

Jochen Bittersohl, Wolfgang Walther und Henning Meesenburg

Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand

Acidification of waters in Germany – Development and current state

Die Versauerung von Böden und Gewässern (Fließgewässer, Seen, Grund- und Quellwasser) durch atmosphärische Säuredeposition ist ein globaler Umweltschaden, der trotz massiver Minderung der Schadstoffemissionen erst langsam über Jahrzehnte abklingt. An Hand exemplarischer Daten wird die Entwicklung und die aktuelle Situation der Gewässerversauerung in den deutschen Großregionen (Tiefland, Bergland) beschrieben sowie die Wirkung der eingesetzten Instrumente (Emissionsminderung, forstliche Maßnahmen) für eine weitere Verbesserung (Reversibilität, Regeneration) erörtert. Die besonderen Anforderungen an die Gewinnung von Trinkwasser im Zusammenhang mit der Nutzung von versauertem Grund- und Quellwasser werden erläutert.

Schlagwörter: Deutschland, Entwicklung der Gewässerversauerung, Grundwasser, Maßnahmen gegen Gewässerversauerung, Wasserversorgung

The acidification of soils and waters (e.g. small streams, lakes, groundwater and spring water) by acid deposition is a global environmental threat declining slowly over decades despite a substantial reduction in pollutant emissions. By means of exemplary data, the development and current state of water acidification in major regions of Germany (lowlands and mountainous regions) is described and discussed, as well as the effects of mitigating measures (reduction of emissions, forestry measures) on the recovery of waters from acidification (reversibility, regeneration). Special adaptation measures on the abstraction of drinking water concerning the use of acidified groundwater and spring water are explained.

Keywords: Development of acidification of waters, Germany, groundwater, instruments against acidification, water supply

1 Einführung

In Gebieten mit pufferschwachen, vor allem kalkfreien Gesteinen sind viele Gewässer durch die Wirkung der gelösten Kohlensäure natürlicherweise schwach sauer. Hier hat die anthropogene Deposition von starken Säuren und Säurebildnern eine weitergehende Versauerung von Böden und Gewässern herbeigeführt, die im Umfeld der Industrieländer als nahezu globaler Umweltschaden einzustufen ist. Umfangreiche Forschungsarbeiten der 1970er bis 1990er Jahre konnten Ursachen, Prozesse und Wirkungen auf die Gewässer weitgehend klären (z.B. LENHARD & STEINBERG 1984, REUSS & JOHNSON 1985). Sie lieferten der Umweltpolitik entscheidende Impulse für dringend erforderliche Gegenmaßnahmen, insbesondere die Reduzierung luftverfrachteter Schadstoffemissionen. In Deutschland veröffentlichten die betroffenen Bundesländer Schwerpunktberichte zur regionalen Situation. Diverse Regelwerke für Wasserwirtschaft, Forstwirtschaft und Umweltschutz bzw. deren Umweltmonitoring (u.a. DVGW 1993, DVWK 1997, ICP FORESTS 2010, LAWA 1997 u. 2003, UNECE 2009) befassen sich mit der Beobachtung und Bewertung der anthropogenen Versauerung von Umweltmedien. Letztlich wurde die Entwicklung systematischer Umweltmessprogramme, u.a. der staatlichen Gewässerüberwachung (oberirdische Gewässer, Grundwasser, Quellen), seit den 1980er Jahren entscheidend durch die Erfahrungen mit der anthropogenen Versauerung vorangetrieben.

Die Versauerung von Böden und Gewässern wird in der deutschen Öffentlichkeit vielfach als historisches Phänomen im Zusammenhang mit dem „Sauern Regen“ und dem „Waldsterben“ angesehen. Jedoch sind die mit anthropogener Versauerung verbundenen Prozesse immer noch wirksam. Die Lebensgemeinschaften säurebelasteter Bachläufe erholen sich zum Teil nur langsam. Wo versauertes Grund- und Quellwasser zu Trinkwasserzwecken genutzt wird, muss weiterhin mit erhöhten Betriebsaufwänden für Rohwasserentsäuerung, Regeneration von

Förderanlagen wie Pumpen, Brunnenfiltern und Rohrleitungen sowie für das Einzugsgebietsmanagement kalkuliert werden. Es ist Ziel des vorliegenden Beitrags, an Hand von exemplarischen Daten aus verschiedenen Bundesländern und von Fallbeispielen einen Überblick zur depositionsbedingten Versauerungssituation in den Bereichen Grundwasser/Quellen, Fließgewässer und Seen zu geben. Die Entwicklungen seit den 1970er Jahren werden aufgezeigt, die gegenwärtige Situation dargestellt sowie die Möglichkeiten zur Schadensbegrenzung bzw. Regeneration erörtert. Regional begrenzt trägt auch der Braunkohlentagebau zur Gewässerversauerung bei. Einen aktuellen Bericht zur Situation an Bergbaufolgeseeen der Region Lausitz geben GRÜNEWALD (2012) und GRÜNEWALD & SCHOENHEINZ (2014).

2 Kriterien der Gewässerversauerung

Unbelastete Gewässer und qualitativ hochwertige Trinkwasserressourcen finden sich überwiegend in Waldgebieten mit ihren naturnahen Nutzungsformen. Natürlicherweise schwach saure und härtearme (weiche) Gewässer sind hier allerdings besonders anfällig für Versauerung durch anthropogenen Eintrag von Schwefel- und Stickstoffverbindungen. Ausmaß und Entwicklung der Versauerung im Norddeutschen Tiefland sowie in den Mittelgebirgsregionen werden von der Depositionsbelastung und den jeweiligen naturräumlichen Gegebenheiten bestimmt (Tab. 1).

Der Versauerungsstatus eines Gewässers kann mittels chemischer Kennwerte beschrieben werden (Tab. 2). Zur Darstellung des gewässerbiologischen Versauerungsstatus haben sich auf der Speziesverteilung von Diatomeen (Kieselalgen) bzw. Makrozoobenthos (Kleinlebewesen am Gewässerboden) basierende Indikatorverfahren bewährt (BRAUKMANN & BISS 2004, CORING 1999). Als kritisch für die Vitalität und Reproduktion von Fischen in schwach mineralisierten Gewässern werden pH-Werte < 6 und Gesamtaluminiumkonzentrationen $> 0,1$ mg/l genannt (LENHARD & STEINBERG 1984).

Tabelle 1
Versauerungsrelevante Charakteristiken der großen Naturräume in Deutschland
Characteristics of major German natural regions in terms of acidification risk

Merkmal	Norddeutsches Tiefland	Bergland, Mittelgebirge (ohne Kalkgesteine)
Waldverteilung (starke Schadstoffausfilterung)	mehr oder weniger große Waldinseln, Heiden	zusammenhängende Waldgebiete in Hang- und Hochlagen
Säurebelastung (Schwefel- und Stickstoff-Verbindungen)	Schwefel mäßig, reduzierter Stickstoff regional sehr hoch	regional wechselnd, mäßig bis sehr hoch
Geologie , oberflächennah (oberer Grundwasserleiter)	eiszeitliche Lockersedimente: Sande, Kiese, Tone	Kluftgesteine: Sandsteine, Schiefer, Granite, Gneise, Quarzite, Metamorphite
Versauerungsempfindlichkeit des Untergrunds	teilweise sehr hoch, geringe Verwitterungsraten	stark wechselnd, geringe bis mittlere Verwitterungsraten
Versauerungstiefe des Untergrunds („Versauerungsfront“)	einige m bis > 10 m, z.T. im Grundwasser	meist 1 bis 5 m, z.T. im Grundwasser
betroffene Gewässertypen	überwiegend Grundwasser	quellnahe Fließgewässer, Kleinseen, Grundwasser/Quellen

Gewässer- und Bodenversauerung stehen durch den Wasser-Boden-Kontakt in enger Beziehung. Die für das Versauerungs-geschehen maßgeblichen Prozesse sind weitgehend geklärt und vielfach beschrieben (u.a. DVWK 1997, JANKOWSKI et al. 2007). Als Indikator für die Bodenversauerung beschreibt die Basensättigung (BS) den relativen Anteil austauschbarer und damit Säure puffernder Basen-Kationen (Ca, Mg, K, Na) an der gesamten Kationenaustauschkapazität. Unversauerte silikatische Böden weisen definitionsgemäß mindestens 80 % BS auf. Wenn die BS, wie in stark versauerten Böden, unter 20 % fällt, gelangen insbesondere austauschbares Aluminium und Protonen (abnehmender pH-Wert) in die Lösungsphase. Diese werden zusammen mit den Anionen starker Säuren (SO₄, NO₃), die als „Kationenschlepper“ fungieren, in die Gewässer transportiert (REUSS & JOHNSON 1985).

Die Sensitivität von Ökosystemen gegenüber Säureeinträgen kann flächendeckend nach dem Critical Loads-Konzept ermittelt werden. Critical Loads für Versauerung sind kritische Belastungsraten für luftgetragene Stickstoff- und Schwefeleinträge, bei deren Einhaltung oder Unterschreitung es weder akut noch langfristig zu schädigenden Wirkungen auf empfindliche Rezipienten wie Wälder, Heiden und Moore und angrenzende Systeme (zum Beispiel Oberflächengewässer und Grundwasser) kommt (BUILTJES et al. 2011).

3 Säureeinträge und Stofftransportwege

Infolge massiver Luftreinhaltungsmaßnahmen (u.a. auch Stilllegung alter Großindustrien in den neuen Bundesländern) wurden die Emissionen von Schwefelverbindungen zwischen 1990 und

2010 um 91,5 % verringert. Auch die Emissionen von Stickstoffoxiden, die dem Verkehrs- und Industriebereich zuzuordnen sind, gingen um 54,2 % zurück. Dagegen wurden beim reduzierten Stickstoff (Ammoniak), der überwiegend landwirtschaftlichen Quellen zuzuordnen ist, nur 20 % Emissionsminderung erreicht.

Die emittierten Stoffe gelangen nach atmosphärischem Transport als flächenhafte Deposition in die Landschaft. In Wäldern mit ihrer mächtigen Kronenschicht und dadurch großer Oberfläche werden die Stoffe (Gase, Partikel und Aerosole) intensiv ausgefiltert, so dass hier die Deposition deutlich über anderen Landnutzungsformen liegt. Die Versauerung durch Luftschadstoffe ist daher weitgehend auf bewaldete Gebiete konzentriert. Als Gesamtsäuredeposition (GSD) wird die Summe der aus menschlichen Quellen stammenden, auf Böden und Gewässer versauernd wirkenden Substanzen bezeichnet. Quantitativ bedeutsam sind Verbindungen des Schwefels und des Stickstoffs, die direkt oder nach Umwandlungsprozessen als starke Säuren wirken (Tab. 3).

