge in beiden Jahren jeweils um etwa 20 %.

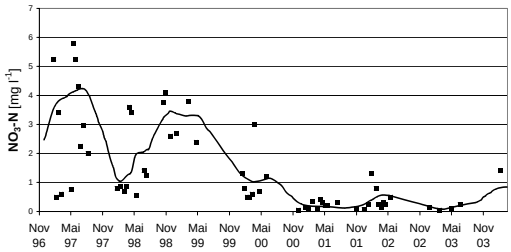

Abbildung 7.39: Mittlere NO_3-N-Konzentrationen in der Bodenlösung aus einer Probenentnahmetiefe von 1,2 m am Standort Sandkrug

7.7 Vergleich der Elementflüsse und Ökosystembilanzen der Standorte Augustendorf, Sandkrug und Holdorf

7.7.1 Stoffflüsse in der Kronentraufe

Die regionalen Unterschiede der Stoffflüsse und ihrer Wirkungen auf den Elementhaushalt werden durch die Gegenüberstellung der Untersuchungsergebnisse von den 3 Kiefernstandorten Augustendorf (AUKIW1), Holdorf und Sandkrug ersichtlich. Berücksichtigt sind die Daten der 2-jährigen Messperiode 2002 und 2003 (**Tabelle 7.7**).

Die in diesem Zeitraum gefallenen Niederschlagsmengen unterschieden sich um maximal 10 %. Die Eintragsraten einiger Elemente wichen demgegenüber erheblich voneinander ab.

Bei den Einträgen der überwiegend meerbürtigen Ionen Na und Cl wird die geringere Entfernung der Messstandorte Augustendorf und Sandkrug zur Küste deutlich. Nicht zuletzt auch aufgrund der geringeren Niederschlagsmengen war im 2-jährigen Mittel die mittlere Cl-Deposition an dem südlichsten Standort Holdorf mit 14,3 kg ha^{-1} a^{-1} halb so hoch wie in Augustendorf.

Tabelle: 7.7: Mittlere jährliche Flussraten der mittelalten Kiefernbestände Augustendorf (AUKIW1), Holdorf und Sandkrug in den Jahren 2002 und 2003. Berechnete Flüsse der Gesamt-Deposition nach DRAAIJERS & ERISMAN (1995) sowie der anderer Elemente nach ULRICH (1994).

	H_2O	Na	K	Mg	Ca	NH_4-N	NO_3-N	Cl	SO_4-S	N_{ges}	N_{org}-N
	mm	|---------- kg ha^{-1} a^{-1} ---------- |									
Freiland-Niederschlag											
Augustendorf	792	10,1	1,5	0,7	1,4	7,1	4,4	17,0	5,4	12,9	1,5
Holdorf	754	5,4	0,6	0,4	0,9	8,3	4,4	10,6	6,0	13,3	0,6
Sandkrug	758	7,2	0,9	0,6	1,5	7,8	4,4	13,0	5,9	12,8	0,5
Bestandes-Niederschlag											
Augustendorf	545	16,3	20,9	1,6	3,0	18,6	7,1	30,2	9,1	30,2	4,5
Holdorf	495	8,4	9,9	0,4	0,9	14,5	6,6	14,3	9,1	21,4	0,3
Sandkrug	490	12,0	11,2	0,8	1,3	16,2	6,7	21,5	10,0	23,1	0,3
Gesamtdeposition											
Augustendorf	545	16,3	2,5	1,2	2,3	18,6	8,4	30,2	9,1	30,2	
Holdorf	495	8,4	0,9	0,6	1,3	15,3	7,9	14,3	9,1	24,0	
Sandkrug	490	12,0	1,5	1,0	2,5	16,2	7,5	21,5	10,0	23,1	
Kronenraumaustausch											
Augustendorf	248		-18,4	-0,4	-0,7	0,0	1,3			0,0	
Holdorf	259		-9,0	0,2	0,4	0,8	1,2			2,5	
Sandkrug	268		-9,8	0,3	1,2	0,0	0,8			0,0	
Sickerwasseroutput											
Augustendorf	297	55	3,0	11,3	15,5	0,3	55,5	91	23	60	4,0
Holdorf	396	23	4	4	6	>0,1	11	58	22	12	1,0
Sandkrug	383	60	1,5	3,5	2,7	>0,1	1,5	117	31	1,8	0,3

Tabelle 7.8: N-Flüsse an den Standorten Augustendorf (AUKIW1, Mittel 1994-2003), Sandkrug und Holdorf (Mittel 1997-2003).

