©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker naturwiss. Mitt.	16	S. 157–186	3 Abb., 13 Tab.	Osnabrück, Dez. 1990

Immissionsökologische Untersuchungen im Birgter Berg (nordwestlicher Teutoburger Wald)

mit 3 Abbildungen und 13 Tabellen

Jürgen Lethmate & Barbara Lethmate*

Kurzfassung: Dreijährige pH- und Ammonium (NH_4^+) – Messungen der Freiland- und Waldniederschläge im Birgter Berg (Riesenbecker Osning) sowie Vergleiche mit anderen Meßstationen Nordrhein-Westfalens führen zur Hypothese, daß im nordwestlichen Teutoburger Wald ein NH_4^+-dominierter Immissions-Typ vorliegt. In Übereinstimmung damit treten in der Krautschicht der Kiefernforstgesellschaft des Untersuchungsgebietes mehrere nitrophile Arten auf. Der Boden des Birgter Berges befindet sich in ökologisch kritischem Zustand (Aluminium/Eisen- bzw. Aluminium-Pufferbereich, Kryptopodsoligkeit). Die pH-Werte von zwei beprobten Quellen sind im ganzen Jahr niedrig (pH 3,9–4,1), die Konzentrationen an Nitrat (NO_3^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Aluminium (Al^{3+}), Cadmium (Cd^{2+}) und Blei (Pb^{2+}) hoch bis extrem. Der ganzjährig starke Versauerungsgrad der Hydrosphäre scheint auch das oberflächennahe Grundwasser zu betreffen. Die aktuellen Standortbedingungen des Birgter Berges sind allein durch dessen Nutzungsgeschichte (Verheidung) kaum hinreichend zu erklären.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung . . . 158
2 Das Untersuchungsgebiet . . . 159
2.1 Standortwahl . . . 159
2.2 Geologie und Hydrologie . . . 159
2.3 Böden und Vegetation . . . 160
2.4 Nutzungsgeschichte und heutige Waldfunktion . . . 160
3 Methodik . . . 161
3.1 Niederschlagsmessungen . . . 161
3.2 Vegetations- und Bodenuntersuchung . . . 161
3.3 Quellwasser-Analyse . . . 162
4 Ergebnisse und Auswertung . . . 162
4.1 Niederschläge . . . 163
4.2 Vegetation und Boden . . . 169
4.3 Quellwasser . . . 170
5 Diskussion . . . 178
5.1 Welcher Immissions-Typ kennzeichnet den Birgter Berg? . . . 178
5.2 Ist die Artenzusammensetzung der Krautschicht immissionsbedingt? . . . 179
5.3 Welches Ausmaß hat die Bodenversauerung? . . . 180
5.4 Bedeutet die Versauerung des Quellwassers eine Grundwassergefährdung? . . . 181
5.5 Schlußfolgerung . . . 182
6 Zusammenfassung . . . 182
Danksagung . . . 183
Schriftenverzeichnis . . . 184

* Dr. Jürgen Lethmate, Barbara Lethmate, Laggenbecker Straße 109 A, 4530 Ibbenbüren 1.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1 Einleitung

Gegenstand der Immissionsökologie im weitesten Sinne ist die Rolle anthropogener Luftverunreinigungen in ihren vielfältigen Wechselbeziehungen mit den biotischen und abiotischen Faktoren eines Ökosystems. Immissionsökologische Untersuchungen werden nicht nur zur ursächlichen Aufklärung der durch Luftschadstoffe bedingten Umweltprobleme wie „neuartige Waldschäden", „Boden"- und „Gewässerversauerung" durchgeführt. Sie erhalten zunehmend auch regionale Bedeutung, um die Belastungssituation eines Standortes zu ermitteln. Auf der Basis zahlreicher regionaler Untersuchungen lassen sich Gefährdungspotentiale von Räumen darstellen und Gegenmaßnahmen für die ökologische Landschaftsplanung entwickeln (vgl. z. B. Block & Bartels 1984, 1985; Gehrmann 1987; Lehmann & Hamm 1988, 1989).
Auch diese Arbeit versteht sich als Beitrag zur immissionsökologischen Bestandsaufnahme eines regionalen Standortes. Untersuchungsgebiet ist der Birgter Berg im nordwestlichen Teutoburger Wald (Abb. 1). Der Teutoburger Wald ist im nordrhein-westfälischen Meßprogramm „Saure Niederschläge" nicht erfaßt (Block & Bartels 1984, 1985). Protonen- und Schwermetall-Messungen einer hessischen Arbeitsgruppe (Godt & Lunkenbein 1983, Godt 1985, 1986) im südöstlichen Teutoburger Wald bei Detmold weisen auf eine erhebliche Immissionsbelastung dieses Raumes hin. Der Frage, inwieweit der nordwestliche Teuto (Riesenbecker Osning) immissionsbelastet ist, soll in dieser Arbeit nachgegangen werden.

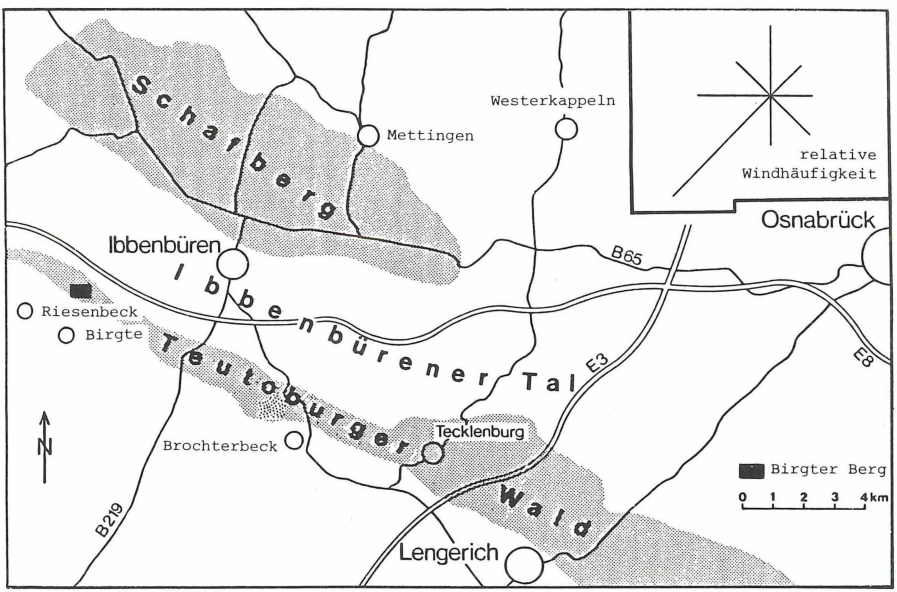

Abb. 1 Lage des Untersuchungsgebietes „Birgter Berg" und Windrose.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

2 Das Untersuchungsgebiet

2.1 Standortwahl

Die Auswahl des Untersuchungsgebietes ergab sich primär aus seiner Lage als erste Wetterbarriere für die mit vorherrschend südwestlichen Winden herantransportierten Luftmassen (Windrose in Abb. 1). Die Niederschläge des nordwestlichen Teutoburger Waldes liegen mit ca. 850 mm/Jahr (Station Tecklenburg) um etwa 100 mm höher als die der Umgebung. Meterologische Staulagen gelten immissionsökologisch als „Interzeptionslagen": Windexponierte, waldbestandene Höhenzüge sind nicht nur „Regenfänger", sondern auch „Filter" saurer Nebel- und Wolkentröpfchen.
Die Meßstation zur Untersuchung der atmosphärischen Stoffzufuhr wurde auf dem Birgter Berg errichtet, etwa 100 m nördlich des trigonometrischen Punktes 131,8 m. Für diesen Standort sprachen neben seiner Kammlage noch folgende Gründe:
- eine für die Probenahme verkehrsgünstige Lage am Riesenbecker Postweg;
- ein Kiefernforst und ein Kahlschlag für die Aufstellung einer Bestands- und einer Freiland-Meßstelle in unmittelbarer Nachbarschaft;
- Quellen am Süd- und Nordhang, so daß die Hydrosphäre des Standortes ebenfalls untersucht werden konnte.

2.2 Geologie und Hydrologie

Der Birgter Berg bildet mit dem Huckberg, Bergeshöveder Berg, Riesenbecker Berg und Lager Berg den nordwestlichen Teil des Teutoburger Waldes, einem bis 142 m aufragenden Unterkreide-Sandsteinhöhenzug (Riesenbecker Osning).
Im Südwesten geht der Bergfuß auf dem Cenomanpläner (Brochterbecker Fußfläche) unmerklich in die münstersche Kreidemulde über. Mit der Münsterschen Bucht ist dem Untersuchungsgebiet ein landwirtschaftlicher Intensivraum vorgelagert. Die sich nach Norden anschließende Abflachung des Gravenhorster Forstes und Schierloher Feldes ist die Ibbenbürener Talung.
Geologisch-hydrologisch ist der Birgter Berg durch zwei Osning-Sandsteine geprägt, die Schierloher Schichten und den Gravenhorster Sandstein (Thiermann 1970a). Erstere bilden mit ihren Wechselfolgen von Tonstein und Sandstein geringe, zum Teil schlechte Kluftwasserleiter. In ihrem Abflußbereich am Nordhang liegt eine der beprobten Quellen (Lage: r 3408750, h 5793050). Der Gravenhorster Sandstein bildet den Hauptkamm des Riesenbecker Osnings. In seinem höheren Teil sind stellenweise Tonsteine eingelagert. Die Grundwasserwegsamkeit des Gravenhorster Sandsteins ist gut. Die beprobte Quelle seines Abflußbereichs (Südhang; Lage: r 3408738, h 5792738) führt im Gegensatz zur Nordhangquelle ganzjährig Wasser, im Spätsommer und Herbst ist der Abfluß aber sehr gering.
Der geteilte, nach Norden und Süden gerichtete Abflußbereich ist Ausdruck einer Grundwasserscheide, die sich weitgehend mit der oberirdischen, dem Osning-Kamm folgenden Wasserscheide deckt. Die Grundwässer des Osning-Sandsteins besitzen niedrige Härtegrade und sind gering mineralisiert. Kleine Konzentrationsunterschiede eines Stoffes bedingen größere Unterschiede im Äquivalent-Anteil und führen zu anderen Grundwasser-Typen. Der für den Unterkreide-Sandstein angegebene

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Grundwasser-Typ Na-Ca-(Mg)-Cl-HCO_3 (Koch & Thiermann 1970) ist daher kaum zu verallgemeinern.

2.3 Böden und Vegetation

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind flachgründige, bis in den Oberboden stark steinige Podsole, deren B-Horizont als Orterde vorliegt. Die Humusauflage weist die Merkmale des rohhumusartigen Moders und des Rohhumus auf. Im Hangbereich existieren bei zunehmenden Tonanteilen alle Übergangserscheinungen zwischen Podsol und Braunerde. Am Südfuß ist es zur Ausbildung von Pseudogleyen gekommen.

Die heutige Vegetation besteht nutzungsbedingt aus Nadelholzbeständen (*Pinus silvestris, Pinus strobus,* z. T. *Larix decidua).* Die vorherrschenden Kiefernforste (*Pinus silvestris,* durchsetzt mit *Pinus strobus, Betula pendula, Quercus robur,* vereinzelt *Fagus sylvatica*) haben eine z. T. ausgeprägte Strauchschicht (*Frangula alnus, Prunus serotina, Rubus* spec., *Sorbus aucuparia, Betula-* und *Quercus*-Jungwuchs) und eine meist stark vergraste Krautschicht (*Avenella flexuosa, Vaccinium myrtillus*).

2.4 Nutzungsgeschichte und heutige Waldfunktion

Als potentiell natürliche Vegetation des Birgter Berges werden sowohl ein artenarmer Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) wie auch ein Buchen-Eichenwald (Fago-Quercetum) diskutiert. Das Fehlen der Hainsimse (*Luzula luzoloides*) und die unter den Eichenarten dominierende Stieleiche (*Quercus robur*) sprechen eher für die zweite Möglichkeit dieser Alternative. Das ursprüngliche Waldbild ist aber infolge langfristiger und intensiver anthropogener Beeinflussung durch Holznutzung, Rodung, Beweidung und waldbauliche Maßnahmen stark verändert (Thalmann 1977).

