

Schwerpunktthema II: Funktion des Bodens

Originalarbeit

Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges

- **Ein Indikator für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen**
Einfluß von Waldschäden, Kalkung und Boden auf den Nitrat-Austrag

W. Durka¹, E.-D. Schulze²

¹ Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung – BITÖK, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, D-W-8580 Bayreuth

² Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Pflanzenökologie, Postfach 10 12 51, D-W-8580 Bayreuth

Zusammenfassung. Mit der Beschreibung der aktuellen Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges (NO-Bayern) wird hier erstmals eine Region in Bayern untersucht, die besonders stark von Waldschäden betroffen ist. Zugrunde liegt ein wasserchemischer Datensatz von 165 Quellen (Tabellen 1 – 5). Die durch hohe Nitrat-, Sulfat- und Aluminiumkonzentrationen charakterisierte Hydrochemie der Quellwässer wird von Waldschäden, Kalkungsmaßnahmen und Bodentyp der Einzugsgebiete beeinflusst. Modellrechnungen ergeben maximale Stickstoff-Austräge von 40 kg Nitrat-N/ha*a, die darauf hindeuten, daß sich die Waldökosysteme des Fichtelgebirges zum Teil im Zustand der Stickstoff-Sättigung befinden. N-gesättigte Ökosysteme, die keine weitere Speicherkapazität für Stickstoff besitzen, werden alle N-Einträge in Form steigender NO₃-Austräge an nachgeschaltete aquatische Ökosysteme weitergeben.

Abstract.

The Hydrochemistry of Forest Springs in the Fichtelgebirge
The hydrochemistry of forest springs was investigated in the Fichtelgebirge, a region in NE Bavaria (F.R.G.) which is strongly affected by forest decline. Data were collected from 165 springs (Tables 1 – 5). Water chemistry is characterized by high concentrations of nitrate, sulfate and aluminium and is influenced by forest decline, liming and soil type of the catchment. Model calculations show maximal N-outputs of 40 kg nitrate-N/ha*a indicating N-saturation in some forest ecosystems of the Fichtelgebirge. N-saturated ecosystems without buffercapacity for Nitrogen will release all further N-inputs as NO₃ to the aquatic ecosystem.

1 Einleitung und Problemstellung

Waldökosysteme werden traditionell als Stickstoff-limitierte Ökosysteme betrachtet, die einen weitgehend geschlossenen N-Kreislauf mit geringen N-Verlusten haben (ABER et al., 1989). Unter solchen Bedingungen weist das unter Wald gebildete Grundwasser sehr geringe NO₃-Konzentrationen auf. Durch die Untersuchungen über die Ursachen der Waldschäden wurde deutlich, daß die Annahme eines geschlossenen N-Kreislaufes sowohl für geschädigte als auch für äußerlich gesund aussehende Bestände *nicht* richtig ist (Forschungsbeirat Waldschäden 1989).

Bedingt durch die atmosphärischen S- und N-Einträge und durch hohen NO₃-Anteil an den N-Einträgen, der vom Pflanzenbestand nicht verwertet werden kann, kommt es zu einem bemerkenswerten Austrag von Nitrat und Sulfat in tiefere Bodenschichten. Durch den gleichzeitigen Austrag von basischen Kationen und Schwermetallen wird der Vorgang der Bodenversauerung über die in natürlicher Weise ablaufenden Versauerungsprozesse hinaus beschleunigt (ULRICH 1987). Wie Modellrechnungen zeigen, ist die bodenversauernde Wirkung von NO₃ dabei effektiver als die von SO₄, das im Bodenprofil gebunden werden kann (KAUPENJOHANN et al., 1989). Eine NO₃-Speicherung findet dagegen im Boden nur in geringem Ausmaß statt.

Erreichen die N-Verluste in das Grundwasser das Maß der N-Einträge und hält dieses Ungleichgewicht langfristig an, so befindet sich das entsprechende Ökosystem im Zustand der Stickstoff-Sättigung (AGREN & BOSATTA 1988; ABER et al., 1989). Die Folge sind Nährstoffungleichgewichte, physiologische Veränderungen, Vegetationsveränderungen und die Belastung des Grundwassers sowie nachgeschalteter aquatischer Ökosysteme (GRENNFELT & HULTBERG 1986; KÖLLING 1990). Die mögliche Beeinträchtigung der Wasserqualität von Wässern aus Waldgebieten durch erhöhte NO₃-Austräge wurde von verschiedenen Autoren diskutiert (BRECHTEL 1989; BÜCKING 1988).

Bisher vorliegende wasserchemische Untersuchungen umfassen meist nur wenige Quellen oder Bäche (QUADFLIEG 1990; FÖRSTER 1990; BALAZS 1990; KÜGEL & SCHMITT 1991), so daß nur in Ausnahmefällen gebietsrepräsentative Angaben gemacht werden können (ZÖTTL et al., 1985; PUHE & ULRICH 1985; HEINRICHS et al., 1986). Für die Beurteilung der Rolle des NO₃ muß außerdem gewährleistet sein, daß keine durch Landwirtschaft oder Siedlungen bedingten N-Kontaminationen vorliegen. *Für Bayern fehlen solche flächenhaften Untersuchungen.*

In dieser Arbeit wird erstmals eine Region in Bayern untersucht, die besonders stark von Waldschäden betroffen ist. Es wird die aktuelle Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges beschrieben und vor allem der Austrag an Nitrat unter stoffhaushaltlichen Gesichtspunkten diskutiert.

2 Untersuchungsgebiet

Das Fichtelgebirge bildet die höchsten Erhebungen der nordbayerischen Mittelgebirge. Unter einem Mantel von metamorphen Phylliten und Paragneisen, der im Süden und Westen des Gebietes vorherrscht, dringen im zentralen und nördlichen Teil Granite an die Oberfläche. Diese Gesteine bilden die Grundlage für eine Bodenentwicklung, die zu sauren, nährstoffarmen, z.T. podsolierten Braunerden führte. Die vorherrschende Vegetation sind Fichtenforste mit geringen Laubwaldanteilen (REIF 1989). Die Nähe zu thüringischen und tschechischen Braunkohlerevieren führte zu starken grenzüberschreitenden S-Immissionen. Die Hauptwindrichtung ist West mit erhöhten N-Immissionen (EIDEN 1989). Die Stoffeinträge im Fichtelgebirge belaufen sich in Fichtenforsten auf ca. 20–30 kg N/ha · a und ca. 50–60 kg S/ha · a (HANTSCH 1987; HORN et al., 1989).

