

Kapitel 10

Versauerung und Stoffausträge aus Quelleinzugsgebieten

Volker Audorff und Carl Beierkuhnlein

1. Einführung

Versauerung wird im allgemeinen als Verlust der Alkalinität (Säureneutralisierungskapazität) verstanden (LENHART & STEINBERG 1984; UMWELTBUNDESAMT 1987), welche in der Regel mit einer Erhöhung der Hydroniumionenaktivität und daher einer Absenkung des pH-Wertes einhergeht (s.a. ZIEGLER 1992). Sie meint somit einen dynamischen Prozess (STEINBERG 1992).

Die optimistische Sichtweise der 70er Jahre zur „Filterfunktion“ von Böden (ULRICH 1972), zu „Reinluftgebieten“ oder zur Sauberkeit von Waldbächen ist durch das Auftreten von Folgen allgemeiner ökosystemarer Beanspruchungen einer kritischeren Beurteilung gewichen (ULRICH 1981). Eine neuartige Erscheinung des 20. Jahrhunderts sind großräumig wirksame Immissionsbelastungen durch zivilisatorische Einflüsse, insbesondere die Verbrennung von fossilen Brennstoffen. In der Atmosphäre führte dies zu einer Erhöhung der Konzentrationen von Schwefeldioxid und Stickoxiden (STUMM et al. 1983), was die Bildung von Schwefelsäure und Salpetersäure im Niederschlag („saurer Regen“) zur Folge hat. Demzufolge kommt es zu Veränderungen von Ökosystemen, die vor allem in einzelnen Regionen der nördlichen Hemisphäre festzustellen sind und sich besonders in Hochlagen durch ein flächiges Absterben der Waldbestände manifestieren.

2. Saure Depositionen

Der zu erwartende pH-Wert des Regenwassers bei einer Gleichgewichtseinstellung mit atmosphärischem CO₂ würde bei pH = 5,7 liegen (reines Wasser / atmosphärisches CO₂). Heute zu beobachtende pH-Werte des Regens liegen bedeutend niedriger (pH ≈ 4,3).

In Mitteleuropa sind Waldökosysteme besonders betroffen, denn der Säuregehalt des Bestandesniederschlages ist wegen der Aufkonzentrierung durch Verdunstung gegenüber dem des Freilandes weiter erhöht. KRIETER & HABERER (1985) finden pH-Werte von 3,8 unter Buche, unter Fichte sogar pH-Werte von 3,3. Im Nebel können die Säurekonzentrationen noch 10 – 100 mal höher liegen als im Regenwasser (SIGG & STUMM 1994). Außerdem erfolgt in Wäldern, anders als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, keine Pufferung der eingetragenen Säuren durch Düngemittel. Die Säurebelastung führt zur Auswaschung (Leaching) von Basen aus dem Boden sowie aus den Laubdach des Waldes.

Neben der nassen Deposition mit den Niederschlägen können Partikel, Gase und Aerosole auch direkt auf Oberflächen sorbiert werden, was als trockene Deposition bezeichnet wird. Während mit Regen und Schnee vor allem Schadstoffe aus dem Ferntransport eingetragen

werden, spiegelt die Zusammensetzung des Nebels vor allem lokale Emissionsverhältnisse wider, da Nebel zumeist in tieferen Luftschichten gebildet wird (SIGG & STUMM 1994).

Niederschlagsmenge und –beschaffenheit (Schadstoffgehalt, Nebelintensität) sowie Größe und Art der für die Deposition zur Verfügung stehende Oberfläche bestimmen hauptsächlich die Depositionsmenge. Dies begründet das Gefährdungspotential von (Nadel-) Wald-ökosystemen, insbesondere in den Hochlagen der silikatischen Mittelgebirge. Dort treffen große Niederschlagsmengen verbunden mit einer hohen Nebel- und Tauintensität mit großen depositionswirksamen Oberflächen zusammen. Die Wirkungen atmogener Säuredepositionen können überprägt werden durch die Mächtigkeit und Ausdehnung des Aquifers, den Anteil oberflächlichen und oberflächennahen Abflusses in Beziehung zum Grundwasseranteil sowie durch Form (Wald, Landwirtschaft, Straßen) und Intensität von Nutzungen im Einzugsgebiet.

Jeder Säureeintrag ins Ökosystem - ob natürlich oder anthropogen bedingt - beansprucht die Puffersysteme in Boden und Gewässer. Je nach Grad der Beanspruchung dieser Puffersysteme können verschiedene Versauerungsphasen unterschieden werden. Nach ULRICH (1983) lassen sich die Pufferbereiche folgendermaßen gliedern. Bei pH-Werten größer 6,2 ist der Kohlensäure-Carbonat-Puffer wirksam, Säuren werden durch die Auflösung von Calcium- und Magnesiumcarbonat zu Hydrogencarbonat gepuffert. In den Bereich des Silikat-Puffers (pH-Wert 5,0 bis 6,2) fallen die natürlichen Schwankungen nicht versauerter Gewässer. Es schließt sich der Austausch-Pufferbereich (pH-Wert 4,2 bis 5,0) an, in dem sich Gewässer unter langanhaltendem Einfluss des sauren Niederschlags befinden. Dort werden die adsorptiv an Tonmineralien gebundenen Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) durch Aluminiumhydroxo-Kationen verdrängt und ausgewaschen. Im Aluminium-Pufferbereich (pH-Wert 3,8 bis 4,2) werden Säuren durch Freisetzung von Al^{3+} -Ionen aus Tonmineralen und Aluminiumhydroxo-Kationen gepuffert. Die Konzentration toxischer Ionen in der Bodenlösung nimmt zu. Nach einem Übergangsbereich (Aluminium-Eisen-Puffer, pH-Werte zwischen 3,0 und 3,8) folgt der Eisen-Puffer.

Im Boden finden weitere Stoffumsetzungen statt, die die Säure-Base-Balance beeinflussen. Nitrifikation und Denitrifikation, Sulfidoxidation und Sulfatreduktion sind dabei wichtige Antagonistenpaare. Eine wichtige Rolle spielen auch Auf- und Abbau von Biomasse und die damit verbundenen Stoffaufnahme- und Abgabeprozesse. Jede Anionenaufnahme führt zur äquivalenten Erhöhung der Alkalinität (Säureneutralisierungskapazität), jede Kationenaufnahme wird mit einer Protonenfreisetzung kompensiert. Der Zusammenhang zwischen atmogenen Säureeinträgen, ökosysteminternen Prozessen sowie Boden- und Gewässer-
versauerung ist in Abbildung 10.1 schematisch dargestellt, detaillierter bei ULRICH (1986).

