

## Die Regenerierung von versauerten Fließgewässern – Eine vergleichende Fallstudie aus dem Westerzgebirge und dem Świętokrzyskie Gebirge

Carsten LORZ, Alojzy KOWALKOWSKI, Marek JÓZWIAK, Rafał KOZŁOWSKI und Birgit SCHNEIDER

10 Abbildungen und 3 Tabellen

### ABSTRACT

LORZ, C.; KOWALKOWSKI, A.; JÓZWIAK, M.; KOZŁOWSKI, R.; SCHNEIDER, B.: The recovery of acidified stream waters – A comparative case study from the Western Ore Mts. (Erzgebirge) and the Holy Cross Mts. (Świętokrzyskie Mts.). – *Hercynia N.F.* 38 (2005): 41–58.

Since the 60s the water quality of smaller stream waters in forested hydrological catchments in Central Europe is considerably affected by acidification processes. The observed recovery during the last decade is related to the reduction of emissions - e.g. in scope of the Gothenburg protocol – and the terrestrial liming.

Subject of the contribution is the comparison of the water chemistry of stream waters in two catchments in the upper elevations of the Westerzgebirge (Western Ore Mts.), SE Germany and of the Lysogóry massif in the Gory Świętokrzyskie (Holy Cross Mts.), SE Poland. Therefore, data from current monitoring programs are analyzed in order to show trends for acidification related compounds such as sulfate, nitrate, aluminum, and base cations. The aim of the comparison is the prognosis of the future development of water quality in small mountain stream waters against the background of the EU Water Framework Directive.

*Key words:* recovery, acidification, stream water, Central Europe, Ore Mts., Gory Świętokrzyskie

## 1 EINLEITUNG

Der Eintrag von versauerungswirksamen Stoffen in Verbindung mit basenarmen Böden und historischer (Über-)Nutzung führte in den mittleren bis höheren Lagen der mitteleuropäischen Mittelgebirge zu einem Schadkomplex, der als „Neuartige Waldschäden“ bekannt wurde (SMUL 2001: 16 ff.; KOWALKOWSKI et al. 1988; HÜTTL 1985). Neben der erheblichen Schädigung der Vegetation wurde in diesem Zusammenhang auch die Qualität des Oberflächenwassers stark beeinträchtigt. Diese als Gewässerversauerung bezeichnete Erscheinung (Abb. 1) ist zumeist von wasserwirtschaftlicher Bedeutung, da beispielsweise im Westerzgebirge aufgrund des Grundwassermangels vorwiegend Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung genutzt wird. Erst in der jüngeren Vergangenheit finden sich Arbeiten zur Gewässerversauerung im Westerzgebirge (DÄSSLER et RANFT 1989; STÖCKER 1991; STÖCKER 1992; KEITEL 1995; NEUMEISTER et al. 1995; STUFA 1996; LORZ 1999; LORZ et al. 2003) und im Świętokrzyskie-Gebirge (WRÓBEL et WÓJCIK 1989; WRÓBEL et SZCZĘSNY 1990; KOWALKOWSKI et JÓZWIAK 2000a).

Der kontinuierlich saure Charakter kleinerer Fließgewässer im Westerzgebirge wird beispielsweise von LORZ (1999) und NEUMEISTER et al. (1995) beschrieben, wenngleich eine einzugsgebietsbezogene Regionalisierung fehlt. Ein Absinken der pH-Werte in Waldbächen des Erzgebirges ohne direkte anthropogene Beeinflussung wird von DÄSSLER et RANFT (1989) für den Zeitraum zwischen 1950 und 1980 (zwei Meßtermine) berichtet. In jüngerer Zeit wurden niedrige pH-Werte sowie hohe Aluminium- und Mangan-Konzentrationen im Rahmen der Regelüberwachung der Landestalsperrenverwaltung des Freistaats Sachsen für die Talsperren Carlsfeld und Sosa beobachtet (PÜTZ 1996, LTV 1991–1995). Schon für die 1960er Jahre wies HEDLICH (1973) auf versauerungsbedingte Grenzwertüberschreitungen in Talsperrenrohwassern im Westerzgebirge hin. So wird für den Zeitraum 1961–1966 für die Talsperre

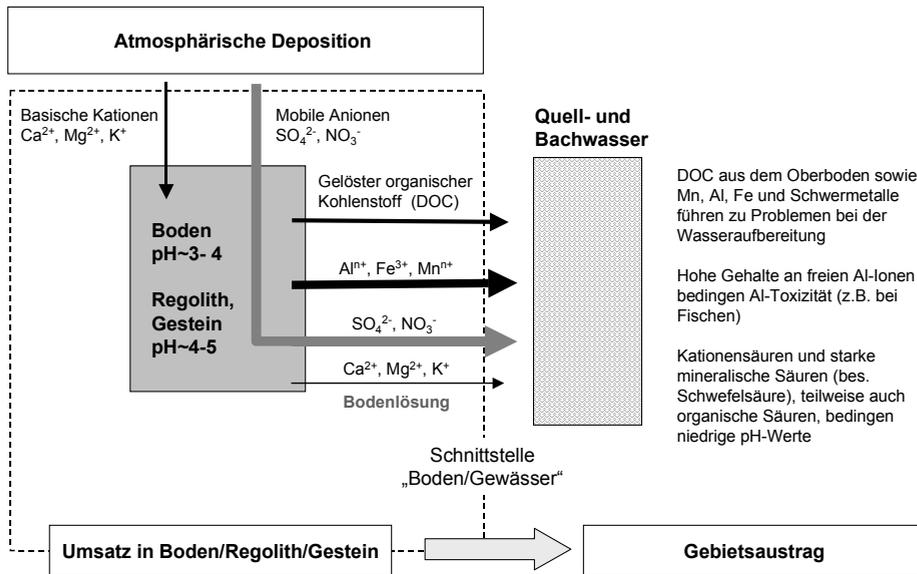


Abb. 1 Schema der Gewässerversauerung (nach LORZ 2003)

Carlsfeld ein durchschnittlicher pH-Wert von 4,5 angegeben, der im oberen Bereich der heute beobachteten Werte liegt. Im gleichen Zeitraum wurden dort auch schon hohe Sulfatgehalte vorgefunden ( $\bar{O} = 35 \text{ mg l}^{-1}$ ; 1993:  $21 \text{ mg l}^{-1}$ ; 2002:  $10 \text{ mg l}^{-1}$  [LTV 2003]). KEITEL (1995) ermittelte für die Talsperre Carlsfeld zwischen 1960 und 1990 eine signifikante Abnahme der pH-Werte um 0,4–1,4 Einheiten, wobei ein Anstieg der Gehalte von  $\text{NO}_3^-$  (1 auf  $5 \text{ mg l}^{-1}$ ) und  $\text{SO}_4^{2-}$  (18 auf  $33 \text{ mg l}^{-1}$ ) zu beobachten war. In einigen Talsperren des Westerzgebirges war schon seit den 1970er Jahren die Trinkwassergewinnung aufgrund der Qualitätsbeeinträchtigungen durch die Gewässerversauerung nur mit erhöhten Aufbereitungskosten möglich (KEITEL 1995).

Auch im ca. 480 km östlich gelegenen Świętokrzyskie Gebirge (Abb. 2) ist das Phänomen Gewässerversauerung zu beobachten. Die auf dem Sandquarzitrückén Łysogóry, der den Zentralteil dieses Gebirges bildet, entspringenden Bäche entwässern in die landwirtschaftlich genutzte Małopolska Hochebene. pH-Messungen, die in den Jahren 1986 - 1989 im Quell- und Bachwasser durchgeführt wurden, zeigen einen stark bis schwach sauren Charakter. So wurden pH-Werte von 3,3–5,2 gemessen, wobei der pH-Wert des Schneeschmelzwassers mit 3,8–4,1 noch darunter lag (WRÓBEL et WÓJCIK 1989; WRÓBEL et SZCZĘSNY 1990). Der Vergleich der pH-Werte von 1986–1989 (KOWALKOWSKI et JÓZWIAK 2000a) mit denen der Jahre 1994–1996 zeigt einen deutlich abnehmenden Trend. So wurden in den Jahren 1994–1996 für die Quellwässer oberhalb von 510–530 m ü. NN ein Jahresmittel-pH-Wert von 4,2 gemessen, wobei die Werte im Winterhalbjahr zwischen 3,4–3,7 und im Sommerhalbjahr zwischen 5,1–5,5 lagen. In den Jahren 1999–2001 sank der pH-Wert im Jahresmittel auf 3,8, was sich in geringeren Winterwerten von 3,3–3,8, sowie in höheren Sommerwerten von 3,7–4,3 widerspiegelt. Die Bach- und Quellwässer im Bereich des Hangfusses (320–335 m ü. NN) zeigten generell höhere pH-Werte als die Fließgewässer des Gebirgskammes. So konnten in den Jahren 1994–1996 mittlere pH-Werte von 4,0–5,1 mit pH-Werten zwischen 3,6–4,4 für das Winterhalbjahr und zwischen 5,3–5,9 für das Sommerhalbjahr beobachtet werden. In den Jahren 1999–2001 sank auch hier der pH-Wert im Jahresmittel auf 4,4, wobei die Winterwerte mit 3,6–4,3 relativ konstant blieben. Dagegen war ein deutliches Absinken der Sommerwerte auf 4,5–4,9 erkennbar.

