

Das pHAl-Säureregime von Waldquellen des Riesenbecker Osning/ nördlicher Teutoburger Wald

Jürgen LETHMATE, Heike ARNING, Rüdiger BUTZ-BRAUN und Katja SCHNEIDER

3 Abbildungen und 5 Tabellen

ABSTRACT

LETHMATE, J.; ARNING, H.; BUTZ-BRAUN, R.; SCHNEIDER, K.: The pHAl Acidity Regime of Forest Springs of the Riesenbecker Osning/northern Teutoburger Wald. - *Hercynia N.F.* 37 (2004): 155 – 168.

In the Riesenbecker Osning / northern Teutoburger Wald (NW-Germany) 13 springs of small watersheds were investigated for their chemical parameters and classified into acidity classes according to the pHAl regime. Most of the springs are to be classified into the acidity class 4 ("excessively acid"). The typifying of the spring waters according to their equivalent ionic portions confirm the extreme acidity, especially in the case of aluminium-sulfate waters. Geochemical and mineralogical analyses of 43 soil samples from 7 soil profiles support the interpretation that the high aluminium content of the springs results from de-al-chloritization caused by depositions.

Key words: Aluminium, pHAl regime, de-al-chloritization, water acidification, Teutoburger Wald

1 EINLEITUNG

Der Teutoburger Wald (Osning), ein herzynisch streichendes, das Münstersche Becken nordöstlich begrenzendes Mittelgebirge, fehlt in der Liste versauerungsgefährdeter Landschaften (LEHMANN et al. 1985). Ein Grund ist möglicherweise die geologische Generalisierung dieses schmalen Höhenzugs als kalkhaltiger Kreidekamm (Oberkreide). Die potentielle natürliche Waldlandschaft des Teutoburger Waldes wird ebenfalls einseitig als Kalkbuchenwald ausgewiesen (VERBÜCHELN et al. 1995). Neben dem Kalksteinzug besteht der Osning aber auch aus einem mehr oder weniger parallel verlaufenden, nördlich vorgelagerten Sandsteinkamm (Unterkreide), Standort des bodensauren Drahtschmielen-Buchenwaldes (*Deschampsia flexuosa*-Fagetum typicum, POLLMANN et LETHMATE 2003). Der Osning-Sandstein ist ein nahezu reiner Quarzsandstein (HENDRICKS et SPEETZEN 1983) und muß wegen seiner Kalkarmut als versauerungsgefährdet eingestuft werden.

Inzwischen wurde für den nordwestlich ausstreichenden Mittelgebirgssporn des Teutoburger Waldes („Riesenbecker Osning“) durch die hydrochemische Analyse von Waldquellen ein extremer Säurezustand festgestellt (LETHMATE et SCHNEIDER 2001). Während dieser Nachweis am Kriterium der Sulfat-Nitrat-Summe und korreliertem Alkalitätsverlust geführt wurde, dokumentiert diese Arbeit die Ausprägung des versauerungsrelevanten Parameters Aluminium in den Osning-Quellen. Aluminium gilt als Leitsubstanz anthropogen versauerter Gewässer (WALTHER 1999) und wird von BÖHMER et RAHMANN (1992) in die Definition von Säureklassen einbezogen. Da die Auswaschung von Aluminium in Oberflächengewässer immer auch auf die vorgeschaltete Pedosphäre verweist, werden die hydrochemischen Daten ergänzt durch geochemische und mineralogische Analysen von Bodenproben des Untersuchungsgebietes.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Lage, Klima und Immissionssituation

Untersuchungsgebiet (UG) ist der nordwestlich ausstreichende Mittelgebirgssporn des Teutoburger Waldes, der Riesenbecker Osning. Der Teutoburger Wald ist ein ca. 110 km langes, herzynisch streichendes Kettengebirge aus meist zwei parallel verlaufenden Schichtkämmen. Er begrenzt die Westfälische Bucht

nach Nordosten. Morphologisch ist das UG der kollinen Höhenstufe zuzuordnen. Die Höhenunterschiede bleiben gering, die höchste Erhebung liegt mit 142 m ü. NN am Dreihäsenstein (TK 25, Blatt 3712). Am Nord- und Südhang entspringen etliche Waldquellen, die höchste Quelle liegt ca. 135 m ü. NN, die niedrigste ca. 80 m ü. NN (Abb. 1). Die Quellbäche haben das UG stark zergliedert. Kartographisch enger umgrenzt entspricht das UG dem Kartenblatt „Schierloh Süd“ der Deutschen Grundkarte 1:5000 (3808r, 5792h).

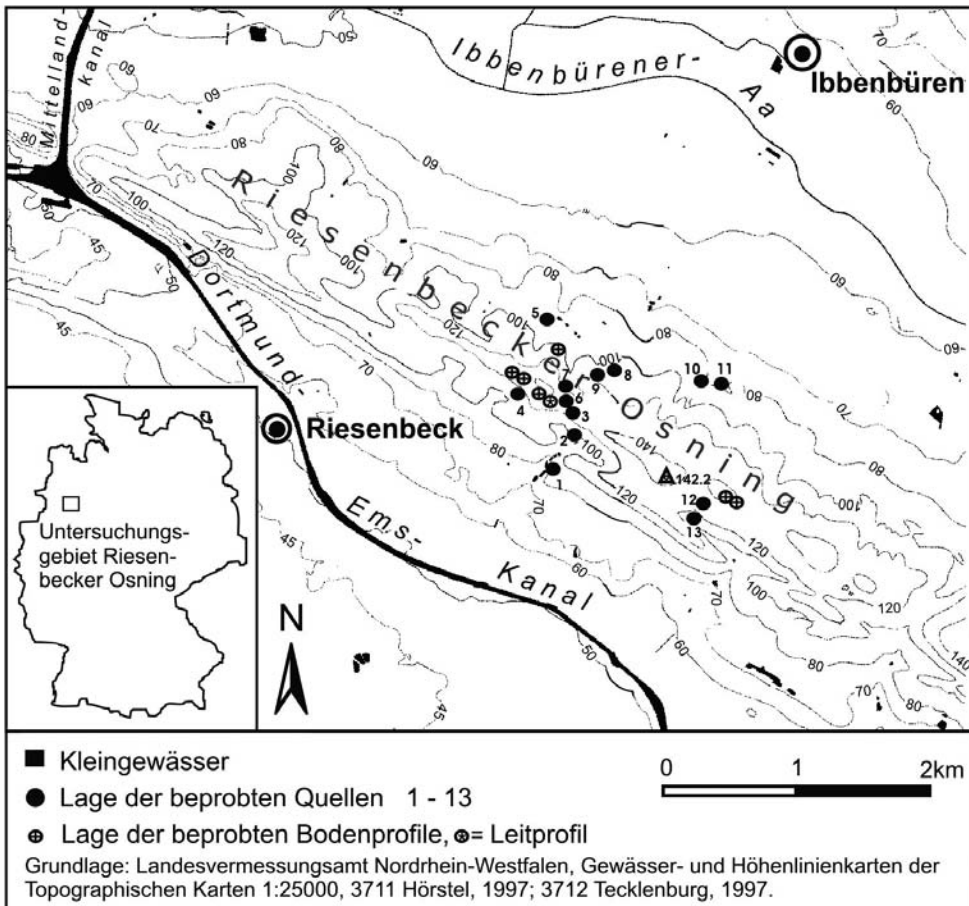


Abb. 1 Lage des Untersuchungsgebietes sowie der Quellen und Bodenprofile

Klimatisch steht das UG ganzjährig unter dem Einfluß atlantischer Luftmassen, die bei vorherrschend südwestlichem Wind vom Meer herangeführt werden. Der geringe Höhenunterschied zur Westfälischen Bucht reicht dennoch für eine deutliche Erhöhung der Jahresniederschläge in die Klasse 800–900 mm (langjähriges Mittel 858 mm; zum Vergleich die südlich vorgelagerte planare Station Hörstel: 738 mm). Der Riesener Becken Osning ist somit im Vergleich zum Münsterland eine „Feuchtigkeitsinsel“ und ein „Regenfänger“, die Maxima fallen im Frühjahr und Herbst. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 8,9 °C.

