

Integrated Monitoring Programm
an der
Meßstelle Forellenbach
im
Nationalpark Bayerischer Wald

Förderkennzeichen 351 01 012

**Untersuchungen zum Stickstoffeintrag
und zum
wassergebundenen Stickstoffhaushalt
des Forellenbachgebiets**

von

Burkhard Beudert und Wilhelm Breit

Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald
Sachgebiet IV

Im Auftrag des
Umweltbundesamtes

Juni 2010

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	4
2	Standorte und Methoden	5
2.1	Untersuchungsbestände	5
2.2	Methoden	9
2.2.1	Messung und Probenahme	9
2.2.2	Probenaufbereitung und Analyse	10
2.2.3	Berechnungen	11
2.2.4	Statistik	13
2.2.5	Chlorid - Bilanzen zur Qualitätskontrolle von Flussbilanzen	14
3	Ergebnisse	15
3.1	Immissionssituation	15
3.2	Bulk - Deposition im Freiland	20
3.3	Flüsse im Buchenbestand B1 Schachtenebene	21
3.3.1	Deposition im Bestand	21
3.3.2	Konzentrationen im Bodenwasser	22
3.3.3	Flussbilanzen	22
3.4	Flüsse im Fichtenbestand F1 Schachtenau	24
3.4.1	Deposition im Bestand	24
3.4.2	Konzentrationen im Bodenwasser	25
3.4.3	Flussbilanzen	26
3.5	Stickstoffhaushalt des Forellenbachgebiets	28
3.5.1	Konzentrationen in Grund- und Bachwasser	28
3.5.2	Auf welchen Fließwegen gelangt DIN ins Bachwasser ?	29
3.5.3	Flussbilanzen	30
3.6	Bedeutung des DON im N - Kreislauf des Forellenbachgebiets	31
4	Diskussion und Schlussfolgerung	37
5	Zusammenfassung	40
	Literaturverzeichnis	41
	Anhang	45

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Wachstumskundliche Kenngrößen des Baumbestandes B1: Buchen.....	6
Tab. 2:	Wachstumskundliche Kenngrößen des Baumbestandes F1 (50): Fichten.....	6
Tab. 3:	Wachstumskundlicher Kenngrößen des Baumbestandes F1 (50): Buchen.....	7
Tab. 4:	Abschätzung der NH ₃ - Emissionen aus der Viehwirtschaft (2007) für einige niederbayerische Landkreise bei Annahme einer spezifischen N - Freisetzung von 25 kg NH ₃ je Großvieheinheit (GV).....	17
Tab. 5:	Konzentrationen gasförmiger und partikulärer N - Verbindungen (µg N/m ³) für die EMEP - Gitterfläche 71/48 (http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/AN/).....	19
Tab. 6:	Gesamtstickstoff (TN), gelöster organischer Stickstoff (DON) und gelöster organischer Kohlenstoff (DON) in Sickerwässern der organischen Auflagen (- MI) und des oberen Mineralbodens (- 40cm) für die Jahre 2003 bis 2009.....	33
Tab. 7:	Mittlere jährliche Flüsse des DON und des DIN mit dem Freilandniederschlag (P) an der Station DC3, mit dem Kronendurchlass (TF) und den Auflagesickerwässern (MI) unter regenerierender Fichte (F1) und Buche (B1).....	35
Tab. 8:	DON - Konzentrationen im Forellenbach, jährliche Gebietsabflüsse (h _A) und Gebietsausträge des DON und des DOC.....	36
Tab. 9:	Quotienten der Stoffflüsse in Bestandesniederschlag zu den Stoffflüssen mit dem Freilandniederschlag für Na ⁺ , DIN, DIN - Komponenten und SO ₄ ²⁻ (2003 - 2009).....	
Tab. 10:	N - Deposition (TN in kg N/ha) für die EMEP - Gitterfläche 71/48 mit Aufteilung nach Depositionsform (nass/trocken) und Redox - Status in % TN.....	38

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	Vertikalstruktur des Baumbestandes F1 (50) im Jahr 2008 (0,25 ha).....	7
Abb. 2:	N - Vorräte im Boden des Dauerbeobachtungsflächen F1 (links) und B1 (rechts), berechnet aus Untersuchungsergebnissen der BGR (1991, 2001) und von EIBERWEISER (1995).....	8
Abb. 3:	Eintrags - Austrags - Bilanzen für das Chlorid - Ion.....	14
Abb. 4:	Jahresmittelwerte der NO _x - Konzentrationen (µg/m ³) am Messturm Schachtenau.....	15
Abb. 5:	4 - Wochen - Mittelwerte der NH ₃ - Konzentrationen (µg/m ³) am Messturm Schachtenau (858 m ü. NN) und einer Waldlichtung (970 m ü. NN).....	16
Abb. 6:	Mittlere Zusammensetzung der Stickstoffimmission (%) am Messturm Schachtenau (2003 – 2005), bezogen auf atomaren Stickstoff.....	18
Abb. 7:	Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im Freiland (DC3).....	20
Abb. 8:	Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im Bestandesniederschlag des Buchenbestands B1.....	21
Abb. 9:	Mediane Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Auflagesickerwasser und im Mineralbodensickerwasser in 40 cm und 100 cm Tiefe der Buchendauerbeobachtungsfläche B1.....	22
Abb. 10:	Eintrags - Austrags - Bilanzen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) für die Buchendauerbeobachtungsfläche B1.....	23
Abb. 11:	Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im „Bestandesniederschlag“ des Fichtenbestands F1.....	24
Abb. 12:	Mediane Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Auflagesickerwasser und im Mineralbodensickerwasser in 40 cm und 100 cm Tiefe der Fichtendauerbeobachtungsfläche F1.....	25

Abb. 13: Eintrags - Austrags - Bilanzen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) für die Fichtendauerbeobachtungsfläche F1	26
Abb. 14: DIN - Konzentrationen im schnellen (810 m ü. NN) und langsamen (970 m ü. NN) Grundwasser (Jahresmediane) sowie im Bachwasser des Forellenbachgebiets.	28
Abb. 15: Abflussgewichtete NO_3^- - Konzentrationen (mg/l) und Steigungsfaktoren $b (\pm 1 s)$ der jährlichen Konzentrations - Abfluss - Beziehung ($[\text{NO}_3^-] / \log Q$) im Forellenbach.	29
Abb. 16: Eintrags - Austrags - Bilanz des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Forellenbachgebiet.....	30
Abb. 17: Mittlere Deposition des analytischen Gesamtstickstoffs (TN) mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag in den Jahren 2003 bis 2009, getrennt nach DIN und DON....	31
Abb. 18: Mittlere saisonale DON - und DOC - Konzentrationen in Freiland- (DC3) und Bestandesniederschlag (B1, F4).	32
Abb. 19: Mittlere saisonale DON - und DOC - Konzentrationen (volumengewichtet) im Sickerwasser der organischen Auflagen unter regenerierender Fichte (F1) und Buche (B1).....	33

1 Einleitung

Während die Belastung des Forellenbachgebiets durch schwefelsaure Depositionen seit Einrichtung des Monitoringprogramms im Jahr 1990 signifikant und drastisch zurückgegangen ist und Anzeichen für die Erholung der Ökosysteme im Boden- und Bachwasser erkennbar sind (DIEFFENBACH - FRIES and BEUDERT 2007), erlangt die Deposition des reaktiven Stickstoffs zunehmend größere Aufmerksamkeit im Hinblick auf ökosystemare Risiken. Die Stickstoffemissionen und -einträge in Mitteleuropa sind in den letzten 20 Jahren zwar ebenfalls rückläufig, allerdings in weit geringerem Ausmaß als beim Schwefel (KOPÁČEK AND HRUSKA 2010).

Neben seiner gewachsenen relativen Bedeutung für die Bodenversauerung liegen die Risiken hoher Stickstoffeinträge vornehmlich in der Eutrophierung, die zu Veränderungen im Arteninventar der Bionzönosen und in der Biodiversität führen kann, in Vitalitätsminderungen der Bäume durch unausgewogene Nährstoffversorgung und in der Befruchtung der Grundwässer mit Nitrat bei Übersättigung der Böden.

Wesentliches Handwerkszeug zur Risikoabschätzung für Ökosysteme ist das Konzept der kritischen Stickstoffeinträge (UN ECE 1996): werden die kritischen Einträge dauerhaft überschritten, ist zunehmend mit schädlichen Wirkungen im Ökosystem und mit nachteiligen Veränderungen der Ökosystemfunktionen zu rechnen. Für die Fichten- und Buchenwälder des Forellenbachgebiets entsprechen die berechneten standortspezifischen kritischen Stickstoffeinträge von 10 - 15 kg N/ha/a (BECKER 2002, BEUDERT und BREIT 2004) den empirischen kritischen Einträgen für die verschiedenen Rezeptoregruppen in diesen Wäldern (ÖKODATA 2007).

Überschreitungen dieser kritischen Belastungen können jedoch nur festgestellt werden, wenn die Einträge als solche hinreichend genau quantifiziert werden können. Dieses Ansinnen kann aufgrund der stofflichen Eigenschaften des Stickstoffs, seinem Auftreten in organischen und anorganischen Verbindungen, der vielfältigen Transportwege in verschiedenen physikalischen Phasen und seiner Umsetzungen in den Ökosystemkompartimenten nicht allein messend erreicht werden.

Die folgenden Ausführungen haben daher das Ziel, plausible Schätzungen für das Ausmaß der Stickstoffbelastung der Ökosysteme zu erarbeiten.

Nach der Charakterisierung der Immissionen oxidierter und reduzierter gasförmiger N - Verbindungen werden die Konzentrationen gelöster anorganischer N - Verbindungen in den ökosystemaren Kompartimenten in aggregierter Form dargestellt. Über N - Flussbilanzen lässt sich der Systemzustand auf den Intensivmessflächen charakterisieren, der durch unterschiedliche Steuergrößen kontrolliert wird. Ihr Zusammenwirken im Einzugsgebiet wird über die Trends in den N - Flussbilanzen und die Analyse der Konzentrations - Abflussbeziehungen und ihrer Veränderungen über die Zeit deutlich. Schließlich wird die Bedeutung des bisher vernachlässigten gelösten organischen Stickstoffs für den N - Haushalt untersucht. Vergleiche mit Modellsimulationen und Ergebnissen anderer Untersuchungsgebiete dienen der Einordnung und Bewertung der aus den Messungen ableitbaren N - Deposition in das Untersuchungsgebiet.

2 Standorte und Methoden

Das Forellenbachgebiet ist ein 0,69 km² großer Geländeausschnitt des Rachel - Lusen - Zuges im Nationalpark Bayerischer Wald (Lkr. Freyung - Grafenau, Bayern). Dieses repräsentative Flächentransekt von den Hochlagen (1292 m ü. NN) bis in die Talungen (787 m ü. NN) war 1990 zu über 95 % mit montanen Bergmischwäldern (30 %, v. a. Fichte und Buche) und kältebedingt reinen Fichtenwäldern der Tal- und Hochlagen bestockt. Es ist wie der Hauptkamm nach SW - SSW exponiert und weist bei einer mittleren Hangneigung von 12 % eine mittlere Höhenlage von 870 m ü. NN auf.

Die klimatischen Bedingungen des Untersuchungsgebiets (945 m ü. NN, 1973 – 2002) sind durch niedrige Lufttemperaturen (5,6°C) und hohe Niederschläge (1390 mm/a) gekennzeichnet. Die Höhengradienten von Niederschlag und Lufttemperatur betragen +100 mm bzw. -0,56 K je 100 Höhenmeter (BEUDERT und BREIT 2004). Während Menge und Verteilung des Niederschlags zwischen 1973 und 2002 unverändert blieben, wiesen die Lufttemperaturen einen signifikanten positiven Trend auf, der 0,05 K/a für das hydrologische Jahr und 0,07 K/a für die Hauptwachstumsperiode betrug.

Diese Erwärmung dürfte zusammen mit der Häufung von Sturmwurfschäden seit Beginn der 1990er Jahre die Massenentwicklung des Buchdruckers (*Ips typographus* L.) beschleunigt haben. Zwischen 1993 und 2009 stieg der Flächenanteil abgestorbener Fichtenbestände im Forellenbachgebiet auf 60 % (Tab. 2, Anhang) an. Zwischen 1995 und 2001 ging der Derbholzvorrat im Untersuchungsgebiet um 202 VfmD/ha auf 356 VfmD/ha zurück (- 36 %), verursacht durch die Verluste bei Fichten. Im Gebietsmittel nahm der Holzvorrat der Fichten um 51 %, im Hochlagenwald um 98 % ab.

2.1 Dauerbeobachtungsflächen

Buchenbestand B1 Schachtenebene

Auf der Teilfläche für Vegetationsuntersuchungen der Intensivmessfläche B1(60) stockt ein im Mittel 100 Jahre alter (2008) mehrschichtiger Buchenbestand (Tab. 1 und Karte 1, Anhang). Er ist pflanzensoziologisch den artenarmen bodensauren Rotbuchenwäldern (Luzulo - Fagion) zuzuordnen. Die Deckung der Kraut- und Strauchschicht betrug im Jahr 2000 weniger als 5% und wies gegenüber 1990 keine Veränderungen auf.

Zwischen 1990 und 2008 nahm die Stammzahl (N) des Buchenhauptbestandes durch das Absterben unterdrückter Bäume um 80 Bäume von 567 auf 487 pro Hektar ab (Tab. 1). Der Durchmesser des Grundflächenmittelstamms (d_g) stieg um 5,2 cm von 22,9 cm auf 28,1 cm an, die Höhe des Grundflächenmittelstamms (h_g) um 3,8 m von 20,4 m auf 24,2 m. Um fast identische Beträge nahmen auch die Dimensionen der 100 stärksten Stämme je Hektar zu (d_{100} um 5,2 cm, h_{100} um 4,3 m). Der Derbholzvorrat (V) wuchs zwischen 1990 und 2008 im Mittel um 8 VfmD/ha/a (2001 - 2008) von 250 VfmD/ha auf 390 VfmD/ha an. Der periodische Vorratszuwachs war jedoch zunehmend rückläufig von zunächst 10 VfmD/ha/a (1990 – 1995) auf zuletzt 7 VfmD/ha/a (2001 – 2008), zurückzuführen auf das sich verlangsamende Höhenwachstum.

Tab. 1: Wachstumskundliche Kenngrößen des Baumbestandes B1: Buchen

Jahr	Alter	N	d ₁₀₀	d _g	h ₁₀₀	h _g	G	V	i _G	i _V
		/ha	cm	cm	m	m	m ² /ha	VfmD/ha	m ² /ha/a	VfmD/ha/a
1990	82	567	34,5	22,9	23,4	20,4	23,3	250		
1995	87	527	36,1	25,0	25,0	22,1	25,8	300	0,5	10
2001	93	507	38,1	26,5	26,8	23,5	28,0	350	0,4	8
2008	100	487	39,7	28,1	27,7	24,2	30,2	390	0,4	7

Fichtenbestand F1 Schachtenau

Auf der Dauerbeobachtungsfläche F1(50) stockte im Jahr 1990 ein im Mittel 105 Jahre alter Fichtenbestand mit unterständiger Buche (Tab. 2 und Karte 1, Anhang). Er ist pflanzensoziologisch den bodensauren Rotbuchenwäldern (Luzulo - Fagion) zuzuordnen. Die Deckung der Kraut- und Strauchschicht betrug im Jahr 2000 etwa 14 %. Von 1990 bis 1995 wuchs der mittlere Brusthöhendurchmesser (d_g) von 44 cm auf 46,6 cm an, die Höhe des Grundflächenmittelstamms (h_g) von 34 auf 34,6 m (Tab. 2). Der Derbholzvorrat (V) des Fichtenhauptbestands stieg von 918 VfmD/ha auf 998 VfmD/ha an. Buchdruckerbefall in den Jahren 1996/97 reduzierte die Anzahl lebender Fichten auf einen Baum (4/ha) und den Derbholzvorrat um 99,8% auf nur noch 2 VfmD/ha im Jahr 2001.

Tab. 2: Wachstumskundliche Kenngrößen des Baumbestandes F1 (50): Fichten.

Jahr	Alter	N	d ₁₀₀	d _g	h ₁₀₀	h _g	G	V	i _G	i _V
		/ha	cm	cm	m	m	m ² /ha	VfmD/ha	m ² /ha/a	VfmD/ha/a
1990	105	392	56,3	44,0	35,9	34,0	59,5	918		
1995	110	376	59,4	46,6	36,5	34,6	64,1	998	0,9	15,7
2001	116	4	24,0	24,0	24,5	24,5	0,2	2		
2008	-	0								

Bereits im Jahr 2002 war die letzte Bestandsfichte abgestorben, so dass aus dem ehemaligen Fichtenaltbestand ein heranwachsender Buchenbestand (Abb. 1, s. u.) geworden ist. Gegenwärtig liegt eine vollständige Überschirmung des Bodens durch Kraut- und Strauchschicht einschließlich der überaus zahlreichen Fichtenverjüngung vor.

Aufgrund der geringen Brusthöhendurchmesser (d_g: 13,1 bzw. 14,1 cm) und Baumhöhen (h_g: 14,5 bzw. 14,1 m) lieferten die Derbholzvorräte (V) des Buchenunterstands (Tab. 3, s. u.) mit 23 VfmD/ha (1990) und 28 VfmD/ha (1995) nur sehr geringe Beiträge zum gesamten Derbholzvorrat dieses Bestandes. Seit dem Absterben und Zusammenbruch des Fichtenhauptbestandes reduzierte sich die Stammzahl (N/ha) um 28 Buchen. Aufgrund enormer Wipfelschäden durch abbrechende und umstürzende Stämme, vor allem im Winter 1998/1999, gingen mittlere Baumhöhe (h_g) und Oberhöhe (h₁₀₀) deutlich zurück. Beide Prozesse reduzierten zum einen den Derbholzvorrat, zum andern aber auch den mittleren jährlichen Derbholzzuwachs (i_V) von zuvor 1 VfmD/ha/a auf 0,1 VfmD/ha/a zwischen 1995 und 2001.

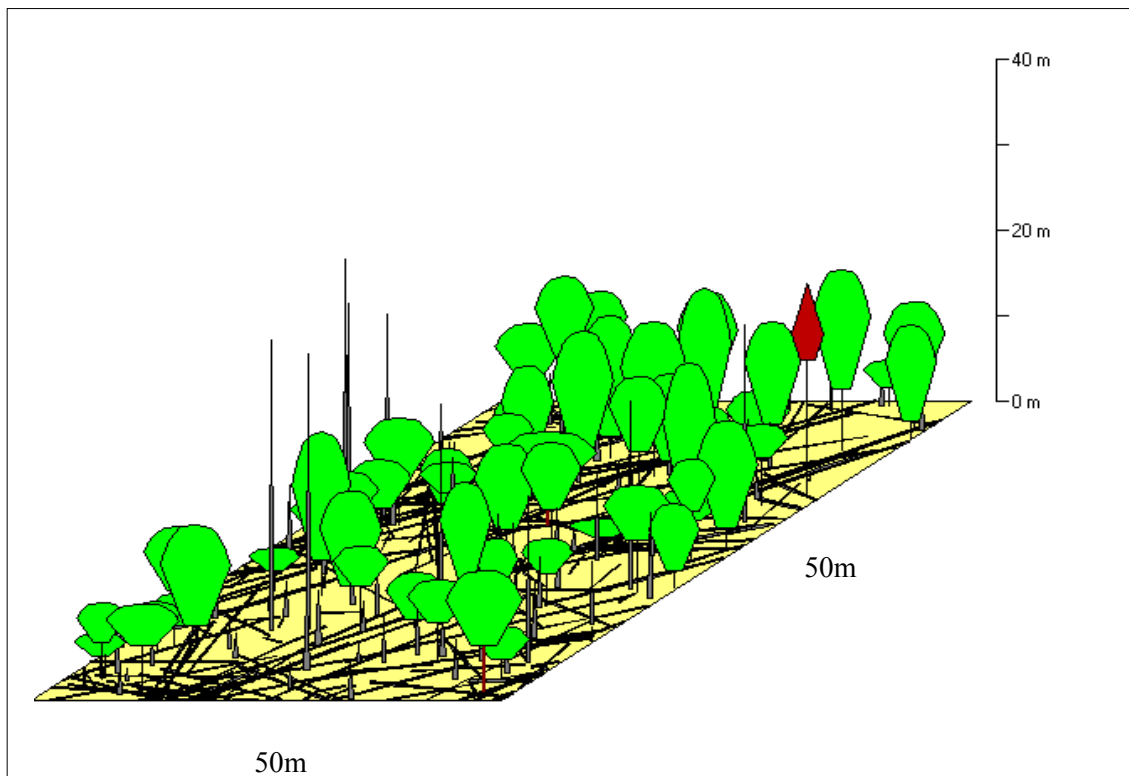


Abb. 1: Vertikalstruktur des Baumbestandes F1 (50) im Jahr 2001 (0,25 ha).

Seit der Freistellung der Buchen werden die beschädigten Buchenkronen neu aufgebaut, wobei durch den Wegfall der Fichtenoberschicht und bei geringer Stammzahl kein Wettbewerbsdruck für ein beschleunigtes Höhenwachstum vorliegt.

Dies wird sowohl durch Mittelhöhe (h_g) als auch Oberhöhe (h_{100}) dokumentiert, die zwischen 2001 und 2008 gleich blieben. Der volle Lichtgenuss und die besonders gute Nährstoffversorgung nach dem Absterben des Fichtenbestands haben neben der Erneuerung der Kronen auch den Holzzuwachs forciert, der zwischen 2001 und 2008 im Mittel bei $0,6 \text{ m}^2/\text{a}$ Grundfläche bzw. $5,1 \text{ VfmD}/\text{ha}/\text{a}$ Derbholzvolumen lag.

Tab. 3: Wachstumskundliche Kenngrößen des Baumbestandes F1 (50): Buchen.

Jahr	Alter	N	d_{100}	d_g	h_{100}	h_g	G	V	i_G	i_V
		/ha	cm	cm	m	m	m^2/ha	VfmD/ha	$\text{m}^2/\text{ha}/\text{a}$	$\text{VfmD}/\text{ha}/\text{a}$
1990	46	228	16,7	13,1	18,0	14,5	3,1	23,2		
1995	51	240	18,2	14,1	18,1	14,1	3,7	28,4	0,1	1,0
2001	57	220	20,2	16,3	16,8	13,7	4,6	29,2	0,1	0,1
2008	64	212	26,8	22,5	16,2	13,8	8,4	60,1	0,6	5,1

Dieses enorme Dickenwachstum ist durch das intensive Zuwachsmonitoring mit Umfangmessbändern (BEUDERT und BREIT 2004) von 24 Buchen in diesem Bestand dokumentiert, deren Brusthöhendurchmesser zu Beginn der Messungen im Jahr 2002 bei $18 \pm 4 \text{ cm}$ lag. Der mittlere jährliche Durchmesserzuwachs bis 2008 betrug $1,1 \pm 0,3 \text{ cm}$ und entsprach kumulativ mit $7,7 \text{ cm}$ dem Zuwachs des Gesamtbestands (d_g : $6,2 \text{ cm}$; d_{100} : $6,6 \text{ cm}$) recht gut.

N - Vorräte im Boden der Dauerbeobachtungsflächen

Der Boden unter Fichte F1 ist eine tiefgründige oligotrophe, teilweise podsolige Braunerde von schwach toniger, lehmiger Textur mit einer feinhumusreichen Moderauflage. Die N - Vorräte im Boden (Abb. 2 links) liegen im Mittel dreier Untersuchungen (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 1991, 2001 und EIBERWEISER 1995), um grobes Skelett korrigiert, bei etwa 12,3 t/ha, wobei knapp zwei Drittel in der organischen Auflage (1,5 t/ha) und im oberen Mineralboden bis 40 cm Tiefe (6,3 t/ha) lokalisiert sind. Die C/N - Verhältnisse liegen im Auflagehumus bei 26 und nehmen im Mineralboden mit zunehmender Tiefe von 19 (0 – 40 cm Tiefe) auf 13 (70 – 100 cm Tiefe) ab. Das enorme Nitrifikationspotential im mineralischen Oberboden (MEIER 1998, BEUDERT und BREIT 2004) wurde durch die massive Nitratfreisetzung nach dem Absterben des Bestands augenscheinlich (Kap. 3.4.2).

