

# Langzeitige Bilanz des hydrochemischen Versauerungsindikators Sulfat-Nitrat-Summe - Die Fallstudie Teutoburger Wald

Jürgen LETHMATE

6 Abbildungen und 5 Tabellen

## Abstract

LETHMATE, J.: Long-term balance of the hydro-chemical acidification indicator sulphate-nitrate-sum - The case study Teutoburg Forest. - Hercynia N. F. 52/2 (2019): 111 – 127.

The sulphate-nitrate-sum is considered a prominent hydro-chemical indicator, which established a north-south gradient of water acidification in Germany in 1983 with the Kaufung Forest ranking in the first place. A few years later, the positions of this indicator within the acidification gradient were already obsolete, the indicator had the highest level in the Teutoburg Forest. The further development of the sulphate-nitrate indicator has been calculated from long-term raw data of hydro-chemical investigations in the Teutoburg Forest until recently and its value has been discussed critically in spatial comparison and location-specific acidification dynamics.

Key words: Teutoburg Forest, sulfate-nitrate-sum, water acidification, acidification gradient, location-specific acidification dynamics

## 1 Einleitung

Im Jahr 1983 wurde in mehreren Publikationen erstmals die Sulfat-Nitrat-Summe als hydrochemischer Indikator verwendet, um auf die Gewässerversauerung der Bundesrepublik Deutschland aufmerksam zu machen (SCHOEN et al. 1983, 1984, SCHOEN & WRIGHT 1983). In Karten und Diagrammen (Abb. 1) wurden die regionalen Befunde vorgestellt mit dem Fazit, dass die Sulfat-Nitrat-Summe in den einzelnen deutschen Untersuchungsgebieten, insbesondere im Kaufunger Wald (KW), „mit zu den höchsten bisher in der Welt bekannt gewordenen Werten zählen“ (SCHOEN & WRIGHT 1983). Andere Autoren übernahmen den Befund in Wort und Bild (z.B. KRIETER 1988, 1991, LINKERSDÖRFER & BENECKE 1987) und schlossen aus der Verteilung der Befunde ein Nord-Süd-Gefälle des Indikators (LEHMANN et al. 1985), begründet wahrscheinlich mit dem Verlauf der Schwefeldepositions-Isolinie von  $10 \text{ g S} / \text{m}^2 \text{ a}^{-1}$  um den Verdichtungsraum Rhein-Ruhr (Abb. 1).

Dieser Beitrag prüft die Nord-Süd-Hypothese und die resultierende Position des Kaufunger Waldes als „Paradebeispiel“ der Gewässerversauerung in Deutschland (AUGUSTIN & MALESSA 2003) und bilanziert die langfristige Entwicklung der Sulfat-Nitrat-Summe mit dem Schwerpunkt Teutoburger Wald.

## 2 Methodische Vorbemerkungen

### 2.1 Geographische Missverständnisse zum Untersuchungsgebiet

Der Teutoburger Wald (TW) oder Osning ist ein herzynisch streichendes Faltengebirge am Südrand des Weser-Berglandes und besteht hauptsächlich aus einem Oberkreide- und einem Unterkreiderücken, dem basenreichen Kalkstein- und dem kalk- und schwefelarmen Sandsteinosning (HENDRICKS & SPEETZEN 1987). Seine Geomorphologie als etwa 100 km langer, vor allem sehr schmaler Höhenzug führt oft dazu, ihn als Oberkreide-, also Kalksteinosning zu generalisieren. Bodenkundelehrbücher kartieren ihn geologisch einheitlich als Kalksteingebiet (AMELUNG et al. 2018) und pedologisch einheitlich als Braunerde-Rendzina-Gebiet (KUNTZE et al. 1994). In der botanischen Literatur wird er manchmal durchgehend als Kalkbuchenwald-Landschaft ausgewiesen (VERBÜCHELN et al. 1995). Eine Maßstabsfrage kann diese Generalisierung nicht sein: In einer geologischen Karte von Deutschland im Maßstab 1:2000000 werden im TW die Formationen Oberkreide (Signatur kro) und Unterkreide (Signatur kru) differenziert (VEERHOFF et al. 1996). Großmaßstäbigere Bodenkarten unterscheiden im TW ein südliches schmales Band „Rendzina, z.T. Braunerde-Rendzina“ und ein nördliches schmales Band „basenarme Braunerde, z.T. Podsol-Braunerde“ (DAHM-ARENS 1995), Vegetationskarten zwischen einem südlichen Kalkbuchenwald und einem nördlichen Silikatbuchenwald (POTT 1985).

Die Generalisierung als kalkreicher und damit pufferungsstarker Höhenzug hat in der Versauerungsliteratur wahrscheinlich dazu geführt, dass der TW weder in den Listen und Deutschlandkarten zur Boden- noch zur Gewässerversauerung genannt wird (LEHMANN et al. 1985, 1989, WIETING 1986, 1987, WALTHER & HÖLSCHER 1988, KRIETER 1988, 1991, LINKERSDÖRFER & BENECKE 1987). Auch in nordrhein-westfälischen Studien zur Gewässerversauerung wurde er nie erwähnt, wahrscheinlich weil die Behörden das Bergland als Untersuchungsraum nicht in Auftrag gaben (KIELBASSA et al. 2000, CORING & BÄTHE 2002). Überraschend ist dies insofern, als am Fuss des TW bereits zu Beginn der 1980er Jahre in den dortigen Hangfussquellen versauerungsbedingte wasserwirtschaftliche Probleme auftraten, die bis heute andauern. Aktuelle Daten sind auf Anfrage an das Wasserwirtschaftsunternehmen der Öffentlichkeit nicht zugänglich, da das Unternehmen aufgrund seines GmbH-Status nicht wie Behörden dem Umweltinformationsgesetz unterliegt (Bielefelder Stadtwerke, schriftl. Mitt. vom 23.10.2017).

Dass der TW zu den potentiell versauerungsgefährdeten Landschaften gehören müsste, wurde wegen seiner Luvlage zur Luftschadstofffahne des Rhein-Ruhr-Gebietes allerdings schon früh vermutet (LÜKEWILLE et al. 1984, ULRICH & MEYER 1986). Zudem wurde bei der Frage der Bodenversauerung entlang des TW auf den hoch empfindlichen Osningsandsteinzug hingewiesen (ALBERS 1988). Belege zur Bodenversauerung im Sandsteinosning gab es schon aus dem Jahr 1987 (GEHRMANN et al. 1987). Auch Vegetationsuntersuchungen der 1980er Jahre im gesamten Osning zur Verbreitung von floristischen Säurezeigern blieben unbeachtet, ebenso Depositionsstudien im Bielefelder Osning mit Säureeinträgen, die zu dieser Zeit dem Säureeintrag im viel zitierten Ökosystem Solling gleichkamen (GODT 1986, WITTIG et al. 1987).