Zur immissionsökologischen Besonderheit des UG zählt seine Lage im nordrhein-westfälischen Gülle-Belt (LETHMATE et al. 2002). Die hohen potentiellen Ammoniakemissionen führen zu einem ammoniumgeprägten Immissionstyp, das $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ -Verhältnis des Waldniederschlags (Kiefer) liegt mit 2,2 (5-Jahresmittel) deutlich über dem Schwellenwert von 1,5 für den Einfluß der Massentierhaltung. Die Stickstoffeinträge überschreiten die standortspezifische kritische Belastungsgrenze für eutrophierenden Stickstoff ($3,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) um durchschnittlich $36,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($29,7 - 43,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Schwefeleinträge liegen mit $19,6 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (5-Jahresmittel) noch immer über dem bundesweiten Durchschnitt von $17 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (LETHMATE et al. 2004).

2.2 Geologie und Hydrogeologie

Im Riesenbecker Osning gliedert sich der Unterkreide-Sandstein (Osning-Sandstein) in mehrere, lokal benannte Sandsteine auf. Das UG wird vom Gravenhorster und Dörenther Sandstein sowie den nördlich anschließenden, tonreicheren Schierloher Schichten gebildet. Hier bilden sich mehrere Grundwasserstockwerke, das Grundwasser läuft in Überlaufquellen aus. Bei einer Quelle (Nr. 4) handelt es sich wahrscheinlich um eine Verwerfungsquelle. Der Osning-Sandstein ist ein fast reiner Quarzsandstein (95% Quarz, Feldspat und Glaukonit mit Anteilen bis zu 2 %; HENDRICKS et SPEETZEN 1983). Nach eigenen Messungen liegt sein Schwefelgehalt zwischen 95 und $130 \text{ mg kg}^{-1} \text{ S}$ und damit deutlich unter dem für Sandstein angegebenen Mittel von $300 \text{ mg kg}^{-1} \text{ S}$ (MATTHESS 1961). Der fein bis mittelkörnige Sandstein ist klüftig und bankweise in Rechteckquader aufgeteilt. Er besitzt demnach ein aufnahmebereites Kluftvolumen, das durch glaziale Frostverwitterung noch erweitert wurde. Das natürliche Grundwasser des Osning-Sandsteins ist durch niedrige Härtegrade und geringe Mineralgehalte charakterisiert. Als Grundwassertyp wird in der Geologischen Karte ein Natrium-Chlorid-Wasser angegeben: $\text{Na} - \text{Ca} - (\text{Mg}) - \text{Cl} - \text{HCO}_3$ (THIERMANN 1970 a). Infolge des niedrigen Gesamtioneninhaltes von ca. 60 mg l^{-1} ergeben sich bei kleineren Konzentrationsunterschieden der Kationen und Anionen aber verschiedene Grundwassertypen, immer aber bleibt die Kationenseite durch „basische“ Kationen, die Anionenseite durch Chlorid geprägt. Hydrogencarbonat ist in allen Grundwassertypen des Osning-Sandsteins enthalten, Aluminium in keinem. Die Chloridprägung des Grundwassers steht möglicherweise in Zusammenhang mit der Hörsteler Salzwasserlinie, einer nordsüdlich verlaufenden Querstörung mit Steinsalzen des Münder Mergels. Unmittelbar westlich vor dem Auftauchen des Teutoburger Waldes hat sie Verbindung zur Oberfläche und bedingt Halophyten-Standorte, vom Volksmund belegt mit alten Bezeichnungen wie „Saltenhof“ und „Saltenwiesen“. Die Solen wandern aber auch in die Kluftgrundwasserleiter des Osning-Sandsteins. Auf diese Weise wurde das im UG liegende Riesenbecker Wasserwerk mit steigender Tendenz Cl-führend, bis ca. $450 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}$ sind hier anzutreffen. Der Osning-Sandstein besitzt normalerweise geringe Cl-Werte von $15 - 25 \text{ mg l}^{-1}$. Aufgrund zu hoher Chloridgehalte fördert das Wasserwerk heute nicht mehr. Der geogen-minerogene Wassertyp beeinflusst aber nicht die Quellaustritte, deren Chlorid vornehmlich niederschlagsbürtig ist und deshalb einen geogen-ombrogenen Wassertyp bildet (KELLER 1981). Die pH-Werte der natürlichen Grundwässer werden mit pH 5,8 bis pH 7,2 angegeben (Meßdatum September 1965, THIERMANN 1970 a und b).

2.3 Böden

Die Böden des UG sind in den oberen Relieflagen flachgründige Braunerde-Podsole, seltener Braunerden. Hangabwärts folgen Podsol-Pseudogleye, geschichtete Braunerde-Podsole größerer Entwicklungstiefe aus Hangschutt und Flugsand sowie Gley-Kolluvisole im Unterhangbereich (Profilbezeichnungen nach AG Boden 1994). Die horizontübergreifend meist sehr geringen bis geringen Basensättigungen der Böden bedeuten nach ULRICH et al. (1984) Versauerungsschüben gegenüber eine „sehr geringe Elastizität“. Die pH-Werte im Mineralboden liegen durchweg im sehr stark und stark sauren Bereich, die Braunerde ist ebenso tiefgründig und intensiv versauert wie der Braunerde-Podsol und der Podsol-Pseudogley (Tab. 1). Die pH-Werte der Auflage (Oh) reihen sich ein in die 10 % der BZE-Stichproben mit einem $\text{pH} < 2,6$ (POLLMANN et LETHMATE 2003).

Tab. 1 Bodenkennwerte verschiedener Bodentypen des Riesenbecker Osning. Bodentypen nach AG BODEN (1994). Aus ARNING (2001).

| Horizont | Tiefe | pH – KCl | pH – CaCl ₂ | KAK _e | Ca | | Mg | Al | BS % |
|---------------------------|--------|----------|------------------------|------------------|-------------|-------|------|------|------|
| | | | | | — cmol/kg — | | | | |
| Braunerde – Podsol | | | | | | | | | |
| Aeh | 0-5 | 2,9 | 3,1 | 0,83 | 0,04 | 0,01 | 0,18 | 6,2 | |
| Ahe | 5-12 | 3,0 | 3,2 | 1,0 | 0,03 | 0,01 | 0,51 | 4,5 | |
| Bh | 12-17 | 2,6 | 2,9 | 6,56 | 0,16 | 0,03 | 4,56 | 3,1 | |
| Bs | 17-30 | 3,7 | 3,7 | 1,69 | 0,02 | n. n. | 2,40 | 2,9 | |
| Bv | 30-40+ | 4,0 | 4,1 | 1,73 | 0,01 | n. n. | 1,49 | 2,3 | |
| Podsol-Pseudogley | | | | | | | | | |
| Ahe | 0-18 | 2,8 | 3,1 | 2,03 | 0,06 | 0,01 | 0,13 | 5,3 | |
| Bsh-Sw | 18-25 | 2,9 | 3,1 | 1,33 | 0,05 | 0,01 | 0,56 | 7,0 | |
| Sw | 25-69 | 3,2 | 3,3 | 1,62 | 0,02 | n. n. | 1,16 | 4,5 | |
| II Sd | 69-80+ | 3,8 | 3,9 | 2,58 | 0,02 | n. n. | 3,92 | 3,1 | |
| Braunerde | | | | | | | | | |
| Ah (oben) | 0-10 | 2,6 | 3,0 | 2,37 | 0,06 | 0,02 | 1,28 | 7,5 | |
| Ah (unten) | 10-19 | 2,9 | 3,2 | 1,88 | 0,03 | n. n. | 0,88 | 5,0 | |
| Bv | 19-67 | 3,9 | 4,0 | 0,52 | 0,03 | n. n. | 1,37 | 21,1 | |