Fluss	Augustendorf	Sandkrug	Holdorf
		kg ha^{-1} a^{-1}	
Gesamtdeposition (n. ULRICH 1994)	34,0	26,7	27,2
Netto-Aufnahme (n. RADEMACHER *et al.* 1999)	5,3	5,3	5,3
Sickerwasseraustrag	26,9	5,0	11,9
gasförmige N-Austräge	0 – 10	0 - 10	0 - 10
Bilanz	-8,2 - 1,8	6,4 - 16,4	0 - 10
Streufall	61,8	65 - 70	65 - 70

Auch von K wurden in Augustendorf die höchsten Mengen in den Boden eingetragen. Das physiologisch sehr mobile Kation wird zum weitaus überwiegenden Teil aus dem Kronenraum ausgewaschen. Lediglich 5 bis 10 % stammen nach dem Rechenansatz von ULRICH (1994) aus der nassen und trockenen Deposition (**Tabelle 7.7**). Die Ursachen der hohen K-Flüsse sind daher ökophysiologischer Natur. K, Ca und Mg werden im Kronenraum zum Ladungsausgleich gegen NH_4^+ ausgetauscht (LANGUSCH *et al.* 2003).

Eine gewisse Rolle bei dem erhöhten K-Leaching spielt vermutlich die erfolgte Bodenschutzkalkung in Augustendorf. Hierauf deutet jedenfalls der Vergleich der Ergebnisse von Flussmessungen hin, die in einem benachbarten Bestand des Messstandortes Sandkrug durchgeführt werden (**Abbildung 7.40**, Sandk. Kalkung). In diesem Bestand sind infolge der gesteigerten Bodenmineralisation kurz nach der Kalkung (1999) die Flussraten von K, später auch die von anderen Elementen, deutlich angestiegen. Mittlerweile liegt die Bestandesdeposition fast aller analysierter Elemente auf dem höheren Niveau der in Augustendorf ermittelten Flussraten. Durch die insgesamt bessere Nährelementversorgung der gekalkten Bestände werden offensichtlich durch veränderte kronenraum-interne Interaktionen die Stoffflüsse in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Während dieser Effekt bei K, aber auch bei den als physiologisch als inert betrachteten Elementen Cl und Na sehr auffällig ist, tritt er bei Nitrat am wenigsten in Erscheinung.

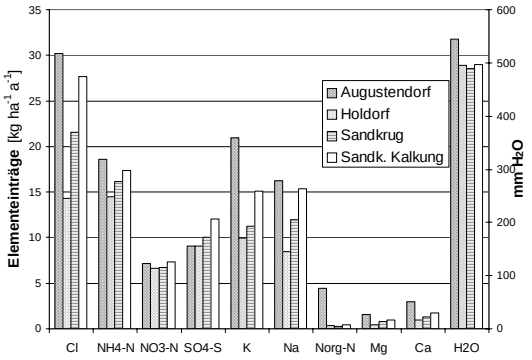

Abbildung 7.40: Jährliche Elementeinträge (*BD*) im Kiefernbestand an den Messstandorten Augustendorf, Holdorf und Sandkrug im Mittel des Zeitraumes 2002/2003.

Unter den Flussraten der eutrophierenden N-Spezies traten die geringsten regionalen Unterschiede bei NO_3 auf. Die Abweichungen lagen mit unter 10 % deutlich innerhalb der Fehlerschranken. Auch bei den S-Einträgen wird deutlich, dass die großräumig relativ

einheitlichen Konzentrationen dieser Immissionskomponente nahezu identische Stoffeinträge an den drei Standorten herbeiführen.

In größeren Unterschieden zwischen den NH_4-Flüssen spiegeln sich offensichtlich die lokalen Immissionsverhältnisse der Messstandorte wider. Die vergleichsweise niedrigen NH_3-Konzentrationen in der Umgebungsluft am Standort Sandkrug finden in den jährlichen N-Einträgen allerdings keine Entsprechung. Die Annahme, dass die ungünstigen Ernährungsbedingungen des Dünensand-Standortes eine nennenswerte Rolle spielt, wodurch ein geringerer Anteil des im Kronenraum aufgenommenen N aufgenommen und so über die Kronentraufe in den Boden gelangt, lässt sich anhand der Ergebnisse von Parallelmessungen im gekalkten Bestand (**Abbildung 7.40**) nicht verifizieren. Möglicherweise liegt der relativ hohe NH_4-Kronentraufefluss auch in einer von Augustendorf und Holdorf abweichenden Atmosphärenchemie begründet.

