

# Sulfatbelastung der Spree

Ursachen, Wirkungen und aktuelle Erkenntnisse

IGB Dossier



# Sulfatbelastung der Spree

Die sogenannte „Verockerung“ der Spree durch Eisenoxide ist nicht die einzige Folge des Bergbaus im Lausitzer Braunkohlerevier. Vermehrt strömt auch Sulfat\* über das Grundwasser und die Nebenflüsse in die Spree. Ob und welche Folgen diese erhöhten Sulfatkonzentrationen für Mensch und Umwelt haben und wie lange sie anhalten werden, ist bisher unzureichend erforscht. Aktuelle Messdaten des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) vom Sommer 2015 sowie der Landesbehörden zeigen, dass die Sulfatkonzentration in der Spree vom Lausitzer Bergbaurevier bis zum Müggelsee inzwischen den Trinkwassergrenzwert von 250 mg/L überschreitet – Tendenz noch steigend. In einzelnen Zuflüssen zur Spree liegen die Konzentrationen sogar oberhalb von 500 mg/L.

## 1. Ursachen und Eintragspfade

Jahrzehntlang wurden die Grundwasserstände in der Lausitz für den Braunkohletagebau abgesenkt (Abb. 1). Da das gehobene und anschließend in die Spree geleitete Grundwasser sehr hohe Konzentrationen an gelöstem zwei-

wertigen Eisen aufweist, wurde es damals wie heute in sogenannten Grubenwasserreinigungsanlagen oder Wasserbehandlungsanlagen durch Fällungsmittel – typischerweise Kalk – vom Eisen befreit und zusätzlich neutralisiert.



Abb. 1: Ehemaliges Tagebaugelände bei Finsterwalde. (Foto: D. Zak)

\* Begriff im Glossar ab [Seite 10](#)





Abb. 2a-b: Während die Eisenbelastung kleinerer Spreezuflüsse (a) und in der Spree (b) an vielen Stellen gut sichtbar ist, entzieht sich die steigende Sulfatbelastung dem menschlichen Auge. (2a: Eichower Mühlenfließ, 2015, Foto: D. Zak; 2b: Spree (Bypass) bei Neustadt, 2014, (Foto: J. Gelbrecht)

In den Abraumhalden und im gesamten Grundwasserab-senkungstrichter kam es zu einer Belüftung der vormals wassergesättigten und sauerstofffreien Bodenbereiche – zum Teil bis zu einer Tiefe von mehr als 100 Metern. Das in diesen Schichten vorhandene Mineral Pyrit\* (ein Eisensulfid,  $\text{FeS}_2$ ) wird dadurch oxidiert, was in der folgenden chemischen Gleichung beschrieben ist:



Dabei entstehen die für die Ockerausfällungen typischen Fe(III)-Hydroxide und letztlich Schwefelsäure. Da die meisten Altmoränengebiete der Lausitz sehr kalkarm sind und damit der sonst in vielen jungeszeitlichen Regionen vorhandene Carbonatpuffer fehlt, kann die gebildete Schwefelsäure nicht natürlicherweise neutralisiert werden. Die jetzt sauren Bedingungen verhindern sogar die Ausfällung von „Eisenerker“, Eisen bleibt in Lösung. Das führt auch zur massiven Versauerung der entstehenden Seen infolge des Grundwasseranstieges im Umfeld von aufgelassenen Tagebauen – verstärkt seit 1990. Das Problem der Versauerung wurde auch in verschiedenen Nebenflüssen der Spree beobachtet. Zusätzlich stiegen die Sulfat- und Eisenkonzentrationen. In den neuen Bergbauseen, die zur Spree entwässern und zum Teil große Wasservolumina aufweisen, können die Konzentrationen von Sulfat 3000 mg/L und die von Eisen 500 mg/L erreichen (Nixdorf et al. 2001). Sobald in Fließgewässern oder Seen der pH-Wert durch natürliche Prozesse oder durch technische Maßnahmen wieder an-

steigt, werden gut sichtbare Eisen(III)-Hydroxide ausgefällt (Abb. 2a-b, 3). Dieser als Verockerung bezeichnete Prozess ist für das Phänomen der „Braunen Spree“ verantwortlich. Das gelöste Sulfat verbleibt aber „unsichtbar“ im Gewässer und wird weiter flussabwärts transportiert, wodurch es zu einer Entkopplung des Schwefel\*- und Eisenkreislaufes kommt.