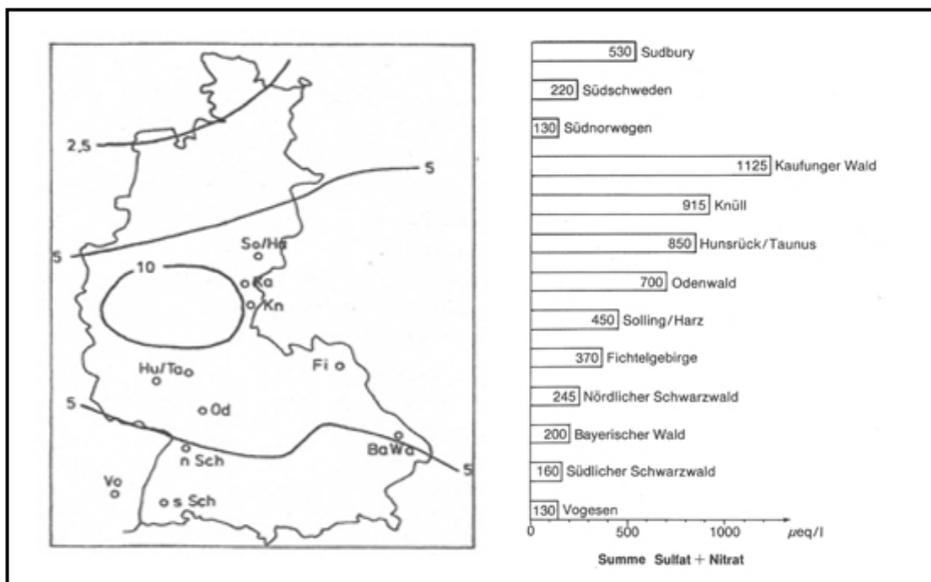


Abb. 1 Lage der Probenahmegebiete und Schwefeldeposition ( $\text{g} / \text{m}^2 \cdot \text{a}$ ) der Alten BRD (links) und Versauerung dieser Gebiete als Summe von Sulfat + Nitrat. Zum Vergleich der Größenordnungen Untersuchungsgebiete in Kanada und Nordeuropa. Abkürzungen: So/Ha = Solling/Harz, Ka = Kaufunger Wald, KN = Knüllgebirge, Hu/Ta = Hunsrück/Taunus, Fi = Fichtelgebirge, Od = Odenwald, nSch = nördl. Schwarzwald, sSch = südl. Schwarzwald, Vo = Vogesen. Nach SCHOEN & WRIGHT (1983).

Fig. 1 Location of sampling areas and sulphur deposition ( $\text{g} / \text{m}^2 \cdot \text{a}$ ) in the Old Federal Republic of Germany and acidification of these areas as the sum of sulphate + nitrate. For comparison of magnitude research areas in Canada and Northern Europe. Abbreviations: So/Ha = Solling/Harz, Ka = Kaufunger Forest, KN = Knüll Mountains, Hu/Ta = Hunsrück/Taunus, Fi = Fichtelgebirge, Od = Odenwald, nSch = northern Black Forest, sSch = southern Black Forest, Vo = Vosges. According to SCHOEN & WRIGHT (1983).

Ein Widerspruch ergibt sich in einem Kartierungsprojekt über pufferungsschwache Räume Deutschlands, wenn eine Karte „Pufferungsvermögen der anstehenden Gesteine“ den Sandsteinosning in nordwestlicher Fortsetzung des Eggegebirges als karbonatfreien bis karbonatarmen schmalen Streifen ausweist, in der dazugehörigen Karte „Zur Gewässerversauerung neigende Gebiete“ bleibt der TW aber farblich weiß (= hinsichtlich einer Gewässerversauerung nicht gefährdet, LEHMANN & HAMM 1988). Literaturstudien zur Gewässerversauerung enthalten bis heute eine thematische Karte versauerungsgefährdeter Gebiete, in die der TW gar nicht eingetragen ist (Abb. 2). Das der Karte zugrundeliegende Gefährdungskriterium, eine Gesamthärte des Grundwassers von  $< 8^\circ\text{dH}$ , wird aber in jeder regionalen hydrogeologischen Karte für den Sandsteinosning schon im Jahr 1970 mit  $2,4^\circ\text{dH}$  als sehr gering bewertet (GLA 1970). In der jüngsten Übersicht zur Gewässerversauerung in Deutschland ist der TW auch im bundeslandspezifischen Teil Nordrhein-Westfalen nicht genannt (BITTERSOHL et al. 2014).

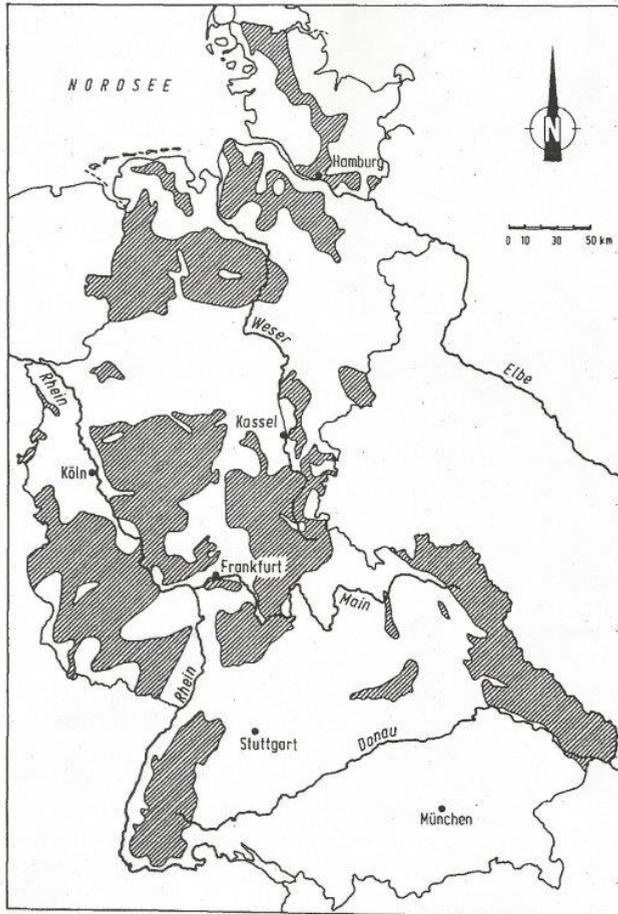


Abb. 2 Versauerungsgefährdete Gebiete in Westdeutschland. Schraffiert = Regionen mit einer Gesamthärte  $< 8^\circ$  dH des Grundwassers. Nach SCHLEYER & MILDE (1990).

Fig. 2 Areas threatened with acidification in West-Germany. Hatched = regions with a total hardness  $< 8^\circ$  dH of the groundwater. According to SCHLEYER & MILDE (1990).

## 2.2 Langfristiger Depositionstyp des Teutoburger Waldes

Die langfristigen Sulfat-Nitrat-Summen der Waldquellen des TW nur mit Bezug zu den S-Depositions-Isolinien der 1970er Jahre (Abb. 1) zu beurteilen übersieht, dass der TW bereits in den 1980er Jahren stark vom Einfluss des westfälisch-niedersächsischen Gülle-Belts geprägt war (LETHMATE et al. 2002). Verursacht durch die Pufferwirkung der Ammoniakemissionen konnten pH-Werte des Niederschlags ermittelt werden, die zu den höchsten in Nordrhein-Westfalen zählten, die resultierenden Ammoniumkonzentrationen im Freiland- und Bestandsniederschlag waren folglich ebenfalls hoch (LETHMATE & LETHMATE 1990). Landesweite Depositionsstudien führten besonders für den nördlichen

TW zum Ergebnis eines ammoniumbetonten Depositionstyps, der weiter südlich im Bielefelder Osning in einen ammonium- und schwefelbetonten Depositionstyp überging (GEHRMANN 1990). Bis in die jüngste Zeit ist der  $\text{NH}_4^+$ -Anteil der N-Depositionen im TW sehr hoch (Tab. 1). Selbst auf einer relativ kleinmaßstäbigen Deutschlandkarte ist die Lage des TW im Bereich der höchstbelasteten N-Deposition Nordwest-Deutschlands erkennbar (Abb. 3). Zwar gibt es keine lineare Beziehung zwischen Ökosysteminput und -output, die Depositionscharakteristik aber wirkt sich auf den Bodenzustand und damit auch auf die Quellwasserbeschaffenheit aus, zumal wenn das Quellwasser aus oberflächennahem Abfluss resultiert.