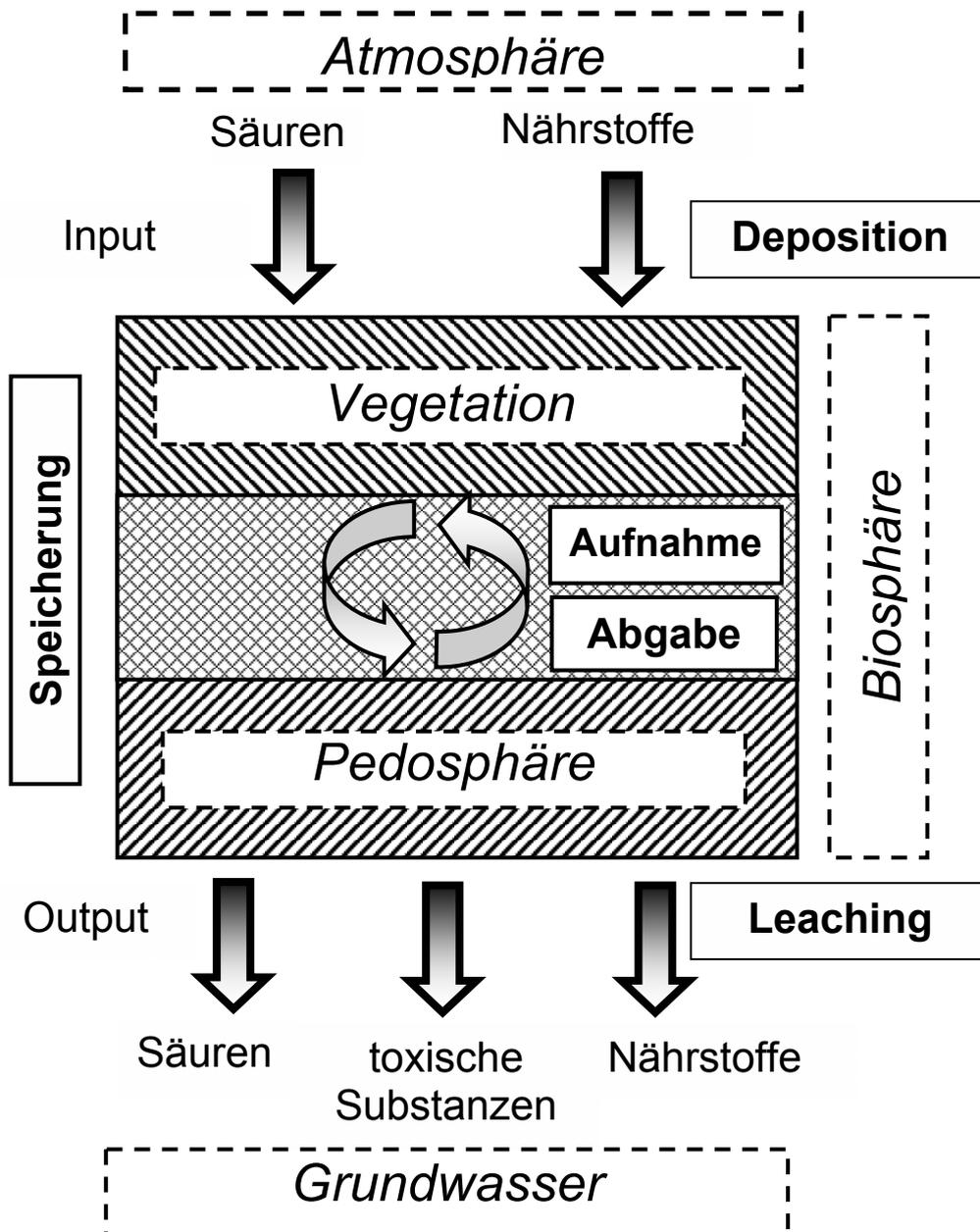


Abb. 10.1: Vereinfachtes Schema der bei der Ökosystempassage wirkenden versauerungsrelevanten Stoffflüsse, Pools und Prozesse sowie der beteiligten ökosystemaren Kompartimente

Das Niederschlagswasser nimmt im weiteren Verlauf verschiedene Wege. Ein Teil versickert über den Boden ins Grundwasser, der andere Teil fließt als Interflow ab. Während der Schneeschmelze ist auch Oberflächenabfluss möglich. Dementsprechend direkt werden die atmosphärischen Depositionen in die Gewässer verfrachtet, was auch die Säureschübe bei Schneeschmelze und Starkregenereignissen erklärt (HAMM 1995). Diese kurzfristigen Erscheinungen, die je nach Häufigkeit ihres Auftretens als episodische oder periodische Versauerung bezeichnet werden, sind vom langfristigen Versauerungsprozess durch kontinuierliche Depositionseinwirkungen nicht immer zu trennen, da sie sich überlagern.

Nordostbayern gilt durch seine geographische Lage, insbesondere durch die Nähe zur Tschechischen Republik und zur ehemaligen DDR, als besonders immissionsbelastet (z.B. HERRMANN 1984). Es ist anzunehmen, dass in den vergangenen Dekaden, bedingt durch den Einsatz stark schwefelhaltiger Braunkohlen zur Energiegewinnung in diesen Nachbargebieten, in den untersuchten Gebieten hohe Schwefeleinträge erfolgten. Als Quellen dieser Immissionen sind gleichermaßen westliche und östliche Emittenten anzusehen. Allerdings ist während der selteneren Ostwetterlagen ein intensiverer Schadstoffeintrag zu unterstellen. Immissionen aus östlichen Gebieten erfolgen wahrscheinlich vorwiegend trocken bzw. gasförmig, während die in höheren Luftschichten transportierten Schadstoffe aus dem Westen in der Regel erst durch Niederschläge ausgewaschen und auf diese Weise eingetragen werden.