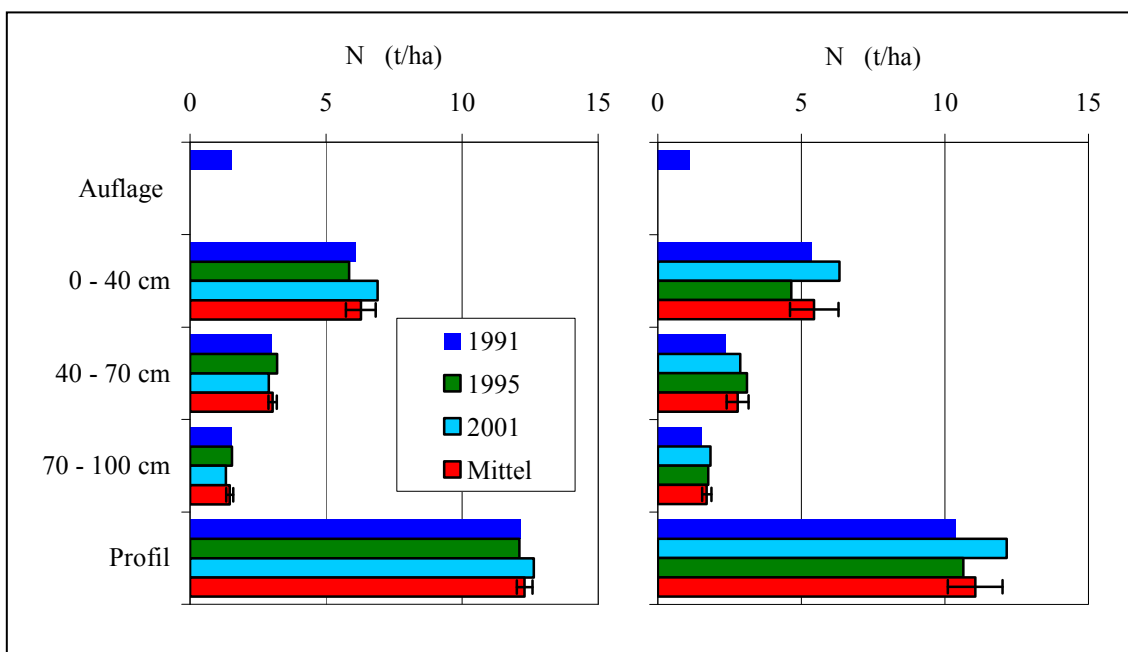


Abb. 2: N - Vorräte im Boden der Dauerbeobachtungsflächen F1 (links) und B1 (rechts), berechnet aus Daten der BGR (1991, 2001) und von EIBERWEISER (1995).

Gegenüber den Vorräten im Boden waren die N - Vorräte in der Biomasse des lebenden Bestandes gering (1,3 t/ha). Davon lagen maximal 0,5 t N/ha in grünen Nadeln und Feinwurzeln vor, die eine mikrobiell leicht nutzbare C - und N - Quelle darstellen.

Die N - Vorräte im Boden unter Buche B1 (Abb. 2 rechts), einer basenarmen sauren Braunerde, liegen bei etwa 11,1 t/ha, wovon 1,1 t/ha in der organischen Auflage und 5,4 t/ha im oberen Mineralboden bis 40 cm Tiefe lokalisiert sind. Die C/N - Verhältnisse liegen in der organischen Auflage bei 22 und nehmen im Mineralboden von 19 (0 – 40 cm Tiefe) auf 16 (70 – 100 cm Tiefe) ab. Die N - Vorräte in der Biomasse des Bestandes betragen etwa 0,69 t/ha (2008, ohne Blätter). Die Nettospeicherrate in Derbholz mit Rinde lag im Mittel bei 8 kg N/ha/a, war jedoch wegen der rückläufigen Holzzuwächse (Tab. 1) von fast 10 kg N/ha/a (1990 - 1995) auf 7 kg N/ha/a (2001 - 2008) gesunken.

2.2 Methoden

Die Beschreibung der Methoden und Messverfahren des Dauerbeobachtungsprogramm wird nachfolgend cursorisch erfolgen; ausführliche Darstellungen sind in BEUDERT et al. (1994) sowie BEUDERT und BREIT (2004) enthalten. Die Lage der Messstationen und Dauerbeobachtungsflächen und die dort durchgeführten Unterprogramme können Karte 1 des Anhangs entnommen werden.

2.2.1 Messung und Probenahme

Niederschlag

Niederschlagsmessungen erfolgen mit Monatstotalisatoren an den Messplätzen Taferlruck (T43, 770 m ü. NN), Racheldiensthütte (T42, 875 m ü. NN) und Steinschachten (T50, 1215 m ü. NN), die 1979 im Rahmen des „Große Ohe“ - Verbundprojekts installiert worden waren (Karte 1, Anhang).

Abfluss

Die Erfassung des Oberflächenabflusses und des Stoffaustrags aus dem Einzugsgebiet erfolgt seit Herbst 1990 am Pegel Schachtenau (787 m ü. NN) über quasikontinuierliche Wasserstandsmessungen im definierten, trapezförmigen Messgerinne, dessen Querschnitt durch ein Dreiecksmesswehres (120°) verbaut ist. Die Wasserstände werden mit einer Drucksonde (DST - 30, SEBA Hydrometrie) im Minutenabstand registriert, als 15 - min - Mittelwerte digital aufgezeichnet und in Abflussmengen (l/s) umgerechnet, bevor sie zu größeren Intervallwerten aggregiert werden. Zur Absicherung der Datenkontinuität wird ein Standardschwimmersystem mit Bandschreiberregistrierung (DELTA, Fa. SEBA) parallel betrieben, sodass Datenlücken durch technische Defekte und Stromausfall aus den Schreiberaufzeichnungen auf Stundenbasis gefüllt werden können. Schwimmer- und Drucksonde werden drei- bis viermal wöchentlich gegen den in der Pegelnische angebrachten Lattenpegel als Referenzeinrichtung geprüft.

Deposition

Die Deposition wird über LWF - und LÖLF - Sammler mit einer Auffangfläche von jeweils 321 cm² erfasst. Die Höhe der Auffangfläche ist bei allen Sammlern 1,25 m über Bodenoberfläche. Messorte im Freiland sind die Stationen DC1 Weitau (bis 2005) und DC3 Taferlruck, unter Buche und Fichte die Messflächen B1 Schachtenebene und F4 Schachtenau und im regenerierenden Fichtenbestand die Fläche F1 Schachtenau (siehe Karte 2, Anhang). Alle Sammelgefäße werden wöchentlich geleert und gereinigt (mechanisch, Aqua dest.) und die Proben jeweils zu einer Sammelprobe pro Messplatz und Woche vereinigt. Die Niederschlagsmenge wird gravimetrisch bestimmt.

DC1 (13): Weitau	(800 m ü. NN): 3 Sammler
DC3 (14): Taferlruck	(770 m ü. NN): 3 Sammler
F1 (30): abgestorbener Fichtenbestand Schachtenau	(815 m ü. NN): 15 Sammler
B1 (40): Buchenbestand Schachtenebene	(820 m ü. NN): 15 Sammler
F4: Fichtenbestand Schachtenau	(787 m ü. NN): 10 Sammler

Auflagesickerwasser wird mittels frei dränender Humuslysimeter aus Polyethylen, bestehend aus einem Auffanggefäß von ca. 550 cm² Oberfläche mit einem Auflagegitter (Maschenweite 1 mm) gewonnen. Sie sind an der Grenzfläche zwischen Humusauflage und Mineralboden auf den Flächen B1 (n = 6) und F1 (n = 2 * 6) installiert. Die Probenahme erfolgt wöchentlich, wobei alle Sammler einer Fläche zu einer Wochenprobe vereinigt und weiter bearbeitet werden.

Mineralbodensickerwasser wird mit jeweils vier Unterdrucklysimetern (Saugkerzen) in den Tiefen 40, 70 und 100 cm entnommen. Als Kerzenmaterial wurde Aluminiumoxidsinter vom Typ SKA 100 FF (Firma HALDENWANGER, Berlin) einem mittleren Porendurchmesser von 0,5 µm verwendet (DVWK 1990). Die Anlage wird mit einem Unterdruck von 300 hPa + Einbautiefe der Saugkerze (DVWK 1990) kontinuierlich betrieben. Die Probenahme erfolgt 14 - tägig.

Grundwasserproben werden mit einer Unterwasserpumpe (MP 1, Fa. GRUNDFOS) mit variabler Pumpleistung (Frequenzrichter) gezogen. Nach Klarspülen der Bohrung wird die Probe mit minimaler Pumpenleistung aus einer Tiefe von ca. einem Meter unter Wasserspiegel (DVWK 1982) gewonnen. Die Probenahme erfolgt monatlich.

Bachwasser wird mittels eines zeitproportionalen, automatischen Probennehmers (PP - MOS - T, Fa. BÜHLER), der den Anforderungen der DVWK (1982) entspricht, durchgeführt. Bei jeder Probenahme im halbstündigen Intervall werden 20 ml Wasser angesaugt, so dass Tagesproben zu jeweils 960 ml vorliegen. Die Tagesproben werden im integrierten Kühlschranks auf 2°C gekühlt und wöchentlich zur Messung von pH - Wert, Leitfähigkeit und Temperatur sowie zur weiteren Probenaufbereitung entnommen. Als Basisprogramm gelangt die Montagsprobe jeder Woche (Dienstag bis Montag) zur Analyse; zusätzliche Proben werden bei Hochwasserabflüssen, insbesondere während der Schneeschmelze, zur Analyse gebracht.

2.2.2 Probenaufbereitung und Analyse

An allen Proben wird am Tag nach der Probenahme der pH - Wert und die Leitfähigkeit mit Handmessgeräten (Firma WTW, inoLab level 3) ermittelt. Proben für die hydrochemische Analyse werden nach der Membranfiltration (< 0,45 µm) ohne chemische Konservierung bei 2°C - 4°C bis zur Analyse gelagert. Bis 2006 wurden Teilproben für die Kationenbestimmung mit HNO₃ suprapur auf pH < 2 angesäuert. Seit 2007 erfolgt die chemische Analyse aus einer einzigen Probe, deren Stabilität über eine durchgehende Kühlkette gewährleistet wird, die auch den Transport ins Labor im vierwöchigen Rhythmus einschließt.

Die Analyse wässriger Proben erfolgte bis 2001 durch die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), danach bis 2006 im Umweltbundesamt, Außenstelle Langen. Seit 2007 analysiert die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) mit den aufgeführten Verfahren (s. u.). Alle drei Labors führen Qualitätssicherungsmaßnahmen durch und beteiligen sich an Ringanalysen von ICP Waters und ICP Forests. Die Analysequalität wird über Ionenäquivalentbilanzen abgeschätzt.

NO ₃ , Cl	IC nach DIN 38405 Teil 19 aus der nicht angesäuerten Probe
NH ₄	Spektralphotometrie nach DIN 38406 Teil 5
DOC	UV / Peroxidisulfat - Aufschluss DIN 38409 Teil 3
TN (ab 2003)	Elementaranalyse (DIN 38409 - 27, EN 12260)

2.2.3 Berechnungen

a) Gebietsniederschlag

Langjährige Messungen lassen einen mittleren Gradienten des Jahresniederschlags von etwa 100 mm pro 100 Höhenmeter für das langgestreckte, durchgehend SSW exponierte Forellenbachgebiet erkennen (BEUDERT und BREIT 2004).

Für die Abschätzung des Gebietsniederschlags PG (mm) wurde zunächst das Gebiet in sechs Höhenstufen (G₁: <800 m; G₂: 800 - 900 m; G₃: 900 - 1000 m; G₄: 1000 - 1100 m; G₅: 1100 - 1200 m; G₆: >1200 m) unterteilt. Die Datenbasis des Niederschlags sind die Messergebnisse (mm) der Monatstotalisatoren T43, T42 und T50 (siehe Kap. 2.2.1). Die ausschließliche Verwendung von Totalisatoren zur Abschätzung des Gebietsniederschlags hat den Vorteil, dass eine rechnerische Korrektur der Messdaten verschiedener Gerätetypen nicht nötig ist.

Die Niederschlagssummen dieser Höhenstufen wurden für die mittlere Höhe aus der tiefer bzw. höher gelegenen Messstation linear interpoliert (NG) und dann mit den Flächenanteilen dieser Höhenbereiche multipliziert (Gleichung 1, s. u.). Für den Höhenbereich oberhalb von 1200 m ü. NN wurden die Ergebnisse der höchst gelegenen Messstation T50 unmittelbar mit dem Flächenanteil multipliziert.

$$PG = 0,1625 NG_1 + 0,528 NG_2 + 0,176 NG_3 + 0,058 NG_4 + 0,034 NG_5 + 0,041 NG_6 \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \text{mit } NG_1 &= 0,24 (T42 - T43) + T43 & NG_4 &= 0,51 (T50 - T42) + T42 \\ NG_2 &= 0,76 (T42 - T43) + T43 & NG_5 &= 0,81 (T50 - T42) + T42 \\ NG_3 &= 0,22 (T50 - T42) + T42 & NG_6 &= T50 \end{aligned}$$

Insbesondere der Höhenbereich bis 900 m ü. NN (NG₁ und NG₂), der 69 % der Gebietsfläche ausmacht, ist mit den Messstationen T42 und T43 gut repräsentiert, sodass dem dort steileren Niederschlagsgradienten Rechnung getragen wird.

b) Stoffeintrag (Gesamtdeposition) auf Bestandesebene

Um den Eintrag partikulär und gasförmig eingetragener Stoffe zu berücksichtigen, wurden sogenannte Gesamtdepositionsraten nach dem Verfahren von ULRICH (1988) auf der Basis von Stofffrachten (in Ladungsäquivalenten) über hydrologische Jahre berechnet. Die Anreicherung von Na⁺ im Bestandesniederschlag gegenüber der Freilanddeposition (DC3) wird hierbei als Interzeptionsdeposition von Partikeln gewertet, der Mehr-

eintrag von SO_4^{2-} als Interzeptionsdeposition von Partikeln und Gasen. Mit den so abgeleiteten Interzeptionsfaktoren für Partikel und Gase werden auch die interzeptierten Quantitäten der anorganischen Stickstoffkomponenten (NO_x , NH_y) rechnerisch abgeschätzt. Der Interzeptionsfaktor für SO_4^{2-} begrenzt die Interzeptionsrate. Mit dieser Prozedur wurde der Stoffeintrag (Gesamtdeposition) in die Untersuchungsbestände B1 (IN_B) und F1 (IN_{F1}) und in die Fichtenbestände auf wechselnden Messflächen (IN_{F4}) berechnet.

Die Aufnahme von NH_4^+ und NO_3^- in Blätter und Nadeln wurde nach DE VRIES et al. (2001) berechnet, wobei NH_4^+ - Aufnahme, Protonenpufferung und organische Säuren die aus dem Kronenraum ausgewaschenen Kationen ausgleichen.

c) Stoffeintrag (Gesamtdeposition) auf Gebietsebene

Während die Einträge von NH_4^+ und NO_3^- (DIN) im Freiland in der ersten Hälfte der 1990er Jahre keinen ausgeprägten Höhengradienten aufwiesen, stieg die DIN - Gesamtdeposition, berechnet nach dem ULRICH'schen Verfahren, unter Fichte zwischen 800 und 1300 m ü. NN um das Zwei- bis Dreifache. Dies entsprach den Simulationsergebnissen aus dem ICP Mapping & Modelling für diese Region (GAUGER et al. 2002). Demgegenüber war der Anstieg unter Buche allenfalls proportional dem Anstieg der Niederschlagsmenge (BEUDERT und BREIT 2004).

Ungeachtet der Unsicherheiten bei der Abschätzung der DIN - Gesamtdeposition und dem Fehlen neuerer Daten in den exponierten Kammlagen des Gebiets, wurde versucht, dem Anstieg der Depositionen mit der Höhe über Meeresspiegel bei der Abschätzung des DIN - Gebietseintrags wenigstens angenähert Rechnung getragen:

Die Gesamtdepositionsraten IN für die analysierten anorganischen N - Spezies in den Untersuchungsbeständen B1 (Altbestand), F1 (Verjüngung mit Buchenüberständern) und F4 (Altbestand) wurden über den Quotienten Bestandesniederschlag zu Freilandniederschlag auf gleicher Höhenlage (DC1) auf den Gebietsniederschlag (P_G) extrapoliert, über ihren Anteil an der Gebietsfläche (X) gewichtet und zur Gesamtdeposition im Gebiet (IN_G) aufsummiert:

$$\text{IN}_G = \text{IN}_{B1} * \text{P}_{B1}/\text{P}_{\text{DC1}} * \text{X}_{B1} + \text{IN}_{F1} * \text{P}_{F1}/\text{P}_{\text{DC1}} * \text{X}_{F1} + \text{IN}_{F4} * \text{P}_{F4}/\text{P}_{\text{DC1}} * \text{X}_{F4} \quad (2)$$

In Tab. 1 (Anhang) sind die Flächenanteile der Altbestände und der sich verjüngenden Baumbestände im Forellenbachgebiet aufgeführt.

d) Stoffaustrag auf Bestandesebene

Die Stoffausträge aus dem Wurzelraum der beiden Baumbestände B1 (OUT_{B1}) und F1 (OUT_{F1}) wurden jahresweise berechnet, indem Schätzwerte für den Sickerwasseraustrag (Niederschlag - Verdunstung) mit den Medianen der Stoffkonzentrationen multipliziert wurden. Für den Buchenbestand wurde eine konstante Verdunstung von 550 mm/a angenommen, für den Fichtenbestand bis zum Jahr 1996 650 mm/a, nach dem Absterben des Bestands konstant 400 mm/a, um dem Verlust transpirierender Nadeln und interzeptierender Bestandesoberflächen Rechnung zu tragen.

e) Stoffaustrag auf Gebietsebene

Zur Berechnung der Stoffausträge über den Vorfluter (OUT_G) wurden zunächst abflussgewichtete Monatsmittelwerte der Konzentrationen berechnet (EDC 1993):

$$c_j = \sum(c_i \cdot Q_i) / (\sum Q_i) \quad i = 1, n; \quad j = \text{Jan, Dez}; \quad (3)$$

c_j	mittlere abflussgewichtete Konzentration	(g/l)
c_i	Konzentration des i - ten Probenahmetags	(g/l)
Q_i	Abfluss des i - ten Probenahmetags	(l/s)
n	Anzahl Probenahmen	

Monatliche Gebietsausträge (kg/ha) werden dann durch Multiplikation der abflussgewichteten Monatsmittel mit den jeweiligen Monatssummen des Abflusses gewonnen:

$$Out_i = c_j * A_j / 1000 \quad j = \text{Jan, Dez}; \quad (4)$$

c_i	mittlere abflussgewichtete Konzentration des i - ten Monats	(g/l)
Out_i	Stoffaustrag des i - ten Monats	(kg/ha)
A_i	Abflusssumme des i - ten Monats	(l/ha)

f) Datenaggrierung

Für die Berechnung gewichteter Konzentrationen über Monate oder Jahreszeiten liegen für den Eintrag sowohl Konzentration als auch Niederschlagsmenge vor, für den Austrag mit dem Bachwasser ebenso Konzentration und Abfluss. Für Auflagesickerwässer erfolgt die Gewichtung über das jeweils aufgefangene Probenvolumen, das als repräsentativ für die flächenbezogene Sickerwassermenge angesehen wird.

$$c_j = \sum(c_i \cdot V_i) / (\sum V_i) \quad i = 1, n; \quad j = \text{Jan, Dez oder Frühjahr, Winter}; \quad (5)$$

c_j	mittlere volumengewichtete Konzentration	(g/l)
c_i	Konzentration des i - ten Probenahmeintervalls	(g/l)
V_i	Volumen des i - ten Probenahmeintervalls	(l)
n	Anzahl Probenahmen	

2.2.4 Statistik

Für die Trendberechnung wurde das parameterfreie Verfahren nach SEN verwendet, das die Trendgröße aus dem Median der Steigungsfaktoren aller Datenpaare eines Datensatzes bestimmt. Die Signifikanz der so berechneten Trends wurde mit dem Verfahren nach MANN - KENDALL geprüft, das in einer EXCEL - Version (MÄÄTTÄ et al. 2002) zur Verfügung stand. Korrelationsanalysen wurden mit dem parameterfreien Verfahren nach SPEARMAN im Statistikpaket SPSS 14.0 für Windows durchgeführt.

2.2.5 Chlorid - Bilanzen zur Qualitätskontrolle von Flussbilanzen

Die Güte der vorgenommenen Abschätzungen wurde über Eintrags – Austrags - Bilanzen des Cl^- abgeschätzt, die zumindest über längere Zeiträume ausgeglichen sein sollten (MANDERSCHIED et al. 1995). Wenn das Cl^- - Ion ein inerter Tracer ist, kann mit der Cl^- - Bilanz die Plausibilität der Wasserbilanz begutachtet werden. Bei Flussbilanzen von reaktivem Stickstoff, der gelöst und in der Gasphase vorkommt, reduziert eine ausgeglichene Cl^- - Bilanz immerhin die Unsicherheit.

Die Cl^- - Bilanz (Abb. 3 oben) ist für den Buchenbestand völlig ausgeglichen. Die Unterschiede zwischen den Jahren sind minimal, weil die Cl^- - Deposition im gesamten Zeitraum wenig veränderlich und die Saisonalität der Cl^- - Konzentrationen im Bodenwasser gering war.

Für den Fichtenbestand (Abb. 3 Mitte) gilt dies bis 1997 und ab 2001. In den Jahren der Überschussmineralisation (s. Kap. 3.4) erfolgte eine starke Cl^- - Mobilisierung im Boden, die mit dem Ende erhöhter Nitratausträge ausklang.

In der Gebietsbilanz (Abb. 3 unten) tritt dieser Prozess starker Cl^- - Mobilisierung mit zeitlichem Verzug (1999 - 2002) auf. Das zweite Minimum der Cl^- - Bilanz (2006, 2007) trat wieder zusammen mit erhöhten Nitratkonzentrationen auf (s. u.). Die chronisch leicht negative Cl^- - Bilanz deutet auf kleinflächige Cl^- - Freisetzung in abgestorbenen Fichtenbeständen hin. Dieser Prozess ist noch nicht abgeschlossen.

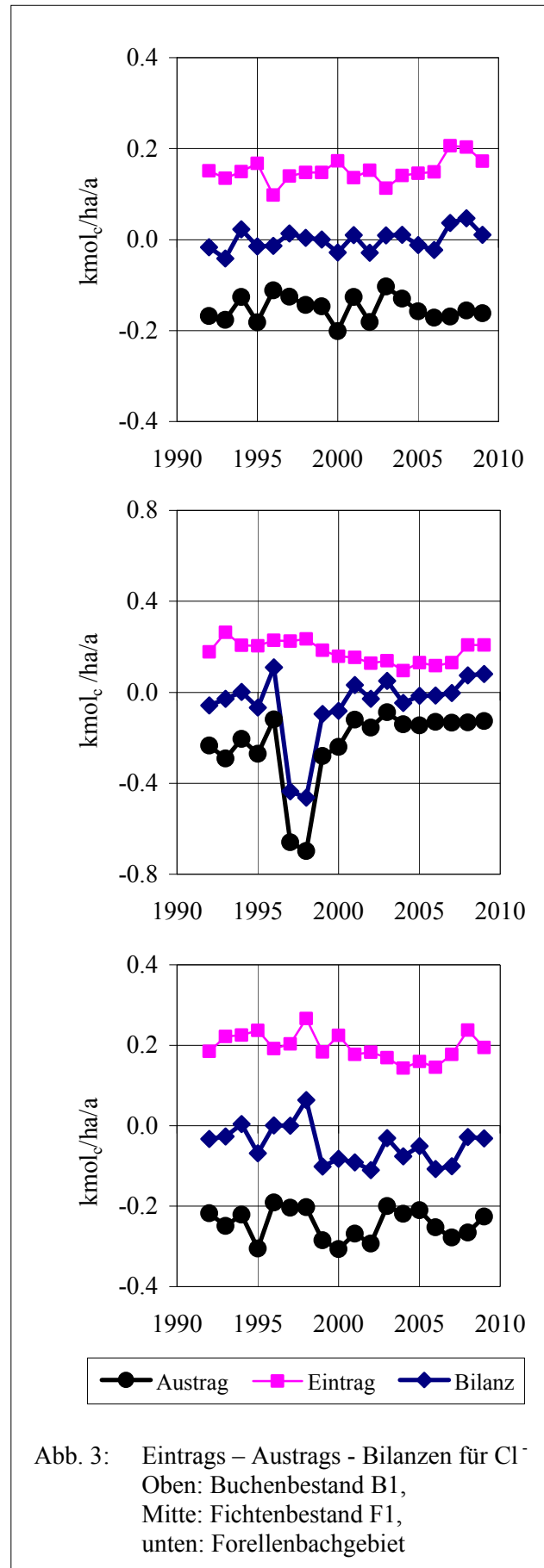


Abb. 3: Eintrags – Austrags - Bilanzen für Cl^-
 Oben: Buchenbestand B1,
 Mitte: Fichtenbestand F1,
 unten: Forellenbachgebiet

3 Ergebnisse

3.1 Immissionssituation

Stickstoffoxide

Im Rahmen des Routineprogramms werden Stickstoffoxid - Konzentrationen (NO, NO₂) kontinuierlich mit einem Analysator (APNA - 360, Messprinzip Chemolumineszenz) erfasst. Die Jahresmittelwerte liegen beim NO₂ seit Aufnahme des Messbetriebs zwischen 4 µg/m³ und 9 µg/m³, beim NO zwischen 0,5 µg/m³ und 2 µg/m³ (Abb. 4). Damit entspricht der Standort Forellenbach bezüglich Konzentrationshöhe und -tendenz anderen Hintergrundstandorten des UBA - Messnetzes wie Schauinsland, Schmücke und Neuglobsow (UBA 2010).