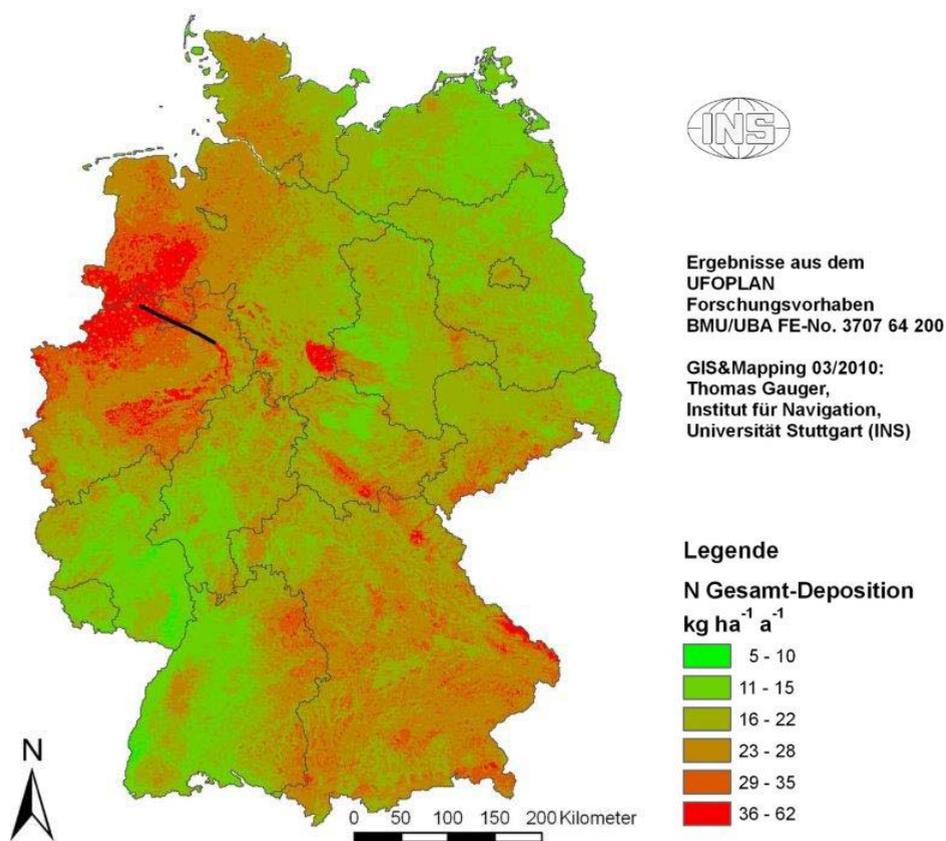


Abb. 3 Karte der Gesamtdepositionen an Stickstoff über Deutschland nach Modellrechnungen für das Jahr 2007. Schwarze Linie: Verlauf des Teutoburger Waldes. Mit freundl. Genehmigung von Dipl.-Geogr. Th. Gauger, Institut für Navigation, Univ. Stuttgart.

Fig. 3 Map of total N-deposition over Germany according to model calculations for the year 2007. Black Line: course of the Teutoburg Forest. By courtesy of Dipl. Geogr. Th. Gauger, Institute for Navigation, Univ. Stuttgart.

Zeitraum	N mm	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N
		kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> (Ø)		
1988 – 1990	646	58,9	20,1	40,4
1991 – 1995	750	58,6	23,5	53,8
1996 – 2000	720	51,8	26,5	60,4
2001 – 2005	795	40,7	27,3	53,1
2006 – 2010	859	30,1	23,2	43,8
2011 – 2015	683	20,6	19,5	33,0
Minimum	383	16,8	14,5	27,6
Maximum	1193	78,1	35,5	75,5

Tab. 1 Langzeitige Niederschläge und saure Depositionen im Dörenberg/Teutoburger Wald. Nach NLWKN, schriftl. Mitt. 2017.

Table 1 Long-term precipitation and acid depositions in the Dören Mountain/Teutoburg Forest. According to LWKN, written message 2017.

### 2.3 Wasseranalytik und Vergleiche

Die Messungen der hydrochemischen Parameter Sulfat und Nitrat erfolgten im jeweiligen Zeitraum der hier zitierten Studien nach anerkannt gültiger Laboranalytik (vgl. LETHMATE & LETHMATE 1990, LETHMATE et al. 2017, LETHMATE & SCHNEIDER 2019; für die Studien anderer Autoren wird dies ebenfalls vorausgesetzt). Der Anteil des Nitrats an der Sulfat-Nitrat-Summe wurde mit dem Stickstoff-Schwefel-Koeffizienten  $KNS = NO_3^- / [SO_4^{2-} + NO_3^-]$  berechnet (TRAAN & STODDARD 1995). Entsprechend stehen alle Angaben zum KNS-Wert immer in Relation zur Sulfatkonzentration. Alle Berechnungen erfolgten ohne Meersalzkorrektur, sie ergibt nur in meernahen Gebieten größere Unterschiede (ZAHN 1990). Zudem ist ein Teil des Chlorids im TW HCL-Chlorid (LETHMATE 2013).

Wesentlich für den Vergleich der hydrochemischen Kennwerte ist die Herkunft des Quellwassers. Die TW- und KW-Quellwässer stammen aus oberflächennahen Fließwegen mit entsprechend Wetter- und Bodentypen-abhängigem Abfluss (vgl. FEGER 1989). Die SCHOEN-Daten (Abb. 1) geben Sulfat-Nitrat-Summen aus kleinen kalkarmen Fließgewässern wieder, ohne dass sich feststellen lässt, ob darunter auch Quellen sind. Quellwasserdaten sollten bevorzugt werden, da Quellen den unmittelbaren Belastungszustand des Ökosystems deutlicher anzeigen als quellferne Fließgewässer mit meist verdünnter Konzentration der Inhaltsstoffe (PUHE 1982). So ist z.B. Nitrat aus Quellen des Erzgebirges höher konzentriert als in quellferneren Erzgebirgsbächen (ANDREAE & JACOB 2016, MENZER & FEGER 2005). Eine Quelle aus dem südlichen TW bzw. dem Übergang TW/Egge entwässert aus tieferen Gesteinsschichten (GEHRMANN & BURGGRAF 1990), sie wird daher wohl im korrigierten SCHOEN-Diagramm (Pkt. 3.1), nicht aber im Quellwasservergleich TW/KW berücksichtigt.

Um die Dimension der Sulfat-Nitrat-Summen und der KNS-Werte im TW zu veranschaulichen, werden diese Kennwerte auch aus Waldquellen der ehemals hochbelasteten Region des Erzgebirges herangezogen, die Rohdaten (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg L<sup>-1</sup>) wurden von JACOB (2019) zur Verfügung gestellt. Die Quellen entwässern oberflächennah aus Hangsedimenten (SCHEITHAUER 2006). Ihre hydrochemischen Kenndaten sind daher mit denen der TW- und KW-Quellen vergleichbar.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Die korrigierten Sulfat-Nitrat-Summen der 1980er Jahre

Die erste Anwendung der Sulfat-Nitrat-Summe als Indikator der Gewässerversauerung erschien Anfang der 1980er Jahre (Abb. 1). Wenige Jahre später wurden weitere Studien zur Gewässerversauerung aus dem TW und der Senne bekannt (GEHRMANN & BURGGRAF 1990, LETHMATE & LETHMATE 1990, REINHARDT 1987), aus deren Rohdaten Sulfat-Nitrat-Summen berechnet werden können. Danach ergibt sich schon für Ende der 1980er Jahre ein korrigiertes Bild der regionalen Rangpositionen der Indikatorsumme Sulfat + Nitrat: Die höchste Summe muss dem nördlichen TW zugeordnet werden, gefolgt von der Senne, dem Kaufunger Wald und dem südlichen TW (Abb. 4). SCHOEN (1986: Abb.1) hatte schon drei Jahre nach der Erstveröffentlichung die Senne in einer Karte mit  $990 \mu\text{molc L}^{-1}$  ergänzt. Werden aber nicht nur eine, sondern alle Senne-Quellen mit pH-Werten  $< 4,5$  berücksichtigt (Krampsbach, Schnakenbach und Ölbach, REINHARDT 1987), ergibt sich für die Senne die in Abbildung 4 verzeichnete höhere mittlere Sulfat-Nitrat-Summe. Die Position des in Abbildung 4 ebenfalls ergänzten und nördlich des KW gelegenen Reinhardswaldes errechnet sich nach PUHE (1982).