Die Nutzungsgeschichte des Riesenbecker Osnings enthält Hinweise auf eine beträchtliche Verheidung, die bis in das Gründungsjahr 1256 des Zisterzienserklosters Gravenhorst zurückreicht: Die Abgaben für das Kloster waren in Honigtöpfen zu zahlen. Der Birgter Berg ist im Urmeßtischblatt 3711 aus dem Jahre 1842 sowie in der Katasterkarte der Gemeinde Riesenbeck 1927/28 noch als „HF" = Heidefläche ausgewiesen. Intensive Schafzucht hat wahrscheinlich zur Verheidung beigetragen (vgl. „Schafberg", Abb. 1). Hinzu kam die Nutzung der Plaggenmahd. Plaggenhieb dürfte den Birgter Berg erheblich devastiert haben. Die beplaggten Altfluren liegen auf der Bergfußfläche und in der Ebene, als Plaggenreservoir blieb nur der Berg (vgl. Plaggenesch-Ausdehnung auf der Brochterbecker Fußfläche, Bodenkarte NRW 1:50000, Blatt L 3710 Rheine). Die letzten Heideblößen wurden 1940/41 mit der Waldkiefer (*Pinus silvestris*) aufgeforstet.

Neben der forstwirtschaftlichen Nutzung dient das Untersuchungsgebiet als Verkehrsverbindung (Riesenbecker Postweg zwischen Ibbenbüren und Riesenbeck) und als Naherholungsgebiet. Zwei große Parkplätze auf dem Birgter Berg sind vor allem an Samstagen, Sonn- und Feiertagen stark besetzt (Thalmann 1977).

Nach der Waldfunktionskarte NRW 1:50000, Blatt L 3710 Rheine, hat das Untersuchungsgebiet Wasserschutzfunktion (Stufe 2), sein größter Teil wird als geplante

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Wasserschutzzone II/III ausgewiesen. Die Zweckbestimmung „Schutzzone III" ist inzwischen rechtskräftig. Die Schutzzonen I und II liegen westlich des Birgter Berges (Wasserschutzgebiet Riesenbeck), östlich liegen die Schutzzonen des Wasserschutzgebietes Lehen.

3 Methodik

3.1 Niederschlagsmessungen

Die Niederschläge wurden mit Hilfe ständig offener Kunststoffsammler („bulk"-Sammler) ermittelt. Die Bestandesmeßstelle zur Erfassung des Waldniederschlags (Kronendurchlaß) bestand aus 12 Sammlern, die systematisch (3 Reihen zu 4 Sammlern) in einem ca. 80jährigen Kiefernbestand aufgestellt waren. Der Freilandniederschlag wurde in drei Sammlern aufgefangen; ihr Standort war ein Kahlschlag in unmittelbarer Nachbarschaft des Kiefernbestandes. Der Winterbetrieb erfolgte mit Schnee-Eimern (Methodik in Anlehnung an Block & Bartels 1985 sowie Meiwes et al. 1984; vgl. auch Lethmate 1986).
Die aufgefangene Niederschlagsmenge wurde wöchentlich, meist aber unmittelbar nach einem größeren Niederschlagsereignis mit einem Meßzylinder genau erfaßt und zu einer Mischprobe des Bestands- und des Freilandniederschlags vereint. Der Meßzeitraum betrug über drei Jahre, der Probenumfang je 172 Mischproben des Bestands- und Freilandniederschlags. Zur chemischen Vollanalyse fehlten die zeitlichen und methodischen Voraussetzungen. Wir beschränkten uns auf die Messung der beiden versauerungsrelevanten Parameter pH und NH_4^+ (Ammonium). Beide Werte wurden unmittelbar nach jeder Probenahme ermittelt. Die Berücksichtigung des Ammoniums („verborgene Säure", Steinberg & Lenhart 1986) ist zur Abschätzung der Gesamtsäuredeposition notwendig. Der pH-Wert reicht zur Beurteilung der Säurebelastung nicht aus, da er nur den Anteil freier H^+-Ionen wiedergibt („aktuelle Azidität"). Im Vergleich zu anderen potentiell versauernden Stoffen (Kationsäuren Al^{3+}, Fe^{3+}, Mn^{2+}) hat Ammonium den höchsten Anteil an der „potentiellen Azidität" (Bartels & Block 1985).
Der pH-Wert wurde elektrometrisch gemessen (Gerätetyp WTW pH 91; ORION pH-ROSS-Elektrode, Vorteil gegenüber anderen Elektroden vgl. Nguyen & Valenta 1987). Die Ammonium-Bestimmung erfolgte colorimetrisch mit dem Schnelltest NH_4-Aquaquant (MERCK Art. Nr. 14400; NESSLER-Reaktion).

3.2 Vegetations- und Bodenuntersuchung

Da die Vegetation des Standortes nicht in pflanzensoziologischer, sondern ökologischer Sicht bewertet werden sollte, erfolgte die Auswertung der Vegetionsaufnahmen (n = 10) als ungewichtete Berechnung der mittleren ökologischen Zeigerwerte (Ellenberg 1979).
Als Bodenuntersuchung wurden Feldmessungen des pH (H_2O) und pH (KCl) durchgeführt (nach Ulrich et al. 1984). Die Entnahme der für die Mischprobe notwendigen Teilproben erfolgte Horizont-bezogen. Zusätzlich zum Boden-pH wurde ebenfalls als

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Feldmessung der pFe-Wert (pFe = -log Fe^{3+} mol/l) bestimmt (nach KNABE et al. 1988). Der Eisentest ermöglicht Aussagen über das Vorhandensein löslicher Eisenionen („labiles Eisen") in einem Bodenhorizont.

3.3 Quellwasser-Analysen

In exemplarischer Feldmessung prüften wir an der Nordhang-Quelle (zur Lage vgl. Kap. 2.2) zwei versauerungsrelevante Parameter: den pH-Wert und die Aluminium-Konzentration, letztere im colorimetrischen Verfahren mit dem Schnelltest „Microquant Aluminium" (MERCK Art. 14822). Der pH-Wert lag bei 3,9, die Al-Konzentration bei 8 mg/l. Die Feldmessung wurde durch eine umfangreichere Laboruntersuchung dreier Wasserproben (Februar 1987) überprüft (Analyse durch das Institut für ökologische Pflanzenphysiologie und Geobotanik, Universität Düsseldorf). Da die Nordhang-Quelle keine ganzjährige Schüttung besitzt, beprobten wir 1987/88 einmal im Monat die Südhang-Quelle (zur Lage vgl. 2.2). Sie wies ähnlich kritische pH- und Al-Werte auf. Das Quellwasser wurde direkt am Quellaustritt zu 100 ml in eine PE-Flasche abgeschöpft und bis zur Laboruntersuchung tiefgefroren gelagert. Bei der Probenahme wurden Leitfähigkeit, pH-Wert und Temperatur des Quellwassers gemessen.
Die chemische Vollanalyse erfolgte durch die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (Göttingen) mit institutsspezifischer Methodik. Im einzelnen wurden folgende Meßverfahren angewandt:

pH / Leitfähigkeit: Titrator (Fa. KOYOTO);
C_{org}; TOC-Analyser (Fa. SHIMADZU);
N_{org} (= gesamt N – NH_4 – NO_3): UV-Aufschluß, photometrisch als NO_3;
NH_4–N, NO_3–N, Cl, SO_4–S, PO_4–P; photometrisch im „continual-flow"-Verfahren (Fa. BRAHN & LÜBBE);
Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe: Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) – Flammentechnik, Acetylen-Luftflamme (Fa. VARIAN);
Al: AAS-Flammentechnik, Lachgas-Acetylenflamme (Fa. VARIAN);
Cu, Cd, Pb: AAS-Graphitrohrtechnik, Cd und Pb mit Matrixmodifikation (Fa. VARIAN).

Kurzfristig starker Regen kann im Sommer in Gewässern zu kritischen Versauerungsphasen führen (LEHMANN & HAMM 1989). Zur Prüfung dieses Faktors ermittelten wir nach dem Starkregenereignis vom 7. 8. 1989 mehrmals täglich bis zum 10. 8. den pH-Wert und die Temperatur des Südhang-Quellwassers.

4 Ergebnisse und Auswertung

Die Ergebnisse sollen nicht nur dokumentiert, sondern wo immer möglich mit Daten anderer relevanter Standorte verglichen werden. Die Quellen sind bei jedem Vergleich angegeben. Von besonderer Bedeutung bei den Depositionsdaten sind Vergleichswerte der Meßstationen der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW, im folgenden mit LÖLF abgekürzt. Bei den Quellwasserdaten bot sich ein Vergleich mit den Grundwasser-Typen des Riesenbeckeer Osnings an, die vom Geologischen Landesamt NRW analysiert und in den Erläuterungen der Geologischen Karte NRW 1:25000 veröffentlicht sind.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

4.1 Niederschläge

4.1.1 Niederschlagssummen und Interzeptionsverluste

Die Niederschlagssummen des Meßzeitraumes (3 Abflußjahre) sind mit den Jahressummen der dem Untersuchungsgebiet vorgelagerten Station Birgte in Tabelle 1 zusammengefaßt. Im Vergleich der Jahressummen der Station Birgte und der Freilandmeßstelle zeigt sich deutlich der Staueffekt des Osning-Kammes. Als Waldniederschlag gilt der Kronendurchlaß, da der Stammabfluß bei Nadelbäumen gering ausfällt. Infolge Verdunstungsverlustes (Interzeptionsverlust) ist die Höhe des Waldniederschlags niedriger als die des Freilandniederschlags. 62, 68 und 62 % des Freilandniederschlags erreichten als Kronendurchlaß den Waldboden (zum Vergleich: 63–70 % in den Kiefernbeständen der LÖLF-Stationen, Block & Bartels 1985).
Unter Berücksichtigung eines Stammabflusses von ca. 6 % des Freilandniederschlags (Schroeder 1984) liegen die jährlichen Interzeptionsverluste mit 245, 267 und 296 mm in dem für Kiefern charakteristischen Bereich zwischen 200–300 mm/Jahr.

Tab. 1 Niederschlagshöhe im Birgter Berg während des Untersuchungszeitraumes 1986–1988. Zum Vergleich ist die Niederschlagshöhe der dem Untersuchungsgebiet südwestlich vorgelagerten Station Birgte angegeben (nach Messungen des Deutschen Wetterdienstes, Wetteramt Essen). Niederschlag (NS) in mm; Wald-NS als Kronendurchlaß.

Abflußjahr	Birgte	Birgter Berg		% des Freiland-NS
		Freiland-NS	Wald-NS	als Kronendurchlaß
1986	743	805	503	62
1987	949	1011	683	68
1988	789	872	543	62

4.1.2 pH-Werte, Protonen- und Ammonium-Konzentrationen

Die pH- und Ammonium-Werte zeigen eine hohe Bandbreite, die Spitzenwerte der NH_4^+-Konzentration fallen besonders auf (Tab. 2). Die Mittelwerte beider Parameter lassen deutliche Unterschiede zwischen Freiland- und Waldniederschlag erkennen. Die mittleren, über Delogarithmierung berechneten pH-Werte liegen im stark sauren Bereich, wobei die Protonen-Konzentration im Kronendurchlaß (∅ pH = 4,09) um den Faktor 2,1 gegenüber der des Freilandniederschlags (∅ pH = 4,41) erhöht ist. Die Protonenanreicherung im Waldniederschlag gilt im Durchschnitt für alle Jahreszeiten mit Ausnahme des Sommers. Im Sommer liegt sie bei mittlerem pH-Wert von 4,66 um den Faktor 1,5 unter der des Freilandniederschlags (∅ pH = 4,49).
Die mittleren Jahreszeiten-pH-Werte des Freilandniederschlags unterscheiden sich nur geringfügig (pH 4,27 – 4,49 – 4,47 – 4,41), im Waldniederschlag liegen der Herbst- und der Winter-pH-Wert (4,0; 3,87) tiefer als der mittlere Frühjahrs- und Sommer-pH-Wert (4,21; 4,66). Bei den NH_4^+-Konzentrationen fallen die Unterschiede zwischen Freiland- und Waldniederschlag krasser aus (Tab. 2). Der Anreicherungsfaktor im Kronendurchlaß beträgt im Mittel 4,9. Zu allen Jahreszeiten liegen die NH_4^+-Konzentrationen des Waldniederschlags deutlich über denen des Freilandniederschlags.

Tab. 2 pH- und Ammonium (NH_4^+)-Werte aus Niederschlagsproben einer Meßstation im nordwestlichen Teutoburger Wald (Kammlage Birgter Berg, Ibbenbüren-Riesenbeck). Zeitraum 23. 9. 1985–22. 12. 1988. Kd. = Kronendurchlaß; n = Anzahl; NS = Niederschlag; $\bar{x}$= arithmetisches Mittel (pH-Wert über Delogarithmierung).