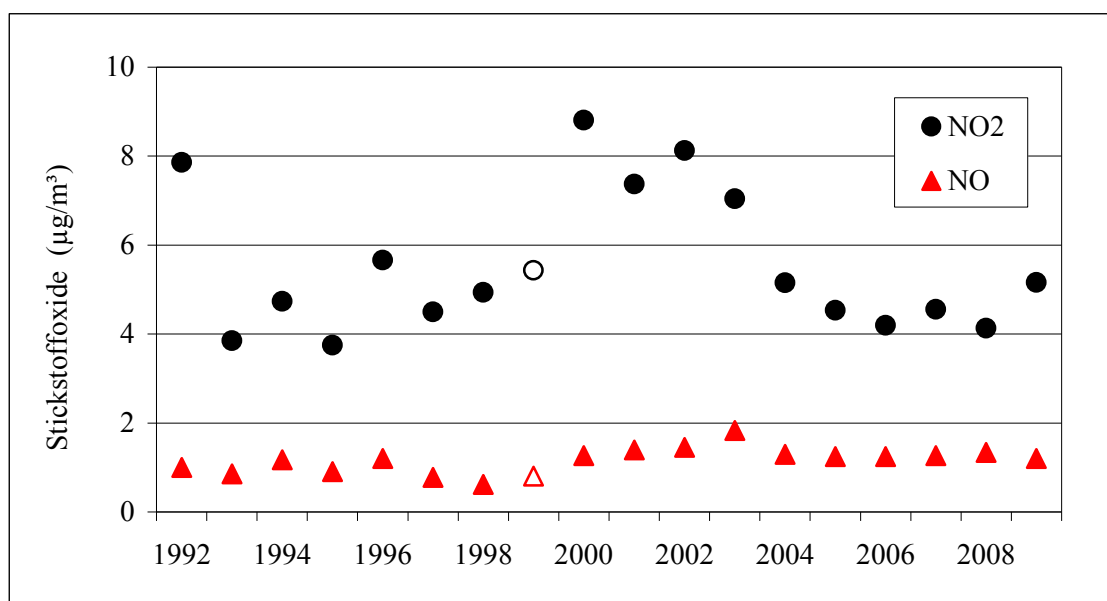


Abb. 4: Jahresmittelwerte der NO_x - Konzentrationen (µg/m³) am Messturm Schachtenau. (nicht gefüllte Datenpunktmarkierungen: Messwertausfall > 33%)

Ammoniak

Durch den Einsatz von Diffusionssammlern während einer Messkampagne wurden Informationen über das Immissionsniveau von Ammoniak gewonnen, weil diese Stickstoffkomponente in der Gasphase nicht im Routinemessprogramm etabliert ist. Zudem nimmt die relative Bedeutung des Ammoniaks für den Stickstoffeintrag in Waldökosysteme zu, weil die Emissionskontrolle von Ammoniak deutlich weniger erfolgreich als die Emissionskontrolle von Stickoxiden ist. Zwischen Juli 2003 und November 2005 wurde NH₃ mit Passivsammlern des schwedischen Umweltforschungsinstituts (IVL) erfasst (BEUDERT und BREIT 2005). Diese waren auf dem Ansaugniveau des Messturms (51 m über Geländeoberfläche) und auf einer höher gelegenen Lichtung im Forellenbuchet (970 m ü. NN) in einer Höhe von 2,5 m über Geländeoberfläche installiert. Die zeitgleiche Sammelperiode betrug vier Wochen.

Im Untersuchungszeitraum wurden am Messturm Schachtenau mittlere NH_3 - Konzentrationen von $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen (Abb. 5). Eine ausgeprägte Saisonalität ist nicht erkennbar, wenngleich im sehr warmen und trockenen Sommer 2003 überdurchschnittlich hohe Konzentrationen bis $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurden. Auf der höher gelegenen Lichtung wurden im Mittel niedrigere NH_3 - Konzentrationen ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gemessen. Auch ohne die Werte zu Beginn der Messungen, waren die Konzentrationen des Sommerhalbjahrs am Messturm ($0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) höher als in der Waldlichtung ($0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), während die mittleren Konzentrationen des Winterhalbjahrs gleich waren ($0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Die am höher gelegenen Standort geringeren NH_3 - Konzentrationen resultieren aus der niedrigeren Messhöhe über der Oberfläche (kurze Strauchschicht) und der Lage inmitten von umgebenden Buchenaltbeständen, welche über Aufnahme bzw. Deposition als Ammoniaksenken fungieren.

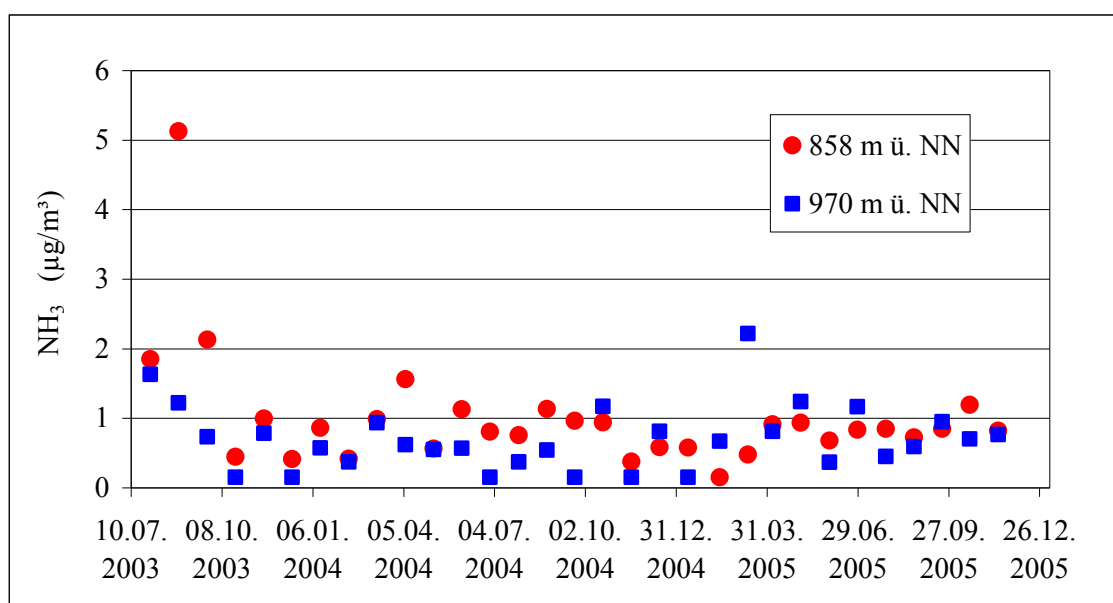


Abb. 5: 4 - Wochen - Mittelwerte der NH_3 - Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) am Messturm Schachtenau (858 m ü. NN) und einer Waldlichtung (970 m ü. NN).

Die geringe lokale Quellstärke wird auch durch die vergleichsweise schwache Saisonalität der NH_3 - Konzentrationen belegt. Trockene und warme Bedingungen wie im Sommer 2003 begünstigen Ammoniakverluste bei der Ausbringung insbesondere von Gülle (LAUER et al. 1976) und erhöhen die Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre. Kühle und feuchte Bedingungen wie im Sommer 2004 zeitigen aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit des Ammoniak (FRENEY et al. 1981) und der dann kurzen Verweilzeit in der Atmosphäre (ERISMAN 1993) den gegenteiligen Effekt.

Da kontinuierliche Vergleichsmessungen nicht vorliegen, können für die Abschätzung der Messwertqualität nur die Angaben der technischen Beschreibung (IVL 2004) bzw. Vergleichstests verschiedener Passivsammlertypen (KIRCHNER et al. 1999) herangezogen werden. Im Vergleich zu Denudermessungen werden Abweichungen von $\pm 10\%$ bei vierwöchiger Exposition bzw. Gesamtunsicherheiten von 15 - 20 % angegeben, wobei die Ergebnisse an den Untersuchungsstandorten im Forellenbachgebiet überwiegend deutlich unterhalb des dort angegebenen Messbereichs von 2 - $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen.

Das Immissionsniveau liegt im Wertebereich voralpiner Landschaften mit extensiver Viehwirtschaft ($0,6 - 2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, KIRCHNER et al. 1999, 2000) bzw. forstwirtschaftlich geprägter Landschaften ($1,0 - 1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. Reinluftgebieten ($0,1 - 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, LFU, 2001). Auch verglichen mit dem NH_3 - Kompensationspunkt, der in Abhängigkeit von der Lufttemperatur bei $0,1 - 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (FOWLER and ERISMAN, 2003; ANDERSEN et al., 1999, Fichtenbestand), nach anderen Angaben bei $0,3 - 2,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Nadelbäume, GRAVENHORST and BREIDING 1999) aber auch deutlich darüber liegt (Kiefern-mischwald, NEIRYNCK and CEULEMANN 2009), können die NH_3 - Konzentrationen an den Messplätzen des Untersuchungsgebiets als gering angesehen werden.

Die Quellstärke für NH_3 - Emission ist wegen des geringen Anteils landwirtschaftlicher Nutzflächen und der extensiven Tierhaltung im Inneren Bayerischen Wald sehr niedrig (Tab. 4). Für die Landkreise Freyung - Grafenau und Regen, in denen der Nationalpark Bayerischer Wald liegt, liegen die modellierten Emissionen aus der Landwirtschaft für die Jahre 1995 und 1999 bei weniger als $7,8 \text{ kg NH}_3 - \text{N}$ je Hektar Landkreisfläche (DÖHLER et al. 2002).

Unterstellt man, ungeachtet der spezifischen Quellstärke der Tierarten, NH_3 - Emissionen von 25 kg NH_3 pro Großvieheinheit (vgl. Zusammenstellung in KNOFLACHER et al. 1993), ergeben sich für die walddreichen Landkreise Regen und Freyung - Grafenau NH_3 - Emissionen von $6 - 7 \text{ kg NH}_3 - \text{N}/\text{ha}$ (Tab. 4). Etwa doppelt so hoch sind die Emissionen in den südwestlich vorgelagerten Landkreisen Passau und Rottal - Inn ($16 \text{ kg NH}_3 - \text{N}/\text{ha}$), in denen intensive Viehhaltung betrieben wird, während die westlich vorgelagerten Landkreise Deggendorf und Straubing, in denen die ackerbauliche Nutzung vorherrscht, nur geringfügig höhere NH_3 - Emissionen aufweisen ($6 - 7 \text{ kg NH}_3 - \text{N}/\text{ha}$).

Tab. 4: Abschätzung der NH_3 - Emissionen aus der Viehwirtschaft (2007) für einige niederbayerische Landkreise bei Annahme einer spezifischen Freisetzung von 25 kg NH_3 je Großvieheinheit (GV). (Datengrundlage: Bayerisches Landesamt für Statistik und Datenverarbeitung)

Landkreis	Fläche (ha)	Großvieheinheiten (GV, 2007)	GV/ ha	NH_3 - Emission (kg $\text{NH}_3 - \text{N}/\text{ha}$)
Regen	97510	32142	0,3	6,4
Freyung - Grafenau	98420	34198	0,3	6,7
Straubing	120220	48446	0,4	7,8
Deggendorf	86110	31465	0,4	7,1
Passau	153000	106446	0,7	13,5
Rottal-Inn	128135	106769	0,8	16,2

Mittlere Zusammensetzung der N - Immission

Zusammen mit den Messergebnissen des Stickoxidanalysators lassen sich für die Jahre 2003 bis 2005 die mittleren Anteile der gemessenen gasförmigen Stickstoffimmissionen am Messturm Schachtenau abschätzen (Abb. 6). Bezogen auf atomaren Stickstoff (Jahresmittel $3,0 \mu\text{g N/m}^3$) sind Stickoxide mit 80 %, vor allem NO_2 (57 %), die bedeutendsten Komponenten. Der ammoniakalische Anteil liegt im Jahresmittel bei 20 %.

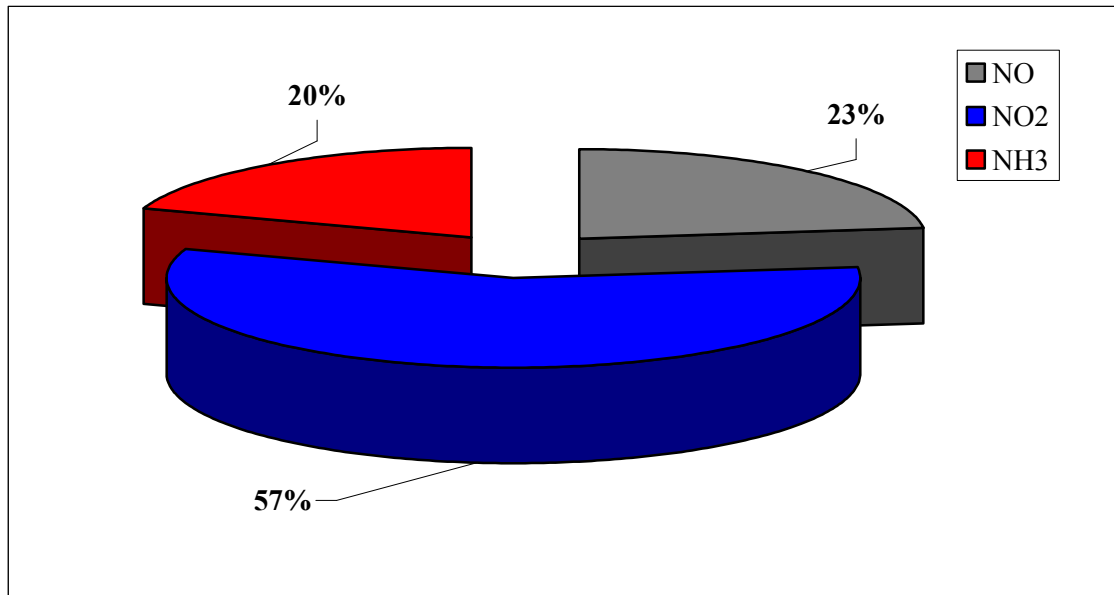


Abb. 6: Mittlere Zusammensetzung der Stickstoffimmission (%) am Messturm Schachtenau (2003 – 2005), bezogen auf atomaren Stickstoff.

Das Risiko direkter Schädigungen der Wälder des Forellenbachgebiets durch gasförmige Stickstoffimmissionen ist auf der Basis der critical levels für diese Gase (ÖKODATA 2007) als gering einzustufen: am Messturm Schachtenau lagen der Jahresmittelwert für NH_3 ($1,0 \mu\text{g/m}^3$) wie auch die maximalen 4 - Wochen - Mittel ($5 \mu\text{g/m}^3$) weit unterhalb des Risikoschwellwertes von $23 \mu\text{g/m}^3$ (Jahresmittelwert); bei NO_2 wird der critical level von $30 \mu\text{g/m}^3$ (Jahresmittelwert) von den Jahresmittelwerten ($4 - 9 \mu\text{g/m}^3$) deutlich und in der Mehrzahl der Jahre auch von den maximalen Tagesmittelwerten unterschritten. Trotz etwas größerer Immissionen in höher gelegenen Gebietsteilen (BEUDERT und BREIT, 2005) kann diese Bewertung auch für die dortigen Bestände angenommen werden.

Auf eine Berechnung der trockenen Deposition über „inferential modelling“ (ZIMMERMANN et al. 2006) wurde verzichtet, weil mit u. a. HNO_3 eine wichtige Komponente im Umfang der analysierten gasförmigen N - Spezies fehlt, weil N - haltige Partikel überhaupt nicht erfasst werden und weil bestandesspezifische Depositionsgeschwindigkeiten ebenfalls gutachterlich bestimmt werden müssten. Die so erzielbaren Ergebnisse wären nicht verifizierbar und insofern spekulativ.

Immissionsmuster in der EMEP - Modellierung

Im Vergleich mit den Konzentrationen der EMEP - Gitterfläche 71/48 (Tab. 5), in der das Untersuchungsgebiet liegt, ergibt sich eine gute Übereinstimmung bei NO_2 (2 mg N/m^3 ; http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/AN/). Zusammen mit Salpetersäure und Nitrat erreichen nitrose Gase in der Modellierung maximal 3 mg N/m^3 , im Jahr 2007 nur knapp 2 mg N/m^3 .

Tab. 5: Konzentrationen gasförmiger und partikulärer N - Verbindungen ($\mu\text{g N/m}^3$) für die EMEP - Gitterfläche 71/48 (http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/AN/).

	NO_2	$\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$	partikulär NO_3^-	partikulär NH_4^+	Summe
2003	2,2	0,8	2,9	0,7	1,3	7,9
2004	2,1	0,7	2,3	0,5	1,0	6,6
2005	2,0	0,8	2,5	0,7	1,2	7,2
2006	2,1	0,7	2,3	0,6	1,1	6,8
2007	1,4	0,5	1,6	0,4	0,7	4,6

Die Konzentrationen des ammoniakalischen Stickstoffs ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) sind deutlich höher ($2 - 3 \text{ mg N/m}^3$) als die gemessenen NH_3 - Konzentrationen der Jahre 2003 bis 2005 ($0,8 \text{ mg N/m}^3$). Zum einen wurde messtechnisch ausschließlich NH_3 erfasst, zum anderen umfasst die EMEP - Gitterfläche 71/48 auch Landschaftsteile, die deutlich stärker von landwirtschaftlicher Nutzung und damit einhergehend höheren Emissionen geprägt sind.

Die partikulären N - Verbindungen (v. a. NH_4NO_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) weisen Konzentrationen von maximal 2 mg N/m^3 auf, wobei etwa die Hälfte des Ammoniumstickstoffs als Nitrat bzw. Sulfat gebunden ist.

In der Summe lagen die modellierten Konzentrationen bei $6 - 8 \text{ mg N/m}^3$ (2007 bei unter 5 mg N/m^3), wobei die partikulären Verbindungen nur ein Viertel zur mittleren N - Konzentration in der Luft beitragen und reduzierte und oxidierte Verbindungen gleiche Anteile haben.

Auch wenn die modellierte N - Konzentration doppelt so hoch ist wie die gemessene, kennzeichnet sie doch das insgesamt niedrige Immissionsniveau: im Vergleich mit allen deutschen Gitterflächen liegt die Gitterfläche 71/48 bei allen Komponenten der N - Immission im untersten Quartil.

3.2 Bulk - Deposition im Freiland

Der DIN - Eintrag an der Freilandmessstelle Taferlruck (DC3) ist seit 1991 signifikant ($p < 0,01$) um 21 % von über 12 kg N/ha auf unter 10 kg N/ha zurückgegangen (Abb. 7). Dies ist im Vergleich mit der Entwicklung der S - Depositionen im Freiland (-51 %) ein bescheidener Rückgang, der die Schwierigkeiten von Emissionsminderungsmaßnahmen bei nicht punktförmigen Quellen (Landwirtschaft, Verkehr) verdeutlicht. Trotz der Signifikanz des Trends erlaubt der Verlauf der N - Deposition eher die Einschätzung, dass dieser Rückgang in der ersten Hälfte der 1990er Jahre stattgefunden hat, seit 1996 jedoch keine Minderung der Einträge mehr erfolgt ist.

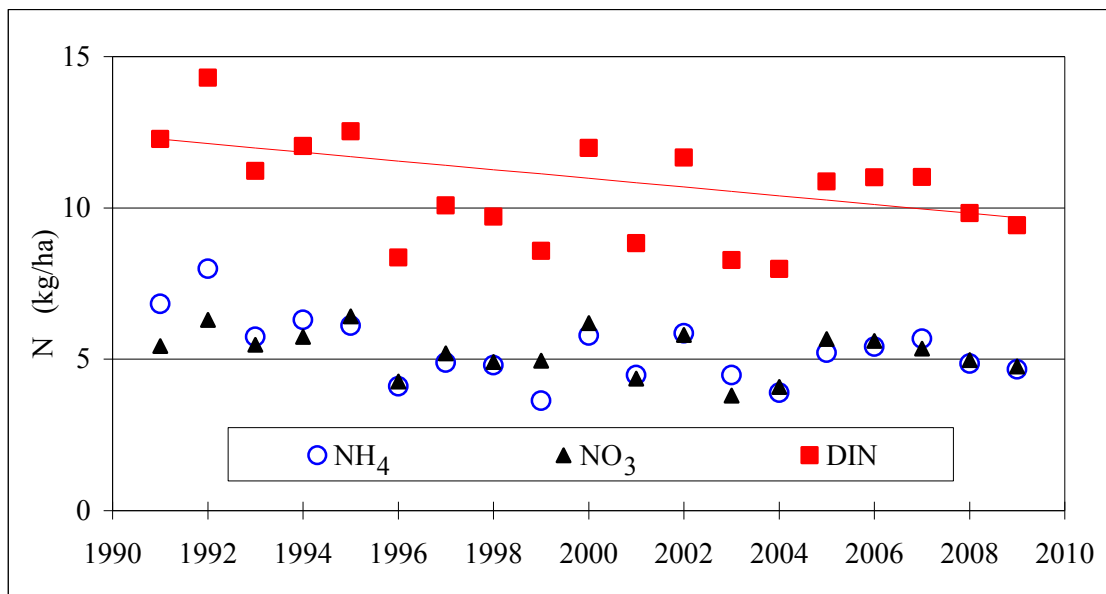


Abb. 7: Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im Freiland (DC3).

Während die NO₃ - Einträge seit Beginn der Messungen um 5 kg N/ha schwanken, sorgte der Rückgang der NH₄ - Einträge von etwa 7 kg N/ha auf 5 kg N/ha im Jahr 1995 für die Gesamtentwicklung. Dies ist konsistent mit dem Rückgang der NH₃ - Emissionen durch den Abbau von Tierbeständen in den neuen Bundesländern (UBA 2009) und anderen post - kommunistischen Staaten Europas (KOPÁČEK and VESELÝ 2005).

Im Vergleich mit den Depositionen der EMEP - Gitterfläche 71/48, in der das Untersuchungsgebiet liegt (http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/AN/), lassen sich ebenso hohe Werte in der ersten Hälfte der 1990er Jahre (15 kg N/ha) und für die Jahre 2000 bis 2007 im Mittel identische Werte für DIN (10 kg N/ha) bei höheren ammoniakalischen Anteilen (60 %) erkennen. Auch die Simulation der regionalen nassen Deposition mit dem Transportmodell REM - Calgrid (BANZHAF 2008) brachte DIN - Einträge von etwa 10 kg N/ha.

Bereits an der Waldklimastation Mitterfels, die im Vorderen Bayerischen Wald in ähnlicher Höhe liegt, aber gegenüber dem Ferntransport aus südwestlichen bis nördlichen Richtungen stärker exponiert ist, waren die DIN - Einträge zwischen 2000 und 2007 bei 14 kg N/ha, der ammoniakalische Anteil bei 57 % (LWF 2009).

3.3 Flüsse im Buchenbestand B1 Schachtenebene

3.3.1 Deposition im Bestand

Die Deposition von DIN mit dem Bestandesniederschlag unter Buche verlief insofern abweichend von derjenigen im Freiland, als bereits zu Beginn der 1990er Jahre das derzeitige Niveau von 8 bis 12 kg N/ha vorgeherrscht hat (Abb. 8). Weder DIN noch seine Komponenten NH_4^+ (44 %) und NO_3^- (56 %) weisen eine gerichtete Entwicklung auf. Diese Trendlosigkeit der DIN - Bestandesdeposition in Waldbeständen entspricht der gemessenen Wirklichkeit in ganz Bayern seit 1991 (LWF 2008).