Die hydrogeologischen Verhältnisse sind im Gebiet sehr vielfältig, entsprechend der geologischen und orographischen Differenzierung. In den Hochlagen über 800 m, die das zentrale Granitmassiv bildet, sind geringmächtige von Blockschutt überdeckte Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit ausgebildet. Hier herrscht oberflächennahe Wasserführung vor. An den Hängen bildet sich auf dichten eiszeitlichen Fließerdien Hangwasserzug, der z.T. bei ca. 800 m in Quellen mündet oder sich in tiefere Hanglagen bewegt (REISSMANN 1958). Häufig, vor allem an Unterhängen und flachen Hängen, kommt es zur Ausbildung von Hangmooren und Anmoorgleyen an Wasseraustrittsstellen. Neben den oberflächennahen Wasserleitern bestehen Kluftwasserleiter, die z.T. in Quellen an Unterhängen münden (STETTNER 1958). In den aus Phylliten aufgebauten und von einem stärkeren Zersatzmantel überdeckten flacheren Randgebieten treten neben den aus Hangwasser gespeisten Quellen auch Grundwasserquellen auf.

3 Methoden

In der Zeit von Juli 1989 bis März 1991 wurden Wasserproben aus Quellen oder Quellbächen entnommen, die in geschlossenen Waldbeständen entspringen und nicht an landwirtschaftlich genutzte Flächen grenzen. Von 165 Quellen liegen aus 1–10 Beprobungen insgesamt 749 Proben vor, deren Daten für jede Quelle gemittelt wurden.

Im Gelände wurden Wassertemperatur, pH und Leitfähigkeit (LF) bestimmt. Die chemische Analyse der Anionen NO_3 , SO_4 und Cl wurde mit ionenchromatographischen Methoden (Methrom, DIONEX) durchgeführt; die Bestimmung der Kationen Mg, Ca, K, Na erfolgte per Flammen-AAS (PERKIN-ELMER). Bei einem Teil der Proben wurde Gesamt-Al per Graphitrohr-AAS (VARIAN) in angesäuerten Proben (1 % HNO_3) bestimmt. Eine Bestimmung der Al-Spezifizierung wurde nicht durchgeführt; wie STENZEL und HERRMANN (1988, 1990) aber zeigten, dominieren in DOC-armen Wässern des Fichtelgebirges die monomeren anorganischen Aluminiumspezies. Bei Stichprobenmessungen konnte NH_4 bei einer Nachweisgrenze von 10 $\mu\text{Mol/l}$ NH_4 nicht nachgewiesen werden. Als Maß für die Konzen-

tration gelösten Kohlenstoffs (dissolved organic carbon – DOC) wurde die UV-Absorption bei 254 nm bestimmt, die streng mit der DOC-Konzentration korreliert ist (BAUER et al., 1988).

Zusatzinformationen über den Waldzustand der Quelleinzugsgebiete wurden aus einer Waldschadenskarte (Stand 1985, ergänzt 1989) im Maßstab 1 : 50 000 entnommen (Oberforstdirektion Bayreuth). Diese weist drei Klassen aus:

- (1) gesunde Bestände (Schadklasse 0 – 2 der amtlichen Nomenklatur (Forschungsbeirat Waldschäden (1990))
- (2) Bestände in kleinflächiger Auflösung (Schadklasse 3)
- (3) Bestände in großflächiger Auflösung (Schadklasse 4 – 5).

Die beiden Klassen der in Auflösung befindlichen Bestände wurden für die vorliegende Arbeit als „geschädigt“ zusammengefasst. Weite Teile des Staatswaldes im Fichtelgebirge wurden zwischen 1985 und 1989 mit Dolomit (2,5–3,0 t/ha $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) gekalkt. Die entsprechende Information für die Quelleinzugsgebiete wurde einer Kalkungskarte (Stand Ende 1988) entnommen (Oberforstdirektion Bayreuth).

Die Quellen wurden einem von drei Quelltypen zugeordnet:

- (I) gefasste Quellen und Brunnen
- (II) natürliche Quellen guter Schüttung und Quellbäche
- (III) natürliche Quellen sehr geringer Schüttung und Humussickerwässer.

Zum Vergleich mit Stoffeintragsangaben wurden die NO_3 -Konzentrationen in flächenbezogene Stoff-Flüsse umgerechnet, indem die Konzentrationen ($\mu\text{Mol/l}$) mit der jährlichen Versickerungsrate von ca. 700 l/m² (SCHULZE et al., 1989) multipliziert wurde.

4 Statistik

Um normalverteilte Grundgesamtheiten zu erhalten, wurden die Konzentrationen einer logarithmischen, zweifach-logarithmischen oder einer Wurzel-Transformation unterzogen. Zur Prüfung der Effekte von Kalkung, Waldschäden und Quelltyp auf die Ionen-Konzentration wurden diese als Faktoren einer Varianzanalyse mit der Meereshöhe als Kovariate eingesetzt. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programm SPSS/PC + (NORUSIS 1988).

5 Ergebnisse

Entsprechend den basenarmen, wenig puffernden Ausgangsgesteinen handelt es sich bei den Quellwässern des Fichtelgebirges um saure, weiche, gering mineralisierte Wässer (→ Tabelle 1; Anhang, Tabelle 5, S. 224).

5.1 Nitrat

Die räumliche Verteilung der NO_3 -Konzentrationen weist keine deutlichen geographischen Muster auf (→ Abb. 1). Einzig im Süden des Gebietes treten vermehrt Konzentrationen unter 100 $\mu\text{Mol/l}$ auf. Quellen mit hohen und nied-

Tabelle 1: Wasserchemische Daten der Waldquellen des Fichtelgebirges 7/1989 – 2/1991. Dargestellt sind Mittelwert, Standardabweichung, Minimum und Maximum, berechnet aus den Jahresmitteln

	NO ₃ –	SO ₄ –	Cl ¹ –	Mg μMol/l	Ca –	K –	Na ² –	Al –	pH	Alk μeq/l	LF μS/cm	UV 1/m
Mittel	103	167	53	51	59	32	129	29	4,98	– 131	82	0,064
StdAbw	72	106	16	43	76	16	49	28		188	51	0,079
Min	1	15	26	9	1	4	16	1	3,46	– 717	26	0,007
Max	418	612	99	260	785	80	258	130	6,95	389	418	0,425

^{1, 2} Um anthropogene NaCl-Kontaminationen auszuschließen, wurden nur ¹Werte < 100 μMol/l bzw. nur ²Werte < 300 μMol/l berücksichtigt; LF = Leitfähigkeit; UV = UV-Absorption in 1/m

rigen NO₃-Konzentrationen können unweit voneinander vorkommen. Diese kleinräumige Variabilität verweist auf lokale Standortverhältnisse der Quelleinzugsgebiete als Ursache der unterschiedlichen NO₃-Austräge.