Jahreszeit	n Misch-proben	pH Freiland-NS			pH Wald-NS (Kd)			NH_4^+ (mg/l) Freiland-NS			NH_4^+ (mg/l) Wald-NS (Kd)		
		min	$\bar{x}$	max	min	$\bar{x}$	max	min	$\bar{x}$	max	min	$\bar{x}$	max
Herbst 1985	9	3,76	4,35	6,83	3,20	3,63	5,73	1,9	3,8	7,0	10,8	17,8	24,1
Winter 1985/86	10	4,16	4,49	5,07	3,27	3,69	4,13	0,4	2,2	3,9	3,0	10,7	24,4
Frühling 1986	16	3,32	4,10	4,68	3,28	3,97	6,27	0,8	2,6	6,0	3,7	11,4	33,3
Sommer 1986	12	3,78	4,34	5,58	4,05	4,59	6,88	1,0	2,3	6,8	6,0	14,2	42,4
Herbst 1986	15	4,20	4,50	6,11	3,78	4,14	5,07	0,4	2,0	7,0	4,9	15,3	36,6
Winter 1986/87	10	4,05	4,34	4,74	3,45	3,93	4,45	0,7	2,0	3,5	2,3	13,1	35,3
Frühling 1987	14	3,81	4,33	5,61	3,89	4,43	5,48	1,3	2,5	5,5	3,5	9,5	18,6
Sommer 1987	15	4,02	4,39	6,80	4,13	4,50	6,81	0,7	2,0	4,8	3,0	7,7	23,2
Herbst 1987	18	4,01	4,52	6,21	3,76	4,19	5,34	0,4	2,0	4,5	2,5	8,5	23,3
Winter 1987/88	16	3,99	4,42	5,08	3,75	4,06	4,43	0,4	1,3	3,0	3,0	7,7	18,3
Frühling 1988	11	3,90	4,47	6,88	3,69	4,39	6,61	0,9	2,6	4,5	3,2	12,9	24,0
Sommer 1988	15	4,25	4,94	5,88	4,60	5,13	6,03	0,4	1,5	3,7	3,0	8,3	22,0
Herbst 1988	11	4,17	4,56	5,24	4,13	4,53	5,21	0,3	1,6	3,3	3,5	9,2	20,0
Gesamt	172	3,32	4,41	6,88	3,20	4,09	6,88	0,3	2,2	7,8	2,3	11,3	42,4

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

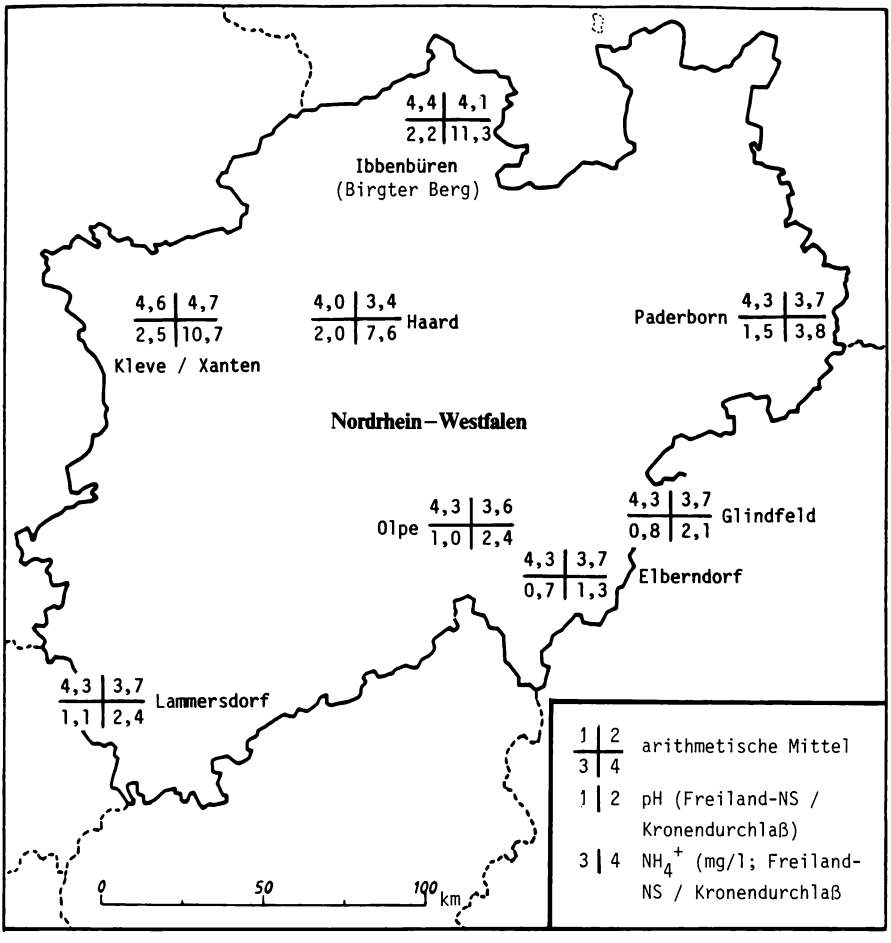

Abb. 2 Langfristige pH- und Ammonium (NH_4^+)-Werte im Freiland- und Waldniederschlag nordrhein-westfälischer Meßstationen. Alle Daten südlich der Station Ibbenbüren (Birgter Berg) stammen aus dem LÖLF-Meßprogramm „Saure Niederschläge" (GEHRMANN mdl. Mitt., vgl. auch BLOCK & BARTELS 1984, 1985).

Im Vergleich mit anderen Meßstationen Nordrhein-Westfalens liegt der mittlere pH-Wert des Freilandniederschlags in der Größenordnung der Mittelgebirgsstandorte, der des Waldniederschlags aber deutlich über dem entsprechenden Wert dieser Standorte (Abb. 2). Letzteres könnte mit der im Vergleich zu Fichten niedrigeren Filterleistung der Kiefer in Zusammenhang stehen, aber auch mit einer Abpufferung von Mineralsäuren durch Ammoniak, wodurch der pH-Wert unter Bildung von Ammoniumverbindungen erhöht wird. Die hohe NH_4^+-Konzentration des Waldniederschlags weist in diese Richtung. Die Größenordnung der NH_4^+-Konzentration im Birgter Berg entspricht derjenigen der LÖLF-Stationen Kleve/Xanten (Abb. 2).
Wenngleich hier in Anbetracht der halbquantitativen NH_4^+-Bestimmung für die hohe NH_4^+-Konzentration nicht die Genaugigkeit beansprucht werden kann, die ein quanti-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

tatives Meßverfahren garantiert, scheint der ermittelten Größenordnung der NH_4^+-Werte doch eine nicht unerhebliche Gültigkeit zuzukommen. Gestützt wird diese Annahme nicht nur durch den Vergleich mit Kleve/Xanten, sondern auch mit St. Arnold (Schroeder 1985). Diese Meßstation liegt etwa 19 km (Luftlinie) südwestlich des Birgter Berges, ist dem Untersuchungsgebiet also in Hauptwindrichtung vorgelagert. Die dortigen NH_4^+-Konzentrationen im Freilandniederschlag lagen 1982 zwischen 0,5 und 4,2 mg/l (∅ 1,6 mg/l), 1983 zwischen 0,5 und 6,8 mg/l (∅ 3,2 mg/l), im Bestandesniederschlag 1982 zwischen 0,6 und 28,9 mg/l (∅ 15,1 mg/l), 1983 zwischen 0,6 und 37,7 mg/l (∅ 13,2 mg/l). Der Standort Birgter Berg (agrarisches Umfeld, vorherrschend südwestliche Winde, vgl. Kap. 5.1) macht die NH_4^+-Konzentrationen durchaus verständlich (vgl. N-Übersättigung, Kap. 5.2).
Für den südöstlichen Teutoburger Wald (Station Berlebeck, Godt 1986) liegen keine NH_4^+-Werte vor. Die pH-Werte sind erheblich tiefer: im Freilandniederschlag zwischen 2,7 und 5,6, im Waldniederschlag (Fichte) zwischen 2,7 und 4,1 (keine Mittelwertangabe). Die Station ist in stärkerem Maße als der Birgter Berg Luftmassen ausgesetzt, die den Ballungsraum Rhein/Ruhr überquert haben (sehr hohe Schwefel-Immission).

4.1.3 Protonen- und Ammonium-Frachten

Die auf einer bestimmten Fläche in einer bestimmten Zeiteinheit abgelagerten Stoffmengen (Frachten oder Depositionsraten) werden durch Multiplikation der mittleren Konzentration mit der Niederschlagshöhe errechnet. Tabelle 3 enthält die Protonen- und Ammonium-Frachten des Birgter Berges sowie einiger Vergleichsstandorte. Während die Protonen-Fracht des Freilandniederschlags relativ niedrig ist, muß die Ammonium-Fracht als sehr hoch betrachtet werden. Vergleichbare Werte weisen die Stationen St. Arnold und Xanten auf. Die Protonen-Fracht des Waldniederschlags ist im Durchschnitt um den Faktor 1,4 erhöht, beim Ammonium beträgt der mittlere Anreicherungsfaktor 3,7. Die H^+-Ionenfracht des Birgter Berges (Waldniederschlag) ist höher als in St. Arnold, die Ammonium-Frachten im Bestand beider Stationen zeigen vergleichbar hohe Werte (Anreicherungsfaktor St. Arnold 3,4). Sie liegen noch über der Ammonium-Fracht von Xanten und sind damit die höchsten bisher in Nordrhein-Westfalen gemessenen Werte.
Im Vergleich zu Berlebeck sind die Protonen-Frachten des Birgter Berges als sehr niedrig einzustufen. Der hohe Säureeintrag der Station Berlebeck ist durch den bereits erwähnten Einflußbereich der Ruhrgebietswinde verursacht, aber auch standortbedingt (höhere Niederschläge, extrem exponierter Fichtenbestand, Godt 1986).

4.1.4 Gesamtsäuredeposition

Aus dem Vergleich der Protonen-Frachten des Birgter Berges und der Station Berlebeck (Tab. 3) kann nicht geschlossen werden, daß die Säurebelastung im nordwestlichen Teutoburger Wald erheblich geringer ausfällt als im südöstlichen Teuto. Der Eintrag freier H^+-Ionen beträgt häufig weniger als die Hälfte des tatsächlichen Säureeintrags, berechnet als Gesamtsäuredeposition der Äquivalentsumme von H^+ +

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 3 Protonen- und Ammonium-Frachten des Birgter Berges sowie einiger anderer Gebiete Nordrhein-Westfalens (Angaben in kg/ha/a). NS = Niederschlag.

Gebiet / Station	Zeit-raum	NS mm	Freiland-NS H^+	Freiland-NS NH_4^+-N	Wald-NS* H^+	Wald-NS* NH_4^+-N	Quelle
Birgter Berg	1986	805	0,39	15,03	0,69	53,59	diese Arbeit
	1987	1011	0,36	13,77	0,41	57,90	
	1988	872	0,25	11,53	0,26	38,43	
St. Arnold, bei Rheine	1982	706	0,30	8,55	0,06	47,53	SCHROEDER 1985
	1983	729	0,21	17,79	0,09	43,29	
Xanten	1983	810	0,20	14,50	0,24	29,00	BLOCK & BARTELS 1985,
	1984	937	0,26	15,10	0,17	35,10	GEHRMANN mdl. Mitt.
	1985	620	0,28	12,80	0,12	34,80	
Haard	1982	773	0,74	12,21	1,95	15,70	BLOCK & BARTELS 1985,
	1983	936	0,90	13,07	1,97	16,90	GEHRMANN mdl. Mitt.
	1984	1061	0,79	13,99	2,09	17,40	
Berlebeck	1982/84	1194	1,40		3,50		GODT 1986

* Kronendurchlaß in Kiefernbeständen, in St. Arnold Weymouthskiefer, in Berlebeck Fichte

Tab. 4 Vergleich der Protonen-Einträge und der Einträge der Ammonium-Säureäquivalente im Birgter Berg und einigen anderen Gebieten (Angaben in kg H^+-Äquivalenten/ha/a). NS = Niederschlag.

Gebiet/ Station	Zeit-raum	Freiland-NS H^+	Freiland-NS NH_4^+	Wald-NS* H^+	Wald-NS* NH_4^+	Quelle
Birgter Berg	1986	0,39	1,07	0,69	3,80	diese Arbeit
	1987	0,36	0,98	0,41	4,10	
	1988	0,25	0,82	0,26	2,70	
St. Arnold (Rheine)	1982	0,30	0,61	0,06	3,40	SCHROEDER 1985
	1983	0,21	1,27	0,09	3,09	
Xanten	1983	0,20	1,04	0,24	2,06	BLOCK & BARTELS 1985,
	1984	0,26	1,08	0,17	2,51	GEHRMANN mdl.Mitt.
	1985	0,28	0,91	0,12	2,49	
Haard	1982	0,74	0,87	1,95	1,12	BLOCK & BARTELS 1985,
	1983	0,90	0,93	1,97	1,21	GEHRMANN mdl. Mitt.
	1984	0,79	0,99	2,09	1,24	

* Kronendurchlaß in Kiefernbeständen, in St.Arnold Weymouthskiefer

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 5 Berechnung der mittleren Zeigewerte aus einer Waldaufnahme der Kiefernforstgesellschaft im Bereich der Meßstation Birgter Berg.