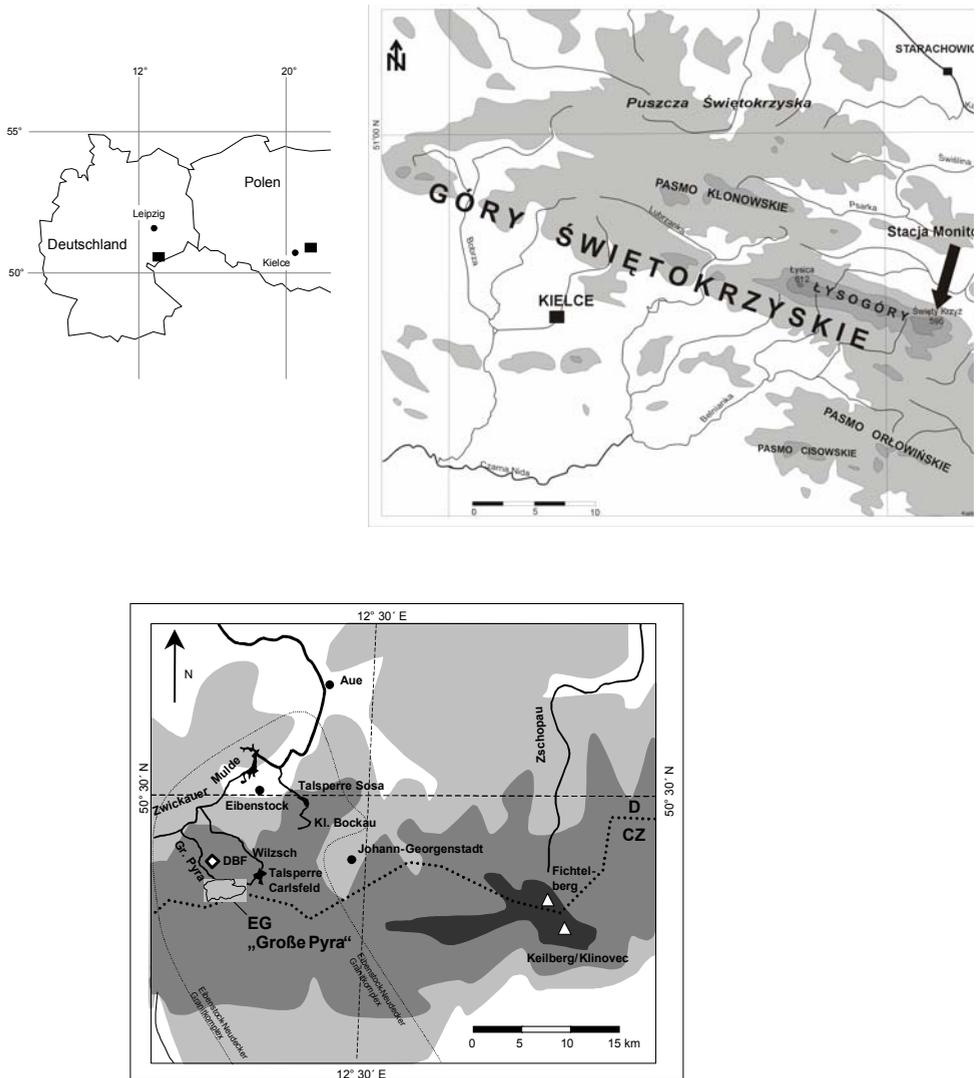


Abb. 2 Lage der Untersuchungsgebiete im Westerczyckie und im Świętokrzyskie Gebirge

## 2 IMMISSIONSSITUATION IM ŚWIĘTOKRZYSKIE GEBIRGE UND WESTERCZYCKIE GEBIRGE

Im Świętokrzyskie Gebirge ist die Immissionsituation durch die erhöhte orographische Lage mit hohen Fernimmissionen aus westlicher und südwestlicher Richtung (Sachsen, Schlesien und Nord-Mähren) charakterisiert. Diese überregionalen Immissionen werden episodisch durch lokale Nahemissionen, besonders der Zement- und Metallindustrie sowie aus Kraftwerken, überdeckt (KOWALKOWSKI et al. 1990; KOWALKOWSKI 1994, 1995; MITOSEK 1995; TOFEL et WOLSKI 1996; KOWALKOWSKI et JÓZWIĄK 2000b). Die Immissionsituation im Westerczyckie Gebirge ist durch dessen Lage im sog. ehemaligen „Schwarzen Dreieck“ – als stark industrialisierte Region im Dreiländereck Deutschland (Sachsen), Polen (Schlesien) und

Tschechische Republik (Nord-Böhmen) – charakterisiert (LIEBOLD et DRECHSLER 1991; PACES 1994; KRAM et al. 1998; MARQUARDT et BRÜGGEMANN 1998; ZIMMERMANN et BOTHMER 1998; MARQUARDT et al. 2001).

Seit Anfang der 1990er Jahre ist ein massiver Rückgang der bis dahin hohen  $\text{SO}_2$ -Luftbelastungen in beiden Gebieten zu beobachten (Abb. 3), der auf die Rauchgasentschwefelung und Stilllegung verschiedener Kraftwerke und Industrieanlagen in Deutschland, in der Tschechischen Republik und in Polen zurückzuführen ist (SMUL 1998; SLfUG 1997: 6 f.; vgl. FERRIER et al. 2001). Dadurch wird seit 1998 der UN-ECE *critical level* von  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  und der IW I (= Immissionswert I [Jahresmittelwert]) der TA Luft von  $140 \mu\text{g m}^{-3}$  im Westerzgebirge nicht mehr überschritten (SMUL 2001: 11). Trotzdem liegen in der DBF (= Dauerbeobachtungsfläche) Klingenthal die S- und N-Deposition gegenwärtig noch über dem *critical load* von 0,6 bzw.  $0,7 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (SMUL 2001: 14). Die S- und N-Depositionen in Świątokrzyskie Gebirge sind seit Anfang 1997 ebenfalls zurückgegangen, doch noch immer sind sie wesentlich höher als in der DBF Klingenthal. Die Überschreitungen des UN-ECE *critical levels* von  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  erfolgen für  $\text{SO}_2$  vorwiegend in den kalten Jahreszeiten, von Oktober bis März (RAPORT 2001, 2002). Der Immissionswert I (= Langzeitbelastung, Jahresmittel) der TA Luft von  $140 \mu\text{g m}^{-3}$  wurde mindestens seit April 1994 nicht mehr überschritten (RAPORT 2001, 2002).

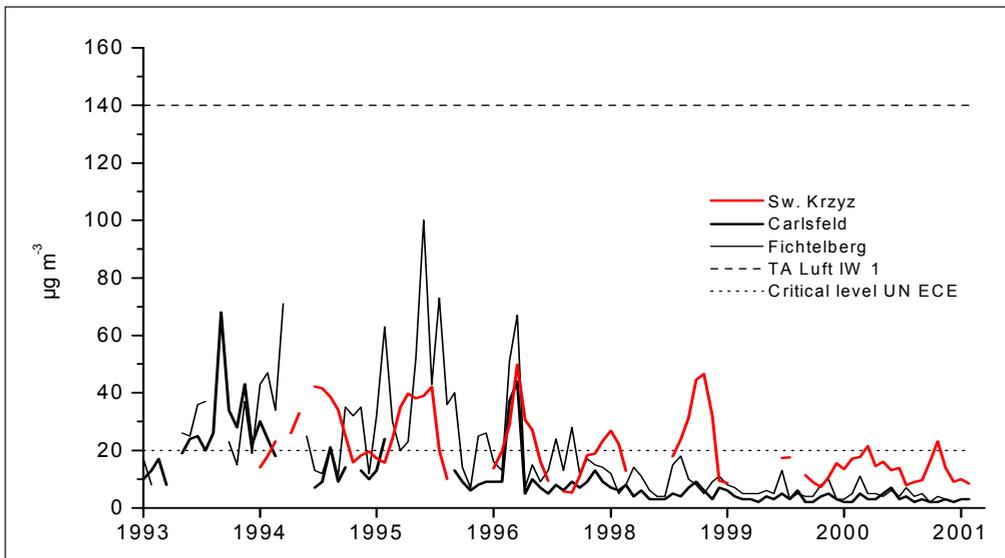


Abb. 3 Jahressgang des Mittels für  $\text{SO}_2$ -Luftkonzentrationen (aus Daten SLfUG 1994–2001 und Monitoringstation Świąty Krzyż 1994–2001)

### 3 UNTERSUCHUNGSGEBIETE

Die Untersuchungsgebiete Obere Große Pyra und Świąty Krzyż besitzen vergleichbare Verhältnisse hinsichtlich ihrer Nutzung, Gesteine und Böden (Tab. 1). In beiden Gebieten herrschen verwitterungsbeständige basenarme Gesteine im Untergrund vor. Die darauf entwickelten periglazialen Decken und Böden sind sauer und meso- bis oligotroph. Unterschiede in der geologischen und pedologischen Situation bestehen im Auftreten von Torfen und Staunässe für das UG Große Pyra und von Löß und Blockmeeren im UG Świąty Krzyż. Beide Gebiete werden ausschließlich forstwirtschaftlich genutzt. Allerdings bestehen in der Artenzusammensetzung und der Bestandesdichte einige Unterschiede. Im UG Große Pyra ist die Fichte (*Picea abies*) neben Ahorn (*Acer pseudo-platanus*), Buche (*Fagus sylvatica*) und Tanne (*Abies*

Tab. 1 Eigenschaften der Gebiete

	<b>Große Pyra (Westerzgebirge)</b>	<b>Święty Krzyż (Świętokrzyskie Gebirge)</b>
Geographische Lage	12°34' E, 50°25' N	21°03' 10" E, 50°51' 20" N
Fläche	5,24 km <sup>2</sup>	1,26 km <sup>2</sup>
Höhe	745 - 952 m ü NN	268 - 595 m ü NN
Niederschlag (Bestand/ Freiland)	889/1224 mm a <sup>-1 a</sup>	583 <sup>b</sup> /762 mm a <sup>-1 c</sup>
Temperatur	4° C	6,7° C <sup>b</sup>
Böden	Braunerde-Podsole, Moore	Pseudogley-Braunerden, Pseudogley-Braunpodsole
Geologischer Untergrund	Turmalin-Granit	Sandquarzite, Quarzite, Tonschiefern
Nutzung	Forst [Fichte ( <i>Picea abies</i> ) daneben Ahorn ( <i>Acer pseudo-platanus</i> ), Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> ) Tanne ( <i>Abies alba</i> )]	Forst [Buche ( <i>Fagus sylvatica</i> ), Tanne ( <i>Abies alba</i> ), Ahorn ( <i>Acer pseudoplatanus</i> ), Hainbuche ( <i>Carpinus betulus</i> ) und Eberesche ( <i>Sorbus aucuparia</i> )]
Hydrologie	MQ 174,6 l s <sup>-1 a</sup>	MQ 10,2 l s <sup>-1 b</sup>
Immissionssituation	H <sup>+</sup> -Deposition <sup>a</sup> : Bestand 1,61 keq ha <sup>-1 a</sup> <sup>-1</sup> Freiland 0,95 keq ha <sup>-1 a</sup> <sup>-1</sup>	H <sup>+</sup> -Deposition <sup>d</sup> : Buche 1,48 keq ha <sup>-1 a</sup> <sup>-1</sup> Tanne 2,26 keq ha <sup>-1 a</sup> <sup>-1</sup> Freiland 0,74 keq ha <sup>-1 a</sup> <sup>-1</sup>

*alba*) mit jeweils sehr geringen Flächenanteilen (<1 %) die dominierende Baumart. Im UG Święty Krzyż dominieren die Baumarten eines Gebirgsmischwalds, das sind Buche (*Fagus sylvatica*), Tanne (*Abies alba*), Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Eberesche (*Sorbus aucuparia*). In beiden Gebieten treten „Neuartige Waldschäden“ auf.