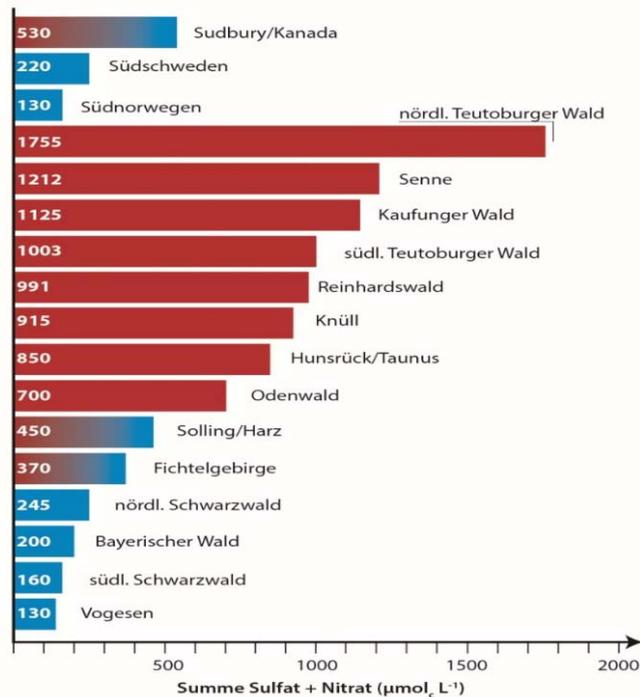


Abb. 4 Korrigierte Sulfat-Nitrat-Summen als Indikator der Gewässerversauerung in verschiedenen Untersuchungsgebieten der 1980er Jahre (vgl. Abb.1). Entwurf: J. Lethmate.

Fig. 4 Corrected sulphate-nitrate-sums as indicator of water acidification in different research areas of the 1980<sup>th</sup> (see Fig.1). Draft: J. Lethmate.

Die Stellung der TW- und Senne-Summen ist umso valider, als sie nicht aus Wässern der Schneeschmelze stammen, dennoch aber den KW-Wert übersteigen. Schmelzwässer führen zu Säuresprüngen, „der Schneeschmelzabfluss kann den normalen Abfluss bis um das 100fache übersteigen“ (LINKERSDÖRFER & BENECKE 1987). Versauerungsrelevante Parameter, insbesondere Sulfat, sind demnach höher konzentriert, der KW-Wert kann überschätzt werden (DURKA & SCHULZ 1992). Die Untersuchung von PUHE (1982) zur Versauerung von KW-Quellen erlaubt einen Datenvergleich ohne Schneeschmelzeinfluss, seine Beprobung datierte am 19./20.04.1981. Die mittlere  $[\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-]$ -Summe von 10 sauren KW-Quellen betrug  $1370 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$  (Streubreite  $688 - 1767 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ ), lag demnach zwar über dem Senne-Mittel ( $1212 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ ), aber noch immer unter dem Mittel der nördlichen TW-Quellen von  $1755 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$  (Abb. 4).

### 3.2 Vergleich hochbelasteter Quellen in den 1980er Jahren

Um die unterschiedliche Wasserqualität in den drei Gebieten mit der höchsten regionalen Sulfat-Nitrat-Summe nach Abbildung 4 zu vergleichen, seien die hydrochemischen Profile je einer Quelle mit Säuregraden von  $\text{pH} < 4,5$  des TW (LETHMATE & LETHMATE 1990), der Senne (REINHARDT 1987) und des KW (PUHE 1982) gegenübergestellt (Tab. 2). Dabei muss der exemplarische Charakter des Vergleichs beachtet werden, alle Quellen sind Weichwässer, deren Ionengehalte sich angesichts der vielfältigen Einflussfaktoren sehr heterogen verhalten (vgl. die Beispiele in REINHARDT 1987: 21 ff.). Der extreme DOC-Wert der KW-Quelle von  $26 \text{ mg L}^{-1}$  kennzeichnet diese als durch Humusstoffe geprägt, daher der niedrige pH-Wert. Die hohen Cl-Werte prägen die TW-Quelle als geogen-ombrogenen Gewässertyp. Unter den sauren Anionen erreicht Sulfat in beiden Quellen in etwa die gleiche Konzentration, der Nitratgehalt ist in der TW-Quelle deutlich erhöht. Die Sulfat-Nitrat-Summe zeigt dies mit  $1549,4 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$  (KW) und  $1944,9 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$  (TW). Eisen- und Mangan-Gehalte scheinen in der KW-Quelle pedogen verursacht zu sein, die sogenannten „Molkenböden“, Sonderbildungen des Pseudo- und Stagnogleys, mit ihrem anaeroben und sauren Milieu führen zu erhöhter Löslichkeit von  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{Mn}^{2+}$  (QUADFLIEG 1990). Aluminium ist in der TW-Quelle um mehr als das Doppelte höher konzentriert als in der KW-Quelle. Unter den Schwermetallen fällt der extrem hohe Pb-Gehalt in der TW-Quelle auf, er korrespondiert mit hohen Pb-Akkumulationen in den TW-Böden und wird wie Al in den sauren Böden verstärkt mobilisiert (GODT 1985, SCHNEIDER et al. 2013).

Die hydrochemischen Kennwerte der Senne-Quelle liegen in etwa zwischen denen der Birgter Quelle (TW) und der Schwarzbachquelle (KW). Angaben zu Schwermetallen fehlen für die Senne-Quelle bei REINHARDT (1987), sind aber nach LÜKEWILLE (1989) für Pb und Cd in Sennegewässern deutlich erhöht. Die Versauerung dürfte in allen Untersuchungsgebieten entscheidend von der Sulfat-Nitrat-Summe beeinflusst sein, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Der Anteil des Nitrats in Relation zum Sulfat ist im TW mit einem  $\text{KNS} = 0,24$  deutlich höher als im KW ( $\text{KNS} = 0,11$ ) und auch in der Senne ( $\text{KNS} = 0,15$ ), der N-Einfluss am Versauerungsgeschehen in der Birgter Quelle (TW) ist am größten.

Parameter	Einheit	Birgter Quelle (TW)	Krampsbach-Quelle (Senne)	Schwarzbach-Quelle (KW)
LF	µS cm/l	259	158	-
Cl	mg/l	16,3	9,8	8,8
NO <sub>3</sub> -N	"	6,5	2,4	2,4
SO <sub>4</sub> -S	"	23,7	15,4	22,1
Na	"	8,65	4,6	4,1
K	"	1,44	-	1,23
Ca	"	8,52	11,6	7,16
Mg	"	3,14	1,1	3,8
Mn	"	0,16	-	0,5
Fe	mg/l	0,06	0,16	0,40
Al	"	11,6	5,0	4,72
Cu	µg/l	1,7	-	2,0
Pb	"	511	-	7,5
Cd	"	4,5	-	3,8
pH		4,02	4,33	3,29
DOC	mg/l	5,8	4,9	26,0

Tab. 2 Hydrochemischer Vergleich dreier Quellwässer der hochversauerten Gebiete Teutoburger Wald, Senne und Kaufunger Wald in den 1980er Jahren. Nach Daten von LETHMATE & LETHMATE (1990), REINHARDT (1987), PUHE (1982).

Table 2 Hydro-chemical comparison of three spring waters of the highly acid areas Teutoburg Forest, Senne and Kaufunger Forest in the 1980<sup>th</sup>. Data according to LETHMATE & LETHMATE (1990), REINHARDT (1987), PUHE (1982).