2.4 Landschaftsgeschichte

Wie andere Mittelgebirgsregionen wurde auch das UG durch anthropogene Übernutzung gravierend beeinflusst. In einer historischen Karte von 1616 (Staatsarchiv Münster A 1239) fehlt im Osning im Gegensatz zum Umland jede Baumsignatur. In einer Karte von 1760 (Staatsarchiv Münster A 1140) findet sich auf dem Osning die Bezeichnung „Der Bloße ...“. Die rechte obere Ecke der Karte ist nicht erhalten, es kann jedoch nur „Der Bloße Berg“ gemeint sein. Nach 160 Jahren heißt es noch immer: „Der sandige Osning ist nichts als eine gebirgige Heide, eine Hochlandsheide“ (ASCHENBERG 1923, S. 26). Die Verheidung geht offenbar zurück bis zum Gründungsjahr des Zisterzienserklosters Gravenhorst am nordwestlichen Hangfuß im Jahre 1256. Die Abgaben für das Kloster waren in Honigtöpfen zu zahlen. Die auf der südlichen Bergfußfläche liegenden Eschfluren verweisen darauf, daß der Osning zumindest partiell auch durch Plaggenentnahme devastiert wurde. Die letzten Heideblößen wurden 1940/41 mit der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) aufgeforstet. Nadelwälder, insbesondere Kiefer, dominieren den Osning-Kamm bis heute (POLLMANN et LETHMATE 2003). Das Holz diente früher u. a. als Stempel im heimischen Kohlebergbau. Biomasseentzug wird die ursprüngliche Basenarmut der Böden weiter verschärft und sie für atmo- gen bedingte Versauerung prädisponiert haben.

3 METHODEN

Im Zeitraum April 1999 – April 2000 wurden in 14-tägigem Abstand 10 Quellen aller Relieflagen vom Kamm bis zum Hangfuß beprobt (Abb. 1: Nr. 1–10), drei weitere Quellen im Osten des UG kamen später hinzu (Abb. 1: Nr. 11–13). Die Quellen trockneten im Spätsommer / Herbst aus. Typische „Märzquellen“ mit kurzer, winterlicher Schüttung sind die Quellen 11–13. Quelle 11 wurde 14-tägig im Winter 2001 und 2002, die Quellen 12 und 13 wöchentlich im Winter 2003 beprobt. Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert wurden sofort gemessen, im Anschluß erfolgte die Laboruntersuchung mit Standardmethoden der Wasseranalytik (für Details vgl. LETHMATE et SCHNEIDER 2001).

Die Meßdaten wurden mit Ionenbilanzen überprüft, alle Proben über einer Fehlertoleranz von 10 % (SCHOEN 1984) wurden eliminiert. Der Datensatz von 167 Proben reduzierte sich dadurch auf 101 Proben. Als prüfstatisches Verfahren wurde der KOLMOGOROV-SMIRNOV-Test angewandt, der Korrelationskoeffizient wurde nach SPEARMAN ermittelt. Da Säurewirkungen sowohl auf die Wasserstoff- als auch Aluminiumionen zurückzuführen sind, wird die Einbeziehung des Aluminiums in die Definition der Säureklasse gefordert (BÖHMER et RAHMANN 1992). Die Quellwässer werden daher nach dem pHAl-Säureregime eingestuft. Der pHAl-Wert ist in Anlehnung an den pH-Wert definiert als negativ dekadischer Logarithmus von $(H^+) + 2 (Al_{\text{monomer}})$. Die biologisch wirksame Säure wird also als Summe aus der Wasserstoffionenkonzentration und der zweifach gewichteten Aluminiumkonzentration betrachtet. Die pHAl-Klassifizierung wird ergänzt durch eine Typisierung aller Quellwässer, in der die Ionen in der Reihenfolge ihrer Häufigkeit genannt werden. Ionen mit einem meq l⁻¹ %-Anteil von 50 sind kursiv, zwischen 20 und 50 normal und zwischen 10 und 20 in Klammern gesetzt.

Von 43 Bodenproben verschiedener Horizonttiefen aus 7 Bodenprofilen des UG wurden Mineralanalysen angefertigt. 6 Bodenprofile liegen in Kammelage (KL) des UG und werden nach ihrer West-Ost-Ausrichtung bezeichnet als KL West 1, KL West 2, KL Mitte 1, KL Mitte 2 (Leitprofil), KL Ost 1 und KL Ost 2. Während es sich bei den KL-Profilen um Braunerde-Podssole über Gravenhorster Sandstein handelt, ist das 7. Profil am Nordhang (NH) als Podsol-Pseudogley über den Schierloher Schichten (vgl. 2.2) differenziert (zur Lage der Profile vgl. Abb. 1, zu bodenchemischen Kennwerten Tab. 1). Zur Identifikation der Tonminerale wurde die < 2 µm-Fraktion in unbehandeltem luftgetrocknetem Zustand, nach Ethylenglycol-Behandlung mit und ohne Mg-Belegung, nach KCl-Behandlung und nach thermischen Behandlungen bei 150 °C, 350 °C, 450 °C und 550 °C röntgenographisch untersucht. Die organische Substanz wurde bei der Aufbereitung durch Sieben und Schlämmen bestmöglichst abgetrennt. Auf eine H₂O₂-Behandlung wurde verzichtet, um eine Beeinflussung der organo-Fe-Al-Komplexe in den Zwischenschichten der Tonminerale zu vermeiden (BAIN et FRASER 1994).

Die chemische Zusammensetzung der Feinerde wurde mittels Röntgenfluoreszenz-Analyse nach Schmelzaufschluß mit Lithiumtetraborat gemäß DIN EN ISO 12677 (2003) bestimmt. Die Verteilung der Tonminerale in der < 2 µm-Fraktion erfolgte durch Reflexvermessung und Faktorrechnung nach LAVES et JAHN (1972). Aus der Kombination der Röntgenbeugungsanalysen der Feinerde mit der chemischen Gesamtanalyse können die Mineralanteile der Feinerde relativ genau abgeschätzt werden. Neben den röntgenographischen Analysen wurden an einzelnen Kornfraktionen auch rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen (REM) durchgeführt.

4 ERGEBNISSE

4.1 Säurestufen

Nach dem pHAl-Regime sind die meisten Quellen (n = 9) in die höchste Säurestufe 4 („übermäßig sauer“) einzuordnen (Tab. 2). Die Quellen am südlichen und am nördlichen Hangfuß sind „schwach sauer bis kritisch sauer“ (Stufe 1–2, Quelle 1) bzw. „kritisch sauer bis sehr stark sauer“ (Stufe 2–3, Quelle 11). Die Säurestufen der beiden „sehr stark sauren“ Quellen dürften ebenfalls durch die Hangfußlage (Nr. 10) und/oder durch Vermischung mit unversauertem Grundwasser bedingt sein (Nr. 5). Der Grundwassereinfluß in Quelle 5 zeigt sich im Vorkommen eines phreatischen Bioindikators, dem Höhlenflohkrebs (*Niphargus spec.*).

Die pH-Werte sind eng mit der Aluminiumkonzentration korreliert ($r = -0,93$; $p < 0,01$). Aluminium fehlt nur in Quelle 1, ansonsten liegt seine Konzentration meist deutlich über der Toxizitätsschwelle (Grenzwert der Trinkwasserverordnung: 0,2 mg l⁻¹ Al).