Während sich die Gebiete hinsichtlich der Topographie insbesondere durch die Höhenlage und Reliefenergie unterscheiden, so sind sie jeweils an Nordhängen größerer Gebirgszüge (Erzgebirgskamm bzw. Łysogóry Hauptmassiv) lokalisiert. Die Niederschlagsmengen und Jahresmitteltemperaturen weisen deutliche Unterschiede auf (Tab. 1). Im UG Große Pyra findet sich ein hierarchisch aufgebautes Gewässernetz. Der Hauptvorfluter des Einzugsgebietes ist die Große Pyra (Pegel Sachsegrund, 745 m ü. NN) mit einer Reihe von kleineren Tributären, wie z.B. der Kleinen Pyra, die ein flaches minerogenes Hangmoor entwässert. Das Einzugsgebiet Święty Krzyż speist durch einen namenlosen Zufluss den Fluss Pokrzywianka. (DANIELEWICZ 2000, KOWALKOWSKI 2000, KOWALKOWSKI et JÓZWIĄK 2000b). Die untersuchten Quellen liegen in der oberen Höhenzone des Gebirgsrückens (520 m ü. NN) und der Bach in der unteren Höhenzone (320 m ü. NN).

Als kurz- bis mittelfristige Maßnahme gegen Bodenversauerung werden im Einzugsgebiet der Großen Pyra Bodenschutzkalkungen durchgeführt. Seit 1987 wurden viermal 3,5 t ha<sup>-1</sup> dolomitische Lagerstättenkalke

als Granulat und ab 1994 über einen Zeitraum von sechs Jahren  $4,5 \text{ t ha}^{-1}$  sukzessive auf Teilflächen des UG per Hubschrauber aufgebracht (LAF 2000: 20 f.). Langfristig strebt die Forstwirtschaft in Sachsen den Waldumbau von Fichtenreinbeständen in Mischbestände mit Rotbuche (*Fagus sylvatica*) in den Hochlagen des Westerzgebirges an (SMUL 2001: 27 ff.; LAF 1995). Aus naturschutzrechtlichen Gründen sind in dem im Świętokrzyski Nationalpark liegenden Untersuchungsgebiet Święty Krzyż weder Kalkung noch Waldumbau möglich. Aufgrund der Nähe zur zementverarbeitenden Industrie ist jedoch der Eintrag von größeren Mengen basischer Stäube zu beobachten.

Konkrete wasserwirtschaftliche Sanierungsziele für Einzugsgebiete mit Versauerungserscheinungen wurden bisher weder in Deutschland noch in Polen aufgestellt, auch wenn die EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie integrierte Bewirtschaftungspläne der Einzugsgebiete für die Zukunft fordert (EU-WRRL 2000; FEGER 2003).

#### 4 FRAGESTELLUNG

Im Mittelpunkt der durchgeführten Untersuchungen in den Untersuchungsgebieten Große Pyra und Święty Krzyż steht die Interpretation und der Vergleich der Trends versauerungsrelevanter Wasserinhaltsstoffe im Oberflächenwasser.

Die Daten für die Große Pyra wurden im Messprogramm des Freistaates Sachsen innerhalb des UN-ECE Projekts „Effects and control of long-range transboundary air pollution“ durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie erhoben. Die hydrologischen Grunddaten wurden durch das Staatliche Umweltfachamt Plauen bereitgestellt. Die Depositionsdaten entstammen der DBF Klingenthal (Level-II-Monitoring-Programm der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Graupa. Die Daten wurde dankenswerterweise durch die genannten Institutionen zur Verfügung gestellt.) Zudem werden auch Ergebnisse eigener Untersuchungen verwendet (LORZ 1999; LORZ et al. 2003; LORZ et SCHNEIDER 2002).

Die Daten im Untersuchungsgebiet Święty Krzyż werden kontinuierlich seit Anfang 1994 im Programm des Staatlichen Integrierten Umweltmonitorings in der Monitoringstation Święty Krzyż erhoben. Die Ziele des Monitorings sind die Abschätzung (a) der Folgen der sauren Niederschläge im Oberflächen- und Bodenwasser, (b) der Wuchsbedingungen der naturnahen Waldbestände des Świętokrzyski Nationalparks und (c) des Zustandes und der Entwicklung der Bodeneigenschaften, insbesondere die Verschiebung der Versauerungsprozesse in den Unterboden (KOWALKOWSKI et JÓZWIAK 2000a; KOWALKOWSKI et al. 2002; KOWALKOWSKI 1994, 2002).

#### 5 TRENDS IN DER GEWÄSSERVERSAUERUNG

Die Sulfat-Konzentrationen nahmen im Oberflächenwasser im UG Große Pyra im Zeitraum 1993-2003 um  $33 \mu\text{eq l}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ab. Einen vergleichbaren Wert ( $28 \mu\text{eq l}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) ermittelten HRUSKA et KRAM (2003) für das Einzugsgebiet Lysina, Slavkov Les, NW-Böhmen im Zeitraum 1989–2002. Im Bachwasser des UG Święty Krzyż verringerten sich die Sulfat-Konzentrationen um  $67 \mu\text{eq l}^{-1} \text{ a}^{-1}$  [1994–2003] und in der Waldquelle im EG Święty Krzyż um  $52 \mu\text{eq l}^{-1} \text{ a}^{-1}$  [1994-2003] (Abb. 4). Für den Zeitraum 1994–1996 sind im Bach- und Quellwasser UG Święty Krzyż deutlich höhere Sulfat-Konzentrationen als im UG Große Pyra zu beobachten. Dieser Unterschied verringert sich bis 1999, ab dann liegen die Sulfatkonzentrationen für die Quelle in einer ähnlichen Größenordnung wie für die Große Pyra, im Bachwasser sind sie sogar deutlich niedriger. Diese Entwicklung spiegelt den starken Rückgang der Immissionen wider (Abb. 5), wie er in Europa generell zu beobachten ist (ALEWELL et al. 2000, 2001; EVANS et al. 2001). Dabei ist die Abnahme im UG Święty Krzyż am größten, da die Belastungen dort am höchsten waren (PRECHTEL et al. 2001: 315). Das Verhältnis der Deposition Freiland/Bestand bleibt dabei unverändert. Im UG Święty Krzyż ist die Freilanddeposition etwa doppelt so hoch wie im UG Große Pyra. Die Bestandsdepositionen liegen um den Faktor 1.5 bis 2.0 höher in den Tannenbeständen im UG Święty Krzyż als unter Fichte des UG

Große Pyra. Andere Gründe für den Rückgang von Sulfatgehalten im Oberflächenwasser, wie eine reduzierte S-Mineralisierung, eine verstärkte S-Aufnahme durch Pflanzen oder eine erhöhte Sulfatadsorption im Einzugsgebiet sind zwar nicht auszuschließen (VESELÝ et al. 2002), erscheinen jedoch aufgrund der Koinzidenz mit den enormen Depositionsverminderungen weniger bedeutsam.

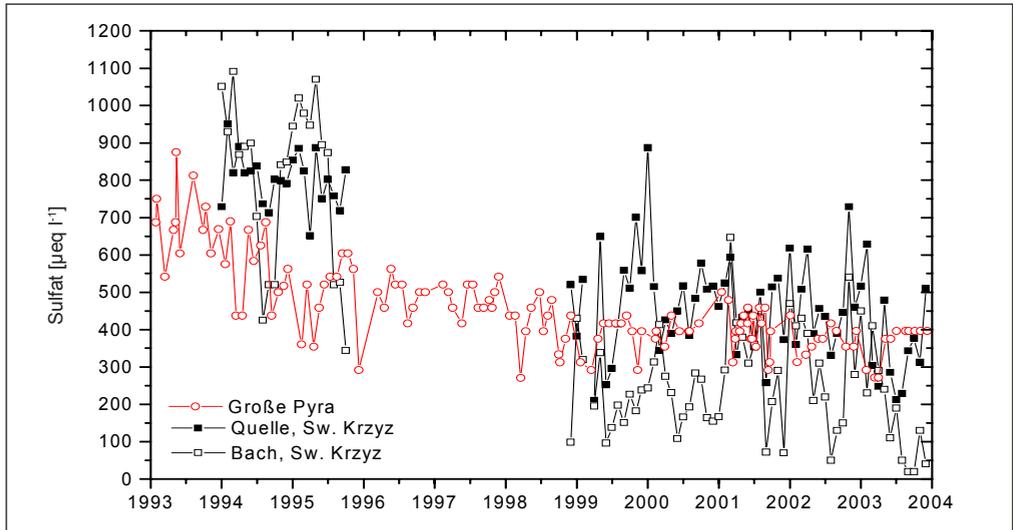


Abb. 4 Sulfat im Oberflächenwasser UG Große Pyra, Pegel Sachsengrund und im Quell- bzw. Bachwasser UG Święty Krzyż

Die tiefgründigen, humosen Böden der beiden UG besitzen hohe Sulfat-Speicherkapazitäten. Dadurch wird die Regenerierung in Abhängigkeit vom im Boden gespeicherten Schwefel verzögert (ALEWELL et al. 2000; 856; VESELÝ et al. 2002). In einer Pseudogley-Braunerde im UG Święty Krzyż steigt tiefenabhängig (15 cm bis 120 cm) die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentration (Tab. 2) in der Bodenlösung um den Faktor 1,7, bei einem pH-Wert von 3,5 (15 cm) bzw. 3,8 (120 cm). Dies kann als Folge der Freisetzung der gespeicherten S-Vorräte und/oder der biochemischen Verwitterung im Unterboden gedeutet werden (KOWALKOWSKI 2002, KOZŁOWSKI 2003). Auch im UG Große Pyra ist eine tiefe Durchdringung der Profile mit Sulfat zu beobachten (LORZ et SCHNEIDER 2003). Die Verläufe der Sulfatkonzentrationen im Bachwasser weisen auf eine schnellere Reaktion der Böden im UG Święty Krzyż auf Depositionsverminderungen und damit auf deren geringere Sulfat-Speicherkapazität hin.