### 3.3 Sulfat-Nitrat-Summen und Alkalinitätsverlust

Versauerung wird herkömmlich definiert als Verlust an Alkalinität ( $\Delta\text{Alk}$ ) (STEINBERG 1982). Das Alkalinitätsmodell  $\Delta\text{Alk} = 0,91 [\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+} - \text{HCO}_3^-$  ( $\mu\text{mol}_e \text{L}^{-1}$ ) sollte bei vorliegender Gewässerversauerung mit der Sulfat-Nitrat-Summe derart korrelieren, dass beide Versauerungsindikatoren einem Verhältnis von 1:1 entsprechen (SCHOEN 1985). Die entsprechenden Daten einer Quelle aus dem nördlichen TW (Birgter Quelle, Tab. 2) führen zum Ergebnis, dass die Sulfat-Nitrat-Summe aller Probenahmen einen Prozentanteil zwischen 91,8 und 98,4 % (Mittel 95,4 %) an den  $\Delta\text{Alk}$ -Werten ergeben (Tab. 3). Nach dem anwendbaren Pearson-Korrelationskoeffizient ist die Korrelation zwischen beiden Parametern hochsignifikant und stark ( $r = 0,949$  bei  $p < 0,001$ ). In einer Ausweitung auf 10 Quellen im Birgter Berg / nördlicher TW (Probenumfang  $n = 81$ ) bleibt die signifikante Korrelation zwischen beiden Parametern mit  $r = 0,89$  ( $p = 0,01$ ) bestehen (Abb. 5). Auch mit dem pH-Wert korreliert die Sulfat-Nitrat-Summe des umfangreicheren Probenumfangs mit  $r = -0,90$  bei  $p = 0,01$  signifikant (LETHMATE & SCHNEIDER 2001). Nach LINKERSDÖRFER & BENECKE (1987) heißt das, dass S- und N-haltige Depositionen letztlich als Hauptverursacher des Alkalinitätsverlustes anzusehen sind.

Probedatum	$\Delta$ ALK	$\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$	% $\Delta$ ALK
	$\mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$		
13.10.1987	1882	1804	95,8
30.11.1987	2041	1904	93,3
19.12.1987	2112	1939	91,8
24.01.1988	2053	1991	97,0
13.02.1988	2027	1994	98,4
28.03.1988	1978	1910	96,6
17.04.1988	2007	1945	96,9
23.05.1988	2003	1830	91,4
19.06.1988	1865	1790	96,0
16.07.1988	1785	1733	97,1
14.08.1988	1685	1641	97,4
18.09.1988	1632	1518	93,0
Mittel	1922,5	1833,3	95,4

Tab. 3 Alkalinitätsverlust  $\Delta$ Alk, Sulfat -Nitrat-Summen und Prozentanteile dieser Summen  $\Delta$ Alk aller Probenahmen in einer Teutoburger Waldquelle während des Jahres 1988. Nach LETHMATE & LETHMATE (1990).

Table 3 Alkalinity loss  $\Delta$ Alk, sulphate + nitrate sums and their percentage of  $\Delta$ Alk of all samplings in a Teutoburg Forest spring during the year 1988. According to LETHMATE & LETHMATE (1990).

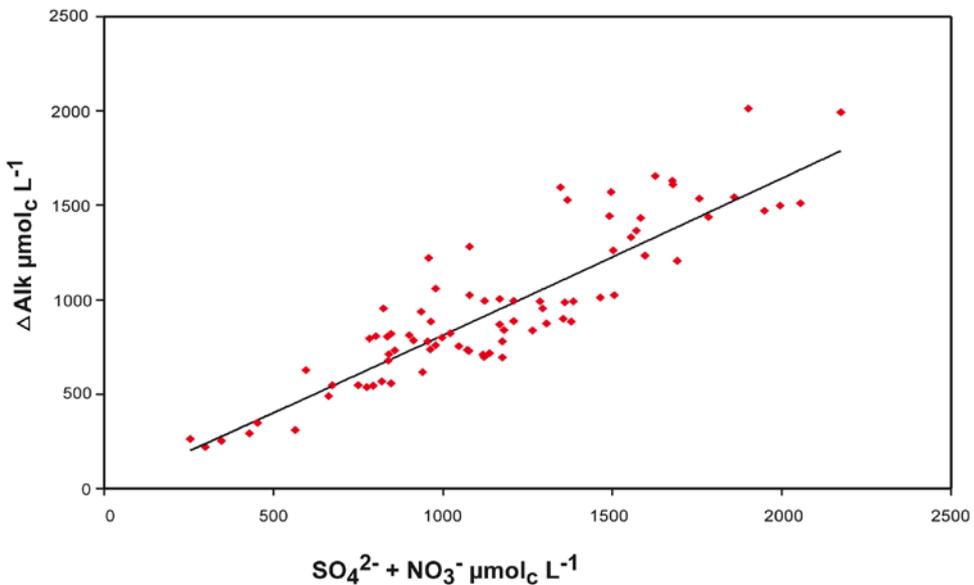


Abb. 5 Beziehung zwischen  $\Delta$ Alk-Werten und Äquivalentsummen Sulfat-Nitrat in 10 TW-Quellen. Eigene Daten.

Fig. 5 Relation between  $\Delta$ Alk -values and the equivalent sums sulphate-nitrate in 10 springs of the Teutoburg Forest. Own data.

### 3.4 Langzeitige Sulfat-Nitrat-Summen im Vergleich

Während SCHOEN und Co-Autoren nach ihren Originalarbeiten zu Beginn der 1980er Jahre keine späteren Sulfat-Nitrat-Daten veröffentlichten, wurde die Birgter Quelle im nördlichen TW in Zeitscheiben zwischen den Jahren 1988 – 2018 hydrochemisch untersucht. Zwei weitere, einige Kilometer östlich der Birgter Quelle entspringende Waldquellen wurden in den Jahren 2016 und 2018 hydrochemisch analysiert. Die Birgter Quelle (Tab. 4) dokumentiert über die drei Dekaden den kontinuierlichen Rückgang der Sulfat-Nitrat-Summen und meist auch ihrer Molekülanteile, bleibt aber auf einem Konzentrationsniveau, das die Versauerung nicht aufhebt. Der KNS-Wert, also der Nitratanteil an dem Versauerungsindikator der Sulfat-Nitrat-Summe, stieg über die Jahrzehnte, der letzte Wert verhält sich diskontinuierlich wie auch die Sulfat- und Nitratkonzentration im Jahr 2018. Das Jahr 2018 war ein Ausnahmejahr mit einem extrem heißen, trockenen Sommer. Dass die hohen Sulfat- und Nitrat-Summen in der Birgter Quelle (Tab. 3) keine Ausnahmen für den TW darstellen, zeigen die entsprechenden Werte der beiden anderen TW-Quellen. Dort wurden im Jahr 2016 bzw. 2018 aus den Sulfat- und Nitratkonzentrationen noch  $1251,2 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$  bzw.  $1466,6 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1} \text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-$  errechnet (LETHMATE et al. 2017, LETHMATE & SCHNEIDER 2019).

Tab. 4 Langzeitige Sulfat + Nitrat-Summen, Sulfat- und Nitratkonzentrationen und der Koeffizient Nitrat/Sulfat + Nitrat (KNS) einer Teutoburger Waldquelle über drei Dekaden. Eigene Daten.

Table 4 Long-term totals of sulphate + nitrate, sulphate and nitrate concentrations and the coefficient nitrate/sulphate + nitrate of a spring water in the Teutoburg Forest over three decades. Own data.

Hydrologisches Jahr	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	KNS = NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> / [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]
	μmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup>			
1988	1810	1430	380	0,21
2000	1420	910	510	0,36
2008	1130	650	480	0,43
2018	1060	790	270	0,26

Die Sulfat-Nitrat-Summen aus je einer Quelle des westlichen, mittleren und östlichen Erzgebirges belegen das intensive Versauerungsausmaß der TW-Quellen. Die zum Vergleich herangezogenen Sulfat-Nitrat-Summen der Erzgebirgsquellen umfassen die Jahre 2000, 2007 und 2016. Zwar deuten auch hier rückgehende Kennwerte eine Entsauerung an, die Sulfat-Nitrat-Summen und ihre Molekülbestandteile fallen aber sogar im früher hochbelasteten Osterzgebirge niedriger als im TW. Deutlich wird in den KNS-Werten der Erzgebirgsquellen der im Vergleich zum TW erheblich geringere Nitratanteil an der Sulfat-Nitrat-Summe (Tab. 5). Der Boxplot der KNS-Werte der Erzgebirgsquelle nahe Olbernhau des Jahres 2016 (KNS.EG.2016) und der TW-Quelle des Jahres 2018 (KNS.TW.2018) veranschaulicht den hoch-signifikanten Unterschied (T-Test/U-Test,  $p < 0.001$ ) (Abb. 6).