Trotz des vergleichsweise hohen Niveaus der NH_4-Einträge in der Kronentraufe des Standortes Sandkrug besteht ein relativ großer Zusammenhang mit den NH_4-Flüssen in Holdorf und Augustendorf. Am Beispiel der 4-wöchigen Stoffflüsse der ca. 50 km voneinander entfernten Messstandorte Sandkrug und Holdorf zeigt sich, dass die atmosphärischen N-Flüsse von NH_4-N und NO_3-N offensichtlich in hohem Maße von den großräumig herrschenden Witterungsereignissen geprägt werden (**Abbildung 7.41**). Noch enger ist der statistische Zusammenhang der Flüsse von SO_4-S und Na, die kaum lokalen Quellen entstammen und von physiologischen Interaktionen im Kronenraum nur gering beeinflusst sind.

7.7.2 Stoffbilanzen

Für die Abschätzung einer Ökosystembilanz müssen alle relevanten Flüsse über die Ökosystemgrenzen ermittelt werden. Dies muss in der Regel über die Schätzung der Flüsse selbst erfolgen. Demgegenüber ist eine Schätzung der Flüsse über Veränderungen von Vorräten einzelner Elemente unsicher, da ihre Vorräte im Vergleich zu den Flüssen groß sind und aufgrund der räumlichen Variabilität nur ungenau erfasst werden können (**Tabellen 7.8 und 7.9**). Eine Ausnahme stellt die Schätzung der Netto-Aufnahme in die Baumbiomasse dar, die aus Vorratsinventuren und dem Wachstumsverlauf der Bestände ermittelt wird (RADEMACHER *et al.* 1999, JACOBSEN *et al.* 2002). Die Bodenvegetation wird nicht für die Betrachtung der längerfristigen Stoffumsätze berücksichtigt, da angenommen wird, dass sich Assimilation und Mineralisation in einem Fließgleichgewicht befinden (BOLTE *et al.* 2004).

Tabelle 7.9: N-Vorräte in verschiedenen Kompartimenten an den Standorten Augustendorf (AUKIW1), Sandkrug und Holdorf.

Kompartiment	Augustendorf	Sandkrug	Holdorf
	Vorrat kg ha^{-1}		
Baumbiomasse[a]	291	291	291
Bodenvegetation (Strauch- und Krautschicht)[b]	69	10	25
Humusauflage	~1400	~1800	~1900
Mineralboden[c]	~7800	~1800	~2900
Ökosystemvorrat	~9600	~3900	~5100

[a] n. RADEMACHER *et al.* (1999)
[b] BOLTE *et al.* 2004
[c] Augustendorf: 0-100 cm, Sandkrug und Holdorf: 0-90 cm