Der Einfluß von Waldschäden (geschädigt – ungeschädigt), Kalkung (gekalkt – ungekalkt), Geologie (Phyllit –

Granit) und Quelltyp (Typ I, II – III) wurde in einer Drei-Weg-Varianzanalyse getestet. Als Kovariate wurde zudem die Höhenlage eingesetzt, um mögliche Höhenabhängigkeiten der Variablen zu bereinigen. Für die drei Faktoren Waldschaden, Kalkung und Quelltyp ergab sich jeweils ein signifikanter Einfluß auf die Nitratkonzentration (→ Tabelle 2).

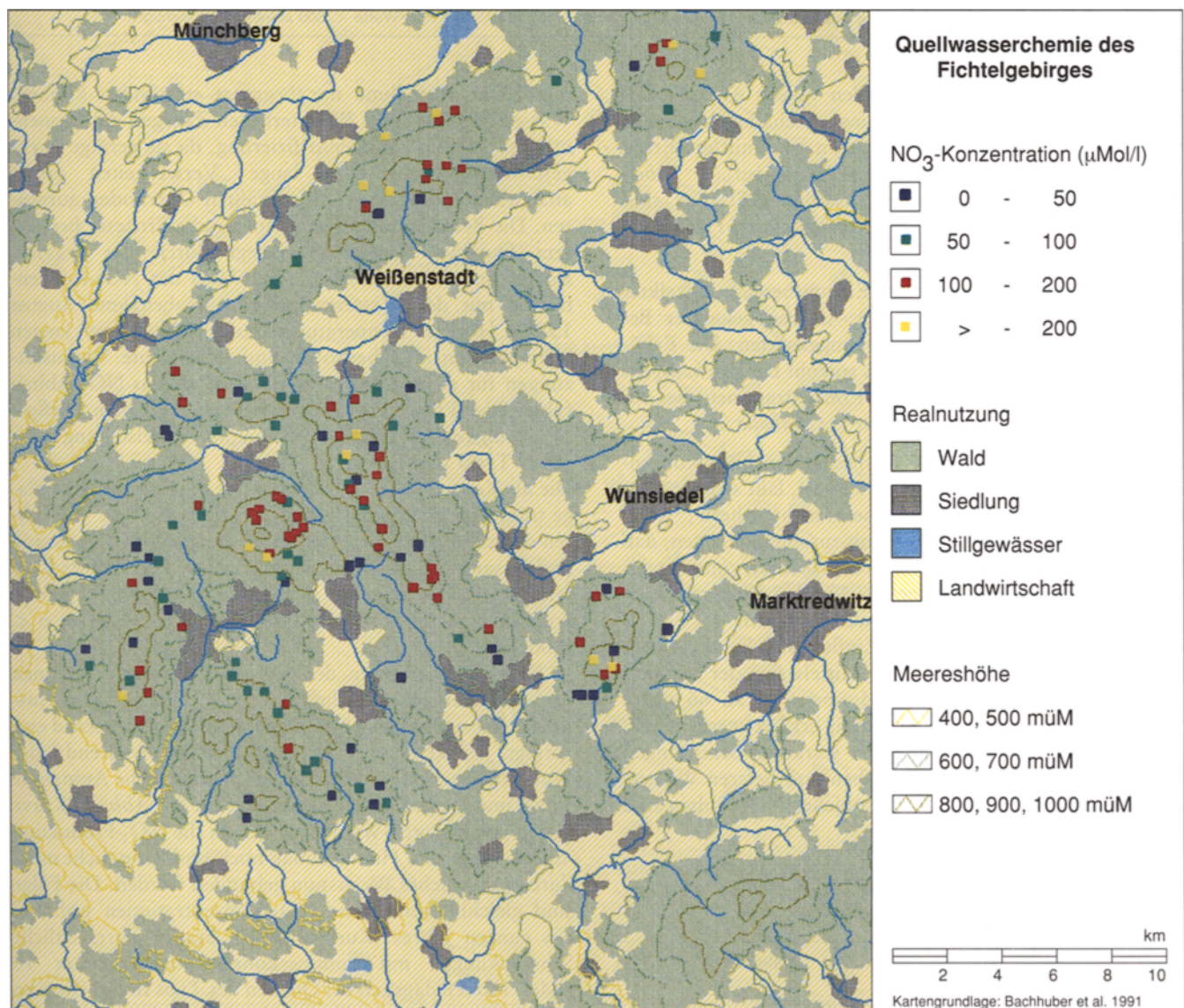


Abb. 1: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Quellstandorten und ihren NO₃-Konzentrationen

Tabelle 2: Einfluß der Faktoren Waldschäden, Kalkung, Quelltyp und Geologie auf die Wasserchemie der Waldquellen (Konzentrationsangaben in $\mu\text{Mol/l}$; UV-Adsorption in $1/\text{m}$). Signifikante Unterschiede der Varianzanalyse mit Irrtumswahrscheinlichkeit*: $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$

	Waldschäden			Kalkung			Quelltyp			Geologie		
	-	+	Sig.	-	+	Sig.	I,II	III	Sig.	Ph	Gr	Sig.
n	98	67		139	26		122	44		60	106	
NO ₃	80	138	***	96	144	**	118	66	***	84	115	
SO ₄	154	181	**	162	180		169	149		139	178	***
Cl ¹	54	53		53	53		55	49		52	54	
Ca	57	63		56	77		64	44		44	68	*
Mg	57	49		50	58	**	55	42	*	64	44	
K	31	34	**	33	27		33	29		28	34	**
Na ²	122	117		120	121		123	111		95	136	***
Al	20	43	*	27	58		31	24		21	34	
pH	5,14	4,75	*	4,99	4,92	*	5,01	4,88		5,16	4,88	
UV	0,046	0,083	*	0,065	0,052		0,057	0,092	**	0,052	0,068	

^{1,2} Um anthropogene NaCl-Konzentrationen auszuschließen, wurden nur ¹Werte < 100 $\mu\text{Mol/l}$ bzw nur ²Werte < 300 $\mu\text{Mol/l}$ berücksichtigt

Von den 165 untersuchten Quellen weisen 41 % Waldschäden im Einzugsgebiet auf. Diese geschädigten Flächen weisen gegenüber den ungeschädigten eine mittlere Erhöhung der NO₃-Konzentration um 73 % auf (→ Tabelle 2). Erhöhte NO₃-Austräge geschädigter Flächen sind sowohl bei gekalkten als auch bei ungekalkten Flächen zu beobachten (→ Tabelle 3).