Deponierte Einzelstoffmengen werden in der Praxis meist in Gewichtseinheiten (z.B. Kilogramm pro Hektar, kg/ha) angegeben. Die Berechnung der Gesamtsäuredeposition erfolgt in Äquivalentmengen. Vereinfachend gilt:

$$GSD = SO_4^{2-} + NO_3^- + NH_4^+ \text{ (Kilomol Ionenäquivalent* pro Hektar, kmol}_e\text{/ha)} \quad (1)$$

* 1 kmol Sulfat (SO₄²⁻) entspricht 48 kg Sulfat (SO₄²⁻) bzw. 16 kg Schwefel (S)
1 kmol Nitrat (NO₃⁻) entspricht 62 kg Nitrat (NO₃⁻) bzw. 14 kg Stickstoff (N)
1 kmol Ammonium (NH₄⁺) entspricht 18 kg Ammonium (NH₄⁺) bzw. 14 kg Stickstoff (N)

Tabelle 2
Häufig verwendete Kriterien für den Versauerungsstatus schwach mineralisierter Wässer (verändert nach DVWK 1997 und BITTERSÖHL et al. 1997)
Commonly used criteria for the acidification status of weakly buffered waters (DVWK 1997 and BITTERSÖHL et al. 1997, modified)

Gefährdungspotenzial	pH-Wert	Alkalinität ⁺ (mmol/l)	Ca+Mg/ SO ₄ +NO ₃	Al ³⁺ ⁺⁺ (mg/l)
nicht gefährdet	> 7	> 1,0	> 4,0	< NWG
z.T. gefährdet	7–6 *)	1,0–0,2	4,0–1,5	NWG–0,05
versauerungsempfindlich bzw. schwach versauert	6–5	0,2–0,0	1,5–1,0	0,05–0,2
versauert	< 5	< 0,0	< 1,0	> 0,2 **)

+) Alkalinität [Millimol Ionenäquivalente pro Liter] = (Ca + Mg + K + Na) – (SO₄ + NO₃ + Cl)

++) Die Aluminiumkonzentration sollte im Zusammenhang mit der Alkalinität bzw. Azidität bewertet werden, da sie auch in Gegenwart natürlich vorkommender Huminsäuren erhöht sein kann (DVWK 1997).

*) Trinkwasserverordnung (TrinkwV): pH mindestens 6,5

**) TrinkwV: Al maximal 0,2 mg/l

NWG = Nachweisgrenze

Tabelle 3 Herkunft wichtiger luftverfrachteter Stoffe mit Versauerungspotenzial <i>Origin of air-transported acidifying substances</i>			
Herkunft	aus fossilen Brennstoffen (Industrie, Verkehr, Haushalte)		aus Landwirtschaft (Dünger, Abluft)
Grundstoffe (Elemente)	Schwefel (S)	Stickstoff (N)	Stickstoff (N)
in die Atmosphäre emittierte Stoffe	Schwefeldioxid (SO ₂)	Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO ₂), Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	Ammoniak (NH ₃), Ammonium (NH ₄ ⁺)
nach chemischer Umwandlung als Ionen deponierte Stoffe	Sulfat (SO ₄ ²⁻)	Nitrat (NO ₃ ⁻) Ammonium (NH ₄ ⁺)	Ammonium (NH ₄ ⁺)
wirksame starke Säuren	Schwefelsäure (H ₂ SO ₄)	Salpetersäure (HNO ₃)	Salpetersäure (HNO ₃)

Die massive Emissionsminderung (auch grenzüberschreitend) bewirkte einen erheblichen Rückgang der Schwefeldeposition, zum Beispiel in den nordwestdeutschen Waldgebieten (MEESENBURG et al. 1995). Der Rückgang ist an ehemals hoch belasteten Standorten besonders ausgeprägt (Abb. 1). Gegenwärtig dominieren daher die Stickstoffkomponenten den Gesamtsäureeintrag. Während die Belastung durch Nitrat-Stickstoff abnahm, bleibt die Belastung durch Ammonium-Stickstoff zum Teil gravierend. Besonders betroffen sind Waldgebiete in Regionen mit intensiver Tierhaltung (MOHR et al. 2005).

In den Jahren 2004 bis 2007 lag die jährliche Gesamtsäuredeposition in Waldgebieten meist zwischen 1 und 3 kmol_e/ha, im Mittel bei 2 kmol_e/ha (BUILTJES et al. 2011). Die Critical Loads für Säure liegen auf über 50 % der Waldfläche Deutschlands unter 1,5 kmol_e/ha/a. Zwischen 1990 und 2007 nahm der Anteil der Flächen in Deutschland, auf denen die Critical Loads für Versauerung deutlich bis sehr deutlich überschritten wurden, von über 50 % auf unter 10 % ab (BUILTJES et al. 2011). Für 40 % der sensiblen Gesamtfläche wurde nur noch eine geringe Überschreitung von 0 bis 1 kmol_e/ha/a ermittelt. Auch bei diesen geringeren Belastungen werden jedoch Bodenvorräte an Säure puffernden Basen-Kationen weiter abgebaut, mit der Folge anhaltender Gefährdung von nachgeordneten Gewässern. Außerdem werden in vielen Verwitterungsdecken erhebliche Mengen an gespeichertem Sulfat-Schwefel infolge der nachlassenden Schwefeldeposition remobilisiert. Dies kann die Regeneration versauerter Gewässer erheblich verzögern (ALEWELL et al. 2001).

Die besondere Bedeutung der Abflussvorgänge für den Stoff- bzw. Säuretransport in der Landschaft zeigt Abbildung 2.

Im Tiefland überwiegt der vertikale Stofftransport mit dem Sickerwasser zum Grundwasser. Im Bergland sind schnelle hangparallele Abflüsse aus Landoberflächen und Schneedecken (Oberflächenabfluss) sowie aus den oberen Bodenhorizonten (Zwischenabfluss) umfangreich beteiligt. Diese bilden zusammen als schnell abfließende Komponenten den Direktabfluss. Direktabfluss und Grundwasserabfluss (= Basisabfluss) ergeben zusammen den Gesamtabfluss aus einem Gebiet (DIN 4049).

Die Stoffbefrachtung der einzelnen Abflusskomponenten wird vom Stoffinhalt des Niederschlags, vom chemischen Zustand der durchflossenen Boden- und Gesteinsschichten sowie von den Feststoff-Wasser-Kontaktzeiten bestimmt. So werden z.B. episodische Versauerungsschübe in Fließgewässern vorwiegend durch Direktabfluss aus stark versauerten Oberböden generiert (MEESENBURG 1997).

Das Grundwasser reagiert am Ende der Prozesskette des mehr oder weniger versauerten tieferen Sickerraums. Von Bedeutung ist hier die Lage der „Versauerungsfront“, die in der Regel einen oberen versauerten Abschnitt von einer tieferen, noch pufferfähigen Zone trennt (MALESSA 1995). Reicht die Versauerungsfront in den Grundwasserschwankungsbereich hinein, kommt es zur episodischen Versauerung des Grundwassers. Eine gänzlich in das Grundwasser vorgedrungene Versauerungsfront kann zu chronischer Versauerung der hieraus gespeisten Fließgewässer führen.

4 Grundwasser im norddeutschen Tiefland

Das norddeutsche Tiefland nördlich der Mittelgebirge ist durch tertiäre und quartäre Lockergesteinsfolgen gekennzeichnet, in denen

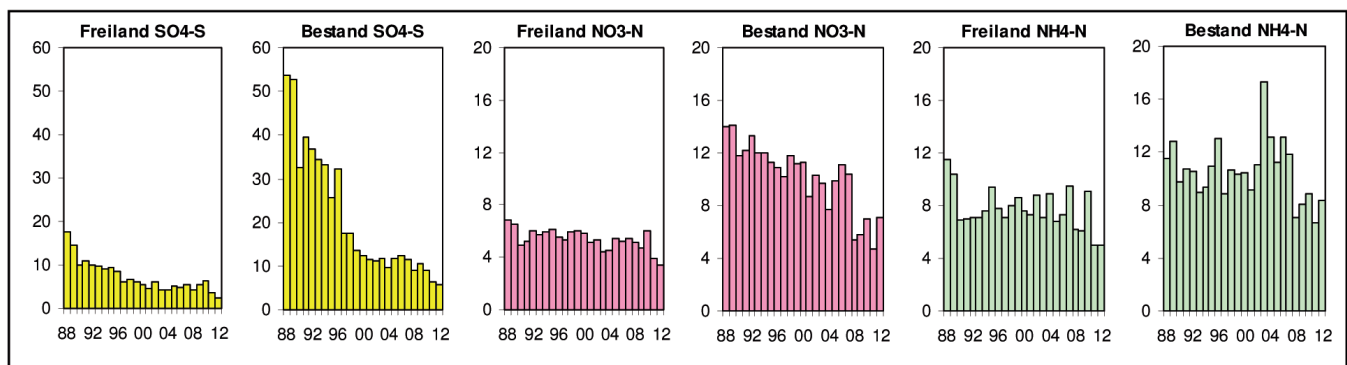


Abbildung 1
Deposition in Freiland und Waldbestand (kg/ha/a), Einzugsgebiet Lehstenbach/Fichtelgebirge, Sulfat-Schwefel, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff (BLFU 2013)
Deposition in open space and forest stand (kg/ha/year), catchment Lehstenbach/Fichtelgebirge, sulphate-sulphur, nitrate-nitrogen, ammonium-nitrogen (BLFU 2013)

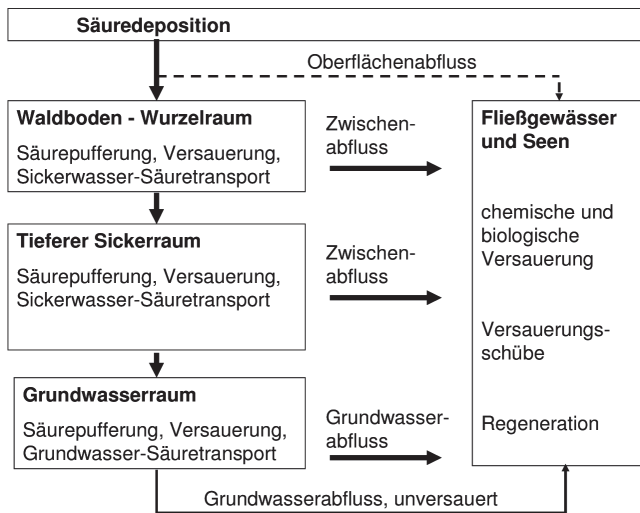


Abbildung 2
 Abflusskomponenten als Transportbahnen für atmosphärisch eingetragene und im Untergrund freigesetzte Säuren und Basen
Runoff components as transport paths for atmospherically deposited and ground released acids and bases

häufig mehrere Grundwasserstockwerke auftreten. Sie sind für die Wasserversorgung von großer Bedeutung. Das Tiefland wird von den Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein erfasst.

4.1 Norddeutsches Tiefland im Überblick

In Norddeutschland ist das Grundwasser mit seinen häufig in Waldgebieten liegenden Trinkwassergewinnungen zum Teil über 10 m tief versauert (KUNKEL et al. 2004). An 10 % aller flachen Grundwassermessstellen (0–10 m unter Gelände) wird deutlich versauertes Wasser mit pH-Werten von max. 5,7 (10-Perzentil) angetroffen (Tab. 4). Entsprechend erreichen 10 % aller Messstellen Aluminiumgehalte von mindestens 0,75 mg/l (90-Perzentil), also weit über dem Grenzwert nach TrinkwV.

4.2 Norddeutsche Bundesländer

Brandenburg ist vergleichsweise wenig von Grundwasserversauerung betroffen. Für den Zeitraum 2002–2005 werden dem „Beeinflussungstyp Versauerung“ (Kriterium pH < 6,5) 8,8 % aller Messstellen zugeordnet, die sich im südlichen Landesteil häufen (BLUGV 2007). Eine Unterscheidung nach den Ursachen (Depositio-

on bzw. Braunkohlebergbau) liegt nicht vor. Im Vergleich mit dem Zeitraum 1996–2000 wird eine partiell zunehmende Versauerung beobachtet.