Die Nitrat-Konzentrationen im Oberflächenwasser der Großen Pyra (Abb. 6) zeigen einen negativen Trend, obwohl nur im Freilandniederschlag die Stickstoff-Immissionen deutlich rückgängig sind (Abb. 5). Im UG Święty Krzyż sind große Schwankungen in den Nitrat-Konzentrationen im Oberflächenwasser – insbesondere ab 1999 – zu verzeichnen. Ein eindeutiger Trend lässt sich im UG Święty Krzyż jedoch weder für das Oberflächenwasser (Abb. 6) noch für die Depositionen (Abb. 5) ausmachen. Gründe für den Nitrat-Rückgang im Oberflächenwasser UG Große Pyra könnten der verstärkte Einbau in die Biomasse aufgrund höherer Vitalität der Bäume (ARMBRUSTER et al. 2003), sowie veränderte edaphische Bedingungen und/oder eine temperaturbedingte höhere Aktivität der Mikroorganismen sein. Insgesamt ist für Stickstoff aufgrund seiner stärkeren Einbindung in biogeochemische Prozesse ein komplexer Zusammenhang zwischen Ein- und Austrag zu erwarten (VESELÝ et al. 2002). Die mittleren  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen für 2003 im Oberflächenwasser der Großen Pyra von ca.  $59 \mu\text{eq l}^{-1}$  und im Bachwasser UG Święty Krzyż von  $182 \mu\text{eq l}^{-1}$  sowie  $104 \mu\text{eq l}^{-1}$  im Quellwasser fügen sich in das Bild mäßig bis stark belasteter Gebiete Mitteleuropas ein (WRIGHT et al. 2001: 307).

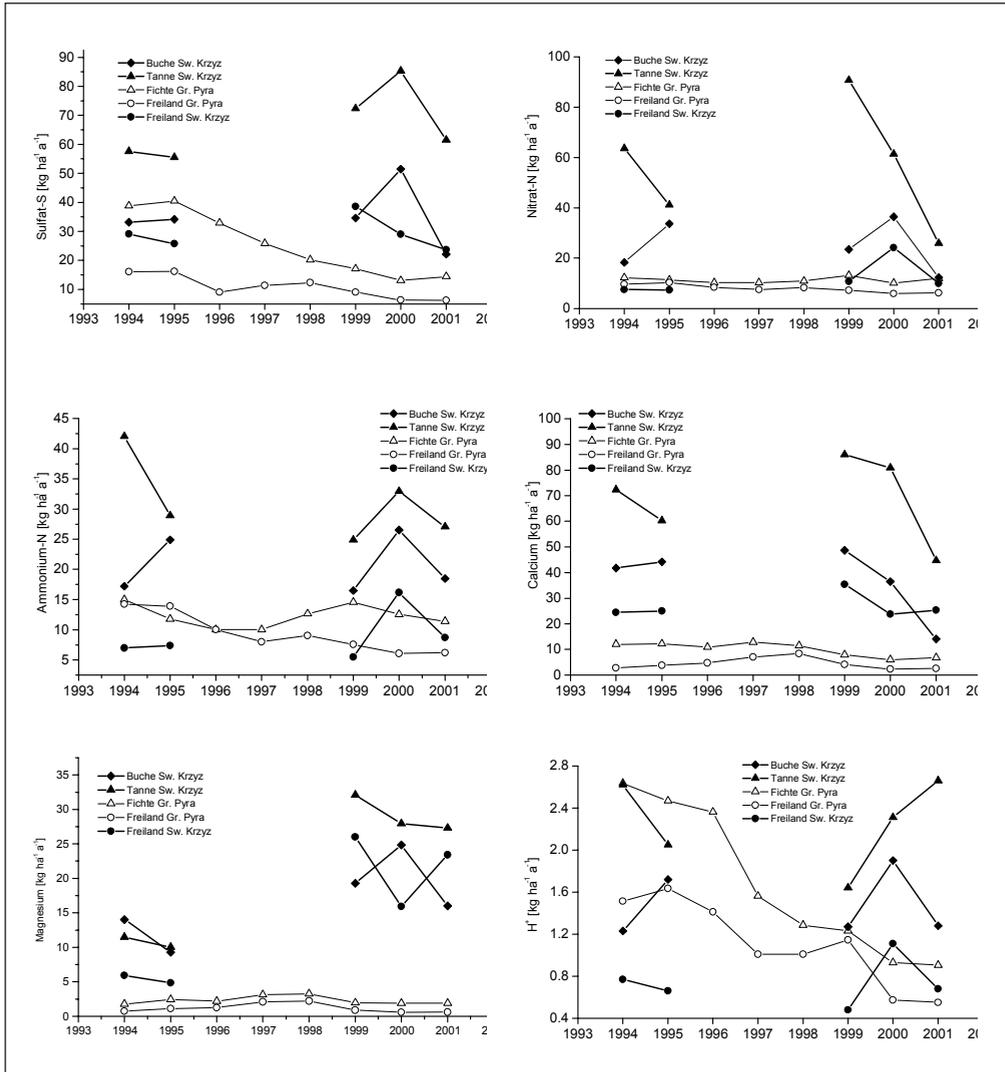


Abb. 5 Depositionsdaten (Jahresmittel) der DBF Klingenthal der LAF Graupa und der Monitoring Station Święty Krzyż

In Europa finden sich weder für die  $\text{NO}_3^-$ -N- noch die  $\text{NH}_4^+$ -N-Austräge generelle Trends (ALEWELL et al. 2000, 2001; EVANS et al. 2001; LFW 2000: 43 ff.).

Die gleichmäßige Abnahme der Aluminium-Werte in der Großen Pyra (Abb. 7) beruht vorwiegend auf einer abnehmenden Aluminium-Verfügbarkeit in der Bodenlösung aufgrund steigender pH-Werte im Boden (SMUL 2001: 13). Die Konzentrationen liegen jedoch 2003 noch deutlich oberhalb des Schwellenwerts von  $5,3 \mu\text{mol l}^{-1}$  ( $\sim 143 \mu\text{g l}^{-1}$ ), an dem akut toxische Wirkungen auf säureempfindliche Arten der Gewässerfauna (z. B. Fische) zu erwarten sind.

Seit 1999 werden in der Großen Pyra episodisch Konzentrationen  $<21 \mu\text{mol l}^{-1}$  ( $<567 \mu\text{g l}^{-1}$ ) erreicht, die eine zeitweilige Wiederbesiedlung mit säureempfindlichen Arten ermöglichen (LFW 2000: 36 f.). Eine

Tab. 2 Mittlere Konzentrationen der Kationen und Anionen in  $\mu\text{eq l}^{-1}$  in Bodenlösungen im UG Świąty Krzyż in Jahren 2001–2002 (n. KOZŁOWSKI 2003)

Tiefe [cm]	Kationen					Anionen			
	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Σ	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Σ
15	403,6	230,7	87,9	233,4	955,6	422,8	297,8	274,9	905,5
30	336,9	273,0	74,0	205,1	889,0	417,2	112,7	148,3	678,2
60	381,7	296,2	48,1	338,2	1064,2	572,1	63,6	278,2	913,9
90	492,3	332,1	72,3	361,6	1258,3	665,6	52,7	345,3	1063,6
120	542,4	353,6	33,1	349,4	1278,5	729,1	51,6	303,8	1084,5

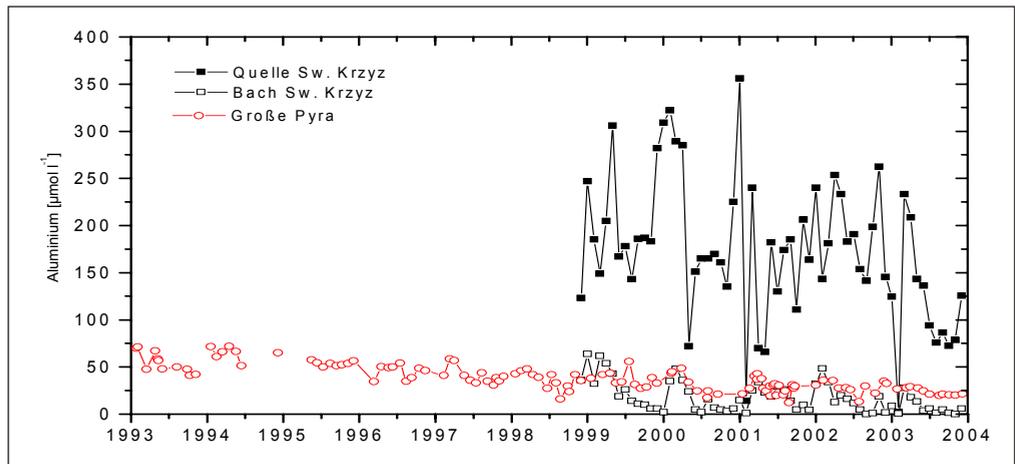
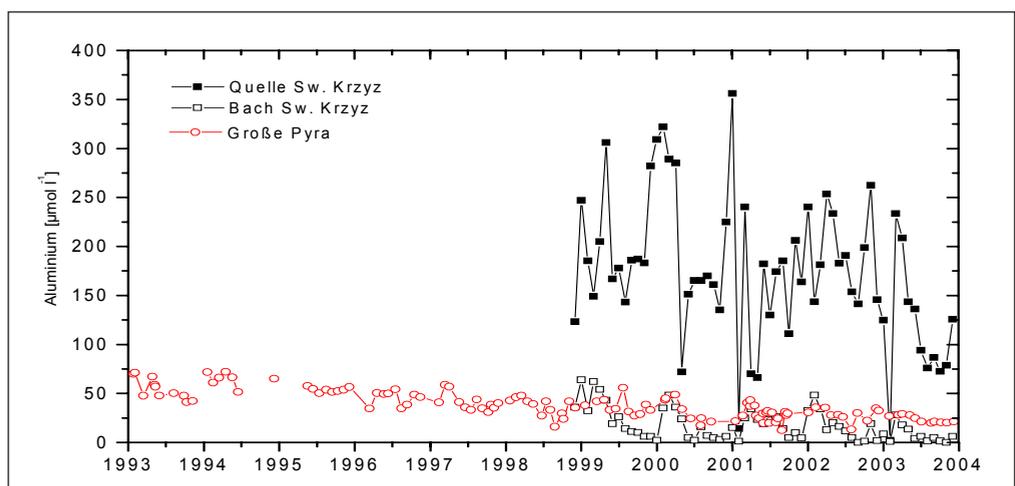


Abb. 6 Nitrat im Oberflächenwasser UG Große Pyra und im Quell- und Bachwasser UG Świąty Krzyż

Abb. 7 Aluminium<sub>total</sub> im Oberflächenwasser Große Pyra und im Quell- und Bachwasser Świąty Krzyż

solche Wiederbesiedlung (Verschiebung von SKL [= Säureklasse] 4 nach SKL 3 nach BRAUKMANN 1999) wird von KEITEL (2001) seit diesem Zeitpunkt beobachtet.