16 % der Quellen liegen im Einzugsbereich gekalkter Waldbestände. Der mittlere NO₃-Austrag gekalkter Bestände liegt 50 % über dem der ungekalkten. Die Erhöhung der NO₃-Austräge ist dabei sowohl bei *geschädigten* als auch, bei absolut niedrigeren Konzentrationen, bei *ungeschädigten* Flächen nachweisbar (→ Tabelle 3).

Obwohl Quellen auf Phyllit zu niedrigeren NO₃-Konzentrationen tendieren als solche auf Granit, läßt sich ein Einfluß der Geologie des Einzugsgebietes nicht sichern (→ Tabelle 2). Dies kann allerdings damit zusammenhängen, daß Waldschäden und Geologie nicht unabhängig voneinander variieren und sich somit keine von Waldschäden unabhängigen Effekte der Geologie nachweisen lassen.

Der Quelltyp hat signifikanten Einfluß auf die NO₃-Konzentrationen (→ Tabelle 2). Die Mittelwerte der Quelltypen I, II und III fallen von 145 über 100 zu 66 $\mu\text{Mol NO}_3/\text{l}$. Dieser Gradient kann damit erklärt werden, daß Wasser des Quelltyps I mit ihren stärkeren Schüttungen kurze Verweilzeiten im Boden haben und tieferen Wasserleitern entstammen, so daß mikrobieller NO₃-Abbau und

pflanzliche Aufnahme nur begrenzt stattfinden können. Wasser des Quelltyps III unterliegen dagegen dem zunehmenden Einfluß von Denitrifizierung, da sie geringe Fließgeschwindigkeiten und lange Verweilzeiten unter anaeroben Bedingungen im vernässten Oberboden aufweisen. Die Beeinflussung durch biologische Prozesse bei diesem Quelltyp wird auch belegt durch die negative Korrelation ($r = -0,364, r < 0,01$) der NO₃-Konzentration mit der Wassertemperatur (Probenahme August 1989). Höhere Temperaturen zeugen dabei von langen Verweilzeiten im Oberboden und stellen gute Voraussetzungen für mikrobielle Aktivität dar, die zu NO₃-Abbau führt. Die Wasser des Typs II nehmen bezüglich Fließgeschwindigkeit und NO₃-Abbau eine Mittelstellung zwischen Typ I und III ein.

Die als Kovariate der Varianzanalyse eingesetzte Höhenlage trägt signifikant zur Varianz bei ($p = 0,003$). Wir führen das auf die mit der Meereshöhe steigende N-Deposition und Gesamt-Schadstoffbelastung zurück. Die höchste Korrelation zeigt NO₃ zu Al ($r = 0,453, p < 0,001$), gefolgt von SO₄ ($r = 0,356, p < 0,001$) und Ca ($r = 0,336, p < 0,001$).

In den Jahresverläufen der NO₃-Konzentration kommen die beschriebenen Einflußfaktoren ebenfalls zum Ausdruck. Bei einer Quelle, die einem gesunden Altbestand entspringt, sinken die Konzentrationen während der Wachstumsperiode – bedingt durch pflanzliche Aufnahme – ab und steigen im Herbst erneut an (→ Abb. 2, Kurve C). In geschädigten Waldbeständen ist die NO₃-Produktion durch Streu- und Humusabbau hoch und kann nicht mehr durch pflanzliches Wachstum gebunden werden. Die Folge sind gleichbleibend hohe NO₃-Konzentrationen während des ganzen Jahres (Kurven A, B). Starke jahreszeitliche Schwankungen mit Sommerkonzentrationen unter 10 $\mu\text{Mol/l}$ treten dagegen bei Quellen des Typs III auf (Kurven D, E). Hier wirken während der Vegetationsperiode sowohl pflanzliche Aufnahme als auch Denitrifikation kon-

Tabelle 3: NO₃-Konzentrationen ($\mu\text{Mol/l}$) von Waldquellen unter dem Einfluß von Waldschäden und Kalkung. Alle Unterschiede sind signifikant ($p < 0,05$)

Waldschaden	Kalkung	
	-	+
+	75	115
-	130	169

zentrationen vermindert. Im Winter hingegen ist der NO_3 -Austrag hoch, bedingt durch fehlende biologische Aktivität und z.T. oberflächlichen-lateralen Abfluß.

5.2 Sulfat

Im regionalen Überblick zeigen sich bei SO_4 im Gegensatz zu NO_3 deutliche großräumige Muster. Die höchsten SO_4 -Konzentrationen treten am Kornberg und an den Höhen des östlichen Fichtelgebirgsrandes auf (→ Abb. 3). Auffallend niedrige SO_4 -Konzentrationen weisen dagegen die Quellen an der Nordflanke des Schneeberges und am Ochsenkopf auf. Als Grund für diese niedrigen SO_4 -Konzentrationen der zentralen und westlichen Gebiete kann angenommen werden, daß sie im Lee des östlichen Gebirgsrandes liegen und somit geringeren Immissionsbelastungen ausgesetzt sind (ULRICH 1989).

Die Quellen mit geschädigten Einzugsgebieten weisen um 18 % erhöhte SO_4 -Konzentrationen gegenüber den ungeschädigten auf. Quellen auf Granit zeigen gegenüber sol-

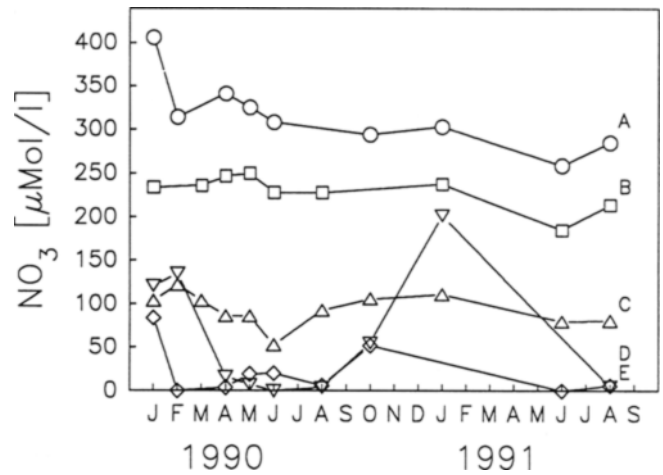


Abb. 2: NO_3 -Konzentrationen ($\mu\text{Mol/l}$) typischer Quellen im Jahresgang.