Arten	ökologische Zeigerwerte*			
	L	F	R	N
Baumschicht				
Betula pendula	-	-	-	-
Pinus silvestris	-	-	-	-
Pinus strobus	-	-	-	-
Quercus robur	-	-	-	-
Strauchschicht				
Betula pendula	7	x	x	x
Frangula alnus	6	7	2	x
Pinus strobus	-	-	-	-
Quercus robur	7	x	x	x
Rubus fructicosus agg	-	-	-	-
Sorbus aucuparia	6	x	4	x
Krautschicht				
Avenella flexuosa	6	x	2	3
Dryopteris carthusiana	5	x	4	3
Epilobium angustifolium	8	5	3	8
Galium harcynicum	7	5	2	3
Senecio vulgaris	7	5	x	8
Trientalis europaea	5	x	3	2
Vaccinium myrtillus	5	x	2	3
Moosschicht				
Dicranum scoparium	-	-	-	-
Hypnum cupressiforme	-	-	-	-
Scleropodium purum	-	-	-	-
mittlerer Zeigerwert	6,3	5,5	2,8	4,3

* L = Lichtzahl, F = Feuchtzahl, R = Reaktionszahl, N = Stickstoffzahl (nach ELLENBERG 1979).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

$NH_4^+ + Al^{3+} + Fe^{2+} + Mn^{2+}$ wobei der Ammonium-Anteil ausschlaggebend ist. In Xanten z. B. entfallen ca. 80 % der potentiellen Säuredeposition auf das Ammonium (Bartels & Block 1985, Block & Bartels 1985).
Die Umrechnung der Ammonium-Frachten des Birgter Berges in Säureäquivalente (Tab. 4) ergibt für den Meßzeitraum einen Mittelwert von 0,96 kg H^+-Äquivalente/ha/a (Freilandniederschlag) sowie 3,5 kg h^+-Äquivalente/ha/a (Waldniederschlag). Der potentielle Säureeintrag über Ammonium übertrifft im Birgter Berg wie in Xanten und St. Arnold deutlich den aktuellen bzw. freien Säureeintrag, d. h. die Protonen-Deposition (Tab. 4). Selbst im Vergleich zu den Mittelwerten der NH_4^+-Säureäquivalente aller Fichten-Meßstellen Nordrhein-Westfalens (0,7–2,1, Xanten 3,4 kg h^+-Äquivalente/ha/a; Gehrmann 1987: Tab. 5) liegt der Mittelwert des Birgter Kiefernbestandes höher.

4.2 Vegetation und Boden

4.2.1 Kiefernforstgesellschaft und ökologische Zeigerwerte

Der Riesenbecker Osning ist pflanzensoziologisch zu ca. 80 % durch zwei Kiefernforstgesellschaften charakterisiert (Thalmann 1977): Die artenarme *Dicranum*-Kiefernforstgesellschaft mit ausgeprägter Moosschicht (*Dicranum scoparium, D. undulatum*), dünner Strauchschicht und einer von *Vaccinium myrtillus* und *Avenella flexuosa* beherrschter Krautschicht sowie die *Dryopteris*-Kiefernforstgesellschaft mit dichterer Strauchschicht (*Frangula alnus, Sorbus aucuparia,* Jungwuchs *Betula pendula, Quercus robur*) und artenreicherer Krautschicht (*Avenella flexuosa, Dryopteris carthusiana, Trientalis europaea, Rubus fructicosus* agg., *Vaccinium myrtillus*).
Der Kiefernbestand des Untersuchungsgebietes hat eine ausgeprägte Strauchschicht und eine relativ artenreiche Krautschicht (Tab. 5) und ist nach obiger Einteilung der *Dryopteris*-Kiefernforstgesellschaft zuzuordnen. Die mittleren ökologischen Zeigerwerte aus 10 Vegetationsaufnahmen sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Die mittleren Lichtzahlen mL kennzeichnen den Kiefernbestand als relativ aufgelichtet. Die mittleren Feuchtezahlen mF sind wahrscheinlich verfälschend, da die Arten mit höchstem Deckungsgrad (*Avenella flexuosa, Dryopteris carthusiana, Trientalis europaea, Vaccinium myrtillus*) für den betreffenden Standortfaktor indifferent sind. Nach den mittleren Reaktionszahlen mR weist der Standort bodensaure Eigenschaften auf. Die mittleren Stickstoffzahlen mN liegen meist über dem Wert für einen stickstoffarmen

Tab. 6 Mittlere ökologische Zeigerwerte aus 10 Vegetationsaufnahmen der Kiefernforstgesellschaft im Birgter Berg. mZ = mittlerer Zeigerwert, mL – mN, vgl. Tabelle 5.

mZ	Vegetationsaufnahmen 1 - 10									
mL	6,3	6,3	6,5	6,0	6,0	5,8	5,8	6,3	6,3	6,2
mF	5,5	6,0	5,5	5,5	7,0	7,0	5,5	6,0	6,0	5,3
mR	2,8	2,8	2,6	3,0	2,8	2,8	3,4	2,8	2,6	3,0
mN	4,3	4,7	3,6	2,8	3,0	4,0	4,8	4,7	3,3	4,4

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Standort (N = 3,0). In der Krautschicht wurden insgesamt 4 Arten mit einer Stickstoffzahl N ≧ 7 angetroffen: *Epilobium angustifolium, Geranium robertianum, Moehringia trinervia* und *Senecio vulgaris.* In den 1976 von THALMANN (1977) durchgeführten Vegetationsaufnahmen des Riesenbecker Osnings tritt in der Strauchschicht der Kiefernforste als Art mit hoher N-Zahl (N = 9) *Sambucus nigra* auf, in der Krautschicht fehlen Arten mit hoher N-Zahl.

4.2.2 pH/pFe-Tiefenprofil und Pufferbereiche des Bodens

Die durch die mittlere Reaktionszahl der Krautschicht angezeigten sauren Bodenverhältnisse finden in den extrem bis sehr stark sauren pH-Werten des Bodens ihre Bestätigung (Abb. 3). Zur Zeit der Probenahme befand sich der Boden nach den pH(H_2O)-Werten bis zur Tiefe von ca. 20 cm im Aluminium/Eisen-Pufferbereich (pH 3,2–3,8), darunter im Aluminium-Pufferbereich (pH 3,8–4,2). Unter Säurebelastung, angezeigt durch den pH(KCl)-Wert, fallen beide Tiefenzonen in den nächst tieferen Pufferbereich. Die Zone 0–20 cm liegt dann im Eisen-Pufferbereich (pH 2,8–3,2), die Zone > 20 cm im Aluminium/Eisen-Pufferbereich (Pufferbereiche nach ULRICH et al. 1984). Die vorliegenden Pufferbereiche sprechen für eine ansteigende Konzentration an freien Aluminium- und Eisenionen in der Bodenlösung. Daß der Boden zumindest in der oberen Tiefenzone im Bereich der Aluminium- bzw. Eisenfreisetzung liegt, wird durch die Eisentestwerte von pFe ≦ 3 gestützt. Die Konzentration an nachweisbarem Eisen geht mit zunehmender Tiefe zurück; in dieser Tendenz entsprechen sich pH- und pFe-Tiefenprofile (zur Freisetzung von Aluminium, vgl. Kap. 4.3).

4.3 Quellwasser

4.3.1 Physikalisch-chemische Kenndaten

Die Labormessungen bestätigen nicht nur die kritischen pH- und Aluminium-Werte der Feldmessung des Nordhang-Quellwassers, sie ergeben auch für andere versauerungsrelevante Parameter wie Sulfat (SO_4^{2-}), Nitrat (NO_3^-) und Blei (Pb^{2+}) sehr hohe Konzentrationen (Tab. 7). Im Südhang-Quellwasser sind die Konzentrationen dieser Stoffe bei ähnlich niedrigen pH-Werten noch auffälliger (Tab. 8). Die Aluminium-Konzentration liegt dort im Durchschnitt etwa 50 mal höher als der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TWVO 1986) von 0,2 mg/l Al. Als extrem muß die Blei-Konzentration bezeichnet werden, sie übertrifft den TWVO-Grenzwert (0,04 mg/l Pb) im Durchschnitt um das 12fache. Auch Cadmium bewegt sich mit einem Mittelwert von 4,95µg/l in kritischer Konzentration (TWVO-Grenzwert: 5 µg/l Cd).
Die hohen Al- und Pb-Werte dürften kaum auf Methodenfehlern oder Kontamination der PE-Flaschen beruhen. Kontaminationen sind kein ernstes Problem, wenn das Volumen der Probe über 20 ml liegt (NGUYEN & VALENTA 1987). Kontrollmessungen von Quellwasser aus HNO_3-gespülten und nicht gespülten PE-Flaschen ergaben ähnlich hohe Werte (486 bzw. 472 µg/l Pb). Blindproben waren sowohl für Pb wie auch für Al negativ.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

