

Abhandlungen
aus dem
Westfälischen Museum
für Naturkunde

88. Band · 2017

Versauerung und Vegetation der Plisseequelle,
nördlicher Teutoburger Wald

Jürgen Lethmate, Birgit Schneider & William Pollmann

LWL-Museum für Naturkunde
Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
Landschaftsverband Westfalen-Lippe
Münster 2017

Hinweise für Autoren

In den **Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde** werden naturwissenschaftliche Beiträge veröffentlicht, die den Raum Westfalen und angrenzende Regionen betreffen. Die Autoren werden gebeten, Manuskripte als WORD-Dokument per mail oder auf CD an das LWL-Museum für Naturkunde zu senden:

Schriftleitung „Abhandlungen“
Dr. Bernd Tenbergen
LWL-Museum für Naturkunde
Sentruper Straße 285
48161 Münster
bernd.tenbergen@lwl.org

Das Manuskript sollte folgenden Aufbau haben: Überschrift, darunter Name (ausgeschrieben) und Wohnort des Autors, Inhaltsverzeichnis, kurze Zusammenfassung in deutscher und ggf. englischer Sprache, klar gegliederter Hauptteil, Literaturverzeichnis (Autoren alphabetisch geordnet), Anschrift des Verfassers. Lateinische Art- und Gattungsnamen sind kursiv zu schreiben. Alle Autorennamen im Text sowie im Literaturverzeichnis sind in Kapitälchen (z. B. RUNGE, F. (1976)) zu schreiben.

Alle Tabellen und Abbildungen (Karten, Zeichnungen, Fotos) müssen eine Verkleinerung auf Satzspiegelgröße (12,6 x 19,8 cm) zulassen. Sie sollten als druckfertige pdf- und/oder Bild-Dateien eingereicht werden. Alle Abbildungen und Tabellen sind zusammen mit den Bildunterschriften bzw. Tabellenüberschriften nicht nur im Text eingebunden, sondern auch als gesonderte Datei beizufügen.

Fotos sind möglichst digital (Auflösung 300 dpi) oder in schwarzweißen Hochglanzabzügen vorzulegen. Bei Farbaufnahmen sollte darauf geachtet werden, dass diese in der Regel schwarzweiß gedruckt werden.

Das Literaturverzeichnis ist nach folgendem Muster anzufertigen:

IMMEL, W. (1996): Die Ästige Mondraute im Siegerland. Natur u. Heimat **26**: 117-118.

ARNOLD, H. & A. THIERMANN (1967): Westfalen zur Kreidezeit, ein paläogeographischer Überblick. Natur u. Heimat **27**: 1-7.

Bei mehreren Autoren sind die Namen wie folgt zu nennen:

MEYER, H.-J., HUBER, A. & F. BAUER (2016):

Die Korrekturfahnen werden dem Autor in der Regel einmalig zugestellt. Korrekturen gegen das Manuskript gehen auf Rechnung des Autors.

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren allein verantwortlich.

Der Autor bzw. das Autorenteam erhält 50 Sonderdrucke seines/ihrer Beitrages kostenlos. Bei Sammelbänden erhalten die Autoren jeweils ein komplettes Exemplar und eine pdf-Datei des eigenen Beitrags. Autoren haben die Möglichkeit zu Sonderkonditionen das entsprechende Heft der Abhandlungen zu beziehen. Für weitere Rückfragen wenden Sie sich bitte an die Schriftleitung.

Abhandlungen
aus dem
Westfälischen Museum
für Naturkunde

88. Band · 2017

Versauerung und Vegetation der Plisseequelle,
nördlicher Teutoburger Wald

Jürgen Lethmate, Birgit Schneider & William Pollmann

LWL-Museum für Naturkunde
Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
Landschaftsverband Westfalen-Lippe
Münster 2017

Impressum

Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde

Herausgeber:
LWL-Museum für Naturkunde
Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium
Sentruper Str. 285
48161 Münster

Tel.: 0251 / 591-05, Fax: 0251 / 591-6098

Druck: Druckhaus Tecklenborg, Steinfurt

Schriftleitung: Dr. Bernd Tenbergen

© 2017 Landschaftsverband Westfalen-Lippe

ISBN 978-3-940726-53-7

ISSN 0175-3495

Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil des Werkes darf in irgendeiner Form ohne schriftliche Genehmigung des Landschaftsverbandes Westfalen-Lippe reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder verbreitet werden.

Versauerung und Vegetation der Plisseequelle/nördlicher Teutoburger Wald

Jürgen Lethmate, Birgit Schneider & William Pollmann

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
Summary	6
1 Einleitung	7
2 Untersuchungsgebiet	9
2.1 Geographische Lage	9
2.2 Klima	10
2.3 Geologie und Hydrogeologie	12
2.4 Böden	15
2.5 Bedeutung der Deckschichten	19
2.6 Vegetation	21
3 Methodik	21
3.1 Hydrochemie	21
3.1.1 Probenahme	21
3.1.2 Laboranalyse	22
3.1.3 Komplexere Versauerungsindikatoren	23
3.1.4 Quellwasser- und Quelltypisierung	24
3.1.5 Qualitative Bilanzierungsansätze	24
3.1.6 Statistik	25
3.2 Vegetation	
3.2.1 Vegetationsaufnahmen	26
3.2.2. Algenbeprobung	26

4 Ergebnisse	26
4.1 Hydrochemie	26
4.1.1 Frühjahresvergleiche 2005, 2015, 2016	26
4.1.2 Abflussjahr 2016	30
4.1.3 Ionenbilanzen	34
4.1.4 Komplexere Versauerungsindikatoren	35
4.1.5 Quellwassertypen und Quelltyp	36
4.1.6 Qualitative Bilanzierungsansätze	45
4.2 Vegetation	47
4.2.1 Vegetationskundliche Einheiten	47
4.2.2 Floristische Besonderheiten	50
5 Diskussion	52
5.1 Hydrochemie	52
5.2 Vegetation	55
6 Danksagung	59
7 Literatur	60

Zusammenfassung

Die Plisseequelle (PQ), eine Silikatquelle in einem kleinen Wassereinzugsgebiet des nördlichen Teutoburger Waldes (Sandsteinzug) nahe der Dörenther Klippen, wurde in den Frühjahren 2005, 2015, 2016 sowie im gesamten Abflussjahr 2016 hydrochemisch analysiert. Die Kiefernwälder des Untersuchungsgebietes waren über Jahrzehnte hohen sauren Depositionen ausgesetzt, ihre kryptopodsolierten Böden haben große Mengen Schwefel, Blei und Quecksilber gespeichert. Weiterhin wurde die Quellflur vegetationskundlich untersucht und die Algenflora beprobt. Datumsbezogene Messwerte sowie arithmetrische Mittel und Variationsbreite der hydrochemischen Datensätze werden gegenübergestellt, die Unterschiede statistisch geprüft. Es erfolgte eine Typisierung des Quellwassers im Vergleich zum geogenen Grundwasser und eine Quantifizierung des Versauerungsmaßes mit fünf Indikatoren. Daraus konnte der Quelltyp empirisch abgeleitet werden. 12 Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET sind mit Befunden anderer örtlicher Quellfluren in einer Vegetationstabelle dokumentiert. Die Algenproben wurden in 100 x Ölimmersion mikroskopiert und nach Morphologie der Fäden bestimmt.

Die PQ ist nach allen getesteten Versauerungsindikatoren zu jeder Beprobungszeit als stark versauert einzustufen. Dabei heben die saisonalen Unterschiede den Status „stark versauert“ nicht auf. Die pH-Werte schwanken zwischen pH 3,86 und pH 4,69 und erfüllen das Kriterium permanent versauerter Gewässer, einen pH-Wert $< 4,3$ bei Niedrigwasser. In 2015/2016 liegen die Sulfatgehalte mit maximal $79,3 \text{ mg L}^{-1}$ fast doppelt so hoch wie im Jahr 2005, einhergehend mit einer drastischen Steigerung der Al- und Schwermetallgehalte. Unter den Schwermetallen konnte nur Quecksilber nicht nachgewiesen werden. Die Nitratgehalte in 2015 sind im Vergleich zu 2005 jedoch deutlich niedriger. Die heutige Sulfat-Nitrat-Summe bestätigt mit $1344 \text{ } \mu\text{mol}_c \text{ L}^{-1}$ im Vergleich zu einem Wert aus den 1980er Jahren ($1686 \text{ } \mu\text{mol}_c \text{ L}^{-1}$) noch immer die anhaltende Versauerung. Bei allen zu allen Zeiten berechneten Quellwassertypen der PQ dominiert auf der Anionenseite immer Sulfat, der geogene Quellwassertyp des Osning-Sandsteinzuges ist jedoch sulfatfrei. Die hydrochemischen Daten werden als komplexer, nichtlinearer Deckschichtenabfluss, der Quelltyp seiner Genese nach als Deckschichten- bzw. Hangschuttquelle interpretiert. Morphologisch ist die PQ eine Sturzquelle (Rheokrene). Die Pflanzengesellschaften lassen sich einem *Caricetum fuscae* mit charakteristischen Versauerungs-Zeigern, einem *Betuletum pubescentis* und einem *Luzulo-Thelypteridetum* zuordnen. Die Algenflora wird von der azidophilen Grünalge *Microspora tumidula* dominiert. Die Vegetation wird im Kontext vergleichbarer Fundorte und in Abhängigkeit von der Hydrochemie dis-

kutiert. Für die Charakterisierung der Vegetation wird die Immissionshypothese vor der Fichtenhypothese favorisiert.

Schlüsselwörter: Gewässerversauerung, Teutoburger Wald, hydrochemische und floristische Versauerungsindikatoren, Deckschichtenabfluss, Schwefelaufspeicherung, *Caricetum fuscae*-Quellen, Fichten-Hypothese, Immissions-Hypothese

Summary

The Plisse Spring (PS), a silicate spring in a small watershed of the northern Teutoburg Forest (sandstone ridge) is analysed hydrochemically comparing the spring times of the years 2005, 2015, 2016 and the entire runoff year 2016. The pine forests of the research area have been exposed to high acid depositions for decades, their soils have accumulated high concentrations of sulphate, lead and partly even mercury. The vegetation of the spring is mapped, the algae flora sampled. Date-related measured values, arithmetic means and the variance of the hydrochemical data sets are contrasted, differences are checked statistically. The spring water is typified in comparison with the geogene ground-water, the degree of acidification is quantified using five acidification indicators. The spring type is deduced empirically. Twelve relevés according to the BRAUN-BLANQUET method are documented in vegetation tables compared with data results of other local spring vegetations. The algae samples were microscopied in 100 x oil immersion and identified according to the morphology of their filaments.

According to all tested acidification indicators the PS has been severely acidified at all sampling times, seasonal differences do not absorb the acidification state. The pH values fluctuate between pH 3.86 and pH 4.69 and meet the criterion of permanent acidification (pH < 4.3 at low water level). In 2015/2016 the sulphate concentrations nearly duplicated compared to 2005, accompanied by a drastic increase of aluminium and heavy metal concentrations, only mercury was absent. The contents of nitrate levels measure in 2015, however, were distinctly lower than in 2005. Nevertheless, today's sulphate-nitrate-sum amounting to $1344 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ compared to $1686 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ in the 1980 years hints at the persistent acidification. In all spring water types of the PS calculated at different times sulphate dominates the anion side at all times, whereas sulphate is absent in the geogene ground-water type of the Osning-sandstone ridge. The hydrochemical data are interpreted as complex, non-linear runoff of the cover bed, the spring-type genetically as a cover bed spring. Morphologically, the spring is a flowing spring (rheocrene). The vegetation units can be classified as a *Caricetum fuscae* with typical floristic acidification indicators, as a *Betuletum pubescentis* and a *Luzulo-Thelipteridetum*. The algae flora is dominated by the acidophilic green

alga *Microspora tumidula*. The vegetation is discussed in the context of comparable localities and depending on the hydrochemistry. For its characteristics the immission-hypothesis is given priority over the spruce-hypothesis.

Keywords: Water acidification, Teutoburg Forest, hydrochemical and floristic acidification indicators, cover bed runoff, sulphur accumulation, *Caricetum fuscae*-springs, spruce-hypothesis, immission-hypothesis

1 Einleitung

Die Diskussion der Gewässerversauerung konzentriert sich aktuell auf die Alternativen „Versauerung“ oder „Erholung“. Tatsächlich haben sich in den letzten Jahrzehnten in den versauerungsgefährdeten Gebieten Europas und Nordamerikas positive Trends der hydrochemischen Entsauerung ergeben, die vor allem auf einen signifikanten Rückgang des Sulfats zurückzuführen sind (Tab. 1). Andererseits bleibt festzuhalten, dass dieses saure Sulfatanion, welches im Boden aufgespeichert und nach Rückgang des atmosphärischen Sulfateintrags wieder freigesetzt wurde, die Entsauerung auch hemmen kann, in Deutschland mehr als in Skandinavien nachweisbar (ALEWELL et al. 2001, PRECHTEL et al. 2001). Zudem bleiben in der generellen Übertragbarkeit von positiven Trends versauerter Einzugsgebiete große Unsicherheiten. Regenerierung wurde bisher nur in kleinen Einzugsgebieten untersucht, gefordert wird daher eine einzugsgebietsbezogene Regionalisierung der Versauerungsdynamik (LORZ et al. 2005).

Tab. 1: Anteil der Bäche in deutschen Untersuchungsgebieten mit signifikant negativen oder positiven Trends (Abnahme/Zunahme pH-Wert/Stoffkonzentration). Nach BITTERSÖHL et al. 2014, S. 268, verändert

Parameter	pH	Al	Mn	SO₄	NO₃	Ca	Mg
Trend negativ (%)	6	61	71	89	53	61	46
Trend positiv (%)	67	11	4	0	27	14	16
Anzahl Bäche	78	61	52	70	77	69	69

Der Teutoburger Wald fehlt bis heute im Monitoringprogramm sowie in Übersichten zur Gewässerversauerung Deutschlands (BITTERSOHL et al. 2014, KRIETER 1988, SCHNELBÖGL 1996, SKJELKVÅLE & DE WIT 2011, SUCKER et al. 2011). Überraschend ist dies insofern, da die immissionsökologische Sonderstellung des Teutoburger Waldes hinsichtlich der ersten Barriere, die in Hauptwindrichtung dem Ballungsraum Rhein-Ruhr mit hohen luvseitigen Depositionen von Luftverunreinigungen nachgelagert ist, bereits in den 1980er Jahren erkannt wurde (GODT & LUNKENBEIN 1983, GODT 1986, VON ZEZSCHWITZ 1986). Während sich diese Arbeiten auf den südlichen Teutoburger Wald bezogen, bestätigten eigene Depositionsstudien auch für den nördlichen Teutoburger Wald eine hohe Depositionsrate nicht nur von Sulfat, sondern auch von Stickstoffverbindungen (LETHMATE 2010, 2013, LETHMATE & WENDELER 2000, LETHMATE et al. 2002 b).

Im Jahr 1987 konnte in zwei Waldquellen des Riesenbecker Osning / nördlicher Teutoburger Wald eine extreme Gewässerversauerung nachgewiesen werden (LETHMATE & LETHMATE 1990). In den Folgejahren wurden diese Untersuchungen auf 13 Waldquellen ausgedehnt, dokumentiert und kartografiert (LETHMATE 2004 a, b, 2013, LETHMATE & SCHNEIDER 2001, LETHMATE et al. 2004 a). Sie liegen im westlich der B219 gelegenen Teil des Riesenbecker Osning (RO).

In dieser Arbeit werden Versauerung und Vegetation einer Waldquelle mit dem Lokalnamen „Plisseequelle“ untersucht, die östlich der B219 im Bereich der Dörenther Klippen entspringt. Anlass sind bisher unveröffentlichte Daten dieser Quelle aus dem Frühling 2005. Sie werden erweitert durch einen Vergleich mit den hydrochemischen Daten der Frühjahre 2015 und 2016 sowie des gesamten Abflussjahres 2016. Die vegetationskundliche Untersuchung geht nach bisherigen Studien der sand-oligotrophen, torfmoosreichen Quellfluren des nördlichen Teutoburger Waldes (POLLMANN & LETHMATE 2002 a, b) von der Hypothese aus, dass auch in der Plisseequelle vegetationsgeographische, durch die Hydrochemie des Quellwassers beeinflusste Besonderheiten zu erwarten sind. Im Verzeichnis der *Sphagnum*-reichen Quellen des gesamten Teutoburger Waldes ist die Plisseequelle nicht eingetragen (WÄCHTER 1996). Eine ältere, auf vegetationskundlicher Basis durchgeführte Quellkartierung des Teutoburger Waldes postuliert als Ursache von Torfmoosquellen den sauren Humus der Fichtenforste (WÄCHTER 1994). Auch die Prüfung dieser Fichten-Hypothese ist Gegenstand dieser Arbeit.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Geographische Lage und Namen

Das Untersuchungsgebiet (UG) mit dem Standort der Plisseequelle (PQ) liegt im Riesenbecker Osning/nördlicher Teutoburger Wald im Bereich des Dörenther Berges mit der touristisch bekannten Felsformation der Dörenther Klippen (Abb. 1). Die PQ entspringt am Oberhang eines südexponierten Kerbtals (Plisseetal) in einer Höhe von ca. 155 m ü. NN (DGK 5 Lehen 3412410 R, 5790576 H). Nördlich des Quellmundes verläuft ein bekannter Wanderweg, der Hermannsweg, nordöstlich liegt ein Ehrenfriedhof mit Gräbern von Soldaten, die hier am Ende des 2. Weltkrieges gefallen sind. Der Abfluss der PQ versickert unweit des Quellaustritts, um weiter hangabwärts an mehreren Stellen des moosreichen Tales (Abb. 2) sickernd und fließend wieder auszutreten. Die Wässer bilden einen kleinen Waldbach, der talabwärts versickert.

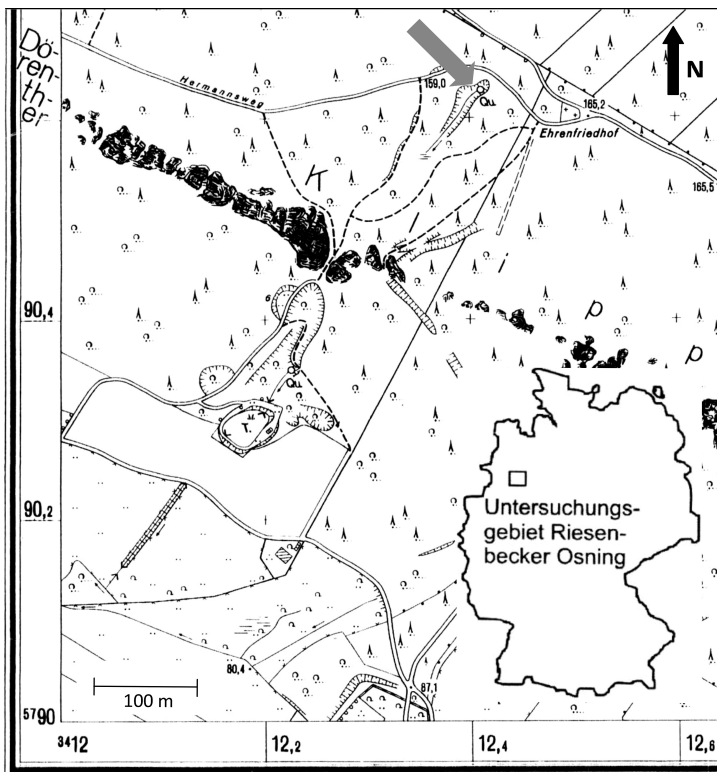


Abb. 1: Lage der Plisseequelle (Pfeil) im Untersuchungsgebiet Riesenbecker Osning/nördlicher Teutoburger Wald. Kartenausschnitt DGK 1:5000, 3412 Rechtswert 5790 Hochwert Lehen, Ausgabe 1990. © Geobasisdaten: Kreis Steinfurt – Vermessungs- und Katasteramt



Abb. 2: Quellflur des Plissee-Quellkomplexes; Foto: J. LETHMATE

Die Herkunft des Lokalnamens „Plisseequelle“ und „Plisseetal“ ist unbekannt. Möglicherweise leitet „Plissee“ sich ab vom wellen- bzw. faltenförmigen Muster der umgebenden Felsoberflächen: Paläogeographisch verdankt der Klippen-sandstein „seine Entstehung aus dem Westen kommenden Küstenströmungen. An vielen Stellen sind daher in zu Stein gewordener Erstarrung die Strandwellenfurchen und die vom fließenden Wasser geschütteten Schrägschichtungen zu erkennen“ (KELLER 1974, S. 20).

2.2 Geologie und Hydrogeologie

Der Osning-Sandstein ist im UG in mehrere leitende Sandbänke untergliedert (HENDRICKS & SPEETZEN 1983, MUTTERLOSE 1995):

- den Bocketaler Sandstein an der Nordseite,
- den Hauptkamm-bildenden Gravenhorster Sandstein und
- den Dörenther Sandstein.

Vor die Südseite des Gravenhorster Sandsteins legt sich eine deutlich ausgeprägte streichende Längsfurche, deren Inhalt sich mit der Verbreitung des Apt

deckt („Aptfurche“, KELLER 1952). An der Grenze Apt/Oberbarrême (= Gravenhorster Sandstein) entwässert die PQ (Abb. 3). Die Geologie ihres Einzugsgebietes umfasst nördlich des Quellmundes vor allem den Gravenhorster Sandstein (Ober- und Mittelbarrême) und Anteile der Schierloher Schichten (Unterbarrême).

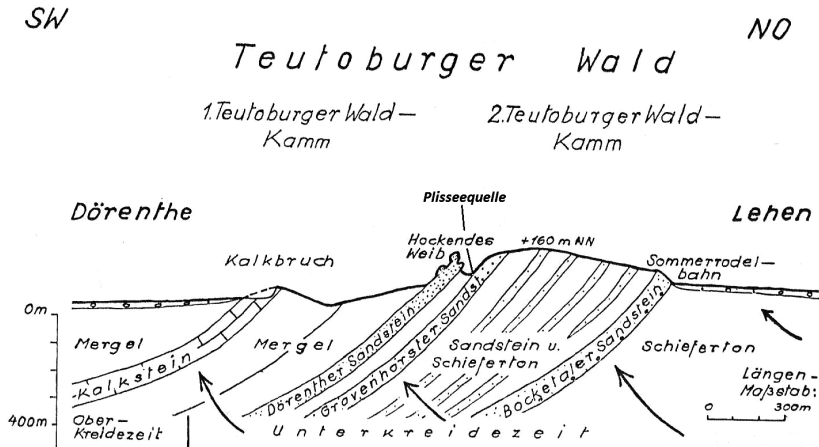


Abb. 3: Geringfügig überhöhtes Profil durch den nördlichen Teutoburger Wald im Bereich der Dörenther Klippen mit Lage der Plisseequelle. Nach KELLER 1974, S. 19, verändert

Paläogeographisch wechselte die ehemalige Küstenlinie des Ablagerungsgebietes („Niedersächsisches Becken“) im Bereich des heutigen nördlichen Teutoburger Waldes sehr scharf in Richtung Westen, so dass hier bereits Ablagerungsverhältnisse des tieferen Wassers vorlagen mit der Folge toniger Sedimentation. Das weiter östlich des UG nahe des Dreikaiserstuhls aus weichen, etwas tonigem Sandstein bestehende Apt wird nördlich der Dörenther Klippen, also im Bereich der PQ, zunehmend toniger (THIERMANN 1970 b, vgl. auch HENDRICKS & SPEETZEN 1983). Folglich ist die hydrologische Einheit des Apts in der hydrogeologischen Karte als „Kluft- und/oder Porenwasserleiter mit geringer Grundwasserwegsamkeit bzw. Durchlässigkeit ...“ ausgewiesen (THIERMANN 1970 b, Tafel 5).