- A, B: Quellen aus Einzugsgebiet mit Waldschäden
- C: Quelle aus gesundem Waldbestand
- D, E: Quelltyp III

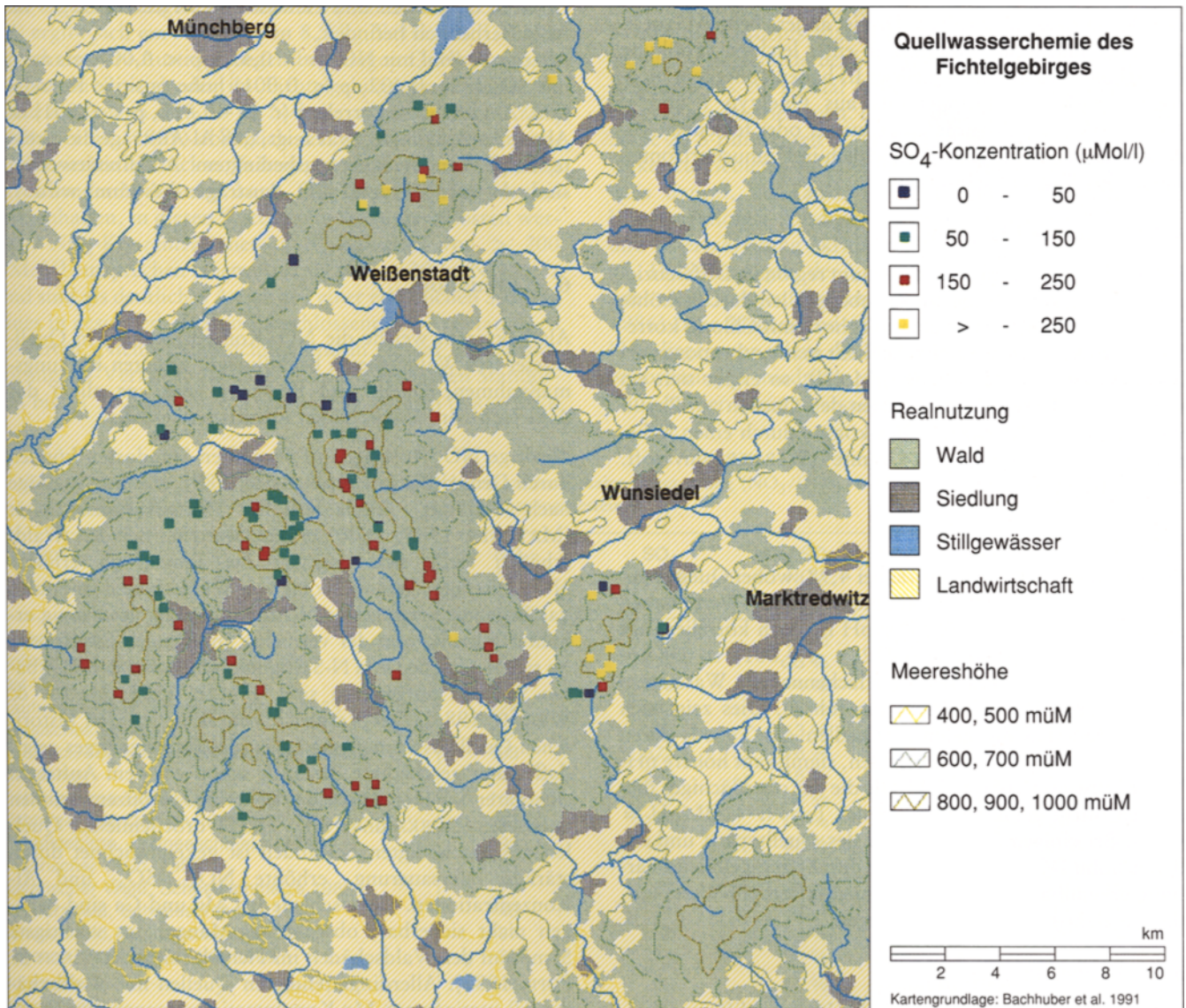


Abb. 3: Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes mit Quellstandorten und ihren SO_4 -Konzentrationen

chen auf Phyllit um 28 % erhöhte Wert (\rightarrow Tabelle 2). Da Phyllite aber nur im Westen und Süden des Gebietes auftreten, können die unterschiedlichen SO_4 -Austräge auch eine Folge des verstärkten Eintrages aus NO sein. Kalkung und Quelltyp haben dagegen keinen signifikanten Einfluß auf die SO_4 -Konzentrationen.

5.3 Chlorid

Die Variabilität der Cl-Konzentrationen ist vor allem bedingt durch den Einfluß von Streusalz an straßennahen Quellen. Dieser Einfluß mit Cl-Konzentrationen bis $> 1 \mu\text{Mol/l}$ ist bis in die Gipfelregionen der gut erschlossenen Gebiete (Schneeberg, Kössaine, Kornberg) nachweisbar.

5.4 Magnesium und Calcium

In der regionalen Verteilung verhalten sich Mg und Ca sehr ähnlich. Die höchsten Konzentrationen treten am Kornberg, nördlichen Waldstein und an der Kössaine auf und fallen mit hohen SO_4 -Konzentrationen zusammen. Bei Ca zeigen sich keine sicherbaren Unterschiede mit Waldschäden, Kalkung oder Quelltyp. Das ist anders beim Magnesium. Hier macht sich Kalkung in einer leichten Erhöhung bemerkbar. Wässer aus Quelltyp III haben außerdem niedrigere Mg-Konzentrationen als aus Quelltyp I und II (\rightarrow Tabelle 2), welche die Folge kurzer oder fehlender Mineralbodenkontakte des oberflächlich in Humushorizonten fließenden Wassers sein können.

5.5 Kalium und Natrium

Die Kaliumkonzentration zeigt kaum regionale Differenzierung. Einzig die Quellen am Kornberg fallen durch erhöhte K-Werte auf. Natrium ist einerseits hoch mit Chlorid korreliert und somit anthropogen. Schließt man anthropogen erhöhte Werte aus ($\text{Na} < 300 \mu\text{Mol/l}$), so ergibt sich ein signifikanter Unterschied zwischen den Quellen auf Phyllit und Granit (\rightarrow Tabelle 2). Dies könnte durch einen höheren Na-Feldspatanteil der Granite (WERNER unveröff. 1991) bedingt sein.