Die Versauerungsgefährdung von Gebieten hängt neben der wirksamen Immissionsbelastung hauptsächlich vom Pufferungsvermögen der Böden und des Gesteins ab. Besonders gefährdet sind Gebiete, deren geologischer Aufbau von carbonatarmen bis carbonatfreien, basenarmen Gesteinen geprägt ist (ZIEGLER 1992). Um die geographische Verteilung der potentiell versauerungsgefährdeten Gebiete in Deutschland einschätzen zu können, wurden diese auf der Grundlage der Basenversorgung des Gesteins und der Böden kartiert (UMWELTBUNDESAMT 1987, LEHMANN & HAMM 1988). In Bayern wird das nord- und ostbayerische Grundgebirge mit seinen silikatischen Aushangsgesteinen als am stärksten gefährdet eingestuft, was auch mit dem tatsächlichen Zustand übereinstimmt (HAMM 1984; STEIDLE & PONGRATZ 1984; FAUTH 1984; SCHMITT et al. 1987).

Lokal läßt sich immer eine starke negative Korrelation der pH-Werte mit der Höhenlage feststellen, so auch für die Untersuchungsgebiete Frankenwald, Fichtelgebirge und Erzgebirge (BEIERKUHNEIN & DURKA 1993; BEIERKUHNEIN 1994; DURKA 1994, AUDORFF 1997, RIEDEL 1999). Die Versauerung ist vornehmlich auf die quellenahen, von Abwasser und Landwirtschaft unbelasteten und zumeist im Wald gelegenen Fließstrecken beschränkt. STEIDLE & PONGRATZ (1984) schlagen aus diesen Gründen vor, dass die Entnahmestelle für Wasserproben möglichst nahe am Quellaustritt liegen muss, um die Ursachen der Versauerung herausfinden zu können.

Die Versauerung von Gewässern zieht auch ökotoxikologische Schädwirkungen in den Lebensgemeinschaften der aquatischen Organismen nach sich. Am auffälligsten ist sicherlich der Rückgang bis hin zum Aussterben von Fischpopulationen (LEHMANN et al. 1985), jedoch erfahren alle trophischen Ebenen Veränderungen hinsichtlich Artenzahl, Abundanz und Biomasse. Eine vertiefende Zusammenfassung der limnobiologischen

Auswirkungen der Versauerung findet man bei LENHART & STEINBERG (1984) sowie bei BÖHMER & RAHMANN (1992). Demnach werden Makrophyten einerseits durch die direkte Toxizität hoher Säure- und Aluminiumkonzentrationen geschädigt (z.B. gestörtes Wurzelwachstum), andererseits indirekt durch die verringerte Konzentration an Hydrogencarbonat und durch die verschlechterte Verfügbarkeit essentieller Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+).

3. Versauerung von Waldquellen

Quellen eignen sich als sensibles Frühwarnsystem bezüglich ökosystemarer Veränderungen in Waldökosystemen, wie BEIERKUHNLEIN (1994) im Frankenwald zeigte. Mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen und korrespondierenden Wasseranalysen konnten Bioindikatoren für bestimmte hydrochemische Bedingungen erkannt werden. DURKA (1994) fand im Fichtelgebirge ebenfalls einen engen Zusammenhang zwischen Standortfaktoren und der Verbreitung bestimmter Arten der Quellflugesellschaften.

Um die zeitliche Dynamik des Versauerungsgeschehens beurteilen zu können, wurden ausgehend von dieser Situation an ausgewählten Quellstandorten in den beiden genannten Gebieten hydrochemische und vegetationskundliche Untersuchungen wiederholt (AUDORFF 1997), um festzustellen, ob und inwieweit bereits nach einer Zeitspanne von 7 Jahren Veränderungen nachweisbar sind.

Es stellt sich die Frage, ob zum heutigen Zeitpunkt im Zuge der bereits eingetretenen Verminderung der Sulfatdepositionen (KREBS & MORITZ 1995) schon eine Verbesserung bei der Situation der Gewässerversauerung eintritt. HAMM (1995) hält es für denkbar, dass die Grundwasserversauerung zwar weiter voranschreitet, sich aber bei den Oberflächengewässern wegen der kürzeren und direkteren Wege, die der Niederschlag nimmt, raschere Verbesserungen zeigen. Umgekehrt wäre es ebenso vorstellbar, dass aufgrund der anhaltend hohen Stickstoffdepositionen die Versauerung weiter fortschreitet.

Aus den von BEIERKUHNLEIN (1994) im Frankenwald und DURKA (1994) im Fichtelgebirge in den Jahren 1989 und 1990 untersuchten Waldquellen wurden 58 Versuchsstandorte aus dem gesamten damals vorgefundenen pH-Spektrum ausgewählt. Weiteres wichtiges Kriterium für die Auswahl der Quellen war deren räumliche Verteilung. So decken die erneut beprobten Quellen die größeren geschlossenen Waldflächen gut und gleichmäßig ab, auch die verschiedenen Höhenlagen und die klimatische Varianz innerhalb der Gebiete wird repräsentiert.

Zur Ermittlung hydrologischer Kenngrößen wurden zwei Probenahmezeitpunkte gewählt. Während stabiler Trockenwetterlagen, wie sie im Herbst häufig auftreten, lassen sich am ehesten Rückschlüsse auf Pufferkapazitäten tieferer Bodenschichten und des Grundwasserleiters ziehen. Um Informationen über die Systembelastung der Einzugsgebiete zu erhalten, wurde aus diesem Grund die erste Vergleichsbeprobung im September/Oktober 1996 durchgeführt. Die zweite Beprobung fand im März 1997 nach der Schneeschmelze statt, um auch limnologische Extrema in die Messungen einzubeziehen. Im Vergleichszeitraum 1989/90 wurde ebenfalls im September/Oktober und im März gemessen.

Vor Ort wurden die hydrochemischen Parameter Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Säurekapazität bis pH 4,3 (Alkalinität) ermittelt, daneben die hydrophysikalischen Parameter Wassertemperatur und Schüttungsmenge. Zur Analyse der Quellwässer auf ihre Stoffgehalte

wurden Wasserproben entnommen. Diese wurden anschließend im Labor auf die Kationen Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ und Na^+ , die Anionen SO_4^{2-} , NO_3^- und Cl^- sowie die Spurenmetalle Al, Mn und Cd untersucht. Sämtliche Messungen in situ und alle Entnahmen von Wasserproben erfolgten möglichst nahe am Quellaustritt, sobald eine fließende Welle festzustellen war.

Um mittelfristige zeitliche Veränderungen zu erkennen, wurden die Messwerte der hydrophysikalischen und hydrochemischen Parameter aus dem Untersuchungsjahr 1996/97 den Daten von BEIERKUHNEIN (1994) und DURKA (1994) gegenübergestellt, die in den Jahren 1989/90 erhoben wurden. Bei Parametern mit größeren jahreszeitlichen oder durch das hydrologische Geschehen bedingte Schwankungen wurden die Messwerte der einzelnen Beprobungsphasen miteinander verglichen, ansonsten die Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung.