Die Aluminium-Konzentrationen im Oberflächenwasser im UG Świąty Krzyż (Abb. 7) stehen im Zusammenhang mit den niedrigen pH-Werten, die einen negativen Trend aufweisen (Abb. 9). Im Bachwasser ist ein abnehmender Trend der Al-Konzentrationen zu beobachten, während für die Quelle diese Tendenz nicht nachzuweisen ist. An anderen Messpunkten im UG Świąty Krzyż war ebenfalls eine Verringerung der Konzentrationen zu beobachten. Im Quellwasser des UG Świąty Krzyż waren 1999 durchschnittliche Aluminium-Konzentrationen von  $201 \mu\text{mol l}^{-1}$  nachweisbar, die im Jahr 2003

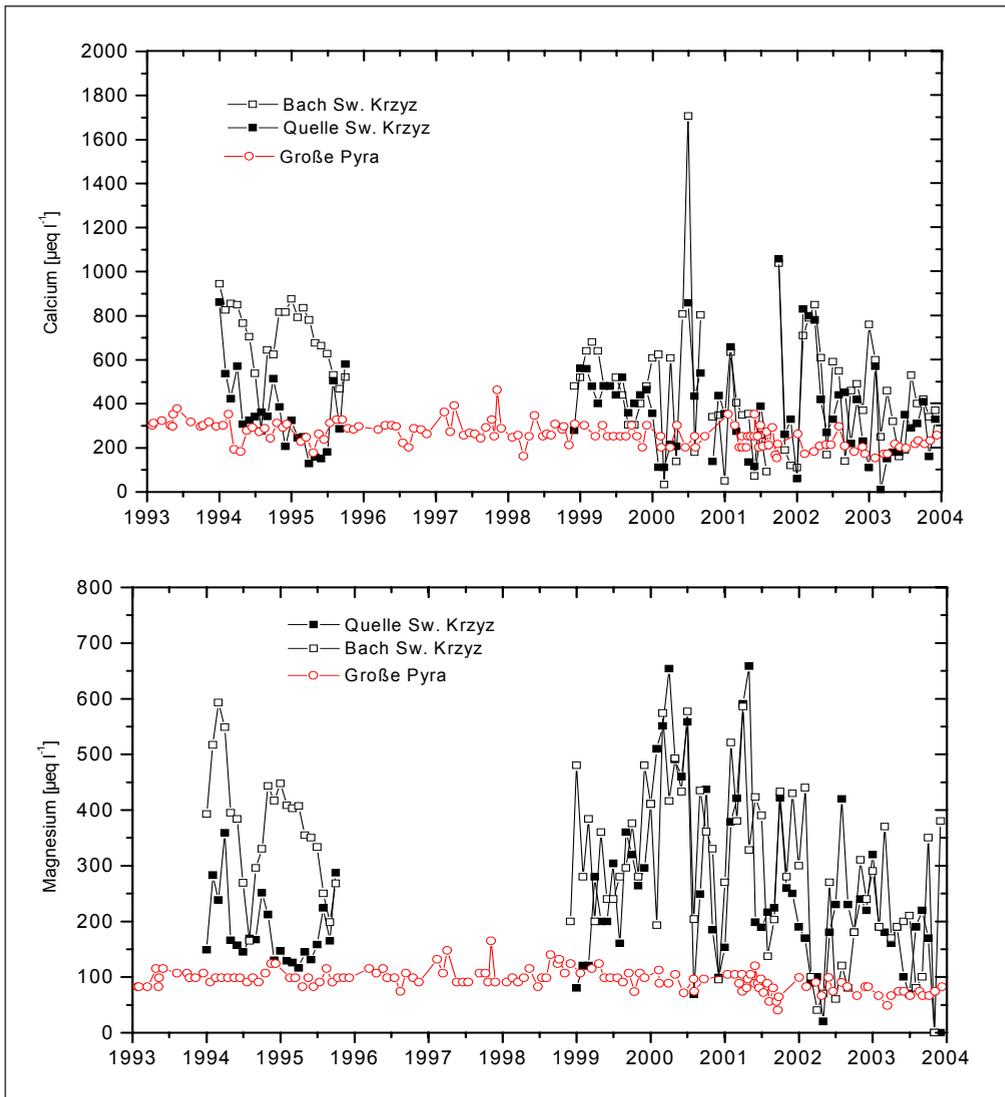


Abb. 8 Kalzium und Magnesium im Oberflächenwasser Große Pyra und im Quell- und Bachwasser Świąty Krzyż

bis auf  $72 \mu\text{mol l}^{-1}$  fielen. Diese Konzentrationen waren besonders an Standorten unmittelbar unterhalb der Quarzitblockmeere zu beobachten. Wesentlich niedriger liegen die Aluminium-Konzentrationen im Bachwasser, mit Jahresmittelwerten von  $29 \mu\text{mol l}^{-1}$  im Jahr 1999, die bis 2003 auf  $<1 \mu\text{mol l}^{-1}$  sanken. Die Konzentrationsunterschiede zwischen Bach und Quelle sind vermutlich durch eine erhebliche biologische und chemische Fixierung des gelösten Aluminiums, vorwiegend in organischen Komplexen, zu erklären. Die Kalzium- und Magnesium-Konzentrationen im Oberflächenwasser der Großen Pyra zeigen keinen generellen Trend, obwohl die atmosphärischen Einträge seit 1998 deutlich gefallen sind (Abb. 5, Abb. 8; EVANS et al. 2001). Im Bachwasser des UG Świąty Krzyż wurde eine durchschnittliche Abnahme der Ca-

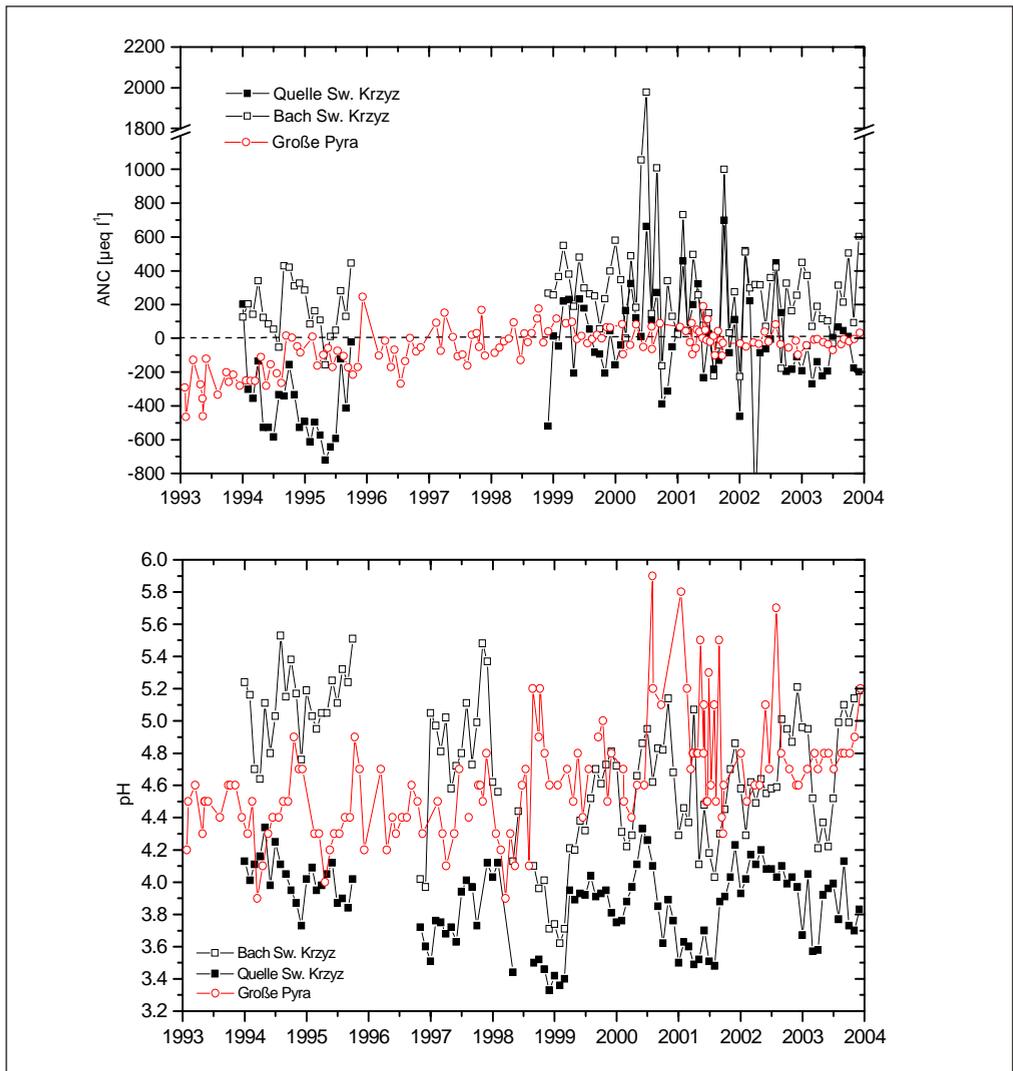


Abb. 9 ANC (=Säureneutralisationskapazität n. REUSS et JOHNSON 1986) und pH-Wert im Oberflächenwasser Große Pyra, Pegel Sachsengrund und im Quell- und Bachwasser Świąty Krzyż

Konzentrationen von  $55 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$  und der Mg-Konzentrationen von  $4 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$  im Zeitraum 1994–2003 beobachtet (Abb. 8). Dies wird als Effekt der Tiefenversauerung der Böden interpretiert. Im Quellwasser ist eine geringere Abnahmerate für Kalzium von  $16 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$  und eine deutlich höhere Abnahmerate für Magnesium von  $19 \mu\text{eq l}^{-1} \text{a}^{-1}$  aufgrund dessen höherer Mobilität zu beobachten. Hier ist auch eine deutlich stärkere Variation der Konzentrationen zu beobachten. Die Prozesse der Verwitterung der Schluffe und Tone äolischer Herkunft im Boden (KOWALKOWSKI et al. 1993, KOWALKOWSKI 1994) ist mit Freisetzung von  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Fe}^{3+}$  verbunden und besonders in der Tiefenversauerungszone im Unterboden wirksam.

Die starke Abnahme der Sulfat- und Nitrat-Depositionen sowie der konsequente Konzentrationsrückgang im Oberflächenwasser führt in der Großen Pyra zu einem leichten Anstieg des pH-Werts. Die gesamte positive Tendenz des pH-Werts ist vorwiegend auf die höheren Werte 1998 bis 2000 zurückzuführen. In Deutschland und Europa werden generell zunehmende pH-Werte für saure Gewässer beobachtet (VESELÝ et al. 2002; ALEWELL et al. 2001; EVANS et al. 2001). Die ANC (=Säureneutralisationskapazität) zeigt einen Anstieg bis zum Jahr 1999. Ab diesem Zeitpunkt schwankt die ANC um die Nulllinie (Abb. 9). Die jährlichen Höchstwerte und Tiefstwerte (drei höchste bzw. niedrigste Werte eines Jahres) im Untersuchungsgebiet Große Pyra zeigen ein deutliches Ansteigen der pH-Werte seit 1999. Bis dahin treten die ökologisch bedeutsamen pH-Schocks ( $\text{pH} < 4,5$ ) auf (Abb. 10).