4.2 Quellwassertypen

Die Berechnung der Ionen-Äquivalentanteile führt zu verschiedenen Quellwassertypen (Tab. 3). Generell ist dies Ausdruck gering mineralisierter Wässer, bei denen schon ein kleiner Unterschied im mg l⁻¹-Gehalt

Tab. 2 pHAl-Regime und Säurestufen der Osning-Quellwässer
 Probenumfang: n = 101, Säurestufen nach BÖHMER et RAHMANN (1992).

| Quelle | | pH | Al (mg/l) | p(HAl) | Säurestufe |
|--------|-----------|-------------|--------------|-------------|---|
| 1 | Mittel | 5,65 | 0 | 5,65 | 1-2: schwach sauer bis kritisch sauer |
| | Min - Max | 5,55 – 5,76 | 0,0 – 0,0 | 5,55 – 5,76 | |
| 2 | Mittel | 4,00 | 8,3 | 3,14 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 3,95 – 4,13 | 5,9 – 10,0 | 3,08 – 3,29 | |
| 3 | Mittel | 3,95 | 8,3 | 3,14 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 3,92 – 3,97 | 5,2 – 9,5 | 3,09 – 3,30 | |
| 4 | Mittel | 3,99 | 12,7 | 2,98 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 3,82 – 4,23 | 8,0 – 20,0 | 2,79 – 3,16 | |
| 5 | Mittel | 4,72 | 0,2 | 4,48 | 3: sehr stark sauer |
| | Min - Max | 4,55- 5,07 | 0,0 – 0,6 | 4,20 – 5,07 | |
| 6 | Mittel | 4,08 | 5,6 | 3,30 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 4,00 – 4,14 | 5,0 – 6,4 | 3,26 – 3,35 | |
| 7 | Mittel | 4,40 | 1,2 | 3,90 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 4,26 – 4,55 | 1,0 – 1,5 | 3,78 – 3,98 | |
| 8 | Mittel | 4,58 | 0,6 | 4,17 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 4,48 – 5,81 | 0,1 – 1,1 | 3,96 – 4,50 | |
| 9 | Mittel | 4,25 | 2,1 | 3,67 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 4,16 – 4,34 | 1,5 – 2,5 | 3,60 – 3,78 | |
| 10 | Mittel | 5,20 | 0,06 | 4,98 | 3: sehr stark sauer |
| | Min - Max | 5,11 – 5,43 | 0,0 – 0,2 | 4,65- 5,43 | |
| 11 | Mittel | 5,38 | 0,07 | 5,01 | 2-3: kritisch sauer his sehr stark sauer |
| | Min - Max | 5,17 – 5,79 | 0,0 – 0,4 | 4,44 – 5,53 | |
| 12 | Mittel | 4,01 | 3,96 | 3,47 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 3,81 – 4,17 | 3,24 – 4,95 | 3,33 – 3,51 | |
| 13 | Mittel | 4,10 | 7,38 | 3,19 | 4: übermäßig sauer |
| | Min - Max | 3,96 – 4,37 | 6,49 – 10,01 | 3,07 – 3,28 | |

eines Stoffes größere Unterschiede im Äquivalentanteil hervorrufen, so daß sich andere Typen ergeben. Auffällig auf der Anionenseite aller Quellwassertypen ist das mit einer Ausnahme (Nr.1) völlig fehlende Hydrogencarbonat. Dies korrespondiert damit, daß alle Quellen mit Ausnahme von Nr. 1 Aluminium enthalten, Hydrogencarbonat und Aluminium schließen sich aus. Unter den „mobilen“ Anionen Sulfat und Nitrat, der „treibenden Kraft“ im Versauerungsmechanismus, dominiert in 9 Quellen Sulfat. Die SO_4 -Konzentrationen betragen im Mittel $32,8 \text{ mg l}^{-1}$ ($5,4 - 73,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$), die mittleren NO_3 -Konzentrationen liegen bei $27,9 \text{ mg l}^{-1}$ ($8,2 - 46,8 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$).

Auf der Kationenseite erscheint in 6 Quellwassertypen Aluminium. Seine Äquivalentanteile fallen in 4 Quellen so hoch aus, daß sie die Kationenseite dominieren, auf der Anionenseite dominiert dann immer Sulfat. Zu diesem Aluminium-Sulfat-Typ dürfte auch die Quelle Nr. 3 zählen, ihr hoher Natrium- und Chloridgehalt wird durch Streusalz verursacht. Das Sulfat gilt als Indikator für eine atmogene Mitbeteiligung, Aluminium gar als Schlüsselsubstanz anthropogen versauerter Gewässer (WALTHER 1999). Aluminium und Sulfat korrelieren mit $r = 0,86$ ($p < 0,01$) enger als Aluminium und Nitrat ($r = 0,51$; $p < 0,01$).

4.3 Mineralogie

Der Quarzanteil aller untersuchten Bodenproben ist sehr hoch (ca. 90 %) bei relativ geringen Feldspatgehalten, die zwischen 0,5 und 2 % liegen. Weiterhin kommen geringe Anteile an den Fe-

Tab. 3 Chemische Typisierung der Osning-Quellwässer

| Quelle | Quellwasser - Typ |
|--------|---|
| 1 | Ca – Na – (Mg) – Cl – SO ₄ – (HCO ₃ – NO ₃) |
| 2 | Al – (Na – Ca – Mg) – SO ₄ – Cl – NO ₃ |
| 3 | Na – Al – (Ca) – Cl – SO ₄ – NO ₃ |
| 4 | Al – (Na – Ca) – SO ₄ – NO ₃ – Cl |
| 5 | Ca – Na – Mg – Cl – NO ₃ – SO ₄ |
| 6 | Al – Na – (Ca) – SO ₄ – Cl – (NO ₃) |
| 7 | Na – Ca – (Mg) – Cl – SO ₄ – NO ₃ |
| 8 | Ca – Na – Mg – Cl – NO ₃ – SO ₄ |
| 9 | Ca – Na – (Mg – Al) – Cl – SO ₄ – NO ₃ |
| 10 | Ca – Na – (Mg) – Cl – NO ₃ – SO ₄ |
| 11 | Ca – Na – (Mg) – NO ₃ – Cl – SO ₄ |
| 12 | Ca – Al – Na – (Mg) – SO ₄ – NO ₃ – (Cl) |
| 13 | Al – (Na – Ca – Mg) – SO ₄ – Cl – NO ₃ |

Mineralen Goethit und Lepidokrokit sowie Anatas (TiO₂) vor. Wie die chemische Analyse zeigt (Tab. 4) enthalten die Proben noch verhältnismäßig hohe Zirkongehalte. Zu den Tonmineralen, die ebenfalls nur einen geringen Gesamtanteil einnehmen, zählen je nach Profil und Horizont gut auskristallisierte Kaolinite, Illite und Al-Vermiculite sowie deren Zerfallsprodukte, nämlich de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite, bis hin zu amorphen Abbauprodukten (nicht quantifizierbar). Die Gesamtanteile an Natrium, Calcium, Magnesium und Phosphor sind bis zum Cv-Horizont extrem niedrig (Tab. 4).