Der Osning-Sandstein, ein feinkörniger, heller, durch Eisenoxyd gelblich bis gelbbraun gefärbter, im Licht rötlich scheinender Sandstein, besteht zu 95 % aus Quarz mit geringen Anteilen von etwa 2 % Feldspat und Glaukonit. Nennenswerte geogene S-Konzentrationen sind im Osning-Sandstein nicht bekannt. Stichprobenartige Messungen zermahlener Gesteine des Gravenhorster Sandsteins ergaben 94 mg S kg^{-1} . Eigene Untersuchungen an Sandsteinproben ergaben durchschnittliche S-Gesamtgehalte im Bereich von $70\text{-}80 \text{ mg kg}^{-1}$. Nur

vereinzelt konnten Gehalte über 200 mg kg^{-1} nachgewiesen werden. Somit liegen der Literaturwert als auch die eigenen Erhebungen weit unter dem für Sandstein angegebenen Mittelwert von 300 mg S kg^{-1} (MATTHESS 1961). Die primär sulfatarmen Quarzsandsteine werden in relativ kurzer Zeit ausgelaugt, so dass im Grundwasser nur geringe Sulfatgehalte zu erwarten sind. Für die Osning-Grundwässer des Gravenhorster und Dörenther Sandsteins werden $4 \text{ mg L}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$ angegeben. Im Grundwassertyp des Osning-Sandsteins fehlt folglich auch das Sulfat auf der Anionenseite. Das Grundwasser zählt zum Na-Ca-(Mg)-Cl-HCO₃-Typ. Mit einer geringen Gesamtionensumme von 154 mg L^{-1} und einem Härtegrad von 2,4 °d liegt ein Weichwasser vor, dessen niedrige Hydrogenkarbonatkonzentration auf eine geringe Pufferkapazität verweist. Der pH-Wert liegt bei 7,5 (Quelle 29, Tab. 6: Unterkreide; THIERMANN 1970 a). Eine andere Quelle des Dörenther Sandsteins (Nr. 10, Tab.9; THIERMANN 1970 b) mit einer Gesamtionensumme von 61 mg L^{-1} und nur einer „Spur“ Sulfat, aber mit $11 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ verweist darauf, dass schon ein kleiner Unterschied im mg L^{-1} Gehalt eines Stoffes größere Unterschiede im Äquivalentanteil bedingt. Damit ergeben sich auch andere Wassertypen. Der Wassertyp dieser Quelle wäre mit Mg-Ca-(Na)-Cl-HCO₃-NO₃ anzugeben.

2.3 Klima

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich im Bereich des klimatischen Milieus „Unteres Weserbergland“. Die Monatsmittel der Temperaturen zeigen nur geringe Jahresschwankungen und sind relativ ausgeglichen. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt ca. $9 \text{ }^\circ\text{C}$. Die Winter sind mild. Die Sommer können mit mittleren Temperaturen von $17,3 \text{ }^\circ\text{C}$ als kühl eingestuft werden. Die Niederschläge liegen mit ca. 850 mm a^{-1} um etwa 100 mm höher als in der Umgebung. Insgesamt ist das Klima atlantisch geprägt und kann zum Euatlantikum gerechnet werden oder wird als Übergangzone vom eu- zum subatlantischen Klimabereich charakterisiert. Meteorologische Daten der Abflussjahre 2005, 2015 und 2016 aus lokalen Wetterstationen (Lehen: N, Dörenthe: °C) mögen diese Klimazuordnung exemplarisch veranschaulichen (Tab. 2): Während die Niederschlagssumme im Abflussjahr 2005 mit $721,6 \text{ mm}$ deutlich unter dem langjährigen Mittel liegt, gilt für das Abflussjahr 2015 mit $915,2 \text{ mm}$ das Umgekehrte. Auch im Abflussjahr 2016 entsprach die Niederschlagssumme mit $812,7 \text{ mm}$ nicht ganz dem langjährigen Mittel. Die Jahresdurchschnittstemperaturen der Abflussjahre liegen mit $10,1 \text{ }^\circ\text{C}$ (2005), $10,3 \text{ }^\circ\text{C}$ (2015) und $9,9 \text{ }^\circ\text{C}$ (2016) über dem Langzeitmittel von $9 \text{ }^\circ\text{C}$, möglicherweise ein Indiz des Klimawandels.

Tab. 2: Niederschlag und Temperaturen an den standortnahen Wetterstationen Dörenthe (°C) und Lehen (mm) während der Abflussjahre 2005, 2015 und 2016.

Nach Daten des Wasserversorgungsverbandes Tecklenburger Land

Winterhalbjahr 2004/2005							
Monat	Nov	Dez	Jan	Febr	März	Apr	Halbjahr
N mm (Σ)	98,4	48,3	59,8	60,5	59,0	50,5	376,5
Min/Max	0,2/22	0,3/13,9	01/11,5	01/20,7	0,1/9,3	0,1/8,7	0,1/22
°C (\emptyset)	4,5	2,5	3,5	1,3	5,1	10,5	4,6
Min/Max	-1,4/10,5	-4,6/7,9	-2,8/11,4	-4,4/6,4	-5,1/14,3	4,4/14,4	-5,1/14,4
Sommerhalbjahr 2005							
Monat	Mai	Juni	Jul	Aug	Sept	Okt	Halbjahr
N mm (Σ)	86,2	44,7	39,4	70,6	47,3	56,9	345,1
Min/Max	0,1/11,3	0,1/15,3	0,1/11	0,1/12,7	0,1/12,3	1,3/15,9	0,1/15,9
°C (\emptyset)	13,2	17,1	18,4	16,2	15,6	12,3	15,5
Min/Max	6,1/25,1	10,9/25,8	13,7/24	12,5/23,2	9,6/22,4	8,0/14,8	6,1/25,8
Winterhalbjahr 2014/2015							
Monat	Nov	Dez	Jan	Febr	März	Apr	Halbjahr
N mm (Σ)	48,1	83,4	85,9	36,3	87,5	46,8	388
Min/Max	0,1/19	0,1/24,7	0,2/16	0,1/11	0,4/22,5	0,1/14,2	36,3/87,5
°C (\emptyset)	7,9	3,2	3,9	1,8	6,0	9,3	5,4
Min/Max	2,0/13,8	-3,0/10,7	-0,1/9,7	-0,7/6,6	1,3/9,5	4,5/14,9	-3/14,9
Sommerhalbjahr 2015							
Monat	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Halbjahr
N mm (Σ)	31,1	55,4	99,4	196	79,3	66	527,2
Min/Max	0,1/6,5	0,5/11,3	0,2/19,2	0,3/61,2	0,1/10,9	60,6/20	31,1/196
°C (\emptyset)	12,6	16,4	19,5	19,6	13,8	9,5	15,2
Min/Max	7,9/18	11,6/24	13,4/30	14,6/24,4	11,1/17,3	3,3/15,3	3,3/30
Winterhalbjahr 2015/2016							
Monat	Nov	Dez	Jan	Febr	März	Apr	Halbjahr
N mm (Σ)	116,2	68,6	75,0	84,4	47,7	50,0	441,9
Min/Max	0,3/20,8	0,1/20,6	0,1/12,3	0,1/16,6	0,1/8,5	0,1/11,2	0,1/20,8
°C (\emptyset)	6,6	5,7	-0,6	0,3	1,3	8,7	3,7
Min/Max	-1,3/15	0,3/11,1	-9,4/8,6	-5,7/8	-6/7,2	3,2/15,5	-9,4/15,5
Sommerhalbjahr 2016							
Monat	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Halbjahr
N mm (Σ)	24,1	192,5	44,5	45,2	7,8	56,7	370,8
Min/Max	0,3/8,1	0,9/38	0,3/10,5	0,2/11,4	/3,2	0,1/25	0,1/38
°C (\emptyset)	15,3	17,9	19,2	18,2	17,9	8,4	16,2
Min/Max	7,9/20,8	14,6/25	14,2/26,4	10,7/25,1	13,7/24,9	4,6/12,9	4,6/26,4

Neben den traditionellen Klimabausteinen Temperatur, Niederschlag, Wind u.a, zählen aber auch anthropogene Luftverunreinigen zu den Klimaelementen, ULRICH (1982) spricht dabei vom sogenannten „chemischen Klima“. Das Untersuchungsgebiet war im letzten Jahrhundert hohen S- und N-Depositionen ausgesetzt (LETHMATE & WENDELER 1998, LETHMATE 2013), da es luvseitig in Hauptwindrichtung SW liegt. Es stellt also die erste Barriere im Luftstrom aus dem Rhein-Ruhrgebiet dar. In den 1980er Jahren betrug die S-Deposition im Kiefernbestand ca. $45 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{SO}_4^{2-}\text{-S}$, im Messzeitraum 2005-2009 waren es noch durchschnittlich $13,3 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{SO}_4^{2-}\text{-S}$. Die Lage des RO im nordrhein-westfälischen Gülle-Belt hat auch zu hohen N-Einträgen geführt, was sich noch 2005 – 2009 in Gehalten von durchschnittlich $25,6 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{N}$ (Spannweite 23,7–30,6 $\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1} \text{N}$) widerspiegelte. Der Depositionstyp ist ammoniumgeprägt, das langjährige $\text{NH}_4^+\text{-N/NO}_3^-\text{-N}$ -Verhältnis im Bestand von 1,93 (Spannweite 1,7–2,3) liegt deutlich über dem Schwellenwert 1,5 für den Einfluss der Intensivtierhaltung.

Wenngleich die Depositionsraten versauernd wirkender Luftverunreinigungen zurückgegangen sind, zeigen Trendrechnungen der Emissionsentwicklung für den Zeitraum 1970 – 2025, dass trotz der Erfolge der Emissionspolitik die flächendeckende Einhaltung kritischer Belastungsgrenzen mit dem dafür notwendigen jährlichen Emissionsziel von 40 Gmol H^+ für Deutschland nicht bis zum Jahr 2025 gewährleistet ist (MATTHES et al. 1998). Die aktuellen Depositionen führen mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im RO derzeit immer noch zur Überschreitung des kritischen Belastungswertes („Critical Load“) sowohl von Gesamtsäure wie auch für eutrophierenden Stickstoff. Die gebietsspezifische Critical Load für Säureeinträge (CL_{AC}) beträgt im basenarmen, pufferschwachen Teutoburger Sandsteinkamm nur $0,43 \text{ kmol}_c \text{ CL}_{\text{AC}} \text{ ha}^{-1}\text{a}^{-1}$. Dieser Wert wurde bei der letzten Messung im Jahr 2009 noch um mehr als das Vierfache überschritten (LETHMATE 2013). Der Säureeintrag in den nordrhein-westfälischen Messstationen zeigt zwar seit 10 Jahren einen fallenden Trend (MKULNV 2016), er liegt im Jahr 2014 mit durchschnittlich $1,5 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ jedoch immer noch deutlich über der Critical Load des Osning. Hier dürfte der aktuelle Säureeintrag infolge der überdurchschnittlich hohen N-Einträge auch noch höher liegen als das NRW-Mittel. Indiz ist der mit dem RO vergleichbare, ebenfalls mit hohen Ammonium-einträgen befrachtete Standort Augustendorf nahe Cloppenburg im niedersächsischen Gülle-Belt (vgl. LETHMATE et al. 2002 b). Sein Gesamtsäureeintrag lag im Jahr 2009 mit $1,99 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ in der gleichen Größenordnung wie der des RO, im Jahr 2015 betrug er in Augustendorf noch immer $1,6 \text{ kmol}_c \text{ ha}^{-1}$ (SCHELER 2016).

Neben der sauren Deposition müssen auch die Schwermetalleinträge, insbesondere von Blei und Quecksilber, berücksichtigt werden. In Nordrhein-Westfalen

konnte hinsichtlich der Pb-Einträge im Zeitraum von 24 Jahren (1986-2010) eine rückläufige Tendenz von $169,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ Pb}$ zu $22,5 \text{ g ha}^{-1} \text{ Pb}$ beobachtet werden (GEHRMANN 2016). Die Hg-Depositionen sind hoch, ohne dass im Umweltbericht NRW konkrete Eintragsraten angegeben werden (MKULNV 2016). Für das UG existieren zwar keine konkreten Depositionsdaten, für die Schwermetalle gilt aber ebenso wie für die klassischen S- und N-Depositionen, dass sie keine sich im Ökosystem auflösenden Flussgrößen sind, sondern Bestandsgrößen, die sich im Boden ablagern und akkumulieren. Insofern liegen „persistente Umweltprobleme“ vor (JÄNICKE & VOLKERY 2001).


2.4 Böden

Die Bodenentwicklung wurde durch nacheinzeitliche solifluidale und äolische Prozesse sowie durch historische, langzeitige Verheidung beeinflusst. Flachgründige, basenarme und sehr stark saure Podsole im Kammbereich, z.T. auch an den Hängen des geomorphologisch stark gegliederten UG, gehen hangabwärts mit Pseudogley-Podsolen, Braunerde-Podsolen und Kolluvisolen größerer Entwicklungstiefe in Gley-Kolluvisole am anmoorigen Unterhang über. Im Einzugsgebiet der PQ dominieren im Kammbereich sandige Standorte, im Plisseetal wohl wegen der tonigen Sandsteine des Apts schluffig-sandige Standorte (SCHICK 1994). Grob- bis Feinrohhumus sind die dominanten Humusformen, Rohhumusmoder findet sich selten. Die Mächtigkeiten der Humusaufgaben übertreffen meist die der Ahe- und Ae-Horizonte, im Oh-Horizont betragen sie um 4 cm. Die insgesamt nur mittleren Mächtigkeiten sind eventuell durch historische Streunutzung bedingt. Die Podsolböden haben niedrige pH-Werte (Abb.4). Im Hangbereich der PQ liegen podsoliierte Braunerden mit ebenfalls extrem bis sehr stark sauren $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werten; im Ahe- und Aeh-Horizont wurden Werte von pH 2,5 bzw. 2,7 gemessen, im Bv1- und Bv2-Horizont Säuregrade von pH 3,3 und 3,5 (SCHICK 1994). Die historische Landnutzung ebenso wie die hohen Depositionen müssen als Langzeitprozess gewertet werden, in dessen Ergebnis sich die Bodenchemie stark verändert hat. Diese Drift wird als Übergang von der Podsolierung zur Kryptopodsolierung angesehen: die Böden befinden sich im Oberboden im Aluminium-Eisen-Pufferbereich, im Unterboden im Aluminium-Pufferbereich. Al wird aus dem gesamten Bodenprofil in die Hydrosphäre abgereichert, ohne dass dies im Bodenprofil morphologisch erkennbar ist, insofern wurde der Begriff „Kryptopodsolierung“ eingeführt (ULRICH 1989, vgl. auch REINHARDT 1987).

In den Böden des UG haben sich Schwermetalle (SM) angereichert. Mit wenigen Ausnahmen liegen die Blei-Gesamtgehalte in Bodenprofilen aus dem Osning noch immer in den Oh-Horizonten über $300 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb}$, obwohl seit der letzten

Bestandaufnahme über 20 Jahre vergangen sind und mit „Verdünnungen“ durch weniger schwermetallbelastete Blatt- und Nadelmaterial zu rechnen ist wie auch mit Verlagerungen von Schwermetallen in tiefere Bodenhorizonte. Die Vorsorgegrenze (Bundesbodenschutzverordnung sowie PRÜESS 1994) für den Gesamtgehalt (Pb_{total}) wie auch den mobilisierbaren, pflanzenverfügbaren Gehalt (Pb_{mobil}) sind insbesondere in den Auflagehorizonten deutlich überschritten. Die Tiefenprofile beider Pb-Fraktionen zeigen zudem den für anthropogene Schwermetalle charakteristischen Konzentrationsgradienten: höchste Werte in den Oh-Horizonten, deutlicher Abfall im Mineralboden (Abb. 4). Die Anreicherung in der Humusaufgabe erklärt sich u.a durch die starke Bindung von Blei an die organische Substanz. Der Luv-Lee-Effekt ist weniger deutlich als die höhenbezogene Anreicherung. Lee- und luvseitige Anreicherungen im Oh-Horizont erreichen vergleichbar hohe Pb_{total} -Konzentrationen. Ein Unterhang-Profil (90 m ü. NN) akkumuliert im Of-Horizont 12,5 mg, das Kammlagenprofil (140 m ü. NN) 48,7 mg kg^{-1} Pb_{total} , in den Oh1/Oh2-Horizonten 429,4 vs. 715,1 mg kg^{-1} Pb_{total} . Ein Punkt der Bodenzustandserhebung BZE unterstreicht diesen Trend: Auf der südlichen Fußfläche des Osning, also am Nordrand der Westfälischen Bucht, liegt in 53 m ü. NN der BZE-Punkt 238 mit 169 mg kg^{-1} Pb_{total} im Oh-Horizont (LETHMATE et al. 2016). Auch die podsolierte Braunerde am Hang der PQ akkumuliert die höchsten SM-Konzentrationen und -vorräte in der Humusaufgabe, Pb-Konzentration und -vorrat sind aber auch im oberen Mineralboden (Ahe) noch hoch (Tab. 3).

Abb. 4: Podsol-Bodenprofil des Untersuchungsgebietes mit horizontbezogenen pH-Werten und Blei-Konzentrationen; Pb_{total} = Blei-Gesamtgehalt, Pb_{mobil} = mobilisierbares, pflanzenverfügbares Blei, H = Horizont; Foto: B. SCHNEIDER



H	pH		Pb_{total} ppm	Pb_{mobil} ppm
	H ₂ O	CaCl ₂		
Of	3,51	2,77	48,65	1,17
Oh1	3,26	2,46	376,4	17,53
Oh2	3,40	2,52	338,7	28,30
Ahe	3,61	2,67	20,56	3,93
Ae	3,86	2,92	7,60	0,73
Bh	3,37	2,52	23,35	1,02
Bs	3,79	3,38	20,15	0,41
Cv	4,07	3,69	35,35	1,69

Tab. 3: Horizontbezogene Schwermetallgehalte (mg kg^{-1}) und Schwermetallvorräte (kg ha^{-1}) für Blei (Pb), Kupfer (Cu), Cadmium (Cd) und Zink (Zn) einer podsolierten Braunerde am Standort Plisseetal (Höhe ü. NN: 158 m; Exposition: SW). Nach SCHICK 1994, verändert

HO	Tiefe cm	Pb		Cu		Cd		Zn	
		mg kg^{-1}	kg ha^{-1}	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}
L/Oh	4-0	457	78	71	12,1	1,65	0,28	233	40
Y	0-2	107	23	15	3,2	0,38	0,08	61	13
Ahe	2-6,5	186	20	21	2,2	0,43	0,05	49	5
Aeh	6,5-22	17	33	0,8	1,5	0,11	0,21	23	44
Bv1	22-30	21	27	0,9	1,2	0,26	0,34	17	22
Bv2	30-50	19	39	0,6	1,2	0,26	0,54	23	47

Die landesweite Entwicklung der Schwermetallakkumulation in nordrhein-westfälischen Waldböden lässt bei den mittleren Gesamtvorräten (Auflage + Mineralboden) für Pb in der Bilanz BZE I – BZE II mit -1% eine negative Bilanz erkennen, während die Bilanz für die mittleren Gesamtvorräte beim Hg mit einer signifikanten Zunahme von 18 % positiv ist (UTERMANN et al. 2016). Aktuelle Daten zur Quecksilberakkumulation im RO lassen horizont-, höhen- und expositionsbezogene Anreicherungen erkennen (LETHMATE et al. 2016). Der mittlere Hg-Gehalt nordrhein-westfälischer Waldböden (0-5 cm Tiefe) liegt bei $0,19 \text{ mg kg}^{-1}$ Hg. Die Tiefenzone von 0-5 cm dürfte A-Horizonten zuzuordnen sein. Der Vergleich mit den Hg-Konzentrationen der A-Horizonte der Osning-Böden, noch mehr aber mit deren Auflagehorizonten zeigt auch für das SM Quecksilber ein hohes Belastungspotential des UG, wobei höhenabhängige und luv-/leeseitige Hg-Konzentrationen erkennbar sind (Tab. 4).

Tab. 4: Quecksilber-Gesamtgehalte (Hg_{ges}) in Waldböden des Riesenbecker Osning. Nach LETHMATE et al. 2016, verändert

Lage / Exposition	Höhe ü. NN	Bodentyp	Horizont	Hg_{ges} (mg kg^{-1})
Unterhang/S (Luv)	90 m	Podsol	L/Of	0,308
			Oh 1	0,325
			Oh 2	0,946
			Ah(e)	0,148
			Ahe	0,028
			Bh	0,033
			Bs	0,013
Kamm	140 m	Podsol	Of	0,231
			Oh 1	0,434
			Oh 2	1,034
			Ae	0,035
			Bh	0,041
			Bs 1	0,012
			Bs 2	0,006
Unterhang/NO (Lee)	80 m	Gley- Braunerde	L	0,094
			Of	0,168
			Oh	0,272
			Ah	0,214
			Ah-Bv	0,115
			Go	< 0,01

Die in einer neueren Untersuchung (SCHNEIDER et al. in Vorb.) berechneten SM-Vorräte ergaben unter Berücksichtigung der hohen Skelettanteile der Böden Überraschendes. An allen beprobten Standorten westlich des Plisseetals sind die höchsten Pb_{total} -Vorräte ($g \cdot m^{-2}$) in den mineralischen Unterbodenhorizonten Bs/C gespeichert. Wahrscheinlich wurde das vor dem bleifreien Benzin in der 1980er Jahren gespeicherte Blei später infolge der niedrigen pH-Werte mobilisiert und in tiefere Bodenhorizonte verlagert. Die höchsten Vorräte an Hg ($mg \cdot m^{-2}$) dagegen finden sich in den Oh-Horizonten der Auflagen. Offenbar wird Quecksilber noch immer durch die Luft in das Ökosystem eingetragen. Für das Plisseetal liegen seit den Analysen aus dem Jahr 1994 (Tab. 3) keine neueren Untersuchungen zu einer evtl. veränderten Tiefenanreicherung von SM vor.