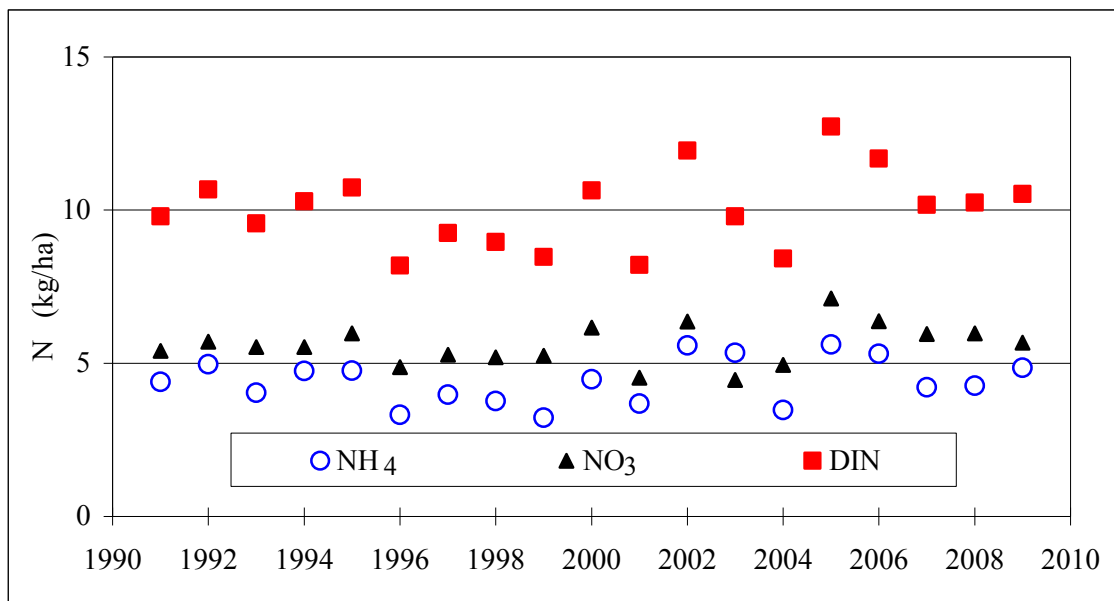


Abb. 8: Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im Bestandesniederschlag des Buchenbestands B1.

Negative Differenzen in der Deposition im Freiland und Bestand werden als N-Verluste interpretiert, die aus der Aufnahme von N im Kronenraum durch die bestandsbildende Baumart selbst oder durch die üppige Flora im Kronenraum, der stark von Flechten besiedelt ist, resultieren könnte. Für schwächer belastete Gebiete ist dies ein verbreitetes Phänomen, bspw. in borealen Wäldern Skandinaviens (FERM and HULTBERG 1999) und Kanadas (PELSTER et al. 2009) und in subalpinen Nadelwäldern der USA (FRIEDLAND et al 1991). Als alternative Mechanismen könnten die Adsorption an Rinde, die Re - Emission in die Atmosphäre oder die Umsetzung von DIN in DON (s. Kap. 3.6) angenommen werden. Um jedoch die beobachteten Unterschiede der ersten Hälfte der 1990er Jahre erklären zu können, sind die derzeitigen Unterschiede der DON - Flüsse zwischen Buchen- bzw. Fichtenbestand und Freiland mit 1 bis 2 kg N/ha (s. Kap. 3.6) deutlich zu gering.

An der Waldklimastation Mitterfels lagen die DIN - Einträge mit dem Bestandesniederschlag im Mittel der Jahre 1991 bis 2007 mit 17 kg N/ha lediglich um 1,5 kg N/ha über der Freilanddeposition (LWF 2009). Auch hier lässt sich auf einen Aufbrauch von deponiertem Stickstoff im Kronenraum schließen.

3.3.2 Konzentrationen im Bodenwasser

Die DIN - Konzentrationen im Mineralbodenwasser unter Buche sind mit 0,05 – 0,25 mg N/l in 40 cm und 100 cm Tiefe (Abb. 9) auf einem sehr niedrigen Niveau, das insgesamt kaum weiter erniedrigt werden kann. Ammoniumstickstoff liegt meist an oder unter der Bestimmungsgrenze. Anders als im Mineralbodensickerwasser lassen die DIN - Konzentrationen im Auflagesickerwasser einen schwach signifikant abnehmenden Trend seit 1992 erkennen, wenngleich die DIN - Konzentrationen auch in diesem Kompartiment mit Medianen von deutlich unter 1 mg N/l sehr niedrig sind.

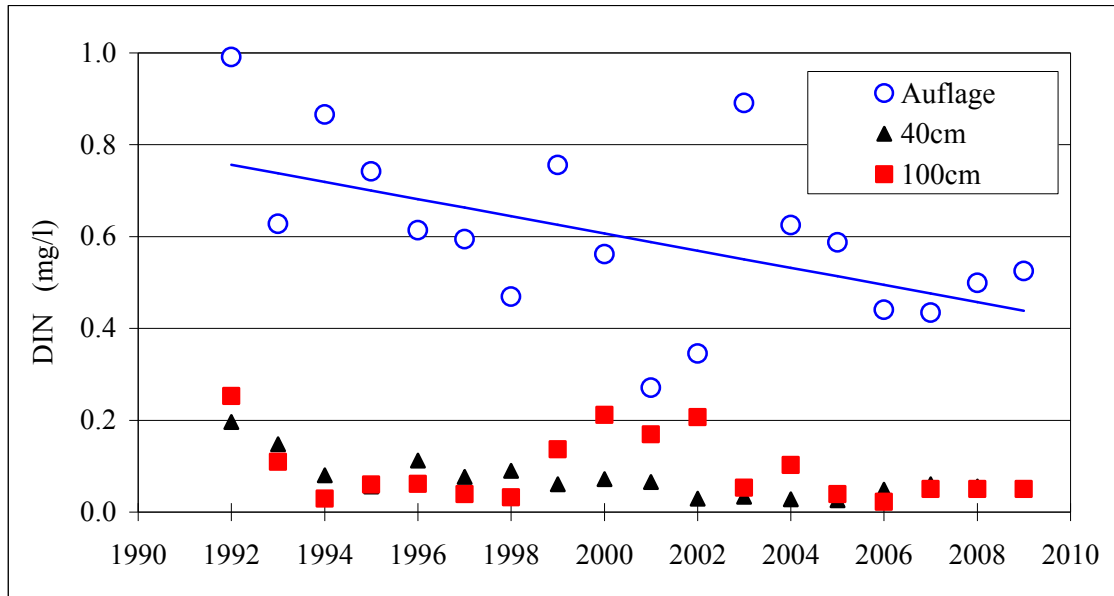


Abb. 9: Mediane Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Auflagesickerwasser und im Mineralbodensickerwasser in 40 cm und 100 cm Tiefe der Buchendauerbeobachtungsfläche B1.

Angesichts starker mikrobieller Aktivitäten und N - Mineralisationraten im Oberboden (vgl. BEUDERT et al. 2004) lässt sich auf eine sehr effektive N - Aufnahme der Buchen schließen, die mit ihrem tief reichenden Wurzelwerk auch den deponierten Stickstoff quantitativ der Auswaschung entziehen. Letztlich weisen die sehr niedrigen DIN - Konzentrationen darauf hin, dass die DIN - Aufnahmekapazität des Baumbestands derzeit nicht vom DIN - Angebot überschritten wird.

3.3.3 Flussbilanzen

Für die Berechnung der DIN - Flüsse aus dem System Buchenbestand B1 heraus wurden die Jahresmediane der NH_4^+ - und NO_3^- - Konzentrationen im Bodensickerwasser in 100 cm Tiefe mit den Sickerwasserflüssen in dieser Tiefe multipliziert. Die Konsistenz der Wasserhaushaltsbilanz als notwendiger Voraussetzung zur Aufstellung von Stoffbilanzen wurde mit Hilfe der Cl - Bilanz geprüft und verifiziert (s. Kap. 2.2.3). Der für diese Bilanzierung vorauszusetzende Gleichgewichtszustand des Baumbestands kann für diesen Buchenaltbestand als gegeben angenommen werden.

Die DIN - Einträge, berechnet als Gesamtdepositionsraten nach ULRICH (1988), lagen im Mittel bei $12,0 (\pm 2,1)$ kg N/ha/a in diesem Zeitraum, wobei dem Rückgang von 17 kg N/ha/a auf 11 kg N/ha/a in der ersten Hälfte der 1990er Jahre keine weitere Verminderung der Einträge folgte (Abb. 10 und Tab. 6, Anhang).

Trotz hoher Sickerwasserraten betragen die DIN - Austräge mit dem Bodensickerwasser zwischen 1992 und 2009 lediglich $0,9 (\pm 0,8)$ kg N/ha/a (Abb. 10), wobei der Maximalwert bei 3,1 kg N/ha/a im Jahr 2002 lag. In 12 von 18 Jahren wurden weniger als 1 kg N/ha/a ausgetragen.

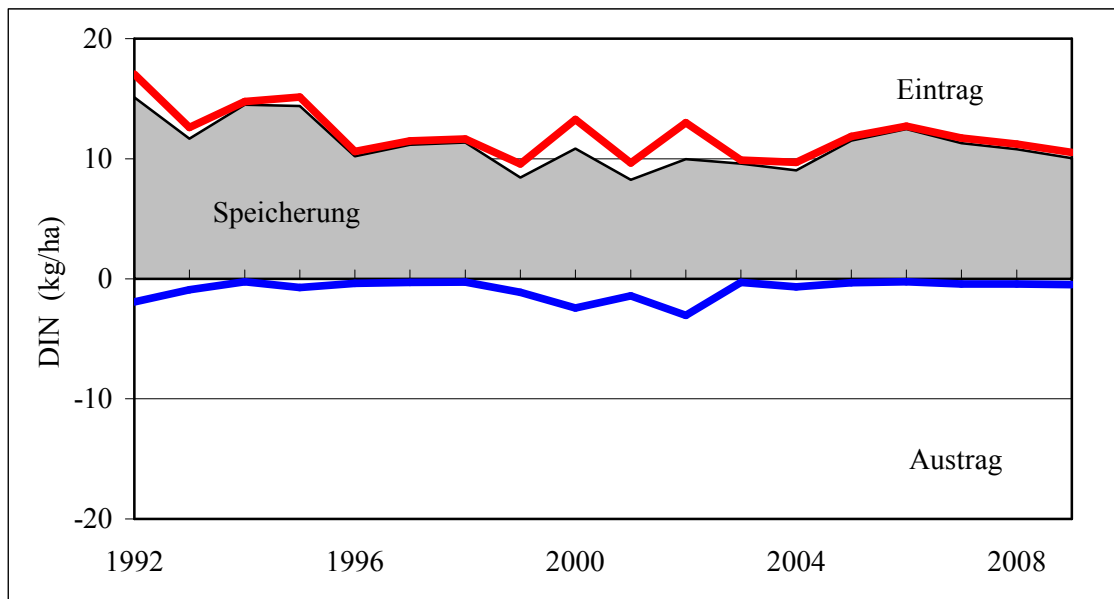


Abb. 10: Eintrags – Austrags - Bilanzen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) für die Buchendauerbeobachtungsfläche B1.

In der Bilanz resultiert aus den Eingangsgrößen eine Nettospeicherung im System von $11,1 (\pm 2,0)$ kg N/ha/a, wobei die Speicherraten in der ersten Hälfte der 1990er Jahre um die höheren N - Einträge größer waren als in den Jahren danach. Im Mittel werden mehr als 90 % des geschätzten N - Eintrags in die Systemspeicher (Boden, Stammholzzuwachs) übertragen, wobei die tatsächliche Speicherquote aufgrund der systematischen Unterschätzung der N - Einträge höher liegen muss.

Die empirischen kritischen Einträge (critical loads) für eutrophierenden Stickstoff liegen für diesen Buchenbestand bei 10 – 15 kg N/ha/a, um erhöhte Nitratverluste ins Grundwasser zu vermeiden bzw. bei 15 – 20 kg N/ha/a, um Vitalitätsverlusten der Bäume selbst (Ernährung, Pathogene) vorzubeugen (ÖKODATA 2007). Die nach dem Massenbilanzverfahren berechneten critical loads (BEUDERT und BREIT 2004) liegen bei etwa 14 kg N/ha/a, bei Verwendung gemessener N - Aufnahmeraten im Derbholz mit Rinde (8 kg N/ha/a) bei 12 kg N/ha/a. Ernte und Abfuhr dieses Holzes unterbleiben jedoch in Übereinstimmung mit der gültigen Rechtsverordnung für den Nationalpark. Im Ergebnis wird der eingetragene Stickstoff dem Stickstoffpool im Boden zugeführt, der dann mit dem Fünffachen der nahezeitlichen Akkumulationsrate (~ 2 kg N/ha/a) wächst.

3.4 Flüsse im Fichtenbestand F1 Schachtenau

Die Dynamik der N - Flüsse im Fichtenbestand war bis zum Absterben in den Jahren 1996 und 1997 geprägt von der Deposition und kontrolliert durch Aufnahme und Speicherung in Bestand und Boden im quasi - stationären Zustand. Dieses Muster veränderte sich vorübergehend nach dem Absterben: die N - Dynamik wurde dominiert durch abbauende Prozesse, hinter denen die Deposition quantitativ in den Hintergrund trat.

3.4.1 Deposition im Bestand

Die Deposition von DIN mit dem Bestandesniederschlag unter Fichte (Abb. 11) folgte bis 1996 dem rückläufigen Trend im Buchenbestand, wobei das gegenüber dem Freiland niedrige Eintragsniveau von 7 bis 12 kg N/ha und die Dominanz des Nitratanteils auf Kronenraumprozesse hinweisen.

Mit dem Absterben des Bestands und dem Verlust der Nadeloberfläche als Rezeptor luftgetragener Stoffe näherte sich die Niederschlagsmenge dem Freilandniederschlag an (BEUDERT und BREIT 2004), während die DIN - Deposition auf 50% der Werte im Freiland absank. Erst nach dem Zusammenbruch der groben Strukturen im Winter 2008/2009 durch Abbrechen und Umstürzen des Totholzes stellte sich die DIN - Deposition auf das Niveau im Freiland von 8 – 12 kg N/ha/a ein. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass eingetragener DIN in den Sammelgefäßen an organischem Stäuben des Totholzes sorbiert wurde oder in gelösten organischen Stickstoff umgewandelt wurde, der zu dieser Zeit noch nicht erfasst worden war. Tatsächlich entspricht die Umgebung der Depositionssammler weder einer Freilandmessstation noch einer Bestandesmessstation: das Windfeld ist durch stehendes und liegendes Totholz völlig verändert; durch die unveränderte Aufstellungshöhe der Sammler wird zwar die Deposition unter dem schütterten ehemaligen Buchenunterstand erfasst, nicht aber der N - Eintrag an der Bodenoberfläche, nachdem der Niederschlag das liegende Totholzes passiert hat.

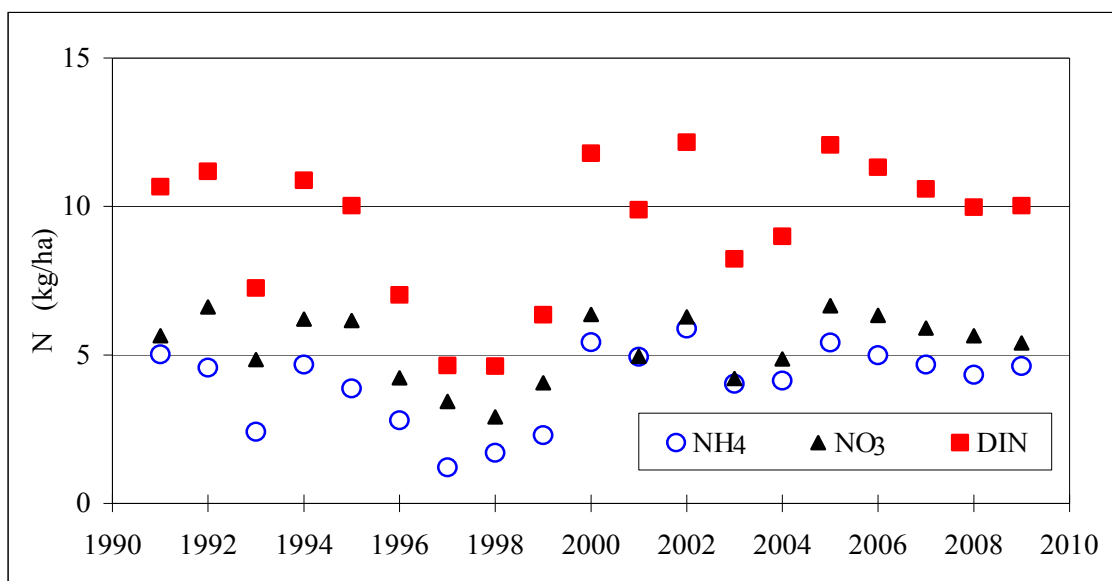


Abb. 11: Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im „Bestandesniederschlag“ des Fichtenbestands F1.

3.4.2 Konzentrationen im Bodenwasser

Von 1992 bis zum Abstreben des Bestands waren die DIN - Konzentrationen im Mineralbodensickerwasser von etwa 4 mg N/l auf weniger als 1 mg N/l, dem Niveau unter Buche entsprechend, rückläufig (Abb. 12). Die Auflösung des Fichtenbestands von 1996 bis 1997 führte im Kompartiment Boden zu einer gravierenden Auslenkung der stofflichen Fließgleichgewichte zwischen Aufnahme und Freisetzung.

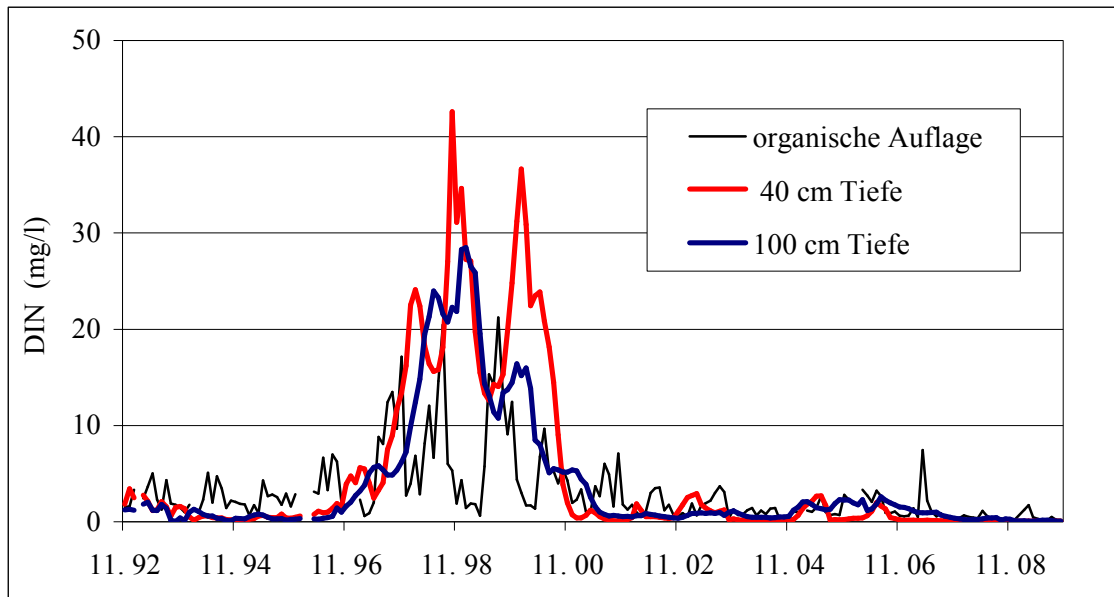


Abb. 12: Mediane Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Auflagesickerwasser und im Mineralbodensickerwasser in 40 cm und 100 cm Tiefe der Fichtendauerbeobachtungsfläche F1.

Bereits im August 1996, zwei Monate nach Beginn des Borkenkäferbefalls, waren die Auswirkungen des fehlenden Entzugs durch den Baumbestand, der Zufuhr gut hydrolysierbarer grüner Nadel- und Feinwurzelstreu und der beginnenden Überschuss-Mineralisation von organisch gebundenem Stickstoff zu erkennen: die DIN - Konzentrationen im Auflagesickerwasser (Nitratanteil 60 %) stiegen von zuvor 1 - 3 mg N/l auf 8 mg/l und erreichten im Sommer der Jahre 1997 und 1999 Maximalwerte von 18 und 21 mg/l. In 40 cm Tiefe wurden maximale DIN - Konzentrationen (Nitratanteil > 97 %) von 23 (1998), 43 (1999) und 37 mg N/l (2000) jeweils im Winterhalbjahr gemessen. Dieser zeitliche Verzug ist auf Transportprozesse in Abhängigkeit von der Sickerwasserbildung zurückzuführen. Die sehr viel höheren Konzentrationen im 40 cm Tiefe lassen darauf schließen, dass das Maximum der mikrobiellen Stoffumsetzungen im Mineralboden oberhalb dieser Erfassungstiefe liegt. Dies ist insofern plausibel, als die Hälfte des Stickstoffvorrats des Bodens in diesem Tiefenbereich gespeichert ist (Abb. 2, Kap. 2.1). Zudem ergaben die Untersuchungen zur Stickstoffnettomineralisation hohe flächenbezogene Freisetzungsraten im oberen Mineralboden (BEUDERT und BREIT 2004), die bereits bei Wegfall des Wurzelentzugs zu erhöhten Lösungskonzentrationen führen müssen. In 100 cm Tiefe wurden maximale DIN - Konzentrationen (Nitratanteil > 97 %) von 23 (1998), 28 (1999) und 16 mg N/l (2000) gemessen.

Bereits im Jahr 2001 war dieser Prozess der Überschussmineralisation weitgehend abgeschlossen: im Auflage- und im Mineralbodensickerwasser lagen die DIN - Konzentrationen mit weniger als 3 mg/l wieder im Bereich der Lösungskonzentrationen vor dem Absterben des Bestands. Dabei dürfte auch der sehr schnell wachsende Bestand der vormalig unterständigen Buchen (siehe Tab. 3 Kap. 2.1) durch seinen Nährstoffentzug beigetragen haben, der inzwischen durch das flächendeckend nachwachsende Fichtenjungholz verstärkt wird.

3.4.3 Flussbilanzen

Für die Berechnung der DIN - Flüsse aus dem System Fichtenbestand F1 heraus wurden die Jahresmediane der NH_4^+ - und NO_3^- - Konzentrationen im Bodensickerwasser in 100 cm Tiefe mit den Sickerwasserflüssen in dieser Tiefe multipliziert. Für die Zeit vor und nach der Überschussmineralisation ließen die CI - Bilanzen jeweils konsistente Wasserhaushaltsbilanzen erkennen. Der starke Nettoaustrag zwischen 1997 und 2000 konnte über die starke Erhöhung der Cl^- - Konzentrationen auf die Überschussmineralisation zurückgeführt werden (siehe Abb. 3, Kap. 2.2.3)

Der DIN - Eintrag, berechnet als Gesamtdepositionsraten nach ULRICH (1988), ging zwischen 1992 und 1996 von 23 auf 15 kg N/ha/a zurück, während der DIN - Austrag mit dem Bodensickerwasser von 10 auf 2 kg N/ha/a sank (Abb. 13 und Tab. 6, Anhang). In der Bilanz resultiert daraus eine Nettospeicherung im System von 7 - 16 kg N/ha/a.

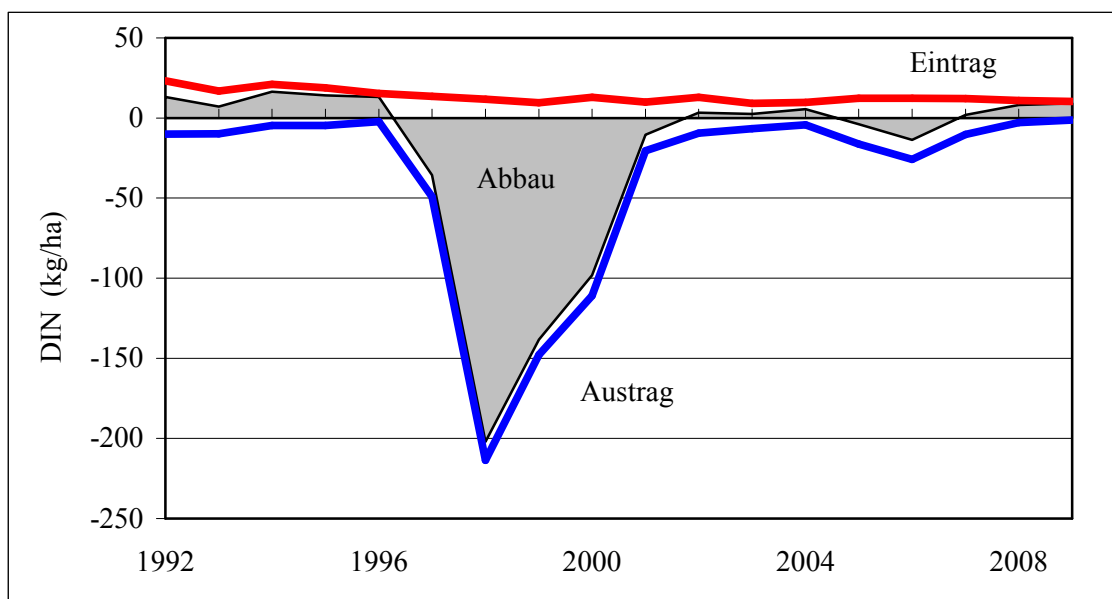


Abb. 13: Eintrags – Austrags - Bilanzen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) für die Fichtendauerbeobachtungsfläche F1.