Abb. 3: „Eisenerker“-Ausfällungen im Uferbereich des Schlabendorfer Sees infolge von Kalkungsmaßnahmen zur pH-Wert-Anhebung. Die hohen Sulfatkonzentrationen werden dadurch nicht gesenkt. (2015, Foto: D. Zak)

\* Begriff im Glossar ab Seite 10





*Abb. 4: Ein für die landwirtschaftliche Nutzung entwässertes Moor (Demnitzer Mühlenfließ östlich von Fürstenwalde, 2002).  
(Foto: J. Gelbrecht)*

Neben den Grundwasserabsenkungen in den Tagebaugebieten zur Braunkohlegewinnung trugen auch großflächige Moorentwässerungen zur landwirtschaftlichen Nutzung (Abb. 4) dazu bei, dass die Sulfatkonzentrationen nicht nur in den Gewässern der Lausitz, sondern auch in anderen Flüssen und Seen des nordostdeutschen Tieflandes zunahmen (Zak et al. 2009). Der Grund: Schwefel und Eisen, die in Form von Eisensulfiden in der anoxischen (sauerstofffreien) Bodenschicht von Mooren gespeichert waren, wurden und werden durch die flächendeckende Trockenlegung ganzer Landstriche wieder freigesetzt. Die landwirtschaftliche Düngepraxis verschärft das Problem zusätzlich. Zum einen enthalten verschiedene Dünger selbst Sulfat. Zum anderen wird beim Düngen von Mineralböden aus Stickstoffdüngern Nitrat ausgewaschen und gelangt in das anoxische Grundwasser, wo es die Funktion von Sauerstoff

übernimmt und vorhandene Eisensulfide oxidiert. Über den Eintragspfad Grundwasser gelangt das neu gebildete Sulfat dann in die Oberflächengewässer, so auch in die Spree.

Eine weitere, schwer quantifizierbare Sulfatquelle für das oberflächennahe Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die atmosphärische Schwefeldeposition als Folge der Verbrennung von fossilen Brennstoffen seit Beginn des industriellen Zeitalters. Damit verbunden waren die bekannten Probleme der Versauerung von Weichwasserseen z.B. in Skandinavien in den 1970er und 1980er Jahren. Durch Rauchgasentschwefelungsanlagen konnte zumindest in Europa dieser Eintragspfad in den letzten beiden Jahrzehnten erheblich reduziert werden.

## 2. Zeitliche Entwicklung und aktuelle Messwerte für Sulfat in der Spree

### Historische Entwicklung

Eine erste Information über Sulfatkonzentrationen für den Müggelsee findet sich bei Schmidt (1941). Er nennt für das Oberflächenwasser für den 17. März 1937 einen Sulfatwert von 45 mg/L. Noch frühere Daten für die Spree oder den Müggelsee sind uns bislang nicht bekannt.

Im vorindustriellen Zeitalter, also im 17. bis 18. Jahrhundert dürften diese Werte noch deutlich tiefer gelegen haben, da im Einzugsgebiet der Spree die Moore noch nicht oder nur teilweise entwässert wurden und somit noch Schwefel als Eisensulfid speicherten. Die Spree und ihre Zuflüsse waren nicht begradigt, wiesen noch die natürliche Abflussdynamik mit regelmäßigen Überflutungen und hohen Grundwasserständen in den Auen auf, wodurch Sulfat auch hier durch Bildung schwerlöslicher Schwefelverbindungen zurückgehalten wurde. Auch dürften zu jenen Zeiten die anthropogenen atmosphärischen Schwefeldepositionen sehr gering gewesen sein. Das sind zwar Annahmen, sie lassen sich aber aus eigenen Untersuchungen zum Chemismus des Moorbodenwassers in ungestörten Niedermooren (oft kleiner 1 mg/L Sulfat) oder aus Messungen der Sulfatkonzentrationen von Quellen in ungestörten Waldregionen (etwa 10 mg/L bis 40 mg/L) ableiten (Quelle: unveröff. Daten des IGB sowie Gelbrecht et al. 2003).