Hydrologisch von Bedeutung sind die hohen Schwefelgehalte der Böden. Während der Schwefel in den Humusauflagen organisch als Sulfatester oder Sulfamat gebunden vorliegt, ist er im Unterboden, insbesondere in den II Bs-Horizonten, in hohem Maße als reversibel gebundener SO_4^{2-} -S (40 – 70 % des Gesamtschwefels S_{total}) gespeichert (Abb. 5).

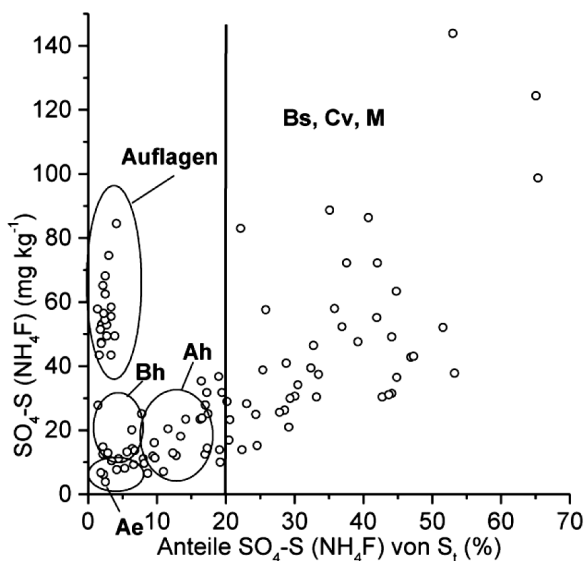


Abb. 5: Beziehung zwischen SO_4^{2-} -S der NH_4 -F-Fraktion und deren prozentualen Anteilen am Gesamtschwefel. Aus SCHNEIDER et al. 2006, S. 191

Dieser Schwefelspeicher wurde mit dem Einsetzen verstärkter Schwefeldepositionen angelegt. Dass die Oberböden wesentlich geringere Anteile an reversibel anorganisch gebundenem SO_4^{2-} -S aufweisen als die Unterböden, dürfte

durch den starken Rückgang der S-Depositionen seit Mitte der 1980er Jahre verursacht sein. Unter den herrschenden klimatischen Bedingungen und fehlender Nachlieferung wird das Sulfat schnell ausgewaschen. Die hohen, in den Osning-Quellen bisher nachgewiesenen Sulfatkonzentrationen bis maximal 73 mg L^{-1} in Verbindung mit den geringen Retentionskapazitäten, der anzunehmenden Auswaschung von Sulfat und der tiefen Durchdringung des Bodens mit Sulfat lassen eine Ausschöpfung der Retentionskapazitäten und einen Abbau des Sulfatspeichers vermuten (SCHNEIDER et al. 2006).

2.5 Bedeutung der Deckschichten

Aufbau und Funktion des Bodens sind ohne das Deckschichtenkonzept nicht mehr verständlich. Begrifflich muss zwischen (Deck-)Schichten und (Boden)Horizonten unterschieden werden; erstere werden durch geogene, letztere durch pedogene Prozesse gebildet. Böden sind in ihren Eigenschaften somit durch beide Prozesse bedingt. Auch Quantität und Qualität von Quellwässern der Mittelgebirge werden seit langem mit dem Deckschichtenkonzept in kausalen Zusammenhang gebracht. Besonders die Einzugsgebiete von Quellwässern im Erzgebirge wurden mit diesem Konzept diskutiert (z.B. LORZ 1999, NEBE & ABIY 2002), umgekehrt erfährt das Deckschichtenkonzept durch Analysen der Wassereinzugsgebiete im Erzgebirge noch immer weitere Präzisierungen (HELLER 2012). Das Deckschichtenkonzept differenziert den Aufbau des oberflächennahen Untergrundes an Hängen mitteleuropäischer Mittelgebirge in der idealtypischen Abfolge von Lagen, auch Deckschichten oder Decken genannt (ALTERMANN 1998): Eine meist über 30 cm mächtige Basislage als unterem Glied der vertikalen Lagenabfolge spiegelt den Stoffbestand des Untergrundgesteins am besten wider. Im Hangenden der Basislage folgt die Mittellage mit deutlich äolischen Stoffanteilen. An der Oberfläche im Hangenden der Mittellage ist mit Mächtigkeiten zwischen 30 und 70 cm die Hauptlage ausgebildet. Darüber kann kleinräumig die Oberlage aus lokalem Schutt folgen. Die Lagen oder Deckschichten sind durch Solifluktion, Kryoturbation und teilweise durch äolische Einlagerungen unter periglazialen Bedingungen nahezu flächendeckend an den Mittelgebirgshängen entstanden. Die Deckschichten gelten als entscheidende Einheiten hydrologischer Einzugsgebiete, ja als wesentliche Steuergröße für hydrologische Prozesse. Mit ihren unterschiedlichen sedimentologischen und bodenphysikalischen Eigenschaften beeinflussen sie Verweildauer und Fließwege des Wassers, vor allem des so genannten Zwischenabflusses als Teil des Abflusses, der dem Vorfluter aus den oberflächennahen Bodenhorizonten zeitlich verzögert zufließt. Seine Fließzeit ist länger als der Oberflächenabfluss, aber kürzer als der grundwasserbürtige Abfluss (Basisabfluss). Die bildlichen Darstellungen des Deck-

schichtenkonzeptes sind in der Literatur uneinheitlich, das abgebildete Modell (Abb. 6) orientiert sich an Untersuchungen im Schwarzwald (EINSELE & HINDERER 1995).

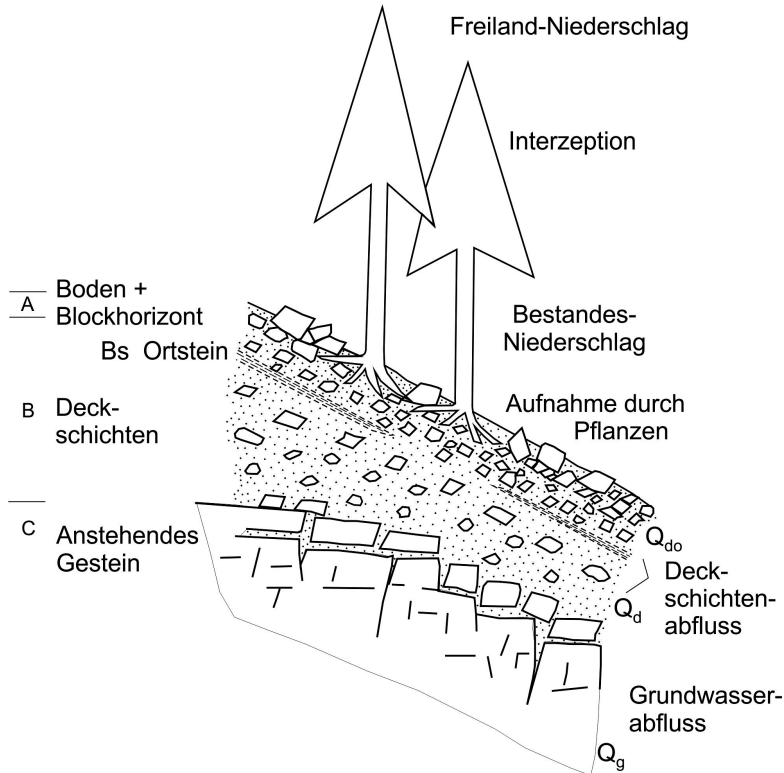


Abb. 6: Modell zur Demonstration der Wasser- und Stoffflüsse an einem bewaldeten Standort auf geklüftetem Sandstein mit sandigen, skelettreichen periglazialen Deckschichten; Q_{do} = oberer, Q_d = unterer Deckschichtenabfluss, Q_g = Abfluss aus dem Klüftbereich. Mit freundlicher Genehmigung von M. HINDERER

Im UG der PQ ist die Deckschichtenabfolge bisher nicht untersucht. Wahrscheinlich aber besteht der Untergrund aus periglazialen Decken und Verwitterungsschutt sowie aus oberflächennahen Klüften und dem oberen Auflockerungsbereich des Sandsteins. Da die Quelle periodisch schüttet, dürfte ihr Abfluss vor allem von oberflächennahen Schichten geprägt sein. Wenn Oberlagen vornehmlich in Gebieten über 500 m ü.NN auftreten und Basislagen an Hangoberkanten und Hangschultern fehlen (HELLER 2012), könnte die Deckschichtenabfolge im UG partiell oder ganz nur zweilagig ausgebildet sein. Möglicherweise bewirkt das tonige Apt Staueffekte in der vertikalen Wasserbewegung. Letztere ist aber nicht durch verkittende Ortsteinbildungen (Abb. 6)

gestört, sind die Bs-Horizonte der lokalen Podsolböden doch als Orterde ausgebildet (SCHNEIDER et al. 2006). Trotz fehlender Detailkenntnisse ist davon auszugehen, dass die hydrologischen Einflussgrößen der Deckschichten prinzipiell auch für das Einzugsgebiet der PQ gelten.

2.6 Vegetation

Potentielle natürliche Vegetation des Untersuchungsgebietes (UG) ist ein Drahtschmielen-Buchenwald (*Deschampsia flexuosae*–*Fagetum typicum*, vgl. POLLMANN & LETHMATE 2003). Kiefern (*Pinus sylvestris*), vereinzelt auch Birken (*Betula pubescens*), Eichen (*Quercus robur*) und Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) bilden die aktuelle Waldformation, im Hangbereich des Quellbachs auch Fichten (*Picea abies*). Die Krautschicht wird dominiert von Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) und der Dornfarn-Gruppe (*Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*), die Strauchschicht von Faulbaum (*Frangula alnus*) mit vereinzelt Vorkommen von Wacholder (*Juniperus communis*) und Stechpalme (*Ilex aquifolium*). Restbestände des Heidekrautes (*Calluna vulgaris*) zeugen von früherer Verheidung, Jahrhunderte lang war der RO eine Heidelandschaft. Eine historische Karte von 1760 belegt, dass der Osning zu dieser Zeit baumlos war (LETHMATE 2013). Vereinzelt heutige Mehrstambuchen bezeugen eine Niederwaldwirtschaft. Nördlich des Plisseetals zwischen zwei Wanderwegen (vgl. Abb. 1) und damit noch zum Einzugsgebiet der PQ gehörig, erfolgte im Winter 2012/2013 eine Holzernte (Kiefer). Die Freifläche ist seitdem mit Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) bewachsen.

3 Methodik

3.1 Hydrochemie

3.1.1 Probenahme

Die PQ wurde im Frühling der Jahre 2005 und 2015 sowie im ganzen Abflussjahr 2016 direkt am Quellaustritt beprobt. Die 1. Beprobung erfolgte vom 25.02.-28.04.2005 (n=9), die 2. Beprobung vom 18.04.-02.06.2015 (n=10), die dritte Beprobung umfasste mit insgesamt 23 Proben das Abflussjahr 2016. Daraus wurden 7 Proben zwischen dem 11.03. und 31.05.2016 für die Frühlingsanalyse 2005 – 2015 – 2016 berücksichtigt. Beprobt wurde immer um die Mittagszeit zwischen 12 und 13 Uhr. Alle Proben wurden der fließenden Welle entnommen, die im September 2016 ausblieb, d.h. die PQ schüttete nicht mehr. Im Quellmund

sammelte sich Wasser, das im September und Oktober 2016 je einmal beprobt wurde. Diese beiden Proben werden in der Auswertung gesondert ausgewiesen. Im Frühjahr 2005 wurde die Schüttung im Ausliterverfahren gemessen, bei den Folgebeprobungen konnten keine Schüttungsmessungen durchgeführt werden. Aufgrund des Privatwaldes, des Schutzstatus der Quelle sowie eines hohen Tourismusaufkommens waren auch keine technischen Einrichtungen (z.B. Wehr) zur exakten quantitativen Erfassung der Schüttung möglich. Einzelne Schüttungsphasen wurden exemplarisch per Foto dokumentiert.

Bei den Beprobungen wurden die Wetterbedingungen protokolliert und durch Daten aus den standortnahen Wetterstationen in Dörenthe und Lehen ergänzt. Die Wetterdaten wurden vom Wasserverband Tecklenburger Land zur Verfügung gestellt und ggf. durch die Datenbank der Wetterstation Münster/Osnabrück ergänzt. Im Frühjahresvergleich 2005/2015 wurde zur Prüfung eventueller Mineralisierungseffekte in der späteren 2. Beprobung Temperatur- und Niederschlagswerte jeweils 50 Tage vor beiden Beprobungen grafisch gegenübergestellt.

3.1.2 Laboranalyse

Die hydrochemische Laboranalyse der 2005er Proben umfassten folgende Verfahren: pH/LF mit WTW pH 196 bzw. LF 196; 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 der Fa. DIONEX an spezifischen Anionenaustauschersäulen im NaH-CO₃/Na₂CO₃-Eluenten; Ammonium: wie Anionen, aber an spezifischer Kationenaustauschersäule im Methansulfonsäure-Eluenten; Alkali- und Erdalkalielemente sowie Schwermetalle: Flammen-Absorptionsspektrometer AAS 5 FL Fa. Analytik Jena AG nach Membranfiltration (Celluloseacetat 0,45 µm) und Stabilisierung mit HNO₃-suprapur.

Die hydrochemischen Laboranalysen der 2015er und 2016er Proben wurden wie folgt durchgeführt: pH/LF mit WTW pH 7110 bzw. Cond 7110. Die Anionen F⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻ sowie die Alkali- und Erdalkalitionen Na, K, Mg, Ca und Ammonium (NH₄⁺) wurden mit dem Aquion IC-System incl. Degaser von Thermo Fisher Scientific GmbH gemessen. Die Analyse des Siliciums (Si), Strontiums (Sr) und der Schwermetalle erfolgte mit dem AAS-System contraAA 700 (Analytic Jena). Die Parameter DOC und TN wurden nach Membranfiltration (Celluloseacetat 0,45 µm) mit einem Multi N/C 3100 der Fa. Analytic Jena AG in den wässrigen Proben gemessen. Von den Anionen Nitrit und Phosphat lagen in der 2016er Analyse nur ein bzw. 2 Werte vor, beide Ionen wurden daher aus der Parameterliste gestrichen. Auch Hydrogenkarbonat blieb unberücksichtigt, seine

Konzentration ist bei niedrigen pH-Werten vernachlässigbar. In Voruntersuchungen wurden mehrere Quellen des UG mittels FIMS (Flow Injection Mercury System) auf den Gesamt-Hg-Gehalt geprüft. Alle Werte lagen unterhalb der NWG von $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$. Auch in einer Speziation lagen alle Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 5 ng L^{-1} . Daher wurde Quecksilber aus der Parameterliste gestrichen.

Insgesamt standen aus den beiden ersten Beprobungszeiträumen 20 Datensätze zur Verfügung. Ein Datensatz der 1. Beprobung (21.04.) wurde gestrichen (bei Halbierung der Parameterkonzentrationen Verdacht auf Verdünnung). Von den 23 Datensätzen des letzten Beprobungszeitraums wurden die vom 08.09. und 24.10.2016 nicht in die Jahresanalyse einbezogen, sondern getrennt dokumentiert, da es sich um Standwasserproben aus dem Quellmund handelte. Von allen Einzelanalysen wurde die Ionenbilanz mit Al berechnet.

3.1.3 Komplexere Versauerungsindikatoren

Die hydrochemischen Trendanalysen der Gewässerversauerung der letzten Dekaden betreffen vornehmlich die sauren Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- , daher wurden in dieser Arbeit besonders die Versauerungsindikatoren berechnet, deren Formel beide Anionen berücksichtigen. Gemäß Definition der Gewässerversauerung als Verlust der Säure-Neutralisationskapazität (Versauerung = ΔSNK), in der wässrigen Phase meist als Alkalinitätsverlust (ΔAlk) bezeichnet, wurden zudem die SNK nach Ladungsbilanz sowie die Alkalinität für versauerte Gewässer ermittelt. Somit ergeben sich folgende Versauerungsindikatoren, jeweils in $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$ sowie aufgrund der Nähe des UG zum Meer für die drei ersten Indikatoren meersalzkorrigiert (*):

1. Versauerungsindex (VI) nach SCHOEN (1985): $\text{VI} = (\text{Ca}^* + \text{Mg}^*) / (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$;
2. Sulfat-Nitrat-Summe nach SCHOEN et al. (1984): $\Sigma (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$;
3. N-Versauerungsverhältnis nach SKJELKVÅLE & DE WIT (2011) zur Bestimmung des NO_3^- -Anteils an der Versauerung: $\text{NAR} = \text{NO}_3^- / (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$, (N = Stickstoff, A = Acidification, R = Ratio);
4. Alkalinität für versauerte Gewässer nach STEINBERG (1992): $\text{Alk} = \text{HCO}_3^- - \text{H}^+ - \text{Al}^{3+}$;
5. $\text{SNK}_{\text{LAB}} = \Sigma (\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - \Sigma (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)$.

Die Meersalzkorrektur und die Ionenäquivalenz wurde nach BALTES (1998, S. 190) berechnet. Folgende in dieser Arbeit verwendeten Versauerungsindikatoren hatten nach früheren Analysen von Osning-Quellen statistisch signifikante Korrelationen zum pH-Wert:

- VI mit $r = 0,96$ bei $p \leq 0,01$,
- Sulfat-Nitrat-Summe mit $r = -0,86$ bei $p \leq 0,01$,
- Alk versauerte Gewässer mit $r = 0,79$ bei $p \leq 0,05$ und
- SNK_{LAB} mit $r = 0,78$ bei $p \leq 0,05$.

Der HCO_3^- -Gehalt geht mit abnehmendem pH-Wert zurück und ist bei $pH < 4,3$ praktisch gleich Null. Die pH-Werte der PQ schwankten zu allen Beprobungszeiten um $pH 4$, daher wurde der HCO_3^- -Gehalt bei Berechnungen ebenfalls gleich Null gesetzt.

3.1.4 Quellwasser- und Quelltypisierung

Aus den Datensätzen wurden in dieser Arbeit datumsbezogene Messwerte sowie deren arithmetischen Mittelwerte und Variationsbreiten berücksichtigt. Die Wassertypen wurden aus den mittleren Stoffkonzentrationen bestimmt und mit dem geogenen Grundwassertyp nach Geologischer Karte (THIERMANN 1970 a, b) verglichen. Da bei gering mineralisiertem Quellwasser bereits ein kleiner Unterschied im $mg L^{-1}$ -Gehalt eines Stoffes größere Unterschiede im Äquivalent-%-Anteil und damit andere Wassertypen hervorruft, wurden zusätzlich die Quellwassertypen des ersten und letzten Tages beider Beprobungszeiträume errechnet. Die Ionen werden in der Reihenfolge ihrer Häufigkeiten genannt, Ionen mit einem äquivalenten %-Anteil von > 50 werden kursiv, zwischen 20 und 50 normal und zwischen 10 und 20 in Klammern gesetzt.

Aus der Quellwassertypisierung ergaben sich Hinweise für die Quelltypisierung. Der Quelltyp der PQ wurde durch diese Hinweise sowie weitere Faktoren (Temperatur, Schüttung u.a.) empirisch abgeleitet.

3.1.5 Qualitative Bilanzierungsansätze

Um ein ungefähres Maß für die Frage einer S-Anreicherung bzw. S-Freisetzung im Boden bzw. in das Quellwasser zu erhalten, wurden die Sulfat-Schwefel/Chlorid-Verhältnisse des Waldniederschlags und des Quellwassers herangezogen: SO_4^{2-} -S/Cl ($mg L^{-1} / mg L^{-1}$). Da Chlorid als mobiles, im Boden kaum der Retention unterliegendes Anion gilt, können andere Stoffe mit ihren Konzentrationsverhältnissen zu Chlorid auf Senken bzw. Quellen in den Ökosystemkompartimenten überprüft werden (GEHRMANN & BURGGRAB 1990, ULRICH 1985). Übersteigt der Sulfataustrag den Eintrag mit der Bestandesdeposition, wird ein zwischenzeitlich im Boden angereicherte Sulfatvorrat abgebaut. Nach Berechnungen aus mehrjährigen Depositionen im UG (1998-2009, LETHMATE 2013)

beträgt das langjährige Mittel des SO_4^{2-} -S/Cl-Verhältnisses im Waldniederschlag 0,44. Unter der Annahme rückläufiger S-Depositionen und etwa gleichbleibender Chlorideinträge (vgl. LETHMATE 2013) dürfte das Verhältnis heute gesunken sein. Im Durchschnitt der nordrhein-westfälischen Messstationen betrug es im Jahr 2014 noch SO_4^{2-} -S/Cl = 0,38 (GEHRMANN, schriftl. Mitt.). Für den Parameter Nitrat lässt sich das Nitrat-Stickstoff/Chlorid-Verhältnis (NO_3^- -N/Cl) anwenden, ebenfalls auf Gewichtsbasis. Für die Frühjahresdaten 2005 wird das entsprechende Verhältnis im Waldniederschlag nach eigenen Depositionsdaten berechnet und beträgt 0,32. Für den Zeitraum 2016 wird das mittlere Verhältnis im Waldniederschlag der nordrhein-westfälischen Messstationen herangezogen, für 2014 beträgt es 0,39 (GEHRMANN, schriftl. Mitt.).

3.1.6 Statistik

Um Signifikanz und Effektstärke zwischen den Frühlingsdaten der Messjahre 2005, 2015 und 2016 sowie des Winter- und Sommerhalbjahres 2015/2016 zu analysieren, wurde zuerst jeder Parameter in jedem Erfassungsjahr auf Normalverteilung der Daten mittels Shapiro-Wilk-Test untersucht. Bei Normalverteilung der Daten wurde ein parametrischer unabhängiger t -Test (mit Welch's Korrektur) durchgeführt (FIELD et al. 2012, ZIMMERMAN 2004). Liegt eine signifikante Abweichung von der Normalverteilung vor, wird stattdessen ein parameterfreier Wilcoxon-Ranksummentest (FIELD et al. 2012) durchgeführt, dessen Ergebnisse anschließend mittels robustem t -Test nach Wilcox (WILCOX 2005) gegengeprüft werden. Effektstärken sind als Pearson's Korrelationskoeffizient (r) angegeben. Die Interpretation der Effektstärken ist wie folgt: $|r| < 0.10$ kein Effekt, $|r| \in [0.1, 0.3]$ kleiner Effekt, $|r| \in [0.3, 0.5]$ medium Effekt, $|r| > 0.5$ starker Effekt.

Zur Frage von Halbjahresunterschieden im Abflussjahres 2016 zählt auch die Frage nach den saisonalen Unterschieden der komplexeren Versauerungsindikatoren. Für diese statistische Prüfung mittels t -Test wurde exemplarisch der Versauerungsindex VI ausgewählt, zeigte er doch in anderen Untersuchungen der Region die höchste Korrelation zum pH-Wert.

