

Versauerung der Birgter Quelle - nordwestlicher Teutoburger Wald im Messintervall der hydrologischen Jahre 1988 – 2000 – 2008

Jürgen LETHMATE

2 Abbildungen und 5 Tabellen

Abstract

LETHMATE, J.: Acidification of the Birgter Spring - North-Western Teutoburger Forest in the measuring interval of the hydrological years 1988 – 2000 – 2008. - Hercynia N. F. 44 (2011): 27 – 38.

The acidification of the Birgter Spring (BS), a silicate spring in a small watershed of the north-western Teutoburger Forest (sandstone ridge), is analysed comparing the spring waters of the hydrological years 1987/1988, 1999/2000 and 2007/2008. The characteristic physico-chemical data of the spring water are contrasted in mean values and variation range for each year. The water types of the measuring periods are examined and compared one among the other and with the geogene water type on the basis of mean values. Five acidification indices are calculated, which show a statistically significant correlation to the pH-value: the acidification index $\text{Ca}^* + \text{Mg}^* / \text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$, the ΔAlk model, the equivalent sum $\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$, the alkalinity model for acid waters ($\text{HCO}_3^- - \text{H}^+ - \text{Al}^{3+}$) and the acid neutralising capacity ANC as $\Sigma(\text{base cations}) - \Sigma(\text{acid anions})$. To examine the relative influence of the acid anions sulfate and nitrate, the N/S-ratio $\text{NO}_3^- / \text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$ is calculated additionally (*= seasalt correction).

The results lead to two conclusions: (1) the BS is acidified chronically. (2) A delayed acidification reversal is recognisable, but not an ecological recovery. Sulfate remains the dominant acidifying anion over the whole measuring period, the influence of nitrate increases. The development of the BS water is illustrated in a graphic time phase model of freshwater acidification and discussed against the background of geo-ecological characteristics of the research area and other comparable areas in NW-Germany.

Key words: spring water, Teutoburger Forest, chronic acidification, delayed acidification reversal

1 Einleitung

Der Sandsteinkamm des Teutoburger Waldes (Osning) zählt zu den pufferungsschwachen und zur Gewässerversauerung neigenden Räumen. Das pHAl-Säureregime zugrunde gelegt, waren die Quellen des nordwestlichen Teutoburger Waldes (Riesenbecker Osning, RO) im hydrologischen Jahr 1999/2000 mit wenigen Ausnahmen in die Säurestufe „übermäßig sauer“ einzuordnen. Die Äquivalentensumme $\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$ sowie der Alkalinitätsverlust der Quellwässer waren entsprechend hoch, beide Versauerungsindikatoren korrelierten eng (LETHMATE 2004 a, b, LETHMATE & SCHNEIDER 2001, LETHMATE et al. 2004).

Eine immissionsökologische Pilotstudie im Birgter Berg/RO aus den Jahren 1986–1988 gab erste empirische Hinweise auf den extremen Versauerungsstatus des Osning-Quellwassers (LETHMATE & LETHMATE 1990). Die in dieser Untersuchung beprobte Birgter Quelle (BQ) am Südhang des RO wurde im hydrologischen Jahr 2007/2008 nachuntersucht, so dass mit der Untersuchung 1999/2000 drei Datensätze vorliegen. Diese Arbeit dokumentiert den hydrochemischen Vergleich der drei Beprobungen im Messintervall der hydrologischen Jahre 1988 – 2000 – 2008. Dabei steht auch die Frage im Vordergrund, ob der Vergleich wie in anderen Regionen ein Regenerationsverhalten erkennen lässt. Die allgemeine Übertragbarkeit der inzwischen in etlichen Regionen festgestellten Gewässerentsauerung (DE WIT & SKJELKVÅLE 2007, SCHAUMBURG et al. o. J.) ist mit Unsicherheiten behaftet, insofern sind möglichst zahlreiche einzugsgebietsbezogene Untersuchungen als Grundlage einer nachhaltigen Bewirtschaftung – auch im Kontext der EU-WRRL – notwendig (vgl. LORZ et al. 2005). Als besonders sensibler versauerungsgefährdeter Raum gilt der Nordteil der deutschen Mittelgebirge (SKJELKVÅLE et al. 2010), in dem auch das Untersuchungsgebiet RO und die BQ liegen.

2 Untersuchungsgebiet

Die BQ liegt im RO, dem nordwestlich ausstreichenden Berglandsporn des Teutoburger Waldes (Abb. 1). Das herzynisch streichende Kettengebirge Teutoburger Wald mit meist zwei parallel verlaufenden Schichtkämmen, einem Kalksteinkamm der Oberkreide und einem Sandsteinkamm der Unterkreide, besteht im RO aus mehreren lokal bezeichneten Sandsteinrippen. Der Kalksteinzug tritt morphologisch nur als Bergfußfläche in Erscheinung. Der geologischen Einheitlichkeit „Osning-Sandstein“ steht im RO eine geomorphologische Heterogenität gegenüber, das Gelände ist durch Quertäler stark zergliedert. Der Osning-Sandstein ist ein fast reiner Quarzsandstein mit geringem Chlorid- und Schwefelgehalt. Sein natürliches Grundwasser ist durch niedrige Härtegrade und geringe Mineralgehalte gekennzeichnet und bildet einen Natrium-Chlorid-Typ (THIERMANN 1970).

Die BQ entspringt im RO am Südhang des Birgter Berges in einer Höhe von 102 m ü. NN (r3408738, h5792738) an einem Schichtenwechsel des Osning-Sandsteins (sandig-tonige Zwischenschichten des Apts und Gravenhorster Sandstein des Mittel- und Oberbarrême). Sie entwässert ein kleines Einzugsgebiet. Nach Art des Wasseraustritts handelt es sich um eine Auslaufquelle, nach dem Abflussverhalten um eine Fließquelle. Der Abfluss ist meist im Februar/März am höchsten und sinkt von April bis August kontinuierlich ab. Im Herbst ist die Quelle entweder trocken gefallen oder schüttet nur minimal. Das Quellwasser wurde hangabwärts in mehreren Teichen aufgestaut (vgl. Abb. 1), eine Forellenzucht gelang infolge der hohen Aluminium-Konzentrationen aber nicht.