In *Nordrhein-Westfalen* weisen 21,8 % aller Grundwasser-Messstellen pH-Werte < 6,5 und 9,3 % pH-Werte < 6,0 auf (NRW-MUNLV 2000, Daten 1994–98, Gesamtnetz). Der Grenzwert für Aluminium nach TrinkwV wird an 11,2 % aller Messstellen überschritten. Niedrige pH-Werte deuten auf Versauerung hin.

In *Schleswig-Holstein* liegen 10 % aller pH-Werte unter 5,0 und 10 % aller Aluminiumwerte über 0,18 mg/l (SH-MELULR 2012, Daten 1996–2000, Grundwasser-Basismessnetz). Besonders niedrige pH-Werte werden im oberflächennächsten Grundwasser angetroffen.

Für *Niedersachsen* wird die Versauerungssituation des Grundwassers differenziert dargestellt an Hand der ca. 900 Grundwassermessstellen mit Landnutzung „Wald“ (WAESCH & JANKOWSKY 2013). Die hier erfassten Grundwasservorkommen sind mehrheitlich mineralarm, ursprünglich natürlich kohlen-sauer mit marginalen Nitratgehalten und Spuren von gelöstem Aluminium. Je nach Versauerungsindikator sind 19 %–35 % dieser Messstellen als „schwach versauert“ bis „versauert“ einzustufen (Tab. 5).

Niedrige pH-Werte treten bevorzugt bis 10 m Filtertiefe (Oberkannte) auf (Abb. 3, links). Dem entsprechen erhöhte, über dem Grenzwert nach TrinkwV liegende Aluminiumgehalte (Abb. 3, rechts). Ein Übergangsbereich mit abnehmender Versauerung ist bis 20 m Filtertiefe ausgebildet.

4.3 Probleme der Wasserversorgung

Mitte der achtziger Jahre wurde deutlich, dass durch die Versauerung des Grundwassers auch die Wasserversorgung betroffen war. Für vier Grundwasservorkommen im Nordwesten Deutschlands, die für die Trinkwasserversorgung genutzt werden, wurden aufgetretene Probleme durch Veröffentlichungen bekannt (BAUDISCH 1989, HARTING et al. 2000, LÜKEWILLE et al. 1984, STREBEL et al. 1984, WALTHER et al. 2000):

- Senne bei Bielefeld, Stadtwerke Bielefeld, Fördermenge 12 Mio m³/a
- Fuhrberger Feld bei Celle, Stadtwerke Hannover, 35 Mio m³/a
- Wingst zwischen Stade und Cuxhaven, Wasserverband Wingst, 3 Mio m³/a
- Düşorner Heide bei Fallingbostel, Stadtwerke Böhmetal, 2,1 Mio m³/a

Tabelle 4
 pH-Wert und Aluminiumgehalt im Grundwasser der norddeutschen Lockersedimente (nach KUNKEL et al. 2004, Daten überwiegend aus 1980er bis 1990er Jahren)
pH value and aluminium concentration in groundwater from unconsolidated sediments in northern Germany (after KUNKEL et al. 2004, data mainly from 1980ies and 1990ies)

Parameter	Filtertiefe	Anzahl Messstellen	10 %	50 % (Median)	90 %
pH-Wert	unter 10 m	3.401	5,7	7,0	7,9
	10 bis 25 m	4.070	6,0	7,2	7,9
	25–50 m	3.872	6,3	7,3	7,9
	unterer Grenzwert TrinkwV			6,5	
Aluminium (mg/l)	unter 10 m	708	< 0,01	0,07	0,75
	10 bis 25 m	695	< 0,01	0,04	0,24
	25–50 m	493	< 0,01	0,03	0,10
	Grenzwert TrinkwV			0,2	

Tabelle 5
 Niedersachsen, Anteil der Grundwassermessstellen „Wald“ mit Versauerung (Versauerungsstufen nach Tab. 2, Daten ca. 1980 bis 2010, WAESCH & JANKOWSKY 2013)
 Lower Saxony, proportion of acidified groundwater observation wells "forest" (for levels of acidification risk, see table 2, data appr. 1980 to 2010, WAESCH & JANKOWSKY 2013)

Parameter	Wertebereich	Messstellen %	Versauerungsstufe
pH-Wert	4 bis < 5	9,7	versauert
	5 bis < 6	25,6	schwach versauert
Hydrogenkarbonat* (mg/l)	0 bis < 0,25	18,9	schwach versauert bis versauert
	0,25 bis 0,5	10,9	gefährdet
Aluminium (mg/l)	0,1 bis < 0,2	6,9	schwach versauert
	> = 0,2**	19,6	versauert

*) Hydrogenkarbonat berechnet aus Säurekapazität pH 4,3; als Alkalinität bewertet
 **) Grenzwert nach TrinkwV

Diese Wasservorkommen befinden sich in eiszeitlich geprägten, quartären bzw. tertiären Grundwasserleitern aus Sanden und Kiesen mit Mächtigkeiten zwischen 10 m und 30 m. Teilweise ist ein zweites oder drittes Grundwasserstockwerk vorhanden mit Geschiebemergel oder Geschiebelehm als Trennschichten. Als Böden überwiegen Podsole bzw. Gley-Podsole. Die Einzugsgebiete werden von Nadelwald dominiert.

Das Grundwasser aus der Senne wurde ursprünglich ohne Aufbereitung ins Netz eingespeist. Seit 1974 wurde in den Quellbächen vermehrt Ausflockung von Aluminiumhydroxid beobachtet. Die Aluminiumkonzentrationen im Rohwasser erreichten max. 7,3 mg/l bei pH-Werten unter 3,9 (LÜKEWILLE et al. 1984). Ende der siebziger Jahre traten verstärkt Ablagerungen an den Filterrohrschnitzungen und an den Pumpenschaufeln auf, die zu verkürzter Betriebsdauer und zu erhöhtem Aufwand für die Regeneration der Förderanlagen führten (BAUDISCH 1989). Als Abwehrmaßnahmen im Feld wurden durchgeführt: Kalkung der Flächen im Einzugsgebiet von Förderbrunnen, Bau von Schlitzgräben, die mit Dolomitkalk befüllt wurden, sowie von Schluckbrunnen, über die Kalkmilch infiltriert wurde (FISCHER 1992). Mitte der 1990er Jahre wurden wegen der Probleme im Grundwasserleiter drei Anlagen zur Einstellung des Kalkkohlenensäure-Gleichgewichts und eine Anlage zur Entaluminierung eingerichtet (KULACZEWSKI 2012).

Im Fuhrberger Feld fördern zwei Wasserwerke. Die Wasserschutzgebiete werden zu annähernd gleichen Teilen land- und forstwirtschaftlich genutzt, wobei alle Förderbrunnen im Wald (Kiefern) liegen. STREBEL et al. (1984) berichten von verstärkter Anlieferung von Aluminium an das oberflächennahe Grundwasser infolge der Versauerung der Waldböden. Dabei bilden sich ausgeprägte Tiefenprofile mit Konzentrationen bis max. 11,5 mg/l Al³⁺ im oberen Sickerraum aus. Die pH-Werte liegen dort regelmäßig unter 4. Bis zur Grundwasseroberfläche steigt der pH-Wert nicht über 5 an. Neuere Untersuchungen im Grundwasser unter den Waldbeständen zeigen, dass sich die Situation nicht wesentlich verändert hat (RINGE et al. 2003). Erst mit Erreichen einer tieferen Grundwasserschicht, die aus landwirtschaftlich genutzten Bereichen stammt, steigt der pH-Wert auf Grund der dort praktizierten Kalkung an. Zu einer Vermischung des Grundwassers unterschiedlicher Genese kommt es im Grundwasserleiter nicht, so dass sich die von STREBEL et al. (1984) beschriebenen Versauerungsfahnen weiterhin finden lassen. Es wird angenommen, dass die entsprechend erhöhten Aluminium-Konzentrationen zum Teil auch in den die Brunnen direkt umgebenden Waldböden entstehen und das Aluminium erst in unmittelbarer Nähe der Fassungen ausfällt (RAUE & ZANDER 2012). Im Rohwasser der Wasserwerke wurden bisher keine erhöhten Aluminium-Konzentrationen festgestellt.

Das hydraulische Einzugsgebiet des Wasserwerkes Düşorner Heide ist zu 48 % mit Nadelwald bestanden. Im oberflächennahen Grundwasser unter Wald finden sich verbreitet erhöhte Aluminiumgehalte. An drei von vier Förderbrunnen im oberen Grundwasserstockwerk liegen die Aluminiumkonzentrationen seit Beginn der 1990er Jahre über dem Trinkwassergrenzwert von 0,2 mg/l. Deshalb wurden zusätzlich zur vorhandenen Aufbereitung (Enteisenung, Entmanganung) Dolomitfilter zur Aufhärtung und Entaluminierung installiert. Außerdem sind an den Förderbrunnen seit den 1990er Jahren häufigere Regenerationen der Filter notwendig (HARTING et al. 2000).

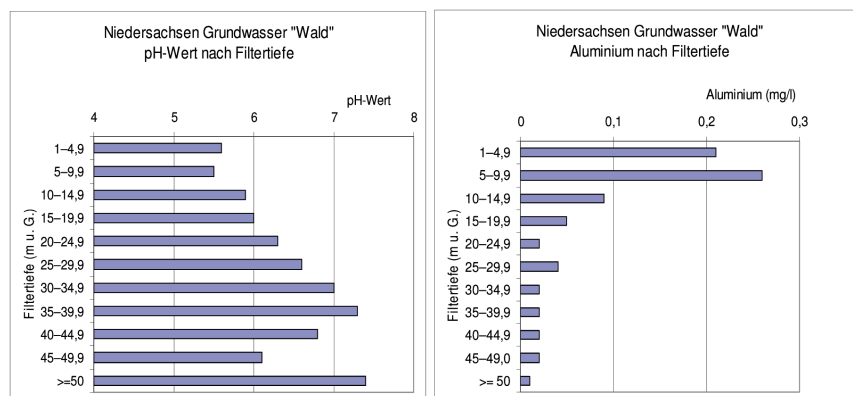


Abbildung 3
 Niedersachsen, Messstellen „Wald“, pH-Wert (links) und Aluminiumkonzentration (rechts) in Bezug zur Tiefe der Filteroberkante
 Lower Saxony, groundwater observation wells "forest", pH value (left) and aluminium concentration (right) versus filter depth

Die Schutzzone II des Wasserwerkes Wingst liegt in einer mit Nadelwald bestandenem Stauchendmoräne. Dort wurden Anfang der 1980er Jahre starke Waldschäden infolge hoher Deposition von Stickstoff- und

Tabelle 6
 Wasserwerk Wingst, arithmetische Mittel von pH-Wert, Aluminiumkonzentration und Alkalinität im Sicker- und Grundwasser (Standort PB 30, Schutzzone II von 21 Förderbrunnen, Messperiode 1996–1999) (aus WALTHER & HARTING 2009)
Water works Wingst, pH value, aluminium concentration and alkalinity in seepage and groundwater (borehole PB 30, protection area II of 21 wells, period 1996–1999) (from WALTHER & HARTING 2009)

Tiefe (m u GOK)	pH-Wert	Aluminium (mg/l)	Alkalinität (mmol _l /l)
Sickerwasser 1 m	4,3	4,5	- 0,67
Sickerwasser 5 m	4,3	10,3	- 1,30
Grundwasser 32 m	6,6	0,03	+ 0,21
Grundwasser 43 m	7,9	0,07	+ 1,76

Schwefelkomponenten festgestellt. Im Rahmen einer Fallstudie wurde nachgewiesen, dass die Versauerungsfront an den untersuchten Bohrungen 11 bis 27 m Tiefe unter Gelände erreicht hat (WALTHER et al. 2000). Die Unterschiede werden auf wechselhafte Puffereigenschaften der miteinander verzahnten Lockersedimente (Zungen von Geschiebemergel, Sande, Kiese) zurückgeführt. In der ungesättigten Zone (1 m und 5 m unter Gelände) zeigt das Sickerwasser hohe Aluminiumkonzentrationen und eine sehr niedrige Alkalinität (Tab. 6). Unterhalb der Versauerungsfront, hier im Grundwasser in 32 und 43 m Tiefe, steigen die pH-Werte auf 6,6 bis 7,9. Dabei fallen die Aluminiumgehalte extrem und die Alkalinität erreicht positive Werte (CRAMER et al. 2000).