Tab. 4 Chemische Gesamtanalysen (%) der Feinerde (< 2 mm) des Leitprofils KL Mitte 2

| Parameter | Tiefenstufen | | | | | |
|--------------------------------|--------------|---------|----------|----------|----------|----------|
| | 0-5 cm | 5-12 cm | 12-17 cm | 17-22 cm | 22-40 cm | 40-80 cm |
| SiO ₂ | 96,0 | 96,1 | 94,5 | 93,6 | 93,2 | 96,0 |
| Al ₂ O ₃ | 0,91 | 0,85 | 1,81 | 2,25 | 3,37 | 1,67 |
| Fe ₂ O ₃ | 0,33 | 0,35 | 0,73 | 1,44 | 0,65 | 0,71 |
| K ₂ O | 0,15 | 0,15 | 0,30 | 0,36 | 0,53 | 0,32 |
| TiO ₂ | 0,45 | 0,42 | 0,50 | 0,51 | 0,46 | 0,31 |
| Mn | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| MgO | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 0,05 | 0,07 | <0,05 |
| P ₂ O ₅ | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 0,06 | <0,05 | <0,05 |
| Na ₂ O | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| CaO | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| ZrO ₂ | 0,14 | 0,13 | 0,11 | 0,10 | 0,08 | <0,05 |
| Glühverlust | 5,95 | 1,17 | 4,89 | 2,15 | 1,58 | 0,83 |

Im Cv-Horizont (40-80 cm) des Leitprofils (KL Mitte 2) macht der Al-Vermiculit-Anteil ca. ein Drittel des Tonmineralanteils aus. Hier ist bereits eine beginnende Freisetzung des Aluminium aus den Zwischenschichten der Al-Vermiculite zu erkennen, die im darüberliegenden Cv-Bv-Horizont bei den Profilen KL West 2 und Mitte 2 etwas stärker und bei KL West 1, Mitte 1, Ost 1, Ost 2 und NH wesentlich

stärker ausgeprägt ist. Mit Ausnahme von Profil NH kommen bei allen Proben der Bh-Horizonte weniger Al-Vermiculite vor. Statt dessen treten nun aufweitbare Tonminerale (de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite) auf, die durch den Verlust an Aluminiumionen aus den Al-Vermiculiten entstanden sind (vgl. VEERHOFF et al. 1996). In den Ahe- und Aeh-Horizonten setzt sich der Verlust an Aluminium weiter fort (Abb. 2). Bei den Profilen KL West 2, Ost 1 und Ost 2 tritt im Aeh- und teilweise auch im Ahe-Horizont als Tonmineral nur noch Kaolinit auf (Tab. 5). Da es keinerlei Hinweis auf ein heterogenes Ausgangssubstrat gibt, wurden wahrscheinlich die Illite und Al-Vermiculite hier schon zerstört. Die Zerstörung der Al-Vermiculite reicht bei Profil KL West 2 bis in 15 cm, bei Profil KL Ost 1 bis in 25 cm und bei Profil KL Ost 2 sogar bis in 60 cm Bodentiefe. Erst darunter kommen wieder de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite und Al-Vermiculite vor (Tab. 5). Bei der Zerstörung der Kristallgitter entstehen amorphe Abbauprodukte, die an der Aufwölbung der Röntgendiffraktogramme zwischen 15° und 30° 2 Theta zu erkennen sind (Abb. 2). Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen (Abb. 3) zeigen Strukturen an einzelnen Quarzkörnern des Aeh-Horizontes, die eine Auflösung der Minerale belegen (vgl. VEERHOFF et al. 1996).

5 DISKUSSION

Nach den Ergebnissen der tonmineralogischen Analysen finden die hohen Aluminiumkonzentrationen der Osning-Quellen eine Erklärung analog den pedogenen Bedingungen der Senne (GRABAU 1995). Der Lösungsprozeß primärer Silikate kommt für die Aluminium-Freisetzung kaum in Frage. Über diesen Prozeß wurde jedoch über lange Zeiträume hinweg Aluminium in leicht lösliche Phasen überführt und akkumuliert. Aus dem Aluminiumpool dieser Fällungsprodukte erfolgt durch saure Deposition eine zunehmende Mobilisierbarkeit von Aluminium. Obwohl die röntgendiffraktometrischen Befunde nahe legen, daß der Freisetzung von $\text{Al}(\text{OH})_3$ -Zwischenschichten aus den Tonmineralen im unteren Mineralboden eine Mitbeteiligung an der Kontrolle der Aluminiumauswaschung zuzuweisen ist, sollen zur Aluminiumdynamik keine weitergehenden Aussagen gemacht werden, da keine genauere Bestimmung von Aluminiumspezies vorgenommen wurde (vgl. PRIETZEL et FEGER 1991).

Drei Indizien legen nahe, daß die Osning-Quellen vornehmlich durch Deckschichtenabfluß gespeist werden, das Wasser somit kurze Fließwege passiert: (1) Die Wassereinzugsgebiete sind klein (Abb. 1), (2) die durchschnittliche Silicium-Konzentration von $8,6 \text{ mg l}^{-1} \text{ SiO}_2$ bedeutet eine Untersättigung in Bezug auf die Löslichkeit von Quarz, (3) in Kammnähe liegen die Quellen mit den niedrigsten pH- und den höchsten Aluminiumwerten. Möglicherweise ist es eine Frage der Zeit, bis wann die Gewässerversauerung auch obere Grundwasserstockwerke erreicht. Das UG stellt bisher noch eine Senke für N-Einträge dar (LETHMATE et al. 2004), N-Aufnahme und N-Speicherung bedeuten zunächst eine Pufferung (Entzug von Salpetersäure), die aber zukünftig erschöpft (HINDERER et EINSELE 1998). Das tiefere Grundwasser des Osning ist durch den vorherrschenden Deckschichtenabfluß („flaches“ Grundwasser, HINDERER et EINSELE 1998) noch nicht versauert.

Dominanter „Kationenschlepper“ für Aluminium ist im Riesenbecker Osning trotz hoher aktueller Stickstoffeinträge nicht Nitrat, sondern Sulfat. Die vergleichbar hohen Aluminiumwerte in Quellwässern aus Sandsteinformationen im Erzgebirge korrespondieren ebenfalls mit hohen Sulfatkonzentrationen (NEBE et ABIY 2002). Beide Regionen wurden jahrzehntelang mit hohen Schwefeleinträgen belastet. Mit nachlassender S-Deposition wird der aufgespeicherte Schwefel remobilisiert und verzögert die Entsauerung der Ökosphäre (LETHMATE 2003). Daß im UG Schwefel aufgespeichert wurde, läßt sich indirekt aus der Sulfatkonzentration von Quelle 2 schließen. 1987/1988 lag sie bei durchschnittlich $68,8 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$ (Spannweite $60,2 - 73,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$, LETHMATE et LETHMATE 1990), 1999/2000 betrug sie im Mittel noch immer $48 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$ (Spannweite $29,8 - 60,8 \text{ mg l}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$). Dies entspricht einer Verringerung von 30,2 %, die S-Einträge in Waldökosysteme Nordrhein-Westfalens sind aber zwischen 1983 und 2003 um bis zu 70 % gesunken (GEHRMANN 2003). Die mittlere Aluminiumkonzentration der Osning-Quelle Nr. 2 betrug 1987/1988 $10,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ Al}$ (Spannweite $7,0 - 12 \text{ mg l}^{-1} \text{ Al}$) und liegt um $1,8 \text{ mg l}^{-1}$ (= 17,8 %) über dem Mittelwert des Meßzeitraumes 1999/2000 (Tab. 2: Nr. 2). Parallel zum Sulfat geht offenbar auch die Aluminiumkonzentration zurück. Auch diese Indizien sprechen für eine kausale Beziehung zwischen