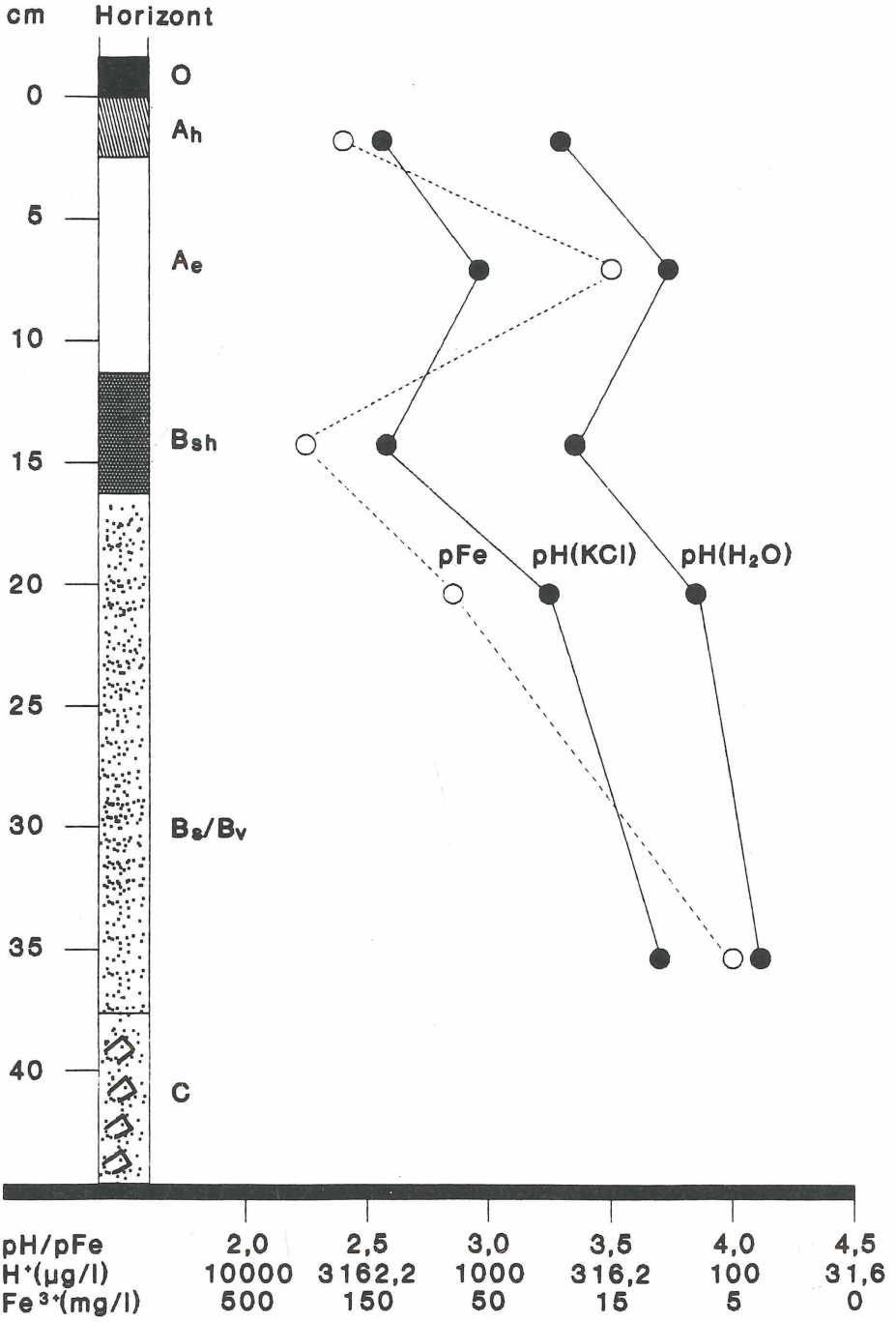

Abb. 3 pH/pFe-Tiefenprofil eines Braunerde-Podsols über Unterkreide-Sandstein unter Nadelwald (Kammlage Birgter Berg). Mittelwerte aus 5 Einzelproben. Mischungsverhältnis Wasser: Boden = 1:1. Meßdatum: Juni 1987.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die in der Literatur oft genannten Korrelationen zwischen pH-Wert und den Konzentrationen von gelöstem Kohlenstoff (hier als C_{org}), Sulfat, Aluminium, Cadmium und Blei scheinen mit Ausnahme des Cadmiums tendenziell auch für das Südhang-Quellwasser zu gelten: Mit abnehmendem pH-Wert steigen die Konzentrationen dieser Stoffe (Tab. 9). Dieser Trend wird noch deutlicher, wenn man die Mittelwerte der Parameter (in mg/l) aus den Herbst/Winter-Proben den entsprechenden Mittelwerten aus den Frühjahrs/Sommer-Proben gegenüberstellt:
pH 3,96/4,04; C_{org} 8,26/4,77; SO_4^{2-} 71,2/67,1; Al^{3+} 11,4/9,2; Cd 0,0047/0,0052; Pb^{2+} 0,53/0,44. Auch beim Nitrat zeigt sich dieser Trend: 27,5/22,9 mg/l NO_3^- Selbst geringe pH-Änderungen wirken sich also auf die Konzentrationen dieser Stoffe aus. Bezogen auf das ganze Jahr ist dennoch auffällig, daß die Zusammensetzung des Wassers relativ konstant bleibt. Dies betrifft auch die Wassertemperatur und die Leitfähigkeit (Tab. 8). Die Konstanz der chemischen Beschaffenheit ist vielleicht Indiz für eine vornehmlich Grundwasser-gespeiste Quellschüttung.
Drastische pH-Änderungen nach sommerlichen Gewitterregen („pH-Schocks", Lehmann & Hamm 1989) ließen sich in der Südhang-Quelle nicht feststellen. Am 7. 8. 1989 fielen innerhalb kurzer Zeit hohe Niederschläge. Nach Angabe des Wetteramtes Essen betrug die Niederschlagshöhe an der Meßstation Birgte am 6. 8. 1,7 mm, am 7. 8. aber 18,3 mm ≙ l/m² (langjähriges August-Mittel 1951–1980; 76 mm). Nach dem Starkregen gegen 15 Uhr wurden bis 22 Uhr, am folgenden Tag von 8–22 Uhr alle zwei Stunden die Temperatur- und pH-Werte der Südhang-Quelle gemessen, am 9. 8. und 10. 8. nochmals morgens, mittags und abends. Die Temperaturen des Quellwassers betrugen immer 10° C (Lufttemperatur je nach Tageszeit zwischen 13° und 23° C), die pH-Werte lagen zwischen 4,04 und 4,06.

Die Konstanz dieser Werte könnte weiteres Indiz dafür sein, daß es sich bei der Südhang-Quelle um eine Art von Kluftquelle handelt. Bei „offener Kluftquelle" tritt das Grundwasser unmittelbar aus der Kluft an die Oberfläche, bei „bedeckter Kluftquelle" erfolgt die Wasserspeisung im wesentlichen aus dem Grundwasser, das aus überdeckter Kluft in eine Schuttdecke läuft und aus ihr wieder austritt; „Schuttquellen" dagegen fördern nur Hangwasser zutage und besitzen dem-

Parameter		Probendatum		
		6.2.1987	22.2.1987	28.2.1987
pH		4,0	4,01	3,9
Cl^-	mg/l	23,49	23,39	23,74
NO_3^--N	mg/l	5,15	5,04	4,93
PO_4^{3-}-P	mg/l	0,011	0,009	0,022
SO_4^{2-}-S	mg/l	18,83	19,65	19,23
NH_4^+-N	mg/l	0,33	0,30	
Na^+	mg/l	12,54	13,40	12,76
K^+	mg/l	1,66	1,49	2,30
Al^{3+}	mg/l	8,95	8,36	8,80
Fe^{3+}	mg/l	0,04	0,03	0,08
Pb^{2+}	µg/l	118,2	117,6	121,6

Tab. 7
Chemische Kenndaten eines Quellwassers im nordwestlichen Teutoburger Wald (Birgter Berg), Nordhang (Mittelhang) des Osning-Kammes.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 8
Physikalisch-chemische Kenndaten eines Quellwassers im nordwestlichen Teutoburger Wald (Birgter Berg), Südhang (Mittelhang) des Osning-Kammes. Mittelwerte aus 12 Monatsproben (Oktober 1987–September 1988).

Parameter	Minimum - Maximum (Mittelwert)
Temperatur (°C)	7,8 - 11,0 (8,8)
pH	3,94 - 4,14 (4,01)
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	245 - 273 (260)
C_{org} (mg/l)	3,8 - 9,0 (6,2)
N_{org} (mg/l)	0,50 - 1,15 (0,87)
NH_4^+-N (mg/l)	0,23 und 0,48; alle anderen Werte < 0,05
NO_3^--N (mg/l)	3,69 - 6,58 (5,30)
SO_4^{2-}-S (mg/l)	20,07 - 24,4 (22,92)
Cl^- (mg/l)	16,3 - 18,1 (17,34)
PO_4^{3-}-P (mg/l)	0,015 und 0,036; alle anderen Werte < 0,01
Na^+ (mg/l)	8,40 - 9,80 (9,06)
K^+ (mg/l)	1,44 - 1,56 (1,49)
Ca^{2+} (mg/l)	8,14 - 10,64 (9,18)
Mg^{2+} (mg/l)	2,99 - 4,92 (3,71)
Mn^{2+} (mg/l)	0,15 - 0,21 (0,18)
Fe^{3+} (mg/l)	0,04 - 0,11 (0,07)
Al^{3+} (mg/l)	7,0 - 12,0 (10,13)
Cu^{2+} (µg/l)	1,7 - 37,9 (10,73)
Pb^{2+} (µg/l)	384 - 568 (481)
Cd^{2+} (µg/l)	4,1 - 5,8 (4,95)

Tab. 9
Entwicklung des pH-Wertes und versauerungsrelevanter Parameter der Südhang-Quelle im Jahresverlauf.

Probedatum	pH	C_{org} mg/l	SO_4^{2-} mg/l	NO_3 mg/l	Al^{3+} mg/l	Cd^{2+} µg/l	Pb^{2+} µg/l
13.10.1987	3,94	9,0	68,7	23,1	9,8	4,9	489
30.11.1987	3,95	8,0	70,2	27,4	11,6	4,8	535
19.12.1987	3,97	8,8	70,5	28,1	11,8	4,8	568
24.01.1988	3,97	8,8	73,2	28,9	12,0	4,4	561
13.02.1988	3,98	6,7	73,2	29,1	11,7	4,4	502
28.03.1988	4,02	6,3	69,9	28,2	11,6	4,1	510
17.04.1988	4,02	5,8	71,7	28,8	11,6	4,5	511
23.05.1988	4,01	4,8	68,7	24,8	11,0	5,0	460
19.06.1988	4,03	4,6	67,8	23,4	9,2	5,5	460
16.07.1988	4,03	4,3	67,2	20,6	8,1	5,7	406
14.08.1988	4,14	3,8	64,5	18,4	7,0	5,5	387
18.09.1988	4,04	3,8	60,2	16,3	6,2	5,8	384

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

zufolge eine unregelmäßige Schüttung (KRIETER 1982). Möglicherweise steht der Quellaustritt am Südhang des Birgter Berges auch in Zusammenhang mit einer geologischen Störung (vgl. Tafeln 2 und 4 in THIERMANN 1970a).
Die tiefen pH-Werte sowie die hohen C_{org}- und Pb^{2+}-Konzentrationen könnten andererseits Indiz für ein stark von der Humusdynamik beeinflußtes und damit oberflächennahes Quellwasser sein. Einer vornehmlich Grundwasser-gespeisten Quellschüttung widerspräche dies dann nicht, wenn das Bodenwasser relativ schnell Zugang zum Kluftsystem des oberen Aquifers findet und auf dieser Strecke keine weitere Pufferung erfährt. Die genaue Festlegung des Quelltyps kann nur durch weitere hydrogeologische Untersuchungen geklärt werden.

4.3.2 Ionen- und Leitfähigkeitsbilanz

Zur Kontrolle der Analysenrichtigkeit können Ionen- und Leitfähigkeitsbilanzen errechnet werden. Erstere besitzen eine relativ große Sicherheit zur Feststellung von Fehlern, da die Summe der Anionen- und Kationenäquivalente bei vollständiger Wasseranalyse gleich sein muß. Die Ionenbilanz jeder Monatsprobe wurde nach BLOCK & BARTELS (1985: 53) aufgestellt. Die Differenzen zwischen den Kationen und Anionen-Äquivalentsummen liegen zwischen 0,059 meq (2,3 %) und 0,205 meq (8,2 %), im Mittel bei 0,119 meq (4,9 %). Die Fehlertoleranz von ± 10 % wird damit von keiner Monatsprobe überschritten. Das Anionendefizit in der Ionenbilanz aller Proben ist wahrscheinlich nicht nur Ausdruck einer Fehlerquelle, es könnte auch organischen Anionen zugeordnet werden (vgl. C_{org}, Tab. 8).
Die theoretisch berechnete Leitfähigkeit (BL) wurde ebenfalls nach BLOCK & BARTELS (1985: 56) ermittelt und mit der gemessenen Leitfähigkeit (GL, Tab. 8) verglichen. Die BL/GL-Differenzen liegen zwischen 12,98 µS/cm und 22,43 µS/cm, im Mittel bei 17,3 µS/cm. Die Abweichung der gemessenen Leitfähigkeit von der berechneten beträgt im Durchschnitt 7,1 %.

4.3.3 Versauerungsindikatoren

Ein erster Versauerungsindikator ist der pH-Wert. Da das Wasser der Südhang-Quelle ganzjährig pH-Werte um 4 aufweist, ist die Quelle permanent versauert. Bei pH-Werten ≦ 4,3 ist kein Hydrogenkarbonat (Puffer) mehr vorhanden, der Verlust an Pufferkapazität ist Definitionskriterium der Gewässerversauerung.
Weitere Versauerungsindikatoren sind der Sulfat- und der Aluminium-Gehalt im Gewässer. Im Südhang-Quellwasser wird der Äquivalentanteil dieser Ionen besonders deutlich, wenn man das Quellwasser mit einem natürlichen Grundwasser-Typ des Unterkreide-Sandsteins vergleicht (Tab. 10): Mit einem Äquivalentanteil von 62,3 % wird Sulfat in der Südhang-Quelle zum dominierenden Anion. Auf der Kationenseite dominiert Aluminium mit 46,3 %.
Typisiert man die Quellwässer des Osning-Sandsteins nach der Reihenfolge der Ionenhäufigkeit, zeigt sich die Ionenverschiebung des Südhang-Quellwassers auch im Gewässer-Typ (Tab. 11). Die kursiv gesetzten Ionen geben einen meq %-Anteil von > 50 wieder. Die Grundwasser-Typen 2–4 sind auf der Anionenseite einheitlich Chlorid-geprägt, Südhang-Quellwasser dagegen dominiert Sulfat. Auf der Kationenseite verschiebt sich die Ionenhäufigkeit von den Alkali- und Erdalkali-Ionen zum Aluminium.

Tab. 10 Vergleich der chemischen Beschaffenheit des natürlichen Grundwasser-Typs des Unterkreide-Sandsteins (1 = Grundwasser-Analyse Nr. 29; Koch & Thiermann 1970, Tab. 6) und des Grundwassers der Südhang-Quelle (2). Angaben in mg/l (links) und meq % (rechts).

Quelle	pH	Na^+	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Pb^{2+}	Cl^-	HCO_3^-
		H^+	K^+	Ca^{2+}	Fe^{2+}	Al^{3+}	SO_4^{2-}	NO_3^-
1	7,5	26/48,5	4/14,2	0,2/-	k.A.	64/71,1	37/24,3
		-	1/1,3	16/34,3	1/1,7	k.A.	4/3,2	1/0,8
2	4,0	9,1/16,2	3,7/12,5	0,2/0,3	0,5/0,2	17,3/21,2	-
		0,1/4,0	1,5/1,6	9,2/18,8	0,1/0,2	10,1/46,3	68,8/62,3	23,5/16,5

k.A. = keine Angabe

Tab. 11 Grundwasser-Typ, Gesamt-Ionensumme, Sulfat-Chlorid-Verhältnis und äquivalentes Ionenverhältnis (Ca + Mg)/(SO_4 + NO_3) der Südhang-Quelle sowie anderer Quellen des Riesenbecker Osnings (Unterkreide-Sandstein). 1 = Südhang-Quelle (vgl. Tab. 10); 2 = Grundwasser Nr. 29, Koch & Thiermann 1970, Tab. 6 (Hangfuß, Südhang); 3, 4 = Grundwasser Nr. 9, 10, Thiermann 1970 b, Tab. 9 (Hangfuß, Nr. 9: Nordhang, Nr. 10: Südhang). Ionen mit einem meq %-Anteil von > 50 sind kursiv, zwischen 10 und 20 in Klammern gesetzt.