Ein Förderbrunnen musste seit 1990 regeneriert, letztlich im Jahr 2009 wegen starker Verkrustung des Filters stillgelegt werden (WARNKE 2012). Die Rohwasserentnahme wird bei den übrigen 20 Brunnen noch nicht durch die Versauerung berührt. Bei weiterer Tiefenwanderung der Front ist auch der bisher unversauerte Bereich des Trinkwasservorkommens gefährdet. Anhand von Kernbohrmaterial konnte die Verlagerungsgeschwindigkeit der Versauerungsfront mit 38 Jahren pro Meter abgeschätzt werden (bei Annahme unveränderter Säuredepositions- und Grundwasserneubildungsraten).

Die Versauerung des oberflächennahen Grundwassers hat sich gegenüber den ersten Beobachtungen bei den zuvor beschriebenen vier Wasservorkommen nicht wesentlich verringert (Senne: KULACZEWSKI 2012, Fuhrberger Feld: RAUE & ZANDER 2012, Düşhorner Heide: HARTING et al. 2000, Wingst: WARNKE 2012). Technische Gegenmaßnahmen, wie Regeneration von Brunnenfiltern und Pumpen bzw. besondere Schritte zur Wasseraufbereitung, werden soweit notwendig unvermindert weiter geführt. In allen vier Gewinnungsgebieten wird langfristiger Waldumbau (Nadelwald zu Mischwald oder Laubwald) durchgeführt, soweit die betreffen-

den Grundeigentümer zustimmen. Dadurch soll die Deposition von Säurebildnern vermindert werden (s. Kap. 7.2). Im Bereich des Fuhrberger Feldes wurden seit 1994 die Waldflächen (2.000 ha), die die Brunnen umgeben, drei mal gekalkt, ohne dass es zur Mobilisierung von Nitrat kam. In den übrigen drei Gebieten wurde die Kalkung der Waldböden wegen der möglichen verstärkten Mobilisierung der Stickstoffvorräte (mit der Folge erhöhten Nitrat- und Säureaustrags) vermieden. Von keinem der Wasserversorger wurden gesondert Kosten für Maßnahmen ermittelt, die allein infolge der Versauerung notwendig wurden.

5 Grundwasser im Festgestein des Berglandes

Weite Bereiche des Berglands sind von kalkfreien und kalkarmen, versauerungsempfindlichen Gesteinen (Granite, Gneise, Schiefer, Sandsteine) und ihren Verwitterungsdecken aufgebaut. Zum Teil hohe Niederschläge und großflächige Bewaldung begünstigen den Eintrag von fernverfrachteten, luftbürtigen Schadstoffen. Das Versauerungsgeschehen wird verbreitet von kleinräumig variierenden Bodeneigenschaften und hydrologischen Gegebenheiten beeinflusst. Vielfach werden Quellen zur Trinkwassergewinnung genutzt. Außer in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein sind in allen Flächenländern versauerungsempfindliche Festgesteinsareale anzutreffen.

5.1 Gebiete mit Festgestein im Überblick

Das Grundwasser der versauerungsempfindlichen Festgesteins-einheiten zeigte in den 1980er bis 1990er Jahren verbreitet Versauerungstendenzen (Tab. 7). Die niedrigsten pH-Werte (10 % aller Messstellen mit pH max. 5,4) finden sich im Grundwasser der sauren Magmatite und Metamorphite (vorwiegend Granite und Gneise), zumal diese in Gebieten mit hoher Säuredeposition verbreitet sind. Auffällig hohe Aluminiumgehalte weist das Grundwasser in den paläozoischen Sedimentgesteinen auf.

Tabelle 7
 pH-Wert und Aluminiumgehalt im Grundwasser versauerungsempfindlicher Festgesteine (nach KUNKEL et al. 2004, Daten überwiegend aus 1980er bis 1990er Jahren)
pH value and aluminium concentration in groundwater of acid-sensitive solid bedrock (after KUNKEL et al. 2004, data mainly from 1980ies to 1990ies)

Parameter	Grundwasserleiter	Anzahl Messstellen	10 %	50 % (Median)	90 %
pH-Wert	saure Magmatite, Metamorphite	801	5,4	6,0	7,0
	paläozoische Sedimente	990	5,9	7,0	7,5
	Buntsandstein	1.630	5,7	6,7	7,5
	unterer Grenzwert TrinkwV		6,5		
Aluminium (mg/l)	saure Magmatite, Metamorphite	653	< 0,01	< 0,01	0,05
	paläozoische Sedimente	869	< 0,01	0,01	0,24
	Buntsandstein	1.376	< 0,01	0,01	0,06
	Grenzwert TrinkwV		0,2		

5.2 Situation in einzelnen Bundesländern

In *Baden-Württemberg* gelten etwa 20 % der Landesfläche als sensitiv für Gewässerversauerung (LUBW 2010). Im Jahr 2007 wiesen 7,8 % aller Grundwasser- und Quellenmessstellen einen pH-Wert von unter 6,5 auf. Bei etwa jeder fünften Gemeinde im Schwarzwald und jeder zehnten Gemeinde im Odenwald besteht Verdacht auf anthropogene Versauerung der oberflächennah gespeisten Trinkwasserquellen. Im Gebiet der Kleinen Kinzig (Buntsandstein, Hangschutt) lagen die pH-Werte untersuchter Quellen im Zeitraum 2005–2007 bei 5,6–6,6. Das ist um 0,1 bis 0,6 Einheiten höher als im Messzeitraum 1994–1996.

In *Sachsen* zeugen pH-Werte bis unter 4,5 von bereichsweise drastischer Grundwasserversauerung (SLUG 2007). Sehr niedrige Werte treten in Sanden, Sandsteinen und sauren Magmatiten auf. Entsprechend niedrig sind die in der Bodenzustandserhebung (BZE) ermittelten pH-Werte der Waldböden. Während sich diese zwischen 1990 (BZE I) und 2007 (BZE II) leicht erholten, nahmen die Basensättigungen vor allem in tieferen Bodenhorizonten weiter ab (HEINTZE & ANDREA 2011).

Bayern besteht zu etwa einem Viertel aus besonders versauerungsempfindlichen Gebieten. Hier war das Grundwasser im Jahr 1989 an 14 % (Kristallingebiete) bzw. 5 % (Buntsandsteingebiete) aller untersuchten Grundwassermessstellen (überwiegend Quellen der Wasserversorgung) stark versauert. Nach 20 Jahren hat sich die Versauerungssituation, gemessen am pH-Wert, erheblich verbessert (Tab. 8). Es ist anzunehmen, dass an den Quellenmessstellen die Säureentlastung der oberflächennahen Sickerwege wesentlich mitgewirkt hat. Tiefes, unversauertes Grundwasser ist nur an einigen Trinkwasserbrunnen im klüftigen Buntsandstein erschlossen.

Im Untersuchungsgebiet Lehstenbach (Fichtelgebirge, Granit) wird langfristig beobachtet, wie das Signal abnehmender Säurebelastung von oben nach unten durch den Sickerraum wandert (Abb. 4). Das anfangs am stärksten versauerte Sickerwasser (0,5 m Messtiefe) wird am stärksten entlastet. Die Grundwassergefährdung bzw. -belastung durch Säurezufuhr aus dem tieferen Sickerraum bleibt aber noch wirksam. Im Lehstenbach-Gebiet liegt die Versauerungsfront 2 bis 4 m, max. auch mehr als 10 m unter Gelände. Ihre weitere Tiefenwanderung wird mit 50 bis 200 Jahren pro Meter angenommen (BITTERSOHL et al. 1997). Ende der 1990er Jahre waren in den tiefgründigen Verwitterungsbildungen 3.300 kg/ha remobilisierbarer Sulfat-Schwefel gespeichert (ALEWELL et al. 2001). PRECHTEL et al. (2001) prognostizieren, dass die Sulfatausträge infolge Remobilisierung noch mehrere Jahrzehnte erhöht sein werden und entsprechend die Regeneration des Grund- und Bachwassers verzögern.

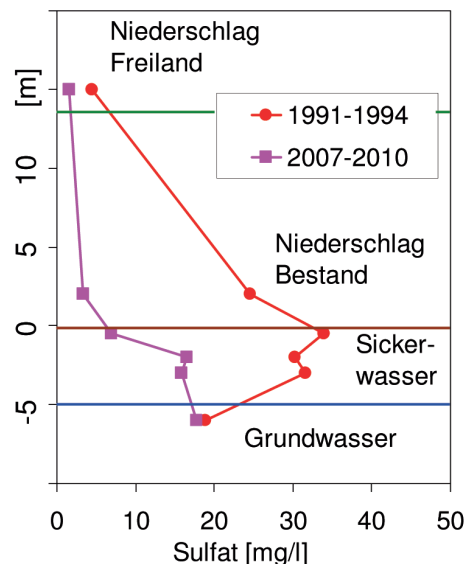


Abbildung 4
Hydrologisches Messgebiet Lehstenbach/Fichtelgebirge, Messfläche 01: Zeitliche Entwicklung der Sulfatkonzentration in Niederschlag, Sickerwasser und Grundwasser (BLFU 2010)
Hydrological research area Lehstenbach/Fichtelgebirge, site 01: temporal development of sulphate concentration in precipitation, seepage water and groundwater (BLFU 2010)

5.3 Probleme der Wasserversorgung

Die Wasserversorgung im Bergland bzw. Mittelgebirge stand vor allem dort vor großen Herausforderungen, wo sie durch kleinräumige, dezentrale Versorgungsstrukturen in Verbindung mit versauerungsempfindlichen, oberflächennahen Grundwassererkommen geprägt ist. U.a. in Bayern und Baden-Württemberg bestanden bis in die 1980er Jahre oft sehr einfache, zum Teil auch ungenügend gewartete Anlagen zur Rohwasserentsäuerung (BARUFKE 1995, BITTERSOHL et al. 1997, RÖDER et al. 1984). Zudem besaßen tausende von Eigenwasserversorgern keine Aufbereitungstechnik. Mit zunehmender Versauerung des Rohwassers nahmen die Probleme zu bei

- Einhaltung der Trinkwassergrenzwerte bezüglich pH-Wert und Metallen (Aluminium, Mangan, Eisen, auch Kupfer aus Hausinstallationen),
- Filterbetrieb und Beseitigung von Filterschlammern,
- Sanierung korrodierter Wassergewinnungs- und Verteilersysteme,
- technischen Kenntnissen und Ressourcen für eine situationsangepasste Sanierung und Modernisierung.