Im UG Świąty Krzyż nahmen in den Jahren 1994–2003 die Sulfat- und Nitrat-Depositionen stark ab, was einen Rückgang der Konzentrationen im Oberflächenwasser zur Folge hatte. Trotzdem hat sich infolge der starken äquivalenten Auswaschung der basischen Kationen, bei fortschreitender Versauerung auch durch Al- und Fe-Ionen, eine negative Tendenz der pH-Werte in den Jahren 1999–2001 eingestellt (Abb. 9). Die mittleren pH-Werte des Quellwassers aus dem Oberhang liegen im Bereich von 3,6–3,9, während das Bachwasser am Hangfuß mittlere pH-Werte von 4,3–4,7 zeigte. Obwohl die pH-Werte insgesamt einen negativen Trend aufweisen, zeichnen die Höchst- und Tiefstwerte dieses Bild nicht nach. So sinken die niedrigen pH-Werte in der Quelle bis 2002 ab, um danach wieder anzusteigen (Abb. 10).

Die ANC-Werte der Jahre 1994–1995 zeigen im Quellwasser Świąty Krzyż negative Werte an, was eine Erschöpfung der ANC anzeigt. Eine Entspannung der Situation konnte für den Zeitraum 1999–2003 festgestellt werden, was sich in zunehmend positiven ANC-Werten äußert, auch wenn immer noch zahlreiche negative Einzelwerte beobachtet wurden (Abb. 9). Hier könnte ein Zusammenhang zu den mit der Tiefe ansteigenden Ca- und Mg-Konzentrationen aus der Nachverwitterung in der Bodenlösung der tief versauerten Böden im Świątokrzyski Nationalpark bestehen. Die Bodenlösungen befinden sich ständig im Al-/Fe-Pufferbereich. Zugleich steigen die  $\text{SO}_4$ -Konzentration mit der Tiefe an, da sie aus dem Bodenspeicher gespeist werden (Tab. 3). Verstärkt wird dieser Effekt besonders durch die undurchlässigen periglaziären Lagen im Untergrund. Der laterale Wasserfluss führt zu einem ständigen Verlust der basischen Kationen in Böden des Einzugsgebietes. Dies betrifft besonders die oberen Lagen, was auch von FIEDLER et KLINGER (1995) im Tharandter Wald und im Erzgebirge festgestellt wurde. Daten aus dem Solling (ULRICH 1980) haben gezeigt, dass stark versauerte Böden die Bildung von Abflusswasser mit niedrigen pH nach dem Ende sauren Inputs für eine bedeutende Zeitperiode bedingen. pH-Werte zwischen 4,2 und 6,5 besitzen allerdings eine geringe Aussagekraft für die Deutung der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit und können ohne weitere Aziditätsindikatoren nur mit Vorsicht interpretiert werden (KOWALKOWSKI 2002; BLOCK et al. 2000; REUSS et JOHNSON 1986).

## 6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

In der Zusammenschau sind zwei Stadien der Versauerungs-Entwicklung der Einzugsgebiete zu erkennen. Das UG Große Pyra befindet sich im Regenerationstadium, während für das UG Świąty Krzyż eine Übergangsphase vom Belastungs- zum Regenerationsstadium zu beobachten ist (Tab. 3).

Das Regenerationsstadium ist gekennzeichnet durch zunehmende pH- und ANC-Werte im Oberflächenwasser. Gleichzeitig nehmen die Konzentrationen für Sulfat, Nitrat und Aluminium ab. Auch wenn ein leichter Wiederanstieg der pH-Werte seit 1998 in der Großen Pyra beobachtet werden kann, so bleiben

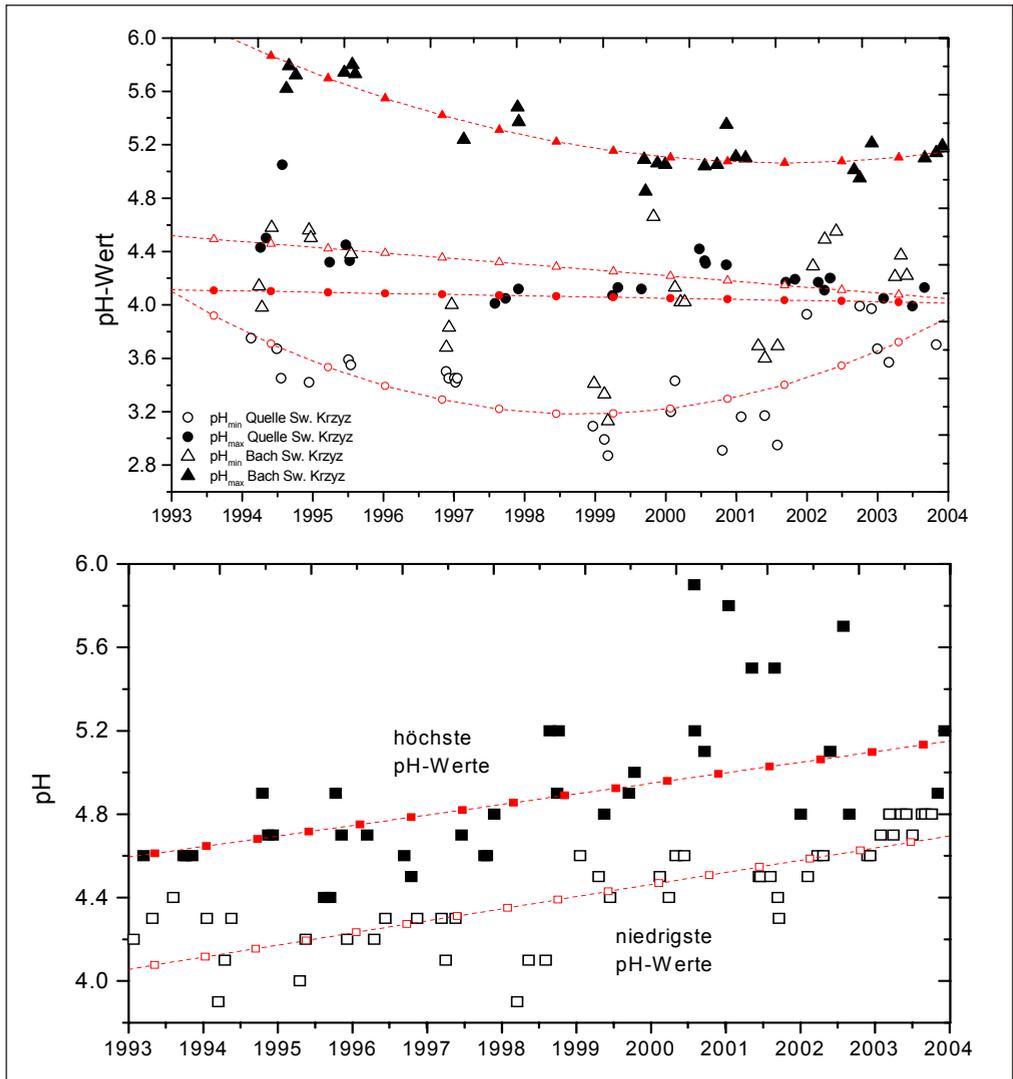


Abb. 10 Niedrigste und höchste pH-Werte im Quell- und Bachwasser Świąty Krzyz und im Oberflächenwasser Große Pyra, Pegel Sachsengrund

extreme Tiefwerte bis 1999 der ökologisch begrenzende Faktor. Die ANC zeigt ab 1997 einen gleichförmigen Verlauf, der um die Nulllinie schwankt. Am Beispiel des UG Große Pyra kann gezeigt werden, dass die Qualität der Fließgewässer in den Hochlagen des Westerzgebirges besonders durch die Verminderung der Emissionen auf überregionaler Ebene bedingt ist. Mittel- bis langfristige Effekte der Bodenkalkungen auf die Oberflächenwasserqualität – insbesondere auch im Verhältnis zur N- und S-Dynamik – sind bisher nicht ausreichend zu prognostizieren (LORZ et al. 2003; MEESENBURG et al. 2001; FEGER et LORZ 2001; RASPE et al. 1998).

Die Übergangsphase im UG Świąty Krzyz zeigt ein indifferentes Bild. Auffällig ist, dass für die Mehrzahl der Parameter im Oberflächenwasser und für  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}^+$  in der Deposition kein Trend zu erkennen

ist. Die Calcium-, Magnesium- und Sulfatkonzentrationen nehmen im Oberflächenwasser aufgrund der Depositionsrückgänge ab. Dagegen stagnieren die Stickstoffeinträge und -austräge. Die ansteigenden Mg-Einträge sind vermutlich aus der Nähe zur Zement- und Kalkindustrie zu erklären, die in der dominierenden Windrichtung etwa 40 km SW liegt.

Tab. 3 Übersicht Trends der Stoffkonzentrationen

		Święty Krzyż	Große Pyra
Zunehmend	Deposition	Mg <sup>2+</sup>	-
	Oberflächenwasser	ANC	ANC, pH
Abnehmend	Deposition	Ca <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , H <sup>+</sup>
	Oberflächenwasser	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Al <sup>3+</sup> , pH, Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Al <sup>3+</sup>
Kein Trend	Deposition	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , H <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup>
	Oberflächenwasser	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>

Der Vergleich der UG Große Pyra und Święty Krzyż zeigt, dass in der allgemeinen Übertragbarkeit des Regenerierungsverhaltens versauerter Einzugsgebiete große Unsicherheiten bestehen, da es sich bei Versauerung zwar um eine regionale Erscheinung handelt, die Regenerierung bisher jedoch nur in einzelnen Kleineinzugsgebieten untersucht wurde (VESELY et al. 2002). In der Konsequenz ist eine einzugsgebietesbezogene Regionalisierung der Versauerungsdynamik als Grundlage einer nachhaltigen Bewirtschaftung zu postulieren.

Hinsichtlich der natürlichen Dynamik in von Natur aus „sauren“ Einzugsgebieten besteht ebenfalls erheblicher Forschungsbedarf (BISHOP et al. 2000). Eine Trennung von natürlich sauren Wässern und solcher die sekundär durch anthropogene Eingriffe und Einflüsse aus der Atmosphäre versauert sind bzw. eine hohe Prädisposition aufweisen, ist notwendig. Ein begleitendes Monitoring- und Zielprogramm (BISHOP et al. 2000; LAF 2000: 11) sowie die Festlegung von Referenzzuständen im Sinne der EU-WRRL ist nachdrücklich zu fordern.