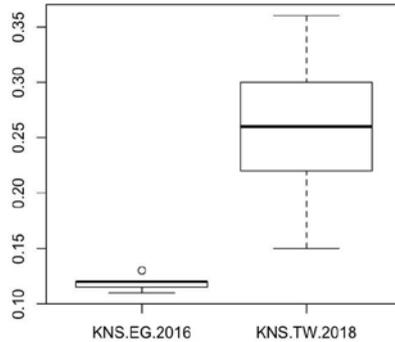


Abb. 6 Boxplot der KNS-Werte eines Quellwassers im Erzgebirge und Teutoburger Wald in den Jahren 2016 bzw. 2018 (KNS.EG.2016, KNS.TW.2018).

Fig. 6 Boxplot of the KNS-values of a spring water in the Ore Mountain and the Teutoburg Forest in the years 2016 and 2018 (KNS.EG.2016, KNS.TW.2018).

Tab. 5 Sulfat- und Nitratkonzentrationen, Sulfat + Nitrat-Summen und Koeffizient Nitrat/Sulfat + Nitrat (KNS) dreier Erzgebirgsquellen. Rohdaten nach JACOB, schriftl. Mitt. 2019.

Table 5 Sulphate and nitrate concentrations, sulphate + nitrate-sums and the coefficient nitrate/sulphate + nitrate (KNS) in three springs of the Ore Mountains. Raw data according to JACOB, written message 2019.

Standort	Quelle Westergebirge (Klingenthal)			Quelle Mittl. Erzgebirge (Olbernhau)			Quelle Ostergebirge (Cunnersdorf)		
	Jahr	2000	2007	2016	2000	2007	2016	2000	2007
Parameter	$\mu\text{mol}_e \text{L}^{-1}$ (Mittel)								
$\text{SO}_4^{2-}$	471,5	284,8	218,6	894,7	750,4	736,7	1362,3	1080,7	950,9
$\text{NO}_3^-$	77,8	80,2	41,4	179,7	126,3	98,7	172,8	74,2	26,7
$[\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-]$	549,3	365,0	260,0	1074,4	876,7	835,4	1535,2	1154,9	977,7
KNS-Wert	0,14	0,22	0,16	0,17	0,14	0,12	0,11	0,06	0,03

## 4 Diskussion

Die Sulfat-Nitrat-Summen der ersten Untersuchung zur Gewässerversauerung in Deutschland (SCHOEN et al. 1983, SCHOEN & WRIGHT 1983) waren bereits im selben Jahrzehnt überholt. In den Quellen des TW und in der Senne lagen sie höher als im KW. Nach BRAUKMANN (2000) sollten aber zur Einschätzung einer Versauerungsgefährdung mehrere Indikatoren verwendet werden. Werden weitere Indikatoren der Gewässerversauerung wie pH-Wert, Alkalinität, Versauerungsquotient  $[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] / [\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-]$  sowie Aluminium herangezogen, ergeben sich für den TW höhere Indikationen anthropogen bedingter Gewässerversauerung als im KW (LETHMATE 2019). Die intensive Gewässerversauerung insbesondere des nördlichen TW würde mit dem von LEHMANN et al. (1985)

angegebenen Nord-Süd-Gefälle der Gewässerversauerung in Deutschland übereinstimmen, die Sulfat-Nitrat-Summen der TW-Quellen füllen genau die Lücke im Norden zwischen der 10 g und 5 g S-Isolinie, die in Abbildung 1 offen ist. Vordergründige neue Rangpositionen, etwa mit dem TW als das intensivste versauerte Bergland, sollten daraus dennoch nicht ohne eine datengeleitete Identifikation des jeweiligen Versauerungsgeschehens abgeleitet werden. Isolinien der S-Deposition sind dazu in heutiger Sicht angesichts anhaltend hoher N-Depositionen nicht mehr hinreichend, zudem kennzeichnet oft eine ausgeprägte Regionsspezifität die hydrochemischen Sulfat-Nitrat-Summen (DURKA & SCHULZE 1992).

Im Buntsandstein Hessens, darunter auch dem KW, wird in den dortigen hydrochemischen Parametern der Quellwässer ebenfalls ein Nord-Süd-Gradient nachgewiesen, welcher allerdings unter anderen Aspekten folgendermaßen begründet wird: „Dies kann nicht auf den mittlerweile über direkte Depositionsmessungen in Waldbeständen bestätigten Nord-Süd-Gradienten in der Sulfatdeposition zurückgeführt werden, sondern hat seine Ursache indirekt in den regional stark wechselnden lithostratigraphisch-tektonisch-bodenkundlichen Voraussetzungen des Arbeitsgebietes“ (QUADFLIEG 1990). Im KW sind die „Molkenböden“ und daraus resultierend die Zusammenhänge zwischen sehr niedrigem pH-Wert, hohen  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Gehalten und sehr hohen DOC-Gehalten ein Spezifikum. Zudem wechseln im Buntsandstein Nordhessens Versauerungsindikatoren wie die Alkalinität kleinräumig, so dass vor regionalen Aussagen zur Versauerungsempfindlichkeit von Einzugsgebieten abgeraten wird (QUADFLIEG 1990).

Ein Spezifikum des TW bleibt sein jahrzehntelanger Einflussbereich gegenüber zwei Luftmassen: der in Abbildung 1 nur berücksichtigten schwefelhaltigen Abluftfahne des Rhein-Ruhr-Gebietes müssen die hohen Ammoniumeinträge aus der westfälisch-niedersächsischen Intensivtierhaltungsregion hinzugefügt werden (LETHMATE et al. 2002). Wenn die S-Deposition auch erheblich nachgelassen hat, so trifft das nicht in gleichem Maße für die  $\text{NH}_4^+$ -Deposition zu (vgl. Tab. 1). Das wiederum hat erhebliche ökosystemare Konsequenzen: die „verborgene Säure“ Ammonium hat im Boden ein Versauerungspotential, das die eigentliche Säurebelastung des Regenwassers ( $\text{H}^+$ -Konzentration) um ein Vielfaches überschreitet (NLWKN 2005, vgl. auch HAUHS & WRIGHT 1986). Zudem verweisen bereits die hohen Nitratwerte ( $16,3 - 29,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ ) und die deutlich messbaren Ammoniumkonzentrationen ( $0,3 - 0,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_4^+$ ) der ersten Quellwasser-Untersuchungen im TW auf stickstoffgesättigte Böden (LORZ et al. 2010), insofern ist der erhöhte KNS-Wert verständlich (Tab. 4). Auch in anderen Untersuchungsgebieten schwanken langfristig infolge der ökosysteminternen Stickstoffdynamik besonders die KNS-Werte, das heißt die Nitratkonzentrationen (DURKA & SCHULZE 1992, KIFINGER et al. 1998). Zudem haben die TW-Böden Schwefel aufgespeichert (SCHNEIDER et al. 2006), der langsame Abbau des Schwefelspeichers könnte die bis heute hohen Schwefelanteile der Sulfat-Nitrat-Summen in den TW-Quellen mitverursachen, die konditionierende Rolle des Bodens für die Höhe der Sulfatausträge aus Quellen ist belegt (QUADFLIEG 1990).