Die Datenreihe des Abflussjahres 2016 wurde in eine Korrelationstabelle überführt, basierend auf Kendall's Koeffizient. Die Korrelationsmatrix zeigte zwar etliche signifikante Zusammenhänge, die Effektstärken der Korrelationswerte ($n = 300$) aber waren zu hohen Anteilen ($> 70\%$) schwach bzw. fehlten ganz. Daher wurde auf eine weitere Auswertung verzichtet.

3.2 Vegetation

3.2.1 Vegetationsaufnahmen

Im Komplex der PQ wurden zur Vegetationszeit des Jahres 2005 zwölf Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET angefertigt (vgl. DIERSCHKE 1994). Ausgewählt wurden typische, weitgehend einheitliche Bereiche der Quellflurvegetation vom oberen Quellbereich bis in etwas tiefer gelegene Bereiche, dort wo die Quellvegetation in einem Fichtenforst versiegt. Erfasst wurde insgesamt eine Quellvegetation von 189 m², davon entfallen 84 m² auf eine relativ feuchte Vegetationseinheit und 105 m² auf eine etwas trockenere, von Birken überstandene und den eigentlichen Quellbereich umgebende Vegetationseinheit. Zum Vergleich werden die Aufnahmen der Plisseequelle integriert in eine Vegetationstabelle mit den bisher im RO westlich der PQ aufgenommenen sand-oligotrophen Quellfluren mit den Lokalnamen Birgter Quelle, Osterhacken und De Steinhügel (zur Lage vgl. POLLMANN & LETHMATE 2002 a).

3.2.2 Algenbeprobung

Direkt am Quellaustritt der PQ sowie in einiger Entfernung vom Quellmund wurde je eine umfangreiche Algenprobe entnommen. Die Algen wurden bei 100 x Ölimmersion mikroskopiert, nach JOHN et al. (2002) bestimmt und anschließend fotografiert.

4 Ergebnisse

4.1 Hydrochemie

4.1.1 Frühlingsvergleiche 2005 – 2015 – 2016

Die Übersicht der Quellwasser-Messwerte des Frühlings 2005 (Tab.5) indiziert erste Hinweise zum hydrochemischen Charakter des PQ. Die elektrische Leitfähigkeit bleibt im für Silikatquellen typischen Bereich von 15–300 $\mu\text{S cm L}^{-1}$. Die pH-Werte um 4 entsprechen der 3. Stufe anthropogen veränderter Versauerung „stark versauert“ (BLfW 1997, S. 31), die Aluminium-Konzentrationen $> 1 \text{ mg L}^{-1}$ unterstreichen die Einordnung („stark versauert“: $> 0,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ Al}$). Weiterhin belegen die niedrigen Konzentrationen der basischen Kationen Calcium und Magnesium den Charakter der PQ als Weichwasser mit entsprechend niedriger Gesamthärte ($0,5 \text{ mmol L}^{-1}$). Auch die Alkalimetalle Natrium und Kalium sind als gering konzentriert einzuordnen, wobei Natrium meist in höherer Konzentration vorliegt, aber nie das übliche Konzentrationsmaximum von $20 \text{ mg L}^{-1} \text{ Na}$ erreicht.

Von den Schwermetallen zeigt Mangan die höchsten Konzentrationen, da Werte $> 0,1 \text{ mg L}^{-1}$ bereits als hoch bewertet werden. Zudem gilt Mangan als Zeigerelement für Ökosystembelastungen (BEIERKUHNEIN 1994). Obwohl Blei durch starke Bindungen in der organischen Auflage des Bodens komplex gebunden vorliegt, kann es bei den sauren geochemischen Milieubedingungen mobilisiert werden, was sich in deutlich messbaren Konzentrationen $> 0,1 \text{ mg L}^{-1}$ im Quellwasser widerspiegelt.

Tab. 5: Physikalisch-chemische Kenndaten der Plisseequelle im Frühjahr 2005

Parameter	Probedatum Frühjahr 2005									
	25.02.	04.03.	10.03.	17.03.	23.03.	30.03.	07.04.	14.04.	21.04.	28.04.
LF	195	187	120	158	208	205	196	150	82	188
$\mu\text{S/cm}$										
pH	4,10	4,08	4,06	4,01	4,06	4,04	4,32	3,99	4,03	3,98
Ca mg/L	7,68	9,32	9,35	10,0	9,97	9,93	11,69	10,86	4,89	11,24
Mg "	3,47	4,34	4,53	4,75	4,95	4,83	4,93	5,37	1,87	5,82
Na "	6,36	9,02	9,08	9,08	9,18	8,91	9,29	9,34	4,33	9,55
K "	1,45	1,62	1,62	1,67	1,59	1,67	1,61	1,62	0,82	1,54
Al "	1,19	1,25	1,28	1,24	1,19	1,29	1,28	1,41	0,76	1,42
Fe _{ges} "	0,104	0,119	0,121	0,134	0,159	0,153	0,147	0,156	0,156	0,180
Mn "	0,20	0,124	0,128	0,128	0,128	0,132	0,136	0,145	0,050	0,148
Pb "	0,106	0,111	0,109	0,104	0,118	0,118	0,126	0,139	0,095	0,146
Zn "	0,048	0,051	0,047	0,049	0,047	0,046	0,059	0,050	0,016	0,046
Cd "	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
NH ₄ ⁺ "	0,29	0,82	0,83	0,72	0,51	0,53	0,22	0,25	0,23	0,29
F "	0,39	0,41	0,36	0,48	0,37	0,59	0,29	0,39	0,21	0,36
Cl ⁻ "	9,88	10,29	10,50	10,80	10,64	10,38	10,87	11,27	5,08	11,59
PO ₄ ²⁻ "	0,13	0,14	0,07	0,00	0,06	0,00	0,00	0,10	0,11	0,00
SO ₄ ²⁻ "	30,97	33,07	33,45	34,56	35,30	34,14	35,81	36,98	13,61	38,48
NO ₃ ⁻ "	29,62	30,89	32,36	33,22	32,81	33,34	32,26	33,27	14,47	34,23
NO ₂ ⁻ "	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,16	0,00	0,00	0,00
DOC "	2,80	2,89	4,37	4,16	3,69	3,39	4,51	3,90	1,96	3,72
TN _b "	6,22	6,23	6,62	7,16	6,58	6,52	6,32	6,53	3,28	6,54

Ammonium und Phosphat sind in für Quellwässer zu erwartenden niedrigen Konzentrationen nachweisbar bzw. in einigen Proben unter der Nachweisgrenze $< 0,05 \text{ mg L}^{-1}$. Die Konzentration von Fluorid entspricht der in Quellen der Senne, bedingt u.a. wohl durch die reduzierte Bindungskapazität sandiger Böden beider Standorte (vgl. REINHARDT 1987). Die Chloridkonzentrationen verbleiben meist im Schwankungsbereich der für den Osning typischen geogen-ombrogenen Wässer ($18\text{--}25 \text{ mg L}^{-1} \text{ Cl}^-$, KELLER 1981). Die Konzentrationen der sauren Anionen Sulfat und Nitrat bewegen sich auf vergleichbar hohem Niveau um 33 mg L^{-1} . Die Gehalte des gelösten organischen Kohlenstoffs DOC (Dissolved Organic Carbon) liegen in einem nicht auf Mooreinfluss hinweisenden niedrigen Bereich ($< 5 \text{ mg L}^{-1} \text{ DOC}$). Der gesamte gebundene Stickstoff (TN_b = Total Nitrogen bound), ein Summenparameter aus N_{org} + N_{anorg} (N_{anorg} = NH₄-N + NO₃-N + NO₂-N), spricht generell bei $3\text{--}7 \text{ mg L}^{-1}$ für ein unbelastetes, in diesem Kontext nicht eutrophiertes Gewässer. Da N-Parameter wie Ammonium und Nitrit in der PQ

gering konzentriert bzw. gar nicht messbar sind und die N_{org} -Gehalte vernachlässigbar klein sind, korrespondieren die TN_b -Werte der PQ vornehmlich mit den Nitratwerten.

Nach 10 Jahren hat sich die Wasserqualität gravierend verändert (Tab.6). Von den 20 gemessenen Parametern unterscheiden sich in beiden Frühjahren 16 Parameter signifikant und mit starkem Effekt ($r > 0,5$). Nur LF, Ca, Na und PO_4^{3-} verbleiben in nicht signifikanter Größenordnung. Dem signifikanten Rückgang der pH-Werte folgen signifikant erhöhte Konzentrationen von Al, Fe, Mn, Pb, Zn und Cd. Die Fluoridkonzentrationen sind signifikant reduziert, die Chloridgehalte signifikant erhöht. Auffällig sind die signifikanten Veränderungen der beiden sauren Anionen: Während die Sulfatkonzentration sich etwa verdoppelt hat, halbiert sich fast der Nitratgehalt. Den signifikant reduzierten Ammonium- und Nitrat-Werten entsprechen niedrigere TN_b -Werte. Auffällig bleiben auch die fast doppelt so hohen DOC-Gehalte des Frühjahres 2015 im Vergleich zum Frühling 2005.

Tab. 6: Arithmetisches Mittel und Spannweite physikalisch-chemischer Kenndaten der Plisseequelle im Frühling 2005 und 2015 nebst Signifikanz der Unterschiede; Min = Minimum, Max = Maximum, n = Anzahl, n.s. = nicht signifikant, r = Effektstärke als Pearson's Korrelationskoeffizient

Parameter	Frühling 2005 (n = 9) 25.02.–28.04.			Frühling 2015 (n = 10) 18.04.–02.06.			Signifikanz
	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	
LF $\mu\text{S/cm}$	178,6	120	208	199	150	247	n.s.
pH	4,06	3,98	4,32	3,89	3,86	3,96	$p < 0,001$, $r = - 0,83$
Ca mg/L	10,0	7,68	11,24	9,51	5,71	12,96	n.s.
Mg "	4,78	3,47	5,82	6,53	4,28	9,12	$p < 0,05$, $r = 0,67$
Na "	8,87	6,36	9,55	7,99	4,57	10,82	n.s.
K "	1,59	1,45	1,67	1,12	0,55	1,55	$p < 0,01$, $r = 0,79$
Al "	1,28	1,19	1,42	4,35	2,32	5,37	$p < 0,001$, $r = 0,96$
Fe_{ges} "	0,141	0,10	0,18	0,199	0,18	0,25	$p < 0,05$, $r = - 0,83$
Mn "	0,140	0,124	0,200	0,287	0,16	0,37	$p < 0,01$, $r = - 0,82$
Pb "	0,120	0,104	0,146	0,272	0,14	0,36	$p < 0,001$, $r = 0,89$
Zn "	0,046	0,046	0,059	0,184	0,12	0,24	$p < 0,01$, $r = - 0,84$
Cd "	0,002			0,0034	0,0011	0,0071	$p < 0,001$, $r = - 0,87$
NH_4^+ "	0,496	0,22	0,83	0,23	0,10	0,40	$p < 0,01$, $r = - 0,61$
F^- "	0,404	0,29	0,59	0,19	0,13	0,35	$p < 0,001$, $r = - 0,81$
Cl^- "	10,69	9,88	11,59	12,92	7,19	15,48	$p < 0,05$, $r = - 0,504$
PO_4^{3-} "	0,055	0,00	0,14	0,469	0,00	3,84	n.s.
SO_4^{2-} "	34,75	30,97	38,48	68,19	45,35	79,31	$p < 0,001$, $r = - 0,97$
NO_3^- "	32,44	29,62	34,23	18,7	9,60	20,18	$p < 0,001$, $r = - 0,97$
DOC "	3,71	2,8	4,51	7,99	4,81	11,58	$p < 0,001$, $r = - 0,87$
TN_b "	6,52	6,22	7,16	4,55	4,04	4,87	$p < 0,001$, $r = - 0,87$

Zwischen den direkt aufeinanderfolgenden Frühjahren 2015 und 2016 hat sich das PQ-Wasser weniger deutlich verändert als im Laufe der vergangenen 10 Jahre (Tab. 7). 8 Parameter zeigen signifikante Unterschiede, alle mit starkem Effekt ($r > 0,5$). Die Leitfähigkeit bleibt ohne signifikanten Unterschied, ebenso die basischen Kationen, einige Schwermetalle, Ammonium, Phosphat, Chlorid sowie Nitrat und DOC. Bei den Alkalimetallen Natrium und Kalium konnte nur für die Na-Konzentration ein signifikanter Anstieg nachgewiesen werden. Den signifikant gestiegenen pH-Werten entsprechen reduzierte Al, Fe- und Pb-Gehalte. Dies belegt deutlich, dass bei einer pH-Erhöhung $> 0,5$ Einheiten die geochemischen Milieubedingungen veränderte Bindungsaffinitäten induzieren, welche eine Verringerung der Mobilisierung von Al, Fe und Pb hervorruft. Für die SM Mn, Zn und Cd sind die pH-Bedingungen um pH 4,5 noch weit unterhalb der Grenz-pH-Werte für Mobilisierung, so dass für diese Elemente weiterhin die Freisetzung aus der Bodenmatrix mit gleichbleibenden Gehalten zu verzeichnen ist und eine Signifikanz der Unterschiede nicht belegbar ist. Aufgrund der gestiegenen pH-Werte ist der Sulfatgehalt im Vergleich zum Frühling 2015 wieder signifikant gesunken, der TN_b -Gehalt bleibt gering, aber signifikant erhöht.

Tab. 7: Arithmetisches Mittel und Spannweite physikalisch-chemischer Kenndaten der Plisseequelle im Frühling 2015 und 2016 nebst Signifikanz der Unterschiede; Min = Minimum, Max = Maximum, n = Anzahl, n.s. = nicht signifikant; r = Effektstärke als Pearson's Korrelationskoeffizient

Parameter	Frühling 2015 (n = 10) 18.04. - 02.06.			Frühling 2016 (n = 7) 11.03. - 31.05.			Signifikanz
	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	
LF $\mu\text{S/cm}$	199	150	247	260,3	110	364	n.s.
pH	3,89	3,86	3,96	4,47	4,35	4,69	$p < 0,001$, $r = - 0,82$
Ca mg/L	9,51	5,71	12,96	10,42	7,67	12,79	n.s.
Mg "	6,53	4,28	9,12	5,61	4,02	6,63	n.s.
Na "	7,99	4,57	10,82	13,53	12,02	14,22	$p < 0,001$, $r = 0,91$
K "	1,12	0,55	1,55	1,55	0,99	1,23	n.s.
Al "	4,35	2,32	5,37	2,61	0,43	4,19	$p < 0,01$, $r = 0,70$
Fe_{ges} "	0,199	0,18	0,25	0,05	0,023	0,124	$p < 0,001$, $r = - 0,84$
Mn "	0,287	0,16	0,37	0,2	0,03	0,33	n.s.
Pb "	0,272	0,14	0,36	0,17	0,03	0,31	$p < 0,05$, $r = 0,59$
Zn "	0,184	0,12	0,24	0,17	0,04	0,36	n.s.
Cd "	0,0034	0,0011	0,0071	0,0024	0,0016	0,0046	n.s.
NH_4^+ "	0,23	0,10	0,40	0,22	0,05	0,31	n.s.
F^- "	0,19	0,13	0,35	0,38	0,27	0,46	$p < 0,01$, $r = - 0,75$
Cl^- "	12,92	7,19	15,48	13,11	10,57	14,9	n.s.
PO_4^{3-} "	0,469	0,00	3,84	0,12			n.s.
SO_4^{2-} "	68,19	45,35	79,31	58,23	41,2	65,0	$p < 0,05$, $r = - 0,54$
NO_3^- "	18,7	9,60	20,18	19,61	15,9	22,54	n.s.
DOC "	7,99	4,81	11,58	6,7	3,76	8,94	n.s.
TN_b "	4,55	4,04	4,87	5,3	4,97	5,75	$p < 0,001$, $r = 0,85$

4.1.2 Abflussjahr 2016

Um über die Frühjahreswerte hinaus einen Vergleich der Quellwasserqualität eines längeren Zeitraumes zu erhalten, wurde die PQ im gesamten Abflussjahr 2016 zweimal monatlich (Mai 3mal) beprobt. Die Analyse umfasste eine erweiterte Parameterliste und ist mit datumsbezogenen Messwerten dokumentiert (Tab. 8 a, b). Der über das gesamte Abflussjahr bestehende saure Status der PQ wird durch pH-Werte belegt, die mit einer Ausnahme (13.05.: pH 4,65) immer tiefer liegen als pH 4,5. Die LF zeigt wie etliche andere Parameter die hohen Schwankungen der Messwerte. Die Kationen der Alkali- und Erdalkalimetalle unterstreichen im Falle von Ca und Mg den basenarmen Standort, die hohen Konzentrationen von Na dürften durch die im Osning nachgewiesenen hohen NaCl-Einträge des Meersalz-Sprays mitverursacht sein (vgl. Kap. 4.1.5). Die in 2016 durchgehend niedrige Konzentration von Silicium deutet in Bezug auf die Löslichkeit von Quarz eine Untersättigung an, was wiederum auf geringe Aufenthaltszeiten des Quellwassers schließen lässt. Das Quellwasser ist wahrscheinlich unmittelbar vom Bodensickerwasser beeinflusst, was insbesondere die hohen DOC-Gehalte zu Beginn des Abflussjahres nahelegen.

Tab. 8a: Physikalisch-chemische Kenndaten der Plisseequelle im hydrologischen Winter des Jahres 2016. - = keine Werte infolge zu geringen Probenvolumens

Parameter	Probedatum Winterhalbjahr 2015/2016											
	12.11.	25.11.	10.12.	24.12.	09.01.	23.01.	11.02.	23.02.	11.03.	22.03.	08.04.	19.04.
LF μS cm/L	214	206	219	219	214	208	190	230	324	261	197	364
pH	4,46	4,38	4,24	4,33	4,48	4,41	4,38	4,31	4,35	4,40	4,62	4,41
Ca mg/L	8,08	6,82	6,62	7,67	7,79	8,22	7,71	8,57	10,89	10,32	7,67	10,73
Mg "	4,08	3,47	3,23	3,90	4,20	4,19	3,59	4,14	5,68	5,67	4,02	5,92
Na "	13,83	12,99	12,37	12,58	13,48	15,66	9,80	12,67	13,95	13,63	12,02	14,02
K "	1,12	1,04	1,12	1,12	1,03	0,96	0,79	1,29	1,21	1,23	0,99	1,20
Si "	3,78	1,77	1,17	1,26	1,44	1,48	1,64	1,70	1,49	3,27	3,21	2,59
Al "	3,84	3,47	3,57	2,56	2,00	2,41	3,44	2,73	2,76	4,19	3,26	2,65
Sr "	0,117	0,122	0,096	0,081	0,082	0,094	0,082	0,079	0,109	0,193	0,140	0,109
Feges "	0,095	0,085	0,061	0,074	0,047	0,060	0,074	0,102	0,190	0,330	0,250	0,210
Mn "	0,24	0,18	0,18	0,17	0,15	0,17	0,24	0,21	0,19	0,33	0,25	0,21
Pb "	0,22	0,22	0,19	0,15	0,14	0,13	0,20	0,17	0,17	0,31	0,22	0,18
Zn "	0,23	0,19	0,15	0,13	0,11	0,12	0,16	0,14	0,13	0,36	0,19	0,16
Cd $\mu\text{g/L}$	1,71	2,83	-	2,87	2,51	1,93	2,76	2,06	2,01	4,59	2,11	2,27
Cu "	17,01	20,18	12,37	10,81	10,91	12,00	14,79	16,71	13,46	140,7	9,21	11,26
Ni "	38,05	31,86	25,33	23,77	25,39	29,00	28,59	26,38	27,76	40,18	31,47	31,24
Co "	18,92	14,54	-	14,02	7,36	12,66	14,21	10,73	17,46	22,23	18,00	14,60
Cr "	23,51	48,57	-	37,77	48,62	42,18	25,23	39,19	34,87	43,49	23,83	49,20
NH ₄ ⁺ mg/L	0,28	0,27	0,21	0,23	0,30	0,34	0,27	0,19	0,23	0,18	0,29	0,31
F ⁻ "	0,36	0,38	0,39	0,36	0,34	0,32	0,32	0,42	0,46	0,41	0,27	0,40
Cl ⁻ "	12,39	11,10	11,46	11,42	11,10	10,59	8,44	11,43	13,39	13,35	10,57	13,64
PO ₄ ³⁻ "	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00
SO ₄ ²⁻ "	46,60	41,20	43,90	48,70	49,50	49,50	47,30	52,30	63,10	61,70	41,20	61,60
NO ₃ ⁻ "	23,18	25,27	26,22	22,91	21,53	17,14	14,34	23,60	20,95	20,69	15,90	20,42
NO ₂ ⁻ "	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DOC "	37,48	19,01	17,31	20,73	21,49	8,71	13,12	12,62	8,10	7,61	6,79	5,14
TN _b "	5,50	5,94	6,23	5,95	5,64	5,39	3,58	5,93	5,34	5,31	5,24	5,17

Tab. 8b: Physikalisch-chemische Kenndaten der Plisseequelle im hydrologischen Sommer des Jahres 2016

Parameter	Probedatum Sommerhalbjahr 2016										
	02.05.	13.05.	31.05.	13.06.	27.06.	12.07.	26.07.	13.08.	27.08.	08.09.	24.10.
LF $\mu\text{S cm/L}$	246	110	320	254	206	108	174	171	250	144	229
pH	4,45	4,69	4,43	3,96	3,98	4,13	4,07	4,04	4,08	4,24	4,37
Ca mg/L	10,49	10,07	12,79	11,41	9,86	4,87	8,86	7,29	12,75	7,93	11,44
Mg "	5,75	5,57	6,63	6,21	5,02	2,29	4,27	4,16	7,28	4,17	6,44
Na "	14,00	12,90	14,22	10,83	8,48	3,69	7,33	6,84	11,43	5,91	10,11
K "	1,11	1,06	1,19	2,62	1,39	0,94	1,10	1,09	1,43	0,96	2,03
Si "	2,63	0,05	2,46	2,06	2,05	1,58	1,49	1,60	2,25	2,49	3,65
Al "	2,59	0,43	2,36	2,26	2,02	1,71	1,36	1,02	1,90	0,81	1,31
Sr "	0,106	0,041	0,113	0,155	0,133	0,117	0,119	0,082	0,113	0,125	0,131
Feges. "	0,032	0,023	0,036	0,050	0,043	0,042	0,015	0,110	0,303	0,007	0,007
Mn "	0,20	0,03	0,21	0,20	0,17	0,15	0,15	0,12	0,16	0,14	0,16
Pb "	0,15	0,03	0,16	0,20	0,18	0,11	0,12	0,10	0,16	0,11	0,11
Zn "	0,15	0,04	0,17	0,15	0,15	0,14	0,13	0,10	0,16	0,13	0,16
Cd $\mu\text{g/L}$	2,12	1,61	2,05	3,00	3,31	1,81	0,63	1,53	1,73	0,92	1,82
Cu "	14,31	13,33	126,3	20,62	22,90	32,96	24,14	25,54	23,83	20,70	25,32
Ni "	35,47	18,70	34,84	28,82	24,23	22,73	26,22	21,30	27,22	26,96	38,28
Co "	18,09	4,43	16,29	10,47	9,98	8,69	10,66	8,13	9,27	10,09	8,88
Cr "	42,20	36,60	34,45	27,32	22,80	15,06	22,01	13,60	16,32	14,88	14,60
NH_4^+ mg/L	0,26	0,20	0,05	0,36	0,33	0,43	0,33	0,16	0,26	0,25	0,20
F^- "	0,38	0,32	0,39	0,37	0,28	0,14	0,20	0,21	0,26	0,12	0,24
Cl^- "	12,98	12,93	14,90	16,68	13,78	5,89	10,59	10,83	17,51	9,22	16,75
PO_4^{3-} "	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SO_4^{2-} "	59,80	55,20	65,00	58,70	47,00	24,00	41,00	39,50	56,90	35,50	52,10
NO_3^- "	19,47	17,33	22,54	20,53	18,63	7,17	11,88	11,77	17,31	8,10	16,83
NO_2^- "	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DOC "	6,29	8,94	3,76	3,43	4,10	3,83	7,89	3,14	2,86	4,96	4,00
TN _b "	5,27	4,97	5,75	5,04	5,59	4,99	4,67	4,58	4,23	4,35	4,72

Parallel zu den niedrigen pH-Werten ergeben sich deutliche Austräge von Al und den Schwermetallen. Chlorid bleibt mit mittleren $13 \text{ mg L}^{-1} \text{ Cl}^-$ im Bereich der geogen-ombrogenen Konzentrationen. Das versauernd wirkende Anion Sulfat ist über den gesamten Jahreszeitraum mit durchschnittlich knapp $50 \text{ mg L}^{-1} \text{ SO}_4^{2-}$ als hoch einzustufen. Das zweite saure Anion Nitrat liegt mit mittleren $18,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ auf niedrigerem Konzentrationsniveau als Sulfat. Anfang September schüttete die PQ nicht mehr. Die beiden letzten Wasserproben vom 08.09.2016 und 24.10.2016 stammen aus Standwasser im Quellmund. Die mit den vorherigen Beprobungen des Abflussjahres vergleichbaren DOC-Werte belegen, dass es sich bei diesen Proben um Quellwasser und nicht um Oberflächenwasser handelt. Das noch aussickernde Quellwasser sammelte sich zwischen beiden letzten Beprobungen an, so dass die Parameter-Gehalte der Oktoberprobe in fast allen Fällen aufkonzentriert wurden.