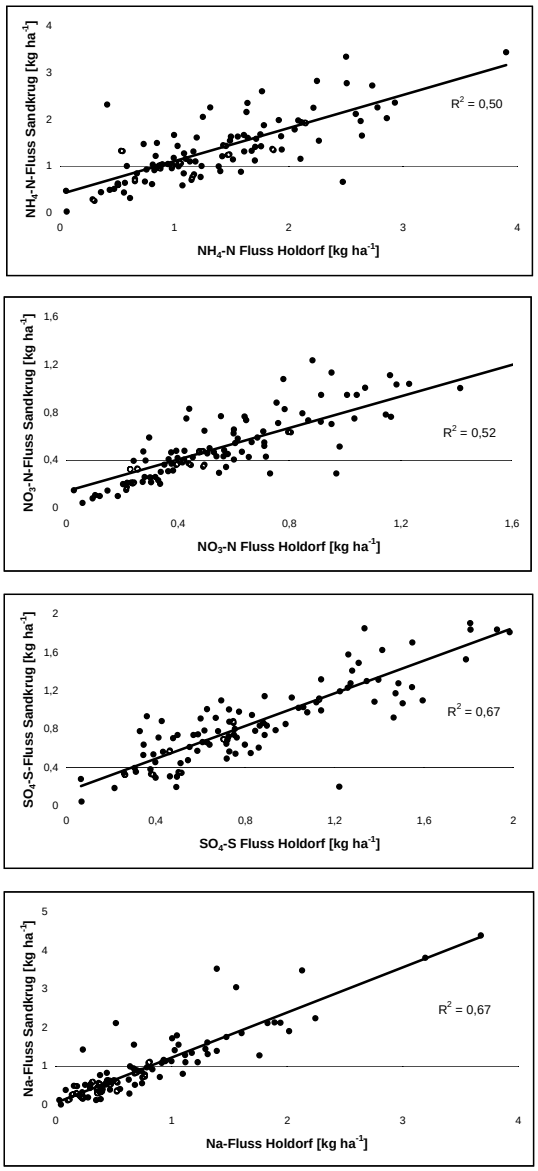

Abbildung 7.41: Zusammenhang 4-wöchiger Flussraten von NH_4-N, NO_3-N, SO_4-S und Na in der Kronentraufe der Kiefernbestände Holdorf und Sandkrug zwischen 1996 und 2003.

Als Austragspfad, der nicht durch Messungen erfasst wurde, kommen gasförmige N-Verluste in Betracht. Diese können in Form der N-Spezies N_2O, NO oder N_2 vonstatten gehen (BRUMME *et al.* 1999). Nach BRUMME *et al.* (1999) ist es wenig wahrscheinlich, dass die N_2O-Emissionen auf nicht grundwasserbeeinflussten Standorten unter Kiefer höher als 3 kg ha^{-1} a^{-1} sind. Jedoch lassen sich kaum Abschätzungen der Flüsse von NO und N_2 treffen, so dass eine Gesamtaussage über gasförmige N-Emissionen ohne orientierende Messungen nicht möglich ist (BRUMME, pers. Mitt.). Nach BUTTERBACH-BAHL *et al.* (2002) lagen die Gesamt-N-Emissionen in Buchen- und Fichtenbeständen des Höglwald während 4-jähriger Messungen bei ca. 15 kg ha^{-1} a^{-1}. Für die hier untersuchten Bestände scheinen demnach gasförmige N-Verluste im Bereich zwischen 0 und 10 kg ha^{-1} a^{-1} am wahrscheinlichsten.

Nach den konventionell gemessenen N-Flüssen (MEESENBURG *et al.* 1997), d.h. ohne Berücksichtigung der mikrometeorologisch bestimmten N-Aufnahme im Kronenraum, ergibt sich langfristig für Augustendorf eine mittlere Gesamtdeposition von etwa 34 kg ha^{-1} a^{-1}. Dem steht eine Netto-Aufnahme in die Baumbiomasse von ca. 5 kg ha^{-1} a^{-1} und ein Austrag mit dem Sickerwasser von ca. 27 kg ha^{-1} a^{-1} gegenüber (**Tabelle 7.8**). Damit errechnet sich eine Bilanz, die zwischen einem Überschuss von ca. 2 kg ha^{-1} a^{-1} liegt, der möglicherweise im Ökosystem gespeichert wird, bis hin zu einem Defizit, dass bis zu einer Höhe von 8,2 kg ha^{-1} a^{-1} das Ökosystem verlässt.

Trotz etwas geringerer N-Deposition ergeben sich für Sandkrug und Holdorf höhere Bilanzüberschüsse, da die Austräge mit dem Sickerwasser geringer waren. In Sandkrug sind die Akkumulationsraten mit Werten zwischen 6,4 und 16,4 kg ha^{-1} a^{-1} mit Abstand am größten.

Die N-Flüsse zeigen insbesondere auf der Austragsseite eine hohe zeitliche Dynamik, die u.a. von der Dynamik der Wasserflüsse abhängig ist (**Abbildungen 7.42 bis 7.44**). So wurden an allen Standorten 2002 überdurchschnittlich hohe Sickerwasserraten verzeichnet. Für die Messjahre 2002 und 2003 ergeben sich für Augustendorf stark negative N-Bilanzen, während dies in Holdorf und Sandkrug in keinem Untersuchungsjahr der Fall war. In Sandkrug und Holdorf deutet sich im Gegensatz zu Augustendorf, wo ein Anstieg zu verzeichnen ist, ein Rückgang der N-Austräge an. Die unterschiedlichen zeitlichen Muster der N-Austräge an den Untersuchungsstandorten verdeutlichen die gegenüber den Depositionsraten großen Unterschiede der internen N-Dynamik der Bestände.