Silicium-Gehalte von $8,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ SiO}_2$ zeigen, dass das Wasser in Bezug auf die Löslichkeit von Quarz leicht untersättigt ist, ein Indiz für kurze Fließwege und geringe Aufenthaltszeiten. Das Quellwasser ist klar, eine gelb-braune Verfärbung als Indiz einer Huminsäureauswaschung ist nicht erkennbar. Pflanzensoziologisch ist die BQ durch die azidokline Saumgesellschaft des Berg-Lappenfarns (*Luzulo luzoloidis-Thelypteridetum limbospermae*) gekennzeichnet. Die natürliche, nur noch in Reliktarealen vorkommende Waldgesellschaft des RO ist ein Drahtschmielen-Buchenwald (*Deschampsio flexuosae* – Fagetum typicum) auf bodensauren, nährstoffarmen Podsolen. Als Ersatzgesellschaft dominieren im RO Kiefernökosysteme (POLLMANN & LETHMATE 2002, 2003).

Heutige Vorkommen von Heidezeigern (*Calluna vulgaris*, *Juniperus communis*) zeugen von einer früheren Verheidung des Gebietes, noch Anfang des 20. Jahrhunderts hieß es (BROCKHAUSEN 1917, S. 25): „In der Tat ist der Sandsteinrücken des Teutoburger Waldes eine große Höhenheide.“ Eine historische Karte aus dem Jahr 1616 zeigt den RO baumlos. Möglicherweise steht der mit der langzeitigen Verheidung verbundene Biomasseentzug in Zusammenhang mit den verbreiteten Eschböden im Vorland. Pedogenetisch herrschen im RO Eisen-Humus-Podsole vor, an den Hängen finden sich Kolluvien. Die Böden haben verengte C/N-Verhältnisse (um 25), niedrige pH(CaCl₂)-Werte (Oberboden pH 2,5; Unterboden pH 4,5) und hohe Schwefel- und Bleigehalte. Das Blei konzentriert sich im Oh-Horizont der Humusaufgabe ($\bar{\sigma} 245 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb}_{\text{EDTA}}$) und ist Indiz atmogener Schwermetalleinträge.

Die Niederschlagshöhe des RO beträgt im langjährigen Mittel 824 mm mit einem Hauptmaximum im Juli (96 mm) und einem Nebenmaximum im Dezember (85 mm). Der April ist mit 35 mm der niederschlagsärmste Monat. Die Lage des RO im nordrhein-westfälischen Gülle-Belt bedingt hohe Stickstoffeinträge. In den letzten Jahren (2005 – 2009) lag der N-Eintrag noch bei durchschnittlich $25,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Spannweite $23,7 - 30,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Der Depositionstyp ist ammoniumgeprägt, das langjährige $\text{NH}_4^+/\text{N}/\text{NO}_3^-$ -N-Verhältnis in der Kronentraufe von 1,93 (Spannweite 1,7 – 2,28) liegt deutlich über dem Schwellenwert 1,5 für den Einfluss der Intensivtierhaltung. Insbesondere in den 1970er und 1980er Jahren war der RO auch von hohen Schwefeleinträgen betroffen (Bestand: ca. $45 \text{ kg SO}_4^{2-}\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), im Messzeitraum 2005 – 2009 betrug der S-Eintrag noch durchschnittlich $13,3 \text{ kg SO}_4^{2-}\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Spannweite $11,5 - 16,9 \text{ kg SO}_4^{2-}\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Wenngleich die Depositionsraten versauernd wirkender Luftverunreinigungen demnach zurückgegangen sind, führen sie im RO noch immer zu einer erheblichen Überschreitung der kritischen Belastungswerte („Critical Loads“) sowohl für Gesamtsäure wie auch für eutrophierenden Stickstoff (LETHMATE 2010).

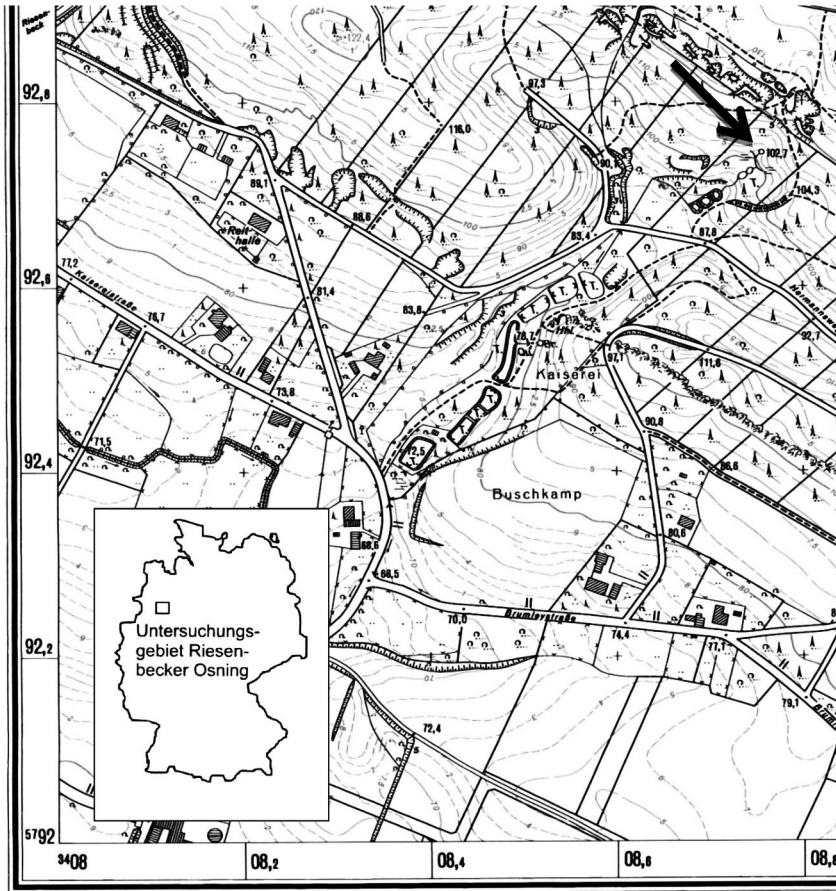


Abb. 1 Lage der Birgter Quelle (Pfeil) im Untersuchungsgebiet „Riesenbecker Osning“. Kartenausschnitt DGK5 3711/3712 (Ibbenbüren, Schierloh-Süd); © Geobasisdaten: Kreis Steinfurt – Vermessungs- und Katasteramt –, ST/1/2011.

Fig. 1 Location of the Birgter Spring in the research area „Riesenbecker Osning“. Segment DGK5 3711/3712 (Ibbenbüren, Schierloh-Süd); © Geobasisdaten: Kreis Steinfurt – Vermessungs- und Katasteramt –, ST/1/2011.