4. Ergebnisse

Bei der Darstellung der hydrologischen Ergebnisse werden nur diejenigen Quellen berücksichtigt, für die aus beiden Vergleichszeiträumen (1989/90 und 1996/97) Daten vorliegen. Dies sind im Frankenwald und im Fichtelgebirge je 28 Standorte. In den folgenden Abbildungen sind jeweils die Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung dargestellt.

4.1. Alkalinität

Die durch Titration ermittelten Alkalinitätswerte (Säurekapazität bis pH 4,3) sind im Frankenwald in etwa doppelt so hoch wie im Fichtelgebirge. Im Frankenwald ist gegenüber dem Vergleichszeitraum eine geringfügige Zunahme zu verzeichnen (Abb. 10.2), vor allem bei Quellen, die seinerzeit eher niedrige Kapazität zur Säureneutralisierung hatten. Diese Steigerung ist nur bei den Herbstmessungen zu beobachten. Nach der Schneeschmelze ist in den Einzugsgebieten die Fähigkeit, Säuren zu puffern gegenüber dem Herbst deutlich reduziert.

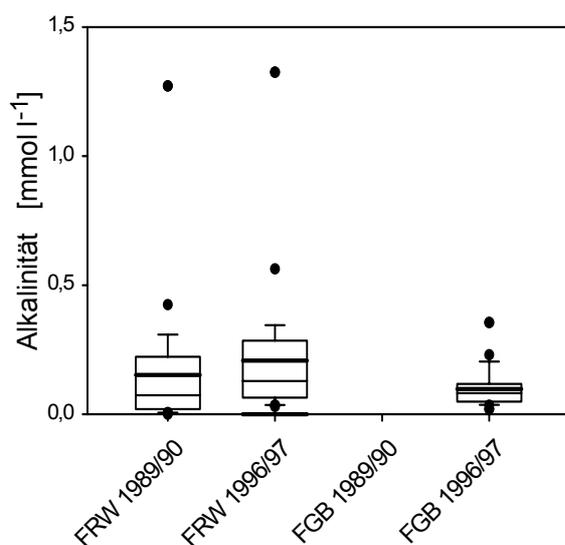


Abb. 10.2:

Vergleich der Alkalinität (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28). Im Fichtelgebirge wurde die Alkalinität 1989/90 nicht ermittelt.

4.2. pH-Wert

Der pH-Wert ist die wichtigste Kenngröße der Versauerung. Bei den vorliegenden Daten treten Schwankungen im Jahresverlauf zwar hinter räumliche Muster zurück (BEIERKUHNLEIN 1994), sind aber deutlich erkennbar. Quellen mit niedrigen (pH 4 - 4,5) oder hohen Werten (pH 7 - 8) zeigen demnach einen stabileren Verlauf als Quellen mit durchschnittlichen pH-Werten um pH 5,5 - 6. Für beide Untersuchungszeiträume, 1989/90 und 1996/97, werden im September / Oktober höhere Werte als im März gemessen. Im Fichtelgebirge beträgt die Differenz jeweils circa $\Delta\text{pH } 0,25$, im Frankenwald circa $\Delta\text{pH } 0,33$. Zu allen Probenahmetermenen findet man im Frankenwald um eine halbe pH-Stufe höhere Werte als im Fichtelgebirge.

Betrachtet man die Entwicklung seit den Erhebungen von DURKA (1994) und BEIERKUHNLEIN (1994), so sind schwache Veränderungen hin zu niedrigeren pH-Werten zu verzeichnen (Abb. 10.3). Im Fichtelgebirge sind diese im Mittel ($\Delta\text{pH } -0,20$) stärker ausgeprägt als im Frankenwald ($\Delta\text{pH } -0,07$). Dass Waldquellen mit extremeren pH-Werten, wie von BEIERKUHNLEIN (1994) für den jahreszeitlichen Verlauf postuliert, einen konstanteren pH-Verlauf nehmen, kann im mittelfristigen Vergleich über 7 Jahre hinweg nicht bestätigt werden.

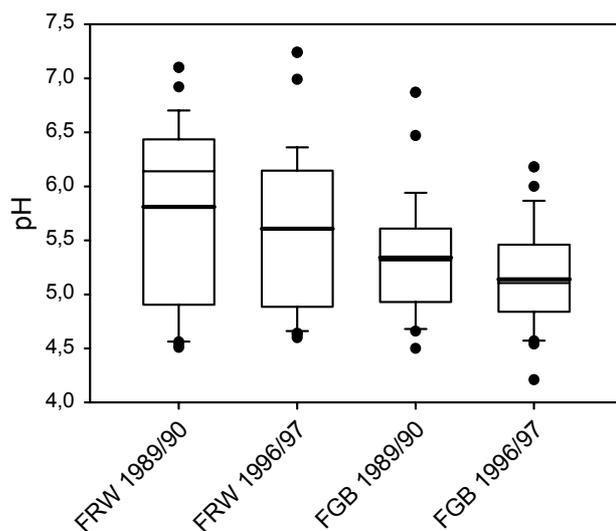


Abb. 10.3: Vergleich der pH-Werte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Die Erwartung, bei geringer Alkalinität größere pH-Differenzen zwischen 1989/90 und 1996/97 anzutreffen wird nicht erfüllt. Ein zu uneinheitliches Bild vereitelt hier eine Interpretation.

4.3. Elektrische Leitfähigkeit

Gegenüber 1989/90 findet man in beiden Gebieten einen deutlichen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit (jeweils um circa $60 \mu\text{S cm}^{-1}$, siehe Abb. 10.4). Jahreszeitliche Schwankungen sind zu vernachlässigen. Da die Leitfähigkeit ein Summenparameter ist und auf verschiedenste Weise beeinflusst werden kann, ist die Herleitung von Korrelationen problematisch (BEIERKUHNLEIN 1994). Niedrige Leitfähigkeitswerte sind aber in Verbindung mit geringen pH-Werten ein Indiz für pufferungsschwache Gewässer, erhöhte Leitfähigkeiten können dort auf eine verstärkte Inanspruchnahme von Puffersystemen hindeuten.