Mit dem Einsetzen der Überschussmineralisation ab 1997 wandelte sich der Systemcharakter von Nettospeicherung nach Nettofreisetzung. Bei durchschnittlichen DIN - Einträgen von 11 kg N/ha/a ab 1997 wurden in der Spitze etwa 200 kg N/ha/a mit dem Sickerwasser austragen, in der Summe 550 kg N/ha in den fünf Jahren von 1997 bis 2001.

Der Abbau des Stickstoffvorrats im Fichtensystem betrug in dieser Zeit 500 kg/ha. Diese Nettoverluste entsprachen etwa 40 % des in der lebenden Biomasse gespeicherten Vorrats, wobei Verluste von 320 kg N/ha direkt auf die Zufuhr leicht hydrolysierbarer Nadel- und Feinwurzelstreu zurückgeführt werden können (vgl. Kap. 2.1). Sie liegen aber mit Bezug auf die Bodenvorräte nur bei 5 %.

Seit 2002 schwanken die DIN - Bilanzen zwischen Nettoverlusten von 14 kg N/ha/a und Nettospeicherraten von 9 kg N/ha/a, wobei die stärkeren Netto - Austräge des Jahres 2006 nur teilweise auf die großen Sickerwasserraten zurückgeführt werden können. Die im Mittel ausgeglichene bis leicht positive DIN - Bilanz deutet darauf hin, dass der Vorrat labiler, leicht hydrolysierbarer organischer N - Verbindungen aufgebraucht ist. Mit dem wachsenden N - Bedarf der sich gerade stark entwickelnden Fichtenverjüngung dürften sich neue Fließgleichgewichte einstellen, die im Mittel erneut zur Nettoakkumulation von Stickstoff führen dürften.

3.5 Stickstoffhaushalt des Forellenbachgebiets

Mit Zunahme der von Borkenkäferbefall betroffenen Gebietsfläche mussten die hydrochemischen Signaturen, welche die Überschussmineralisation in den Bodensickerwässern hinterlässt, auch in den nachgelagerten hydrologischen Systemen sichtbar werden. Wenngleich nahezu alle hydrochemischen Parameter von diesen Prozessen betroffen sind und daher Veränderungen ihrer Konzentrationen bzw. Aktivitäten erkennen lassen, ist die Nitrifikation der am besten geeignete Indikator, weil seine Herkunft aus dem durchwurzelten Boden eindeutig ist und weder im Boden noch im Grundwasserumsatzraum eine spezifische und anhaltende Sorption stattfinden kann.

3.5.1 Konzentrationen in Grund- und Bachwasser

Ebenso wie bei den Bodenwässern der Dauerbeobachtungsflächen (s. Abb. 9, Abb. 12), erfolgte mit Beginn der 1990er Jahre auch ein Rückgang der DIN - Konzentrationen im schnellen Grundwasser (810 m ü. NN) wie im Bachwasser (Abb. 14). Darin dürfte sich der leichte Rückgang der DIN - Einträge (s. o.) und die wachstumsfördernde Wirkung ansteigender Lufttemperaturen (DIEFFENBACH - FRIES und BEUDERT 2007) ausdrücken. Ab dem Jahr 1999, als Altlichten bereits auf mehr als einem Viertel der Gebietsfläche abgestorben waren (Tab. 2, Anhang), setzte in Grund- und Bachwasser ein Anstieg der DIN - Konzentrationen (Nitratanteil > 95%) ein. Während die Konzentrationen im schnellen Grundwasser sehr steil bis auf über 4 mg N/l anstiegen und danach steil abfielen, erfolgte die Konzentrationserhöhung im Forellenbach gedämpft bis auf über 1,5 mg N/l. Dieses erhöhte Konzentrationsniveau hält bis heute an und spiegelt den Konzentrationsverlauf im langsamen Grundwasser (970 m ü. NN) wider. Seit 2007 sind die gewichteten Konzentrationen im Bachwasser höher als im Grundwasser, sodass von erneut höheren DIN - Einträgen aus Gebietsteilen mit Fichtensterben auszugehen ist.

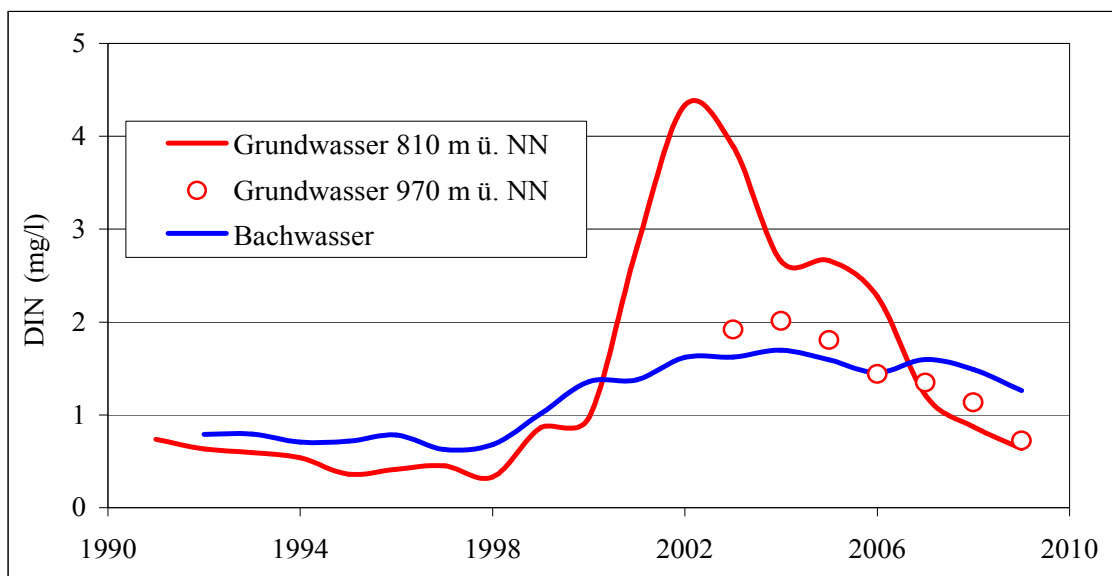


Abb. 14: DIN - Konzentrationen im schnellen (810 m ü. NN) und langsamen (970 m ü. NN) Grundwasser (Jahresmediane) sowie im Bachwasser des Forellenbachgebiets (abflussgewichtete Jahresmittelwerte).

3.5.2 Auf welchen Fließwegen gelangt DIN ins Bachwasser ?

Bis zum Jahr 1999 waren die Nitratkonzentrationen des Forellenbachs überwiegend unabhängig von der Abflusshöhe (Abb. 15) oder erfuhren eine leichte Verdünnung mit zunehmendem Abfluss (1994, 1996, 1999). Ganglinienanalysen des Forellenbachs (SCHWARZE und BEUDERT 2009) mit natürlichen Isotopen (^2H , ^{18}O) und hydrochemischen Tracern (SiO_2 , DOC) konnten belegen, dass bei Hochwasserabfluss überwiegend oberflächennahes Bodenwasser aktiviert wird, wenn die Vorsättigung des Gebietes niedrig ist, während bei stärkerer Vorsättigung zunehmend Wasser aus dem unteren Mineralboden und dem Regolith in den Vorfluter gelangt. In Verbund mit den hydrochemischen Tendenzen in den Bodenwässern (s. o.) lässt sich für das Forellenbachgebiet schließen, dass die DIN - Dynamik bis 1999 nicht von Störungen der biogeochemischen Prozesse im Boden, sondern von zunehmendem biologischen Verbrauch (Wachstum) und/oder abnehmenden Einträgen aus der Atmosphäre geprägt war.

Erst für die Jahre 2000 (hochsignifikant) und 2001 zeigten die positiven Konzentrations - Abfluss - Beziehungen im Bachwasser (Abb. 15) den unmittelbaren Eintrag von Nitrat über das Bodenwasser an, weil größere Flächen abgestorbener Fichtenbestände im selben Jahr maximale Nitrifikationsraten erreichten. Dieses Phänomen trat nachfolgend nur noch im Jahr 2007 auf, welches vermutlich den Abschluss der Überschusmineralisation im Gebiet markiert, weil der Anteil von Fichtenaltbeständen nur noch marginal ist.

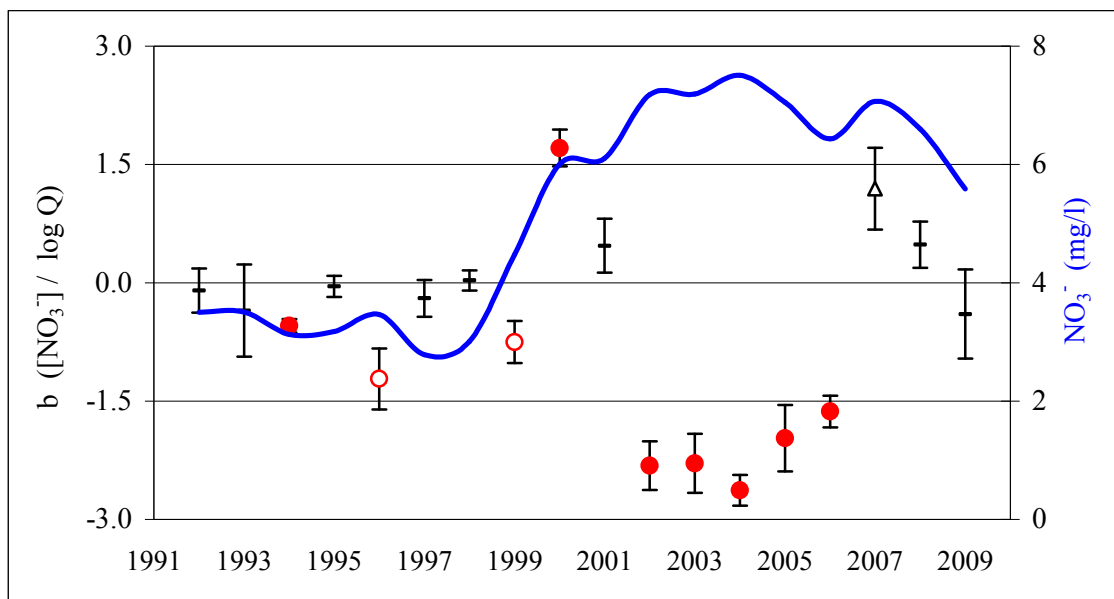


Abb. 15: Abflussgewichtete NO_3^- - Konzentrationen (mg/l) und Steigungsfaktoren $b (\pm 1 s)$ der jährlichen Konzentrations - Abfluss - Beziehung ($[\text{NO}_3^-] / \log Q$) im Forellenbach. Rot ausgefüllt: $p < 0,001$, roter Kreis, $p < 0,01$, Dreieck: $p < 0,05$.

Die durchgehend hochsignifikant negativen Konzentrations - Abfluss - Beziehungen in den Jahren 2002 bis 2006 dokumentieren die Kontrolle der Nitratkonzentrationen des Bachwassers durch Grundwasser. Es gibt die während der Vorjahre aus dem Boden zugeflossenen Nitratinträge gedämpft weiter. Zunehmende Bodenwasseranteile bei Hochwasserabfluss verdünnen in dieser Periode die Nitratkonzentrationen.

3.5.3 Flussbilanzen

Die berechneten DIN - Einträge ins Forellenbachgebiet gingen zwischen 1992 und 1999 von 24 auf 11 kg N/ha/a zurück (Abb. 16 und Tab. 6, Anhang) und folgten damit dem Trend der Deposition in den Beständen (s. o.). Die DIN - Austräge waren bis 2008 mit 5 - 8 kg N/ha/a vergleichsweise wenig variabel und trendfrei, weil die rückläufige Deposition stark verzögert über das Grundwasser an den Bach weitergegeben wurde. So ergaben isotopehydrologische Untersuchungen von KLÖCKING et al. (2005) mittlere Verweilzeiten für das langsame Grundwasser von 8 bis 15 Jahren für das Markungsgraben- und Forellenbachgebiet. Ganglinienanalysen zur Zuordnung der Herkunftsräume des Abflusses mit dem Modell DIFGA (SCHMITT 2008) ergaben grundwasserbürtige Abflussanteile von etwa 80%, davon etwa die Hälfte aus dem langsamen Grundwasser. Daher war die DIN - Nettospeicherung im Gebiet, dem Depositionstrend folgend, von 15 auf 7 kg N/ha/a rückläufig. Seit 2000 herrscht ein wenig variables Depositionsregime von 10 - 13 kg N/ha/a, weitgehend unabhängig von der Niederschlagsmenge.

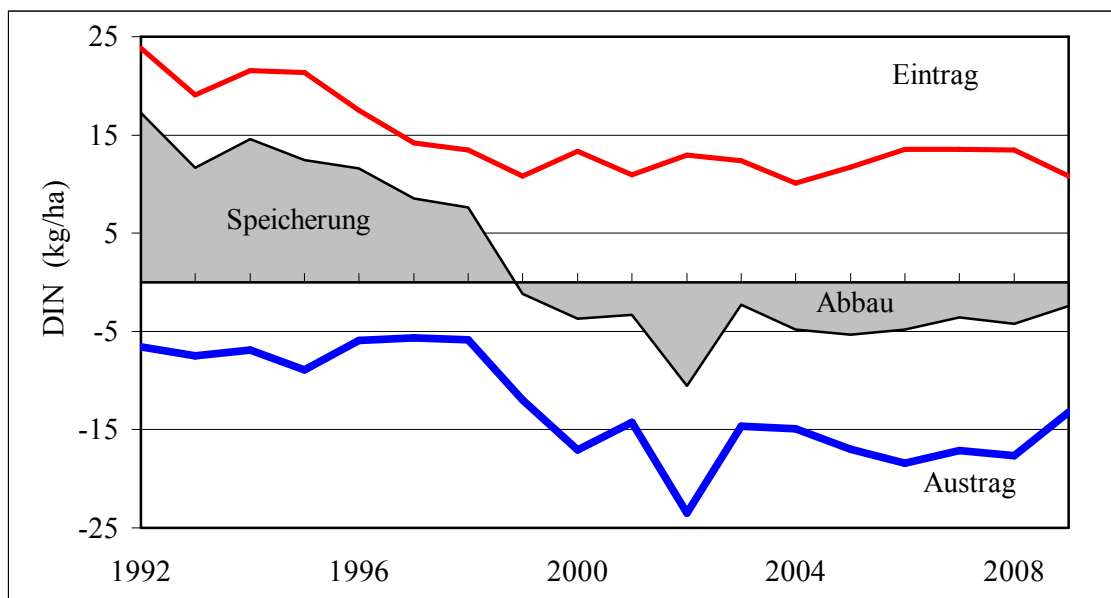


Abb. 16: Eintrags - Austrags - Bilanz des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Forellenbachgebiet.

Ab 1999 wandelte sich der Systemcharakter von DIN - Speicherung zu DIN - Freisetzung. Der Austrag stieg bis 2002 bis auf 25 kg N/ha/a an und hat sich seitdem bei etwa 15 - 18 kg N/ha/a stabilisiert. In der Zusammenschau mit den Konzentrations - Abfluss - Beziehungen (Abb. 15, s. o.) lässt sich festhalten, dass die Nitratbefruchtung des Vorfluters seit 2002 über das Grundwasserleiter erfolgt und, wegen der langen mittleren Verweilzeit, noch mehrere Jahre anhalten wird. Unterstellt man, entgegen dem beobachteten mehrjährigen Absterbeprozess, einen uniformen Nitratimpuls ausschließlich im Jahr 1999, wären bis 2009 erst 50% des Grundwassers durch nachfolgend gebildetes Grundwasser ersetzt, bis 2019 etwa 70%. Insofern dokumentiert die Systembilanz des Einzugsgebiets über Jahrzehnte die bereits abgeschlossene DIN - Dynamik in den Waldökosystemen.

3.6 Bedeutung des DON im N - Kreislauf des Forellenbachgebiets

Deposition

Der Eintrags des DIN lag im Mittel bei 10 – 11 kg N/ha/a (Abb. 17), unabhängig von den Standortsbedingungen bzw. der Baumart, wobei sich eine Zunahme des NO_3^- von Freiland bis Fichtenbestand F4 erkennen lässt, während in gleicher Richtung NH_4^+ abnimmt. Beide Befunde entsprechen den Ergebnissen von DE SCHREIVER et al. (2007) für Gebiete mit geringer N - Deposition (<10 kg N/ha/a). Diese Verschiebung deutet auf die Konversion von NH_4^+ hin, könnte aber auch der Interzeptionsdeposition von NO_3^- bei gleichzeitiger Absorption von NH_4^+ in den Nadeln oder der Phyllosphärenflora zuzuordnen sein.

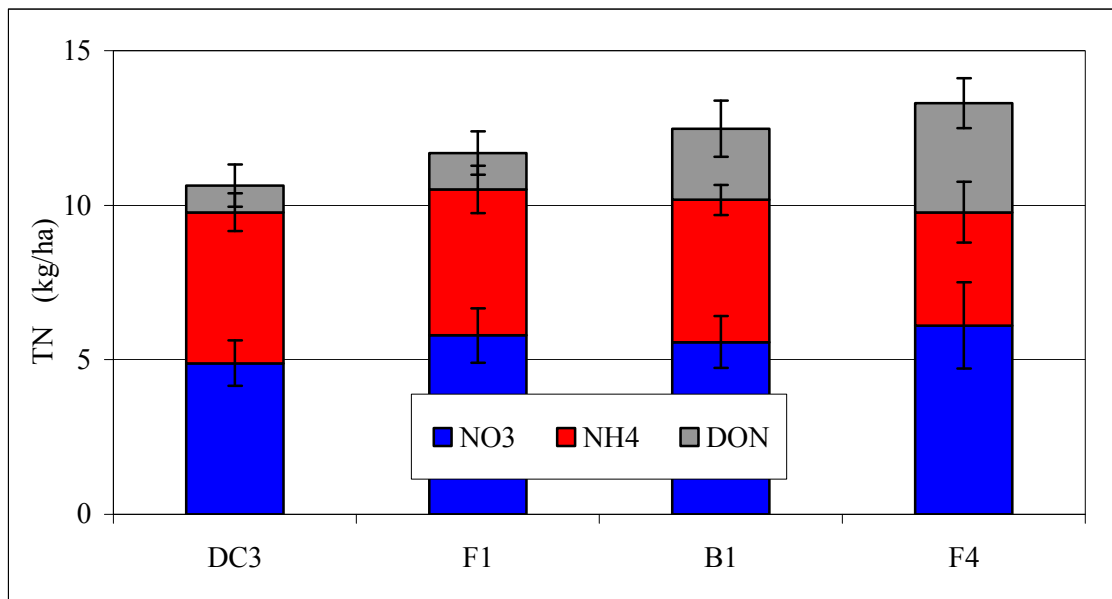


Abb. 17: Mittlere Deposition des analytischen Gesamtstickstoffs (TN) mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag in den Jahren 2003 bis 2009, getrennt nach DIN und DON.

DON erhöht den N - Eintrag um 1,1 (+/- 0,5) kg N/ha/a im Freiland (DC1), um 1,2 (+/- 0,7) kg N/ha/a im regenerierenden Fichtenbestand (F1), um 2,1 (+/- 0,8) kg N/ha/a im Buchenbestand (B1) und um 3,5 (+/- 0,8) kg N/ha/a unter Fichte (F4) im Mittel der Jahre 2003 bis 2009 (Abb. 17). Die Anteile des DON am Gesamtstickstoff nehmen in dieser Reihenfolge von 8 % auf 27 % zu und sind damit eine beachtenswerte Quantität.

DON - Einträge von 0,2 - 3 kg/ha/a im Freiland entsprechen Literaturangaben (KOPACEK et al. 2009, CAMPBELL et al. 2000, MUSTAJÄRVI et al. 2008, SOLINGER et al. 2001) für europäische und nordamerikanische Standorte. Als Quellen können Pollen, Mikroorganismen und oxidierte organische Verbindungen wie Peroxiacetylnitrat (NEFF et al. 2002) angenommen werden, zudem von Bestandesoberflächen verdrifteter DON. Unter Baumbeständen sind die DON - Einträge um ein Mehrfaches höher (KOPACEK et al. 2009: 4 – 6 kg N/ha/a unter Fichte, MUSTAJÄRVI et al. 2008: 0,5 – 2,5 kg N/ha/a unter Kiefer und Fichte, SOLINGER et al. 2001: 5 kg N/ha/a unter Buche). Quellen des DON - Eintrags in den Boden (Bestandesniederschlag) sind die atmosphärische Deposition und Pollenflug, Exsudate aus Assimilationsorganen (DRAAIJERS et al. 1997), die

Fäkalien von herbivoren Insekten (MELLECC and MICHALZIK 2008, MICHALZIK and STADLER 2005, STADLER et al. 2006) und die Biomasse der von diesen Abfallprodukten und autotroph lebenden Mikroorganismen (MÜLLER et al. 2006).

Anders als im Freilandniederschlag unterlagen die DON - Konzentrationen in den Bestandesniederschlägen saisonalen Einflüssen (Abb. 18), die unter Fichte (F4) besonders ausgeprägt sind. Erhöhte Konzentrationen treten in allen Jahren während der Vegetationsperiode auf, wobei die Maxima unter Buche B1 regelmäßig von Mai bis Juli erreicht werden, unter Fichte F4 auch von August bis Oktober (2006, 2008). Das saisonale Muster im regenerierenden Fichtenbestand (nicht dargestellt) entspricht demjenigen der Freilandstation (Tab. 3, Anhang). Der positive Zusammenhang des DON zum DOC ist offensichtlich und hochsignifikant (Tab. 3, Anhang), wobei die Höhe der Konzentrationen sich nicht proportional zueinander verändert (Abb. 18 unten). Maximale DON - Konzentrationen wurden im Sommerhalbjahr 2003 gefunden, dem wärmsten und niederschlagsärmsten des Untersuchungszeitraums. Ursächlich hierfür dürften die hohe biologische Aktivität im Kronenraum (Pollenflug, Insekten) und die Konzentrationserhöhung durch geringere Niederschlagsmengen sein.

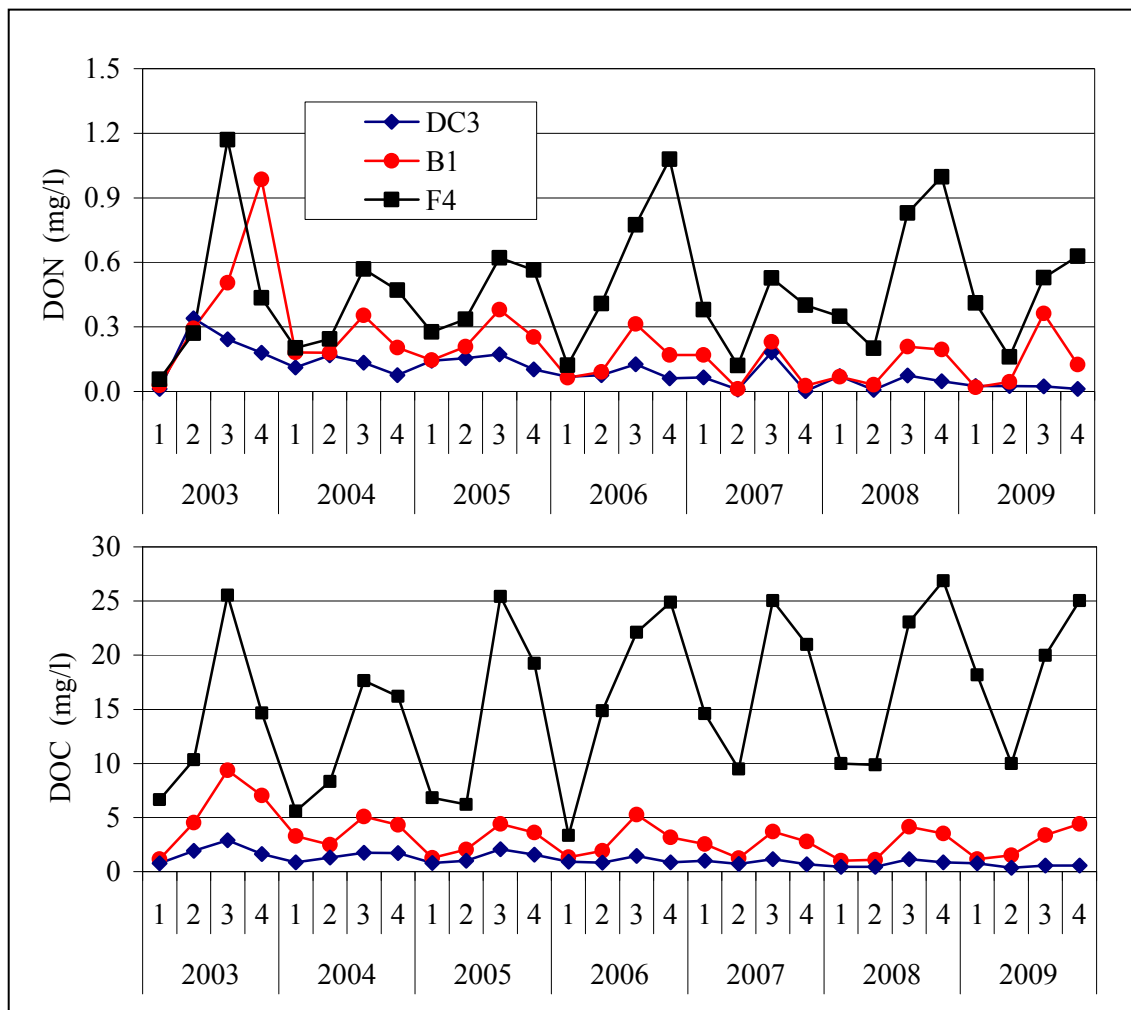


Abb. 18: Mittlere saisonale DON - und DOC - Konzentrationen in Freiland- (DC3) und Bestandesniederschlag (B1, F4). 1: Nov - Jan, 2: Feb - Apr, 3: Mai - Juli, 4: Aug - Okt.