Tabelle 8
Versauerung des Grund- und Quellwassers in den sensitiven Grundwasserleitern von Bayern, Daten 1989 (BITTERSOHL et al. 1997): Versauerungsstufe nach kombiniertem Bewertungsschlüssel; Daten 2007–2009 (BLFU 2011): Versauerungsstufe nach pH-Wert
Development of acidification of groundwater and spring water in sensitive aquifers of Bavaria, data 1989 (BITTERSOHL et al. 1997): acidification level according to combined valuation; data 2007–2009 (BLFU 2011): acidification level according to pH value

Grundwasserleiter	Messjahr	stark versauert (%)	schwach versauert (%)	zum Teil gefährdet (%)	Anzahl Messstellen
Kristallingesteine	1989	14	69	17	288
	2007–2009	4	21	75	57
Buntsandstein	1989	5	85	10	59
	2007–2009	0	22	78	30

Nach eingehenden Untersuchungen in den betroffenen Bundesländern wurden seit den 1980er Jahren verschiedene Maßnahmen eingeleitet. Für Bayern sind beispielhaft zu nennen:

- Erprobung und gezielte Beratung bei Aufbereitungstechnik, Anlagenwartung, Netzsanierung, Hausanschlüssen, Betriebsmanagement,
- Auflassung zahlreicher nicht sanierungsfähiger Kleinanlagen,
- Bildung von Versorgungsgemeinschaften, Anbindung an Fernwasserversorgung.

Die Wasserversorgung Kirchenlamitz (Fichtelgebirge) wird hier beispielhaft für die Problemlagen vieler kleiner, ortsnaher Trinkwassergewinnungen vorgestellt. Über lange Zeit wurde das Rohwasser aus mehreren Quellengruppen im verwitterten Granit gewonnen (MÜLLER 2012). Die Rohwasserentsäuerung erfolgte anfangs ungesteuert (keine Zulaufregulierung, Jurakalk-Filter ohne Rückspülung, händische Filteräumung und -nachfüllung). Ausgelöst durch die zunehmende Versauerung des Rohwassers (s. Abb. 5: pH-Minimum 4,9 im Jahr 1993) wurden in den 1990er Jahren eine moderne Wasseraufbereitungsanlage installiert und

Teile des Rohrnetzes erneuert. Auffärtung und Entaluminierung des Rohwassers erfolgen seitdem in einer zweisäuligen Jurakalk-Filteranlage mit Rückspültechnik.

Zur weiteren Verbesserung der Gewinnungssituation konnte über eine Tiefbohrung im klüftigen Granit Grundwasser mit einer genehmigten Entnahme von 5 l/s erschlossen werden. Trotz einer Entnahmetiefe von 70 m ist das Vorkommen versauert. In Abhängigkeit von Fördermenge und Grundwasserneubildungsrate schwanken die pH-Werte von 4,7 bis 5,8 und die Aluminiumgehalte von 0,19 bis 0,40 mg/l. Durch den Tiefbrunnen wurde die ortsnahe Wasserversorgung langfristig gesichert. Ein erhöhter technischer Aufwand infolge der versauerungsbedingten Belastungen ist jedoch weiterhin erforderlich. Die Mehrkosten hierfür wurden nicht quantifiziert (MÜLLER 2012).

6 Oberirdische Gewässer

Im norddeutschen Tiefland sind oberirdische Gewässer nur vereinzelt von Versauerung betroffen, da in den meist großen Einzugsgebieten die neutralisierenden Einflüsse aus Landwirtschaft, Abwassereinleitungen und den im Untergrund noch pufferfähigen Substraten überwiegen. Eine Besonderheit ist die nicht depositionsbedingte Gewässerversauerung in Folge des Braunkohletagebaus. Sie ist u.a. in NIXDORF et al. (2000) und GRÜNEWALD (2012) umfangreich dargestellt.

6.1 Bäche der Mittelgebirge

Im Bergland sind überwiegend die quellnahen Bachabschnitte und einzelne hochgelegene Kleinseen versauert. Vielfältige lokale Einflüsse wie die Höhe der Säuredeposition, die Versauerungsempfindlichkeit der Böden, die Lage der Versauerungsfront, die Säurespeicherung im Untergrund und die Ausprägung der Abflusskomponenten (s. Kap. 4) bestimmen den Versauerungsgrad der oberirdischen Gewässer sowie dessen Reversibilität.

Ein Beispiel für stark saure Verhältnisse ist die Messstelle Gräfenbach/Hunsrück. Sie liegt im Bereich der sehr pufferschwachen quarziti-schen Formationen des zentralen Hunsrück. Trotz kräftigen Anstiegs der pH-Werte und Halbierung der Sulfatgehalte ist der Gräfenbach immer noch als stark versauert einzustufen (Abb. 6, unten). Versauerungsschübe erreichten bis Ende der 1990er Jahre pH-Werte unter 4,0, danach pH-Werte um 4,5. Für das bis 2003 untersuchte Makrozoobenthos wurde nahezu durchgängig die schlechteste Säurezustandsklasse 5 indiziert.

Andererseits wird an vielen schwach versauerten Bächen wie der Langen Bramke/Harz in Trockenzeiten (Basisabfluss) eine nahezu unbelastete Wasserqualität bzw. ein natürlicherweise schwach saurer Charakter erreicht (Abb. 6, oben). Versauerungsschübe treten nur noch abgeschwächt auf, was sich auf die

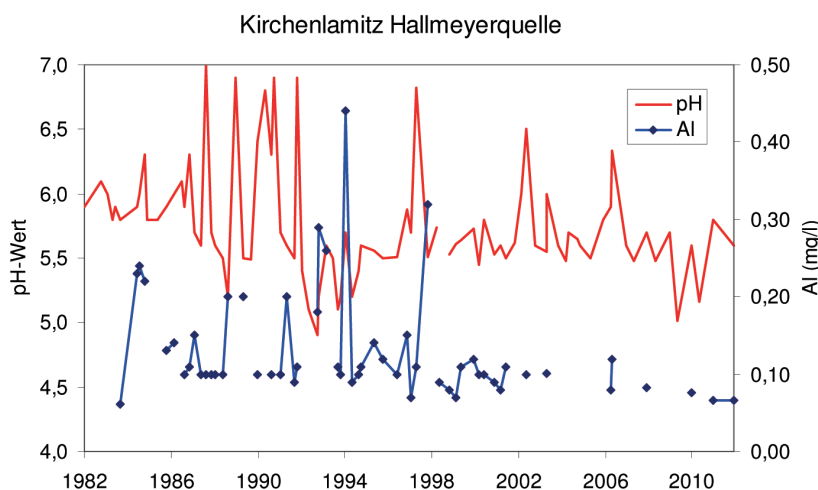


Abbildung 5

Wasserversorgung Kirchenlamitz (Fichtelgebirge), pH-Wert und Aluminiumgehalte im Rohwasser einer Trinkwasser-Quelle
Water supply Kirchenlamitz (Fichtelgebirge), pH value and aluminium concentration in raw water of a drinking water spring

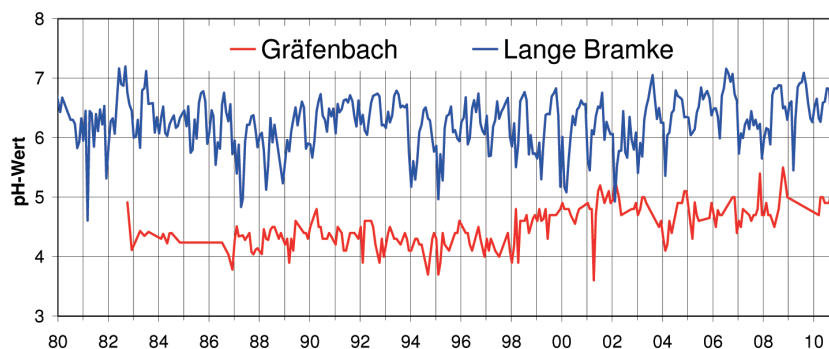


Abbildung 6

pH-Wert Gräfenbach (Hunsrück) 1983–2010 und Lange Bramke (Harz) 1980–2010 (BLFU 2013)
pH value Gräfenbach (Hunsrück) 1983–2010 and Lange Bramke (Harz Mountains) 1980–2010 (BLFU 2013)

Tabelle 9

Anteil Bäche mit signifikant negativen oder positiven Trends (Abnahme/Zunahme Stoffkonzentration, Abnahme/Zunahme pH-Wert) (SUCKER et al. 2011)
Proportion of brooks with significantly negative or positive trends (SUCKER et al. 2011)

Parameter	SO ₄	pH	Ca	Mg	Al	Mn	NO ₃
Trend negativ (%)	89	6	61	46	61	71	53
Trend positiv (%)	0	67	14	16	11	4	27
Anzahl Bäche	70	78	69	69	61	52	77

Gewässerorganismen positiv auswirkt. So entwickelte sich das Makrozoobenthos an der Langen Bramke von Klasse 5 (permanent sauer) nach Klasse 2 (episodisch schwach sauer), wobei die Gesamt-Artenzahl deutlich anstieg (SCHAUMBURG et al. 2010). Der Zusammenhang von Versauerungsentwicklung und Fischpopulation ist wegen des erheblichen Beobachtungsaufwandes, vielfacher sonstiger Umwelteinflüsse und unklarer historischer Konstellationen schwierig zu fassen. Im Schwarzwald und Odenwald hat sich die Wasserqualität versauerter Bäche so weit verbessert, dass sich Bestandesdichte und Altersstruktur der Fischbestände erholen konnten (LUBW 2010, RATHKENS 2003). Soweit besonders im Frühjahr noch Versauerungsepisoden auftreten, können sie die Reproduktion von Bachforellen beeinträchtigen und die Population instabil halten. Andernorts noch anzutreffende, stark versauerte Bäche (z.B. im Fichtelgebirge, Erzgebirge) bleiben anhaltend besiedelungsfeindlich.

In den meisten Bächen gingen die Sulfat-Konzentrationen deutlich zurück. Aber durch die Remobilisierung des noch im Sickerraum gespeicherten Schwefels übersteigen die Sulfat-Austräge die abnehmenden atmosphärischen Einträge zunehmend (ALEWELL et al. 2000). Dieser für etliche Mittelgebirgsbäche nachgewiesene Prozess verzögert ihre Regeneration erheblich (PRECHTEL et al. 2001).

Nach Trenduntersuchungen für 79 Mittelgebirgsbäche in Deutschland setzte die Regeneration Mitte der 1980er Jahre ein (SUCKER et al. 2011). Die meisten signifikanten Konzentrationsabnahmen wurden für Sulfat festgestellt (Tab. 9). Die zeitlichen Trends sind für Nitrat am wenigsten eindeutig, was auf die unterschiedlichen Einflüsse von Deposition, mikrobiellen Prozessen und Waldbewirtschaftung (einschließlich Kalkung) zurückzuführen ist.