3 Methode

Die BQ wurde in den hydrologischen Jahren 1987/1988 monatlich, 1999/2000 und 2007/2008 vierzehntäglich beprobt. Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert wurden im Gelände gemessen (Hg-Thermometer, WTW LF 318, WTW pH 320). Im Messzeitraum 2007/2008 wurde der Abfluss der Quelle in einer Direktmessung erfasst. Die Inhaltsstoffe der Proben wurden mit folgenden Verfahren bestimmt:

DOC: Multi N/C Fa. Analytic Jena AG nach Membranfiltration (Celluloseacetat 0,45 µm); Anionen: nach Membranfiltration (Celluloseacetat 0,45 µm) und Festphasenextraktion über RP-C18-Kartuschen mittels Ionenchromatograph DX-120 Fa. DIONEX an spezifischen Anionenaustauschersäulen im NaHCO₃/Na₂CO₃-Eluenten; Ammonium: wie Anionen, aber an spezifischer Kationenaustauschersäule im Methansulfonsäure-Eluenten; Alkali- und Erdalkalielemente sowie Schwermetalle: Flammen-Atomab-

sorptionsspektrometer AAS 5 FL Fa. Analytik Jena AG nach Membranfiltration (Celluloseacetat 0,45 µm) und Stabilisierung mit HNO₃ (vgl. auch LETHMATE & LETHMATE 1990, LETHMATE & SCHNEIDER 2001).

Da in elektrolytarmen Wässern die Ionendefizite in der Ionenbilanz stark schwanken, wurde der für kleine Fließgewässer empirisch ermittelte tolerierbare Fehlerbereich von 30 % zugrunde gelegt (HAAG 1997, vgl. auch LORZ 1999). Insgesamt liegen für den ersten Beprobungszeitraum zwölf Datensätze vor, für den Zeitraum 1999/2000 neun und für den letzten Zeitraum 22 Datensätze. Aus diesen Datensätzen werden in dieser Arbeit die Mittelwerte und Variationsbreiten berücksichtigt. Zur Abschätzung des Abflussverhaltens wurden Schüttung und DOC-Gehalte des Quellwassers sowie die Niederschlagshöhen der Messperiode 2007/2008 verglichen. Zum Vergleich mit dem geogenen Grundwassertyp und der drei Jahresproben untereinander wurden die Wasser-Typen aus den mittleren Stoffkonzentrationen bestimmt, wobei die Ionen in der Reihenfolge ihrer Häufigkeiten genannt werden. Ionen mit einem äquivalenten %-Anteil von >50 werden kursiv, zwischen 20 und 50 normal und zwischen 10 und 20 in Klammern gesetzt.

Die Beprobung der Jahre 1999/2000 war Teil einer umfangreichen Untersuchung aller RO-Quellen (n = 10). Die Auswertung dieser Daten (SCHNEIDER 2000) ergab auf der Basis der Mittelwerte aller Quellwässer statistisch signifikante Beziehungen zwischen pH-Wert und folgenden Versauerungsindikatoren (r = Korrelationskoeffizient nach Pearson und Signifikanzniveau in Klammern; nicht-marine Parameter sind mit * gekennzeichnet):

1. Versauerungsquotient (SCHOEN 1985):
 $(Ca^{*}+Mg^{*})/(SO_4^{*}+NO_3^{-}) \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}/\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (r = 0,96; p ≤ 0,01)
2. Alkalinitätsverlust (Δ Alk) (WRIGHT 1983):
 $\Delta \text{ Alk} = 0,91 \times (Ca^{*}+Mg^{*})+Al^{3+}+H^{+}-HCO_3^{-} \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (r = - 0,87; p ≤ 0,01)
3. Sulfat-Nitrat-Summe (SCHOEN et al. 1984): $\Sigma (SO_4^{*}+NO_3^{-}) \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (r = - 0,86; p ≤ 0,01)
4. Alkalinität für versauerte Gewässer (REUSS et al. 1987):
 $\text{Alk} = (HCO_3^{-}-H^{+}-Al^{3+}) \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (r = 0,79; p ≤ 0,05)
5. Säure-Neutralisationskapazität gemäß Ladungsbilanz (SKJELKVÅLE et al. 2000):
 $SNK_{LAB} = \Sigma (Ca^{2+}+Mg^{2+}+Na^{+}+K^{+}) - \Sigma (SO_4^{2-}+NO_3^{-}+Cl^{-}) \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (r = 0,78; p ≤ 0,05)

Die fünf Versauerungsindikatoren werden auch in dieser Arbeit herangezogen, um den Versauerungsgrad der BQ in den drei Beprobungszeiträumen zu vergleichen. Das ΔAlk-Modell wird dem Netto-Sulfat-Gehalt (= geogenes + Meersalz-korrigiertes Sulfat) gleichgesetzt. Da der geogene Sulfat-Gehalt des Osning-Sandsteins unbekannt ist – er dürfte aber aufgrund des schwefelarmen Sandsteins sehr niedrig sein – wird nur der Meersalz-korrigierte Anteil berücksichtigt.

Zur Prüfung der relativen Bedeutung des Nitrats und Sulfats am Versauerungsprozess wurde das N/S-Verhältnis bestimmt (UN ECE 2001). Es ist definiert als Nitrat-Konzentration dividiert durch die Äquivalentsumme des Sulfats und Nitrats: $N/S = NO_3^{-} / \Sigma (SO_4^{*} + NO_3^{-})$ (meq L⁻¹). Da das Untersuchungsgebiet unter atlantischem Klimaeinfluss steht, wurden die Parameter Calcium, Magnesium und Sulfat in der Berechnung der ersten drei Versauerungsindikatoren sowie des N/S-Verhältnisses Meersalz-korrigiert (Korrekturfaktoren nach UBA 1993).

4 Ergebnisse

Eine Fehlertoleranz in den Ionenbilanzen < 10 % wurde nur für die Wasserproben der Jahre 1987/1988 und 1999/2000 erreicht, im letzten Messzeitraum traten erhebliche Schwankungen auf: Die Ionensummendifferenzen (mit Al) lagen zwischen -39,2 % und +27 %, die Probe mit dem höchsten Anionendefizit wurde in der Auswertung nicht berücksichtigt. Da keine kontinuierlichen Daten aus dem Zeitraum zwischen den Messjahren vorliegen, wird im Vergleich der Stoffgehalte von Entwicklungstendenzen, nicht von Trends gesprochen. In der Übersicht der Quellwasserdaten (Tab. 1) zeigen zunächst die Schwankungen der Wassertemperatur, dass die BQ von der Außentemperatur beeinflusst ist (Jahresmittel der