Tab. 5 Tonmineralverteilung in der < 2 mm-Fraktion der beprobten Bodenhorizonte von 7 Bodenprofilen im Riesenbecker Osning (Profilbezeichnungen und -lage vgl. Text sowie Abb. 1)

| Profile | Tonmineralverteilung in % | | | |
|--------------------------|-----------------------------|---------------|-------|----------|
| | deAl Chl - Al-Vermiculit | Al-Vermiculit | Illit | Kaolinit |
| Profil KL West 1 | | | | |
| 0-5 cm | + | - | ++ | +++ |
| 5-10 cm | + | - | ++ | ++++ |
| 10-15 cm | + | - | ++ | +++ |
| 15-20 cm | + | - | +++ | +++ |
| 20-30 cm | + | - | +++ | ++ |
| 30-40 cm | + | + | +++ | ++ |
| Profil KL West 2 | | | | |
| 0-5 cm | - | - | - | +++++ |
| 5-10 cm | - | - | - | +++++ |
| 10-15 cm | - | - | ++ | +++ |
| 15-20 cm | + | - | ++ | +++ |
| 20-32 cm | + | + | ++ | ++ |
| 32-55 cm | + | + | +++ | ++ |
| Profil KL Mitte 1 | | | | |
| 0-5 cm | + | - | ++ | +++ |
| 5-10 cm | + | - | ++ | +++ |
| 10-15 cm | ++ | - | ++ | +++ |
| 15-20 cm | ++ | - | ++ | ++ |
| 20-30 cm | + | - | +++ | ++ |
| 30-40 cm | + | + | ++ | ++ |
| Profil KL Mitte 2 | | | | |
| 0-5 cm | ++ | - | + | +++ |
| 5-12 cm | ++ | - | ++ | ++ |
| 12-17 cm | ++ | - | ++ | ++ |
| 17-22 cm | ++ | + | ++ | ++ |
| 22-40 cm | + | ++ | ++ | ++ |
| 40-80 cm | - | ++ | ++ | ++ |
| Profil KL Ost 1 | | | | |
| 0-5 cm | - | - | - | +++++ |
| 5-10 cm | - | - | + | ++++ |
| 10-15 cm | - | - | + | ++++ |
| 15-20 cm | - | - | + | ++++ |
| 20-25 cm | - | - | ++ | +++ |
| 25-40 cm | + | - | ++ | +++ |
| 40-70 cm | + | + | ++ | ++ |
| Profil KL Ost 2 | | | | |
| 0-5 cm | - | - | - | +++++ |
| 5-10 cm | - | - | - | +++++ |
| 10-15 cm | - | - | - | +++++ |
| 15-20 cm | - | - | ++ | ++++ |
| 20-40 cm | - | - | ++ | ++++ |
| 40-60 cm | + | - | ++ | ++++ |
| 60-80 cm | + | + | ++ | +++ |
| Profil NH | | | | |
| 0-5 cm | ++ | - | + | +++ |
| 5-10 cm | + | + | ++ | ++ |
| 10-15 cm | + | + | ++ | ++ |
| 15-20 cm | ++ | + | ++ | ++ |
| 20-40 cm | + | + | ++ | +++ |

- = < 5 %, + = 5-20 %, ++ = 21-40 %, +++ = 41-60 %, ++++ = 61-95 %, +++++ > 95 %

atmosphärischer Deposition, S-Eintrag in den Boden, Versauerung des schwach gepufferten Bodens und Mobilisierung von Metall-Ionen, insbesondere Aluminium, sowie Austrag von Sulfat, Aluminium und Protonen in die Hydrosphäre (BÖTTCHER et STREBEL 1989).

Die im Osning nachgewiesenen Aluminiumkonzentrationen umfassen das gesamte bisher in Wässern festgestellte Konzentrationsspektrum bis zum Extremwert von 20 mg l⁻¹ Al (WALTHER 1999), gemessen in der von Humussickerwasser beeinflussten Quelle Nr. 4, die auch den niedrigsten mittleren pH-Wert besitzt (Tab. 2). Humussickerwässer podsolierter Böden sind durch Al-Konzentrationen bis 20 mg l⁻¹ gekennzeichnet (BENS 1999). Die damit aufgeworfene Frage einer organischen Komplexierung des Aluminiums kann nur indirekt beantwortet werden. Nach HERRMANN (1994) bewirken niedrige pH-Werte eine Protonierung der Huminstoffe, so dass eine organische Komplexierung verhindert wird. Die mittleren DOC-Werte aller Quellen (1,9 – 9,6 mg l⁻¹) erreichen nicht den Schwellenbereich für organisch komplexiertes Al (10 – 15 mg l⁻¹ DOC, BLOCK et MEIWES 2000), in Quelle 4 wurde einmal ein DOC-Wert von 10,7 gemessen. Unter der Annahme, daß bei niedrigem pH das Aluminium in der gelösten anorganischen Spezies des Al³⁺ vorliegt (SAGER 1986), dürften die Osning-Quellen durch hohe Anteile ionaren Aluminiums geprägt und damit ökotoxisch sein (vgl. POLLMANN et LETHMATE 2002).

Der hohe Aluminiumgehalt der Osning-Quellen ist keine Ausnahme: Wasserwerk Thülsfeld bis 11 mg l⁻¹ (HÖLSCHER et al. 1994), Münsterländer Kiessandzug bis 9 mg l⁻¹ (HOFFMANN 1985), Senne bis 8 mg l⁻¹ (LAHL et LÜKEWILLE 1990), Fuhrberger Feld 13 mg l⁻¹ (BÖTTCHER et STREBEL 1989), Kaufunger Wald bis 7,9 mg l⁻¹ (PUHE et ULRICH 1985), Tharandter Wald/Erzgebirge bis 11 mg l⁻¹ (KATZSCHNER et FIEDLER 1987; NEBE et ABIY 2002). Wenngleich vielleicht nicht mehr überall aktuell, stützen diese „nördlichen“ Daten die Vermutung von LEHMANN et al. (1985), daß es in der Bundesrepublik analog zur Sulfat-Nitrat-Summe auch für Aluminium im Ökosystemausttrag ein Nord-Süd-Gefälle gibt. Die hohe Aluminiumkonzentration im Frankenwald von 9 mg l⁻¹ ist nicht vergleichbar, durch Alaunvorkommen ist sie geogen bedingt (BAUER et al. 1988). Im Odenwald wurde ein Maximalwert von 6,8 mg l⁻¹ Al gemessen (RAISIG, zit. nach HINDERER et EINSELE 1998), im Pfälzerwald von 4 mg l⁻¹ Al (HAHN et al. 1998), im Schwarzwald liegen die Aluminiumhöchstwerte bei 1,2 mg l⁻¹ (FEGER et al. 1995), im Frankenwald und Fichtelgebirge bei 4,4 bzw. 5,1 mg l⁻¹ (BEIERKUHNEIN et DURKA 1993), im Bayerischen Wald bei 2,4 mg l⁻¹ (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1999).