Der geökosystemare Zusammenhang, der sich in der Problematik der Gewässerversauerung besonders deutlich zeigt, muss grundsätzlich stärker gegenüber einseitigen Nutzungsansprüchen der Forst- und Wasserwirtschaft in den Mittelpunkt des gesellschaftlichen Interesses gestellt werden. Die Sicherung der langfristigen Erneuerung und Bereitstellung von nutzbaren Oberflächenwasser in bewaldeten Einzugsgebieten ist – auch unter Berücksichtigung der EU-WRRL – stärker als Leistung der Forstwirtschaft zu sehen (FEGER et LORZ 2001).

## 7 ZUSAMMENFASSUNG

LORZ, C.; KOWALKOWSKI, A.; JÓZWIAK, M.; KOZŁOWSKI, R.; SCHNEIDER, B.: Die Regenerierung von versauerten Fließgewässern – Eine vergleichende Fallstudie aus dem Westerzgebirge und dem Świętokrzyskie Gebirge. – *Hercynia N.F.* **38** (2005): 41–58.

Seit den 1960er Jahren wird die Wasserqualität von kleinen Fließgewässern in bewaldeten hydrologischen Einzugsgebieten in Mitteleuropa durch Versauerungstendenzen erheblich beeinträchtigt. Die beobachtete Regenerierung („*recovery*“) während der letzten Dekade ist im Zusammenhang mit den Emissionsminderungen – z.B. im Rahmen des Göteborg-Protokolls – und aufgrund der Durchführung von Bodenschutzkalkungen zu sehen.

Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen ist der Vergleich der Fließgewässer in zwei Kleineinzugsgebieten in den Hochlagen des Westerzgebirges, SO-Deutschland und im Lysogóry Hauptmassiv

des Świętokrzyskie Gebirges (Heiligkreuz), SO-Polen hinsichtlich ihrer chemischen Eigenschaften. Dazu werden Daten aus laufenden Monitoring-Programmen untersucht, um Trends für versauerungsrelevante Stoffe, wie Sulfat, Nitrat, Aluminium und basischen Kationen, aufzuzeigen. Ziel des Vergleiches des gegenwärtigen Zustandes ist die Prognose der weiteren Entwicklung der Wasserqualität auch vor dem Hintergrund der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie (EU-WRRL).

## 8 LITERATUR

- ALEWELL, C.; MANDERSCHIED B.; BITTERSÖHL, J.; MEESENBERG, H. (2000): Is acidification still an ecological threat? – *Nature* **407**: 856-857.
- ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M.; BITTERSÖHL, J.; EVANS, C.D.; MEESENBERG, H.; MORITZ, K.; PRECHTEL, A. (2001): Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? – *Hydrology and Earth System Sciences* **5** (3): 367-378.
- ARMBRUSTER, M.; MENGISTU, A.; SEEGERT, J.; FEGER, K.-H. (2003): Wasser- und Stoffbilanzen kleiner Einzugsgebiete im Schwarzwald und Osterzgebirge – Einflüsse sich verändernder atmosphärischer Einträge und forstlicher Bewirtschaftung. – *Geowissenschaft und Umwelt* **12**: 23-54.
- BISHOP, K.; LAUDON, H.; HRUŠKA, J.; KRÁM, P.; KÖHLER, S.; LÖFGREN, S. (2000): Does acidification policy follow research in northern Sweden? The case of natural acidity during the 1990's. – *Water, Air, and Soil Pollution* **130** (1-4): 1415-1420.
- BLOCK, J.; EICHHORN, J.; GEHRMANN, J.; KÖLLING, C.; MATZNER, E.; MEIWES, K.J.; WILPERT, V.K.; WOLFF, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II–Waldökosystem–Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund–Länder Arbeitsgruppe Level II. BML, Bonn: 1-167.
- BRAUKMANN, U. (1999): Säuregrad - Indikation mit Hilfe des Makrozoobenthos. – In: FRIEDRICH, G.; TÜMPLING, W.V. [Hrsg.]: *Biologische Gewässeruntersuchung* **2**: 286-298, Stuttgart.
- DANIELEWICZ, W. (2000): Zbiorowiska roślinne, W: St. Cieśliński, A. Kowalkowski (red.) *Świętokrzyski Park Narodowy, Przyroda, Gospodarka, Kultura, Bodzentyń-Kraków*: 209-234.
- DÄSSLER, H.-G.; RANFT, H. (1989): Versauern unsere Waldböden? Ergebnisse eines über einen 30jährigen Zeitraum geführten pH-Wertvergleiches im Erzgebirge. – *Sozialistische Forstw.* **39**: 88-89.
- EU-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik, Abl. EG vom 22.12.2000, Nr. L 327/1, Brüssel.
- EVANS, C.D.; CULLEN, J.M.; ALEWELL, C.; KOPÁČEK, J.; MARCHETTO, A.; MOLDAN, F.; PRECHTEL, A.; ROGORA, M.; VESELÝ, J.; WRIGHT, R.F. (2001): Recovery from acidification in European surface waters. – *Hydrology and Earth System Sciences* **5** (3): 283-298.
- EVANS, C.D.; MONTEITH, D.H. (2001): Chemical trends at lakes and streams in the UK Acid Waters Monitoring Network, 1988-2000: Evidence for recent recovery at a national scale. – *Hydrology and Earth System Sciences* **5** (3): 351-366.
- EWERS, H.J. (1986): Zur monetären Bewertung von Umweltschäden am Beispiel der Waldschäden. – *UBA-Berichte* **4**: o. S.
- FEGER, K.H. (2003): Kleineinzugsgebiete im Mittelgebirge: Pedologische und geomorphologische Bedingungen und Prozessdynamik in Wassereinzugsgebieten: Bedeutung für den Gewässerschutz im Lichte der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – *GUG-Berichte* **12**: 2-6.
- FEGER, K.-H.; LORZ, C. (2001): Saurer Boden – saures Wasser, aktuelle Trends und Prognosen der Gewässerversauerung. – *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* **48** (10): 1372-1373.
- FERRIER, R.C.; JENKINS, A.; WRIGHT, R.F.; SCHÖPP, W.; BARTH, H. (2001): Assessment of recovery of European surface waters from acidification 1970-2000: An introduction to the Special Issue. – *Hydrology and Earth System Sciences* **5** (3): 274-282.
- FIEDLER, H.J.; KLINGER, T. (1995): Gehalt und Funktion des Schwefels in SO<sub>2</sub>-belasteten Fichtenforsten. In: H.Grosse, G.Lehmann, J.Mittag (Eds.): *4 Internationales EIPOS-Kolloquium Umweltwissenschaften. Monitoring der anthropogenen Landschaften in Mittel und Osteuropa Referateband EIPOS*, Stuttgart: 20-36.
- HEDLICH, R. (1973): *Regionallimnologische Untersuchungen an sechs Trinkwassertalsperren des mittleren und westlichen Erzgebirges*, 120 S., Dissertation, TU Dresden.

- HEMOND, H.F. (1994): Role of Organic Acids in Acidification of Fresh Waters - In: STEINBERG, C. ET R.F. WRIGHT [Hrsg.]: Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future.- Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report, 14, 103-115, London (Wiley).
- HRUŠKA, J.; KRÁM, P. (2003): Modeling long-term changes in stream water and soil chemistry in catchments with contrasting vulnerability to acidification (Lysina and Pluhuv Bor, Czech Republic). - *Hydrology and Earth System Sciences* **7** (4): 525-539.
- HÜTTL, R.F. (1985): Neuartige Schäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen in Südwest Deutschland. Thesis. - Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen H.16, Freiburg: 1-195.
- HRUŠKA, J.; MOLDAN, F.; KRÁM, P. (2002): Recovery from acidification in central Europe - observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. - *Environmental Pollution* **120**: 261-274.
- KEITEL, M. (1995): Langzeitbetrachtung der Gewässerversauerung - Fallstudie im Erzgebirge. - *Wasser und Boden* **10**: 27-33.
- KEITEL, M. (2001): Beitrag innerhalb des Workshop Gewässerversauerung - quo vadis? Dresden vom 20. bis 22.5.2001.
- KOWALKOWSKI, A.; BROGOWSKI, Z.; KOCOŃ, J. (1988): Mikromorphologische und Ernährungsuntersuchungen an Nadeln absterbender Fichten in den Sudeten. - *Forst und Holz* **43**: 293-295.
- KOWALKOWSKI, A. (1994): Elementy fizjograficznej charakterystyki Stacji Geoekologicznej Świąty Krzyż W: A. Kowalkowski (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring ekosystemów. Mat. Symp., Kielce: 41-51.
- KOWALKOWSKI, A. (1995): Zagrożenia krajobrazu leśnego Gór Świętokrzyskich wskutek działalności człowieka. Monitoring antropogenicznych krajobrazów Środkowej i Wschodniej Europy, IV Kolokwium EIPOS, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce: 29-86.
- KOWALKOWSKI, A. (2000): Gleby, W: St. Cieśliński, A. Kowalkowski (red.) Świętokrzyski Park Narodowy, Przyroda, Gospodarka, Kultura, Bodzentyn-Kraków: 169-198.
- KOWALKOWSKI, A. (2002): Wskaźniki ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie. Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego 3/02, KTN Kielce: 31-44.
- KOWALKOWSKI, A.; BROGOWSKI, Z.; KOCOŃ, J.; SWALDEK, M. (1990): Stan odżywienia i zdrowotność jodły (*Abies alba* Mill) w Świętokrzyskim Parku Narodowym. Rocznik Świętokrzyski 17. Warszawa-Kraków: 11-26.
- KOWALKOWSKI, A.; BROGOWSKI ET, Z.; KOCOŃ, J. (1993): Pokrywy stokowe i typy gleb w masywie Łysogór w Górach Świętokrzyskich. Rocznik Świętokrzyski 19, KTN Kielce: 65-89.
- KOWALKOWSKI, A.; JÓZWIĄK, M. (2000a): Skład chemiczny wód opadowych, Zmiany w środowisku glebowym. - In: St. CIEŚLIŃSKI, A. KOWALKOWSKI (red.) Świętokrzyski Park Narodowy, Przyroda, Gospodarka, Kultura, Bodzentyn-Kraków: 407-439.
- KOWALKOWSKI, A.; JÓZWIĄK, M. (2000b): Stan zanieczyszczenia powietrza, 390-406, Wpływ warunków środowiska na zdrowotność jodły, 455-470. - In: St. CIEŚLIŃSKI, A. KOWALKOWSKI (red.) Świętokrzyski Park Narodowy, Przyroda, Gospodarka, Kultura, Bodzentyn-Kraków.
- KOWALKOWSKI, A.; JÓZWIĄK, M.; KOZŁOWSKI, R. (2001): Pedogeniczne czynniki procesów zakwaszania wód w ekosystemie leśnym Świętokrzyskiego Parku Narodowego. - In: M. JÓZWIĄK, A. KOWALKOWSKI (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce: 253-270.
- KOWALKOWSKI, A.; JÓZWIĄK, M.; KOZŁOWSKI, R. (2002): Changes in the quality of precipitation waters in forest ecosystem of the Świętokrzyski Natural Park. *Czasopismo Techniczne, Las i woda*, 5. Kraków: 97-110.
- KOZŁOWSKI, R. (2003): Uwarunkowania i zmienność chemizmu opadów atmosferycznych i ich skutki w wybranych geokostemach Gór Świętokrzyskich, Rozprawa Doktorska, Akademia Świętokrzyska, Kielce: 1-212.
- KRÁM, P.; HRUŠKA, J.; DRISCOLL, C.T. (1998): Application of two biogeochemical models (PnET-BGC/CHESS and Magic) to the Lysina Catchment, Czech Republic. - Poster Volume Head Water '98, Hydrology, Water Resources and Ecology of Mountain Areas, 175-178.
- LAF [= Sächsische Landesanstalt für Forsten] (1995): Abschlußbericht, Umbau von immissionsgeschädigten Waldflächen der sächsischen Mittelgebirge zu naturnahen Bestockungen unter besonderer Berücksichtigung der Buche, Graupa, 167 S.
- LAF [= Sächsische Landesanstalt für Forsten] (2000): Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. – Schr.R. der Sächs. LA f. Forsten, Graupa **21**: 1-58.
- LFW [=LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, RHEINLAND-PFALZ] (2000): Versauerung von Fließgewässern in Rheinland-Pfalz, 1-113, Mainz.
- LIEBOLD, E.; DRECHSLER, M. (1991): Schadenszustand und -entwicklung in den SO<sub>2</sub>-geschädigten Fichtengebieten Sachsens. - *AFZ* **10**: 492-494.
- LINDEMANN, J.; PFEIFFER, S.; HERRMANN, R. (1995): Ökosysteminterne Neutralisierung atmosphärischer Säureinträge durch redoxchemische Prozesse in Quellmoore (Frankenland, NO-Bayern). - *Mitt. Dt. Bodenkdl. Mitt.* **76**: 349-352.