Aktuell liegen die Sulfatkonzentrationen im Quellgebiet (Quelle am Kottmar) und im Oberlauf der Spree bis Bautzen mit etwa 60 und 68 mg/L (Abb. 5) deutlich über der zuvor zitierten Angabe für den Müggelsee aus dem Jahr 1937. Verglichen mit den Werten aus den bergbaubeeinflussten Gebieten ab etwa Spremberg sind diese Werte wiederum vergleichsweise niedrig, und das trotz der dichten Besiedlung und intensiven Landnutzung (Köhler et al. 2003). Eine Überschreitung des Wertes von 250 mg/L (Trinkwassergrenzwert) fand in den Spreeabschnitten ab Spremberg bereits in den 1990er Jahren statt (Abb. 5). Viele Messwerte lagen aber auch noch deutlich darunter (Minimalwerte in Abb. 5). Ab Beeskow sanken die Sulfatkonzentrationen leicht.

### Aktuelle Situation

Die aktuellen Messdaten des IGB (Sulfatkonzentrationen im Fließlängsschnitt von der Spreequelle am Kottmar bis zur Mündung der Spree in die Havel in Berlin, Daten vom 2./3. Juni 2015) und auch die der Landesbehörden (Daten nicht abgebildet) zeigen, dass sich die Werte in einigen Spreeabschnitten mittlerweile auf über 400 mg/L erhöht haben (Abb. 5). Diese Zusammenhänge sind auch in Abb. 6 anschaulich dargestellt: Sobald die Spree verstärkt aus dem Gebiet gespeist wird, das durch erhebliche Grundwasserabsenkungen infolge des Braunkohlentagebau betroffen ist, steigen die Sulfatkonzentrationen über den Wert von 250 mg/L. Die untersuchten Zuflüsse aus diesem Gebiet weisen