4.4. Sulfat und Nitrat

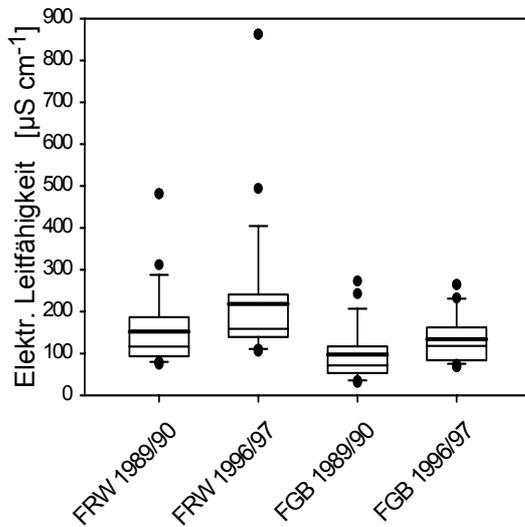


Abb. 10.4:

Vergleich der Elektrischen Leitfähigkeit (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Sulfat und Nitrat sind die beiden hauptsächlichen atmosphärisch eingetragenen Säurebildner. Bei den Untersuchungen in den Jahren 1996/97 konnte AUDORFF (1997) die selben räumlichen Verteilungsmuster wie schon BEIERKÜHNLEIN (1994) und DURKA (1994) erkennen.

Der Anstieg der SO_4^{2-} -Konzentration gegenüber 1989/90 beträgt in beiden Gebieten weniger als $6 \mu\text{mol l}^{-1}$ und ist somit äußerst gering (Abb. 10.5). Zurückgehende SO_4^{2-} -Depositionsraten (KREBS & MORITZ 1995) machen sich im Quellwasserchemismus noch nicht bemerkbar. Auch jahreszeitliche Schwankungen sind nicht zu beobachten.

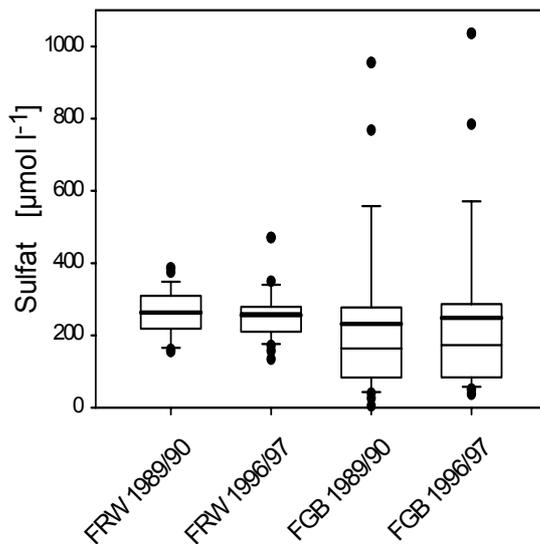


Abb. 10.5:

Vergleich der Sulfatgehalte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Nitrat beeinflusst, wie DURKA (1994) zeigen konnte, als versauernder Faktor stark den Aluminium-Pufferbereich und ist deshalb für die Beurteilung des Versauerungsgeschehens von Wichtigkeit. Während im Frankenwald 1996/97 etwas niedrigere NO_3^- -Konzentrationen gemessen werden konnten als 1989/90, ist im Fichtelgebirge ein geringfügiger Anstieg zu verzeichnen (Abb. 10.6). Bei Quellen mit damals niedrigen NO_3^- -Konzentrationen war eher eine Zunahme, bei solchen mit damals höheren Werten eher eine Abnahme zu beobachten. Für Quellen mit geringen Unterschieden zwischen 1989/90 und 1996/97 kann ein höherer Kluftwasseranteil und eine geringere Bedeutung des Interflows angenommen werden. Jahreszeitlich getrennt gesehen sind Veränderungen hin zu geringeren NO_3^- -Konzentrationen nur im Frühjahr ausgeprägt.

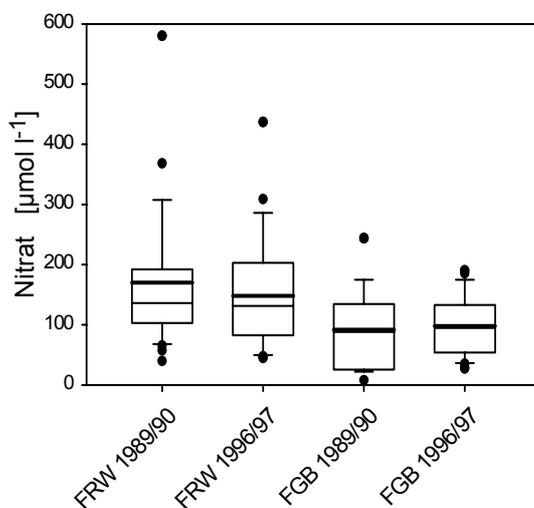


Abb. 10.6:
Vergleich der Nitratgehalte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

4.5. Calcium, Magnesium und Kalium

Gegenüber dem Vergleichszeitraum 1989/90 werden 1996/97 höhere Ca^{2+} -Konzentrationen gemessen (Abb. 10.7). Vor allem im Frankenwald ist eine ausgeprägte Zunahme um $80 \mu\text{mol l}^{-1}$ zu erkennen. Im Fichtelgebirge findet man lediglich einen Anstieg um $22 \mu\text{mol l}^{-1}$.

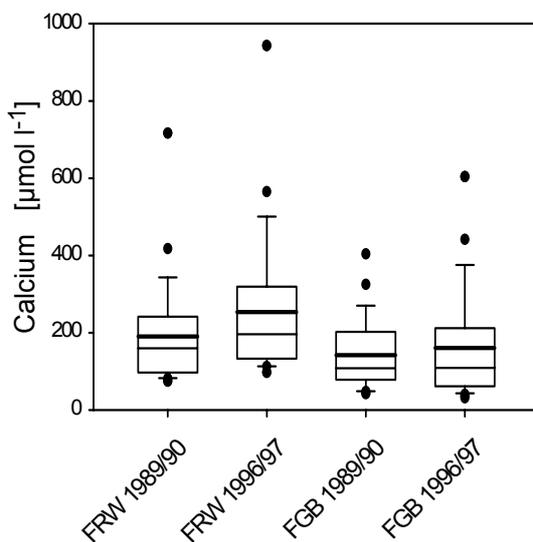


Abb. 10.7:
Vergleich der Calciumgehalte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Innerhalb der jeweiligen Beprobungsjahre variieren die Ca^{2+} -Konzentrationen vernachlässigbar gering.