Eine N-Speicherung von 2 kg ha^{-1} a^{-1} im Ökosystem liegt im Bereich des Messfehlers (**Tabelle 7.8**). Aber auch bei einem Bilanzüberschuss von 16 kg ha^{-1} a^{-1} ist nicht zu erwarten, dass dieser mittelfristig (ca. 10 a) durch Inventurvergleiche nachgewiesen werden kann. Nach ABER *et al.* (1998) können N-Mengen bis zu 150 kg ha^{-1} a^{-1} in Waldökosystemen zurückgehalten werden. MEIWES *et al.* (2002) fanden allein in Humusauflagen von Buchen- und Fichtenökosystemen im Solling N-Speicherraten von 20 bzw. 40 kg ha^{-1} a^{-1}. Demnach erscheint eine N-Retention im Boden der Kiefernökosysteme möglich.

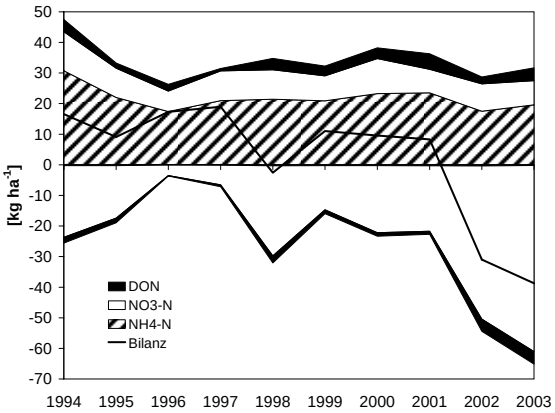

Abbildung 7.42: N-Flüsse (positiv: Deposition, negativ: Austrag mit Bodenlösung) im Zeitraum 1994 bis 2003 am Standort Augustendorf (AUKIW1).

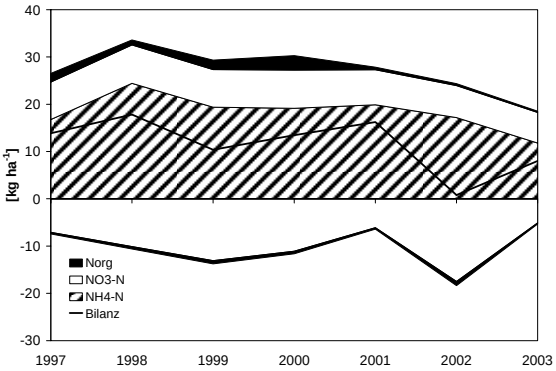

Abbildung 7.43: N-Flüsse (positiv: Deposition, negativ: Austrag mit Bodenlösung) im Zeitraum 1997 bis 2003 am Standort Holdorf.

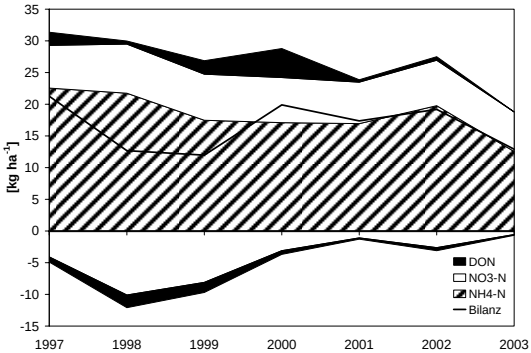

Abbildung 7.44: N-Flüsse (positiv: Deposition, negativ: Austrag mit Bodenlösung) im Zeitraum 1997 bis 2003 am Standort Sandkrug.

Wenn unterstellt wird, dass es sich bei den Gesamtdepositionsraten nach ULRICH (1994) um eine konservative Schätzungen handelt oder die N-Einträge entsprechend den Ergebnissen der mikrometeorologischen Messungen um 20 bis 30 kg ha^{-1} a^{-1} höher liegen, würde sich ein Bilanzüberschuss von etwa 25 bis 40 kg ha^{-1} a^{-1} für die drei Kiefernökosysteme ergeben. Eine Speicherung in der Humusauflage in dieser Größenordnung ließe sich mit den in Augustendorf angewandten Monitoring-Verfahren nach 20 bis 30 Jahren nachweisen.