6.2 Versauerung von Kleinseen der Mittelgebirge

In Mitteleuropa sind hoch gelegene Kleinseen der bewaldeten Mittelgebirge von Versauerung betroffen. Sie erhalten von

Quellbächen, teils auch von Hangabflüssen und randlichen Grundwasserzutritten ihre Stoffzufuhr. An Sedimentprofilen wurden Industrie bedingte Säureinträge seit dem 19. Jahrhundert nachgewiesen (STEINBERG et al. 1984). Generell wurden an versauerten Kleinseen und Mittelgebirgsbächen vergleichbare Erholungsprozesse beobachtet. Im Bayerisch-Böhmischen Wald wurden im Spätsommer 1999 einige Kleinseen und ihre Zuläufe als biologisch permanent versauert eingestuft, obwohl langjährige hydrochemische Untersuchungen bereits eine deutliche Regeneration nachweisen konnten (SCHAUMBURG et al. 2000). In den Seekörpern lagen die pH-Werte höher als in den Zuläufen (Stichprobe 1999), blieben aber unter pH 6,0 (VRBA et al. 2000). Die oberste Wasserschicht ist meist deutlich saurer als der Tiefenbereich (Tab. 10). Soweit die Kleinseen des Bayerisch-Böhmischen Waldes einen (natürlichen oder künstlichen) Fischbestand hatten, ist dieser dem Versauerungsdruck ab den 1950er Jahren zum Opfer gefallen. An versauerten Kleinseen des Schwarzwaldes zeigten die Amphibienpopulationen im Verlauf der Regeneration eine deutliche Verringerung der Schädigungsraten von Eiern und Larven sowie eine Erhöhung der Bestandesdichten (BÖHMER 2002).

7 Zur Wirksamkeit von Gegenmaßnahmen in der Fläche

7.1 Emissionsminderung

Infolge nachlassender Säureinträge seit den 1990er Jahren entwickeln sich die versauerten Böden und Gewässer größtenteils positiv. Andererseits ist fast die Hälfte der sensitiven Gesamtfläche in Deutschland noch nicht hinreichend vor Versauerungsschäden geschützt. In Bezug auf Schwefel gelang die Emissionsminderung sehr gut. Dagegen bildet die potenzielle Versauerungswirkung des deponierten Stickstoffs ein anhaltendes Risiko und erfordert eine weitere Reduzierung der Emissionen, insbesondere in den Bereichen Kfz-Verkehr, Schiffsverkehr und Landwirtschaft. Besonders dringlich ist eine noch stärkere Reduzierung der Emissionen von reduziertem Stickstoff (Am-

Tabelle 10

Kleinseen im Bayerisch-Böhmischen Wald, hydrochemischer Zustand im Spätsommer 1999 (aus VRBA et al. 2000)
Small lakes in the Bavarian-Bohemian Forest, hydrochemical state in late summer 1999 (after VRBA et al. 2000)

See	Tiefe	DO	pH	ANC	DOC	SO ₄	Al (ion.)
	m	mg/l		µmol/l	mg/l	mg/l	mg/l
Cerne Lake (Schwarzer See)	0,5	8,75	4,78	-23	2,25	4,06	0,27
	37	5,70	4,97	-9	1,24	4,16	0,18
Plesne Lake (Plöckenstein-See)	0,5	9,17	5,17	-2	2,77	4,56	0,06
	17,3	0,46	5,84	70	5,58	4,15	0,01
Rachelsee	0,5	8,20	4,97	-20	0,91	3,00	0,10
	12,5	0,10	5,93	151	3,21	2,02	0,03
Kleiner Arbersee	0,5	8,26	5,51	-1	2,95	3,08	0,03
	8	0,54	5,48	30	2,45	3,09	0,01

DO: gelöster Sauerstoff, ANC: Säureneutralisierungskapazität, DOC: gelöste organische Kohlenstoffverbindungen, Al (ion): Al³⁺, Al(OH)²⁺, Al(OH)₂⁺

moniak, Ammonium) in den Regionen mit intensiver Viehhaltung.

7.2 Forstliche Maßnahmen

Forstliche Maßnahmen können die Struktur der Waldbestände und der Waldböden sowie deren Säure-Base-Status verändern und damit auf Versauerungsprozesse einwirken bzw. deren Reversibilität begünstigen.

Stabile Waldstrukturen mindern das Risiko von Waldschäden und damit plötzliche Säurefreisetzungen, wie sie beispielweise im Bayerischen Wald aufgrund von Borkenkäferschäden mit nachfolgender Nitratmobilisierung aufgetreten sind (ZIMMERMANN et al. 2000). Hohe Stickstoffeinträge bewirken eine zunehmende „Stickstoffsättigung“ vieler Waldökosysteme mit der Gefahr erhöhter Nitratauswaschung und damit induzierter Versauerung. Dementsprechend muss das Stickstoffspeichervermögen der Böden, z.B. durch die Einbringung von tiefwurzelnden Baumarten, erhalten bzw. gesteigert und das Nitrataustragsrisiko vermindert werden. Gleichzeitig muss aber insbesondere auch vermieden werden, dass evtl. vorhandene Rohhumusaufgaben durch Bodenverletzung oder starke Erwärmung (z.B. großflächige Kahlschläge) zu schnell mineralisiert werden und Stickstoff freigesetzt wird. Nach Kahllagen infolge von Holznutzung oder Waldschäden begünstigt eine zügig aufkommende Bodenvegetation und Wiederbestockung den Verbleib mobilisierten Stickstoffs im Ökosystem.

Die Struktur von Wäldern (Rauigkeit, Oberfläche) bestimmt die Abscheidung von deponierten Luftschadstoffen. Dementsprechend treten in hohen, dichten Waldbeständen die höchsten Depositionsraten auf (MOHR et al. 2005). Dies gilt insbesondere für Nadelbaumarten, die auch während der Vegetationsruhe eine große Oberfläche aufweisen. Die forstliche Steuerung der Deposition über Baumartenwahl und Bestandesbehandlung ist allerdings nur eingeschränkt als Option anzusehen, da dies nur eine Verlagerung der Luftschadstoffe an andere Orte bewirkt.

Durch die Entnahme von Biomasse (Holzernte) wird ein Überschuss an Alkalinität dem Ökosystem entzogen und damit Versauerung induziert (ULRICH 1994). Insbesondere die Entnahme von nährstoffreichen Biomassekompartimenten wie Nadeln oder Reisig hat eine starke Versauerungswirkung. Daher sollte angesichts des zunehmenden Bedarfs an Biomasse aus Wäldern für energetische Nutzungen auch der Aspekt einer zusätzlichen Versauerungswirkung geprüft werden bzw. Alkalinität in Form der Holzasche zurückgeführt werden. Es sollte nur Rostasche von unbehandeltem Holz verwendet werden. Die stark alkalische Holzasche muss vor der Ausbringung durch Karbonatisierung bzw. Mischung mit Kalk oder organischem Material neutralisiert werden (ETTL et al. 2010, ZIMMERMANN et al. 2010).

Forstliche Kalkungen versauerter Waldböden erfolgen meist mit 2 bis 6 Tonnen pro Hektar und werden zum Teil mehrjährlich wiederholt. Sie werden mit unterschiedlicher Intensität in allen Bundesländern durchgeführt. Seit den 1980er Jahren wurden in Deutschland 3,3 Mio ha Wald gekalkt, von denen mehr als 50 % auf Rheinland-Pfalz, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen entfallen (JACOB et al. 2013). Eine direkte Wirkung auf die Grundwasserqualität ist wegen der geringen Tiefenwirkung von Kalkungen nur langfristig möglich (MEESENBURG et al. 2001). Unter günstigen Umständen, d.h. Anschluss der oberflächen-

nahen Fließwege an die kalkbeeinflussten Bodenhorizonte, werden aber auch entsauernde Wirkungen in Bächen beobachtet (SUCKER et al. 2009). Kalkungen können zu einer erhöhten Mobilisierung von Stickstoff führen, wenn beispielsweise Humusaufgaben verstärkt mineralisiert werden (KREUTZER 1995). Standorte, bei denen eine verstärkte Nitratauswaschung zu erwarten ist, sollten daher von Kalkungen ausgespart werden. Sicherheitshalber wird in Trinkwasser-Einzugsgebieten und auf Gewässerrandstreifen meist nicht gekalkt.

Moore und Nassböden sind im Bergland vor allem in Quellbereichen und Senken der Einzugsgebiete anzutreffen. Sie wirken vielfach reduzierend auf oxidierten Schwefel (Sulfat) und Stickstoff (Nitrat) und somit entsauernd auf die im Kontakt stehenden Fließgewässer. Entwässerungen solcher Standorte sind dementsprechend zu vermeiden bzw. Maßnahmen zum Erhalt und zur Reaktivierung von Feuchtbiotopen zu fördern.

8 Zusammenfassung

Die anthropogene Versauerung von Böden und Gewässern durch Säuredeposition wird häufig als historisches Phänomen wahrgenommen. Sie ist jedoch ein großräumiger Umweltschaden, der über lange Zeit nachwirkt und in einigen Regionen bis heute die Qualität von Böden und Gewässern (Oberflächengewässer, Grundwasser und Quellen) beeinträchtigt. Bisherige Erkenntnisse lassen offen, ob und in welchem Umfang eine vorindustrielle Gewässerqualität wieder erreicht werden kann. Ursache der Gewässerversauerung waren hohe Emissionen von Säuren und Säurebildnern aus Industrie, Verkehr, Haushalten und Landwirtschaft, die letztlich als Säuredeposition in die besonders empfindlichen Waldgebiete gelangten. Die Gewässerversauerung äußert sich u.a. in sinkenden pH-Werten und zunehmenden Spurenmetallgehalten (besonders Aluminium), gewässerbiologisch in abnehmender biologischer Vielfalt und Zunahme einiger säureresistenter Arten. Die Trinkwasserversorgung ist technisch und finanziell stärker gefordert.

In Deutschland werden die kritischen Belastungsraten für Säuredeposition auf großer Fläche noch geringfügig bis mäßig überschritten. Einer weitergehenden Entlastung steht entgegen, dass die Stickstoffdeposition trotz Rückgang weiterhin über der Belastbarkeitsschwelle liegt. Für die Emission von Stickoxiden aus Verbrennungsprozessen wurden zumindest Teilerfolge erzielt, allerdings begrenzt durch die erhebliche Zunahme des Verkehrsaufkommens und leistungsstärkerer Motoren. Wenig Wirkung erzielten bislang die Maßnahmen zur Emissionsminderung von reduziertem Stickstoff (Ammoniak, Ammonium) im Bereich der Landwirtschaft. Diese Stoffe haben eine kürzere Verweilzeit in der Atmosphäre, weshalb sie vor allem in Regionen mit hoher Viehdichte als Nahemissionen ein anhaltendes Versauerungsrisiko für die dortigen Böden und Gewässer darstellen.