Quelle	Grundwasser-Typ	Gesamt-Ionensumme	SO_4-S/Cl Gewichtsbasis	(Ca + Mg)/(SO_4 + NO_3) Ionen-Äquivalente
1	Al-(Ca-Na-Mg)-*SO_4*-Cl-(NO_3)	144 mg/l	1,3	0,46
2	Na-Ca-(Mg)-*Cl*-HCO_3	154 mg/l	0,02	11,74
3	*Ca*-Na-Mg-*Cl*-SO_4-(HCO_3)	59 mg/l	0,3	1,44
4	Mg-Ca-(Na)-*Cl*-HCO_3-NO_3	61 mg/l	n.n.	5,11

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die Verschiebung vom Chlorid- zum Sulfat-geprägten Gewässer drückt sich auch im Sulfat/Chlorid-Verhältnis aus (Tab. 11). Nur in der Südhang-Quelle liegt dieses Verhältnis in einer Größenordnung, die anderen immissionsbelasteten Gebieten vergleichbar ist: Schwarzwald 1,9; Harz 0,8–2,4; Kaufunger Wald 1,8; Eggegebirge 1,9 (Ulrich 1985, 1986; Gehrmann mdl. Mitt.). Nach Ulrich entsprechen diese Verhältnisse größenordnungsmäßig denen der Deposition, das Sulfat im Gewässer ist daher depositionsbedingt, falls Böden und Gestein Sulfit- und Sulfat-frei sind. Diese Bedingung dürfte für den Riesenbecker Osning gelten, das Sulfat/Chlorid-Verhältnis von 1,3 wäre demnach ein indirekter Hinweis auf eine atmogene Sulfatbelastung des Birgter Berges. In der Nordhang-Quelle liegt das Sulfat/Chlorid-Verhältnis niedriger (0,9), vielleicht ein Hinweis auf einen Luv/Lee-Effekt (Puhe & Ulrich 1985).

Ein wichtiger Versauerungsindikator ist nach Schoen (1985, 1986) das äquivalente Ionenverhältnis $Ca^{2+} + Mg^{2+} / SO_4^{2-} + NO_3^-$ (meq/l IÄ). In den Monatsproben liegt dieses Verhältnis zwischen 0,34 und 0,60 meq/l IÄ, im Mittel bei 0,42 meq/l IÄ. Die Werte der anderen Osningquellen liegen > 1 (Tab. 11). Ein Ionenäquivalentverhältnis < 1 ist gleichbedeutend mit einem Verlust des Hydrogencarbonat-Puffersystems. Es ist durch ein Puffersystem ersetzt, in dem neben Aluminiumverbindungen offenbar auch Huminstoffe als Puffersubstanzen wirken (vgl. die um 1,7fach erhöhten C_{org}-Werte im Herbst/Winter, Kap. 4.3.1). Auch nach diesem Modell ist das Südhang-Quellwasser eindeutig versauert.

Eine Möglichkeit, den Versauerungsgrad eines Gewässers zu quantifizieren, ist die Berechnung der Alkalinität auf der Basis der Ionenbilanz (Lehmann et al. 1985, Lükewille 1989, Schoen 1985, 1986). In einem ersten Modell (Alkalinitätsmodell 1) wird die Differenz aller nicht protolytischen Kationen und Anionen bestimmt:

$$Alk = Na^+ + K^+ + 2(Mg^{2+}) + 2(Ca^{2+}) + NH_4^+ - Cl^- - NO_3^- - 2(SO_4^{2-}) \text{ (µeq/l)}.$$

Nach dieser Gleichung kann die Alkalinität (Alk.) positive und negative Werte annehmen. Der Umschlag in eine negative Alkalinität markiert den Punkt, von dem an von einer Versauerung gesprochen wird (Lükewille 1989). Die Alkalinität des Südhang-Quellwassers ist in allen Monatsproben hoch negativ (Tab. 12).

Das zweite Alkalinitätsmodell geht davon aus, daß der Alkalinitätsverlust △ Alk der (netto-)Sulfatkonzentration äquivalent ist, d. h. dem SO_4^{2-}-Gehalt abzüglich geogenem und meersalzbürtigem Sulfat. Im Südhang-Quellwasser mit seinen erhöhten NO_3^--Gehalten dürfte △ Alk eher mit der Äquivalentsumme $SO_4^{2-} + NO_3^-$ korrelieren (Schoen 1985, 1986):

$$\triangle Alk = 0{,}91\ (Ca^{2+} + Mg^{2+}) + H^+ + Al^{3+} - HCO_3^- = SO_4^{2-} + NO_3^- \text{ (µeq/l)}.$$

Nach dieser Gleichung berechnet, entsprechen der Alkalinitätsverlust △ Alk und die Äquivalentsumme $SO_4^{2-} + NO_3^-$ in jeder Wasserprobe fast einem Verhältnis von 1:1 (Tab. 12). Wenngleich die SO_4^{2-}-Gehalte in der Berechnung nicht meersalzkorrigiert sind – die marinen Sulfatanteile sind für den Birgter Berg unbekannt –, kann die Annäherung beider Kenngrößen links und rechts der Gleichung doch als Hinweis auf einen relativ engen Zusammenhang, das heißt auf einen hohen Versauerungsgrad des Quellwassers, angesehen werden.

Zusammenfassend enthalten alle angeführten Versauerungsindikatoren deutliche Hinweise für die Schlußfolgerung, daß das Quellwasser aus den mittleren und oberen Hanglagen des Birgter Berges permanent stark versauert ist. Im Vergleich zu anderen versauerten Gewässern Westdeutschlands nimmt das Quellwasser des Untersuchungsgebietes eine extreme Position ein (Tab. 13).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tab. 12 Versauerungsgrad des Südhang-Quellwassers nach Alkalinitätsmodell 1 (links) und 2 (rechts). Vgl. Text.

Probedatum	Alk	ΔAlk	SO_4^{2-} + NO_3^-	%ΔAlk
	µeq/l	µeq/l	µeq/l	
13.10.1987	- 1783	1882	1804	95,9
30.11.1987	- 2003	2041	1904	93,3
19.12.1987	- 2050	2112	1939	91,8
24.01.1988	- 2221	2053	1991	97,0
13.02.1988	- 2203	2027	1994	98,4
28.03.1988	- 2121	1978	1910	96,6
17.04.1988	- 2102	2007	1945	96,9
23.05.1988	- 1809	2003	1830	91,4
19.06.1988	- 1618	1865	1790	96,0
16.07.1988	- 1456	1785	1733	97,1
14.08.1988	- 1180	1685	1641	97,4
18.09.1988	- 960	1632	1518	93,0

Tab. 13 pH-Werte, Ionenäquivalente (IÄ) des Nitrats, Sulfats und Aluminiums sowie Alkalinität (Alk.) der Südhang-Quelle des Birgter Berges (Mittelwerte) im Vergleich zu anderen versauerten Gewässern in Westdeutschland (Vergleichsdaten aus LÜKEWILLE 1989).

Gewässer	pH	NO_3^-	SO_4^{2-}	Al^{3+}	Alk.*
		µeq / l			
Birgter Berg, Kluftquelle	4,0	379	1433	1126	- 1767
Senne, Sickerquelle	4,4	179	764	489	- 866
Harz, Sösetalsperre	4,4	234	544	178	- 805
Harz, Lange Brahmke (Schneeschmelze)	4,3	114	320	67	- 164
Kaufunger Wald, 20 Bäche	4,2	148	1438	456	- 288
Schwarzwald, Herrenwieser See	3,6-4,2	5	223	24	- 70
Bayrischer Wald, Großer Arbersee	4,2-5,2	47	117	12	- 3
Bayrischer Wald, Kleiner Arbersee	4,1-5,1	37	135	13	- 31

* berechnet als Differenz aller protolytischen Kationen und Anionen (Alkalinitäts-Modell 1, vgl. Text).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

5 Diskussion

Immissionsökologische Untersuchungen beinhalten im Idealfall die Messung von Stoff-Frachten aller Ökosystem-Kompartimente, das heißt der Atmosphäre, Biosphäre, Pedosphäre und Hydrosphäre. Ein solcher ökosystemarer Forschungsansatz (Ulrich & Matzner 1983) ist mit sehr hohem meßtechnischen Aufwand verbunden, zu dem uns die Voraussetzungen fehlten. Die Daten dieser Arbeit reichen zur quantitativen Stoffbilanzierung des Ökosystems Birgter Berg nicht aus. Insofern haben unsere Untersuchungen Pilotfunktion und unsere Schlußfolgerungen arbeitshypothetischen Charakter. Die Teilergebnisse aus allen Ökosystem-Kompartimenten ermöglichen aber zumindest eine ökosystemare Diskussion, bei der wir uns an vier auf die Ökosystem-Kompartimente bezogene Fragen orientieren.

5.1 Welcher Immissionstyp kennzeichnet den Birgter Berg?

Die atmosphärische Schadstoffbelastung Nordrhein-Westfalens ist hoch (Block & Bartels 1984). Die einzelnen Meßstationen sind standortabhängig durch verschiedene Immissions-Typen charakterisiert, je nach agrarischem oder industriellem Umland, Höhenlage und Exposition (Luv/Lee). Nimmt man für anthropogen versauerten Regen einen „back-ground"-pH-Wert von 5,0 an, liegen 95 % der Freilandniederschläge Nordrhein-Westfalens tiefer als pH 5, sind also versauert. Im Birgter Berg liegt der Anteil saurer Niederschläge bei 76 %. Wie bereits angedeutet, ist hieraus nicht auf geringere Säurebelastung zu schließen. Die hohen Ammonium-Werte im Freiland- und Waldniederschlag sprechen in ökosystemarer Sicht vielmehr für eine relativ hohe Gesamtsäurebelastung (NH_4^+ wirkt bodenversauernd, vgl. Kap. 5.3). Offenbar ist der Immissions-Typ des Birgter Berges ähnlich dem der Stationen Kleve/Xanten (Abb. 2) und St. Arnold ausgeprägt, wo hohe Ammoniakkonzentrationen die Mineralsäuren abpuffern. Die Luftmassen, die in Hauptwindrichtung auf den Birgter Berg treffen, haben einen agrarischen Großraum überquert, der durch die höchsten Ammoniak-Emissionen Europas gekennzeichnet ist (Buijsman et al. 1985). Der dem Riesenbekker Osning südwestlich vorgelagerte Kreis Borken ist in Nordrhein-Westfalen die Region mit der höchsten Anzahl von Großvieheinheiten. Auch die Station St. Arnold liegt im Einflußbereich dieses agrarischen Intensivraumes (Schroeder 1985). Für den Birgter Berg kommt hinzu, daß sein Umland noch zum Gülle-Absatzgebiet der Kreise Südoldenburgs gehört (Windhorst 1984). Die Staulage des Untersuchungsgebietes wirkt sich zusätzlich depositionsfördernd aus (höhere Niederschläge als z. B. in Kleve/Xanten und St. Arnold, vgl. Tab. 3). Die von Kleve/Xanten über St. Arnold bis zum Birgter Berg ansteigenden Ammonium-Frachten fügen sich gut in diesen klima- und agrargeographischen Hintergrund ein.
Inwieweit die im Vergleich zu Kleve/Xanten niedrigeren pH-Werte des Waldniederschlags durch verminderte Pufferung im Kronenraum bedingt sind, läßt sich nicht berechnen, da die dazu notwendigen Frachten anderer Stoffe (vor allem Na^+) im Birgter Berg unbekannt sind. Die niedrigeren pH-Werte könnten auch durch episodisch erhöhte Säurebelastung von Schwefeldioxid bedingt sein. Luftströmungen östlicher – südöstlicher Herkunft, vor allem aus dem Raum Dresden/Leipzig, beeinflussen im Winter die Münstersche Bucht bis Riesenbeck (vgl. Abb.1) mit sehr hohen SO_2-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Konzentrationen (KLUG & GERTH 1980). Nach Wetterdaten aus St. Arnold (SCHROEDER mdl. Mitt.) waren östliche und südöstliche Winde im Winter 1986 an 47 Tagen, 1987 an 30 Tagen vorherrschend. Aus unseren Daten können wir nur indirekt über das relativ hohe Sulfat/Chlorid-Verhältnis des Quellwassers auf eine Schwefelbelastung des Birgter Berges schließen (vgl. Kap. 5.4).
Zusammenfassend ergibt sich für den Birgter Berg ein durch ein agrarisches Umfeld geprägter Immissions-Typ: Die Gesamtsäurebelastung wird entscheidend durch die Protonenäquivalente des Ammoniums bestimmt; ihre Größenordnung entspricht wenigstens derjenigen der Stationen Kleve/Xanten sowie anderer, luvseitiger Mittelgebirgsstationen (GEHRMANN 1987; Tab. 5). Im Immissions-Typ einer Ammonium-dominierten sauren Deposition unterscheidet sich der nordwestliche Teutoburger Wald wahrscheinlich vom südöstlichen Teil dieses Mittelgebirges mit seiner extrem hohen Schwefel-Deposition (GODT 1986).