5.6 pH

Die pH-Werte liegen im Mittel bei 4,98, wobei Quellen geschädigter Bestände signifikant niedrigere pH-Werte haben als gesunde (\rightarrow Tabelle 2). Der pH ist hoch korreliert mit DOC (UV-Absorption $r = 0,742$, $p < 0,001$), so daß angenommen wird, daß bei oberflächennahem Wasserfluß Huminsäuren zur pH-Absenkung führen. Dies zeigt sich auch darin, daß die gefaßten Quellen des Typs I, deren Wässer in tieferen Schichten fließen, signifikant höhere pH-Werte aufweisen ($\text{pH} = 5,11$) als die der oberflächiger fließenden, nicht gefaßten Quellen des Typs II + III ($\text{pH} = 4,94$). Bei einigen Sickerwässern des Quelltyps II und III, deren hohe DOC-Gehalte schon durch eine gelbliche Färbung erkennbar sind, treten die niedrigsten pH-Werte auf, die ganzjährig unter $\text{pH} = 4$ liegen.

5.7 Alkalinität

Die Alkalinität ist definiert als die Ladungsdifferenz zwischen der Summe basischer Kationen und der Summe anor-

ganischer Anionen ($\text{Alk} (\mu\text{eq/l}) = \text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na} - \text{SO}_4 - \text{NO}_3 - \text{Cl}$) (STUMM et al., 1983) und beschreibt die verbleibende Neutralisierungskapazität des Wassers. Die untersuchten Wässer haben ihre Neutralisierungsfähigkeit weitgehend verloren; nur 15 % der Quellen weisen eine geringe positive Alkalinität auf (\rightarrow Tabelle 2).

5.8 Aluminium

75 % der Quellen erreichen Konzentrationen von über $0,2 \text{ mg/l Al}$, dem Grenzwert der bundesdeutschen Trinkwasserverordnung (1986) und der Toxizitätsgrenze für Fische (BAKER & SCHOFIELD 1982). Al ist mit dem pH korreliert ($r = 0,488$, $p < 0,001$); bei pH-Werten < 5 ist mit Al-Konzentrationen von $\text{Al} < 7,5 \mu\text{Mol/l}$ ($= 0,2 \text{ mg/l Al}$) zu rechnen. Die höchsten Al-Konzentrationen werden auf geschädigten Standorten beobachtet. Sie sind dort doppelt so hoch wie auf ungeschädigten Standorten. Unterschiede aufgrund von Kalkung, Quelltyp oder Geologie lassen sich nicht sichern. Die tiefen pH-Werte und hohen Al-Konzentrationen im Quellwasser zeigen, daß sich ein Großteil der Böden und Gewässer des Fichtelgebirges im Al-Pufferbereich befinden.

Al zeigt sowohl mit NO_3 ($r = 0,453$, $p < 0,001$) als auch mit SO_4 ($r = 0,402$, $p < 0,001$) hohe positive Korrelation. Am höchsten korreliert ($r = -0,827$, $p < 0,001$) ist Al mit der Alkalinität, was zeigt, daß Al-Austräge die direkte Folge von versauerungsbedingtem Alkalinitätsverlust sind, der von SO_4 - und NO_3 -Austrägen bestimmt wird.

6 Diskussion

Als Faktoren, welche die NO_3 -Konzentrationen in Quellwasser aus Waldgebieten beeinflussen, konnten Kalkungsmaßnahmen, Quell- und Bodentyp und vor allem das Auftreten von Waldschäden identifiziert werden.

Niedrige NO_3 -Austräge auf vernähten Standorten können durch Denitrifikation (KREUTZER 1989), erhöhte Austräge nach Kalkung durch erhöhte Nitrifikationsaktivität (MATZNER 1985, 1990) erklärt werden. Bei den Waldschäden stellt sich dagegen die Frage, ob erhöhte NO_3 -Austräge allein die Folge von Waldschäden sind, also das Ergebnis verringerter N-Aufnahme bei gleichzeitig erhöhter Nitrifikation der vermehrt anfallenden Streu, oder ob sie, als Zeichen von N-Sättigung, schon vor den sichtbaren Schäden aufgetreten sind (HAUHS 1985; HAUHS & WRIGHT 1986). Der Vergleich von aktuellen und historischen Quellwasseruntersuchungen des Fichtelgebirges zeigt, daß später geschädigte Bestände schon vor dem Auftreten sichtbarer Schäden deutlich erhöhte NO_3 -Konzentrationen aufwiesen (DURKA unveröff.). Die Hydrochemie der Quellen aus geschädigten Beständen ist gekennzeichnet durch stärkere Versauerung, erhöhte NO_3 -, SO_4 - und Al-Konzentrationen. Unterschiede bei Mg und Ca sind dagegen nicht sicherbar, obwohl Mg-Mangel das wichtigste Symptom der Waldschäden im Fichtelgebirge ist (ZECH & POPP, 1983). Allerdings tendieren Quellen mit Waldschäden zu verringerten Mg-Konzentrationen gegenüber Quellen in ungeschädigtem Wald (\rightarrow Tabelle 2, $p = 0,066$).

Die geringeren Mg-Konzentrationen der geschädigten Flächen würden auf regionaler Ebene die Erkenntnisse der Waldschadensforschung über die Ursachen der Mg-Mängel geschädigter Fichtenökosysteme bestätigen. Die wenig deutlichen Unterschiede sind möglicherweise dadurch bedingt, daß die Hauptwurzelmasse der Bäume und damit die Orte der stärksten Nährstoffaufnahme in der Humusaufflage lokalisiert sind (MEYER et al., 1989; GEBAUER & SCHULZE 1991), das Sickerwasser sich aber erst in den tieferen Mineralbodenhorizonten mit Ca und Mg anreichert. Die im Quellwasser gemessenen Konzentrationen geben also nicht unbedingt die Situation der durchwurzelten Bodenhorizonte wieder.