Im Erzgebirge wird der West-Ost-Gradient zunehmender versauerungsrelevanter hydrochemischer Kennwerte von atmogenen, pedogenen und geogenen Faktoren bestimmt (MENZER & FEGER 2005, SCHEITHAUER 2006). Ein Spezifikum der dortigen Waldstandorte sind die nach dem Nachlass der Schwefelsäurebelastung verbesserten Wuchsbedingungen der Bäume. Die niedrigen, sich seit 2003 auf einem Niveau von  $2 - 6 \text{ mg L}^{-1}$  verstetigten Nitratkonzentrationen in den Quellen stehen in Zusammenhang mit einer N-Speicherung der noch stickstoffungesättigten Böden und werden als Ausdruck erhöhter N-Bindung in der Baumbiomasse interpretiert (ANDREA & JACOB 2016, vgl. auch VESELÝ et al. 2002). Dies erklärt die im Vergleich zum TW niedrigen KNS-Werte der Quellwässer.

Zudem erreichen die langfristigen Ammoniumdepositionen im Erzgebirge mit  $14 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  (Klingenthal) und  $20 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  (Olbernhau) bis heute nicht das  $\text{NH}_4^+$ -Eintragsniveau des TW mit langfristigem Mittel von  $61,7 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  (Streubreite  $35,9 - 98,1 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ). Es bleibt somit bei aller Diskussion um Rangpositionen und / oder räumlichen Versauerungsgradienten der Sulfat-Nitrat-Summe das Fazit: Die Versauerungsdynamik ist standortspezifisch (ELLING et al. 2007).

## 5 Zusammenfassung

LETHMATE, J.: Langzeitige Bilanz des hydrochemischen Versauerungsindikators Sulfat-Nitrat-Summe - Die Fallstudie Teutoburger Wald. - Hercynia N. F. 52/2 (2019): 111 – 127.

Die Sulfat-Nitrat-Summe gilt als prominenter hydrochemischer Indikator, der im Jahr 1983 ein Nord-Süd-Gefälle der Gewässerversauerung in Deutschland begründete mit dem Kaufunger Wald in erster Rangposition. Einige Jahre später waren die Positionen dieses Indikators innerhalb des Versauerungsgefälles bereits überholt, der Indikator hatte eine höchste Ausprägung im Teutoburger Wald. Aus langfristigen Rohdaten hydrochemischer Untersuchungen im Teutoburger Wald wird die Entwicklung des Sulfat-Nitrat-Indikators bis in die jüngste Zeit berechnet und seine Wertigkeit im räumlichen Vergleich und standortspezifischer Versauerungsdynamik kritisch diskutiert.

## 6 Danksagung

Ich danke Frau Dr. Birgit Schneider / Universität Leipzig für ihre langjährige Unterstützung im Teutoburger Wald-Projekt und besonders für das konstruktive Gutachten über diese Arbeit.

## 7 Literatur

- ALBERS, H. J. (1988): Darstellung der unterschiedlichen Empfindlichkeit der Waldböden gegenüber Versauerung. - LÖLF-Jahresbericht 1988: 38 – 40.
- AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B. M. (2018): Scheffer/Schachtschabel. Lehrbuch der Bodenkunde. - Springer Spektrum, Berlin.
- ANDREAE, H., JACOB, F. (2016): Monitoring auf forstlichen Dauerbeobachtungsflächen. - In: Landesanstalt f. Umwelt, Landwirtschaft u. Geologie (Hrsg.): Stickstoffmonitoring sächsischer Böden, S. 51 – 73. Dresden.
- AUGUSTIN, S., MALESSA, V. (2003): Gewässerversauerung. - Handbuch d. Umweltwissenschaften 11. Erg. Lfg. 12/03: 3 – 12.
- BITTERSOHL, J., WALTHER, W., MEESENBURG, H. (2014): Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland - Entwicklung und aktueller Stand. - Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung 58 (5): 260 – 272.
- BITTERSOHL, J., ZAHN, M. T., RÜDIGER, F., KREBS, M., SAGER, H. (1995): Faktoren der Grundwasserversauerung im granitischen Fichtelgebirge. - Z. dt. geol. Ges. 146: 108 – 113.
- BRAUKMANN, U. (2000): Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Bachtypen in Baden-Württemberg. - Karlsruhe (Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg.), 447 S. + Anhang.
- CORING, E. & BÄTKE, J. (2002): Bericht zum Untersuchungsauftrag „Trendentwicklung der Gewässerversauerung in Nordrhein-Westfalen“. - Ecoring, Hardeggen.

- DAHM-ARENS, H. (1995): Boden und Bodennutzung. - In: Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Geologie im Münsterland, S. 106 – 117. Krefeld.
- DURKA, W., SCHULZE, E.-D. (1992): Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges. - Z. Umweltchem. Ökotox. 4 (4): 217 – 226.
- ELLING, W., HEBER, U., POLLE, A., BEESE, F. (2007): Schädigung von Waldökosystemen. Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. - Elsevier Spektrum Akademischer Verlag, München.
- FEGER, K.-H. (1989): Hydrologische und chemische Wechselwirkungsprozesse in tieferen Bodenhorizonten und im Gestein in ihrer Bedeutung für den Chemismus von Waldgewässern. - DVWK-Mitt. 17: 185 – 204.
- GAUGER, TH. (2011): Kartierung von Depositions Loads 2004 – 2007: 1. Textteil und Ergebnisstatistik, 2. Kartenabbildungen, Grafiken und regionale Statistik. Anhang 11 zum Abschlussbericht des BMU/UBA Forschungsvorhabens: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (FKZ 370764200). – UBA-Texte 42/2011.
- GEHRMANN, J. (1990): Ergebnisse mehrjähriger Depositionsmessungen. - In: Gehrman, J. (Hrsg.): Umweltkontrolle am Waldökosystem, S. 23-77. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup (Forschung und Beratung, Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, H. 48).
- GEHRMANN, J., BURGGRAF, M. (1990): Untersuchungen zum Stoffaustrag aus Waldökosystemen durch Quellschüttung in Oberflächengewässer. - In: Gehrman, J. (Hrsg.): Umweltkontrolle am Waldökosystem, S. 145-160. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup (Forschung u. Beratung, Wiss. Ber. Land- u. Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, H. 48)
- GEHRMANN, J., BÜTTNER, G., ULRICH, B. (1987): Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte im Land Nordrhein-Westfalen. - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd. 4. Göttingen.
- GLA - Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (1970): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000, Blatt 3711 Bevergern (A. Thiermann, Bearb.). - Krefeld.
- GODT, J. (1985): Schwermetallbelastung des Teutoburger Waldes südwestlich der Stadt Detmold. - Bielefelder Ökol. Beitr. 1: 7 – 16.
- GODT, J. (1986): Untersuchungen von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen – unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 19. Göttingen.
- HAUHS, M., WRIGHT, R. F. (1986): Regional pattern of acid deposition and forest decline along a cross section through Europe. - Water, Air, and Soil Pollution 31 (1/2): 463 – 474.
- HENDRICKS, A., SPEETZEN, E. (1983): Der Osning-Sandstein im Teutoburger Wald und im Egge-Gebirge (NW-Deutschland) - ein marines Küstensediment aus der Unterkreide-Zeit. - Abh. Westf. Mus. Naturkde. 45 (1): 1 – 11.
- JACOB, F. / Kompetenzzentrum Wald & Forstwirtschaft im Staatsbetrieb Sachsenforst (2019): pH-, Sulfat- und Nitratwerte von Waldquellen des Erzgebirges (Level-II-Standorte). - Schriftl. Mitt. 30.09.2019.
- KIELBASSA, H., FRIEDRICH, G., MORPURGO, M. (2000): Untersuchungen zur Gewässerversauerung in Nordrhein-Westfalen. - In: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW & Landesumweltamt NRW (Hrsg.): Gewässergütebericht 2000 - Sonderber., Düsseldorf, Essen.
- KIEFINGER, B., BURKL, G. LEHMANN, R. (1998): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. Bericht der Jahre 1995 – 1996. - München (Bay. Landesamt f. Wasserwirtschaft, Materialien Nr. 76).
- KRIETER, M. (1988): Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch „Saure Niederschläge“. - DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 57. Bonn 64 S.
- KRIETER, M. (1991): Wasserkreislauf und Saure Niederschläge. - Geogr. Rdsch. 43 (6): 326 – 333.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G., SCHWERTFEGER, G. (1994): Bodenkunde. - UTB-Verlag, Stuttgart.
- LEHMANN, R., HAMM, A. (1988): Pufferungsschwache Räume in der Bundesrepublik Deutschland. - Die Geowiss. 6 (8): 242 – 245.
- LEHMANN, R., SCHMITT, P., BAUER, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - Inf. zur