5.2 Ist die Artenzusammensetzung der Krautschicht immissionsbedingt?

Die Verbreitung der Säurezeiger in der Krautschicht der Kiefernforstgesellschaft bedarf keiner besonderen Diskussion. Sie ist charakteristisch für Podsolböden und kann im Hinblick auf die historische Vegetationsentwicklung als nutzungsbedingt angesehen werden. Indiz hierfür ist das vereinzelte Vorkommen des Heidekrautes (*Calluna vulgaris*). Auch einzelne Wacholder (*Juniperus communis*) sind Zeugen der früheren Verheidung. Die Säurezeiger höherer Artmächtigkeit sind gleichzeitig Magerkeitszeiger (*Avenella flexuosa, Trientalis europaea, Vaccinium myrtillus*) und kennzeichnen die ursprünglich oligotrophen Bodenverhältnisse des Standortes. Das vereinzelte Vorkommen von Stickstoffzeigern mit einer Stickstoffzahl von $N \geqq 7$ stellt aber die Frage nach einer durch die hohen N-Einträge verursachten, also immissionsbedingten Veränderung der Krautschicht zugunsten nitrophiler Arten.
Im relativ kurzen Zeitraum der letzten 15–20 Jahre wurde in den Wäldern Nordrhein-Westfalens, darunter auch im Teutoburger Wald, sowie Schleswig-Holsteins, eine Zunahme nitrophiler Arten festgestellt (ELLENBERG 1986, WITTIG 1986, Wittig & Werner 1986). Im gleichen Zeitraum hat sich das Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis in den nordwestdeutschen Mittelgebirgen verkleinert, d. h. es liegt eine N-Anreicherung des Waldbodens vor (VON ZEZSCHWITZ 1985). Wir schließen wiederum in ökosystemarer Sicht aus den hohen NO_3^--Gehalten des Quellwassers (379 µeq/l, vgl. Tab. 13) auf eine N-Übersättigung des Kiefernbestandes im Birgter Wald.
Das Auftreten von Stickstoffzeigern steht in Zusammenhang mit der Mineralstickstoff-Nachlieferung (TRAUTMANN et al. 1970). Phytoindikator erhöhter N_{min}-Nachlieferung ist nach RUNGE (1965) beispielsweise das auch im Untersuchungsgebiet angetroffene Ruprechtskraut (*Geranium robertianum*). Erkennbare Veränderungen in der Bodenflora könnten aber auch durch Veränderungen der Bestandesverhältnisse und damit der Lichtverhältnisse verursacht werden (BUTZKE 1984). Im altersbedingt aufgelichteten Kiefernforst des Birgter Berges mag dies für *Epilobium angustifolium* und *Senecio vulgaris* (L = 8 bzw. 7) zutreffen, kaum jedoch für *Geranium robertianum* und *Moehringia trinervia* (L = 4).
Die vorliegenden Indizien sind keine Beweise für eine immissionsbedingte Veränderung der Krautschicht. Eine Beweisführung über die Zunahme der mittleren N-Zahl ist

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

nur durch statistischen Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen möglich (Wittig & Werner 1986). Da die älteren Waldaufnahmen aus dem Riesenbecker Osning (Thalmann 1977) außerhalb des Untersuchungsgebietes liegen, können wir einen solchen Vergleich für den Birgter Berg nicht vornehmen und müssen die Frage nach immissionsbedingter Veränderung der Krautschicht offenlassen. Wittig & Werner (1986) betonen, die Entwicklung der N-Zeiger angesichts anhaltender N-Emissionen weiter zu beachten. In besonderem Maße dürfte dies für den Birgter Berg gelten: Dort wird der kritische Depositionswert von > 20 kg N/ha/a (Stix & Schmidt 1989) für die Artenverschiebung in Nadelwäldern hin zu nitrophilen Arten wenigstens um das Doppelte überschritten (Tab. 3).

5.3 Welches Ausmaß hat die Bodenversauerung

Das pH/pFe-Tiefenprofil des Bodens spricht für eine tiefgründige Bodenversauerung. Nach der Gruppierung nordrhein-westfälischer Böden in Öko-Serien (Gehrmann et al. 1987) dürfte der Boden des Birgter Berges der Öko-Serie „Podsolsand" zugeordnet werden. Geringe Pufferkapazität, verminderte Speicherkapazität gegenüber Säuren im Mineralboden und schnelles Fortschreiten der Versauerung in tiefere Horizonte sind die Kennzeichen dieser Öko-Serie. Ihre Böden besitzen relativ hohe Al, Fe und Wasserstoffvorräte bei gleichzeitig geringen Mn- und Basenvorräten. Wir können diese Zuordnung zwar nicht durch quantitative Kapazitätsparameter (Basenneutralitäts- und Austausch-Kapazität) belegen, indirekt wird sie aber gestützt durch die Beschaffenheit des Quellwassers, z. B. die extreme Al-Konzentration. Die hohe Al-Auswaschung und die negative Alkalinität des Quellwassers (Tab. 13) sind Hinweise auf niedrige Ca-Sättigungsgrade des Bodens. Im Unterboden der Öko-Serie „Podsolsand" müssen zweiwertige Kationen (Ca^{2+}, Mg^{2+}) größenordnungsmäßig sogar als Spurenstoffe angesehen werden ($\approx$ 4–6 % der Austausch-Kapazität, Gehrmann et al. 1987).

Das Auftreten des Aluminiums im Quellwasser bedeutet, daß bis zum C-Horizont des Bodens eluviale Bedingungen herrschen, die profilmorphologisch unsichtbar bleiben und daher als „Kryptopodsolierung" bezeichnet werden. Sicherlich sind die bodensauren Verhältnisse im Birgter Berg primär durch seine Nutzung, besonders durch die Verheidung verursacht, die Podsolierung kann aber tiefgründige Bodenversauerung nicht erklären. Die Überführung eines Bodens in die Kryptopodsoligkeit muß durch Bildung und Eintrag konservativer Säuren verursacht worden sein (Ulrich 1985, 1986). Wenn sich die an tiefgründiger Bodenversauerung wirksame Säure durch ihr Anion in der der Pedosphäre nachgeschalteten Hydrosphäre zu erkennen gibt (Ulrich 1986), weisen die hohen Konzentrationen des Sulfats (SO_4^{2-}) und des Nitrats (NO_3^-) im Quellwasser auf die Beteiligung von Schwefel- und Salpetersäure an der Bodenversauerung hin. Dabei dürfte auch das Ammonium-Ion eine entscheidende Rolle spielen (vgl. die hohen N-Einträge, Tab. 3). Hohe Ammoniumeinträge verschärfen alle Reaktionsketten der Bodenversauerung: Bei der Aufnahme des NH_4^+ durch die Pflanze wird ein H^+-Ion, bei seiner Umwandlung zu Nitrat (Nitrifikation) werden zwei H^+-Ionen frei, wenn das Nitrat ausgewaschen wird. Im Quellwasser korreliert die Erhöhung der NO_3^--Gehalte mit einem entsprechenden Anstieg der Al-Konzentrationen (Tab. 9). Dies deutet darauf hin, daß die bodeninterne Produktion von H^+-Ionen

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

durch (Überschuß-)Nitrifikation zunahm und die H^+-Ionen unter Freisetzung von Al-Ionen abgepuffert wurden. Von genaueren Aussagen über die bodenversauernden Teilprozesse muß aber wegen unzureichender Depositions- und fehlender quantitativer Bodendaten Abstand genommen werden.

5.4 Bedeutet die Versauerung des Quellwassers eine Grundwassergefährdung?

Alle versauerungsrelevanten Parameter der Nord- und Südhang-Quelle bekräftigen den Verdacht, daß die sog. „Versauerungsfront", d. h. die Boden- bzw. Gesteinstiefe, in der ein plötzlicher Umschlag vom Al- bzw. Al/Fe-Pufferbereich in den Austauscher-Pufferbereich erfolgt, den Boden bereits verlassen hat und bis in den Quellbereich vorgedrungen ist. Wie in anderen Regionen Nordwestdeutschlands könnte dies auch im Birgter Berg bereits früh, d. h. in den 20er oder 30er Jahren erfolgt sein (Lükewille 1989, Ulrich 1985). Hierzu paßt der Hinweis des Forstbesitzers, die Nordhang-Quelle habe schon zu Großelterns Zeiten derartig niedrige pH-Werte gehabt, daß eine Fischzucht im gestauten Quellwasser unmöglich war. Heute wissen wir, daß die mit tiefen pH-Werten korrelierten hohen Al-Konzentrationen fischtoxisch sind. Insofern verwundert nicht, wenn auch im gestauten Wasser der Südhang-Quelle trotz anhaltender Bemühungen eine Fischzucht bis heute offenbar nicht gelingt.
Außer Aluminium sind auch die Blei- und Cadmium-Konzentrationen ökologisch sehr kritisch (zur Toxizität vgl. Puhe & Ulrich 1985). Die Herkunft der extremen Blei-Werte ist unklar. Ob langfristig aus der Verkehrsbelastung und dem Ferntransport akkumulierte Schwermetalle und ihre Mobilisierung durch Bodenversauerung eine hinreichende Erklärung sind, bleibt zu prüfen. Vielleicht spielen Altlasten aus dem 2. Weltkrieg noch eine Rolle. Festzuhalten ist jedenfalls, daß kritische Parameter des Quellwassers die Grenzwerte der TWVO teilweise (Cadmium) oder extrem (pH, Aluminium, Blei) überschreiten, das Quellwasser als Trinkwasser also ungenießbar wäre.
Damit stellt sich die Frage der Grundwasserbelastung. Da das Quellwasser auch bei ausschließlich Grundwasser-bedingtem Basisabfluß stark versauert ist, müßte auch das flache Grundwasser versauert sein (vgl. Wieting & Hamm 1988). Die chemisch einwandfreie Qualität der anderen, zum Vergleich herangezogenen Quellwässer des Osnings (Tab. 10, 11) kann damit begründet werden, daß diese Quellen aus tieferen Zonen des Grundwasserleiters gespeist werden. Wir vermuten somit, daß die Grundwasserbeschaffenheit des Birgter Berges in verschiedenen Tiefenzonen des grundwassererfüllten Raumes Unterschiede aufweist. Die Belastung des oberflächennahen, jungen Grundwassers wirkt sich sicher noch nicht auf die Trinkwasserversorgung aus, da diese auf den Wässern tieferer Grundwasserzonen basiert. Allerdings lautet auch für den Birgter Berg mit seinen westlich und östlich anschließenden Wasserschutzzonen die Frage nicht, ob die Versauerungsfront mit all ihren negativen Folgen für die Trinkwasserversorgung immer tiefere Zonen erfaßt, sondern mit welcher Geschwindigkeit sie bei der aktuellen und zukünftigen Depositionsbelastung fortschreitet (Lükewille 1989).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

5.5 Schlußfolgerung

Die eingangs gestellte Frage nach der Immissionsbelastung des Birgter Berges findet ausgehend von der Analyse der Hydrosphäre die deutlichste Antwort. Die chemische Beschaffenheit des Quellwassers spricht für einen ökologisch äußerst kritischen Zustand der Hydrosphäre. In ökosystemarer Sicht muß die ganzjährige Quellwasserversauerung mit Immissionsbelastungen der vorgeschalteten Ökosystem-Kompartimente, d. h. des Bodens, der Vegetation und der Atmosphäre, in ursächlichem Zusammenhang stehen. Nach den Daten dieser Arbeit dürfte der Birgter Berg bzw. der Riesenbecker Osning zu den Regionen Nordrhein-Westfalens gehören, die aufgrund von geogenen und nutzungsbedingten Standortfaktoren sowie von Immissionsbelastungen als „versauerungsempfindlich" einzustufen sind (vgl. Albers 1988). Zumindest für einen atmogenen Schadstoff, dem Ammonium, gilt im Birgter Berg eine wahrscheinlich hohe Immissionsbelastung. Bei der Ermittlung weiterer atmogener Schadstoffeinträge hätten nach Befunden dieser Arbeit die Säurebildner keine Priorität. Von größerer Dringlichkeit scheint vielmehr die Aufklärung der extremen Bleibelastung zu sein.