6 ZUSAMMENFASSUNG

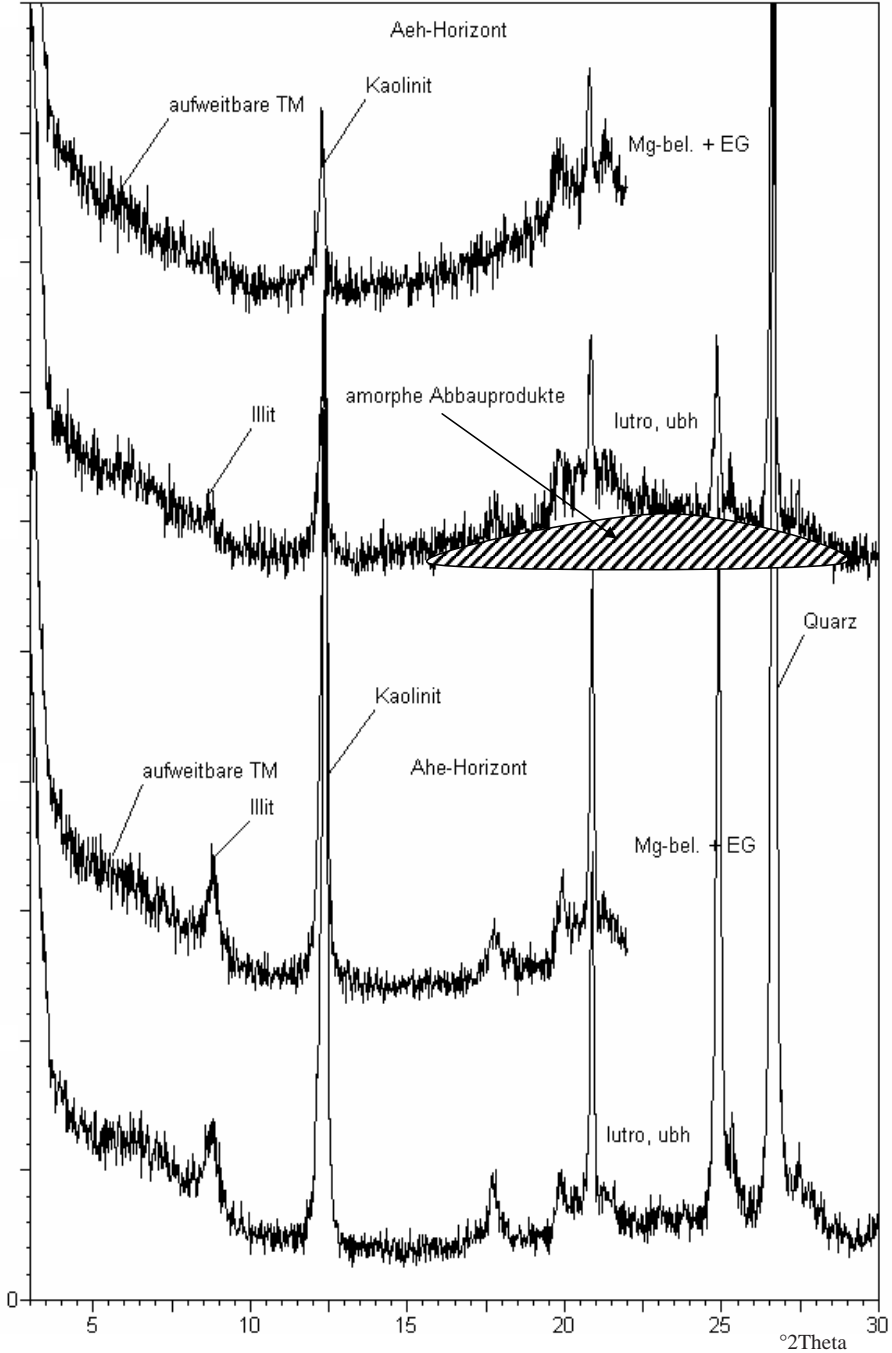
LETHMATE, J.; ARNING, H.; BUTZ-BRAUN, R.; SCHNEIDER, K.: Das pHAl-Säureregime von Waldquellen des Riesenbecker Osning/nördlicher Teutoburger Wald. - *Hercynia N.F.* **37** (2004): 155 – 168.

Im Riesenbecker Osning / nördlicher Teutoburger Wald wurden 13 Quellen kleiner Wassereinzugsgebiete auf ihre Stoffzusammensetzung untersucht und nach dem pHAl-Regime in Säurestufen eingeordnet. Die meisten Quellen zählen zur Säurestufe 4 („übermäßig sauer“). Die Typisierung der Quellwässer nach Ionen-Äquivalentanteilen bestätigt den extremen Säurezustand, insbesondere bei Aluminium-Sulfat-Wässern. Geochemische und mineralogische Analysen von 43 Bodenproben aus 7 Bodenprofilen stützen die Interpretation, daß der hohe Aluminiumgehalt der Quellen aus depositionsbedingter de-Al-Chloritisierung resultiert.

6 DANKSAGUNG

Frau Alexandra Reschka, Geologisch-Paläontologisches Institut der Universität Münster danken wir für die sorgfältigen Wasseranalysen, Herrn Michael Hellwig FB Geowissenschaften der Philipps-Universität Marburg für die REM-Aufnahmen, Herrn PD Dr. Gebhard Schüler, Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz sowie einem nicht persönlich genannten Gutachter für die kritische Durchsicht des Manuskriptes. Die Untersuchungen wurden zum Teil im Rahmen des vom

Abb. 2 Röntgendiffraktogramme der Proben aus dem Aeh- und Ahe-Horizont des Leitprofils (Braunerde-Podsol, vgl. Abb. 1 sowie Tab. 1)
Die aufweitbaren Tonminerale sind an der breiten Reflexbande zwischen 5° und 7° 2 Theta der MG-belegten und Ethylenglycol-behandelten Proben zu erkennen.



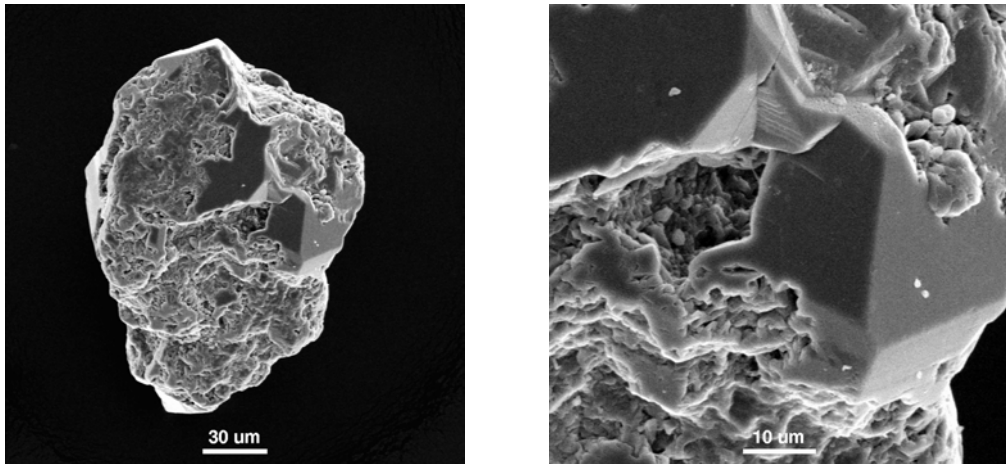


Abb. 3 Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme eines Quarzkorns aus dem Oberboden des Leitprofils (links) Rechts: vergrößerter Ausschnitt. Aufnahme: M. Hellwig.

Landschaftsverband Westfalen-Lippe finanziell geförderten Projektes „Geoökologisches Modellgebiet Riesenbecker Osning“ durchgeführt.