7.7.2.1 Protonen-Bilanz am Standort Augustendorf

Aufgrund der N-Einträge in das Ökosystem und der nachfolgenden Umwandlungen der N-Komponenten ergeben sich auch Protonentransfers, aus denen eine Säurebelastung für das Ökosystem resultiert. Um diese abzuschätzen, wurde für den Standort Augustendorf beispielhaft eine Säurebilanz nach dem Verfahren von ULRICH (1994) erstellt. Dabei wird aus den Eintrags-/Austragsbilanzen der Elemente die Säurebilanz erstellt. Der Eintrag ist die Summe von Gesamtdeposition und Verwitterung. Die Freisetzung basischer Kationen (Verwitterung) wird dabei mit dem Modell PROFILE geschätzt (SVERDRUP & WARFVINGE 1993). Der Austrag ist die Summe von Sickerwasseraustrag und Netto-Aufnahme durch den Baumbestand, der nach RADEMACHER *et al.* (1999) geschätzt wurde.

Nach ULRICH (1994) ist die Säurebelastung des Ökosystems die Summe von

- Säure-Eintrag: Positive Bilanzen (Eintrag > Austrag) von Ma-Kationen (H, Mn, Al, Fe).
- N-Transformationen: NH_4-Eintrag – NH_4-Austrag – NO_3-Eintrag + NO_3-Austrag
- S-Austrag: Negative Bilanzen von SO_4 und schwachen Säuren. Schwache Säuren wurden aus der Ionenbilanz berechnet. Cl wird nur berücksichtigt, wenn die Bilanz nicht durch Mb-Kationen gedeckt wird.
- Mb-Retention: Positive Bilanzen von Mb-Kationen (Na, K, Mg, Ca), korrigiert um Neutralsalzakkumulation

Die Säurebelastung wird durch Säure-/Base-Reaktionen (Pufferung) ausgeglichen:

- Ma-Austrag: Negative Bilanzen von Ma-Kationen
- S-Retention: Positive Bilanzen von SO_4 und schwachen Säuren.
- Mb-Austrag: Negative Bilanzen von Mb-Kationen, korrigiert um Neutralsalzauswaschung

Im Gegensatz zu ULRICH (1994) wurden protonengenerierende und –konsumierende N-Transformationen in einer einzigen Gleichung berechnet. Wenn der Wert der N-Transformationen negativ ist, ist er als Säure-/Base-Reaktion zu berücksichtigen.

Die Säurebilanz für den Standort AUKIW1 zeigt, dass die Säurebelastung weit überwiegend durch N-Transformationen verursacht wird (**Abbildung 7.45**). Dies unterstreicht die Bedeutung der N-Depositionen nicht nur für die Eutrophierung, sondern auch für den Säurehaushalt der Ökosysteme. Die Säurebelastung wird überwiegend durch den Austrag von Ma-Kationen als Säure-/Base-Reaktion ausgeglichen. Als Ma-Kation spielt fast ausschließlich Al eine Rolle.

Der Austrag von Al wiederum ist ein Problem für die Hydrosphäre und für die Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser, weil schon geringe Al-Gehalte im Trinkwasser schädlich sind und Probleme bei der Wasseraufbereitung verursachen. Ein geringerer, aber nicht unbedeutender Teil der Säurebelastung wird durch den Austrag von Mb-Kationen gepuffert. Dies kann wiederum für das Waldökosystem ein Problem darstellen, wenn die Austragsraten dieser Nährstoffe so hoch sind, dass die pedogene Nachlieferung mit dem Austrag nicht Schritt halten kann (RADEMACHER *et al.* 2001).

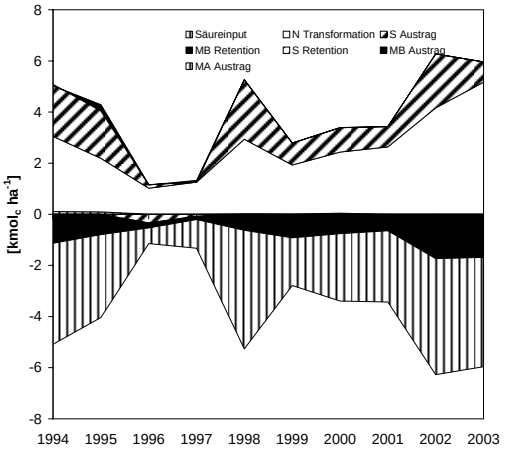

Abbildung 7.45: Säurebilanz (nach ULRICH 1994) (positiv: Säurebelastung, negativ: Säurepufferung) im Zeitraum 1994 bis 2003 am Standort Augustendorf (AUKIW1).