- Raumentwicklung H. 10: 893 – 922.
- LEHMANN, R., HAMM, A., SCHMITT, P., WIETING, J. (1989): Kartierung der zur Gewässerversauerung neigender Gebiete in der B. R. Deutschland. - DVWK-Mitt. 17: 313 – 324.
- LETHMATE, J. (2013): Geoökologisches Modellgebiet „Riesenbecker Osning“. 25 Jahre Ökosystemforschung im nordwestlichen Teutoburger Wald. (Westf. Geographische Studien Bd. 58) - Verlag Aschendorff, Münster.
- LETHMATE, J. (2019): Langzeitversauerung im Teutoburger Wald. - Geoöko 40 (1-2): 26 - 50
- 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., SCHNEIDER, B. (2019): Versauerung der Birgter Quelle / nördlicher Teutoburger Wald in Zeitscheiben zwischen den Jahren 1988 und 2018. - Geoöko 39, im Druck.
- LETHMATE, J., EICKELMANN, B., WORRINGER, T. (2002): Der nordrhein-westfälische Gülle-Belt und sein Einfluss auf die Deponate des Teutoburger Waldes. - Geoöko 23: 61 – 75.
- LETHMATE, J., SCHNEIDER, B., POLLMANN, W. (2017): Versauerung und Vegetation der Plisseequelle, nördlicher Teutoburger Wald. - Abh. Westf. Museum für Naturkde. 88: 1 – 66.
- LINKERSDÖRFER, S., BENECKE, P. (1977): Auswirkungen von sauren Depositionen auf die Grundwasserqualität in bewaldeten Gebieten - Eine Literaturstudie. - E. Schmidt Verlag, Berlin.
- LORZ, C., EISNER, 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. - Environ. Pollution 158: 424 – 439.
- LÜKEWILLE, A., SPÄH, H., THESING, U. (1984): Aluminiumhydroxidausflockungen in Quellbächen der Senne (Teutoburger Wald) als Folge saurer Niederschläge. - UBA-Materialien 1/84: 106 – 120.
- MENZER, A., FEGER, K.-H. (2005): Räumliche Variabilität von Quellbächen im Erzgebirge in Abhängigkeit von Geologie, Boden und Bestockung. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 107: 503 – 504.
- NLWKN – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2005): Die Beschaffenheit des Niederschlags in Süldoldenburg und im Osnabrücker Land. - Norden.
- POTT, R. (1985): Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. - Abh. Westf. Mus. f. Naturkde. 46 (2): 1 – 75.
- PUHE, J. (1982): Zur chemischen Zusammensetzung von Quellwässern im Kaufunger Wald. - Diss., Forstl. Fak., Göttingen.
- PUHE, J., ULRICH, B. (1985): Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. - Arch. Hydrobiol. 102: 331 – 342.
- QUADFLIEG, A. (1990): Zur Geohydrochemie der Kluftgrundwasserleiter des nord- und osthessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Depositionen. - Geol. Abh. Hessen Bd. 90. Wiesbaden.
- REINHARDT, H. D. (1987): Untersuchungen zur Aciditätsbelastung der Quellen und des Grundwassers in der Senne. - Staatl. Amt f. Wasser- u. Abfallwirtschaft. Minden.
- SCHIEITHAUER, J. (2006): Umweltwandel im Erzgebirge. Eine vergleichende Analyse und Bewertung geoökologischer Prozesse in bewaldeten Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren der oberen Berglagen. - (Beiträge zur Landschaftsforschung Bd. 3, Berlin.
- SCHLEYER, R., MILDE, G. (1990): Zur Bewertung luftbürtiger Grundwasserqualitätsbeeinflussungen. - VDI-Ber. 837: 663 – 683.
- SCHNEIDER, B., LORZ, C., LETHMATE, J. (2006): Versauerung und Mobilisierungspotential von Sulfat in geschichteten Böden des nordwestlichen Teutoburger Waldes. - Geoöko 27 (3/4): 175 – 194.
- SCHNEIDER, B., LETHMATE, J., PÖHLMANN, K., BECKERS, F., RINKLEBE, J., LORZ, C. (2013): Bleibelastung und Bleiverlagerungspotential in Böden des Riesenbecker Osning (Teutoburger Wald). - DBG Prints-Archiv 919.
- SCHOEN, R. (1986): Water acidification in the Federal Republic of Germany proved by simple chemical models. - Water, Air, and Soil Pollution 31: 187 – 195.
- SCHOEN, R., WRIGHT, R. (1983): Erste, vorläufige Ergebnisse einer Untersuchung über Versauerungserscheinungen in kleinen, kalkarmen Fließgewässern der BRD während der Schneeschmelze 193. - VDI-Ber. 500: 415 – 418.

- SCHOEN, R., WRIGHT, R., KRIETER, M. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Ein erster Überblick. - Naturwiss. 71: 95 – 97.
- STEINBERG, C. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? Einige Geochemische Grundlagen. - In: Böhmer, J., Rahmann, H. (Hrsg.): Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. - Karlsruhe (Bd. 3 Projekt Angewandte Ökologie d. Landesanstalt f. Umweltschutz Ba.-Wü.).
- SUCKER, C., VON WILPERT, K., PUHLMANN, H. (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. - Environ. Monit. Assess 174: 65 – 89.
- TRAAEN, T., STODDARD, J. L. (1996): An assessment of nitrogen leaching from watersheds included in ICP on Waters. - NIVA, Oslo, 1 – 39.
- ULRICH, B., MEYER, H. (1987): Chemischer Zustand der Waldböden Deutschlands zwischen 1920 und 1960, Ursachen und Tendenzen seiner Veränderung. - Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd. 6. Göttingen.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S., BRÜMMER, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. - UBA-Bericht 1/96. E. Schmidt Verlag, Berlin.
- VERBÜCHELN, G., HINTERLANG, D., PARDEY, A., POTT, R., RAABE, U., VAN DE WEYER, K. (1995): Rote Liste der Pflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen. - LÖBF-Schriftenreihe Bd. 5, Recklinghausen.
- VESELÝ, J., MAJER, V., STEPHEN, A. N. (2002): Heterogeneous response of central European streams to decreased acidic atmospheric deposition. - Environ. Pollution 120: 275 – 281.
- WÄCHTER, H. J. (1996): Verzeichnis von *Sphagnum*-reichen Quellen im Teutoburger Wald. - Krenologische Mitt. f. Nordwestdeutschland Bd. II. Bielefeld.
- WALTHER, W., HÖLSCHER, J. (1988): Eine Bestandsaufnahme über die Boden- und Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. - DVGW-Schriftenreihe 58: 253 – 268.
- WIETING, J. (1986): Water acidification by air pollution in the Federal Republic of Germany. - Water, Air, and Soil Pollution 31: 247 – 256.
- WIETING, J. (1987): Zur Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe. - Allg. Forstzeitschrift 6: 111 – 112.
- WITTICH, R., NEITE, H., MEYERCORDT, J. (1987): Begünstigung säureliebender Arten in mitteleuropäischen Buchenwäldern. - In: Schubert, R., Hilbig, W. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen. Teil 3. - Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Wiss. Beitr. 1987/46 (P 31): 58 – 69.
- ZAHN, H. (1990): Monitoring der Gewässerversauerung. - In: Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE, Teil A, S. 1-235. - Forschungsber. Nr. 10204362, Umweltbundesamt Berlin.

*Manuskript angenommen: 23. Oktober 2019*

Anschrift des Verfassers

Prof. i.R. Dr. Jürgen Lethmate

Institut für Didaktik der Geographie, Fachbereich Geowissenschaften, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, D-48149 Münster

lj. lethmate@gmail.com