Konzentrationen und Flüsse im Boden

Im Sickerwasser der organischen Auflagen unter Fichte (F1 - MI) und Buche (B1 - MI) waren die DON - Konzentrationen bei 1,3 ($\pm 0,4$) bzw. 0,8 ($\pm 0,3$) mg/l (Tab. 6). Damit liegen im Mittel mehr als die Hälfte des Gesamtstickstoffs von 2,2 (F1 - MI) bzw. 1,4 mg N/l (B1 - MI) als DON vor. Bereits in 40 cm Tiefe des Mineralbodens sind die TN - Konzentrationen auf weniger als 0,5 bzw. 0,2 mg N/l reduziert, wobei DIN wie DON häufig im Bereich der Bestimmungsgrenze sind. Durch diese effektive Adsorption im Mineralboden (QUALLS and HAINES 1992) findet ein nennenswerter DON - Austrag aus dem Wurzelraum nicht statt. Daraus folgt auch, dass neben bachbegleitenden Sättigungsflächen nur die organischen Auflagen als Quelle für die Befruchtung des Vorfluters mit DON und DOC dienen können (s. u.).

Tab. 6: Gesamtstickstoff (TN), gelöster organischer Stickstoff (DON) und gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) in Sickerwässern der organischen Auflagen (- MI) und des oberen Mineralbodens (- 40cm) für die Jahre 2003 bis 2009. Mittelwerte und Standardabweichung () der jährlichen Mediane (mg/l).

		TN	DON	DOC
Auflage	F1 - MI	2,2 (0,7)	1,3 (0,4)	47,7 (9,5)
	B1 - MI	1,4 (0,3)	0,8 (0,3)	22,5 (5,1)
Mineralboden	F1 - 40cm	0,47 (0,56)	0,06 (0,04)	1,1 (0,1)
	B1 - 40 cm	0,15 (0,04)	0,10 (0,06)	2,9 (0,4)

Die DON - Konzentrationen im Auflagesickerwasser unterliegen einer saisonalen Dynamik mit maximalen Werten bis 1,1 (B1) bzw. 2,5 mg N/l (F1) während der Vegetationsperiode und Minima unter 0,5 (B1) bzw. 1,0 mg N/l (F1) während des hydrologischen Winterhalbjahrs (Abb. 19).

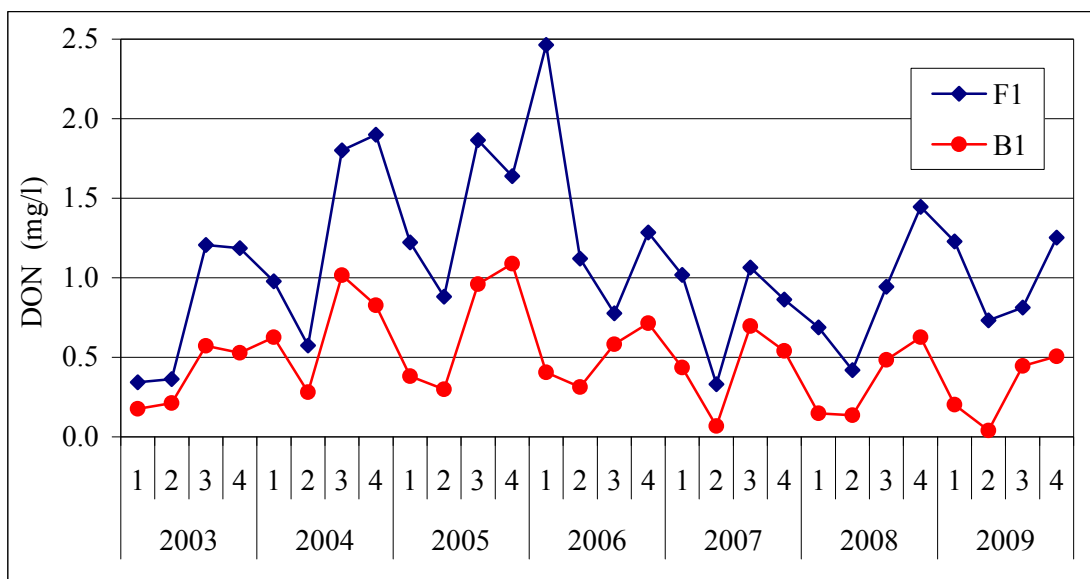


Abb. 19: Mittlere saisonale DON - Konzentrationen (volumengewichtet) in Sickerwasser der organischen Auflagen unter regenerierender Fichte (F1) und Buche (B1). 1: Nov - Jan, 2: Feb - Apr, 3: Mai - Juli, 4: Aug - Okt.

DON und DOC im Auflagesickerwasser sind hochsignifikant positiv miteinander korreliert ($r = 0,95$ und $0,91$ in B1 und F1, Tab. 4, Anhang). Hohe Temperaturen bei meist ausreichend hohen Niederschlägen fördern die mikrobielle Umsetzung und die Freisetzung von gelöster organischer Substanz im Auflagehumus (KALBITZ et al. 2000).

Nahezu identische Saisonalitäten im Kronendurchlass und im Auflagesickerwasser sprechen für die biologische Kontrolle der DON - und DOC - Konzentrationen. So sind die DOC - und DON - Konzentrationen im Niederschlag nicht nur in den jeweiligen Beständen B1 und F1 signifikant positiv miteinander korreliert sondern auch zwischen den Beständen (Tab. 4, Anhang). Auch im Auflagesickerwasser sind die DOC - und DON - Konzentrationen sowohl in den jeweiligen Beständen B1 und F1 als auch zwischen den Beständen signifikant positiv miteinander korreliert.

Die Beziehungen des DON und DOC im Auflagesickerwasser zu DON und DOC im Niederschlag sind unter Buche B1 signifikant positiv korreliert, im regenerierenden Bestand F1 nur schwach und nur mit dem DOC des Niederschlags (Tab. 4, Anhang). Darin drückt sich die Problematik aus, dass der „Bestandesniederschlag“ im regenerierenden Fichtenbestand F1 nicht den Kronentrauf von Fichten repräsentiert, weil diese noch zu niedrig sind, sondern eine Mischung aus Freilandniederschlag und Buchentrauf, mit denen er hinsichtlich DOC und vor allem DON weit stärker korreliert ist als mit dem Kronentrauf im Fichtenbestand F4. Zum anderen ist zu erwarten, dass der dichte Bewuchs in Kraut und Strauchschicht insbesondere durch Gräser die DON/DOC - Dynamik der organischen Auflage beeinflusst.

Verglichen mit den mittleren DON - Konzentrationen der Niederschläge ($0,1$ bzw. $0,2$ mg/l in F1 und B1) sind die Konzentrationen der Auflagesickerwässer um das 4 - fache (B1) bzw. 10 - fache (F1) höher, beim DOC um das 8 - fache bzw. 24 - fache. Da die perkolierende Sickerwassermenge nur um maximal 300 mm/a kleiner sein kann als der Bestandesniederschlag, wenn die Transpirationsverluste zu 100% der organischen Auflage angerechnet werden, dürften Konzentrationseffekte vernachlässigbar sein. Quelle des DON wie des DOC sind eindeutig die organischen Auflagen. Deren Qualität kontrolliert letztlich die Freisetzung von DON und DOC. Der überwiegende leicht abbaubare DON und DOC aus dem Kronenraum (GUGGENBERGER und ZECH 1994) dürfte eher eine stimulierende Wirkung auf den Abbau der organischen Substanz haben.

Für die Bestimmung der DON - Flüsse zwischen Atmosphäre und Obergrenze Mineralboden müssen Schätzwerte für den Wasserfluss in den Mineralboden abgeleitet werden (siehe Tab. 3, Anhang). Hierfür wird angenommen, dass die Bestände 50% ihres Transpirationsbedarfs von 275 mm/a (B1) bzw. 200 mm/a (F1) aus der organischen Auflage decken. Die Flussraten des Wassers als Differenz zwischen Bestandesniederschlag und 50% des Transpirationsbedarfs werden dann mit den volumengewichteten Jahresmittelwerten des DON multipliziert. Dadurch werden Verzerrungen durch die Saisonalität der DON - Konzentrationen und den Transpirationsbedarf/Sickerwasserfluss vermieden. Wie bereits erläutert (s. o.), ist der DON - Eintrag in die organische Auflage (Freilandniederschlag, Kronentraufe) gering im Vergleich zum DIN - Eintrag, wobei die zeitliche Variabilität mit weniger als 1 kg DON/ha/a gering ist.

Der DON - Austrag aus der organischen Auflage in den Mineralboden ist deutlich größer, wobei die Unterschiede zwischen den Untersuchungsbeständen B1 und F1 gravierend sind (Tab. 7).

Unter Buche B1 macht der DON - Austrag mit 3,8 (\pm 1,0) kg/ha/a mehr als ein Drittel des gesamten N - Austrags (TN) von 10,1 (\pm 2,1) kg/ha/a aus. Unter regenerierender Fichte F1 dagegen werden 11,1 (\pm 2,4) kg N/ha/a als DON in den Mineralboden eingetragen. Dies entspricht der Hälfte des gesamten N - Austrags 22,5 (\pm 8,3) kg N/ha/a. Die hohe Variabilität wurde durch die hohen Nitratkonzentrationen im Jahr 2006 erzeugt, deren Nichtberücksichtigung die Standardabweichung (- 3,7 kg N/ha/a) stärker als den Mittelwert (- 2,7 kg N/ha/a) erniedrigen würde. Für DON ist die organische Auflage eine Nettoquelle, unter regenerierender Fichte sehr viel stärker als unter Buche. Für den gesamten N - Eintrag (TN) in den Mineralboden unter Buche ergibt sich Ausgeglichenheit mit den Einträgen über den Niederschlag. Unter regenerierender Fichte stellt die organische Auflage eine Quelle für DON dar: die Netto - Austräge des TN in den Mineralboden entsprechen der Nettoproduktion von DON.

Tab. 7: Mittlere jährliche Flüsse (2003 – 2009) des DON und des DIN mit dem Freilandniederschlag (P) an der Station DC3, mit dem Kronendurchlass (TF) und den Auflagesickerwässern (MI) unter regenerierender Fichte (F1) und Buche (B1).

		DIN		DON		TN	
DC3	P	9,8	(1,3)	1,1	(0,4)	10,8	(1,2)
B1	TF	10,3	(1,4)	2,1	(0,8)	12,5	(1,6)
	MI	6,2	(1,5)	4,0	(1,2)	10,2	(2,4)
	40 cm	0,4		0,8		1,2	
F1	TF	10,2	(1,3)	1,4	(0,5)	11,6	(1,5)
	MI	11,4	(8,2)	11,1	(2,4)	22,5	(8,3)
	40 cm	4,3		0,6		4,9	

Nimmt man weiterhin an, dass die zweiten 50% des Transpirationsbedarfs der Bestände aus dem oberen Mineralboden bis 40 cm Tiefe entnommen werden, ergeben sich DON - Austräge von deutlich unter 1 kg N/ha/a.

Unter regenerierender Fichte ergeben sich in dieser Tiefe noch Flüsse von über 4 kg DIN/ha/a in Form von Nitrat, während unter Buche weniger als 1 kg DIN/ha/a auftreten. Im Hinblick auf die Befruchtung des Vorfluters mit reaktivem Stickstoff (DIN und DON) sind daher insbesondere regenerierende Fichtenbestände von Bedeutung.

Konzentrationen im Vorfluter und Gebietsausträge

Die DON - Konzentrationen im Bachwasser lagen zwischen 2003 und 2009 im Mittel und im Median unter 0,2 mg/l (Tab. 8, s. u.), wobei der Datensatz für diese Berechnung um negative Werte bzw. Nullwerte bereinigt worden ist. Aussagekräftiger sind die Jahresmaxima der DON - Konzentrationen, die zwischen 0,3 und 0,9 mg/l lagen. Sie kennzeichnen die im Vergleich zum DIN (Abb. 14 Kap. 3.5.1) geringe Bedeutung des DON im Bachwasser. Während der DOC hochsignifikant positiv mit dem Logarithmus des

Abflusses korreliert ist ($r^2 = 0,41$) und damit seine Herkunft aus dem Oberboden bzw. aus Sättigungsflächen offenbart, lässt sich beim DON weder zum DOC noch zum Abfluss irgendeine Beziehung bzw. Abhängigkeit erkennen; auch eine Saisonalität der DON - Konzentrationen ist nicht zu erkennen.

Dementsprechend gering sind dann die Austräge mit dem Vorfluter von 0,6 kg N/ha (2009) bis 2,2 kg N/ha (2005).

Während die DOC - Austräge (58 ± 15 kg/ha/a) sehr deutlich der Höhe der Gebietsabflüsse folgen, ist dies beim DON nicht der Fall. Dies wird insbesondere an den Daten des Jahres 2006 und der Folgejahre gegenüber den Vorjahren deutlich. Da die Zuständigkeit für die Wasseranalytik selbst erst im Jahr 2007 wechselt, kann sie als Ursache für diesen Befund nicht herhalten. Vielmehr ist davon auszugehen, dass sich hierin Veränderungen in den biogeochemischen Prozessen im Einzugsgebiet, insbesondere das stark rückläufige Absterben von Fichtenbeständen äußern.

Tab. 8: DON - Konzentrationen im Forellenbach, jährliche Gebietsabflüsse (h_A) und Gebietsausträge des DON und des DOC.

	Konzentration (mg/l)			Austrag		
	DON			DON	DOC	h_A
	Median	Mittel	Max	kg/ha	kg/ha	mm
2003	0.16	0.18	0.47	1.5	47.4	902
2004	0.20	0.19	0.39	1.9	37.7	879
2005	0.20	0.22	0.92	2.2	52.8	1068
2006	0.05	0.08	0.31	0.8	83.6	1266
2007	0.10	0.17	0.56	1.0	56.6	1071
2008	0.13	0.18	0.56	1.1	64.9	1184
2009	0.09	0.10	0.30	0.6	61.9	1049
Mittel	0.13	0.16	0.50	1.3	57.8	1060
$\pm 1s$	0.06	0.05	0.21	0.6	14.6	139

In der Gebietsbilanz stehen den DON - Austrägen von 1,3 ($\pm 0,6$) kg N/ha/a DON - Einträge mit dem Freilandniederschlag von 1,1 ($\pm 0,5$) kg N/ha/a gegenüber (vgl. Abb. 17, Kap. 3.6). Die DON - Bilanz des Forellenbachgebiets ist demnach Null und entspricht damit identischen Befunden für mehrere Einzugsgebiete in New England (CAMPELL et al. 2000).

Im Vergleich mit den im Boden gebundenen N - Vorräten des Einzugsgebiets, die in den untersuchten Dauerbeobachtungsflächen bei jeweils über 10 t N/ha (vgl. Kap. 2.1) liegen, sind die Beiträge des DON zum N - Kreislauf dieser Waldökosysteme gering.

4 Diskussion und Schlussfolgerung

Wie in Kap. 3.1 beschrieben, ist das Immissionsniveau N-haltiger Gase sehr niedrig. Dies dürfte, im Anhalt an die EMEP – Simulationsergebnisse, auch für N - haltige Partikel gelten, die nur 25% der Immission in der EMEP - Gitterfläche 71/48 ausmachen.

Vergleichbar niedrige oder noch geringere Konzentrationen von NO_2 und NH_3 weisen auch der österreichische IM - Standort Zöbelboden (KALINA und ZAMBO 2003) und zahlreiche schweizerische ICP Forest Plots auf (SCHMITT et al. 2005). An diesen Standorten wird dennoch eine deutliche DIN - Anreicherung im Kronendurchlass gegenüber der Freilanddeposition gemessen, so dass die Interzeptionsdeposition von Gasen und Partikeln einschließlich Wolken- und Nebeltröpfchen offenkundig ist.

Im Gegensatz hierzu sind die Belege für eine quantitativ bedeutsame Interzeptionsdeposition in den Beständen des Forellennachgebiets nur schwach. Interpretiert man den Na^+ - Quotienten der Stoffflüsse in Bestandesniederschlag zu den Stoffflüssen mit dem Freilandniederschlag (1,14 bzw. 1,19 in B1 und F4) als Faktor für die partikuläre Interzeptionsdeposition (ULRICH 1988, DE VRIES et al. 2001), dessen Gültigkeit sich auch auf N - haltige Partikel erstreckt, dann bedeuten die geringeren DIN - Quotienten (1,08 bzw. 1,01 in B1 und F4) einen Nettoverbrauch im Kronenraum (Tab. 9). Dabei finden gegenüber der Freilanddeposition eine geringe Anreicherung von NO_3^- (1,18 bzw. 1,25 in B1 und F4) und eine stärkere Abreicherung von NH_4^+ (0,97 bzw. 0,76 in B1 und F4) im Kronentrauf statt. Beide Befunde deuten zum einen auf eine mögliche mikrobielle Konversion von NH_4^+ zu NO_3^- und/oder DON in Krone (FERM and HULTBERG 1999) und/oder Sammelbehälter (BENITEZ et al. 2009), zum andern auf die präferentielle Aufnahme von NH_4^+ in Assimilationsorgane hin (SCHULZE und GEBAUER 1989).

Tab. 9: Quotienten der Stoffflüsse in Bestandesniederschlag zu den Stoffflüssen mit dem Freilandniederschlag für Na^+ , NH_4^+ , NO_3^- , DIN, DIN - Komponenten und SO_4^{2-} (2003 - 2009).

	Na^+	NH_4^+	NO_3^-	DIN	SO_4^{2-}
B1	1.14	0.97	1.18	1.08	1.15
±	0.08	0.15	0.05	0.09	0.05
F4	1.19	0.76	1.25	1.01	1.13
±	0.15	0.24	0.19	0.17	0.17

Die Na^+ - und SO_4^{2-} - Quotienten sind praktisch gleich; die geringen Unterschiede in der S - Deposition zwischen Bestand und Freiland sind damit rechnerisch der Deposition von Partikeln zuzurechnen. Die Interzeption von SO_2 , dessen Emissionen und Konzentrationen in der Umgebungsluft seit Ende der 1980er Jahre stark rückläufig sind, geht daher gegen Null und erzeugt wegen der Gleichbehandlung N - haltiger Gase nur minimale oder keine DIN - Deposition über die Gasphase. Insofern, als sich das Immissionsniveau gasförmiger N - Verbindungen weitaus weniger reduziert hat als von SO_2 (UBA 2010), muss von einer Unterschätzung ihrer Deposition ausgegangen werden.

Die über das Kronenraummodell berechenbare Gesamtdeposition ist daher wohl grundsätzlich ein Schätzwert für die minimale Gesamtdeposition in die Bestände.

Nach dem Verfahren von DE VRIES et al. (2001) ergibt sich eine mittlere N - Aufnahme über Blätter und Nadeln von 0,9 kg N/ha/a (B1) bzw. 1,4 kg N/ha/a (F4). Dies liegt im unteren Bereich von Untersuchungen zur direkten N - Aufnahme über Assimilationsorgane von 1 - 3 kg N/ha/a (BRUMME 1992, GESSLER et al. 2002, SCHMITT et al. 2005, WILSON and TILEY 1998). Allerdings werden im Modell nach DE VRIES et al. (2001) nur die NH_4^+ - Flüsse im Austausch mit Nährstoffkationen betrachtet, nicht jedoch die stomatäre Aufnahme gasförmiger N - Spezies. Für die Bestände im Forellenbach dürfte diese bei den vorliegenden geringen Immissionen (siehe Kap. 3.1) nur von marginaler Bedeutung sein.

Zusammen mit dem Kronendurchlass ergibt sich eine DIN - Gesamtdeposition von 11,4 kg N/ha/a (B1) bzw. 11,1 kg N/ha/a (F4). Die Unterschiede zum Verfahren nach ULRICH (1988) sind marginal (11,1 kg N/ha/a in B1 bzw. 11,6 kg N/ha/a in F4).

Nimmt man vereinfachend an, dass der DON im Bestandesniederschlag ausschließlich aus der biologischen Umwandlung von deponierten DIN im Kronenraum stammt (FERM and HULTBERG 1999), dann lässt sich, zusammen mit der DIN - Gesamtdeposition (s. o.), der N - Eintrag der Jahre 2003 bis 2009 auf 13 kg N/ha/a unter Buche B1 und auf 15 kg N/ha/a unter Fichte F4 abschätzen.

Gestützt wird diese Annahme durch die gute Übereinstimmung der nach ULRICH (1988) berechneten Gesamtdepositionsraten für das Forellenbachgebiet (Abb. 16, Kap. 3.5.3) mit den modellierten Einträgen der EMEP - Gitterfläche 71/48 (Tab. 10). Dies gilt sowohl für die hohen Einträge von 20 - 25 kg N/ha/a zu Beginn der 1990er Jahre (BEUDERT und BREIT 2004), als auch für die niedrigeren Einträge während der Jahre 2003 bis 2007 ($15 \pm 1,7$ kg N/ha/a) und insbesondere im Jahr 2007 (12 kg N/ha).

Das Verhältnis der Depositionsmechanismen zueinander hat sich aufgrund der erfolgreicheren Luftreinhaltemaßnahmen von 50 % nasse Deposition zu 50 % trockene Deposition im Jahr 1990 auf nunmehr etwa 60 % zu 40 % ausgeweitet.

Tab. 10: N - Deposition (TN in kg N/ha) für die EMEP - Gitterfläche 71/48 mit Aufteilung nach Depositionsform (nass/trocken) und Redox - Status in % TN (http://webdab.emep.int/Unified_Model_Results/AN/).

	TN kg/ha	nass %	trocken %	red %	ox
1990	25,1	50	50	51	49
1995	21.7	65	35	51	49
2003	15.4	60	40	57	43
2004	15.8	63	37	58	42
2005	15.9	64	36	58	42
2006	15.8	65	35	58	42
2007	12.0	61	39	59	41
Ø	15.0	62	38	58	42
± 1s	1.7	2	2	1	1

Aufgrund der weniger erfolgreichen Emissionsminderung des ammoniakalischen Stickstoffs aus der Landwirtschaft hat sich das Verhältnis von reduziertem zu oxidiertem Stickstoff von 1990 ebenfalls etwa 50 % zu 50 % auf 60 % zu 40 % aktuell erhöht.

Unterstützung findet eine Gesamtdepositionsrate von 15 kg N/ha/a durch neueste Ergebnisse aus dem benachbarten Sumava - Nationalpark (KOPÁČEK and HRUŠKA 2010). Die DIN - Gesamtdepositionsraten im von Fichtenbeständen dominierten See-einzugsgebiet Čertovo (Teufelssee, 1030 – 1343 m ü. NN) wurden auf 18 kg N/ha/a (1998 – 2009) bestimmt. Dabei sind die DIN - Einträge im Freiland (1180 m ü. NN) mit 11 kg N/ha/a und unter Fichte in geringerer Höhenlage (1122 m ü. NN) mit 12 kg N/ha/a identisch zu jenen im Forellenbachgebiet (DC3: 11 kg N/ha/a, F4: 12 kg N/ha/a). Allerdings indizieren die DIN - Einträge unter Fichte auf 1330 m ü. NN von 20 kg N/ha/a einen starken Höhengradienten, der auf die stärkere Exposition in der Kamm-lage gegenüber Luftmassen aus westlichen Richtungen zurückzuführen ist.

Ob die Annahme zutreffend ist, dass der NO_3^- - Fluss mit der Kronentraufe eine realistische quantitative Annäherung die NO_3^- - Gesamtdeposition (nass, trocken, okkult) darstellt und dies auch für NH_4^+ gilt (ZIMMERMANN et al. 2006, BALESTRINI et al. 2007), kann nicht verifiziert werden.