Die mittelfristigen Ergebnisse des Monitorings in Augustendorf zeigen, dass die N-Einträge den Stoffhaushalt des Waldökosystems maßgeblich steuern. Ähnliche Verhältnisse sind unter Berücksichtigung der abweichenden N-Flüsse auch in Sandkrug und Holdorf anzutreffen.

Das Waldökosystem Augustendorf scheint derzeit nicht in der Lage, eingetragenes N zu speichern. Daraus resultiert eine Belastung des Grundwassers mit NO_3, die langfristig die Nutzung als Trinkwasser in Frage stellen könnte. Die Nitrifizierung von eingetragenem NH_4 und nachfolgende Auswaschung als NO_3 bewirken ferner eine erhebliche Säurebelastung des Bodens, die ein Risiko für den erhöhten Austrag von

Al in das Grundwasser, aber auch ein Risiko für den Erhalt der Bodenfunktionen darstellt.

7.8 Literatur

Aber JD, McDowell W, Nadelhoffer KJ, 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: Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 5. Aufl.. Eching (München), IHW-Verlag.

Andersen HV, Hovmand MF, Hummelshøj P, Lensen NO (1993) Measurements of Ammonia Fluxes to a spruce stand in Denmark. Atmos Environ 27A:189-202.

Andersen HV, Hovmand MF (1995) Ammonia and nitric acid dry depositon and throughfall. Water Air Soil Pollut 85:2211-2216.

Andersen HV, Hovmand MF (1999) Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forest. Forest Ecol Managem 114:5-18.

Andersen HV, Hovmand MF, Hummelshøj P, Jensen NO (1999) Measurement of ammonia concentrations, fluxes and dry deposition velocities to a spruce forest 1991-1995. Atmos Environ 33:1367-1383.

Ashbaugh LL, Eldred RA (2004) Loss of Particle Nitrate from Teflon Sampling Filters: Effects on Measured Gravimetric Mass in California and in the IMPROVE Network. J Air Waste Managem Assoc 54:93-104.

BMELF (1997) Deutscher Waldbodenbericht. 1. Bonn, Bundesministerium für Ernährung. Landwirtschaft und Forsten. S. 91-93.

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.

Brumme R, Borken W, Finke S. (1999) Hierarchical control of nitrous oxide emission in forest ecosystems. Global Biogeochem Cycles 13:1137-1148.

Butterbach-Bahl K, Gasche R, Willibald G, Papen H (2002) Exchange of N-gases at the Höglwald Forest – A summary. Plant Soil 240:117-123.

Dämmgen U, Erisman JW, Cape JN, Grünhage L, Fowler D (2005a) Practical considerations for addressing uncertainties in monitoring bulk deposition. Environ Pollut, im Druck

Dämmgen U, Mohr K, Meesenburg H (2005a) Die Bestimmung von Flüssen reaktiver Stickstoff-Spezies in hoch mit Stickstoff belasteten Wald-Ökosystemen – methodische Grundlagen, Randbedingungen und Konzept der Messungen und Modellierungen im ANSWER-Projekt. Landbauforsch Völkenrode SH 279:9-18.

Dämmgen U, Schaaf S, Horváth B, Meesenburg H, Mohr K (2005b) Methoden zur Bestimmung von Stoffflüssen und –konzentrationen im ANSWER-Projekt. Landbauforsch Völkenrode SH 279:23-44.

Dämmgen U, Schaaf S (2002) Accuracy and representativity of heat flux measurements. Proc from the EUTRAC2 Symposium 2002. Weikersheim, Markgraf.

Draaijers GPJ, Erisman JW (1995) A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. Water Air Soil Pollut 85:2253-2258.

Duyzer JH, Verhagen HLM, Weststrate JH, Bosveld FC (1992) Measurement of the dry deposition flux of NH_3 on to coniferous forests. Atmos Environ 75:3-13.

Fowler D, Cape N (1983) Dry deposition of SO_2 onto a scots pine forest. In: Pruppacher HR, Semonin RG, Slinn WGN (1983) Precipitation Scavenging, Dry Deposition, and Resuspension. Bd. 2: Dry Deposition and Resuspension. New York, Elsevier. S. 763-773.