6 Zusammenfassung

Im Birgter Berg (Riesenbecker Osning) wurden über 3 Jahre lang die Niederschläge in einer Bestandes- und einer Freilandmeßstelle gesammelt. Die Mischproben beider Niederschlagsarten (n = 172 + 172) wurden auf den pH-Wert und den Ammonium (NH_4^+)-Gehalt geprüft, die Stoff-Frachten beider Parameter aus der Niederschlagshöhe errechnet. Die pH-Werte zeigen eine große Bandbreite (Freiland: 3,32–6,88; Wald: 3,20–6,88), die Mittelwerte (pH 4,41 bzw. 4,09) liegen deutlich unter dem pH-Wert für anthropogen nicht versauerten Regen (pH 5,0).
Nach dem Kriterium für sauren Regen von pH 5,0 sind im Birgter Berg 76 % der Freilandniederschläge sauer (NRW 95 %). Am Standort liegt dennoch keine geringere Säurebelastung vor: Die Konzentration des ökosystemar über den Boden versauernd wirkenden NH_4^+ („verborgene Säure") ist in beiden Niederschlagsarten sehr hoch (0,3–2,2–7,8 sowie 2,3–11,3–42,4 mg/l).
Der potentielle Säureeintrag durch NH_4^+-Deposition ist erheblich größer als der direkt gemessene H^+-Eintrag, die Gesamtsäurebelastung des Birgter Berges wird vorrangig vom Ammonium bestimmt. Im Vergleich zu anderen Meßstationen Nordrhein-Westfalens nimmt der NH_4^+-geprägte Immissions-Typ des Birgter Berges eine extreme Position ein, die wahrscheinlich auf den in Hauptwindrichtung vorgelagerten agrarischen Intensivraum (hohe NH_3-Emissionen) zurückgeht.
Die Depositionsmessungen wurden durch einfache vegetations- und bodenkundliche Felduntersuchungen sowie durch kurz- und langzeitige Quellwasser-Analysen ergänzt. Die Vegetation des Birgter Berges spiegelt dessen Nutzungsgeschichte (Verheidung) wider. Die ökologischen Zeigerwerte weisen in den mittleren Reaktionszahlen auf bodensaure Verhältnisse, die mittleren Stickstoffzahlen sind für einen oligotrophen Standort etwas erhöht. Die Frage nach einer immisionsbedingten Zunahme der Stickstoffzeiger mit N $\geq$ 7 muß aber offen bleiben. Ein indirekter Beleg für die N-Übersättigung des Kiefernforstes ist der hohe Nitrat-Austrag im Quellwasser.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Nach den Boden-pH-Werten läßt sich der Boden (Braunerde-Podsol) bis zur Tiefe von 20 cm in den Aluminium/Eisen-Pufferbereich, darunter in den Aluminium-Pufferbereich einordnen. Hohe Konzentrationen von „labilem Eisen" (niedrige pFe-Werte) stützen die Deutung eines ökologisch kritischen Bodenzustandes. Sehr hohe Aluminium-Konzentrationen im Quellwasser verweisen auf den Übergang des Bodens in die Kryptopodsoligkeit und in Verbindung mit hohen Sulfat- und Nitrat-Austrägen auf eine tiefgründige Bodenversauerung.

Die Laboranalysen des Quellwassers belegen dessen ganzjährige Versauerung. Im Vergleich mit anderen versauerten Gewässern Westdeutschlands nimmt das Quellwasser aus den mittleren und oberen Hanglagen des Birgter Berges eine extreme Position ein. Der hohe Versauerungsgrad wird anhand von Versauerungs-Modellen beschrieben und quantifiziert. Besonders auffällig sind die extremen Blei-Werte des Quellwassers. Sie überschreiten den zulässigen Grenzwert der TWVO derart, daß eine Überprüfung dringend notwendig erscheint, zumal der Birgter Berg Wasserschutzgebiet und von Wasserschutzzonen umgeben ist. Da das Quellwasser sogar bei dem vom Grundwasser gespeisten Basisabfluß stark versauert ist, wird eine Versauerung des oberflächennahen Grundwassers vermutet.

Danksagung

Dr. Ulrich Bartels und Dr. Joachim Gehrmann (LÖLF, Recklinghausen) waren stets bereit, bei der Auswertung der Ergebnisse weiterzuhelfen. Wertvolle Hilfestellung und Literaturhinweise gaben auch Dr. Jochen Godt (Universität Kassel), Dipl.-Biol. Anke Lükewille, PD Dr. Egbert Matzner (Forschungszentrum Waldökosysteme, Universität Göttingen), Dipl. Biol. Raymund Schoen (Essen) und Dr. Manfred Schroeder (StAWA Münster). Prof. Dr. Rüdiger Wittig (Abt. Geobotanik, Universität Frankfurt) und Dipl.-Chem. Nils König (Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen) waren sehr zuvorkommend bei der Laboranalyse des Quellwassers. Dr. Bartels, Dr. Gehrmann, PD Dr. Matzner und Prof. Dr. Wittig haben das Manuskript kritisch durchgesehen. Herr Heinz-Jürgen Wendlandt fertigte die Abbildung 3, Herr Gustav Deiters sen. befürwortete die Aufstellung der Meßstation in seinem Forstbesitz. Ihnen allen gilt unser herzlicher Dank.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Schriftenverzeichnis

Albers, H. J. (1989): Darstellung der unterschiedlichen Empfindlichkeit der Waldböden gegenüber Versauerung. – LÖLF-Jahresbericht 1988: 38–40; Recklinghausen.

Bartels, U. & Block, J. (1985): Ermittlung der Gesamtsäuredeposition in nordrhein-westfälischen Fichten- und Buchenbeständen. – Z. Pflanzenernähr. Bodenkde., **148:** 689–698.

Block, J. & Bartels, U. (1984): Pilotprojekt „Saure Niederschläge": Hoher Schadstoffeintrag in unseren Wäldern. – LÖLF-Mitt., **9:** 14–20.

– & – (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. – Forschung und Beratung, **C, 39;** Münster/Hiltrup.

Buijsman, E., Maas., J F. M. & Asman, W. A. H. (1985): Ammonia Emission in Europe. – IMOU report R-82-5; Institut for Meteorology and Oceanography, Utrecht.

Butzke, H. (1984): Untersuchungsergebnisse aus Waldböden Nordrhein-Westfalens zur Frage der Bodenversauerung durch Immissionen. – Wissenschaft und Umwelt, **2:** 80–88.

Ellenberg, Heinz (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Scripta Geobotanica, IX; Göttingen.

Ellenberg, Hermann (1986): Immissionen – Produktivität der Krautschicht – Populationsdynamik des Rehwildes: ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. – Natur und Landschaft, **61:** 335–340.

Gehrmann, J. (1987): Derzeitiger Stand der Belastung von Waldökosystemen in Nordrhein-Westfalen durch Deposition von Luftverunreinigungen. – Der Forst- und Holzwirt, **6:** 141–145.

Gehrmann, J.; Büttner, G. & Ulrich, B. (1987): Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte im Land Nordrhein-Westfalen. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, **B, 4;** Göttingen.

Godt, J. (1985): Schwermetallbelastung des Teutoburger Waldes südwestlich der Stadt Detmold. – Bielefelder Ökol. Beitr. **1:** 7–16.

– (1986): Untersuchungen von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Stoffeinträgen – unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. – Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, **19:** Göttingen.

Godt, J. & Lunkenbein (1983): Höhenzonale Abhängigkeit der Schwermetallbelastung im Teutoburger Wald. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., **38:** 203–208.

Klug, W. & Gerth, W.-P. (1980): Recent investigations into the interregional transport of air pollutions. – In: Riks Institut voor de Volksgezondheid Umweltbundesamt (Eds.): Cooperation between the Netherlands and the Federal Republic of Germany on the Air Pollution Problems; Bilthoven, Berlin.

Knabe, W., Bartels, U. & Tenhagen, P. (1988): Der Eisentest. Eine Schnellmethode zur Erfassung labiler Eisenzustände in sauren Mineralböden und seine Anwendung auf nordrhein-westfälischen Fichtenstandorten. – Forst u. Holz, **6:** 403–406.

Koch, M. & Thiermann, A. (1970): Hydrogeologie. – In Thiermann, A.: Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 3711 Bevergern; Krefeld.

Krieter, M. (1982): Ökotoxikologische Untersuchungen zur Beurteilung der Wirkungen des atmosphärischen Säureeintrags auf das Waldökosystem „Soonwald". – In: Hatzfeld, H. Graf (Hrsg.): Stirbt der Wald? Karlsruhe.

Lehmann, R. & A. Hamm (1988): Pufferungsschwache Räume in der Bundesreplublik Deutschland. – Die Geowissenschaften, **6:** 242–245.

– & – (1989): Räumliche und zeitliche Dynamik der Fließgewässerversauerung. – Geographische Rundschau, **41:** 340–350.

Lehmann, R., Schmitt, R. & Bauer, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – Informationen zur Raumentwicklung, **10.**

Lethmate, J. (1986): Säureeintrag in den Wald. – Praxis Geographie, **16:** 33–36.

Lükewille, A. (1989): Boden- und Gewässerversauerung in der Senne am Teutoburger Wald. – Dipl.-Arbeit, Universität Bielefeld.

Meiwes, K.-J., Hauhs, M., Gerke, H., Asche, N., Matzner, E. & Lamersdorf, N. (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen – Konzept und Methodik. – Ber. d. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, **7;** Göttingen.

Nguyen, V. D. & Valenta, P. (1987): Elektrometric determination of the pH of atmospheric precipitation. – Fresenius Z. Anal. Chem., **327:** 253–260.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Puhe, J. & Ulrich, B. (1985): Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. – Arch. Hydrobiol., **102:** 331–342.
Runge, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. – Flora, **155:** 353–386.
Schoen, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. – In Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Wald und Wasser (5. Tagungsbericht): 631–643.
– (1986): Water acidification in the Federal Republic of Germany proved by simple chemical models. – Water, Air, and Soil Pollution, **31:** 187–195.
Schroeder, M. (1984): Die Interceptionsmessungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold. – Dtsch. Gewässerkdl. Mitt., **28:** 164–171.
– (1985): Die Wassergüteuntersuchungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold. – Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft (StAWA) Münster.
Steinberg, Ch. & Lenhart, B. (1986): Diskussionsbeiträge zur Geochemie der Gewässerversauerung. – Dtsch. Gewässerkdl. Mitt. **30:** 1–9.
Stix, E. & Schmidt, M. (1989): Kritische Luftbelastungen für die Umwelt. – Staub – Reinhaltung der Luft, **49:** 315–316.
Thalmann, G. (1977): Forstgeographische Studien im Nordteil des Teutoburger Waldes. – Staatsexamensarbeit, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
Thiermann, A. (1970a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 3711 Bevergern. – Krefeld
– (1970b): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 3712 Tecklenburg. – Krefeld.
Trautmann, W., Krause, A. & Wolff-Straub, R. (1970): Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. – Schr.-Reihe Vegetationskde., **5:** 193–207.
Ulrich, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. – Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., **43:** 159–187.
– (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. – Forstwiss. Cbl., **105:** 421–435.
Ulrich, B. & Matzner, E. (1983): Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. – Forschungsbericht 10402615 des Umweltbundesamtes.
Ulrich, B., Meiwes, K. J., König, N. & Khanna, P. K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. – Der Forst- und Holzwirt, **11:** 278–286.
Von Zezschwitz, E. (1985): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. – Geol. Jb., **F 20:** 3–41.
Wieting, J. & Hamm, A. (1987): Einfluß der luftverfrachteten Schadstoffe auf Boden und Grundwasser – Möglichkeiten der Schadensreduzierung. – IWS-Schriftenreihe, **3** (1. Boden- und Grundwasserforum 12/13. 10. 1987); Berlin.

Nachtrag

Eine 1987 durchgeführte Untersuchung über die Stoffeinträge eines Buchenwaldökosystems auf dem Schafberg (vgl. Abb. 1) stützt die in dieser Arbeit postulierte Hypothese eines NH_4^+-geprägten Immissions-Typs für den Ibbenbürener Raum. Der Waldbestand ist extrem hohen, gleichmäßig über das Jahr verteilten Ammonium-Einträgen ausgesetzt, ihr Anteil am ökosystemar wirksamen Säureeintrag beträgt über 80 % (Scholten 1989). Die Depositionsraten für Sulfat und Nitrat waren ebenfalls ganzjährig hoch, ein beträchtlicher Teil der Säurebelastung stammte aus östlichen Quellen.

Scholten, T. (1989): Untersuchung der Niederschlagsdeposition in zwei Buchenwaldökosystemen und die Auswirkungen auf Waldboden und Bestand. – Diplomarbeit, Institut für Geographie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: 16

Autor(en)/Author(s): Lethmate Jürgen, Lethmate Barbara

Artikel/Article: Immissionsökologische Untersuchungen im Birgter Berg (nordwestlicher Teutoburger Wald) 157-185