Für eine Beurteilung der NO_3 -Konzentrationen in bezug auf den Gesamt-Stickstoffhaushalt der Waldökosysteme wurden die NO_3 -Konzentrationen unter der Annahme einer Versickerungsrate von 700 l/m^2 (SCHULZE et al., 1989) in N-Austräge umgerechnet. Die N-Austräge erreichen dabei im Mittel $10,1 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ bei einem Maximum von $40,9 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$. Für 'gesunde Normalstandorte' (ungeschädigte, ungekalkte Bestände ohne Quelltyp III) ergibt sich ein Austrag von $8,9 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$. Die hier errechneten N-Austräge liegen bei einigen Quelleinzugsgebieten im Bereich der im Fichtelgebirge gemessenen N-Einträge von ca $20 - 30 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ (HANTSCH 1987; HORN et al., 1989) abzüglich der für das Wachstum immobilisierten N. Stickstoffsättigung, also ein den N-Eintrag erreichender N-Austrag, kann, falls diese Austräge langfristig anhalten, in diesen Systemen nicht ausgeschlossen werden. NO_3 -Konzentrationen im Quellwasser von $> 200 \mu\text{Mol/l}$ entsprechen einem Austrag von ca $20 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ und sind als deutliches Anzeichen einer erheblichen Störung eines in gesundem Zustand geschlossenen N-Kreislaufes zu bewerten. Nicht berücksichtigt sind in diesem Ansatz gasförmige N-Verluste, die auch auf nicht vernähten Standorten bis zu $10 \text{ kg N/ha} \cdot \text{a}$ ausmachen können (KREUTZER

1989; BRUMME et al., 1987), so daß auch bei niedrigeren NO_3 -Austrägen N-Sättigung auftreten kann. Da in den einzelnen Einzugsgebieten durch Wachstum, Waldschäden, Sukzession krautiger Pflanzen in verlichteten Beständen, Wiederbestockungsmaßnahmen, Kalkungen usw. sehr unterschiedliche Dynamiken des Stoffhaushaltes vorliegen, bedarf es der langfristigen vergleichenden Beobachtungen einzelner Systeme mit bekannter Nutzungsgeschichte. Die Untersuchung der Hydrochemie von Quellwässern bietet die Möglichkeit, dies an vielen Einzugsgebieten flächenrepräsentativ durchzuführen.

Wie Tabelle 4 zeigt, sind die im Fichtelgebirge gewonnenen Ergebnisse typisch für deutsche Mittelgebirge. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die bei Schneeschmelzen gewonnenen Daten (SCHOEN et al., 1984; ZÖTTL et al., 1985) die mittleren NO_3 -, SO_4 - und Al-Konzentrationen aufgrund fehlender biologischer Aktivität und oberflächlichen Abflusses überschätzen können. Bezüglich der NO_3 -Konzentration nehmen die Wässer des Fichtelgebirges eine Mittelstellung zwischen den niedrigen Konzentrationen der südlichen Mittelgebirge und den stärker belasteten Regionen West-, Nord- und Ostdeutschlands ein. Stark ausgeprägt sind regionale Unterschiede bei SO_4 , das in den industrienäheren Regionen bis zu 10 mal höhere Konzentrationen erreicht als in den industriefernen. Das Fichtelgebirge zählt trotz der Nähe zu S-Emittenten in Thüringen und der Tschechoslowakei zu Gebieten mit mäßigen SO_4 -Austrägen. Ein Hinweis darauf, daß auch die niedrigsten hier erreichten Konzentrationen Ausdruck einer großflächigen Belastung und Überschreitung „kritischer Belastungen“ (SCHULZE et al., 1989) sind, gibt der Vergleich mit Werten aus weniger oder unbelasteten Regionen wie Norwegen (ENGLUND 1986) oder Neuseeland (STENZEL & HERRMANN 1990). Hier liegen vor allem die NO_3 -Konzentrationen um Größenordnungen niedriger (\rightarrow Tabelle 4). Der Anteil des NO_3 an der Gesamtversauerung ($\text{NO}_3 + \text{SO}_4$) steigt mit

Tabelle 4: NO_3 - und SO_4 -Konzentrationen und NO_3 -Anteil an der Gesamt-Versauerung ($\text{NO}_3/(\text{NO}_3 + \text{SO}_4)$ [$\mu\text{eq}/\mu\text{eq}$]) in Waldquellen und Quellbächen verschiedener Regionen mit sauren Ausgangsgesteinen

Herkunft	NO_3 $\mu\text{Mol/l}$	SO_4 $\mu\text{Mol/l}$	$\text{NO}_3/(\text{SO}_4 + \text{NO}_3)$ $\mu\text{eq}/\mu\text{eq} \%$	Literatur
Sösetal/Harz	111	195	21 %	HEINRICHS et al. (1986) (n = 32)
Solling/Harz, Schneeschmelze 1983	153	270	23 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 6)
Ost-Harz	65	200	14 %	STÖCKER (1990)
Kaufunger Wald, Schneeschmelze 1983	124	639	9 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 8)
Hessisches Bergland	112	370	13 %	QUADFLIEG (1990) (n = 15)
Hunsrück/Taunus, Schneeschmelze 1983	138	372	16 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 8)
Erzgebirge	140	370	16 %	STÖCKER (1990)
Fichtelgebirge Quellen 1989/1991, Quelltyp I + II	118	169	28 %	diese Arbeit (n = 121)
Fichtelgebirge Quellen 1989/1991, Quelltyp III	66	149	20 %	diese Arbeit (n = 44)
Fichtelgebirge, Schneeschmelze 1983	99	170	22 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 8)
Bayerischer Wald, 1986/87	95	42	53 %	FÖRSTER (1988) (n = 16)
Bayerischer Wald, Schneeschmelze 1983	77	62	38 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 2)
Schwarzwald, Schneeschmelze 1983	48	71	24 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 16)
Schwarzwald, Schneeschmelze 1984	87	66	30 %	ZÖTTL et al. (1985) (n = 86)
Vogesen, Schneeschmelze 1983	39	51	28 %	SCHOEN et al. (1984) (n = 8)
Norwegen	13	36	15 %	ENGLUND (1986) (n = 2)
Neuseeland	0,3	10	1 %	STENZEL & HERRMANN (1990) (n = 44)