So ergaben Modellsimulationen am IM - Standort Zöbelboden im österreichischen Nationalpark Kalkalpen hohe DIN - Einträge unter Fichte (1999 - 2002: 17 kg N/ha/a) allein über ausgekämte Wolken- und Nebeltröpfchen („okkulte Deposition“), die sich letztlich nicht im Kronentrauf (bis 24 kg N/ha/a) widerspiegeln (KALINA und ZAMBO 2003). Allerdings sind dort bereits die Einträge ins Freiland (16 kg N/ha/a) auf etwa 900 m ü. NN bei vergleichbar hohen Niederschlagsmengen größer als die Einträge mit dem Bestandesniederschlag unter Fichte im Böhmerwaldmassiv bis 1100 m ü. NN. Die trockene Deposition von Gasen und Partikeln trägt weniger als ein Viertel zur Gesamtdeposition von 43 kg N/ha/a bei, die sich etwa hälftig auf oxidierte und reduzierte DIN - Formen verteilen.

In einem Kiefernbestand im Weser - Ems - Gebiet dagegen, das durch hohe Viehdichten und daher große NH_3 - Immissionen geprägt ist, lag der Anteil reduzierter DIN - Spezies im Bestandesniederschlag (2002/2003: 30 kg N/ha/a) bei 60% bis 75% (MOHR et al. 2005). Die mit mikrometeorologischen Verfahren ermittelte gesamte N - Deposition lag bei 57 kg N/ha/a, wovon 44 kg N/ha/a auf die trockene Deposition aus Gasen und Schwebstäuben entfiel.

Wenngleich sich beide Standorte bezüglich Klima, Immissionsklima und Baumart sehr deutlich unterscheiden, kann dennoch festgehalten werden, dass sich die modellierten hohen DIN - Einträge in die Bestände auch in erhöhten DIN - Flüssen mit der Kronentraufe wiederfinden, selbst wenn eine beträchtliche Deutungslücke bezüglich der Differenzen zwischen beiden Ansätzen bleibt.

Für das Forellenbachgebiet kann daher resümierend eine aktuelle Gesamtdepositionsrate von 15 kg N/ha/a angenommen werden, auch wenn diese Quantifizierung aufgrund der vielfältigen Umsetzungsprozesse von Stickstoffverbindungen im Kronenraum mit großen Unsicherheiten behaftet ist (DRAAIJERS et al. 1996, IBROM et al. 1995) und dieser Wert deshalb eher als Minimum denn als Mittelwert angesehen werden muss.

5 Zusammenfassung

Für das Forellenbachgebiet, das hinsichtlich der Immissionen N - haltiger Gase vergleichsweise gering belastet ist, werden seit 1996 unveränderte Einträge des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) im Freiland von 10 kg N/ha/a gemessen. Die DIN - Einträge unter Fichte und Buche sind seither ebenso groß, während sie in der ersten Hälfte der 1990er Jahre noch eine deutliche Anreicherung von DIN über Partikel und Gase anzeigten. Die Flussbilanzen für den Buchenbestand B1 ergaben bei durchgehend geringen Austrägen von 1 kg N/ha/a eine Senkenstärke für die nach ULRICH (1988) berechnete DIN - Gesamtdosition (12 kg N/ha/a) von über 90 %. Die Flussbilanzen für den Fichtenbestand F1 ließen bis 1996 eine wachsende Speicherung bei rückläufigen Einträgen erkennen. Nach dem Absterben des Fichtenbestands sorgte Überschussmineralisation von 1997 bis 2002 zu Nettoausträgen von fast 500 kg N/ha. Seitdem dokumentieren ausgeglichene Flussbilanzen das Einpendeln des Systems in ein neues Fließgleichgewicht. Das Forellenbachgebiet, das Buchenbestände sowie vitale und abgestorbene, regenerierende Fichtenbestände in veränderlichen Anteilen umfasst, veränderte seinen Charakter: bis 1998 wurden im Mittel über 60 % der DIN-Einträge von 19 kg N/ha/a im System gespeichert, während seit 1999 der mittlere Nettoaustrag bei 35 % der DIN-Einträge von 12 kg N/ha/a liegt. Der Nitratbefruchtung des Vorfluters erfolgte mit Ausnahme der Jahre 2000 und 2001 aus dem Grundwasserumsatzraum, der die N - Austräge mit dem Sickerwasser abgestorbener Fichtenökosysteme aufgenommen hat. Der Haushalt des gelösten organischen Stickstoffs (DON) wurde für die Jahre 2003 bis 2009 untersucht. Die DON - Einträge steigen im Mittel von 1 kg N/ha/a im Freiland auf 2 bzw. 3,5 kg N/ha/a unter Buche und Fichte an. Die DON - Flüsse aus der organischen Auflage in den Mineralboden hinein sind mit 4 bzw. 11 kg N/ha/a unter Buche und Fichte deutlich höher als im Kronentrauf, während die Flüsse im Mineralboden bereits in 40 cm Tiefe sehr gering sind und die große Sorptionskraft des Bodens für gelöste organische Verbindungen dokumentieren. Die DON - Systembilanzen sind daher auf Bestandes- und Einzugsgebietsebene positiv bis ausgeglichen, wenngleich DON im Vergleich zum organischen N - Vorrat im Boden von verschwindend geringer Quantität ist. Unter Einschluss der nach DEVRIES et al. (2001) geschätzten DIN - Aufnahme im Kronenraum und des DON im Bestandesniederschlag, der als umgewandelter deponierter DIN angesehen wird (FERM und HULTBERG 1999), ergibt sich eine aktuelle Gesamtdositionsrate von 13 bzw. 15 kg N/ha/a in Buchen- und Fichtenbestand. Diese Werte stehen im Einklang mit Angaben aus angrenzenden Sumava - Einzugsgebieten (KOPÁČEK and HRUŠKA 2010) und Ergebnissen der EMEP -Modellierung, die jedoch selbst nicht als umfassend hinsichtlich der Abbildung von Depositionsprozessen gelten können. Insofern dürften sie als minimale Depositionsraten anzusehen sein. Die kritische N - Belastung der Wälder des Forellenbachgebiets liegt wegen des Nutzungsverzichts bei nur 4 kg N/ha/a. Die darüber liegenden N - Einträge, die trotz aller Erfolge in der Luftreinhaltung bei weitem zu hoch sind, verbleiben im Boden und bergen das wachsende Risiko schädlicher Wirkungen in Biodiversität und Stoffhaushalt.

Literaturverzeichnis

- 1) ANDERSEN, H.V., HOVMAND, M., HUMMELSHØJ, P. and JENSEN, N.O.: Measurements of ammonia concentrations, fluxes and dry deposition velocities to a spruce forest 1991 - 1995. *Atmospheric Environment* 33: 1367 - 1383 (1999).
- 2) BECKER, R.: Berechnung der critical loads für die Baumbestände B1 und F1 des UN/ECE - Integrated Monitoring Projekts im Forellenbachgebiet des Nationalpark Bayerischer Wald. Unveröffentlichter ACCESS - Report (2002).
- 3) BALESTRINI, R., ARISCI, S., BRIZZIO, M.C., MOSELLO, R., ROGORA, M. and TAGLIAFERRI, A.: Dry deposition of particles and canopy exchange: Comparison of wet, bulk and throughfall deposition at five forest sites in Italy. *Atmospheric Environment* 41: 745–756 (2007)
- 4) BANZHAF, S.: Depositionssimulationen mit dem chemischen Transportmodell REM - Calgrid. In: KLÖCKING, B. und FERBER, F.: Überprüfung regionaler Klima- und Depositionsszenarien auf ihre Eignung für die kleinräumige Modellierung im Nationalpark Bayerischer Wald. Werkvertrag im Auftrag der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Büro für angewandte Hydrologie BAH, München (2008)
- 5) BENITEZ, J. M. G., CAPE, J. N., HEAL, M. R., VAN DIJK, N. and DIEZ, A. V.: Atmospheric nitrogen deposition in south - east Scotland: Quantification of the organic nitrogen fraction in wet, dry and bulk deposition *Atmospheric Environment* 43: 4087 - 4094 (2009)
- 6) BEUDERT, B. und BREIT, W.: Messung von gasförmigen Stickstoffverbindungen (NO₂, NH₃) mit Diffusionssammlern In: Integrated Monitoring Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Fkz. 351 01 012 des Umweltbundesamtes; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, S. 29 - 34, Grafenau (2005).
- 7) BEUDERT, B. und BREIT, W.: Zwölf Jahre Integrated Monitoring Programm an der Messstelle Forellenbach im Nationalpark Bayerischer Wald. Fkz. 351 01 012 des Umweltbundesamtes; Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, 307 S., Grafenau (2004).
- 8) BEUDERT, B., BREIT, W., DIEOLDER, U. und KAISER, M.: Errichtung und Betrieb einer Messstelle für das ECE - Projekt Integrated Monitoring im Rahmen der ECE - Luftreinhaltkonvention. Abschlussbericht zum F+E - Vorhaben 104 02 643 des Umweltbundesamtes. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising (1994).
- 9) BEUDERT, B., BREIT, W., DIEOLDER, U. und KAISER, M.: Integrated Monitoring im Nationalpark Bayerischer Wald. Abschlussbericht zum F+E - Vorhaben 104 02 700 des Umweltbundesamtes. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 265 S., Freising (1997).
- 10) BRUMME, R., LEIMCKE, U. und MATZNER, E.: Interception and uptake of NH₄ and NO₃ from wet deposition by above - ground parts of young beech (*Fagus sylvatica* L.) trees. *Plant and Soil* 142: 273 - 279 (1992).
- 11) CAMPBELL, J.L., HORNBECK, J.W., MCDOWELL, W.H, BUSO, D.C., SHANLEY, J.B. and LIKENS, G.E.: Dissolved organic nitrogen budgets for upland, forested ecosystems in New England. *Biogeochemistry* 49: 123–142 (2000).
- 12) DÄMMGEN, U. und SUTTON, M.A.: Die Umwelt - Wirkungen von Ammoniak - Emissionen. *KTBL - Schrift* 401: 14 - 25 (2001).
- 13) DE SCHRIJVER, A., GEUDENS, G., AUGUSTO, L., STAELENS, J., MERTENS, J., WUYTS, K., GIELIS, L. and VERHEYEN, K.: The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153(3): 663 - 674 (2007)
- 14) DE VRIES, W., REINDS, G.J., VAN DER SALM, C., DRAAIJERS, G.P.J., BLEEKER, A., ERISMAN, J.W., AUEE, J., GUNDERSEN, P., KRISTENSEN, H.L., VAN DOBBEN, H., DE ZWART, D., DEROME, J., VOOGD, J.C.H. and VEL, E.M.: Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report. EC, UN/ECE, Brussels, Geneva, 177 S. (2001)
- 15) DIEFFENBACH - FRIES, H. and BEUDERT, B. Report on national ICP IM activities in Germany. Fifteen years of monitoring in the Forellenbach area – using mass balances, bioindication, and modelling approaches to detect air pollution effects in a rapidly changing ecosystem: main results. In: KLEEMOLA, S., FORSIUS, M. (eds.). 16th Annual Report 2007, UNECE CLTAP, ICP IM, *The Finnish Environment*, 26/2007: 6381. (2007)

- 16) DÖHLER, H., DÄMMGEN, U., EURICH - MENDEN, B., OSTERBURG, B., LÜTTICH, M., BERG, W., BERGSCHMIDT, A., und BRUNSCH R.: Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak - Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. UBA - Texte 05/02 (2002).
- 17) DRAAIJERS, G. P. J., ERISMAN, J. W., SPRANGER, T. and WYERS, G. P.: The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. *Atmospheric Environment* 30: 3349 - 3361 (1996).
- 18) DRAAIJERS, G. P. J., ERISMAN, J. W., VAN LEEUWEN, N. F. M., RÖMER, F. G., TE WINKEL, B. H., VELTKAMP, A. C., VERMEULEN, A. T. and WYERS, G. P.: The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmospheric Environment* 31: 387 - 397 (1997).
- 19) DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU): Entnahme von Proben für hydrogeologische Grundwasseruntersuchungen. DVWK - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 203. Parey Verlag (1982).
- 20) DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU): Gewinnung von Bodenwasserproben mit Hilfe der Saugkerzen - Methode. DVWK - Merkblätter zur Wasserwirtschaft 217. Parey Verlag (1990)
- 21) EDC: Manual for Integrated Monitoring. Programme Phase 1993 - 1996. National Board of Waters and the Environment, Finland (1993)
- 22) EIBERWEISER, M.: Untersuchung zur Schwermetall - Tiefenverteilung in Böden und periglazialen Deckschichten des ostbayerischen Kristallins und seiner Randgebiete. Dissertation, Universität Regensburg. (1995).
- 23) ERISMAN, J.W.: Acid deposition onto nature areas in the Netherlands; Part II: Methods and results. *Water, Air and Soil Pollution* 71: 51 - 80 (1993).
- 24) FERM, M. and HULTBERG, H.: Dry deposition and internal circulation of nitrogen, sulphur and base cations to a coniferous forest. *Atmospheric Environment* 33: 4421 - 4430 (1999).
- 25) FOWLER, D. and ERISMAN, J.W.: Biosphere/Atmosphere Exchange of Pollutants. In: MIDGLEY, P.M., BUILTJES, P.J.H., FOWLER, D., HARRISON, R.M., HEWITT, C.N., MOUSSIOPOULOS, N., NOONE, K., TØRSETH, K. and VOLZ - THOMAS, A. (eds.): *Towards Cleaner Air for Europe - Science, Tools and Application. Results from the EUROTRAC - 2 Synthesis and Integration Project.* Margraf Verlag, Weikersheim (2003)
- 26) FRENEY, J. R., SIMPSON, J. R. and DENMEAD, O. T.: Ammonia volatilization. In: CLARK, F. W. and ROSSWALL, T. (eds.): *Terrestrial nitrogen cycles.* *Ecol. Bull.* 33: 291 - 302 (1981).
- 27) FRIEDLAND, A.J., MILLER, E.K., BATTLES, J.J., THORNE, J.F.: Nitrogen deposition, distribution and cycling in a subalpine spruce - fir forest in the Adirondacks, New York, USA. *Biogeochemistry* 14: 31-55 (1991).
- 28) GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J., VERMEULEN, A., DRAAIJERS, G., BLEEKER, A. and NAGEL, H.-D.: 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. Abschlussbericht BMU/UBA 29942210. Institut für Navigation, Stuttgart (2002)
- 29) GESSLER, A., RIENK, M. and RENNENBERG, H.. Stomatal uptake and cuticular adsorption contribute to dry deposition of NH₃ and NO₂ to needles of adult spruce (*Picea abies*) trees. *New Phytologist* 156: 179 - 194 (2002).
- 30) GRAVENHORST, G. and BREIDING, H.: NH₃ transfer between the atmosphere and coniferous trees. In: BEILKE, S. and MILLAND, M. (Eds.): *Field Measurements and Interpretation of Species Derived from NO_x, NH₃ and VOC Emissions in Europe.* Air Pollution Research Report, No. 25. Commission of the European communities, Luxembourg, pp. 118 - 146 (1990).
- 31) GUGGENBERGER, G. and ZECH, W.: Composition and dynamics of dissolved organic carbohydrates and lignin - degradation products in two coniferous forests, N. E. Bavaria, Germany. *Soil Biol. Biochem.* 26: 19-27 (1994).
- 32) IBROM, A., OLTICHEV, A., CONSTANTIN, J., MARQUES, M. und GRAVENHORST, G.: Die Stickstoffimmission und -deposition in Wälder. In: UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.]: IMA - Querschnittsseminar „Wirkungskomplex Stickstoff und Wald“. Texte 28/95, S. 20 - 29 (1995).
- 33) IVL (Swedish Environmental Research Institute): Diffusive samplers for gaseous air pollutants. <http://www.ivl.se/en/> (2004).

- 34) KALBITZ, K., SOLINGER, S., PARK, J.-H., MICHALZIK, B. and MATZNER, E.: Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci.* 165 (4): 277– 304 (2000).
- 35) KIRCHNER, M., BAUMGARTEN, M., MATYSSEK, R., DITTMAR, C., FELLNER, R., HAGER, H., PASUTHOVA, J., REUTHER, M., SCHUME, H., SOUKUP, F., WERNER, H. und BRÄUTIGAM, S.: Fallstudie Buche im Dreiländereck Böhmen, Oberösterreich, Bayern. Bayer. Staatsm. für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien 151, 161 S., München (2000).
- 36) KIRCHNER, M., BRÄUTIGAM, S., FERM, M., HAAS, M., HANGARTNER, M., HOFSCHEIDER, P., KASPER-GIEBL, A., RÖMMELT, H., STRIEDNER, J., TERZER, W., THÖNI, L., WERNER, H. and ZIMMERLING, R.: Field intercomparison of diffusive samplers for measuring ammonia. *J. Environmental Monitoring* 1: 259 - 265 (1999).
- 37) KLÖCKING, B. und FERBER, F.: Überprüfung regionaler Klima- und Depositionsszenarien auf ihre Eignung für die kleinräumige Modellierung im Nationalpark Bayerischer Wald. Werkvertrag im Auftrag der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Büro für angewandte Hydrologie BAH, München (2008)
- 38) KLÖCKING, B., SCHWARZE, R., BEUDERT, B., SUCKOW, F., LASCH, P., BADECK, F. und PFÜTZNER, B.: Auswirkungen des Borkenkäferbefalls auf den Wasser- und Stoffhaushalt zweier Gewässereinzugsgebiete im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe, Heft 8, 170 S., ISSN 0937 - 0056, Nationalpark Bayerischer Wald, Grafenau (2005).
- 39) KNOFLACHER, M., HAUNOLD, E., LOIBL, W., ZÜGER, H. und URBAN, G.: Ammoniak - Emissionen in Österreich 1990. UBA - Report 92 - 068, ISBN 3 - 85457 - 102 - X, Wien 1993.
- 40) KOPÁČEK, J., TUREK, J., HEJZLAR, J. and ŠANTRŮČKOVÁ, H.: Canopy leaching of nutrients and metals in a mountain spruce forest. *Atmospheric Environment* 43: 5443–5453 (2009).
- 41) KOPÁČEK, J. and HRUŠKA, J.: Reconstruction of acidic deposition in the catchments of Plešné and Čertovo lakes (the Bohemian Forest). *Silva Gabreta*, in review (2010)
- 42) KOPÁČEK, J. and VESELÝ, J.: Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment* 39: 2179–2188 (2005)
- 43) LAUER, D.A., BOULDIN, D.R. and KLAUSNER, S.D.: Ammonia volatilization from dairy manure spread on soil surface. *J. Environ. Qual.* 5: 134 - 140 (1976).
- 44) Le MELLE, A. and MICHALZIK, B.: Impact of a pine lappet (*Dendrolimus pini*) mass outbreak on C and N fluxes to the forest floor and soil microbial properties in a Scots pine forest in Germany. *Canadian Journal of Forest Research* 38 (7): 1829 - 1841 (2008).
- 45) LWF (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT): Freundschaftliche Überlassung von Messdaten der Waldklimastation Mitterfels. Freising (2009).
- 46) LWF (BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT): Waldzustandsbericht 2008.
http://www.forst.bayern.de/gefahren-fuer-den-wald/waldzustand/33266/linkurl_6.pdf
- 47) MÄÄTTÄ, A., SALMI, T., ANTTILA, P. and RUOHO-AIROLA, T.: MAKESENS 1.0. EXCEL template for the calculation of trend statistics of annual time series. Finnish Meteorological Institute, Helsinki, Finland (2002)
- 48) MANDERSCHIED, B., MATZNER, E., MEIWES, K.-J. u. XU, Y.: Long - term development of element budgets in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forest of the German Solling area. *Water, Air and Soil Pollution* 79: 3 - 18 (1995).
- 49) MEIER, D.: Mikrobielle Aktivität und Stickstoffnettomineralisation in Fichten- und Buchenbeständen des Bayerischen Waldes. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Weihenstephan (1998).
- 50) MICHALZIK, B. and STADLER, B.: Importance of canopy herbivores to dissolved and particulate organic matter fluxes to the forest floor. *Geoderma* 127 (3 - 4): 227 - 236 (2005).
- 51) MOHR, K., MEESENBERG, H., HORVATH, B., MEIWES, K. J., SCHAAF, S. und DÄMMGEN, U.: Bestimmung von Ammoniak - Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER - Projekt). Schlussbericht zum UFOPLAN Vorhaben 200 88 213, Oldenburg, Göttingen Braunschweig, 122 S. (2005).
- 52) MÜLLER, T., STROBEL, K., ULRICH, A.: Microorganisms in the phyllosphere of temperate forest ecosystems in a changing environment. In: BAILEY, M. J., LILLEY, A. K., TIMMS-WILSON, T.M., SPENCER-PHILLIPS, P. T. N. (Eds.): *Microbial Ecology of Aerial Plant Surfaces*. Ch. 4, pp. 51 – 65. CAB International, Wallingford, UK. (2006).

- 53) MUSTAJÄRVI, K., MERILÄ, P., DEROME, J., LINDROOS, A.-J., HELMISAARI, H.-S., NÖJD, P. and UKONMAANAHO, L.: Fluxes of dissolved organic and inorganic nitrogen in relation to stand characteristics and latitude in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environment Research* 13 (suppl.): 3 - 21 (2008).
- 54) NEFF, J. C., HOLLAND, E. A., DENTENER, F. J., MCDOWELL, W. H. and RUSSELL, K. M.: The origin, composition and rates of organic nitrogen deposition: A missing piece of the nitrogen cycle? *Biogeochemistry* 57/58: 99–136 (2002).
- 55) NEIRYNCK, J. and CEULEMANS, R.: Bidirectional ammonia exchange above a mixed coniferous forest. *Environmental Pollution* 154: 424 - 438 (2008)
- 56) ÖKODATA: Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical Areas where they are exceeded. Revision Process. <http://www.oekodata.com/icpmapping/> (2007).
- 57) PELSTER, D.E., KOLKA, R.K. and PREPAS, E.E.: Overstory vegetation influence nitrogen and dissolved organic carbon flux from the atmosphere to the forest floor: Boreal Plain, Canada. *Forest Ecology and Management* 259: 210–219 (2009).
- 58) QUALLS, R.G. and HAINES, B.L.: Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 578– 586 (1992).
- 59) SCHMITT, M., THÖNI, L., WALDNER, P. and THIMONIER, A.: Total deposition of nitrogen on Swiss long - term forest ecosystem research (LWF) plots: comparison of the throughfall and the inferential method. *Atmospheric Environment* 39 (6): 1079 - 1091 (2005).
- 60) SCHULZE, E. D. und GEBAUER, G.: Aufnahme, Abgabe und Umsatz von Stickoxiden, NH₄⁺ und NO₃⁻ bei Waldbäumen, ins besondere der Fichte. In: REUTHER, M. und KIRCHNER, M. (Hrsg.) Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt "Waldschäden". GSF Bericht 6/89. Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg, S. 119–133 (1989).
- 61) SCHMITT, S.: Tracerhydrologische Untersuchungen zu Veränderungen im Wasser- und Stoffhaushalt von Einzugsgebieten im Nationalpark Bayerischer Wald infolge borkenkäferinduzierten Absterbens von Fichtenbeständen. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, 157 S., Dresden (2008).
- 62) SCHWARZE, R. und BEUDERT, B.: Analyse der Hochwassergeneese und des Wasserhaushalts eines bewaldeten Einzugsgebietes unter dem Einfluss eines massiven Borkenkäferbefalls. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (4): 236 - 249 (2009).
- 63) SOLINGER, S., KALBITZ, K. and MATZNER, E.: Controls on the dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in a Central European deciduous forest. *Biogeochem.* 55: 327 - 349 (2001).
- 64) STADLER, B., MÜLLER, T. and ORWIG, D.: The ecology of energy and nutrient fluxes in hemlock forests invaded by hemlock woolly adelgid. *Ecology* 87: 1792 – 1804 (2006).
- 65) UBA (UMWELTBUNDESAMT): Luft und Luftreinhalteung - Jahresmitteltabellen für SO₂ und NO₂. <http://www.umweltbundesamt.de/luft/luftmessnetze/jahresmittel/> (2010).
- 66) ULRICH, B.: Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen - Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 84. Göttingen (1988).
- 67) UN ECE (ed.): Manual on methodologies for Mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they are exceeded. Umweltbundesamt Texte 71/96, Berlin (1996).
- 68) WILSON, E.J. and TILEY, C.: Foliar uptake of wet - deposited nitrogen by norway spruce: an experiment using ¹⁵N. *Atmospheric Environment* 33 (2): 513 – 518 (1998).
- 69) KALINA, M. F. und ZAMBO, E.: Abschätzung der okkulten und trockenen Deposition am Integrated Monitoring Standort Zöbelboden. Ergebnisse des Untersuchungszeitraumes 1999 - 2002. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. Wien (2003).
- 70) ZIMMERMANN, F., PLESSOW, K., QUECK, R., BERNHOFER, C. and MATSCHULLAT, J.: Atmospheric N - and S - fluxes to a spruce forest – Comparison of inferential modelling and the throughfall method. *Atmospheric Environment*, 40: 4782 - 4796 (2006).