Um die saisonalen Unterschiede jeden Parameters im Abflussjahr 2016 statistisch zu prüfen, wurden in der weiteren Auswertung die Messwerte als Mittelwerte (mit Minimum/Maximum) des Winter- und Sommerhalbjahres gegenübergestellt (Tab. 9). Von 25 Parametern zeigten 11 Mittelwerte signifikante Unterschiede, darunter Aluminium, 5 Schwermetalle, Fluorid, Nitrat, DOC und TN_b . Für Na, Al und DOC lagen deutlich hohe Effektstärken der Signifikanzen vor ($r > 0,6$), die Effektstärken der anderen signifikanten Unterschiede schwankten im Bereich knapp unter bzw. knapp über $r = 0,5$. Die Signifikanzen konnten jedoch nicht für die Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Calcium und Magnesium, Silizium, Chlorid und Sulfat bestätigt werden. Mit einer Ausnahme (Cu) belegen die signifikanten Unterschiede einen Rückgang der betreffenden Parameter im Sommerhalbjahr, z.T. um fast die Hälfte (Aluminium) oder das Dreifache (DOC). In anderen Studien (HAAG 1997) verursachte die verstärkte Auswaschung von Nitrat und Al als Begleitkation eine höhere Säurebelastung der Gewässer im Winter. Die signifikanten saisonalen Unterschiede der Nitrat- und Al-Gehalte in der PQ deuten Vergleichbares an.

Tab. 9: Arithmetisches Mittel und Spannweite physikalisch-chemischer Kenndaten der Plisseequelle im hydrologischen Winter- und Sommerhalbjahr des Jahres 2016 (September und Oktober keine Schüttung) nebst Signifikanz der Unterschiede; Min = Minimum, Max = Maximum, n = Anzahl, n.s. = nicht signifikant, r = Effektstärke als Pearson's Korrelationskoeffizient

Parameter	Winterhalbjahr (n = 12)			Sommerhalbjahr (n = 9)			Signifikanz
	Nov 2015 – Apr 2016			Mai 2016 – Aug 2016			
	Mittel	Min	Max	Mittel	Min	Max	
LF $\mu\text{S/cm}$	237,2	190	364	204,3	108	320	n.s.
pH	4,40	4,24	4,62	4,20	3,96	4,69	n.s.
Ca mg/L	8,42	6,62	10,89	9,82	4,87	11,41	n.s.
Mg "	4,34	3,23	5,92	5,24	2,29	7,28	n.s.
Na "	13,08	9,80	15,66	9,97	3,69	14,22	$p < 0.05, r = 0.615$
K "	1,09	0,79	1,29	1,33	0,94	2,62	n.s.
Si "	2,07	1,17	3,78	1,8	0,05	2,63	n.s.
Al "	3,07	2,0	4,19	1,73	0,43	2,59	$p < 0.01, r = 0.738$
Sr "	0,109	0,079	0,193	0,109	0,041	0,155	n.s.
Fe _{ges} "	0,069	0,024	0,124	0,073	0,015	0,303	n.s.
Mn "	0,21	0,15	0,33	0,15	0,03	0,21	$p < 0.05, r = 0.51$
Pb "	0,19	0,13	0,31	0,13	0,03	0,20	$p < 0.05, r = 0.535$
Zn "	0,17	0,11	0,36	0,13	0,04	0,17	n.s.
Cd $\mu\text{g/L}$	2,51	1,72	4,59	1,98	0,63	3,51	n.s.
Cu "	24,12	9,21	140,70	33,77	13,33	126,30	$p < 0.01, r = - 0.568$
Ni "	29,92	23,77	40,18	26,61	18,70	35,47	n.s.
Co "	14,98	7,36	22,23	10,67	4,34	18,09	$p < 0.05, r = 0.49$
Cr "	37,86	23,51	49,20	25,60	13,60	42,20	$p < 0.05, r = 0.548$
NH ₄ ⁺ mg/L	0,26	0,18	0,34	0,26	0,05	0,43	n.s.
F ⁻ "	0,37	0,27	0,46	0,28	0,14	0,39	$p < 0.05, r = 0.598$
Cl ⁻ "	11,57	10,57	13,64	12,9	5,89	17,51	n.s.
SO ₄ ²⁻ "	50,55	41,2	61,70	49,68	24,0	65,0	n.s.
NO ₃ ⁻ "	21,01	14,34	26,22	16,29	7,17	22,54	$p < 0.05, r = 0.539$
DOC "	14,84	5,14	37,48	4,92	2,86	8,94	$p < 0.001, r = - 0.743$
TN _b "	5,44	3,58	6,23	5,01	4,23	5,75	$p < 0.05, r = - 0.463$

4.1.3 Ionenbilanzen

Zur Kontrolle der Analysenrichtigkeit sind Ionenbilanzen üblich. Die Differenzen zwischen Anionen- und Kationen-Äquivalentsummen (Tab. 10) zeigen trotz sorgfältiger Analysen in allen Beprobungszeiträumen große Schwankungen. Die für Ionenbilanzen empfohlene Fehlertoleranz von $\pm 10\%$ (BLOCK & BARTELS 1985) konnte durchgängig nur für die Frühjahresanalyse 2005 erreicht werden. In den Frühlingdaten 2015 erfüllte die Hälfte der Analysen die 10 %-Fehlertoleranz, in den Jahresdaten 2016 waren es immerhin 21 von 23 Analysen. Die häufigen Anionendefizite sind wahrscheinlich durch die nicht in die Bilanzen eingehenden DOC bedingt, können diese doch einen bis zu 20 %igen Beitrag an der gesamten Anionenladung haben (KRAM et al. 1997, zit. n. LORZ 1999, S. 65). Für diese Vermutung spricht, dass die DOC-Gehalte im Zeitraum der geringsten Fehler-toleranz-Überschreitungen (Frühling 2005) erheblich niedriger waren als in den anderen Beprobungszeiträumen (vgl. Tab. 5-8). Weitere potentielle Fehler in Ionenbilanzen diskutieren BLOCK & BARTELS (1985) sowie LORZ (1999)

Tab. 10: Ionenbilanzen der Frühlingdaten 2005 und 2015 sowie des Abflussjahres 2016 der Plisseequelle; AS = Anionensumme und KS = Kationensumme in $\text{mmol}_e \text{L}^{-1}$, ISD = Ionensummendifferenz (%) mit Aluminium

Frühling 2005												
Datum	25.02.	04.03.	10.03.	17.03.	23.03.	30.03.	07.04.	14.04.	28.04.			
AS	1,406	1,482	1,517	1,560	1,567	1,544	1,576	1,628	1,681			
KS	1,134	1,410	1,434	1,482	1,495	1,484	1,593	1,608	1,673			
ISD %	10,68	2,49	2,83	2,59	2,35	1,97	-0,53	0,64	0,23			
Frühling 2015												
Datum	18.04.	23.04.	28.04.	03.05.	08.05.	13.05.	18.05.	23.05.	28.05.	02.06.		
AS	2,23	2,28	1,37	2,36	2,12	1,30	2,01	2,38	2,32	2,40		
KS	1,78	1,41	1,74	1,68	2,27	1,13	2,35	1,78	2,41	2,50		
ISD %	11,17	23,66	-11,93	16,94	- 3,94	7,17	-7,72	14,34	-2,05	-2,04		
Winterhalbjahr 2015/2016 (November – April)												
Datum	12.11.	25.11.	10.12.	24.12.	09.01.	23.01.	11.02.	23.02.	11.03.	22.03.	08.04.	19.04.
AS	1,743	1,601	1,728	1,725	1,708	1,626	1,511	1,848	2,035	2,024	1,506	2,083
KS	2,359	1,875	1,745	1,761	1,790	1,956	1,765	1,921	2,187	2,571	2,104	2,345
ISD %	-15,02	-7,87	-0,47	-1,05	-2,35	-9,21	-7,74	-1,93	-3,59	-11,9	-16,6	-5,9
Sommerhalbjahr 2016 (Mai - Oktober)												
Datum	02.05.	13.05.	31.05.	13.06.	27.06.	12.07.	26.07.	13.08.	27.08.	08.09.	24.10.	
AS	1,937	1,837	2,169	2,089	1,754	0,857	1,412	1,395	2,036	1,172	1,869	
KS	2,315	1,609	2,465	2,182	1,842	1,047	1,519	1,389	2,332	1,478	2,273	
ISD %	-8,89	6,61	-6,38	-2,18	-2,46	-9,96	-3,66	0,19	-6,78	-11,5	-9,73	

4.1.4 Komplexere Versauerungsindikatoren

Der Hinweis der pH-Werte auf eine anthropogen veränderte Versauerung der PQ wird durch die komplexeren hydrochemischen Versauerungsindikatoren für alle Frühlingsdaten bestätigt (Tab. 11). Die negativen Werte der Säure-Neutralisationskapazität ebenso wie der Alkalinität für versauerte Wässer belegen den SNK- bzw. Alk-Verlust. Der Versauerungsindex VI liegt immer unter 1, gleichbedeutend mit Verlust des HCO_3^- -Puffersystems. Die Sulfat-Nitrat-Summe wurde nach 2005 durch den hohen Sulfatanteil größer. Der NAR-Wert dieser Summe (= Nitratanteil) liegt in jedem Frühjahr unter 0,5. Der drastische Abfall des Indikators in 2015 ebenso wie der nur geringe Anstieg in 2016 bestätigen den Nitratrückgang. Die Versauerung hat sich nach 2005 dennoch verschärft, wenngleich die Indikatorwerte wie die Konzentrationen der beteiligten Parameter schwanken.

Tab. 11: Mittlere Versauerungsindikatoren der Plisseequelle im Frühling 2005, 2015 und 2016 (vgl. Text)

Indikator	Einheit	Frühling		
		2005	2015	2016
$\text{SNK}_{\text{LAB}} = \Sigma c(\text{Kat}_b) - \Sigma c(\text{An}_c)$	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	- 0,23	- 0,70	- 0,30
$\text{Alk}_{\text{sw}} = \text{HCO}_3^- - \text{H}^+ - \text{Al}^{3+}$		- 0,23	- 0,61	- 0,28
$(\text{Ca}^* + \text{Mg}^*) / (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$		0,68	0,55	0,60
$\Sigma (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$		1,22	1,69	1,53
$\text{NO}_3^- / (\text{SO}_4^* + \text{NO}_3^-)$		0,43	0,18	0,21

Für das Abflussjahr 2016 gilt nach der Ausprägung der Versauerungsindikatoren (Tab. 12) eine ganzjährige Versauerung. Die saisonalen Unterschiede in der Quellwasserqualität des Abflussjahres 2016 spiegeln sich auch in den Größen der Versauerungsindikatoren des Winter- und Sommerhalbjahres wider. Im Sommerhalbjahr deuten die Indikatorwerte auf eine Abschwächung der Versauerung, ohne sie aber aufzuheben. Am Beispiel des Versauerungsindex sei dies konkretisiert (Tab.13): Die Halbjahresunterschiede zwischen Winter (VI = 51) und Sommer (VI = 0,68) unterscheiden sich hochsignifikant (t -Test, $p < 0.01$); das 95%ige Konfidenzintervall für den Unterschied zwischen beiden VI-Mittelwerten liegt zwischen 0.09 und 0.25.

Tab. 12: Mittlere Versauerungsindikatoren der Plisseequelle im Abflussjahr 2016 (vgl. Text)

Indikator	Einheit	Abflußjahr 2016		
		2016	Winter-HJ	Sommer-HJ
$SNK_{LAB} = \Sigma c(Kat_b) - \Sigma c(An_s)$	mmol _c L ⁻¹	- 0,30	- 0,19	- 0,27
$Alk_{sw} = HCO_3^- - H^+ - Al^{3+}$		- 0,32	- 0,38	- 0,26
$(Ca^* + Mg^*) / (SO_4^* + NO_3^-)$		0,57	0,51	0,68
$\Sigma (SO_4^* + NO_3^-)$		1,34	1,39	1,30
$NO_3^- / (SO_4^* + NO_3^-)$		0,22	0,24	0,20

Tab. 13: Versauerungsindizes VI $(Ca^* + Mg^* / SO_4^* + NO_3^-)$ (mmol_c L⁻¹) / (mmol_c L⁻¹) der Plisseequelle im Abflussjahr 2016; * = meersalzkorrigiert, k. Sch. = keine Schüttung

Winterhalbjahr	VI *	Sommerhalbjahr	VI *
November 2015	0,48	Mai 2016	0,63
Dezember 2015	0,43	Juni 2016	0,65
Januar 2016	0,51	Juli 2016	0,69
Februar 2016	0,45	August 2016	0,73
März 2016	0,57	Sept. 2016 (k. Sch.)	-
April 2016	0,59	Okt. 2016 (k. Sch.)	-
Ø	0,51	Ø	0,68
Abflussjahr 2016	Ø VI * = 0,57		

4.1.5 Quellwassertypen und Quelltyp

Ein anschaulicherer Ansatz als die vorgenannten Versauerungsindikatoren ist die Typisierung des Quellwassers über die Berechnung der Äquivalentanteile der Ionen (BAUER et al. 1988). Dass die Wassertypen der PQ variieren, ist aufgrund des ionenarmen Wassers zu erwarten. Im Vergleich zum geogenen Grundwassertyp ergeben sich aber deutliche Unterschiede (Tab. 14). Die Schwankungen in der Ionenabfolge sind auf der Kationenseite häufiger als auf der Anionenseite. Als wesentliches versauerungsindizierendes Merkmal der Kationenseite muss das häufige Auftreten von Al gelten, das nur in zwei Beispielen fehlt. In den meisten Fällen kommt Al mit 10 - 20 %-Äquivalentanteilen an der Ionensumme

vor. Aluminium schließt Hydrogenkarbonat aus, das im geogenen Grundwasser vertretene Hydrogenkarbonat HCO_3^- fehlt fast völlig im Quellwasser und wurde vornehmlich durch Sulfat ersetzt. Einheitlicher zeigt sich die Anionenseite der berechneten Quellwassertypen: Wechsel treten nur in der Reihenfolge von Chlorid und Nitrat auf, immer aber steht Sulfat an erster Stelle in der Anionenreihenfolge. Sulfat hat also den größten Äquivalentanteil an der Anionensumme, meist sind es sogar über 50 % (vgl. Kursivsetzung in Tab. 14).

Tab. 14: Geogener Wassertyp des Osning-Sandsteins sowie Wassertypen der Plisseequelle zu verschiedenen Zeiten; Fl = Frühling

Wasser	Typisierung
Geogenes Grundwasser	Na – Ca – (Mg) – Cl – HCO_3
Quellwasser Ø Fl 2005	Ca – Mg – Na – SO_4 – NO_3 – (Cl)
Quellwasser Ø Fl 2015	Mg – Al – Ca – (Na) – SO_4 – Cl – NO_3
Quellwasser Ø Fl 2016	Na – Ca – Mg – (Al) – SO_4 – Cl – (NO_3)
Quellwasser 25.02.2005	Ca – Mg – Na – (Al) – SO_4 – NO_3 – (Cl)
Quellwasser 28.04.2005	Ca – Mg – Na – SO_4 – NO_3 – (Cl)
Quellwasser 18.04.2015	Al – Mg – Ca – (Na) – SO_4 – (Cl) – (NO_3)
Quellwasser 02.06.2015	Mg – Ca – Al – (Na) – SO_4 – (Cl) – (NO_3)
Quellwasser 11.03.2016	Na – Ca – Mg – (Al) – SO_4 – (Cl) – (NO_3)
Quellwasser 31.05.2016	Ca – Na – Mg – (Al) – SO_4 – (Cl) – (NO_3)
Quellwasser Ø 2016	Na – Ca – Mg – (Al) – SO_4 – Cl – NO_3
Quellwasser Ø Nov–Apr 2016	Na – Ca – Mg – (Al) – SO_4 – (NO_3) – Cl
Quellwasser Ø Mai–Okt 2016	Ca – Mg – Na – (Al) – SO_4 – Cl – (NO_3)

Die wechselnden Quellwassertypen sind auch Merkmal zur Bestimmung des Quelltyps, sprechen sie doch für eine hohe Variabilität des Quellwassers, wie sie für Deckschichtenabfluss gegeben ist. Weitere Merkmale stützen diese Deutung. Aus zwei Beprobungszeiten liegen Temperaturwerte von Luft und Quellwasser vor (Tab. 15). Die deutlichen Temperaturschwankungen des Quellwassers in Anlehnung an die Lufttemperatur sprechen ebenfalls für den Charakter des Quellwassers als oberflächennaher Abfluss. Quellschüttungsdaten wurden nur im Frühjahr 2005 erhoben. Die Schüttung schwankt mit Bezug zum Niederschlag, auch die Leitfähigkeit zeigt diesen Bezug (Abb. 7). Dies bedeutet nicht, dass jedes Niederschlagsereignis abflusswirksam agiert, auch die Durchfeuchtung des Bodens spielt eine Rolle. Im Abflussjahr 2016 nahm die Schüttung nach hohen Niederschlägen im Februar so stark zu, dass sie mit hoher Sandausschwemmung und sogar mit Entstehung zweier zusätzlicher Quellmünder oberhalb des permanent bestehenden Quellmundes verbunden war (Abb.8). Das hangabwärts

strömende Wasser war zu diesem Zeitpunkt akustisch deutlich wahrnehmbar. Die meteorologische Abhängigkeit der Quellschüttung führte schließlich im Juni 2016 nach einer Hitzewelle zu nachlassendem Wasserangebot, im Juli war keine fließende Welle mehr sichtbar. Eine schwache Strömung zeigte sich erst nach künstlichem Anlegen einer Abflussrinne. Auch im August war die Schüttung extrem schwach, im September versiegte die Quelle völlig, im Quellmund wurde noch austretendes Sickerwasser aufgestaut.