- BALÁZ A.: Gefährdung der Waldquellen durch immissionsbedingten Säureeintrag. 5. Wissenschaftliche Tagung 'Hydrologie und Wasserwirtschaft', 2. - 4. April 1990 in Neubiberg bei München. S. 427 - 435 (1990)
- BAUER, J.; R. LEHMANN; A. HAMM: pH-Wert-Veränderung an ungeschütteten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. In Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München, 1 - 252 (1988)
- BRUMME, L.; N. LEFTFIELD; F. BEESE: N₂O Freisetzung aus einer sauren Braunerde. Mitt. Dt. Bodenk. Gesellschaft 55, 585 - 586 (1987)
- BÜCKING, W.: Stoffeintrag aus der Atmosphäre - Konsequenzen für den Gewässerschutz. Gewässerschutz, Wasser, Abwasser 109, 117 - 143 (1988)
- DURKA, W.: *Unveröffentlicht*
- EIDEN, R.: Air pollution and deposition. In SCHULZE, E. D.; O. L. LANGE; R. OREN (Hrsg.): Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 57 - 103 (1989)
- ENGLUND, J. O.: Spring characteristics and hydrological models of catchments: A case study from ASTDALEN, S. E., Norway. Nordic Hydrology 17, 1 - 20 (1986)
- Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen (Hrsg.): Dritter Bericht. Karlsruhe. 611 (1989)
- GRENNFELT, P.; H. HULTBERG: Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water Air and Soil Pollution 30, 945 - 963 (1986)
- HANTSCHEL R.: Wasser- und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 3, 1 - 219 (1987)
- HAUHS, M.: Der Einfluß des Waldsterbens auf den Zustand von Oberflächengewässern. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft 136, 585 - 597 (1985)
- HAUHS, M.; R. F. WRIGHT: Regional pattern of acid deposition and forest decline along a cross section through Europe. Water Air and Soil Pollution 31, 463 - 474 (1986)
- HEINRICHS, H.; B. WACHTENDIRK; K. H. WEDEPOHL; B. RÖSSNER; G. SCHWEDT: Hydrogeochemie der Quellen und kleineren Zuflüsse der Sösetalsperre (Harz). Hydrogeochemistry of springs and tributary streams of the Söse Dam (Harz). Hessisches Jahrbuch Mineralogische Abhandlungen 156, 23 - 62 (1986)
- HORN, R.; E. D. SCHULZE: Nutrient balance and element cycling in healthy and declining Norway Spruce stands. In SCHULZE, E. D.; O. L. LANGE; R. OREN (Hrsg.): Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 444 - 455 (1989)
- KAUPENJOHANN, M.: Effects of acid rain on soil chemistry and nutrient availability in the soil. In: SCHULZE E. D.; O. L. LANGE; R. OREN (Hrsg.): Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 297 - 340 (1989)
- KÖLLING, C.: Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. Allgemeine Forst Zeitschrift 46, 513 - 517 (1991)
- KREUTZER, K.: Änderungen im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers. In BRECHTEL H. M. (Hrsg.): Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer? DVWK-Mitteilungen 17, 121 - 132 (1989)
- KÜGEL, B.; P. SCHMITT: pH-regime and water chemistry of two temporarily acidified streams in the Bavarian Forest. Archiv für Hydrobiologie 122, 177 - 197 (1991)
- MATZNER, E.: Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. Allgemeine Forstzeitschrift 41, 1143 - 1147 (1985)
- MATZNER, E.: Effects of above ground liming and soil amelioration technics on N losses with seepage water from ecosystems. Vortrag. European workshop on the effects of forest management on the nitrogen-cycle with respect to changing environmental conditions. München-Neuherberg, 9. - 13. Mai 1990
- MEYER, J.; B. U. SCHNEIDER; K. WERK; R. OREN; E. D. SCHULZE: Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline V. Root tip and ectomycorrhiza development and their relations to above ground and soil nutrients. Oecologia 77, 7 - 13 (1988)
- NORUSIS, M. J.: SPSS/PC + V 2,0 Base Manual, Chicago (1988)
- OREN, R.; E. D. SCHULZE: Nutritional disharmony and forest decline: a conceptual model. In SCHULZE, E. D.; O. L. LANGE; R. OREN (Hrsg.): Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 425 - 443 (1989)
- PUHE, J.; B. ULRICH: Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. Archiv für Hydrobiologie 102, 331 - 342 (1985)
- QUADFLIEG, A.: Zur Geohydrochemie der Klufwasserleiter des nord- und osthessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Deposition. Geologische Abhandlungen Hessen 90, 110 (1990)
- REIF, A.: The vegetation of the Fichtelgebirge: origin, site conditions, and present status. In SCHULZE, E. D.; O. L. LANGE; R. OREN (Hrsg.): Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 8 - 22 (1989)
- REISSMANN, B.: Forstwirtschaftliche und standortkundliche Verhältnisse. In STETTNER, G.: Erläuterungen zur Geologischen Karte 1 : 25 000, Blatt Nr. 5937 Fichtelberg. 98 - 105 (1985)
- SCHOEN, R.; R. WRIGHT; M. KRIETER: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Erster regionaler Überblick. Naturwissenschaften 71, 95 - 97 (1984)
- SCHOEN, R.; R. F. WRIGHT; M. KRIETER: Regional survey of freshwater acidification in West Germany (FRG). Acid Rain Research. Report 5/1983. NIVA, Oslo (1983)
- SCHOEN, R.; R. F. WRIGHT; M. KRIETER: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Naturwissenschaften 71, 95 - 97 (1984)
- SCHULZE, E. D.; O. L. LANGE; R. OREN: Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 475 (1989)
- SCHULZE, E. D.; W. de VRIES; M. HAUHS; K. ROSÉN; L. RASMUSSEN; C. O. TAMM; J. NILSSON: Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. Water Air and Soil Pollution 48, 451 - 456 (1989)
- STENZEL, A.; R. HERRMANN: Comparing the effects of acidic deposition on the chemistry of small streams in the South island of New Zealand with those in the Fichtelgebirge, F.R.G.. Catena 17, 69 - 83 (1990)
- STENZEL, A.; R. HERRMANN: Verhalten verschiedener Aluminiumspezies im Fluß- und Bodenwasser des Fichtelgebirges. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 32, 2 - 7 (1988)
- STUMM, W.; J. J. MORGAN; J. L. SCHNOOR: Saurer Regen, eine Folge der Störung hydrogeochemischer Kreisläufe. Naturwissenschaften 70, 216 - 223 (1983)
- Trinkwasserverordnung: Verordnung über Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung-TrinkwV) vom 22. 05. 1986. Bundesgesetzblatt Teil I v. 25. 08. 1986, S. 760 - 773
- TÜRK, T.: Die Wasser- und Stoffbilanzen in zwei unterschiedlich geschädigten Fichtenstandorten im Fichtelgebirge. Dissertation Universität Bayreuth (1991)
- ULRICH, B.: Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Ecological Studies 61, 11 - 49 (1987)
- ULRICH, B.: Ökochemische Kennwerte des Bodens. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 171 - 176 (1988)
- ULRICH, W. (1989): Long-range transport and deposition of pollutants in the Fichtelgebirge. In SCHULZE, E. D.; O. L. LANGE; R. OREN (Hrsg.): Forest decline and air pollution. Ecological Studies 77, 41 - 56 (1989)
- ZECH, W.; E. POPP: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstwissenschaftliches Centralblatt 102, 50 - 55 (1983)
- ZÖTTL, H. W.; K. H. FEGER; G. BRAHMER: Chemismus von Schwarzwaldgewässern während der Schneeschmelze 1984. Chemistry of waters of the Schwarzwald in the snowmelt periode, 1984. Naturwissenschaften 72, 268 - 270 (1985)