Lufttemperatur im RO 8,9 °C). Das Abflussmuster war in allen drei Messperioden unterschiedlich. In der 1. Messperiode konnte ganzjährig beprobt werden. Die Niederschlagshöhe war mit 1011 mm (1987) und 872 mm (1988) überdurchschnittlich. Im 2. Messzeitraum lag im Januar/Februar ein Abflussmaximum, von Juli bis Dezember fiel die Quelle trocken. Die Niederschlagssumme war in beiden Jahren 1999 und 2000 unterdurchschnittlich (804 bzw. 818 mm). Für die letzte Messperiode sind Schüttung, DOC und Niederschlag gegenübergestellt (Tab. 2). Die Schüttung stieg von Oktober 2007 bis Januar 2008 langsam an und erreichte im Februar Höchstwerte von 0,25 – 0,5 L sec⁻¹. Die Monatsniederschläge lagen über dem langjährigen Monatsmittel, insbesondere im Januar (102,7 mm, Monatsmittel 57,6 mm). Mit rückläufigen Niederschlägen sank die Quellschüttung kontinuierlich bis August ab, ohne dass der erneute Anstieg der Niederschläge im Juli/August sich im Abflussverhalten abbildete. Im September 2008 war keine Beprobung mehr möglich, die Niederschlagshöhe lag mit 23,4 mm unter dem langjährigen Monatsmittel von 58,7 mm. Die DOC-Gehalte zeigen eine Beziehung zur Quellschüttung. Das Maximum von 6,5 mg L⁻¹ DOC fällt zusammen mit dem Schüttungsmaximum, die niedrigen Quellschüttungen am Anfang und Ende der Messperiode korrespondieren mit niedrigen DOC-Konzentrationen.

Die Leitfähigkeiten des Quellwassers bleiben in allen Messjahren mit einer Ausnahme im für Silikatquellen typischen Bereich (15 – 300 µS cm⁻¹) und deuten einen abnehmenden Gesamtionenengehalt an. Als wichtigster Indikator der Versauerungsintensität fällt der sich kaum verändernde pH-Wert auf. Nach der Säurestufen-Einteilung von BÖHMER & RAHMANN (1992) markiert er in allen Messzeiträumen die Stufe 4 „übermäßig sauer“. DOC-Werte, die Aufschluss über eine Versauerung durch organische Säuren geben können, liegen nur für den letzten Beprobungszeitraum vor. Ihr Mittelwert schließt eine organisch dominierte Versauerung aus (vgl. STEINBERG 1992). Die Annahme ansteigender DOC-Gehalte bei Entsauerung zugrunde gelegt (vgl. DE WIT & SKJELKVÅLE 2007), dürfte dies auch für die Messzeiträume davor gelten.

Tab. 1 Mittelwerte und Variationsbreite physikalisch-chemischer Kenndaten der Birgter Quelle in den hydrologischen Jahren 1987/1988, 1999/2000 und 2007/2008. Min = Minimum, Max = Maximum; n = Anzahl; n. g. = nicht gemessen.

Tab. 1 Characteristic physico-chemical data (mean values and variation range) of the Birgter Spring in the hydrological years 1987/1988, 1999/2000 and 2007/2008. Min = minimum, Max = maximum; n = number; n. g. = not measured.

Parameter	1987/1988 (n = 12)			1999/2000 (n = 9)			2007/2008 (n = 22)		
	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max
T °C	8,8	7,8	11	8,8	8	10,5	10,5	8	14,5
LF µS cm ⁻¹	260	245	273	256	210	272	249	243	319
pH	4,01	3,94	4,14	4,09	3,98	4,35	3,9	3,6	4
DOC mg L ⁻¹	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.	n. g.	2,16	0,28	6,5
Cl mg L ⁻¹	17,3	16,3	18,1	23,5	9,6	34	14,2	10	18
NO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	23,5	16,3	29,1	31,4	20,9	38,5	29,5	21,4	52
SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹	68,8	62,1	73,2	43,9	29,8	56,1	31,2	23,8	46
NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	0,46	0,3	0,62	0,14	0,06	0,25	0,7	0,5	0,9
Na ⁺ mg L ⁻¹	6,64	3,09	9,25	9,7	7,7	10,8	6,53	3,09	9,73
K ⁺ mg L ⁻¹	1,5	1,4	1,6	1,7	1,6	1,8	0,96	0,67	1,38
Ca ²⁺ mg L ⁻¹	9,2	8,1	10,6	8,2	7,2	9	6,6	3,28	15,5
Mg ²⁺ mg L ⁻¹	3,7	2,9	4,9	3,9	3,1	4,7	2,89	1,76	6,12
Mn ²⁺ mg L ⁻¹	0,18	0,15	0,21	0,16	0,09	0,19	0,12	0,06	0,19
Fe _{ges} mg L ⁻¹	0,07	0,04	0,11	0,04	0	0,1	0,04	0	0,11
Al ³⁺ mg L ⁻¹	10,1	7	12	8	5,6	10	5,03	2,5	7,3
Pb ²⁺ µg L ⁻¹	481	384	568	481	354	582	294	174	446

Die Chlorid-Konzentrationen bleiben meist im Schwankungsbereich der für den RO typischen geogen-ombrogenen Wässer (18 – 25 mg L⁻¹ Cl⁻; KELLER 1981). Die Mittelwerte der versauerungsrelevanten Anionen Sulfat und Nitrat liegen auf hohem Niveau und deuten eine gegenläufige Entwicklung an: Die Sulfat-Gehalte sinken deutlich, die Nitrat-Gehalte nehmen zu, wenngleich nicht in dem Maße wie die Sulfat-Konzentrationen fallen. Ammonium liegt im für Quellwässer zu erwartenden niedrigen Konzentrationsbereich ohne klare Entwicklungstendenz. Letzteres gilt auch für die Alkalimetalle Natrium und Kalium. Die basischen Kationen Calcium und Magnesium nehmen in ihren Konzentrationen ab. Die Mangan-, Aluminium- und Bleigehalte nehmen ebenfalls ab, Aluminium und Blei aber auf hohem Niveau.

Tab. 2 Schüttung der Birgter Quelle, DOC-Gehalte des Quellwassers und Niederschlagshöhen im Messzeitraum 2007/2008.

Tab. 2 Runoff of the Birgter Spring, DOC concentrations of the spring water and precipitation during the measuring period 2007/2008.