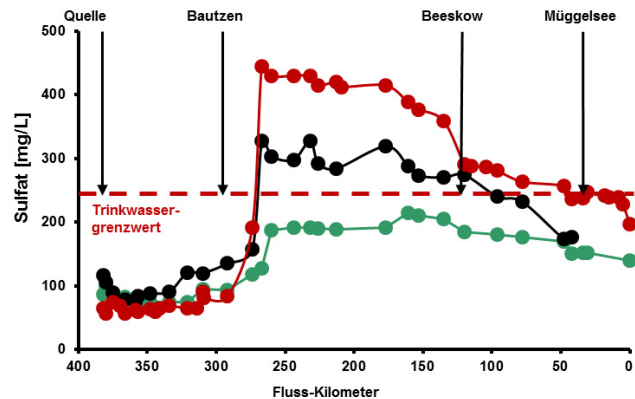


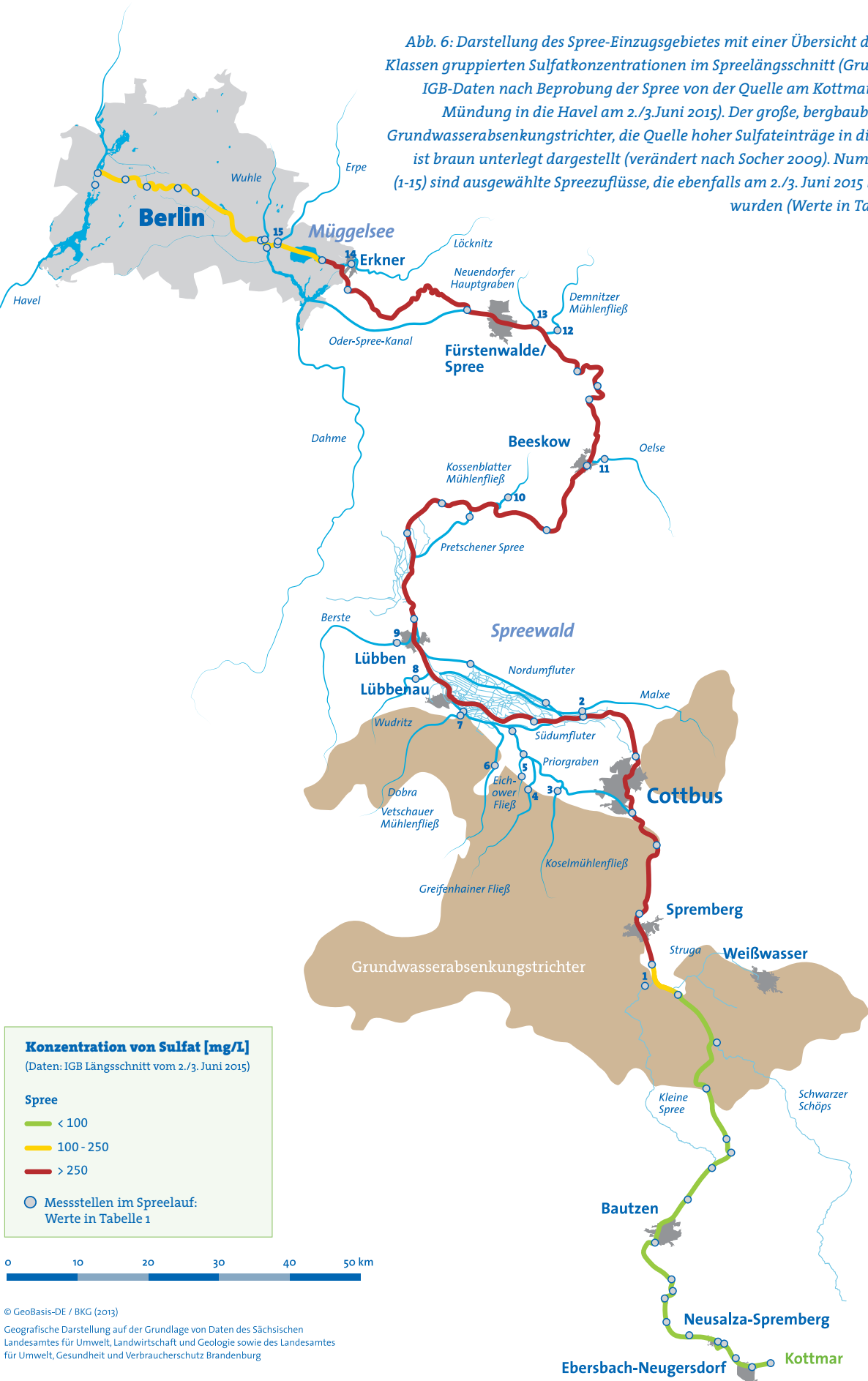
Abb. 5: Vergleich der Sulfatkonzentrationen in den letzten zwei Jahrzehnten im Fließgewässerlängsschnitt der Spree (rot: unveröff. Daten des IGB vom 2./3. Juni 2015, schwarz: Maximalwerte 1997-1999, grün: Medianwerte 1997-1999, jeweils aus Gelbrecht et al. 2003).

Sulfatkonzentrationen zwischen etwa 300 und über 1000 mg/L auf (Tabelle 1, Zuflüsse 1-8, Lage siehe Abb. 6). Die Größenordnung dieser einmalig gemessenen Werte wird durch die Daten der Messprogramme der Landesbehörden bestätigt. Trotz verdünnender Wirkung der Zuflüsse unterhalb des Spreewaldes (Beispiele siehe Tabelle 1, Zuflüsse 9-15, Lage siehe Abb. 6) sinken die Sulfatkonzentrationen bis zum Müggelsee in Berlin nicht mehr unter 250 mg/L.

Nr.	Zufluss	Sulfatkonzentration (mg/L)
1	Kleine Spree (Spreewitz)	354
2	Malxe (bei Fehrow)	310
3	Koselmühlenfließ (Glinzig)	685
4	Greifenhainer Mühlenfließ (Krieschow)	582
5	Eichower Mühlenfließ	1049
6	Mühlenfließ, Vetschau	480
7	Dobra (Boblitz)	934
8	Wudritz (Ragow)	763
9	Berste (Treppendorf)	116
10	Fließ vom Kossenblatter See	81
11	Oelse (Beeskow)	67
12	Demnitzer Mühlenfließ (vor Dehmsee)	183
13	Heinersdorfer Mühlenfließ (Birkenbrück)	143
14	Flakenfließ (Erkner)	237
15	Erpe (nahe Zufluss zur Spree)	162

Tabelle 1: Sulfatkonzentrationen in Spreezuflüssen (gemessen am 2./3. Juni 2015; IGB). Die Nummern entsprechen den Nummern der Zuflüsse in Abb. 6.