7 LITERATUR

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover.
- ARNING, H. (2001): Bodengenetische Untersuchungen im Riesenbecker Osning unter besonderer Berücksichtigung der Bodenversauerung. - Staatsarbeit Universität Münster.
- ASCHEBERG, H. (1923): Der Teutoburger Wald. - Münster.
- BAIN, D.C. FRASER, A.R. (1994): An unusually interlayered clay mineral from the eluvial horizon of a humus-iron podzol. *Clay minerals* **29**: 69–76.
- BAUER, J.; LEHMANN, R.; HAMM, A. (1988): Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. - Bericht Bayerisches Landesamt für Wasserforschung. - München.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Ed.) (1999): Versauerung oberirdischer Gewässer in Bayern. Entwicklung 1983 - 1996. - Informationsberichte H. **4/99**. - München.
- BEIERKUHNEIN, C.; DURKA, W. (1993): Beurteilung von Stoffausträgen immissionsbelasteter Waldökosysteme Nordostbayerns durch Quellwasseranalysen. - *Forstw. Cbl.* **112**: 225–239.
- BENS, O. (1999): Grundwasser-Belastungspotentiale forstlich genutzter Sandböden in einem Wasserschutzgebiet bei Münster/Westfalen. - *Boden und Landschaft* Bd. **24**. - Gießen.
- BLOCK, J.; MEIWES, K. (2000): Verwendung von Indikatoren für Aluminiumstress im Rahmen des Level II-Programms. - *Forstarchiv* **71**: 44–48.
- BÖHMER, J.; RAHMANN, H. (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. - Veröff. Projekt Angew. Ökol., Bd. **3**. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. - Karlsruhe.
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O. (1989): Einfluss der Bodennutzung auf die Stoffkonzentration der Grundwasserneubildung bei Sandböden. - *Kali-Briefe (Büntehof)* **19(9)**: 629–643.
- DIN EN ISO 12677 (2003): Chemische Analyse von feuerfesten Erzeugnissen durch Röntgenfluoreszenz - Schmelzaufschluss-Verfahren (Ausgabe 2003 - 08).
- FEGER, K.-H. MARTIN, D. ZÖTTL, H.W. (1995): Entwicklung der Gewässerazidität im Schwarzwald – sind depositionsbedingte Veränderungen erkennbar? - *Naturwiss.* **82**: 420–423.
- GEHRMANN, J. (2003): Atmosphärische Stoffeinträge und deren Langzeitwirkungen im Wald. - *LÖBF-Mitt.* Nr. **2**: 23–29.
- GRABAU, J. (1995): Aluminium im Grundwasser – Ein Problem bei der Trinkwassergewinnung. - *Wasser & Boden* **47** (1): 10–16.

- HAHN, H.J., PREUSS, G., FRIEDRICH, E. (1998): Wie sauer ist das Wasser im Pfälzerwald tatsächlich? - Mitt. POLLICHA 85: 19–34.
- HENDRICKS, A. SPEETZEN, E. (1983): Der Osning-Sandstein im Teutoburger Wald und Egge-Gebirge (NW-Deutschland) – ein maritimes Küstensediment aus der Unterkreide-Zeit. - Abh. Westfäl. Mus. Naturk. 45 (1): 1–11.
- HERRMANN, R. (1994): Die Versauerung von Oberflächengewässern. - Limnologica 24(2): 105–120.
- HINDERER M.; EINSELE, G. (1998): Grundwasserversauerung in Baden-Württemberg.- Karlsruhe (= Handbuch Wasser 3, Bd. 4).
- HOFFMANN, M. (1985): Einfluß von Dünger- und Säurebelastung auf Grundwasser und Grundwasserseen des Münsterlandes. - Wasser & Boden 12: 597–602.
- HÖLSCHER, J. ROST, J. WALTHER, W. (1994): Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. - Wasser & Boden 46 (1): 20–25.
- KATZSCHNER, W. FIEDLER, H. J. (1987): Zum Aluminiumgehalt in Bachwässern aus Fichtenökosystemen der Unteren Berglagen. - Beiträge für die Forstwirtschaft 21 (1): 6–9.
- KELLER, G. (1981): Die heutigen geohydrologischen Verhältnisse des Ibbenbürener Tales im nördlichen Münsterland. - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 8: 63–96.
- LAHL, U.; LÜKEWILLE, A. (1990): Betroffenheit von Trinkwasservorkommen in Ost-Westfalen durch Luftverschmutzung. - Wasser & Abwasser 131(2): 74–78.
- LAVES, D.; JÄHN, G. (1972): Zur quantitativen röntgenographischen Bodenton-Mineralanalysen. - Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 16: 735–739.
- LEHMANN, R.; SCHMITT, P.; BAUER, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - Informationen zur Raumentwicklung H. 10: 893–922.
- LETHMATE, J. (2003): Versauerung aquatischer Ökosysteme: Das Ende eines Großexperimentes? - Petermanns Geographische Mitt. 147: 56–65.
- LETHMATE, J.; LETHMATE, B. (1990): Immissionsökologische Untersuchungen im Birgter Berg (nordwestlicher Teutoburger Wald). - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 16: 157–186.
- LETHMATE, J. SCHNEIDER, K. (2001): Der Teutoburger Wald als puffierungsschwacher Raum. Gewässerversauerung im Osning-Sandsteinzug. - Hercynia N.F. 34: 161–170.
- LETHMATE, J.; EICKELMANN, B.; WÖRRINGER, T. (2002): Der nordrhein-westfälische Gülle-Belt und sein Einfluss auf die Deponate des Teutoburger Waldes. - Geoökö 23(1/2): 61–75.
- LETHMATE, J.; BECKER, R.; BEDNORZ, F.; HILLER, B. (2004): Ökosystemkennwerte und Critical Loads des Riesenbecker Osning / nördlicher Teutoburger Wald. - Geoökö 25(1/2): 93–111.
- MATTHESS, G. (1961): Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. - Abh. Hess. L.-Amt Bodenforschung, H. 35: 1–85. - Wiesbaden.
- NEBE, W.; ABIY, M. (2002): Chemie von Quellwässern in bewaldeten Einzugsgebieten des Erzgebirges. - Forstw. Cbl. 121: 1–14.
- POLLMANN, W.; LETHMATE, J. (2002): Oligotrophie in einer eutrophen Umwelt: Zur synsystematischen Umgrenzung und standörtlichen Gefährdung sand-oligotropher Quellfluren im Teutoburger Wald (NW-Deutschland). - Hercynia N.F. 35: 157–179.
- POLLMANN, W.; LETHMATE, J. (2003): Zur Frage der Buche auf Sandböden in Nordwest-Deutschland: Ökologische Potenz von *Fagus sylvatica* L. unter extremen Standortbedingungen im Riesenbecker Osning. - Tuexenia 23: 71–94.
- PRETZEL, J.; FEGER, K.-H. (1991): Al-Spezies im Sickerwasser saurer Waldböden – Einfluss von Wasserbewegung und Löslichkeitsgleichgewichten. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 154: 271–281.
- PUHE, J., ULRICH, B. (1985): Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. - Arch. Hydrobiol. 102 (3): 331–342.
- SAGER, M. (1986): Ökologie des Aluminiums. Eine Übersicht. - Schweiz. Z. Hydrol. 48(1), 71–103.
- SCHOEN, R. (1984): Methodische Fragen bei der Versauerungsuntersuchung von Gewässern – erste Überlegungen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. UBA-Materialien 1/84: 189–197. - Berlin.
- THIERMANN, A. (1970 a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 3711 Bevergern. - Krefeld.
- THIERMANN, A. (1970 b): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen zu Blatt 3712 Tecklenburg. - Krefeld.
- 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.
- VEERHOFF, M.; RASCHER, S.; BRÜMMER, G.W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. UBA-Berichte 1/96. - Berlin.
- VERBÜCHELN, G.; HINTERLANG, D.; PARDEY, A.; POTT, R.; RAABE, U.; VAN DE WEYER, K. (1995): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schr.R. Bd. 5. – Recklinghausen.

WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. – Stuttgart, Leipzig.

Manuskript angenommen: 2. September 2004

Anschriften der Autoren:

Prof. Dr. Jürgen Lethmate

Institut für Didaktik der Geographie, Westf. Wilhelms-Universität

Robert-Koch-Str. 26

D-48149 Münster

e-mail: lethmat@uni-muenster.de

Heike Arning

Schillerstr. 53

D-59065 Hamm

e-mail: Heike_Arning@yahoo.de

Dr. Rüdiger Butz-Braun

Tonmineralogische Beratung

Heidestr. 2

D-35274 Kirchhain

e-mail: Butz-Braun@t-online.de

Katja Schneider

Aachener Str. 6

D-42697 Solingen

e-mMail: katjaschneider@freakmail.de