Datum	Schüttung L sec ⁻¹	DOC mg L ⁻¹	N mm
Sep-07	-	-	44,8
10/10/2007	0,02	1,2	123,6
31/10/2007	0,04	0,8	
12/11/2007	0,03	0,4	76,9
27/11/2007	0,06	1,5	
12/12/2007	0,07	4	88,7
02/01/2008	0,07	2,3	102,7
16/01/2008	0,05	1,8	
01/02/2008	0,5	6,5	69,3
12/02/2008	0,25	3,4	
22/02/2008	0,14	3,6	
03/03/2008	0,18	3,3	41,6
20/03/2008	0,11	2,9	
31/03/2008	0,1	2,9	
14/04/2008	0,13	2	41,3
30/04/2008	0,08	2,82	
15/05/2008	0,09	2,13	42,1
30/05/2008	0,08	1,23	
13/06/2008	0,05	1,44	57,3
24/06/2008	0,04	n. g.	
11/07/2008	0,01	1,34	109,8
21/07/2008	0,01	1,34	
14/08/2008	0,01	0,28	78,5
29/08/2008	0,01	0,32	
Sep-08	-	-	23,4

In gering mineralisierten Wässern wirken sich Konzentrationsveränderungen der hydrochemischen Parameter bei der Wasser-Typisierung aus. Im vorliegenden Fall betrifft dies vornehmlich die Äquivalentanteile von Natrium, Calcium und Magnesium (Tab. 3). Das Quellwasser zeigt über alle Messzeiträume

in der Kationen- und Anionendominanz aber keine Veränderung: Aluminium bleibt dominantes Kation, Sulfat dominantes Anion. Darin unterscheidet sich das Quellwasser deutlich vom geogenen Grundwasser-Typ, der mit seinem Anteil an Hydrogenkarbonat keinen Pufferungsverlust erkennen lässt.

Tab. 3 Geogener Grundwasser-Typ der Unterkreide/RO (THIERMANN 1970) sowie Wasser-Typen der Birgter Quelle in den hydrologischen Jahren 1987/1988, 1999/2000 und 2007/2008; Datenbasis der Quellwasser-Typisierung: Mittelwerte der Stoffkonzentrationen; RO = Riesenbecker Osning

Tab. 3 Geogene groundwater type of the Lower Cretaceous/RO (THIERMANN 1970) and water types of the Birgter Spring in the hydrological years 1987/1988, 1999/2000 and 2007/2008; database: mean values of matter concentrations, RO = Riesenbecker Osning.

Wasser	Typisierung
Geogenes Grundwasser	Na – Ca – (Mg) – Cl – HCO ₃
Quellwasser 1987/1988	Al – (Ca) – (Na) – (Mg) – SO ₄ – NO ₃ – Cl
Quellwasser 1999/2000	Al – (Na) – (Ca) – (Mg) – SO ₄ – Cl – NO ₃
Quellwasser 2007/2008	Al – Ca – (Na) – (Mg) – SO ₄ – NO ₃ – Cl

Alle Versauerungsindikatoren (Tab. 4) deuten im Vergleich der drei Messzeiträume auf eine zwar geringe, aber positive Veränderung der Quellwasserchemie hin. Dennoch bestätigen sie jeder für sich den anhaltend hohen Versauerungsgrad der BQ. Der mittlere Versauerungsquotient $(Ca^* + Mg^*) / (SO_4^* + NO_3^-)$ liegt in allen Messzeiträumen deutlich unter 1. Werte < 1 bedeuten den Verlust des Hydrogenkarbonat-Puffersystems. Entsprechend hoch ist ebenfalls in allen Messzeiträumen der mittlere Alkalinitätsverlust ΔAlk . Das ΔAlk -Modell geht davon aus, dass der Alkalinitätsverlust der (Netto-)Sulfatkonzentration äquivalent ist. Für die BQ trifft dies nicht zu, da Nitrat als weiteres Anion beteiligt ist. Die Sulfat-Nitrat-Summe ist dem Alkalinitätsverlust ΔAlk mit durchschnittlich 95 % äquivalent (vgl. Tab. 4). Säure-Neutralisationskapazität SNK_{LAB} und Alkalinität für versauerte Gewässer liegen in der BQ über den gesamten Messzeitraum im deutlich negativen Bereich, ebenfalls Beleg eines hohen Versauerungsgrades.

Tab. 4 Mittlere Versauerungsindikatoren der Birgter Quelle in den hydrologischen Jahren 1987/1988, 1999/2000 und 2007/2008; * = Meersalz-korrigiert.

Tab. 4 Mean acidification indices of the Birgter Spring in the hydrological years 1987/1988, 1999/2000 and 2007/2008; * = sea-salt corrected.

Versauerungsindikator	Einheit	1987/1988	1999/2000	2007/2008
$(Ca^* + Mg^*) / (SO_4^* + NO_3^-)$	mmol _c L ⁻¹	0,37	0,42	0,44
ΔAlk	mmol _c L ⁻¹	1,81	1,49	1,12
$\Sigma (SO_4^* + NO_3^-)$	mmol _c L ⁻¹	1,76	1,35	1,08
Alk saure Wässer HCO ₃ ⁻ – H ⁺ – Al ³⁺	mmol _c L ⁻¹	-1,22	-0,97	-0,69
SNK_{LAB}	mmol _c L ⁻¹	-1,21	-0,89	-0,7

Das mittlere Nitrat/Sulfat-Verhältnis der BQ (Tab. 5) gibt schließlich einen letzten entscheidenden Hinweis für ein anhaltend anthropogen versauertes Quellwasser. Die bis zum Jahr 2007/2008 ansteigenden N/S-Werte belegen zunächst, dass die relative Bedeutung des Nitrats am Versauerungsprozess zunimmt. In der BQ liegt dies sowohl an den sinkenden Sulfat- wie auch an den steigenden Nitrat-Konzentrationen.

Alle N/S-Verhältnisse liegen aber bis zum letzten Messzeitraum unter 0,5; Sulfat ist in der BQ noch immer das dominante versauernde Ion (vgl. UN ECE 2001).

Tab. 5 Mittlere Nitrat- und Sulfat-Gehalte sowie mittlere N/S-Verhältnisse der Birgter Quelle in den hydrologischen Jahren 1987/1988, 1999/2000 und 2007/2008, * = Meersalz-korrigiert.

Tab. 5 Mean nitrate and sulfate concentrations and mean N/S-ratios of the Birgter Spring in the hydrological years 1987/1988, 1999/2000 and 2007/2008; * = sea-salt corrected.