Ähnlich wie beim Calcium ist auch beim Magnesium im Frankenwald eine Erhöhung um im Mittel $42 \mu\text{mol l}^{-1}$ ersichtlich (Abb. 10.8). Im Fichtelgebirge dagegen ist kaum eine Veränderung der Mg^{2+} -Konzentrationen gegenüber 1989/90 nachzuweisen. Auch hier sind jahreszeitliche Schwankungen verschwindend klein.

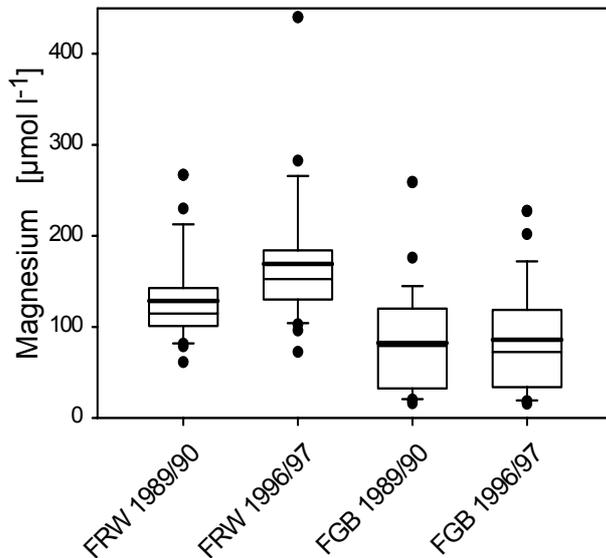


Abb. 10.8:

Vergleich der Magnesiumgehalte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Erhöhte Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentrationen können ein Hinweis auf die verstärkte Nutzung des Kohlensäure-Carbonat-Puffers sein. Säuren werden durch die Auflösung von Calcium- und Magnesiumcarbonat zu Hydrogencarbonat gepuffert, Ca^{2+} und Mg^{2+} werden freigesetzt. Ein Zusammenhang mit den gemessenen pH-Werten ist aber nur schwach ausgeprägt. Die höheren Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentrationen im Frankenwald interpretieren BEIERKUHNLEIN & DURKA (1993) als Folge der geochemischen Ausgangssituation.

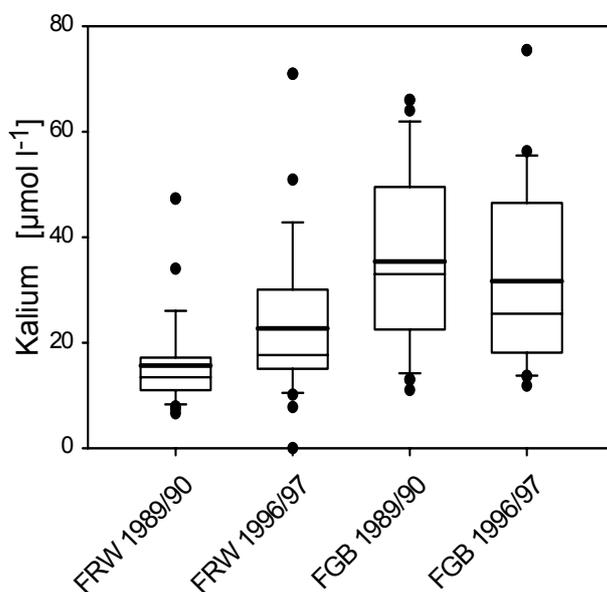


Abb. 10.9:

Vergleich der Kaliumgehalte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Wie schon BEIERKUHNLEIN & DURKA (1993) fand auch AUDORFF (1997) bei der Gegenüberstellung der Untersuchungsgebiete höhere K^+ -Konzentrationen im Fichtelgebirge, die auf die unterschiedlichen geochemischen Verhältnisse zurückzuführen sind. Unterschiede zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung treten kaum auf. Gegenüber den 1989/90 ermittelten Werten ist eine Abnahme im Fichtelgebirge um $8 \mu\text{mol l}^{-1}$ und eine Zunahme im Frankenwald um $7 \mu\text{mol l}^{-1}$ festzustellen (Abb. 10.9).

4.1 Aluminium

Aluminiumgehalte des Quellwassers sind eng negativ mit den pH-Werten korreliert (STENZEL & HERRMANN 1988; BEIERKUHNLEIN 1994). Hohe Al-Konzentrationen findet man dementsprechend in größeren Höhenlagen der Untersuchungsgebiete. Sie sind ein wesentliches Symptom der Gewässerversauerung.

Die Mittelwerte der Al-Konzentrationen des Quellwassers in den beiden Untersuchungsgebieten unterscheiden sich nicht wesentlich. Innerhalb der einzelnen Gebiete ist jedoch eine große Streubreite der Werte festzustellen. Eine Erhöhung der Al-Gehalte, wie sie vor allem in Quellen mit pH-Werten um 4,0 - 4,5 nachweisen läßt, stellt ein deutliches Indiz für die fortschreitende Versauerung dar. Diese befinden sich bereits - zumindest episodisch - im Aluminiumpufferbereich.

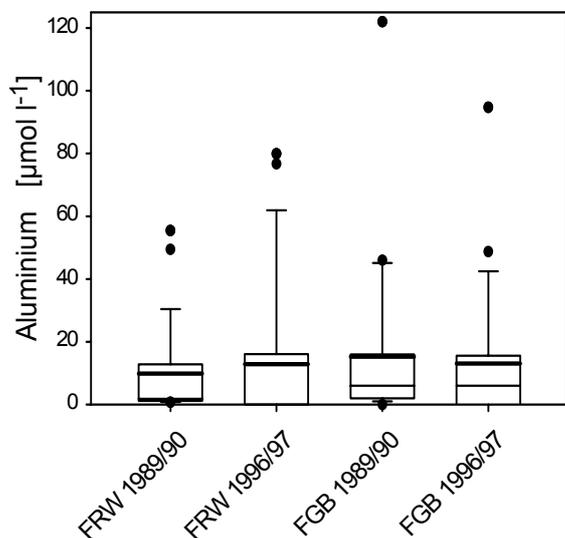


Abb. 10.10: Vergleich der Aluminiumgehalte (Mittelwerte aus Herbst- und Frühjahrsbeprobung) in den Untersuchungszeiträumen 1989/90 und 1996/97 in Frankenwald (FRW, n = 28) und Fichtelgebirge (FGB, n = 28)

Ebenso wie der pH-Wert zeigen auch die Al-Konzentrationen ausgeprägte Unterschiede zwischen Herbst- und Frühjahrsbeprobung. Als Grund hierfür kann die stärkere Al-Abwaschung von Austauschern im Boden bei höheren Schüttungsmengen angenommen werden.