Tab. 15: Quellwasser- und Lufttemperaturen im Frühling 2005 und 2015; - = keine Messung

Datum	Luft °C	Wasser °C	Datum	Luft °C	Wasser °C
25.02.2005	-	-	18.04.2015	12,2	7,1
04.03.2005	-3,5	4,7	23.04.2015	10,2	7,9
10.03.2005	1,4	4,9	28.04.2015	8,8	7,3
17.03.2005	10,8	6,3	03.05.2015	10,2	7,0
23.03.2005	12,5	6,9	06.05.2015	12,5	8,1
30.03.2005	9,0	7,8	12.05.2015	16,0	8,9
07.04.2005	8,8	7,6	19.05.2015	8,1	7,1
14.04.2005	12,6	8,1	23.05.2015	14,0	8,1
28.04.2005	12,4	8,4	28.05.2015	12,0	7,2
-	-	-	02.06.2015	11,0	7,9

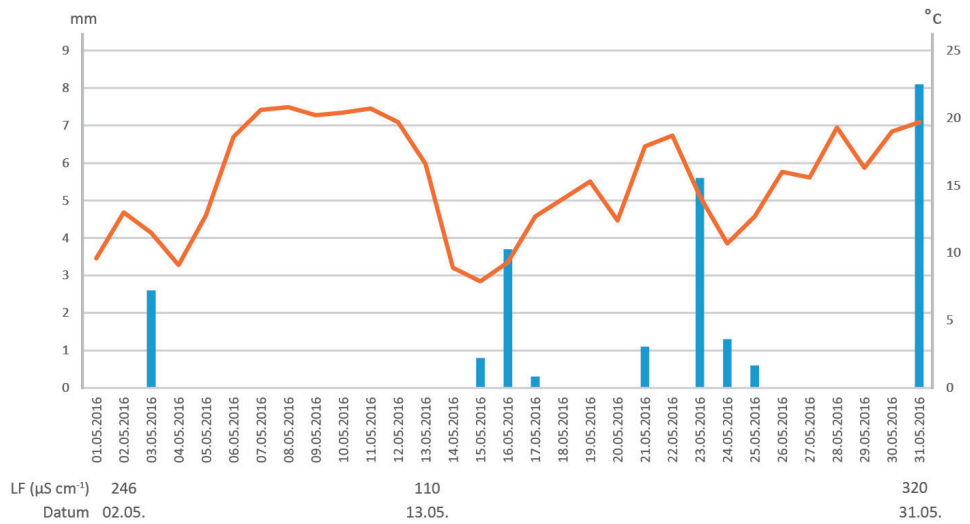
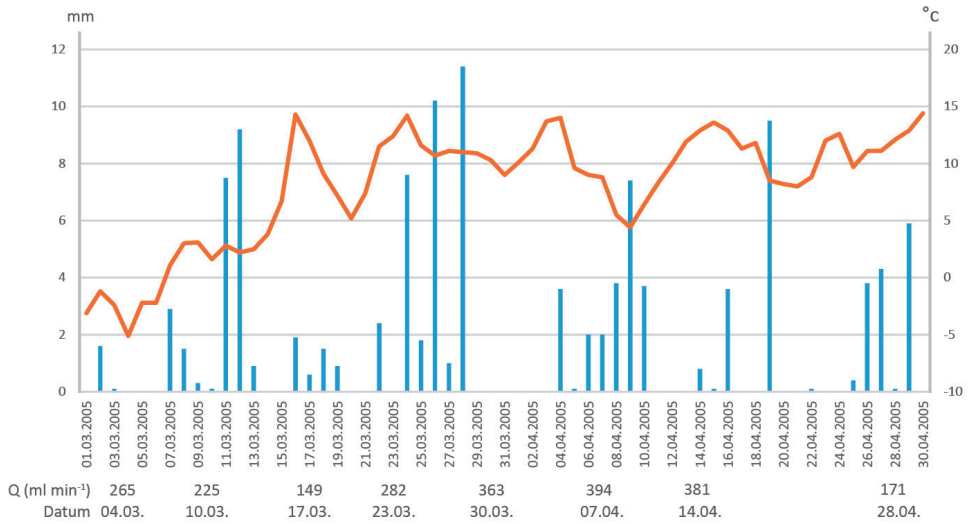


Abb. 7: Quellschüttung Q im März/April 2005 (oben) und Leitfähigkeit (LF) der Plisseequelle im Mai 2016 (unten) in Bezug zu Lufttemperaturen (Kurve) und Niederschlägen (Säulen)

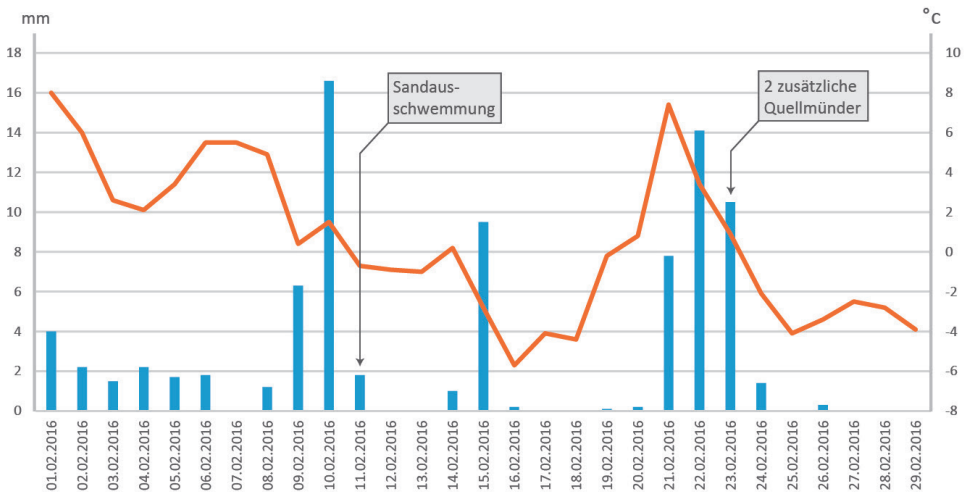


Abb. 8: Besondere Ereignisse im Schüttungsverhalten der Plisseequelle in Bezug zu Temperaturen (Kurve) und Niederschlägen (Säulen) im Februar 2016

Insgesamt spricht das Schüttungsverhalten der PQ (Abb. 9 a - e) für den Quelltyp einer Deckschichtenquelle i.S. von HINDERER & EINSELE (1998). Die Autoren unterscheiden zwischen flacher und tiefer Deckschichtenquelle. Wenn erstere nur episodisch Wasser führt, wäre die PQ eine tiefe Deckschichtenquelle. Dennoch ist diese Alternative schwer zu entscheiden, da keine Abflussganglinien separiert wurden. Die hohen DOC-Werte legen nahe, dass oberer Deckschichtenabfluss vorherrscht, zumindest in Zeiten von Abflussspitzen im hydrologischen Winterhalbjahr. Da die Osning-Böden keine verdichtete Sperrschicht in Form von Ortstein besitzen (vgl. Abb. 6), das Sickerwasser also ungehindert in tiefere Bodenzonen gelangt, könnte auch unterer Deckschichtenabfluss an der Speisung des Quellwassers beteiligt sein.



a)



b)



c)



d)



e)

Abb. 9a-e: Schüttungsverhalten der Plisseequelle zu verschiedenen Zeiten im Abflussjahr 2016: 23.02. (a), 11.05. (b), 26.07. (c), 19.08. (d), 27.09. (e). Fotos: J. LETHMATE

KRIETER (1982) spricht bei Quellen, die Hangwasser zutage fördern und deshalb eine unregelmäßige Schüttung zeigen, von Schuttquellen, QUADFLIEG (1990) von Hangschuttquellen. Die Schwierigkeit einer exakten Zuordnung ergibt sich nach KRIETER (1982) aus einer Vergesellschaftung von Quelltypen. So kann Quellwasser vornehmlich aus dem Kluftbereich stammen, aber aus der Schuttdecke austreten, so dass keine Schuttquelle, sondern eine bedeckte Kluftquelle vorliegt. Kluftquellen sind einerseits als flache und andererseits als tiefe Kluftquelle ausgebildet (HINDERER & EINSELE (1998). Erstere zeigt zwar auch Abhängigkeiten vom Niederschlag, schüttet aber über das ganze Jahr hinweg; tiefe Kluftquellen (Basisquellen) weisen ausgeglichene Schüttungsganglinien auf. Der Kluftaquifer könnte im hydrologischen Sommerhalbjahr am Abfluss der PQ beteiligt ist, da bei Niedrigwasser „allein ein grundwasserbedingter Basisabfluss vorliegt“ (BAUER et al. 1988, S. 218). Das Wasser wäre weniger sauer, der statistisch signifikante Rückgang versauerungsrelevanter Parameter wie Aluminium, Nitrat und einige Schwermetalle im Sommerhalbjahr (vgl. Tab. 8) sprechen für diese Annahme. Dann wäre aber zu erwarten, dass Natrium bei Basisabfluss erhöhte Konzentrationen aufweist (HAAG 1997). Es entsteht in tieferem Untergrund durch Verwitterung, würde sich im tieferen Wasser anreichern und im Quellwasser höher

konzentriert nachweisbar sein. Das Gegenteil aber ist der Fall: Die Na-Gehalte im Winter, also bei Hochwasser, sind signifikant höher als im Sommer (Tab. 8). Eine Erklärung wäre, die geringere Konzentration von Na und anderen Parametern im Sommerhalbjahr auf eine schwächere Schüttung zurückzuführen, zumal das Niederschlagsangebot der Sommersaison 2016 deutlich niedriger war als 2015 (Tab. 2). Das Na-Angebot würde primär mit dem atmogenen NaCl-Angebot verknüpft bleiben (vgl. dazu auch HEINRICHS et al. 1986). Die Annahme korrespondiert mit den niedrigeren Na-Konzentrationen der Frühlingsdaten 2005 und 2015, sie sind im Gegensatz zum Vergleich 2015/2016 ohne signifikanten Unterschied (Tab. 6 und 7). Die Niederschläge waren bei Vergleich dieser Beprobungstermine auch nur im Winterhalbjahr 2016 deutlich erhöht (Tab. 2). Auch die über das gesamte Abflussjahr nicht signifikant veränderten pH-Werte widersprechen einem geringer versauerten Basisabfluss. Die signifikant niedrigere Konzentration von Nitrat im Sommer ist durch die Aufnahme der Vegetation mitverursacht. Als Fazit sollte die PQ demnach genetisch als Deckschichtenquelle typisiert werden, die Bezeichnungen als Schuttquelle bzw. Hangschuttquelle wären ebenso vertretbar. Weniger problematisch erscheint eine Zuordnung des Quelltyps nach anderen Faktoren (Tab.16).

Tab. 16: Der Quelltyp der Plisseequelle nach verschiedenen Faktoren

Faktor	Plissee-Quelltyp
Genese	Deckschichtenquelle
Morphologie	Rheokrene
Temperatur	Kaltwasserquelle
Höhenlage	Berglandquelle
Wasserführung	periodisch
Hydrochemie	Silikatquelle
Lichthaushalt	Waldquelle

4.1.6 Qualitative Bilanzierungsansätze

Die Berechnung der Sulfat-Schwefel/Chlorid- und Nitrat-Stickstoff/Chlorid-Verhältnisse lassen eine Abschätzung von Versauerungsursachen und -tendenzen zu. Das in der PQ dominierende Sulfat ist unter den Anionen in der nachgewiesenen Konzentration sicherlich nicht geogenen, sondern atmogenen Ursprungs, resultiert demnach letztlich aus langjährigen Depositionen und pedogenen Aufspeicherungen. Die Sulfat-Schwefel/Chlorid-Quotienten von Waldniederschlag und Quellwasser sprechen im UG für eine S-Freisetzung in die Hydrosphäre. Das Verhältnis im Waldniederschlag des UG liegt aktuell nicht vor, das berechnete Verhältnis für das letzte Jahr 2009 der im UG gemessenen Depositionen betrug 0,44. Aufgrund sinkender Sulfatdepositionen wird für heutige Verhältnisse ein geringerer Wert vermutet. Selbst bei Annahme unveränderter Gehalte zeigen die Werte des PQ-Wassers bereits für 2005 mit einem $\text{SO}_4^{2-}\text{-S/Cl}^- = 1,1$ eine deutliche Differenz zum Verhältnis des Waldniederschlags, was einer Sulfatfreisetzung entsprechen würde. In 2015 fällt der Quotient der PQ mit $\text{SO}_4^{2-}\text{-S/Cl}^- = 1,8$ noch deutlich höher aus. Ausgeschlossen sind mit diesem Bilanzierungsansatz keine Mineralisierungsquellen für Sulfat. Die Gegenüberstellung von Wetterdaten jeweils 50 Tage vor der Quellwasser-Beprobung ergab für 2015 im Vergleich zu 2005 eine wärmere Vorphase, feuchte Bedingungen waren in beiden Vorphasen gegeben (Abb. 10), die höheren Sulfatkonzentrationen im Frühling 2015 könnten demnach durch Mineralisierung mitverursacht sein. Zwar unterliegt auch Schwefel als essentieller Pflanzennährstoff der Aufnahme durch die Vegetation, ihr Bedarf wird aber selbst in gering S-belasteten mitteleuropäischen Waldgebieten durch die atmogene Zufuhr gedeckt (FEGER 1998). In der pedogenen S-Aufspeicherung verbleibt also ein hohes Auswaschungspotential.

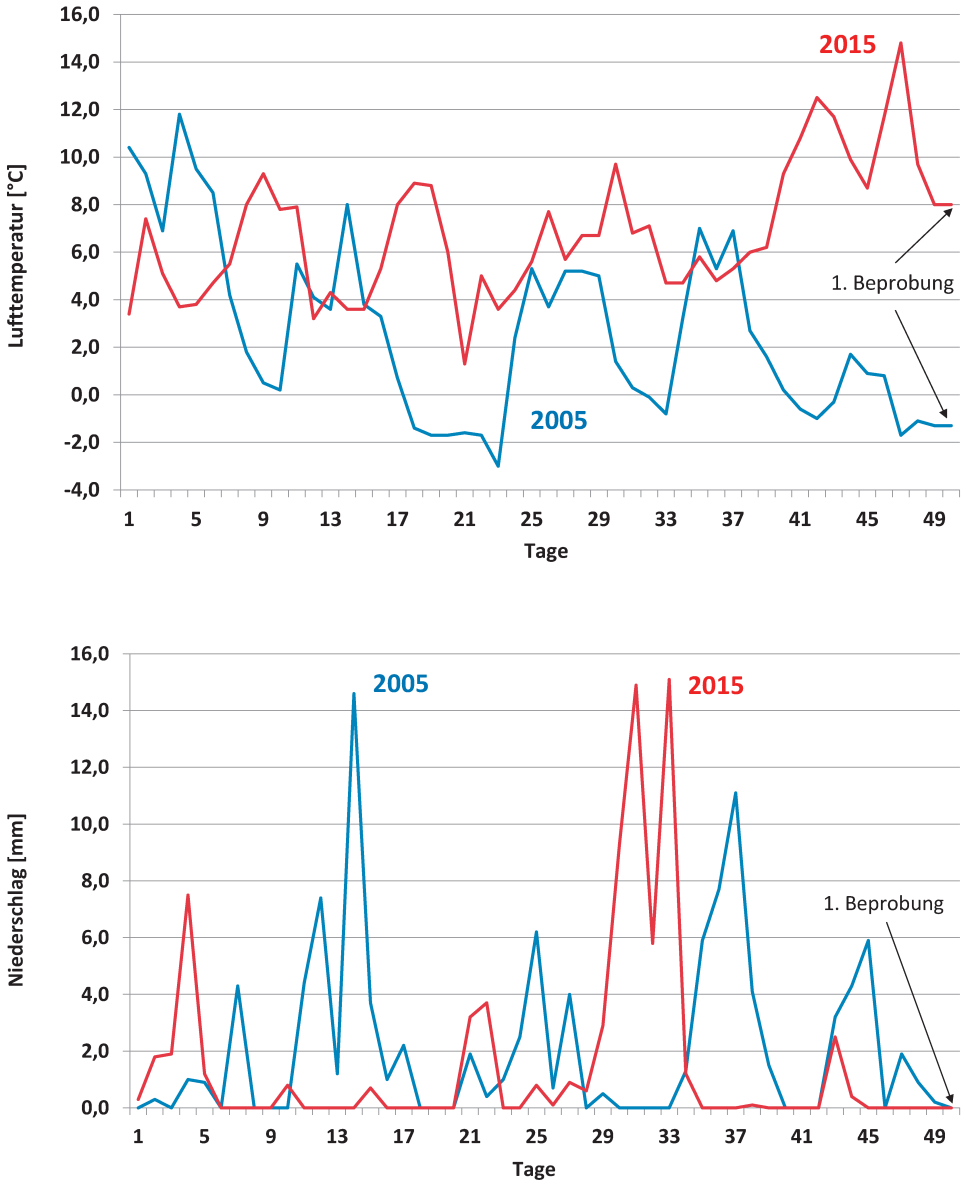


Abb. 10: Temperaturen (oben) und Niederschläge (unten) einer standortnaher Wetterstation 50 Tage vor der Frühjahrsbeprobung 2005 und 2015

Das Nitrat-Stickstoff/Chlorid-Verhältnis des Waldniederschlags beträgt im Jahr 2005 0,32. Berechnet aus den Frühlingsdaten der PQ liegt es im Quellwasser mit 0,69 deutlich höher. In den hohen Nitrat-Konzentrationen spiegelt sich eine Differenz zugunsten der Quelle wider. Nitrat könnte durch die Auflichtung im Einzugsgebiet verstärkt mineralisiert worden sein, was sich im Quellwasser aber nicht abbilden muss: Nitrat ist im Stoffhaushalt vornehmlich biologischen Prozessen unterworfen, Sulfat anorganischen Speicher- und Freisetzungsmechanismen. Im Jahresverlauf 2016 dürfte das Nitrat-Stickstoff/Chlorid-Verhältnis in der PQ mit 0,35 geringer sein als im Wald (0,39), obwohl hier nicht der lokale Wald-Quotient, sondern ein landesweiter Durchschnittswert zugrunde gelegt wird (vgl. Kap. 3.1). Korrespondierend sind die Nitratkonzentrationen in der PQ in 2016 erheblich niedriger als in 2005. Der Konzentrationsverlust könnte neben dem Einfluss einer nitrataufnehmenden Vegetation auch durch nachlassende Depositionen mitverursacht sein, da der Trend der NO_3 -Deposition im Osning rückläufig ist (LETHMATE 2013).

4.2 Vegetation

4.2.1 Vegetationskundliche Einheiten

Nach der Vegetationstabelle (Tab. 17) lassen sich die im PQ-Komplex nachzuweisenden Einheiten in die bereits vorliegende vegetationskundliche Bearbeitung sand-oligotropher Quellfluren für den nordwestlichen Teutoburger Wald (POLLMANN & LETHMATE 2002 a) einordnen:

- Artenarme Quellflur des *Caricetum fuscae-polytrichetosum* (Aufn. 4-9),
- *Betuletum pubescentis* zuzuordnende Vegetation (Aufn. 10-14) und
- Übergang zum *Luzulo-Thelipteridetum* (Aufn. 3)

Nachfolgende Doppelseite:

Tab. 17: Vegetationstabelle des Plisse-Quellkomplexes im Vergleich zu Quellfluren westlich benachbarter Osning-Standorte (letzte nach POLLMANN & LETHMATE 2002 a); Vegetationsaufnahmen: W. POLLMANN

Zur ersten Einheit gehören Quellflurbereiche, die durch Torfmoose (*Sphagnum fallax*, *Sph. palustre*) und *Polytrichum commune* gekennzeichnet sind und denen weitgehend die Kennarten des *Caricetum fuscae* (= *nigrae*) fehlen. Verbandskennarten wie *Viola palustre* (Abb. 11) und *Agrostis canina* sind jedoch stet vorhanden. Zur zweiten Einheit gehören vom eigentlichen Quellbereich etwas entfernter liegende Bereiche, die sich durch *Betula pubescens* und das stärkere Eindringen von *Molinia caerulea* sowie *Quercetalia*-Arten auszeichnen. Beide Einheiten lassen sich nach den vorliegenden Gesellschaftsbeschreibungen artenarmen Ausprägungen des *Caricetum fuscae polytrichetosum* (Aufn. 4-9) bzw. *Betuletum pubescens* (Aufn. 10-14) zuordnen (vgl. POTT 1995, POLLMANN & LETHMATE 2002 a).



Abb.11: Frühjahrsaspekt der Vegetation im Randbereich der Plisseequelle mit Dominanz des Sumpfveilchens (*Viola palustris*). Foto: J. LETHMATE

4.2.2 Floristische Besonderheiten

An der PQ ist zudem der Berg-Lappenfarn *Thelypteris limbosperma* nachweisbar. Seine Vergesellschaftung ist in neuerer Zeit von WITTIG (2000) in der Einheit des *Luzulo-Thelypteridetum limbospermae* beschrieben worden. Obwohl die Kennart der Gesellschaft *Luzula luzoloides* aus arealgeographischen Gründen im RO fehlt, wird der Gesellschaftsname von WITTIG hier übernommen (vgl. POLLMANN & LETHMATE 2002 b). Im Unterschied zur Beschreibung bei WITTIG (2000) zeichnet

sich die Berg-Lappenfarngesellschaft an der PQ als auch an der Birgter Quelle (Tab. 17) durch das Auftreten des Pfeifengrases *Molinia caerulea* aus, hinzu kommen *Scutellaria galericulata*, *Athyrium filix-femina*, *Blechnum spicant* und *Polytrichum formosum*.

Am Quellausfluss war leuchtend grün bis dunkelgrün flockiges organisches Material zu erkennen, sowohl als blasige Oberflächenschichten wie auch als submerse Überzüge an *Sphagnen*. Die Bestimmung dieser Materialien ergab eine dominante Grünalgenart aus der Gattung *Microspora*. Die H-förmigen Zellwände, das Längen-Breitenverhältnis der Zellen, die Durchmesser der Fäden und der Zellwände sowie die sachten Einbuchtungen bei den Querwänden waren Bestimmungskriterien für *Microspora tumidula* HAZEN 1902 (Abb. 12; zur Nomenklatur vgl. GUTOWSKI & FOERSTER 2009). Eine Verwechslung mit der Gattung *Tribonema* (Xanthophyceae) wurde durch einen Stärkenachweis ausgeschlossen. Zwar bestehen nach JOHN et al. (2002) weitere Verwechslungsmöglichkeiten mit *M. floccosa* (18 µm) und *M. stagnorum* (bis 10 µm), die Einbuchtungen an den Querwänden sowie die Fädenbreite von 11-12 µm sprachen für *M. tumidula* (LINNE VON BERG, schriftl. Mitt.).

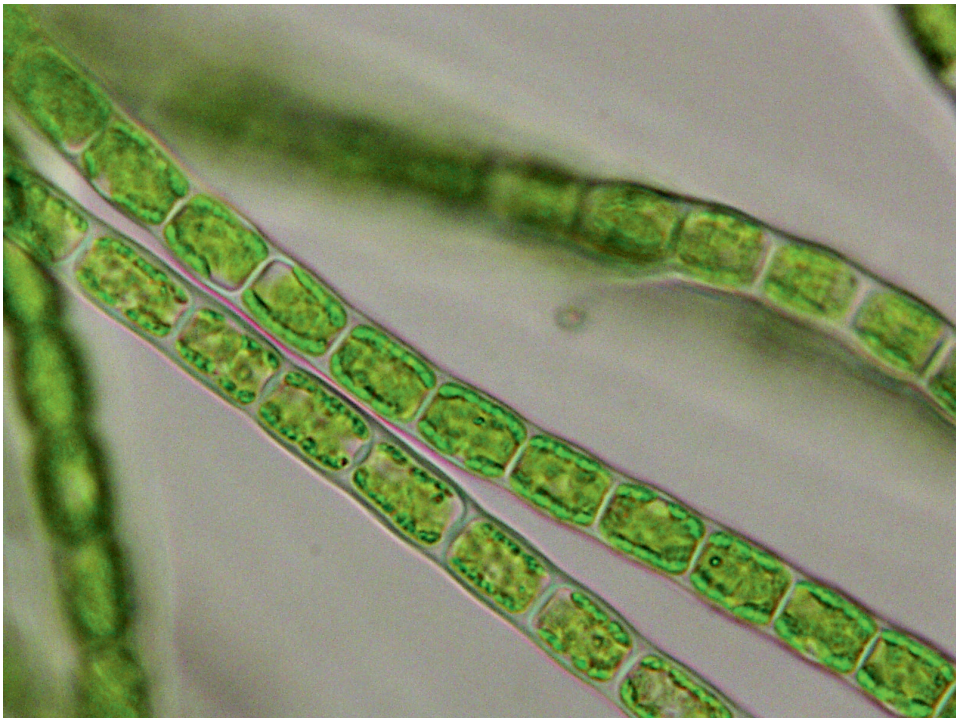


Abb. 12: Die Grünalge *Microspora tumidula* aus der Plisseequelle (100 x Ölimmersion).
Foto: K.-H. LINNE VON BERG

5 Diskussion

5.1 Hydrochemie

Auf der Basis von ca. 3000 geohydrochemischen Analysen von Grundwässern aus carbonatarmem bis carbonatfreiem Untergrund zählen Quellen mit permanent negativen Alkalinitäten, VI-Werten < 1 , Säuregraden von $\text{pH} \sim 4$, ökotoxisch wirksamem Al und erhöhten Schwermetallkonzentrationen eindeutig zu den Hangschuttquellen mit Deckschichtenabfluss (QUADFLIEG 1990). All diese Merkmale treffen auf die PQ in jeder Beprobungszeit zu. In der Schwermetallabreicherung fehlt nur Quecksilber, möglicherweise bedingt durch seine feste Bindung an die organische Substanz der Böden. Abflussprozesse sind immer systemgebunden und damit Teil des Systems „hydrologisches Einzugsgebiet“ (HELLER 2012). Die Komponenten dieses Systems sind vielfältig: Art, Intensität, Dauer und Menge des Niederschlags, Temperaturen, Vegetation, Hangexposition, Hangneigung, Beschaffenheit der Erdoberfläche, vor allem der oberflächennahe Untergrund mit Bodenzone, die Kapillarsäume, der Makroporenraum, die Art der Schuttdecke als Fein- oder Blockschuttdecke, das Ausgangsgestein, die Grundwasserzone u.a. Die Vielfalt der Einflussgrößen und die Überlagerung etwa der Konzentrations-Abfluss-Beziehungen und der Jahreszeiteffekte verursachen die Dynamik der Quellwasserqualität, ohne dass diese ohne weitere Untersuchungen im Detail kausal zu erklären wäre. Dazu zählen in dieser Untersuchung etwa die signifikanten pH-Veränderungen der Frühjahresperioden, aber auch die hohen Schwankungen einzelner Parameter, begünstigt vom nichtlinearen Abflussverhalten der Quelle. Die wirksamen Fließwege und die biogeochemischen Prozesse werden auch im Einzugsgebiet der PQ wesentliche Steuergrößen sein. Zu keinem Zeitpunkt war der oberflächennahe, schnelle und akustisch wahrnehmbare Wasserstrom so markant wie im Februar 2016 (vgl. Abb.9). In Anlehnung an LORZ (1999, S. 122) kann vermutet werden, dass der schnelle Zwischenabfluss aus versauertem Porenwasser besteht, „das während Regenniederschlagsereignissen [...] aus dem versauerten Solum/Wurzelraum gepresst wird und dem Vorfluter zufließt. Dieser Vorgang wird begünstigt durch die Lockergesteinsdecken in den Hangbereichen [...]“.