In den norddeutschen Lockergesteinen sind Sickerraum und oberflächennahes Grundwasser unter Waldgebieten zum Teil bis mehr als 10 m unter Gelände versauert. Diese tiefreichende Versauerung und hohe Verweilzeiten des Grundwassers bedingen, dass für eine Regeneration des Grundwassers mit Jahrzehnten bis Jahrhunderten gerechnet werden muss. Je nach Puffereigenschaften der im Untergrund verzahnten Sedimente kann die Versauerung örtlich und regional variieren. Von betroffenen Trinkwasserversorgern wird ein situationsangepasstes Management

durchgeführt, das versorgungstechnische und forstliche Maßnahmen umfassen kann. Erhöhte Aufwände bei der Nutzung versauerten Grund- und Quellwassers sind langfristig erforderlich.

Im Bergland sind kalkarme und kalkfreie, somit versauerungsempfindliche Böden und Gesteine vorherrschend. Hier wird das oberflächennahe Grund- und Quellwasser von den oft kleinräumig wechselnden, dynamischen Einflüssen aus dem versauerten Sickerraum geprägt (Versauerungsfront meist 1–5 m unter Gelände). Der Versauerungsgrad des Grund- und Quellwassers hat infolge der verringerten Säureeinträge deutlich abgenommen, am stärksten in ehemals hoch belasteten Gebieten. Kritisch bleibt die Situation für Grundwasservorkommen mit mächtigen versauerten Deckschichten, aus denen weiterhin gespeicherte Säurevorräte nachgeliefert werden. Viele, oft quellengestützte Klein- und Kleinstwasserversorgungen waren der zunehmenden Versauerung des Rohwassers nicht gewachsen. Daraufhin wurden seit den 1980er Jahren Anlagen aufgelassen oder modernisiert, Zusammenschlüsse organisiert und die Beratung seitens der Fachbehörden intensiviert. Die durch Grund- und Quellwasserversauerung einmalig bzw. langfristig erhöhten Aufwendungen sind nicht gesondert ausgewiesen.

Der Rückgang der Säuredeposition bewirkte in den meisten versauerten Fließgewässern einen Trend zur Erholung (Anstieg von pH-Wert und Alkalinität, Abnahme der Aluminiumgehalte, Wiederbesiedelung durch säuresensible Arten). Ursprünglich stark versauerte Fließgewässer verbesserten sich am meisten, bleiben aber noch am stärksten belastet. Die früher besonders häufige episodische Versauerung ist abgeschwächt, da die Azidität von Oberflächenabfluss, Schneedeckenabfluss und lateralem Bodenabfluss deutlich abgenommen hat. Die Versauerung von Seen ist weitgehend auf hochgelegene Kleinseen der Mittelgebirge beschränkt. Ihre hydrochemische Regeneration folgt den mehr oder weniger positiven Trends in den Zuläufen. Eine Wiedererholung der Biozöosen ist zum Teil nachgewiesen.

Waldumbau in Richtung stabiler Laub- und Mischwälder mindert i.d.R. das Risiko für erhöhten Nitrat- und Säureaustag. Die Puffereigenschaften der stark versauerten Waldböden sind teilweise langfristig beeinträchtigt, und die Verluste an puffernden Basen-Kationen halten auf vielen Standorten an, wenn auch auf niedrigem Niveau. In diesem Zusammenhang ist auch die übermäßige Entnahme von nährstoffreicher Biomasse zur energetischen Nutzung (Vollbaumernte) kritisch zu prüfen. Es bleibt daher die Stabilisierung der Waldböden als Pflanzenstandort und als Transferzone für möglichst unbelastetes Wasser eine wichtige von der Forstwirtschaft zu leistende Aufgabe. Auch wenn mit Bodenschutzkalkung und Waldumbau keine unmittelbare Wirkung gegen die Gewässerversauerung erzielt werden kann, können sie ein langfristig wertvoller Beitrag zum Gewässerschutz sein. Angesichts der schwierigen Gestaltung eines effizienten Gewässerschutzes bei landwirtschaftlich genutzten Flächen bleiben Waldgebiete die bevorzugten Trinkwasserlieferanten.

Summary

The anthropogenic acidification of soils and waters by acid deposition is often regarded as a historical phenomenon. However, it proves to be an almost global environmental threat with long-term effects, in some regions seriously impairing the quality of soils and waters, i.e. surface waters, groundwater and spring

water. Present findings leave unclear whether and to which extent it will be possible to achieve pre-industrial water quality in future. Water acidification has been caused by high emissions of acids and acid precursors from industry, traffic, households and agriculture, which are deposited in vulnerable forested regions. Typical indications of water acidification are decreased pH values and rising concentrations of trace metals, especially aluminium. Acidified surface waters usually show reduced biological diversity and increased abundance of few acid resisting species. The abstraction of drinking water from acidified sources often causes higher costs and increased technical efforts.

Critical loads for acid deposition are still being slightly exceeded in large regions of Germany. A further reduction is being hampered by ongoing high emissions of nitrogen compounds. The desired reduction of emissions of nitrogen oxides is only partly successful due to a considerable increase in traffic volume as well as more powerful motor vehicles. Measures to reduce emissions of ammonia and ammonium produced rather small effects. These nitrogen species are predominantly transported over short distances. Especially in regions of intensive animal husbandry a continuous risk for soil and water acidification will persist.

Depending on the buffering characteristics, the seepage zone below forests in north German glacial and periglacial sediments is partly acidified to a depth of more than 10 m resulting in an acidification of the upper groundwater aquifer. Groundwater may take between decades and centuries to recover from acidification owing to deep acidification fronts and high residence times of groundwater. Affected drinking water suppliers implement an adjusted management including special water treatment techniques and silvicultural measures in the recharge area. In the long term, the use of acidified groundwater and spring water causes increased efforts and costs.

In mountainous regions of Germany, acid-sensitive soils on non-calcareous bedrock predominate. Shallow groundwater is usually characterized by locally varying dynamic influences from the seepage zone with an acidification front in 1 to 5 m depth. Groundwater acidification has significantly decreased in many regions, most of all in formerly high polluted areas. The acidification state remains critical for groundwater resources with deeply acidified soils due to a long-lasting remobilisation of formerly stored acids. Small water supplies using spring water often were unable to cope with the increasing acidification of raw water. Since the 1980ies, many small supply systems have therefore been abandoned, replaced, merged into regional networks, or connected to a distant water supply. In general, specific advice by the competent authorities has been intensified. Quantitative information regarding additional efforts and costs caused by groundwater acidification is unfortunately not available.

Stream water acidification is most severe in headwaters of forested mountainous catchments. Due to a reduction in the deposition of acidity, most acidified streams have experienced a recovery from acidification, i.e. increasing pH value and alkalinity, decreasing aluminium concentration, and reestablishment of acid-sensitive species. The recovery of heavily acidified streams has been most pronounced, but these water bodies continue to be highly acidified. The intensity of acid episodes has been weakened because of a decreased acidity of lateral fluxes from upper

soil horizons. The acidification of lakes is more or less limited to small glacial lakes in the low mountain range. Their hydrochemical regeneration follows the respective trends of the input waters. Recovery of biocenosis has partly been proved.

The establishment of resilient deciduous and mixed forests reduces the risk of an enhanced output of nitrate and acids. To some extent, the buffer characteristics of heavily acidified forest soils are considered to be irreversibly damaged. In some regions, loss of base cations is persisting, albeit at a low level. Therefore, an intensified utilisation of biomass compartments with high base cation contents for energetic use should be critically examined regarding the acid-base budget of the ecosystem. Therefore, the stabilisation of forest soils as vegetation site and transfer zone for preferably unpolluted water continues to be an important task for forest management. Even if soil liming and forest conversion have no immediate effect on water acidification, they may make a valuable contribution to the sustainable protection of water in the long run. Considering the high risk of groundwater pollution in areas with agricultural land use, forested areas nevertheless remain preferred recharge areas for drinking water.

Anschrift der Verfasser:

Dr. J. Bittersohl
Aindorferstr. 2, 80686 München
jochen.bittersohl@gmx.de

Prof. Dr.-Ing. W. Walther
Technische Universität Dresden
Institut für Grundwasserwirtschaft
01062 Dresden

privat:
Rolandstr. 1, 31137 Hildesheim

Dr. H. Meesenburg
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

Literaturverzeichnis

- ALEWELL, C., M. ARMBRUSTER, J. BITTERSÖHL, C. EVANS, H. MEESENBURG, K. MORITZ & A. PRECHTEL (2001): Are there signs of aquatic recovery after two decades of reduced acid deposition in the low mountain ranges of Germany? – *Hydrology and Earth System Sciences*, 367–378
- ALEWELL, C., B. MANDERSCHIED, H. MEESENBURG & J. BITTERSÖHL (2000): Is acidification still an ecological threat? – *Nature* 407, 856–857
- BARUFKE, K.-P. (1995): Grundwasserversauerung und atmosphärische Deposition in Baden-Württemberg. – In: Internationales Symposium Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition. – Informationsberichte des Bayer. Landesamts f. Wasserwirtschaft 3/95, 283–288
- BAUDISCH, R. (1989): Verstopfung von Brunnenfiltern und Unterwasserpumpen durch Aluminiumoxide. – *bbr* 5, 270–274
- BITTERSÖHL, J., C. KÖLLING, M. KREBS, K. MORITZ, F.-X. MÜLLER & W. v. BOHLEN (1997): Grundwasserversauerung in Bayern. – Informationsberichte des Bayerischen Landesamts für Wasserwirtschaft 1/97, München, 179 S.
- BLFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2011): Daten aus dem Landesmessnetz Grundwasserbeschaffenheit (schriftl. Mitt. J. FRIPAN)
- BLFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2010, 2013): Daten aus dem Integrierten Hydrologischen Monitoring (schriftl. Mitt. N. FOULLOIS)
- BLFU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2013): Daten aus dem Monitoringprogramm für versauerte Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE (schriftl. Mitt. A. MAETZE)
- BLUGV (Brandenburgisches Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz) (2007): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg für den Zeitraum 2001 bis 2005. – STB (Studien- und Tagungsbericht) Nr. 55
- BÖHMER, J. (2002): Untersuchungen des Säurezustandes von Stillgewässern des Schwarzwaldes und des Odenwaldes mittels Bioindikatoren (Amphibien). – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg), <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063/>, Zugriff am 20.8.2013
- BRAUKMANN, U. & R. BISS (2004): Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macro invertebrates. – *Limnologica* 34, 433–450
- BUILTJES, P., E. HENDRIKS, M. KOENEN, M. SCHAAP, S. BANZHAF, A. KERSCHBAUMER, T. GAUGER, H.-D. NAGEL, T. SCHEUSCHNER & A. SCHLUTOW (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (Modelling of Air Pollutants and Ecosystem Impact - MAPESI). – Texte Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau. 97 S.
- CORING, E. (1999): Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen. – In: von Tümpling, W. & G. Friedrich (Hrsg.): Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- CRAMER, T., W. WALTHER, A. JANKOWSKI & S. OCHMANN (2000): Die Versauerung tiefer Grundwasservorkommen, dargestellt am Beispiel der Wingst. – *Wasserwirtschaft* 2, 82–86
- DIN 4049-3 (Deutsche Industrienorm) (1994): Hydrologie – Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie
- DVGW (Deutscher Verband für Grundwasser und Wasserwirtschaft) (1993): Entsäuerung von Wasser; Grundsätze für Planung, Betrieb und Unterhaltung von Filteranlagen. – Arbeitsblatt W 214 Teil 2
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik) (1997): Erfassung der depositionsbedingten Schadstoffbelastung des Sickerwassers aus Waldstandorten – Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit. – DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 243, Bonn
- ETTL, H., W. WEIS & A. GÖTTLEIN (2010): Laborversuch zur Bewertung von Organo-Asche-Presslingen und einem Kalk-Asche-Gemisch als mögliche Produkte für eine nährstoffliche Kreislaufwirtschaft in Wäldern. – *Forstarchiv* 81, 12–20
- FISCHER, J. (1992): Gefährdung der Grundwasserqualität durch Säureeintrag in das Grundwasser und Pilotmaßnahmen zur