5. Diskussion

Beabsichtigt man, die Gesamtheit der bedeutsamen Prozesse und Stoffflüsse zu ergründen, also eine Analyse des bearbeiteten Ökosystems bezüglich seiner Boden-, Wasser- und Vegetationseigenschaften zu erfassen, so erfordert dies einen immensen apparativen und zeitlichen Aufwand. Selbst schon die exakte Messung der aktuell erfolgenden Schadstoffeinträge erfordert einen erheblichen Zeit- und Materialeinsatz, da diese einer hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität unterliegen (z.B. GALLOWAY & PARKER 1980). Daraus folgt ein weiteres Problem: Für raumbezogene Aussagen zur Belastung von Waldgebieten steht oft nur eine unzureichende Grundgesamtheit untersuchter Flächen zur Verfügung. Raumbezogene Aussagen werden deshalb auf der Basis tatsächlicher Messungen kaum gemacht.

Die anthropogene Versauerung von Bodensickerwasser und Grundwasser macht sich in den Quellen und Fließgewässern bemerkbar. Mit der Länge der Entfernung vom Quellaustritt wird jedoch die Beurteilung der Gewässerversauerung als Rückschluss auf den Immissionsbelastungszustand von Waldeinzugsgebieten zunehmend erschwert. Fließgewässer unterliegen verschiedenartigen Einwirkungen, die zu einer Pufferung der Säurebelastung führen können. Je länger der Verlauf des Fließgewässers, umso größer wird die Wahrscheinlichkeit der überlagernden Beeinflussungen. Chemisch, physikalisch oder biologisch induzierte Stoffumsetzungen können zum Sink der Zielparame-ter (z.B. Aluminium) durch Sedimentation oder Bioakkumulation führen. Bereits am Quellaustritt ist mit dem Ausgasen von CO_2 zu rechnen, was zu einer pH-Wert-Anhebung und damit zu Fällungsreaktionen führen kann. Untersuchungen zur Gewässerversauerung mit dem Blick auf die Immissionsbelastung von Waldeinzugsgebieten sollten deshalb möglichst nahe am Quellaustritt erfolgen.

Bei einem mittelfristigen zeitlichen Vergleich der versauerungsrelevanten hydrologischen Parameter in Waldquellen des Fichtelgebirges und des Frankenwaldes ist festzustellen, dass seit den Erhebungen von DURKA (1994) und BEIERKUHNLEIN (1994) durchaus Trends der Versauerung zu erkennen sind.

Die zentrale Größe bei Versauerungsuntersuchungen, der pH-Wert, tendiert insgesamt nur gering hin zu saureren Bedingungen. Konzentrationsveränderungen der Elemente, die in die Puffersystemen in Boden und Grundwasser involviert sind, geben jedoch wertvolle Hinweise zum Qualitätszustand des Quellwassers. Höhere Aluminium-Konzentrationen als im Vergleichszeitraum findet man vor allem in sauren Waldquellen. Bei Calcium und Magnesium ist die Situation umgekehrt, hier treten stärkere Konzentrationen eher bei Quellen mit höherem pH-Wert auf. Beides deutet auf eine gesteigerte Nutzung der Pufferkapazitäten hin. Insgesamt konnten gegenüber 1989/90 größere Stoffgehalte im Quellwasser nachgewiesen werden, was schließlich auch zur Erklärung der Veränderungen bei den Summenparametern elektrische Leitfähigkeit und Alkalinität beiträgt.

Veränderungen bei Nitrat und Sulfat, die mit ihren hohen Konzentrationen im Vergleich zu anderen Inhaltsstoffen den Chemismus des Quellwassers stark prägen, zeigen keine eindeutige Entwicklungsrichtung. Beide Stoffe unterliegen als Teil redoxchemischer Prozesse in Boden und Grundwasser mehr oder weniger starken Umsetzungen, die unter

anderem auch vom aktuellen hydrologischen Geschehen abhängig sind (LINDEMANN et al. 1995).

Der Quellwasserchemismus ist ein Indikator für den Zustand des Waldökosystems im Einzugsgebiet. Durch die hohe Zahl der untersuchten Waldquellen und die Festlegung von Dauerflächen können diese als Monitoringsystem für Versauerung und Stoffausträge genutzt werden. Die Untersuchungen von BEIERKUHNLEIN (1994), DURKA (1994) und AUDORFF (1997) stellen die Basis dar für die objektiv nachvollziehbare und im räumlichen Zusammenhang stehende längerfristige Dokumentation von Veränderungen im Chemismus der Quellwässer.

6. Zusammenfassung

In den Jahren 1996 und 1997 wurden in Fichtelgebirge und Frankenwald hydrologische und floristische Erhebungen an 58 Waldquellen durchgeführt, die in den Jahren 1989 und 1990 von DURKA (1994) und BEIERKUHNLEIN (1994) untersucht worden waren. Die hydrologische Beprobung fand an 2 Terminen, im September und Oktober 1996 und im März 1997 statt.

Die untersuchten hydrologischen Parameter lassen, wenn man sie in ihrer Gesamtheit betrachtet, im Vergleich zum Zeitraum 1989/90 eine leichte Tendenz hin zu saureren Bedingungen erkennen. Während der pH-Wert nur geringfügig sinkt, deuten erhöhte Aluminiumkonzentrationen in sauren Quellen auf eine Pufferung von Säuren an Tonmineralen im Grundwasserleiter hin. Entsprechendes gilt auch für Calcium und Magnesium, deren Konzentrationen in weniger sauren Quellen angestiegen sind (Carbonatpufferbereich). Mit diesen Konzentrationsanstiegen kann auch die Zunahme der kumulativen Größen elektrische Leitfähigkeit und Alkalinität erklärt werden. Die atmosphärischen Säurebildner Nitrat und Sulfat zeigen keine Veränderungen im Quellwasser. Insgesamt wird eine starke Abhängigkeit vom hydrologischen Geschehen beobachtet, die Unterschiede zwischen den einzelnen Quellen sind groß.