Abb. 6: Darstellung des Spree-Einzugsgebietes mit einer Übersicht der nach Klassen gruppierten Sulfatkonzentrationen im Spree-Längsschnitt (Grundlage: IGB-Daten nach Beprobung der Spree von der Quelle am Kottmar bis zur Mündung in die Havel am 2./3. Juni 2015). Der große, bergbaubedingte Grundwasserabsenkungstrichter, die Quelle hoher Sulfateinträge in die Spree, ist braun unterlegt dargestellt (verändert nach Socher 2009). Nummeriert (1-15) sind ausgewählte Spreezuflüsse, die ebenfalls am 2./3. Juni 2015 beprobt wurden (Werte in Tabelle 1).





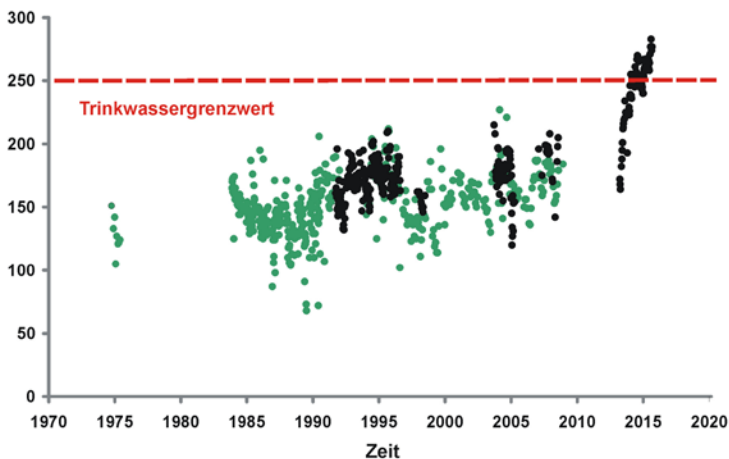


Abb. 7: Sulfatkonzentrationen im Müggelsee von 1975 bis 2015 (schwarz: unveröffentlichte Langzeitdaten des IGB; grün: Daten der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin).

Die Langzeitdaten des IGB (seit etwa 30 Jahren Beprobung und Messung alle zwei Wochen) zeigen, dass der Wert von 250 mg/L Sulfat in der Spree vor den Toren Berlins (Messstelle Neu Zittau) bereits seit dem Frühjahr 2013 regelmäßig überschritten wird. Im Müggelsee, aus dessen Wasser durch Uferfiltration\* ein erheblicher Teil des Trinkwassers Berlins gewonnen wird, liegen die Sulfatkonzentrationen seit Sommer 2015 dauerhaft über dem Trinkwassergrenzwert von 250 mg/L. Anfang der 1990er Jahre schwankten diese noch zwischen 130 und 200 mg/L (Abb. 7). Steigen die Werte weiter an, könnte sich das künftig auch auf die Wasserversorgung für bedeutende Teile der Berliner Bevölkerung auswirken. Wie lange diese Situation anhalten wird bzw. ob es noch mittel- und/oder langfristig zu einem weiteren Anstieg der Sulfatkonzentrationen kommen wird, lässt sich im Moment kaum vorhersagen.

### 3. Auswirkungen von hohen Sulfatkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwasser

#### Gesundheitliche Effekte

Anhaltend hohe Sulfatkonzentrationen in der Spree haben direkte Konsequenzen für die Trinkwasserversorgung der Metropole Berlin und der Stadt Frankfurt/Oder, da die Trinkwasseraufbereitung die Einhaltung des gesetzlich vorgeschriebenen Trinkwassergrenzwertes von 250 mg/L Sulfat gewährleisten muss. Dieser Wert gilt auch für alle Staaten der Europäischen Union, in den USA sowie in Australien. In Kanada hingegen liegt der Trinkwassergrenzwert bei 500 mg/L Sulfat (BCME 2013). Allerdings gibt es bislang kaum Studien oder systematische Untersuchungen dazu, wie sich hohe Sulfatkonzentrationen (über dem Trinkwassergrenzwert) auf die menschliche Gesundheit auswirken. Sehr hohe Sulfatkonzentrationen (> 600 mg/L) sollen zu Verdauungsstörungen (Gastroenteritis, Durchfall) führen. Hier scheinen vor allem Kinder betroffen zu sein (Backer 2000).