- LORZ, C. (1999): Bodenzustand und Gewässerversauerung im Westerzgebirge. - UFZ-Berichte **14**: 1-154.
- LORZ, C. (2003): Zur Regenerierung von versauerten Fließgewässern – Eine Fallstudie aus dem oberen Westerzgebirge. - Ber. Z. dt. Landeskunde **77**(4): 363-378.
- LORZ, C.; HRUŠKA, J.; KRÁM, P. (2003): Long-term modeling of acidification and recovery in an upland catchment of the Western Ore Mountains, SE-Germany. - J. Total Environment **310**: 153-161.
- LORZ, C.; SCHNEIDER, B. (2002): Abschätzung des Mobilisierungspotentials von Sulfat und Metallen durch verschiedene Extraktionsmethoden in Böden eines sauren Einzugsgebiet im Westerzgebirge, SE-Deutschland. - Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges. **98**: 51-52.
- LORZ, C.; SCHNEIDER, B. (2003): Regenerierung eines versauerten Fließgewässers im Oberen Westerzgebirge. - Freiburger Forstl. For. **49**: 137-15.
- LTV [=LANDESTALSPERRENVERWALTUNG SACHSEN] (2003): Freundliche mündliche Mitteilung vom 30.1.03.
- LTV [=LANDESTALSPERRENVERWALTUNG SACHSEN] (1991-1995): Jahresberichte Eigenüberwachung der Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken und Speicher der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Pirna.
- MARQUARDT, W.; BRÜGGEMANN, E. (1998): Nationale und grenzüberschreitende Auswirkungen von Emissionen auf Regenwasserinhaltsstoffe in Sächsischen Großregionen. - Workshop „Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung, 43-52.
- MARQUARDT, W.; BRÜGGEMANN, E.; AUDEL, R.; HERRMANN, H.; MÖLLER, D. (2001): Trends of pollution in rain over East Germany caused by changing emissions. - Tellus **53B**: 529-545.
- MEESBURG, H.; MEIWES, K.J.; WAGNER, M.; PRENZEL, J. (2001): Ecosystem effects after ameliorative liming of a catchment at the Harz mountains, Germany. - In: HORST, W.J. [Hrsg.]: Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems, 914-915.
- MITOSEK, G. (1995): Transgraniczne przenoszenie zanieczyszczeń powietrza w świetle badań EMEP. Zanieczyszczenie powietrza w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa: 80-100.
- NEUMEISTER, H., KRÜGER, A.; MEYER, L.; REGBER, R. (1995): Räumliche Differenzierung elementarer geoökologischer Eigenschaften im oberen Westerzgebirge/oberen Vogtland. - Geoprofil **5**: 43-81.
- PACES, T. (1994): Acidic Emissions and Political Systems - In: STEINBERG, C.; WRIGHT, R.F. [Hrsg.]: Acidification of Freshwater Ecosystems, Implications for the Future. - Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report **14**: 5-15, London (Wiley).
- PRECHTEL, A.; ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M.; BITTERSÖHL, J.; CULLEN, J.M.; EVANS, C.D.; HELIWELL, R.C.; KOPÁČEK ET, J.; MARCHETTO, A.; MATZNER, E.; MEESBURG, H.; MOLDAN, F.; MORITZ, F.; VESELÝ, J.; WRIGHT, R.F. (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. - Hydrology and Earth System Sciences **5** (3): 311-326.
- PÜTZ, K. (1996): Wassergüteveränderungen in Talsperren und Möglichkeiten der Einflußnahme. - Kolloquium, Trinkwasserversorgung aus Talsperren in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen. - DVWK und DVGW, 30.4.96. 1-14, Meißen.
- RAPORT (2001): Stan środowiska w województwie świętokrzyskim w roku 2000. - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce: 1-218.
- RAPORT (2002): Stan środowiska w województwie świętokrzyskim w roku 2001. - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce: 1-224.
- RASPE, S.S.; FEGER, K.H.; ZÖTTL, H.W. (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmassnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. – ECOMED. Landsberg: 1-533.
- REUSS J.O.; JOHNSON, D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soil and water.- Ecological Studies **59**: 1-119, New York (Springer).
- SLFUG [=SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE] (1994-2001): Jahresberichte zur Immissionssituation. - Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul.
- SMUL [=SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG] (2002): Waldzustandsbericht 2002, 42 S., Dresden.
- SMUL [=SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG] (2001): Waldzustandsbericht 2001, 36 S., Dresden.
- SMUL [=SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESPLANUNG] (1998): Umweltbericht o. S., Dresden.
- STÖCKER, G. (1991): Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer. - Arch. Naturschutz u. Landschaftspflege, **31**: 19-35.
- STÖCKER, G. (1992): Hydrochemische Kenngrößen kleinster Fließgewässer in Berg-Fichtenwäldern. - Arch. Naturschutz u. Landschaftspflege, **32**: 1-27.
- STUFA [=STAATLICHES UMWELTFACHAMT PLAUEN] (1996): Regionalbericht Staatliches Umweltfachamt Plauen, Beschafftheitsentwicklung Fließgewässer. - Materialien zur Wasserwirtschaft 1: 1-30.

- SUDBRACK, R. (2001): Aktuelle Trends und Entwicklungen der Wasserbeschaffenheit in sächsischen Talsperren mit überwiegend forstwirtschaftlicher Nutzung im Einzugsgebiet. - Vortrag Workshop Gewässerversauerung - quo vadis? Dresden vom 20. bis 22.5.2001.
- TOFFEL, A.; WOLSKI, K. (1996): Migracje zanieczyszczeń przemysłowych nad Kielecczyną. - *Aura* **6**: 10-12.
- UDICH, H. (2001): Aufbereitung weicher saurer Talsperrenwässer. - Vortrag Workshop Gewässerversauerung - quo vadis? Dresden vom 20. bis 22.5.2001.
- ULRICH, B. (1980): Die Wälder in Mitteleuropa: Messergebnisse ihrer Umweltbelastung. Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. - *Allgem. Forstzeitschr.*: 1198-1202.
- VESELÝ, J.; MAJER, V.; NORTON, S. (2002): Heterogeneous response of Central European streams to decreased acidic atmospheric deposition. - *Environmental Pollution* **120** (2): 275-281.
- WRIGHT, R.F.; ALEWELL, C.; CULLEN, J.M.; EVANS, C.D.; MARCHETTO, A.; MOLDAN, F.; PRECHTEL, A.; ROGORA, M. (2001): Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive streams in Europe. - *Hydrology and Earth System Sciences* **5** (3): 299-310.
- WRÓBEL, S.; WÓJCIK, D. (1989): Zakwaszenie wód w Świętokrzyskim Parku Narodowym i w rezerwacie przyrody na Baraniej Górze. Zanieczyszczenie atmosfery a degradacja wód. *Mat.Symp.Kraków*: 77-83.
- WRÓBEL, S.; SZCZĘŚNY, B. (1990): Zakwaszenie wód w Polsce i próby ich neutralizacji W: Z. Kajak (red.) *Funkcjonowanie ekosystemów wodnych i ich ochrona i rekultywacja. Cz.II*: 194-206.
- ZIMMERMANN, F.; BOTHMER, D. (1998): Analyse und Entwicklung der Emissionen im Schwarzen Dreieck. - Workshop „Lufthygienische Situation und Waldzustand im Schwarzen Dreieck, Materialien zur Luftreinhaltung, 23-32.

*Manuskript angenommen: 31. Mai 2005*

Anschrift der Autoren:

PD Dr. Carsten Lorz,  
Technische Universität Dresden, Institut für Geographie,  
Helmholtzstr. 10, D- 01062 Dresden  
Carsten.lorz@mailbox.tu-dresden.de

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

Prof. Alojzy Kowalkowski, Prof. Marek Józwiak, Dr. Rafał Kozłowski  
Akademia Świętokrzyska,  
Świętokrzyska Str. 15, 25-406 Kielce, Polen  
marjo@pu.kielce.pl, rafalka@pu.kielce.pl

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Hercynia](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [38](#)

Autor(en)/Author(s): Kowalkowski Alojzy, Schneider Birgit, Lorz Carsten, Jozwiak Marek, Kozlowski Rafal

Artikel/Article: [Die Regenerierung von versauerten Fließgewässern – Eine vergleichende Fallstudie aus dem Westerzgebirge und dem ĀšwiĀ™tokrzyskie Gebirge 41-58](#)