Literatur

- AUDORFF, V. (1997): Vergleichende Untersuchung der Vegetationsdynamik und wasserchemischer Gegebenheiten von Waldquellfluren in Frankenwald und Fichtelgebirge. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Pflanzenökologie, Universität Bayreuth, 83 S., Bayreuth.
- BAUER, A. (1996): Untersuchungen zur Wassermoosvegetation versauerter Mittelgebirgsbäche im Fichtelgebirge und Fränkisch-Thüringischen Schiefergebirge. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Pflanzenökologie, Universität Bayreuth, 142 S., Bayreuth.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1995): Internationales Symposium – Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition; Ursachen-Auswirkungen – Sanierungsstrategien. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, Heft 3/95: 175-182, München
- BEIERKUHNLEIN, C. (1991): Räumliche Analyse der Stoffausträge aus Waldgebieten durch Untersuchung von Waldquellfluren. Die Erde 122: 291-315, Berlin

- BEIERKUHNLEIN, C. (1994): Waldquellfluren im Frankenwald - Untersuchungen zur reaktiven Bioindikation. Bayreuther Forum Ökologie 10, 253 S., Bayreuth
- BEIERKUHNLEIN, C. & W. DURKA (1993): Beurteilung von Stoffausträgen immisionsbelasteter Waldökosysteme Nordostbayerns durch Quellwasseranalysen. Forstw. Cbl. 112: 225-239
- BÖHMER, J. & H. RAHMANN (1992): Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung. Veröff. PAÖ 3: 27-35, Karlsruhe
- DURKA, W. (1994): Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von Waldquellen im Fichtelgebirge (NO-Bayern). Bayreuther Forum Ökologie 11, 197 S., Bayreuth
- FAUTH, H. (1984): pH-Gewässerkarte der Bundesrepublik Deutschland und ein Beispiel für ein regionales Detailergebnis. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Materialien 1/84: 149-152
- GALLOWAY, J.N. & G.G. PARKER (1980): Difficulties in measuring wet and dry deposition on forest canopies and soil surfaces. In: HUTCHINSON, T.C., M. HAVAS (eds.): Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems, 57-68, New York.
- HAMM, A. (1984): Vergleichende Untersuchungen zur pH-Wert-Situation in Beziehung zu anderen chemischen Parametern in Gewässern im nord- und nordostbayerischen Raum, Spätherbst 1983. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Materialien 1/84: 39-49
- HAMM, A. (1995): Saure Niederschläge und ihre Folgen für die Gewässer. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, Heft 3/95: 37-44
- HERRMANN, R (1984): Atmosphärische Transporte und raumzeitliche Verteilung von Mikroschadstoffen (Spurenmehalle, Organo-Chlor-Pestizide, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) in Nordostbayern. Erdkunde 38: 55-63
- KREBS, M. & K. MORITZ (1995): Deposition von Luftschadstoffen in Waldgebieten Bayerns. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, Heft 3/95: 57-70
- KRIETER, M. & K. HABERER (1985): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge. Vom Wasser 64: 219-242
- LEHMANN, R.& A. HAMM (1988): Pufferungsschwache Räume in der Bundesrepublik Deutschland. Die Geowissenschaften 6: 242-245
- LEHMANN, R., P. SCHMITT & J. BAUER (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland – Ihre Verbreitung und Auswirkung. Informationen zur Raumentwicklung 10/1985: 893-922
- LENHART, B. & C. STEINBERG (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern - Eine Literaturstudie. Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, Heft 4/84, 210 S.
- LINDEMANN, J., S. PEIFFER, R. HERRMANN, M. KAUPENJOHANN & W. ZECH (1997): Ökosysteminterne Neutralisierung atmosphärischer Säureinträge durch redoxchemische Prozesse in Quellmooren (Frankenwald, NO-Bayern). Informationsberichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft, Heft 3/95: 197-200
- PEINTINGER, P. (1998): Hydrochemische und vegetationskundliche Untersuchungen an Waldquellen im Thüringer Wald. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Biogeographie, Universität Bayreuth, 94 S., Bayreuth.

- RIEDEL, R. (1999): Vergleichende Untersuchungen an Waldquellfluren des Westlichen Erzgebirges anhand floristischer und hydrochemischer Parameter. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Biogeographie, Universität Bayreuth, 114 S., Bayreuth.
- SCHMIDT, J. (1994): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation an Waldquellen des Hohen Thüringer Schiefergebirges. Diplomarbeit Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth, 130 S., Bayreuth
- SCHMIDT, J. & C. BEIERKUHNEIN (1995): Zur Vegetation der Waldquellen des Hohen Thüringer Schiefergebirges. *Crunoecia* 4: 21-43
- SCHMITT, P., R. LEHMANN & J. BAUER (1987): Gewässerversauerung im ost- und nordost-bayerischen Grundgebirge. In: UBA Texte 22/87: 66-75
- SIGG, L., W. STUMM (1994): *Aquatische Chemie* (3. Aufl.). 498 S., Zürich
- STEIDLE, L., P. PONGRATZ (1984): Versauerung von Oberflächengewässern im Fichtelgebirge. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): *Materialien 1/84*: 24-38, Berlin
- STEINBERG, C.E.W. (1992): Was ist Versauerung von Gewässern? - Einige geochemische Grundlagen. In: Böhmer, J., H. Rahmann (Hrsg.) : *Bioindikationsverfahren zur Gewässerversauerung*. Veröff. PAÖ Karlsruhe 3: 27-35
- STENZEL, A. & R. HERRMANN (1988): Verhalten verschiedener Aluminiumspezies im Fluß- und Bodenwasser des Fichtelgebirges. *Dt. Gewässerkdl. Mitt.* 32: 2-7
- STUMM, W., J.J. MORGAN & J.L. SCHNOOR (1983): Saurer Regen, eine Folge der Störung hydrogeochemischer Kreisläufe. *Naturwissenschaften* 70: 216-223, Berlin
- ULRICH, B. (1972): Die Filterfunktion von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Mitteilungen der Deutschen Bodenk. Gesellschaft* 16: 123-129, Göttingen.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144: 289-305, Weinheim.
- ULRICH, B. (1983): Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des „sauren Regens“. *AFZ* 38: 670-677, München.
- ULRICH, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149: 702-717, Weinheim
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1987): *Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland*. UBA Texte 22/87, Berlin
- ZIEGLER, G. (1992): Langfristige Auswirkungen des Stoffeintrags durch atmosphärische Depositionen auf die Grundwasserbeschaffenheit im Festgesteinsbereich der neuen Bundesländer. Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena.