- Sicherung der Trinkwasserversorgung. – DVGW-Schriftenreihe Wasser 73, 91–110
- GRÜNEWALD, U. (2012): „Perspektive See“. Zum Stand der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Lausitzer Bergbaufolgeseen, Abschlussbericht Projektzeitraum 2008–2012, Cottbus; www.lmbv.de/tl_files/LMBV/Dokumente/Wassermanagement/Forschung%20zu%20Seen/Perspektive_See_Abschlussbericht2008-2012.pdf
- GRÜNEWALD, U. & D. SCHOENHEINZ (2014): Bergbaubedingte Gewässerversauerung in der Niederlausitz – Ursachen, Ausmaß und Minderungskonzepte. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 58 (5), 274–285
- HARTING, H., H. SCHMIDT, J. GOENS & M. JAGEMANN (2000): Versauerungserscheinungen in Grundwasser und Boden an Waldstandorten am Beispiel des Wasserschutzgebietes Düşorner Heide. – Bericht, unveröffentlicht, Bez.-Reg. Lüneburg, Außenstelle Verden
- HEINTZE, F. & H. ANDREAE (2011): Die zweite Bodenzustandserhebung in Sachsen – Erste Ergebnisse zur zeitlichen Veränderung des chemischen Bodenzustandes zwischen 1992/93 und 2006/08. – *Freiburger Forstl. Forschung* 88, 33–41
- ICP FORESTS (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. – UNECE, Hamburg; www.icp-forests.org/Manual.htm
- JACOB, F., H. ANDREAE & D.-R. EISENHAEUER (2013): Bundesweites Fachkolloquium zur Bodenschutzkalkung in Dresden. – *AFZ-DerWald* 13, 4–8
- JANKOWSKI, A., H. SCHÜLTEN, J. HÖLSCHER, W. WALTHER, T. CRAMER, F. REINSTORF, K. HEBLACK, H. MEESENBERG, K.J. MEIWES, J. BÖTTCHER, U. MÜLLER, V. MALESSA & B. AHRENDTS (2007): Grundwasserversauerung: Methoden zur Gefährdungsabschätzung und Möglichkeiten zu Gegenmaßnahmen. – *Grundwasser* 7, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, 39 S.
- KREUTZER, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. – *Plant and Soil* 168–169, 447–470
- KULACZEWSKI, O. (2012): Stadtwerke Bielefeld (schriftl. Mitteilung)
- KUNKEL, R., H.-J. VOIGT, F. WENDLAND & S. HANNAPPEL (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. – *Umwelt* 47, Forschungszentrum Jülich
- LAWA (1998): Atmosphärische Deposition – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit. – Hrsg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
- LAWA (2003): Sickerwasser – Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Sickerwasserbeschaffenheit. – Hrsg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
- LENHARD, B. & C. STEINBERG (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. – *Informationsberichte Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft* 4
- LUBW (2010): Bericht zur Versauerung der Umwelt. – Hrsg. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, 99 S.
- LÜKEWILLE, A., H. SPÄH & U. THESING (1984): Aluminiumhydroxid – Ausflockungen in Quellbächen der Senne (Teutoburger Wald) als Folge saurer Niederschläge. – *Umweltbundesamt, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Materialien* 1/84, 106–120
- MALESSA, V. (1995): Soil acidification gradients: Mode of development, status quo and classification. – *Water, Air and Soil Pollution* 84, 303–321
- MEESENBERG, H. (1997): Untersuchungen zum Säure-Base-Status eines episodisch sauren Fließgewässers im Schwarzwald. – *Freiburger Geographische Hefte* 51, 154 S.
- MEESENBERG, H., K.J. MEIWES & P. RADEMACHER (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. – *Water, Air and Soil Pollution* 85, 611–616
- MEESENBERG, H., K.J. MEIWES, M. WAGNER & J. PRENZEL (2001): Ecosystem effects after ameliorative liming of a catchment at the Harz mountains, Germany. – In: W.J. Horst et al. (eds.): *Plant nutrition – Food security and sustainability of agroecosystems*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 914–915
- MOHR, K., S. SCHAAF, B. HORVÁTH, H. MEESENBERG & U. DÄMMGEN (2005): Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. – In: Dämmgen, U. (Hrsg): *Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt)*. – *Landbau-forschung Völknerode Sonderheft* 279, 69–94
- MÜLLER, G. (2012): Stadtwerke Kirchenlamitz (schriftl. Mitteilung)
- NIXDORF, B., M. HEMM, A. SCHLUNDT, M. KAPFER & H. KRUMBECK (2000): Braunkohlentagebaueisen in Deutschland. Gegenwärtiger Kenntnisstand über wasserwirtschaftliche Belange von Braunkohlentagebaurestlöchern. – *UBA F+E-Vorhaben FKZ 29822240*
- NRW-MUNLV (2000): Grundwasserbericht 2000 NRW. – Hrsg. Nordrhein-Westfälisches Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landschaftsschutz und Verbraucherschutz
- PRECHTEL, A., C. ALEWELL, M. ARMBRUSTER, J. BITTERSÖHL, J.M. CULLEN, C. EVANS, R. HELLIWELL, J. KOPACEK, A. MARCHETTO, E. MATZNER, H. MEESENBERG, F. MOLDAN, K. MORITZ, J. VESELY & R.F. WRIGHT (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. – *Hydrology and Earth System Sciences* 5 (3), 311–325
- RATHKENS, K. (2003): Wirkungen der Gewässerversauerung auf Fische und Amphibien. – *Medienübergreifende Umweltbeobachtung – Stand und Perspektiven*. Tagungsband zur Tagung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg vom 18. Juni 2003 in Karlsruhe. – Landesamt für Umwelt Baden-Württemberg, 95–101
- RAUE, W. & O. ZANDER (2012): Stadtwerke Hannover (schriftliche Mitteilung)

- REUSS, J.O. & D.W. JOHNSON (1985): Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. – *Journal of Environmental Quality* 14, 26–31
- RINGE, H., J. BÖTTCHER & H.M. DUIJNISVELD (2003): Einfluss von Nadel- bzw. Mischforsten auf die Qualität der Grundwasserneubildung von Sandböden. – *Horizonte. Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde* 14
- RÖDER, R., G. SCHRETZENMAYR & K. SIXT (1984): Saures, oberflächennahes Grundwasser und Oberflächenwasser als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung in Bayern. – *Umweltbundesamt, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Materialien 1/84*, 315–326
- SCHAUMBURG, J. (2000): Long-term trends in biology and chemistry of the acidified Bavarian Forest lakes. – In: *Acidified Lakes in the Bohemian/Bavarian Forest – History, Present and Future. Proceedings of the International Workshop, Ceske Budejovice, Siva Gabreta 4, Vimperk*
- SCHAUMBURG, J., A. MAETZE, R. LEHMANN, B. KIFINGER, E. CORING & S. BALTZER (2010): Konvention über den weiträumigen, grenzüberschreitenden Transport von Luftverunreinigungen. Monitoringprogramm für versauerte Gewässer durch Luftschadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der ECE, Bericht der Jahre 2007–2008. – *Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg*, 134 S.
- SH-MELULR (2012): Beobachtung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit in Schleswig-Holstein Basismessnetz 1996–2000. – Hrsg. Schleswig-Holsteinisches Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume; www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/WasserMeer/10_Grundwasser/02_Grundwasserbeschaffenheit/01_Grundwassermessnetze/01_Basismessnetz/ein_node.html#doc467288bodyText5
- SLUG (2007): Ermittlung von Beschaffenheitsmustern. Abschlussbericht der HYDOR Consult GmbH, Berlin 2005. – Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie; www.umwelt.sachsen.de/lfug
- STEINBERG, C., K. ARZET & D. KRAUSE-DELLIN (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. – *Naturwissenschaften* 71, 631–633
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER & M. RENGER (1984): Einfluß von Boden und Bodennutzung auf die Stoffanlieferung an das Grundwasser. – *Proceedings of the intern. symp. on "recent investigation in the zone of aeration (RIZA), Vol. 2*, 663–669, Munich
- SUCKER, C., H. PUHLMANN, D. ZIRLEWAGEN, K. von WILPERT & K.H. FEGER (2009): Bodenschutzkalkungen in Wäldern zur Verbesserung der Wasserqualität – Vergleichende Untersuchungen auf Einzugsgebietsebene. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 53 (4), 250–262
- SUCKER, C., K. VON WILPERT & H. PUHLMANN (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. – *Environmental Monitoring and Assessment* 174, 65–69
- TRINKWV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für die menschliche Gesundheit (Trinkwasserverordnung). – *Bundesgesetzblatt* 2001, letzte Änderung 2011
- UBA (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – Hrsg. Umweltbundesamt, Materialien 1/84
- UBA (2012): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990–2010, klassische Luftschadstoffe. – Hrsg. Umweltbundesamt; www.umweltbundesamt.de/emissionen/publikationen.htm#2012 (Zugriff 30.7.2013)
- ULRICH, B. (1994): Nutrient and acid/base budget of central European forest ecosystems. – In: Hüttermann, A. & D.L. Godbold (Hrsg.): *Effects of acid rain on forest processes*. – Wiley, New York, 1–50
- UNECE (2009): ICP Modelling and Mapping – International Co-operative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. – United Nations Economic Commission for Europe; www.unece.org/env/lrtap/WorkingGroups/wge/mapping.htm
- VRBA, J. (Hrsg.) (2000): *Acidified Lakes in the Bohemian/Bavarian Forest – History, Present and Future*. – *Proceedings of the International Workshop, Ceske Budejovice, March 21–23 2000, Siva Gabreta 4, Vimperk*
- WAESCH, T. & A. JANKOWSKI (2013): schriftliche Mitteilung, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
- WALTHER, W., T. CRAMER, K. HEBLACK & F. REINSTORF (2000): Säureinträge und Einträge von Stickstoff über den Luftpfad und deren Auswirkungen auf Boden und Grundwasser im Bereich der Wingst / Niedersachsen. – Abschlussbericht im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums, Hannover, TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft
- WALTHER, W. & H. HARTING (2009): Versauerung von Grundwasser im Lockergestein, Beispiele aus Norddeutschland. – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2, 89–94
- WARNKE, A. (2012): schriftliche Mitteilung, Wasserverband Wingst
- ZIMMERMANN, L., K. MORITZ, M. KENNEL & J. BITTERSÖHL (2000): Auswirkungen von flächigem Borkenkäferbefall auf Wassermenge und Gewässerqualität. – *Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet Große Ohe* 7, 125–136
- ZIMMERMANN, S., J. HÄSSIG & W. LANDOLT (2010): Literaturreview Holzäsche. – *Wald. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU*, 80 S.