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. 207 S.

Granat L, Richter A (1995) Dry deposition to pine of sulphur dioxide and ozone at low concentration. Atmos Environ 29:1677-1683.

Gehrmann J, Andreae H, Fischer U, Lux W, Spranger T (2001) Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II - Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bonn, BMVEL. 94 S.

Hüttl RF (1991) Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundl Abh 28, 440 S.

Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes KJ (2002) Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten: Literaturstudie und Datensammlung. Abschlussbericht BMVEL-Projekt, 80 S.

Kirchner M, Braeutigam S, Ferm M, Haas M, Hangartner M, Hofschreuder P, Kasper-Giebl A, Römmelt H, Striedner J, Terzer W, Thöni L, Werner H, Zimmerling R (1999) Field intercomparison of diffusive samplers for measuring ammonia. J Environ Monit 1:259-265.

Langusch JJ, Borken W, Armbruster M, Dise NB, Matzner, E (2003) Canopy leaching of cations in Central European forest ecosystems. J Plant Nutr Soil Sci 166:168-174.

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.

Meesenburg H, Mohr K, Dämmgen U, Schaaf S, Meiwes KJ, Horváth (2005) Stickstoff-Einträge und –Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projekts - eine Synthese. Landbauforsch Völkenrode SH 279:95-108.

Meiwes KJ, Meesenburg 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.

Meixner FX, Franken HH, Duijzer JH, van Aalst RM (1988) Dry deposition of gaseous HNO_3 to a pine foerst. In: van Dop, H. (Hrsg.) Air Pollution Modeling and Its Application. New York, Plenum. S. 23-35.

Möller, D (2003) Depositionen von Spurenstoffen. In: Luft. Berlin, de Gruyter.

Mohr K (2001) Stickstoffimmissisonen in Nordwestdeutschland - Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation. Dissertation Universität Oldenburg. http//www.bis-uni.oldenburg.de, 182 S.

Mohr K, Meesenburg H, Dämmgen U (2005a) Die Stickstoff-Belastung von Waldökosystemen – Wirkungen, Wirkungspfade, offene Fragen, Gesamtkonzept. Landbauforsch Völkenrode SH 279: 1-8.

Mueller SF, Weatherford FP (1988) Chemical deposition to a high elevation red spruce stand. Water Air Soil Pollut 38, 345-363.

Peters K, Bruckner-Schatt G (1995) The dry deposition of gaseous and particulate Nitrogen compounds to a spruce stand. Water Air Soil Pollut 85:2217-2222.

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.

Rademacher P, Meesenburg H, Müller-Using B (2001) Nährstoffkreisläufe in einem Eichenwald-Ökosystem des Norddeutschen Pleistozäns. Forstarchiv 71:43-54.

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 240:1-14.

Schaaf S, Dämmgen U, Grünhage L (2005a) Fluxes of atmospheric N and S species between the atmosphere near the ground and arable crops. Environ Pollut, in Vorbereitung.

Schaaf S, Dämmgen U, Mohr K, Meesenburg 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, Meesenburg H (2005) Modellierung der Stoffflüsse in Waldbeständen im ANSWER-Projekt. Landbauforsch Völkenrode SH 279:45-56.

Sorteberg A, Hov O (1996) Two parametrizations of the dry deposition exchange for SO_2 and NH_3 in a numerical model. Atmos.Environ 30, 1823-1840.

Sverdrup H, Warfvinge P (1993) Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. Appl Geochem 8, 273-283.

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.

van der Salm C, Reinds GJ, de Vries W (2004) Assessment of the water balance of European forests: a model study. Water Air Soil Pollut Focus 4, 175-190.

Wyers P, Duyzer JH (1997) Micrometeorological measurement of the dry deposition flux of sulphate and nitrate aerosols to coniferous forest. Atmos Environ 31:333-334.

Wyers GP, Vermeulen AT, Slanina J (1992) Measurement of dry deposition of ammonia on a forest. Environ Pollut 75:25-28.

Zhang L, Gong S, Padro J, Berrie L (2001) A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. Atmos Environ 35:549-560.

Zimmerling R, Dämmgen U, Haenel H-D (2000) Flüsse versauernd und eutrophierend wirkender Spezies zwischen Atmosphäre und Wald- und Forstökosystemen. Landbauforsch Völkenrode SH 213:95-127.