Jahr	NO ₃ ⁻ meq L ⁻¹	SO ₄ [*] meq L ⁻¹	NO ₃ ⁻ / Σ (SO ₄ [*] + NO ₃ ⁻) meq L ⁻¹ /meq L ⁻¹
1987/1988	0,38	1,38	0,22
1999/2000	0,51	0,85	0,38
2007/2008	0,47	0,6	0,44

5 Diskussion

Die Quellschüttung wird von der Niederschlagshöhe, der Größe des Einzugsgebietes, der Beschaffenheit der Gesteine und ihrer Wasserwege, dem Gefälle, dem Vegetationstyp u.a. gesteuert. Die Beziehung zwischen Quellschüttung und Niederschlag dürfte für die BQ nicht immer direkt sein, die Schüttung hängt auch vom Grundwasserspiegel vor dem Niederschlagsereignis ab. Besonders im Sommer wird der Grundwasserspiegel im Gravenhorster Sandsteins fallen, verstärkt durch Faktoren wie die Evapotranspiration. Die zur Verfügung stehenden Daten einer Messperiode (Tab. 2) erlauben aber nicht, die komplexe Beziehung der genannten Einflussfaktoren abzubilden. Wird DOC als Marker für den unmittelbaren Einfluss von Bodensickerwasser benutzt, spricht die enge Beziehung von DOC vs. Quellschüttung dafür, dass eine stärkere Schüttung durch Bodensickerwasser ausgelöst wird.

Wenngleich die berechneten Versauerungsindikatoren in ihrer Aussagekraft nicht unbedingt direkt miteinander vergleichbar sind und ihre Validität kontrovers diskutiert wird (vgl. z.B. BAUER et al. 1988, PEIFFER & LINDEMANN 1996), lassen ihre Werte in Verbindung mit den pH-Werten und Aluminium-Konzentrationen für die BQ zwei Interpretationen zu: (1) Die BQ ist chronisch versauert, (2) die Versauerung lässt eine verzögerte Umkehr, das heißt eine Entsauerung erkennen. Der nach BAUER et al. (1988) im Vergleich zu den Versauerungsindikatoren anschaulichere Ansatz der Wasser-Typisierung (Tab. 3) unterstreicht diese Schlussfolgerungen. Weitergehende Erklärungen zur Versauerungsdynamik der BQ bleiben ebenso wie solche zur Konzentrationsdynamik der Stoffgehalte gesonderten Analysen vorbehalten. Die Reversibilität der Wasserqualität meint keine Erholung, beide Begriffe sollten nicht vermengt werden (HAUHS 1994, LETHMATE 2003). Zur Vermeidung ökologischer Schäden werden pH-Werte von 5,5 und SNK-Werte von +20 bis +50 µmol_c L⁻¹ als notwendig erachtet, davon ist die Wasserqualität der BQ noch weit entfernt.

Die angedeutete Entsauerung betrifft noch nicht den pH-Wert der BQ. Auch die Quelle der Lange Bramke im Harz zeigt einen über 20 Jahre stabilen Säuregrad um pH 4,5 (MU 2006). Ein der BQ vergleichbares Entwicklungsmuster unverändert niedriger pH-Werte bei auf hohem Konzentrationsniveau sinkenden Aluminium- und Sulfat-Gehalten wurde im oberen Grundwasser unter Kiefernbestockung im Einzugsgebiet „Fuhrberger Feld“ bei Hannover dokumentiert (BÖTTCHER et al. 1997): Mitte der 1980er Jahre lag der pH-Wert bei 4,1, die Al-Konzentration bei 21 mg L⁻¹ und der SO₄²⁻-Gehalt bei 96 mg L⁻¹; 1993 betrug der pH-Wert 3,9, die Al-Konzentration 9,4 mg L⁻¹ und die SO₄²⁻-Konzentration 51 mg L⁻¹ (Mittelwerte). Die ähnliche geographische Breite der Untersuchungsgebiete könnte die hohen Konzentrationen des Aluminiums und Sulfats erklären: Die Untersuchungsgebiete liegen im von der stärksten Versauerung betroffenen Nordteil des nachgewiesenen Nord-Süd-Gefälles regionaler Versauerung (SCHOEN et al. 1984, LETHMATE 2004 b). Der parallele Rückgang der Aluminium- und Sulfat-Konzentrationen in

beiden Untersuchungsgebieten steht in Übereinstimmung mit der „Mobilen Anionen-Theorie“ (REUSS & JOHNSON 1985), dennoch scheint in diesen Regionen NW-Deutschlands die Erholungsrate sehr langsam zu verlaufen (SKJELKVÅLE et al. 2010).

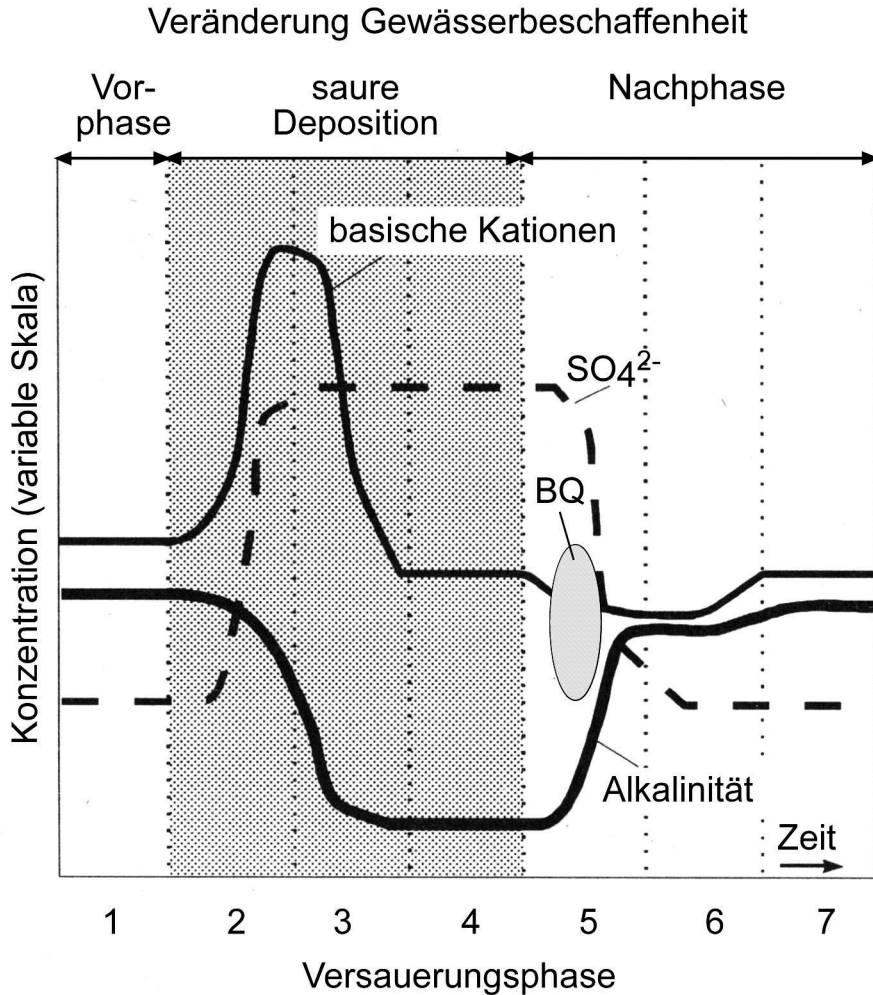


Abb. 2 Einordnung der Birgter Quelle (BQ) in ein Zeitphasen-Modell der Gewässerversauerung. Verändert nach STEINBERG & LENHART (1986), S. 5.