Anhang

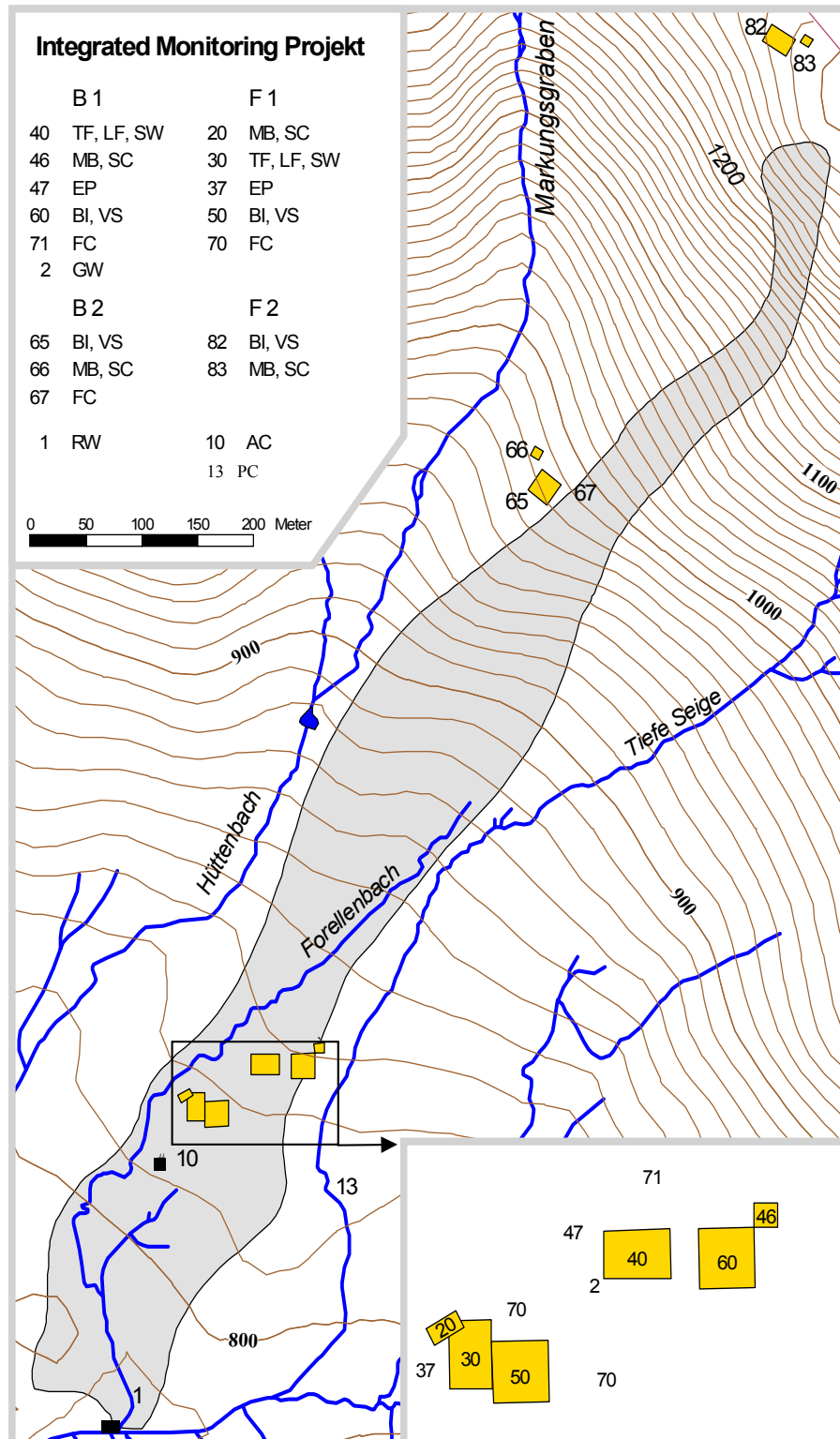
Tab. 1: Größe und Höhenlage der Untersuchungsflächen und Messstationen.	46
Karte 1: Topographische Karte des Forellenbachgebiets mit den Dauerbeobachtungsflächen und Messstationen sowie den dort durchgeführten Untersuchungsprogrammen (Programmcodes und Flächennummern siehe Tab. 1).	47
Karte 2: Topographische Karte des Einzugsgebiets der Großen Ohe mit den Teileinzugsgebieten Markungsgraben (LFW) und Forellenbach (ECE - IM).	48
Abb. 1: Jahresniederschlagssummen verschiedener Messstationen entlang des Höhengradienten im Forellenbachgebiet in den Jahren 1991 bis 2009	48
Abb. 2: Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im Kronendurchlass unter Fichte (F4, wechselnde Aufstellungsorte).....	49
Tab. 2: Entwicklung der Flächenanteile der Bestandsformen (%) im Forellenbachgebiet und der sie repräsentierenden Depositionsmessflächen zur Ermittlung des Stoffeintrags ..	49
Tab. 3: Rang - Korrelationskoeffizienten für saisonale, gewichtete Konzentrationen des gelösten organischen Stickstoff (DON) und des gelösten organischen Kohlenstoff (DON) in Niederschlägen.	50
Tab. 4: Rang - Korrelationskoeffizienten für saisonale, gewichtete Konzentrationen des gelösten organischen Stickstoff (DON) und gelösten organischen Kohlenstoff (DON) in der Kronentraufe (TF) und in den Auflagesickerwässern (MI) unter Buche (B1) und regenerierender Fichte (F1).....	50
Tab. 5: Niederschlag mit der Kronentraufe (TF) sowie Sickerwasserfluss (S) und mittlere gewichtete Konzentrationen (DON,DOC, NH4 - N, NO3 - N) der mineralischen Auflagen (MI) unter Buche (B1) und regenerierender Fichte (F1).	51
Tab. 6: Eintrag, Austrag und Speicheränderung auf den Dauerbeobachtungsflächen B1 und F1 sowie auf Einzugsgebietsebene.....	52

Die Erfassung der Flächenverbreitung und -verteilung der Vegetation (Pflanzengesellschaften, Baumbestände), der pedochemischen Standortseigenschaften wie auch der Vogelpopulationen erfolgte über Rasterinventuren (EDC 1989a). Das Rasternetz, welches in das nationale Gauß - Krüger - Koordinatennetz eingehängt ist, weist eine Maschenweite von 141 m auf. Die Mittelpunkte der Rasterflächen wurden im Jahre 1990/91 für die Waldinventur der Nationalparkverwaltung im Gelände dauerhaft mit Rohrmarken gesichert. Vegetations- und Waldinventur wurden auf 50 Kreisflächen mit Radius 12,6 m (0,05 ha) durchgeführt, die Probenahme der bodenchemischen Inventur am jeweiligen Flächenmittelpunkt von 30 Kreisflächen.

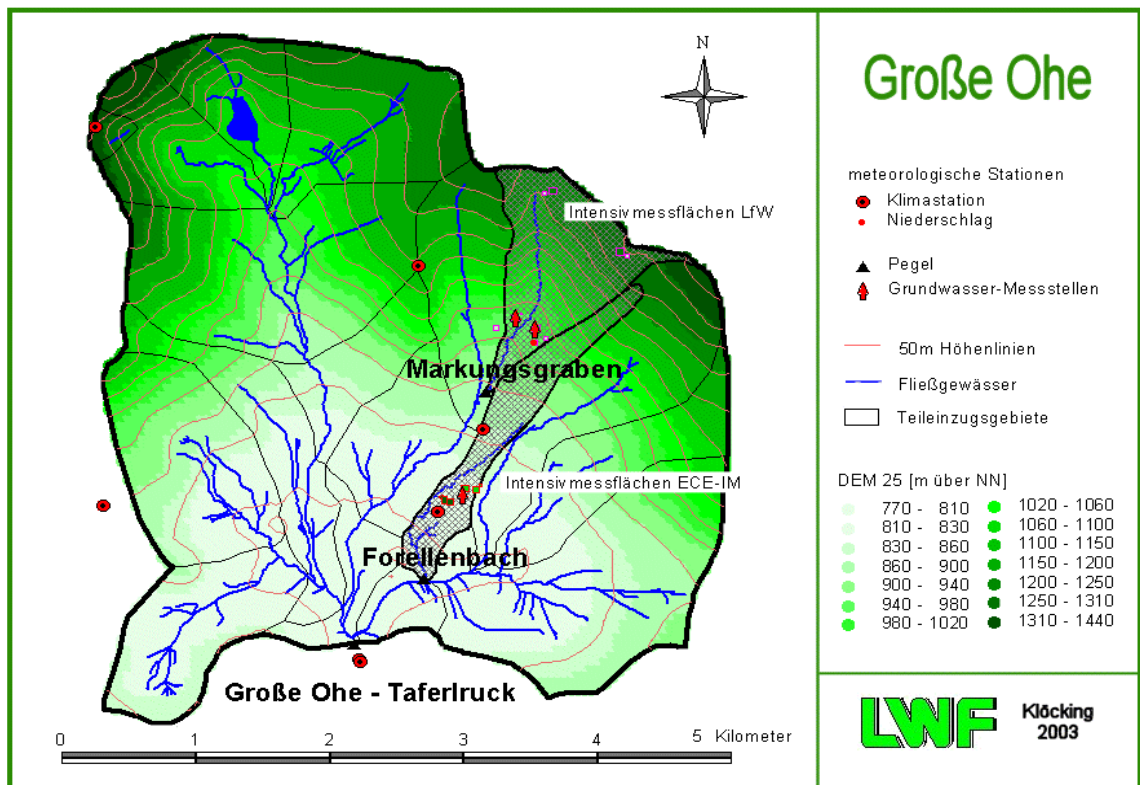
Die Dauerbeobachtungsflächen sowie die Messflächen und Messstationen zur Erfassung der Stoffflüsse und der Grundwasserbeschaffenheit liegen im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes auf 815 - 825 m ü. NN (Karte 1, s. u.) in repräsentativen Baumbeständen (Fichte F1, Buche B1). Diese Flächen sind über einen Rundweg, an dem auch der Stahlgerüsturm (807 m ü. NN) und die Pegelstation (787 m ü. NN) liegen, ganzjährig erreichbar. Die Untersuchungsbäume zur Nadel- und Blattanalyse sowie zur Bioindikation durch Flechten stehen bandartig im Abstand von 10 - 40 m um die Dauerbeobachtungsflächen. Größe und Höhenlage der Dauerbeobachtungsflächen sind in Tab. 1 aufgeführt.

Tab. 1: Größe und Höhenlage der Untersuchungsflächen und Messstationen.

Bestand	Fläche/ Station	Höhe ü. NN (m)	Größe (ha)	Untersuchungsprogramme
Weitau Taferlruck	01	787		Vorfluter (RW)
	02	820		Grundwasser (GW)
	10	807		Luftchemie (AC)
	13	810		Niederschlagsdeposition (PC)
	14	770		Niederschlagsdeposition (PC)
B1 Buche	40 46 47 60 71	820 825 820 820	0,240 0,040 0,250	Deposition (TF, SF), Streufall (LF), Bodenwasser (SW) Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) Epiphyten (EP) Bäume (BI), Vegetation (VS) Nährstoffversorgung (FC)
B2 Buche	65 66 67	980 990 1010	0,250 0,040	Bäume (BI), Vegetation (VS) Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) Nährstoffversorgung (FC)
F1 Fichte	20 30 37 50 70	815 815 815 815 815	0,045 0,210 0,250	Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC) Deposition (TF), Streufall (LF), Bodenwasser (SW) Epiphyten (EP) bis 1996 Bäume (BI), Vegetation (VS) Nährstoffversorgung (FC)
F2 Fichte	82 83	1290 1292	0,250 0,045	Bäume (BI), Vegetation (VS) nur 1995 Bodenmikrobiologie (MB), Bodenchemie (SC)
F4 Fichte	10	~800	0,040	Bestandesdeposition (TF)



Karte 1: Topographische Karte des Forellenbachgebiets mit den Dauerbeobachtungsflächen und Messstationen sowie den dort durchgeführten Untersuchungsprogrammen (Programmcodes und Flächennummern siehe Tab. 1).



Karte 2: Topographische Karte des Einzugsgebiets der Großen Ohe mit den Teileinzugsgebieten Markungsgraben (LFW) und Forellenbach (ECE - IM).

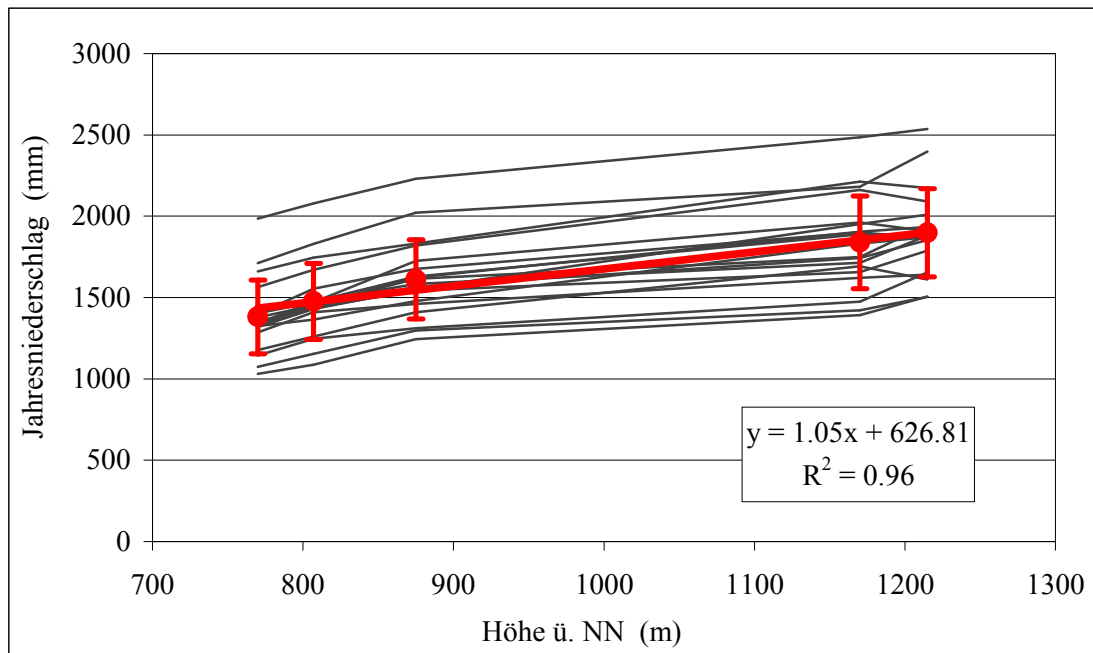


Abb. 1: Jahresniederschlagssummen entlang des Höhengradienten im Forellenbachgebiet in den Jahren 1991 bis 2009.

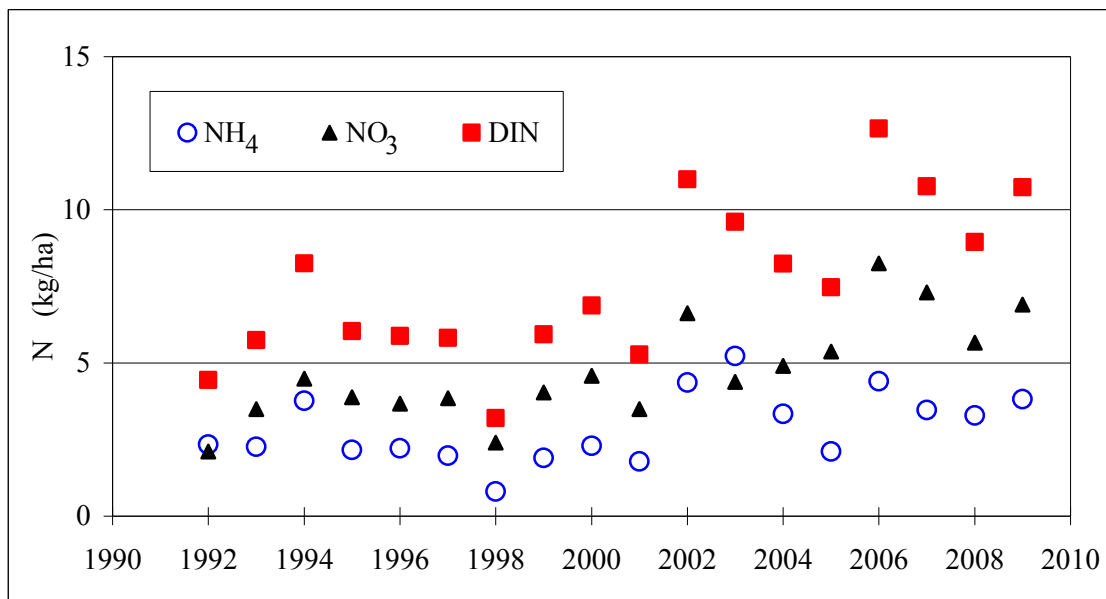


Abb. 2: Deposition des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und seiner Komponenten im Kronendurchlass unter Fichte (F4, wechselnde Aufstellungsorte).

Tab. 2: Entwicklung der Flächenanteile der Bestandsformen (%) im Forellenbachgebiet und der sie repräsentierenden Depositionsmessflächen zur Ermittlung des Stoffeintrags

	Buche B1	Fichte F1	Fichte F4	Totholz F1
1992	31%	69%		
1993	31%	35%	35%	
1994	31%	35%	35%	
1995	31%	35%	35%	
1996	31%	35%	35%	
1997	31%		61%	8%
1998	31%		55%	14%
1999	31%		42%	27%
2000	31%		34%	35%
2001	31%		34%	35%
2002	31%		32%	37%
2003	31%		30%	39%
2004	31%		28%	41%
2005	31%		20%	49%
2006	31%		7%	62%
2007	31%		5%	64%
2008	31%		4%	65%
2009	31%		4%	65%

Tab.3: Rang-Korrelationskoeffizienten für saisonale, gewichtete Konzentrationen des gelösten organischen Stickstoff (DON) und des gelösten organischen Kohlenstoff (DON) in Niederschlägen. Fett: $p < 0,001$; kursiv unterstrichen: $p < 0,01$; kursiv: $p < 0,05$.

		DOC B1	DOC DC3	DOC F4	DOC F1	DON B1	DON DC3	DON F4	DON F1
DOC	DC3	0,74							
DOC	F4	0,61	0,27						
DOC	F1	0,96	0,71	0,67					
DON	B1	0,85	0,77	<i>0,43</i>	0,85				
DON	DC3	<i>0,56</i>	0,82	0,06	<i>0,54</i>	0,74			
DON	F4	0,69	<i>0,42</i>	0,90	0,76	0,61	0,22		
DON	F1	0,71	0,87	0,23	0,71	0,83	0,93	<i>0,40</i>	
Saison		0,67	0,30	0,73	0,72	<i>0,47</i>	0,04	0,72	0,24

Tab. 4: Rang-Korrelationskoeffizienten für saisonale, gewichtete Konzentrationen des gelösten organischen Stickstoff (DON) und gelösten organischen Kohlenstoff (DON) in der Kronentraufe (TF) und in den Auflagesickerwässern (MI) unter Buche (B1) und regenerierender Fichte (F1). (**): $p < 0,01$; (*): $p < 0,05$.

	DON(B1-TF)	DON(F1-TF)	DOC(B1-TF)	DOC(F1-TF)	DON(B1-MI)	DOC(B1-MI)	DON(F1-MI)	DOC(F1-MI)
DON(B1-TF)		0,83(**)	0,85(**)	0,806(**)	0,63(**)	0,48(**)	0,30	0,28
DON(F1-TF)	0,83(**)		0,71(**)	0,66(**)	0,54(**)	0,36	0,35	0,27
DOC(B1-TF)	0,85(**)	0,71(**)		0,96(**)	0,72(**)	0,59(**)	0,36	0,43(*)
DOC(F1-TF)	0,81(**)	0,66(**)	0,96(**)		0,73(**)	0,63(**)	0,40(*)	0,51(**)
DON(B1-MI)	0,63(**)	0,54(**)	0,72(**)	0,73(**)		0,95(**)	0,71(**)	0,78(**)
DOC(B1-MI)	0,48(**)	0,36	0,59(**)	0,63(**)	0,95(**)		0,72(**)	0,82(**)
DON(F1-MI)	0,30	0,35	0,36	0,40(*)	0,71(**)	0,72(**)		0,91(**)
DOC(F1-MI)	0,28	0,27	0,43(*)	0,51(**)	0,78(**)	0,82(**)	0,91(**)	
Saison	0,47(*)	0,22	0,67(**)	0,72(**)	0,67(**)	0,66(**)	0,38(*)	0,47(*)

Tab. 5: Niederschlag mit der Kronentraufe (TF) sowie Sickerwasserfluss (S) und mittlere gewichtete Konzentrationen (DON,DOC, NH₄-N, NO₃-N) der mineralischen Auflagen (MI) unter Buche (B1) und regenerierender Fichte (F1).

	B1	B1-MI	B1-MI	B1-MI	B1-MI	B1-MI	F1	F1-MI	F1-MI	F1-MI	F1-MI	F1-MI
	TF	S	DON	DOC	NH ₄ -N	NO ₃ -N	TF	S-MI	DON	DOC	NH ₄ -N	NO ₃ -N
	mm	mm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mm	mm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
2003	913	775	0,4	13,8	0,4	0,3	1099	999	0,8	36,3	0,4	0,7
2004	948	811	0,7	20,2	0,5	0,6	1112	1012	1,3	51,8	0,3	0,7
2005	1053	916	0,5	16,7	0,5	0,1	1225	1125	1,4	46,6	0,3	0,7
2006	1217	1079	0,5	15,7	0,5	0,1	1381	1281	0,8	44,5	0,5	1,8
2007	1081	943	0,4	18,1	0,5	0,1	1298	1198	0,9	41,3	0,2	0,6
2008	1134	996	0,3	13,1	0,3	0,1	1327	1227	0,8	34,3	0,1	0,3
2009	1144	1006	0,3	14,3	0,6	0,2	1316	1216	1,0	41,3	0,1	0,2
2003-2009	1070	932	0,4	16,0	0,5	0,2	1251	1151	1,0	42,3	0,3	0,7
± s	109	109	0,2	2,5	0,1	0,2	110	110	0,2	6,0	0,1	0,5

Tab. 6: Eintrag, Austrag und Speicheränderung von DIN auf den Dauerbeobachtungsflächen B1 und F1 sowie auf Einzugsgebietsebene.

	Buchenbestand B1			Fichtenbestand F1			Forellenbachgebiet		
	Eintrag	Austrag	Speicheränderung	Eintrag	Austrag	Speicheränderung	Eintrag	Austrag	Speicheränderung
1992	17.0	1.9	15.1	23.3	10.1	13.1	23.8	6.6	17.3
1993	12.6	0.9	11.7	16.9	9.8	7.2	19.1	7.5	11.6
1994	14.7	0.2	14.5	21.1	4.6	16.5	21.5	6.9	14.6
1995	15.1	0.7	14.4	18.8	4.6	14.2	21.4	8.9	12.4
1996	10.6	0.4	10.2	15.4	2.3	13.1	17.5	5.9	11.6
1997	11.5	0.3	11.2	13.5	49.2	-35.6	14.2	5.7	8.5
1998	11.6	0.3	11.4	11.6	213.7	-202.0	13.5	5.9	7.6
1999	9.6	1.1	8.4	9.5	147.8	-138.3	10.8	12.0	-1.2
2000	13.3	2.4	10.9	12.9	111.1	-98.1	13.4	17.1	-3.7
2001	9.7	1.4	8.2	10.0	20.5	-10.5	10.9	14.2	-3.3
2002	13.0	3.1	10.0	12.9	9.5	3.4	13.0	23.5	-10.5
2003	9.9	0.3	9.6	9.1	6.6	2.6	12.4	14.7	-2.3
2004	9.7	0.7	9.0	9.8	4.2	5.6	10.1	14.9	-4.8
2005	11.9	0.3	11.5	12.4	16.2	-3.9	11.7	17.0	-5.3
2006	12.7	0.2	12.5	12.3	25.9	-13.6	13.6	18.4	-4.9
2007	11.7	0.4	11.3	12.2	10.2	2.0	13.5	17.1	-3.6
2008	11.2	0.4	10.8	10.9	2.9	8.0	13.4	17.7	-4.2
2009	10.5	0.5	10.1	10.2	1.2	9.0	10.8	13.2	-2.4
1992 - 2009	12.0	0.9	11.1	13.5	36.1	-22.6	14.7	12.6	2.1
± s	2.1	0.8	2.0	4.1	59.7	60.9	4.1	5.4	8.5
1992 - 1996	14.0	0.8	13.2	19.1	6.3	12.8			
± s	2.5	0.7	2.1	3.2	3.5	3.5			
1997 - 2001	11.1	1.1	10.0	11.5	108.4	-96.9			
± s	1.5	0.9	1.5	1.8	77.3	77.4			
2002 - 2009	11.3	0.7	10.6	11.2	9.6	1.6			
± s	1.2	0.9	1.1	1.4	8.1	7.3			