Als Fazit dieser Untersuchung gilt: Die PQ ist permanent versauert. Diese Aussage wird am Kriterium eines Säuregrades bei Niedrigwasser von $\text{pH} < 4,3$ (BAUER et al. 1988) festgemacht. Selbst wenn dem Versauerkriterium des Alkalinitätsverlustes (STEINBERG 1992) aufgrund der Bedeutung organischer Säuren - sie gehen nicht in Alkalinitätsberechnungen ein -, weniger Bedeutung beigemessen wird (vgl. LORZ 1999), bleiben die niedrigen pH-Werte der PQ mit anhaltenden Pessima < 4 wie im Frühling 2015 hinreichendes Kriterium einer starken Versauerung. Auch besondere pH-Situationen im Sommerhalbjahr 2016 unter-

streichen die Bedeutung dieses Versauerungskriteriums. So wurde der niedrigste Wert von pH 3,96 in der PQ am 13.06.2016 nach einer vorausgegangenen, achttägigen Hitzewelle und einem Starkregenereignis am Beprobungstag gemessen. Es ist bekannt, dass nach Trockenzeiten im Gewässer pH-Absenkungen auftreten, verursacht durch während dieser Zeit auf Vegetation und Boden akkumulierte Schadstoffe und deren Auswaschung in die Hydrosphäre. Hinzu kommen Anreicherungen von Säuren in den obersten Bodenschichten, insbesondere Salpetersäuren bei der Nitrifikation, verbunden mit deren Aufkonzentrierung durch Austrocknung der Böden (BAUER et al. 1988). Am 27.06.2016 wurde der zweitniedrigste Säuregrad des Abflussjahres 2016 (pH 3,98) gemessen, diesmal nach zwei kurz aufeinanderfolgender Starkregenereignissen. Auch nach Starkregen sind pH-Senkungen bekannt (BAUER et al. 1988). Es darf sogar vermutet werden, dass in der PQ noch tiefere pH-Minima, sogenannte pH-Schocks, aufgetreten sind, die aufgrund fehlender kurzzeitiger, ereignisbezogener Messungen nicht registriert wurden (zur Erklärung niederschlagsbedingter pH-Einbrüche vgl. LORZ 1999).

Dem sauren Kation Aluminium muss eine besondere Rolle in der Diskussion der Gewässerversauerung eingeräumt werden, gilt es doch als Schlüsselmerkmal anthropogen versauerter Gewässer (LETHMATE 2003). Wird Aluminium gemäß pHAl-Regime (BÖHMER & RAHMANN 1992) in den Säurestatus eingerechnet, entspricht das pH-Spektrum der PQ von durchweg $< 4,5$ einem pHAl-Regime von vorwiegend $< 4,2$ und somit der Säurestufe 4 („übermäßig sauer“). Beispielhaft angewandt auf die Frühlingsdaten 2005 und 2015 liegen die mittleren pHAl-Werte bei 3,8 bzw. 3,3. Allerdings bleibt bei diesem Ansatz zu berücksichtigen, dass Al nicht immer als freies Al, sondern komplexiert vorliegen kann, etwa mit F^- oder den DOC.

Die negativen Alkalinitäten der PQ lassen auf ökologische Schäden schließen, zum Beispiel für das Makrozoobenthos, werden als Critical Loads aquatischer Systeme doch positive Alkalinitäten von $+ 20$ bis $+ 50 \mu\text{mol}_c \text{ L}^{-1}$ für erforderlich erachtet. Die Alkalinität aus früheren Zeiten ist unbekannt. Historisch-kartografische Dokumente (LETHMATE 2013) belegen, dass die Versauerungsgeschichte im Osning Jahrhunderte zurückreicht. Bis ins vorige Jahrhundert wurde das Bergland als Heidelandschaft beschrieben, die Kiefernauaufforstung nach 1945 hat den Versauerungsprozess durch Interzeption saurer Depositionen noch verschärft. Dennoch wurde die Quellwasserversauerung durch die naturraum-spezifische Beschaffenheit des Einzugsgebietes (basenarmes Ausgangsgestein, basenarme Böden) gewissermaßen „vorkonditioniert“. Wäre die potentielle natürliche Vegetation allerdings Realität, das UG also eine Buchenwaldlandschaft, wäre das Quellwasser weniger sauer. Dass Buchen sich positiv auf Quellwässer auswirken, ist seit langem bekannt. Häufig sind die Konzentrationen der sauren

Anionen Sulfat und Nitrat unter Buchen erheblich niedriger als unter Nadelwald (BÜCKING et al. 1986), wobei das Ausgangsgestein des Bestandes mitberücksichtigt werden muss.

Die beiden bedeutendsten Veränderungen im Plissee-Quellwasser bei Vergleich der Beprobungstermine betreffen die DOC und das Sulfat. Eine Ursache der in 2015/2016 hohen DOC-Werte könnte wie angedeutet eine verstärkt initiierte Mobilisierung im aufgelichteten Einzugsgebiet sein. Aufgrund des Entzugs der Biomasse infolge der Holzernte kam es zu verstärkter Freisetzung von Nährstoffen infolge des Mineralisierungsprozesses. Die DOC können als Tracer für den Einfluss des Bodensickerwassers angesehen werden. Ihre Spitzenkonzentrationen wären Indiz für eine stärkere Schüttung durch Bodensickerwasser. Hohe DOC-Werte sind auch ein überregional-globales Phänomen und werden u.a. als Klimasignal interpretiert, in der Zusammenschau bleiben die Interpretationen aber kontrovers (SUCKER & KRAUSE 2010). Die auffallend hohen Sulfatwerte in 2015/2016 im Vergleich zu 2005 werden vorrangig als pedogene S-Freisetzung nach Rückgang der S-Deposition angesehen, indiziert vor allem durch die qualitative Bilanzierung des Sulfat-Schwefel/Chlorid-Verhältnisses im Waldniederschlag und Quellwasser. In manchen UG erfolgt die S-Freisetzung in die Hydrosphäre rasch, in anderen langsam. In einem auf empirischen Daten basierenden Zukunftsszenarium für ein UG im Schwarzwald wird zum Beispiel noch bis ins Jahr 2021 mit einer Konzentrationszunahme von Sulfat im Kluftgrundwasser und damit einem Rückgang der Alkalinität gerechnet (HINDERER 1995). Dennoch bleiben Prognosen vor allem wegen der unklaren Entwicklung der N-Depositionen schwierig (FEGER & LORZ 2001).

Mit ihrer Sulfatvormacht, das heißt SO_4 -Äquivalentanteilen $> 50\%$, erinnert die PQ daran, dass insbesondere in den Bergländern noch immer starke Versauerungsgrade von Quellwässern vorliegen, bedingt auch zukünftig durch die Nachlieferung aufgespeicherter Säurevorräte der Deckschichten (BITTERSOHL et al. 2014). Eine quantitative Angabe mag diese Vorhersage veranschaulichen: Bereits in den 1980er Jahren war die Sulfat-Nitrat-Summe in einer Quelle des UG im Vergleich zu anderen Bergländern Norddeutschlands extrem hoch (Tab. 18). In der PQ wird mit einer Summe von derzeit $1344,2 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ die Verzögerung des Entsauerungsprozesses für das UG angedeutet. Die PQ bekräftigt somit eine Schlussfolgerung über die Versauerung nordrhein-westfälischer Quellen: Der atmogene Säureeintrag steuert nicht mehr allein das Versauerungsgeschehen, der Abbau der Säuren im Boden scheint zu einer eigenständigen, treibenden Kraft der Gewässerversauerung geworden zu sein (GEHRMANN & BURGGRAF 1990).

Tab. 18: Sulfat + Nitrat-Summen von Waldquellen/Quellbächen norddeutscher Regionen mit saurem Ausgangsgestein im Zeitraum der 1980er Jahre. Erweitert nach SCHOEN et al. 1984

Regionen	$\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- \text{ } \mu\text{mol}_c \text{ L}^{-1}$ 1980er Jahre
Ebbegebirge	622
Eggegebirge	1160
Haard (Ruhrgebiet)	1610
Hessisches Bergland	915
Kaufunger Wald	1120
Riesenbecker Osning	1686
Rothaargebirge	543
Senne	942
Solling/Harz	690
Sösetal/Harz	501

5.2 Vegetation

Das floristische Artenspektrum an Plisseequelle und Plisseebach unterstreicht das hydrochemische Fazit einer Gewässerversauerung: Die Alge *Microspora tumidula* gilt als extrem azidophil (NOVIS & HARDING 2007). Sie wird sowohl in tschechischen, natürlich sauren *Sphagnum*-Sümpfen gefunden als auch in ostdeutschen schwefelsauren Tagebaurestseen (pH 2,8 – 3,1) und in stark sauren US-Minengewässern (JACOB 2002). Dort gilt sie als Bioindikator für AMD-Ökosysteme (AMD = acidic mine drainage) mit Säuregraden von pH 2,6 - 3,3 und hohen Fe- und Al-Konzentrationen (VERB & VIS 2001). Die Bioakkumulation von *M. tumidula* für Metalle (Fe > Mn > Al > Zn) gilt als ausgeprägt. Zwar werden stehende Gewässer als Verbreitungsschwerpunkt der Alge angegeben (z.B. GUTOWSKI & FOERSTER 2009), nach phylogenetischen Analysen scheint aber nicht die Wasserbewegung, sondern der pH-Wert ein größeres Anpassungssignal zu sein (DE JONG et al. 2000). Der hohe Säuregehalt wie auch das geringe Nährstoffangebot der PQ erklären die hohe Abundanz von *M. tumidula*, die Artenzahl unter diesen Bedingungen ist begrenzt.

Sphagnum fallax, *Sphagnum palustre*, *Polytrichum commune*, *Viola palustris* und *Carex echinata* gelten nach BEIERKUHNLIN (1994) als „Versauerungs“-Zeiger, nicht zu verwechseln mit Säure-Zeigern nach dem Konzept der ELLENBERGSCHEM Zeigerwerte. Die zugehörige Gesellschaft *Caricetum fuscae* ist im pflanzensoziologischen Sinne keine Quellflurgesellschaft, sondern ein Braunseggensumpf, also

eine Niedermoor(Flachmoor-)-Gesellschaft, obwohl am Plissee-Standort nicht die für Niedermoore typischen hohen DOC-Werte, im Mittel um 75 mg L^{-1} (BEISECKER & EVERS 2012), nachweisbar sind. Geht man davon aus, dass die PQ zu den ursprünglich nur schwach sauren Weichwassergebieten mit der typischen Weichwassergesellschaft des Gegenblättrigen Milzkrautes (*Chrysosplenietum oppositifolii*) zählte, hat die aktuelle Vegetation auf die immissionsbedingt veränderte hydrochemische Situation (niedrige pH-Werte, hohe Al- und Schwermetallkonzentrationen) mit einer vollständigen Verschiebung der Artenausstattung reagiert. Die Arten der Milzkraut-Gesellschaft haben unter den diesen hydrochemischen Bedingungen keine Ausbreitungsmöglichkeit (BEIERKUHNEIN 1995 a, b).

Dass die Braunsegge *Carex fusca* an der PQ im Gegensatz zum Osning-Standort Osterhacken (vgl. Tab. 17) fehlt, ist für die Einordnung der Gesellschaft in das *Caricion fuscae* nicht entscheidend. *Carex fusca* allein hat ohne die Verbandskennarten *Carex echinata* und *Viola palustris* nur einen begrenzten soziologisch-diagnostischen Wert. Beide letztgenannten Arten kommen in hohen Deckungsgraden an der PQ vor (Tab. 17). In den 80 Quellstandorten des *Caricetum* aus dem Frankenwaldes war die Braunsegge ebenfalls selten und kam nur in drei Aufnahmen vor (BEIERKUHNEIN 1994), bei HINTERLANG (1992) waren es zwei von 50 Aufnahmen (zum Problem der Kennartenarmut sowie der pflanzensoziologischen Nomenklatur vgl. BEIERKUHNEIN 1999).

Sind die hydrochemischen Voraussetzungen für das *Caricetum* zwischen süddeutschem (Frankenwald) und norddeutschem Mittelgebirge (Teutoburger Wald) ähnlich (Abb. 13), besteht hinsichtlich der Höhenlage ein deutlicher Unterschied: im Mittel 643 m ü.NN dort, 88-156 m ü.NN hier. Die Braunseggengesellschaft kann somit kaum als Assoziation der Hochlagen angesehen werden. Die Ausbreitung des *Caricetum* in tiefere Relieflagen wäre nicht überraschend, wenn es als Ersatzgesellschaft des *Chrysosplenietum oppositifolii* in Fichtenforsten aufgefasst würde (HINTERLANG 1992). Das *Caricetum* würde der „Verfichtung“ der Wälder in tiefere Lagen mit floristischer Verarmung folgen (mittlere Artenzahl/Aufnahme im Frankenwald: 19, im Teutoburger Wald 14). Nach WÄCHTER (1994) ist die Verbreitung von Torfmoosquellen im Teutoburger Wald durch diese Fichten-Hypothese erklärbar: *Sphagnum*-reiche Quellen werden in einem Entwicklungsmodell als Endstadium einer *Polytrichum commune*-Form interpretiert. Ausgangspunkt ist ein Laubwaldstadium mit Milzkrautfluren, das über ein Kahlschlagstadium mit Schlagflurgesellschaften und einem Stadium junger Fichtenforste mit reicher Moosflora, vor allem *Plagiomnium* (*Mnium* agg.) *undulatum* und *Rhizomnium* (*Mnium* agg.) *punctatum*, in ein Stadium des Fichtenforstes mit Einwanderung zahlreicher azidophiler Arten, darunter auch *Polytrichum commune*, mündet. Nach Ausbildung einer ausreichend mächtigen und stark durchfeuchteten Nadelstreuschicht entstehen Ansiedlungsbedingun-

gen für *Sphagnen*, bis sich in den stärker schüttenden Quellen mit ihren Sumpfbereichen schließlich ein *Caricetum fuscae polytrichetosum communis* etabliert. Für diese Entwicklung finden sich nach WÄCHTER (1994) etliche Übergangs- und Vergleichsstandorte, selbst in eigentlichen Buchenwaldgebieten.

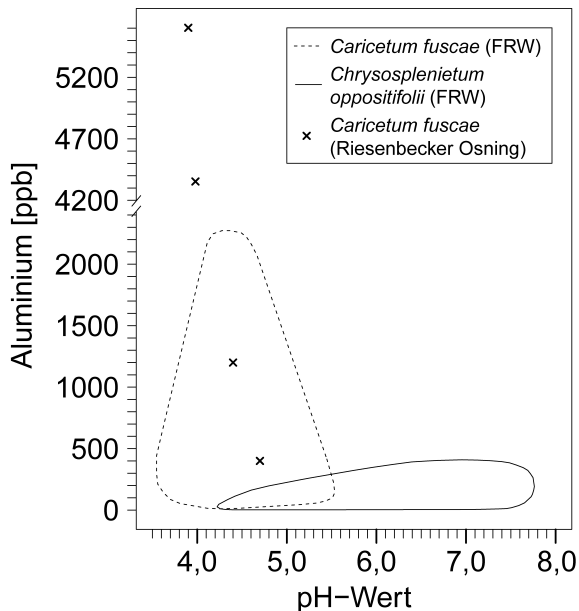


Abb. 13: pH-Werte und Aluminiumgehalte der Quellen des *Chrysosplenietum oppositifolii* und des *Caricetum fuscae* aus dem Frankenwald (FRW) und des *C. fuscae* aus dem Teutoburger Wald (Riesenbecker Osning). Nach BEIERKUHNEIN 1994, S. 153, erweitert mit eigenen Daten des Teutoburger Waldes

Die enge Beziehung von Fichten und Torfmoosquellen unterlegt WÄCHTER mit einer Faktorentabelle, die die Anzahl der Torfmoosquellen in Abhängigkeit von Geologie und Waldform zeigt (Tab. 19). WÄCHTER (1994) betont aber, dass der Einfluss anthropogener saurer Depositionen auf sein Entwicklungsmodell nicht untersucht wurde. Gegen die Fichtenhypothese spricht nach BEIERKUHNEIN (1994, 1995 a, b) zunächst, dass das *Caricetum* nicht auf Fichtenforste beschränkt ist. Eine Berücksichtigung des Depositionsfaktors führt nach BEIERKUHNEIN (1994, 1995 a, b) zur Immissionshypothese, entscheidend sei die langzeitige Veränderung der Quellvegetation durch saure Depositionen. Danach ist die z.T. extreme Versauerung der *Caricetum*-Quellen nur durch den zusätzlichen Einfluss saurer Depositionen zu erklären, was auch für den nördlichen Teutoburger Wald mit seinem sulfatarmen Ausgangsgestein, aber sulfatreichen Böden und Quellen gelten dürfte. Auch hier überlappen sich Versauerungseffekte wie niedrige pH-

und hohe Al-Werte mit der Verbreitung des *Caricetum* (Abb. 13). Dass Fichten mit ihrem hohen Filtereffekt eine Aufkonzentration saurer Depositionen verursachen, vermittelt zwischen beiden Hypothesen.

Tab. 19: Anzahl der Torfmoos-Quellen im Teutoburger Wald in Abhängigkeit von Geologie und Waldform (* = davon 11mal Kiefer). Nach WÄCHTER 1994, S. 363

		Fichtenvorkommen	
		+	-
Osning-Sandstein	+	102	21*
	-	28	4

Die Aufhebung des Verbreitungskriteriums „Höhenlage“ gilt auch für die an der PQ nachgewiesene Gesellschaft des Berg-Lappenfarns. Das *Luzulo-Thelypteridetum*, beschrieben als bachbegleitende azidokline Saumgesellschaft höherer Mittelgebirge (WITTIG 2000), existiert auch in der kollinen Stufe des nordwestlichen Teutoburger Waldes, wenngleich es sich hier durch Dominanzbestände von *Molinia caerulea* unterscheidet. Mit dem Vorkommen an der PQ ist neben dem bisherigen Wiederfund weiter westlich an der Birgter Quelle (Tab. 17) ein weiterer Nachweis des *Luzulo-Thelypteridetum* für den nordwestlichen Teutoburger Wald erbracht. WÄCHTER (1994) hat den Berg-Lappenfarn weder in Aufnahmen der Quellen der *Polytrichum commune*- noch der *Molinia*-Form angeführt, möglicherweise handelt es sich bei den beiden Nachweisen im RO um das einzige Vorkommen im gesamten Teutoburger Wald. Auf eine pflanzengeographische Besonderheit für die süddeutschen Quellflurgesellschaften weist PHILIPPI (1974) hin: das Vorkommen von *Trientalis europaea*. Der Europäische Siebenstern kommt auch im Artenspektrum der PQ und ihres Umfeldes vor, sogar weit häufiger als nach der letzten regionalen Kartierung zu erwarten (dort u.a. Verbreitungszeichen ○ = Nachweise vor 1900, KAPLAN & JAGEL 1997). In den Vegetationsaufnahmen von WÄCHTER (1994) fehlt *T. europaea* im Umfeld von Teutoburger Waldquellen der *Polytrichum commune*- und *Molinia*-Form.

Eine Bedingung für Vegetationsveränderungen im stickstoffbelasteten nordwestlichen Teutoburger Wald ist die spezifisch kritische Belastungsgrenze für eutrophierenden Stickstoff im basenarmen Sandsteinzug des Teutoburger Waldes von nur 3,9 kg ha⁻¹a⁻¹ N. Im letzten Messjahr 2009 einer Depositionsstudie wurde sie bei einer Jahresdeposition im Wald von 23,9 kg ha⁻¹ N noch um 20 kg

überschritten (LETHMATE 2013). Der relativ hohe Deckungsgrad der Brombeere an der PQ könnte zum Beispiel trotz nicht als übermäßig nitrophil einzustufender Zeigerwerte einzelner *Rubus*-Arten eine Folge der N-Einträge sein: Eine Korrelation des Deckungsgrades von Brombeeren mit der Stickstoffdeposition ist nachgewiesen (BRAUN et al. 2012). Primäre Ursache für das Einwandern von *Rubus*-Arten kann aber auch der im Quellbereich erhöhte Lichtfaktor sein. Wahrscheinlich aber profitiert ein Torfmoos von den lokal hohen N-Einträgen. Das Gekrümmte Torfmoos *Sphagnum fallax* könnte dem empirischen Nachweis von LÜTKE-TWENHÖVEN (1992) zufolge seine Dominanz an der PQ weniger oder nicht nur der von BEIERKUHNLEIN (1991, 1994, 1995 a, b) so betonten Gewässerchemie als vielmehr einer Lebensstrategie bzw. Konkurrenzstärke verdanken, die durch N-Einträge gefördert wird.

6 Danksagung

Der Manfred Engel-Stiftung in Bielefeld danken wir für die finanzielle Förderung.