Fig. 2 Integration of the Birgter Spring (BQ) into a time phase model of freshwater acidification. Figure modified from STEINBERG & LENHART (1986), p. 5.

Die verzögerte Entsauerung der BQ ergibt sich wahrscheinlich durch aufgespeichertes Sulfat in den Waldböden des RO (vgl. SCHNEIDER et al. 2006) sowie durch den Rückgang der basischen Kationen Calcium und Magnesium, der auch andere Untersuchungsgebiete betrifft (LETHMATE 2004 b, SKJELKVÅLE et al. 2005). Die nur geringen Unterschiede im Versauerungsquotient $\text{Ca}^* + \text{Mg}^* / \text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$ zwischen den beiden letzten Messzeiträumen (Tab. 4) sind das Ergebnis dieser Entwicklung. Im Zeitphasen-Modell

der Gewässerversauerung (GALLOWAY et al. 1983, vgl. STEINBERG & LENHART 1986) liegt die BQ in Phase 5 (Abb. 2), die weitere Entwicklung wird zunehmend durch das Verhalten des Nitrats überlagert. Dass die hohen NH_4^+ -Einträge im RO die N-Dynamik seiner Waldböden beeinflussen, konnte mit einer depositionsabhängigen Ammonifikation belegt werden (LORZ et al. 2010). Infolge der von abiotischen und biotischen Einflüssen abhängigen N-Dynamik und damit verbunden der Effekte des Klimawandels (DE WIT & SKJELKVÅLE 2007) ist die Prognose über die weitere Erholung der BQ allerdings erschwert und kann nur durch Folgeuntersuchungen ermittelt werden.

6 Zusammenfassung

LETHMATE, J.: Versauerung der Birgter Quelle - nordwestlicher Teutoburger Wald im Messintervall der hydrologischen Jahre 1988 – 2000 – 2008. - *Hercynia* N. F. 44 (2011): 27 – 38.

Die Versauerung der Birgter Quelle (BQ), einer Silikatquelle in einem kleinen Wassereinzugsgebiet des nordwestlichen Teutoburger Waldes (Sandsteinkamm), wird im Vergleich der hydrologischen Jahre 1987/1988, 1999/2000 und 2007/2008 analysiert. Die physiko-chemischen Kenndaten des Quellwassers werden für alle Messzeiträume in Mittelwert und Variationsbreite gegenübergestellt. Auf der Basis der Mittelwerte wird das Quellwasser typisiert und untereinander sowie mit dem geogenen Grundwasser-Typ verglichen. Fünf Versauerungsindikatoren werden berechnet, die einen statistisch signifikanten Zusammenhang zum pH-Wert zeigen: der Versauerungsquotient $\text{Ca}^* + \text{Mg}^* / \text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$, der Alkalinitätsverlust ΔAlk , die Äquivalentsumme $\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$, das Alkalinitätsmodell saurer Gewässer ($\text{HCO}_3^- - \text{H}^+ - \text{Al}^{3+}$) sowie die Säure-Neutralisationskapazität auf Basis der Ladungsbilanz (SNK_{LAB}). Um den relativen Einfluss der sauren Anionen Sulfat und Nitrat zu prüfen, wurde das N/S-Verhältnis $\text{NO}_3^- / \text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-$ bestimmt (* = Meersalz-korrigiert).

Die Ergebnisse führen zu zwei Interpretationsmöglichkeiten: (1) Die BQ ist chronisch versauert. (2) Eine verzögerte Entsauerung ist erkennbar, nicht aber eine ökologische Erholung. Sulfat bleibt über alle Messzeiträume dominantes versauerndes Anion, der Einfluss des Nitrats nimmt zu. Die Entwicklung des Quellwassers wird in einem Zeitphasen-Modell der Gewässerversauerung veranschaulicht und vor dem Hintergrund geoökologischer Standortmerkmale des Untersuchungsgebietes sowie anderer, vergleichbarer Gebiete NW-Deutschlands diskutiert.

7 Danksagung

Ich danke Frau Dr. Birgit Schneider (Universität Leipzig) für hydrochemische Analysen, Herrn PD Dr. Carsten Lorz (TU Dresden) für hilfreiche Diskussionen und einem Gutachter für seine konstruktiv-kritischen Anmerkungen.

8 Literatur

- BAUER, J., LEHMANN, R., HAMM, A., AUERSWALD, K., BÖHM, A., FISCHER-SCHERL, T., HOFFMANN, R. W., KÜGEL, B., MERK, G., HOFFMANN, H. J. (1988): Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. - Ber. Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung, München.
- BÖHMER, J., RAHMANN, H. (Eds.) (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Literaturstudie. Veröff. Projekt „Angewandte Ökologie“ Bd. 3. - Karlsruhe.
- BÖTTCHER, J., LAUER, S., STREBEL, O., PUHLMANN, M. (1997): Spatial variability of canopy throughfall and ground-water sulfate concentration under a pine (*Pinus sylvestris*) stand. - *J. Environm. Qual.* 26: 503 – 510.
- BROCKHAUSEN, H. (1917): Die Flora des Teutoburger Waldes von Bevergern bis Brochterbeck. - 45. Jahresber. Westf. Provinzial-Verein für Wissenschaft und Kunst für 1916/1917: 20 – 28.

- DE WIT, H., SKJELKVÅLE, B. L. (2007): Trends in surface water chemistry and biota. The importance of confounding factors. - ICP Waters Report 87/2007 (online abrufbar).
- GALLOWAY, J. N., NORTON, S. A., CHURCH, M. R. (1983): Freshwater acidification from atmospheric deposition of sulfuric acid: A conceptual model. - Environ. Sci. Technol. 17: 541 – 545.
- HAAG, I. (1997): Hydrochemische Dynamik und Versauerungsmechanismen im Quellgebiet der Großen Ohe. - Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe H. 6, Nationalpark Bayer. Wald.
- HAUHS, M. (1994): Does reduction in SO₂ and NO_x emissions lead to recovery? - In: STEINBERG, C. E. W. & WRIGHT, R. F. (Eds.): Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future. Dahlem Workshop Reports. - Environ. Sci. Research Report 14: 103 – 115.
- KELLER, G. (1981): Die heutigen geohydrologischen Verhältnisse des Ibbenbürener Tales im nördlichen Münsterland. - Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 8: 63 – 96.
- LETHMATE, J. (2003): Versauerung aquatischer Ökosysteme: Das Ende eines Großexperimentes? - Petermanns Geogr. Mitt. 147: 56 – 65.
- LETHMATE, J. (2004a): Gewässerversauerung. Atlas-Doppelblatt aus dem Themenbereich II Landesnatur. - In: GEOGRAPHISCHE KOMMISSION FÜR WESTFALEN (Ed.): Geographisch-landeskundlicher Atlas von Westfalen. Lieferung 12, Doppelblatt 1. - Aschendorf, Münster.
- LETHMATE, J. (2004b): Begleittext zum Doppelblatt Gewässerversauerung aus dem Themenbereich II Landesnatur. - In: Ibid.
- LETHMATE, J. (2010): Ökologisches Langzeitmonitoring im Teutoburger Wald. - Online-Beitrag Westfalen Regional (www.lwl.org/LWL/Kultur/Westfalen-Regional).
- 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 pufferungsschwacher Raum: Gewässerversauerung im Osning-Sandsteinzug. - Hercynia N. F. 34: 161 – 170.
- LETHMATE, J., ARNING, H., BUTZ-BRAUN, R., SCHNEIDER, K. (2004): Das pHAl-Säureregime von Waldquellen des Riesenbecker Osning/nördlicher Teutoburger Wald. - Hercynia N. F. 37: 155 – 168.
- LORZ, C. (1999): Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge. – UFZ-Bericht Nr. 14/1999, Leipzig, Halle.
- LORZ, C., KOWALKOWSKI, A., JÓWIAK, M., KOZŁOWSKI, R., SCHNEIDER, B. (2005): Die Regenerierung von versauerten Fließgewässern - Eine vergleichende Fallstudie aus dem Westerzgebirge und dem Świątokrzyskie Gebirge. - Hercynia N. F. 38: 41 – 58.
- LORZ, C., EISSNER, C., LETHMATE, J., SCHNEIDER, B. (2010): Spatial and temporal small-scale variability of nitrogen mobilization in a forest ecosystem with high N deposition in NW Germany. - Environm. Pollution 158: 424 – 439.
- MU – Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz (2006): Versauerung von Oberflächengewässern. www.umwelt.niedersachsen.de (Stand: 2006; Zugriff: 2010-03-10).
- PEIFFER, S., LINDEMANN, J. (1996): Kritische Anmerkungen zur Verwendung des Alkalinitätsbegriffs in der Limnologie. - Dtsch. Ges. für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 1995 (Berlin): 389 – 393.
- POLLMANN, W., LETHMATE, J. (2002): Das Luzulo luzuloidis-Thelypteridetum limbospermae Wittig 2000, eine azidokline Saumgesellschaft auch am Riesenbecker Osning. - Flor. Rundbr. 36 (1-2): 51 – 54.
- 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.
- REUSS, J. O., JOHNSON, W. (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. - J. Environm. Qual. 14: 26 – 31.
- REUSS, J. O., COSBY, B. J., WRIGHT, R. F. (1987): Chemical processes governing soil and water acidification. - Nature 329 (3): 27 – 31.
- SCHAUMBURG, J., MAETZE, A., LEHMANN, R., CORING, E., ZAHN, H. (o. J.): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. - Ber. d. Jahre 2005-2006 (online abrufbar).
- SCHNEIDER, K. (2000): Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Riesenbecker Osning. – Staatsexamensarb., Universität Münster.
- SCHNEIDER, B., LORZ, C., LETHMATE, J. (2006): Versauerung und Mobilisierungspotential von Sulfat in geschichteten Böden des nordwestlichen Teutoburger Waldes. - Geo-Öko 27 (3/4): 175 – 194.
- SCHOEN, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. - Nationalparkverwaltung Bayer. Wald (Ed.): Symposium Wald und Wasser, Grafenau 02. - 05. Sept. 1985: 631 – 643.

- SCHOEN, R., WRIGHT, R., KRIETER, M. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. . Naturwiss. 71: 95 – 97.
- SKJELKVÅLE, B. S., ANDERSEN, T., HALVORSEN, G. A., RADDUM, G. G., HEEGAARD, E., STODDARD, J., WRIGHT, R. F. (2000): The 12-year report: Acidification of surface water in Europe and North America; trends, biological recovery and heavy metals. - NIVA (Norwegian Institute for Water Research), Oslo (ICP-Waters report 52/2000).
- SKJELKVÅLE, B. L., DE WIT, H., GARMO, Ø. (2010): Acidification of surface waters - is the problem solved in 2010? - 26. Jahrestagung d. Dt. Ges. f. Limnologie, 27.09. - 01.10. 2010, Univ. Bayreuth.
- STEINBERG, C. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? Einige geochemische Grundlagen. - In: BÖHMER, J., RAHMANN, H. (Ed.): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. - Veröff. Projekt „Angewandte Ökologie“ Bd. 3: 27 – 35.
- STEINBERG, C., LENHART, B. (1986): Diskussionsbeiträge zur Geochemie der Gewässerversauerung. - DGM 30 (1): 1 – 9.
- THIERMANN, A. (1970): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 25000. Erläuterungen zu Blatt 3711 Bevergern. - Geol. Landesamt, Krefeld.
- UBA - Umweltbundesamt (Ed.) (1993): UN ECE convention on long range transboundary air pollution, task force mapping: Manual on methodologies and criteria for mapping Critical Loads/Levels and geographical areas where they exceeded. - UBA-Texte 25/93. Berlin.
- UN ECE - United Nations Economic Commission for Europe (2001): Assessment of trends and leaching of nitrogen at ICP Waters sites (Europe and North America). - Dokument EB.AIR/WG.1/2001/7 (online abrufbar).
- WRIGHT, R. F. (1983): Predicting acidification of North American lakes. - NIVA Report 4/1983, Norwegian Institute for Water Research, Oslo.

Manuskript angenommen: 15. Januar 2011.

Anschrift des Autors:

Prof. i. R. Dr. Jürgen Lethmate,

Westfälische Wilhelms-Universität, Institut für Didaktik der Geographie, Schlossplatz 7, D-48149 Münster.

E-Mail: juergen.lethmate@uni-muenster.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Hercynia](#)

Jahr/Year: 2011

Band/Volume: [44](#)

Autor(en)/Author(s): Lethmate Jürgen

Artikel/Article: [Versauerung der Birgter Quelle - nordwestlicher Teutoburger Wald im Messintervall der hydrologischen Jahre 1988 – 2000 – 2008 27-38](#)