7 Literatur

- ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSÖHL, J., MEESENBURG, H., MORITZ, K. & A. PRECHTEL (2001): Are there signs of acidification reversal in freshwaters of low mountain ranges in Germany? - *Hydrology and Earth System Sciences* **5**(3). 367-378
- ALTERMANN, M. (1998): Gliederung periglazialer Lagen. - *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* **86**: 175-180
- BALTES, B. (1998): Bewertung des Einflusses der Gewässerversauerung auf die Rhithal-Biozönosen im nördlichen Saarland. - Dissertation Universität des Saarlandes, Saarbrücken, 202 S. + Anhang
- BAUER, J., LEHMANN, R. & A. HAMM (1988): pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. - In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.): *Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge*. München, S. 1-250
- BEIERKUHNLIN, C. (1991): Räumliche Analyse der Stoffausträge aus Waldquellen durch Untersuchung von Waldquellfluren. - *Die Erde* **122**: 291-315
- BEIERKUHNLIN, C. (1994): Waldquellfluren im Frankenwald. Untersuchungen zur reaktiven Bioindikation. - Dissertation Universität Bayreuth, Bayreuth, 253 S. + Anhang (Bayreuther Forum Ökologie Bd. **10**)
- BEIERKUHNLIN, C. (1995 a): Auswirkungen saurer Quellwässer auf die Artenzusammensetzung von Waldquellfluren. - In: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): *Internationales Symposium. Grundwasserversauerung durch atmogene Depositionen. Ursachen-Auswirkungen-Sanierungsstrategien*, S. 175-182. - München (Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft H. 3/95)
- BEIERKUHNLIN, C. (1995 b): Florenveränderung durch Immissionseinflüsse – Pflanzengeographische Analyse der Vegetation von Waldquellen. - *Artenschutzreport* H. **5**: 34-43
- BEIERKUHNLIN, C. (1999): Quellflurgesellschaften an helokrenen Waldquellen der silikatischen Mittelgebirge. - In: C. BEIERKUHNLIN & TH. GOLLAN (Hrsg.): *Ökologie silikatischer Waldquellen in Mitteleuropa*, S. 143-154. - Bayreuth (Bayreuther Forum Bd. **71**)
- BEISECKER, R. & J. EVERS (2012): Abschlussbericht Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen. Auftraggeber LAWA-Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. - Kassel, Göttingen, 132 S. (online abrufbar)
- BITTERSÖHL, J., WALTHER, W. & H. MEESENBURG (2014): Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* **58** (5): 260-274
- BLfW – Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): *Grundwasserversauerung in Bayern*. - Informationsberichte H. 1/97. München, 179 S.
- BLOCK, J. & U. BARTELS (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Messjahren 1981/82 und 1982/83. - *Forschung und Beratung Reihe C, Wissenschaftl. Ber. und Diskussionsbeiträge* H. 39. – Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 293 S. + Anhang
- BÖHMER, J. & H. RAHMANN (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Literaturstudie zur Erarbeitung von Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. - Karlsruhe, 195 S. (Veröffentl. Projekt „Angewandte Ökologie“ Bd. 3)
- BRAUN, S., RIHM, B. & W. FLÜCKIGER (2012): Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen. - *Schweiz. Z. Forstwesen* **163** (9): 355-362

- BÜCKING, W., EVERS, F. H. & A. KREBS (1986): Stoffdepositionen in Fichten- und Buchenbeständen und ihre Auswirkungen auf Boden- und Sickerwasser verschiedener Standorte. - In: G. EINSELE (Hrsg.): Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. Wasser- und Stoffhaushalt, Bio-, Geo- und Forstwirtschaftliche Studien in Südwestdeutschland, S. 271-324. - VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim
- DE JONG, Y. S. D. M., LOKHORST, G. M. & J. D. KRUIJER (2000): Genealogy in microspora (chlorophyceae). - *Blumea* **45**: 477-484
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. - Ulmer Verlag, Stuttgart, 683 S.
- EINSELE, G. & M. HINDERER (1995): Säure-Einträge und Stoffumsätze im Buntsandstein-Schwarzwald (Seebachgebiet, 8 Messjahre). - *Z. dt. geol. Ges.* **146**: 51-62
- FEGER, K.-H. (1998): Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufs). - *Materialien zur Umweltforschung Bd. 30*. Stuttgart, 118 S.
- FEGER, K.-H. & C. LORZ (2001): Saurer Boden – saures Wasser. Aktuelle Trends und Prognose der Gewässerversauerung. - *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **48** (10): 1372-1373
- FIELD, A., MILES, J. & Z. FIELD (2012): *Discovering statistics using R*. - SAGE Publications Ltd., London 928 S. + Appendix
- GEHRMANN, J. (2016): Veränderung der Schwermetallgehalte und -vorräte in Waldböden von Nordrhein-Westfalen zwischen BZE I und BZE II. Vortrag Ergebnisse BZE II. https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Gehrmann_BZE_Schwermetalle-NRW.pdf (Zugriff: 2016-12-21)
- GEHRMANN, J. & M. BURGGRAF (1990): Untersuchungen zum Stoffaustrag aus Waldökosystemen durch Quellschüttung in Oberflächengewässer. - In: J. GEHRMANN (Hrsg.): *Umweltkontrolle am Waldökosystem*, S. 145-160. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup (Forschung und Beratung, Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW, Reihe C, H. **48**)
- GODT, J. (1986): Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen – unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. - Dissertation GH Kassel. Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Bd. **19**, 234 S. + Anhang
- GODT, J. & H. LUNKENBEIN (1983): Höhenzonale Abhängigkeit der Schwermetallbelastung im Teutoburger Wald. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **38**: 203-208
- GUTOWSKI, A. & J. FOERSTER (2009): Benthische Algen ohne Diatomeen und Characeen. Bestimmungshilfe.- Recklinghausen (LANUV Arbeitsblatt **9**)
- HAAG, I. (1997): Hydrochemische Dynamik und Versauerungsmechanismen im Quellgebiet der Großen Ohe. - Dipl.-Arbeit Universität Freiburg, Freiburg 144 S. + Anhang (Bd. **6** Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe)
- HEINRICH, H., WACHTENDORF, B., WEDEPOHL, K. H., RÖSSNER, B. & G. SCHWEDT (1986): Hydrogeochemie der Quellen und kleineren Zuflüsse der Sösetalsperre (Harz). - *Neues Jahrbuch Miner. Abh.* **156**: 23-62
- HELLER, K. (2012): Einfluss periglazialer Deckschichten auf die oberflächennahen Fließwege am Hang – eine Prozessstudie im Osterzgebirge, Sachsen. - Dissertation TU Dresden, Dresden 222 S. (online abrufbar)

- HENDRICKS, A., & E. SPEETZEN (1983): Der Osning-Sandstein im Teutoburger Wald und im Egge-Gebirge (NW-Deutschland) – ein marines Küstensediment aus der Unterkreide-Zeit. – Abh. Westf. Museum Naturkde. **45** (1): 1-11
- HINDERER, M. (1995): Simulation langfristiger Trends der Boden- und Grundwasserversauerung im Buntsandstein-Schwarzwald. - Z. dt. geol. Ges. **146**: 83-97
- HINDERER, M. & G. EINSELE (1998): Grundwasserversauerung in Baden-Württemberg. – Karlsruhe, 210 S. (Handbuch Wasser 3, Bd. 4, Hrsg. LfU Baden-Württemberg)
- HINTERLANG, D. (1992): Vegetationsökologie der Weichwassergesellschaften zentraleuropäischer Mittelgebirge. - Crunoecia 1: 5-117
- JACOB, W. (2002): Fadenalgen in schwefelsauren Tagebaurestseen. - Mikrokosmos **91**(3): 129-134
- JÄNICKE, M. & A. VOLKERY (2001): Persistente Probleme des Umweltschutzes. - Natur und Kultur **2** (2): 45-59
- JOHN, D. M., WHITTON, B. A. & A. J. BROOK (Eds.) (2002): The Freshwater Algal Flora of the British Isles. An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae. - Cambridge Univ. Press, Cambridge, 720 p.
- KAPLAN, K. & A. JAGEL (1997): Atlas zur Flora der Kreise Borken, Coesfeld und Steinfurt – eine Zwischenbilanz. - Metelen, 257 S. (Metelener Schriftenreihe für Naturschutz H. **7**)
- KELLER, G. (1974): Ursprung und Werden der Ibbenbürener Landschaft. - In: F.E. HUNSCHKE (Hrsg.): Ibbenbüren, S. 11-22. - Verlag B. Scholten, Ibbenbüren
- KELLER, G. (1981): Die heutigen geohydrologischen Verhältnisse des Ibbenbürener Tales im nördlichen Münsterland. - Osnabrücker naturwiss. Mitt. **8**: 63-96
- KRIETER, M. (1982): Ökotoxikologische Untersuchungen zur Beurteilung der Wirkungen des atmosphärischen Säureeintrags auf das Wald-Ökosystem „Soonwald“. - In: H. GRAF HATZFELD (Hrsg.): Stirbt der Wald? Energiepolitische Voraussetzungen und Konsequenzen. - Verlag C. F. Müller, Karlsruhe, S. 44-54
- KRIETER, M. (1988): Gefährdung der Trinkwasserversorgung in der Bundesrepublik Deutschland durch „Saure Niederschläge“. - Eschborn, 65 S. (DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. **57**)
- LANUV – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (2015): Umweltindikatoren NRW – Stickstoff- und Säureeintrag. www.lanuv.nrw.de/umweltindikatoren-nrw/index.php?indikator=22&aufzu=4&mode=indi (Stand: 23.02.2015) (Zugriff: 2026 – 12-05)
- LETHMATE, J. (2003): Versauerung aquatischer Ökosysteme: Das Ende eines Großexperimentes? – Petermanns Geographische Mitteilungen **147** (6): 56-65
- LETHMATE, J. (2004 a): Gewässerversauerung. Atlas-Doppelblatt aus dem Themenbereich II Landesnatur. - In: Geographische Kommission für Westfalen & Landschaftsverband Westfalen-Lippe (Hrsg.): Geographisch-landeskundlicher Atlas von Westfalen, Lfg. 12, Doppelblatt 1. – Aschendorff, Münster
- LETHMATE, J. (2004 b): Begleittext zum Doppelblatt Gewässerversauerung aus dem Themenbereich II Landesnatur. - In: Geographische Kommission für Westfalen & Landschaftsverband Westfalen-Lippe (Hrsg.): Geographisch-landeskundlicher Atlas von Westfalen, Lfg. 12, Doppelblatt 1. - Aschendorff, Münster, 34 S.
- LETHMATE, J. (2010): Ökologisches Langzeitmonitoring im Teutoburger Wald. - In: H. HEINEBERG, M. WIENEKE & P. WITTKAMPF (Hrsg.): Westfalen regional Bd. **2**, S. 58-59. - Münster (Siedlung und Landschaft Bd. **37**)

- LETHMATE, J. (2013): Geoökologisches Modellgebiet „Riesenbecker Osning“. 25 Jahre Ökosystemforschung im nordwestlichen Teutoburger Wald. – Aschendorff, Münster, 381 S. (Westfälische Geographische Studien Bd. **58**).
- LETHMATE, J. & B. LETHMATE (1990): Immissionsökologische Untersuchungen im Birgter Berg (nordwestlicher Teutoburger Wald). - Osnabrücker naturwiss. Mitt. **16**: 157-186
- LETHMATE, J. & M. WENDELER (2000): Das chemische Klima des Riesenbecker Osning in den Messjahren 1988 und 1998. - Osnabrücker naturwiss. Mitt. **26**: 121-133
- LETHMATE, J. & K. SCHNEIDER (2001): Der Teutoburger Wald als pufferungsschwacher Raum: Gewässerversauerung im Osning-Sandsteinzug. - Hercynia N.F. **34**: 161-170
- LETHMATE, J., EBKE, K. & W. POLLMANN (2002 a): Zur Ausbreitung des Rankenden Lerchensporns *Ceratocarpus claviculata* (L.) Liden. - Osnabrücker naturwiss. Mitt. **28**: 117-135
- LETHMATE, J., EICKELMANN, B. & T. WÖRRINGER (2002 b): Der nordrhein-westfälische Gülle-Belt und sein Einfluss auf die Deponate des Teutoburger Waldes. - Geoökö 23: 61-75
- LETHMATE, J., ARNING, H., BUTZ-BRAUN, R. & K. SCHNEIDER (2004 a): Das pHAL-Säureregime von Waldquellen des Riesenbecker Osning / nördlicher Teutoburger Wald. - Hercynia N.F. 37: 155-168
- LETHMATE, J., BECKER, R., BEDNORZ, F. & B. HILLER (2004 b): Ökosystemkennwerte und Critical Loads des Riesenbecker Osning / nördlicher Teutoburger Wald. - Geoökö **25** (1/2): 93-111
- LETHMATE, J., DAUS, B., LORZ, C. & B. SCHNEIDER (2016): Blei und Quecksilber in Waldböden des Ibbenbürener Raumes. - In: R. GROTHUES, K.-H. OTTO & M. WIENEKE (Hrsg.): Westfalen regional. Bd. **3**: 40-41. - Aschendorff, Münster.
- LORZ, C. (1999): Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge. Dissertation Universität Leipzig. - UFZ-Bericht Nr. **14**. Halle, 135 S. + Anhang.
- LORZ, C., EISNER, CH., LETHMATE, J. & B. SCHNEIDER (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
- LORZ, C., KOWALKOWSKY, A., JÓZWIĄK, M., KOSLOWSKY, R. & B. SCHNEIDER (2005): Die Regenerierung von versauerten Fließgewässern – Eine vergleichende Fallstudie aus dem Westerzgebirge und dem Świętokrzyskie Gebirge. - Hercynia N.F. **38**: 41-58
- LÜTKE TWENHÖVEN, F. (1992): Competition between two *Sphagnum* species under different deposition levels. - J. Bryol. **17**: 71-80.
- MATTHES, G. (1961): Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. – Abh. Hess. L.-Amt Bodenforschung H. **35**: 1-85. Wiesbaden
- MATTHES, F. CH., HEROLD, A. SOMMER, K. & CH. STRECK (1998): Bodenbelastungen durch Luftschadstoffe. Perspektiven eines umweltpolitischen Handlungsfeldes. - Springer, Berlin, Heidelberg u.a., 192 S.
- MKULNV – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2016): Umweltbericht 2016. – Düsseldorf, 136 S.
- MUTTERLOSE, J. (1995): Die Unterkreide-Aufschlüsse des Osning-Sandsteins (NW-Deutschland) – Ihre Fauna und Lithofazies. - Geol. Paläont. Westf. **36**, 85 S.
- NEBE, W. & M. ABY (2002): Chemie von Quellwässern in bewaldete Einzugsgebieten des Erzgebirges. - Forstw. Cbl. **121**: 1-14

- NOVIS, P. M. & J. S. HARDING (2007): Extreme acidiphiles: freshwater algae associated with AMD. - In: J. SECKBACH (Ed.): Algae and cyanobacteria in extreme environments, pp. 445-463. - Springer, Dordrecht, The Netherlands
- PHILIPPI, G. (1974): *Caricetea fuscae* Koch 26 em. Nordhang 37. Flachmoorgesellschaften vorwiegend kalkarmer Standorte (Tab. 64, Sp. 7-9). - In: E. OBERDORFER (Hrsg.): Süd-deutsche Pflanzengesellschaften. Bd. I, S. 234-241. - Fischer Verlag, Stuttgart
- POLLMANN, W. & J. LETHMATE (2002 a): Oligotrophie in einer eutrophen Umwelt: Zur systematischen Umgrenzung und standörtlichen Gefährdung sand-oligotropher Quellfluren im Teutoburger Wald (NW-Deutschland). - *Hercynia N.F.* **35**: 157-179
- POLLMANN, W. & J. LETHMATE (2002 b): Das *Luzulo luzuloidis* – *Thelypteridetum limbospermae* WITTIG 2000, eine azidokline Saumgesellschaft auch im Riesenbecker Osning? - *Floristische Rundbriefe* **36** (1/2): 51-54
- POLLMANN, W. & J. LETHMATE (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
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Verlag Ulmer, Stuttgart, 622 S.
- PRECHTEL, A., ALEWELL, C., ARMBRUSTER, M., BITTERSÖHL, J., CULLEN, J. N., EVANS, C. D., HELLIWELL, R., KOPÁČEK, J., MARCHETTO, A., MATZNER, E., MEESENBERG, H., MOLDAN, F., MORITZ, K., VESELÝ, J. & R.F. WRIGHT (2001): Response of sulfur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. - *Hydrology and Earth System Sciences* **5** (3): 311-325
- QUADFLIEG, A. (1990): Zur Geohydrochemie der Kluftgrundwasserleiter des nord- und ost-hessischen Buntsandsteingebietes und deren Beeinflussung durch saure Depositionen. - *Geol. Abh. Hessen Bd.* **90**. Wiesbaden, 110 S.
- PRÜESS, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente. In: ROSENKRANZ, D., BACHMANN, G., KÖNIG, W. & G. EINSELE (Hrsg.): Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Kap. 3600. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 59 S.
- REINHARDT, H.-D. (1987): Untersuchungen zur Aciditätsbelastung der Quellen und des Grundwassers in der Senne. Staatliches Amt für Wasser- u. Abfallwirtschaft, Minden, 112 S.
- SCHELER, B. (2016): Stoffeinträge. In: DAMMANN, I., PAAR, U., WEYMAR, J., SPIELMANN, M. & J. EICHHORN (Bearb.): Waldzustandsbericht 2016, S. 25 - 28. - Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen (online abrufbar)
- SCHICK, U. (1994): Kupfer, Blei, Zink und Cadmium in sauren Waldböden des Teutoburger Waldes zwischen Bad Iburg und Ibbenbüren. – Diplomarbeit FH Osnabrück, Osnabrück, 70 S. + Anhang
- SCHNEIDER, B., LORZ, C. & J. LETHMATE (2006): Versauerung und Mobilisierungspotential von Sulfat in geschichteten Böden des nordwestlichen Teutoburger Waldes. - *Geoökologie* **27**: 175-194
- SCHNEIDER, B., LETHMATE, J., PÖHLMANN, K., BECKERS, F., RINKLEBE, J. & C. LORZ, C. (2013): Bleibelastung und Bleiverlagerungspotential in Böden des Riesenbecker Osning (Teutoburger Wald). - *DBG Prints-Archiv* 919
- SCHNEIDER, B., DAUS, B., EISSNER, C., LETHMATE, J., MOTHESS, S. & C. LORZ (in Vorb.): Lead and mercury in forest ecosystems with high deposition loads in NW Germany.

- SCHNELBÖGL, G. (1996): Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE. - UBA-Forschungsbericht Nr. 10204362. Berlin, 251 S.
- SCHOEN, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. - In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Symposium Wald und Wasser vom 2.-5. Sept. 1984 in Grafenau, Bayerischer Wald. 5. Tagungsbericht, S. 631-643
- SCHOEN, R., WRIGHT, R. & M. KRIETER (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Erster regionaler Überblick. - *Naturwissenschaften* **71**: 95-97
- SKJELKVÅLE, B.I. & H.A. DE WIT (2011): Trends in precipitation chemistry, surface water chemistry and aquatic biota in acidified areas in Europe and North America from 1990 to 2008. ICP Waters Report 106/2011. Oslo, 126 S.
- STEINBERG, C. E. W. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? – Einige geochemische Grundlagen. - In: BÖHMER, J. & H. RAHMANN unter Mitwirkung von E. ALLES, U. BRAUKMANN, H., GEBHARDT, H., HIMMLER, A., NESS, M., NÖRPEL-SCHEMPP, C., STEINBERG & H. TREMP: Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung, S. 27-35. - Karlsruhe (Projekt „Angewandte Ökologie“ Bd. **3**)
- SUCKER, C. & K. KRAUSE (2010): Increasing dissolved organic carbon concentrations in freshwaters: what is the actual driver? - *iForest – Biogeosciences and Forestry* **3**: 106-108
- SUCKER, C., VON WILPERT, K. & H. PUHLMANN (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. - *Environ. Monit. Assess* **174**: 65-89.
- THIERMANN, A. (1970 a): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen 3711 Bevergern. – Krefeld, 120 S.
- THIERMANN, A. (1970 b): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25000. Erläuterungen Blatt 3712 Tecklenburg. - Krefeld, 243 S.
- ULRICH, B. (1982): Versauerung der Ökosphäre. - *Die Umschau* **83** (4): 114-118
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* **43/I**: 159-187
- ULRICH, B. (1989): Waldökosystemforschung, Konzepte und Wege. - *DVWK-Mitt.* **17**: 7-23
- UTERMANN, J., AYDIN, C. T., BISCHOFF, N., BÖTTCHER, J., EICKENSCHIEDT, N., GEHRMANN, J., KÖNIG, N., SCHELER, B., STANGE, F. & N. WELLBROCK (2016): Vorräte und Gehalte von Schwermetallen in Waldböden. - In: WELLBROCK, N., BOLTE, A. & H. FLESSA (Hrsg.): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 – 2008, S. 210-244. - Braunschweig (Thünen Report **43**)
- VERB, R. G. & M. L. VIS (2001): Macroalgal communities from an acid mine drainage impacted watershed. - *Aquatic Botany* **71**: 93-107
- VON ZEJSCHWITZ, E. (1986): Änderungen der Schwermetallgehalte nordwestdeutscher Waldböden unter Immissionseinfluß. - *Geol. Jahrbuch Reihe F, Heft 21*. Hannover, 61 S.
- WÄCHTER, H. J. (1994): Zur Ausbildung *Sphagnum*-reicher Quellfluren im Teutoburger Wald. - *Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend* **35**: 351-398
- WÄCHTER, H. J. (1996): Verzeichnis von *Sphagnum*-reichen Quellen im Teutoburger Wald. - *Krenologische Mitt. f. Nordwestdeutschland Bd. II*. Bielefeld, 64 S.
- WILCOX, R.R. (2005): Introduction to robust estimation and hypothesis testing. - Elsevier Academic Press, Burlington, MA, 608 S.

- WITTIG, R. (2000): Das *Luzulo luzuloides-Thelipteridetum limbospermae*, eine azidokline Saumgesellschaft der höheren Mittelgebirge. - *Tuexenia* **20**: 131-141
- ZIMMERMAN, D. W. (2004): A note on preliminary tests of equality of variances. - *Br. J. Math. Stat. Psychol.* **57** (Pt 1): 173-181

Anschrift der Autoren

Prof. i. R. Dr. Jürgen Lethmate
Laggenbecker Str. 109 a
D-49477 Ibbenbüren
E-Mail: juergen.lethmate@osnanet.de

Dr. Birgit Schneider
Institut für Geographie, Universität Leipzig
Johannisallee 19 a
D-04103 Leipzig
E-Mail: bschneid@rz.uni-leipzig.de

Dr. William Pollmann
An der Horst 1
D-49176 Hilter
E-Mail: william.pollmann@osnanet.de

Seite 67 – vakat

Seite 68 – vakat

ISBN 978-3-940726-53-7
ISSN 0175-3495