#### Ökologische Effekte

Im Wesentlichen sind zwei gravierende Einflüsse der steigenden Sulfatkonzentrationen auf die Stoffkreisläufe in betroffenen Gewässerökosystemen zu erwarten (siehe auch Kleeberg et al. 2014):

- **Re-Eutrophierung\* durch verstärkte Freisetzung des Algenährstoffes Phosphat:** Phosphat stammt zu großen Teilen aus der jahrzehntelangen Überdüngung unserer Gewässer, z.B. durch phosphathaltige Waschmittel oder durch Phosphor-Austräge aus der Landwirtschaft. Es wird in den Sedimenten der Gewässer in großem Um-

fang an Eisen(III)-Hydroxiden gebunden und damit dem Nährstoffkreislauf entzogen. Infolge der verstärkten Sulfatreduktion\* an der Sediment-Wasser-Grenzfläche, wodurch die Eisenhydroxide in Eisensulfide umgewandelt werden, wird dieses Phosphat in einer Art der „internen Düngung“ freigesetzt (Zak et al. 2006). Dies könnte die umfangreichen und kostenintensiven und letztlich erfolgreichen Anstrengungen der Abwasserreinigung der letzten Jahrzehnte konterkarieren.

- **Direkte und indirekte Toxizität für aquatische Organismen:** Wasserpflanzen, die Makrozoobenthos-Gemeinschaften\* und die Fischfauna können durch die Bildung von giftigem Schwefelwasserstoff\* aus der schon erwähnten Sulfatreduktion in den Sedimenten der Spree und der von ihr durchflossenen Seen beeinträchtigt werden (Vehanen et al. 2012, Lamers et al. 2013). Auch wurde beobachtet, dass in Tieflandflüssen Deutschlands mit einer Sulfatkonzentration oberhalb von 200 mg/L die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft negativ beeinflusst ist (Umweltbüro Essen 2015), wodurch es trotz Strukturverbesserungen nicht zur Zielerreichung des „guten ökologischen Zustandes“ gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie kommt.

Vor allem die Einflussgrößen und Auswirkungen einer vermehrten Schwefelwasserstoffbildung sind für das Spreegebiet bislang unklar. Unter bestimmten meteorologischen Bedingungen, z.B. Witterungsextreme mit hohen Temperaturen bei geringen Abflüssen oder lange Kälteperioden

\* Begriff im Glossar ab Seite 10

mit Eisbildung und Schneebedeckung, kann verstärkt Sauerstoffmangel auftreten und die Bildung von Schwefelwasserstoff im Sediment fördern. Wenn nun nicht ausreichend Eisen vorhanden ist, um Schwefelwasserstoff als schwer lösliches Eisensulfid festzulegen, diffundiert der gebildete Schwefelwasserstoff zur Sedimentoberfläche und in das überstehende Wasser und führt zur Vergiftung der hier lebenden benthischen und pelagischen Organismen\*.

### Schäden an Infrastruktur

Langfristig können an alten Bauwerken und Infrastrukturen durch das Eindringen von sulfathaltigem Wasser erhebliche Schäden entstehen. Sulfat bildet mit Bestandteilen des Betons großvolumige kristalline Verbindungen, die das Betongefüge bis zum Aufplatzen destabilisieren. Hier spricht man auch vom „Zementbazillus“\*. Die Folgen sind mit denen von Frostschäden vergleichbar.

## 4. Herausforderungen und erste Lösungsansätze

Die Säurebelastungen und Eisenausträge als Folge der Bergbauaktivitäten waren bereits in der Vergangenheit Gegenstand umfangreicher angewandter Forschungsarbeiten, mit dem Ziel, daraus Sanierungskonzepte zur Erhöhung der pH-Werte und damit zur Restaurierung der sauren Seen entwickeln und umsetzen zu können (Nixdorf & Deneke 2003, Geller et al. 1998). Viele der damals eingeleiteten Maßnahmen, meist nur auf der Stufe von Pilotstudien, führten jedoch nicht zum gewünschten Erfolg bzw. nur zu kurzfristigen Effekten. Grund dafür ist die nach wie vor sehr hohe diffuse Nachlieferung von Produkten der Pyritverwitterung (gelöstes Eisen, Schwefelsäure) über das Grundwasser. Letztlich hat sich einzig die regelmäßige Kalkung der sauren Seen als effektives Mittel gegen die Versauerung und die hohen Eisen- und zum Teil auch Aluminium-Gehalte durchgesetzt. Die technische Neutralisation mittels Kalk oder sogar durch Laugen wird auch zur Eisenausfällung in den zur Spree fließenden Bächen bzw. zur Reinigung von Grubenwasser erfolgreich eingesetzt, um die „Verockerung“ der Spree einzudämmen und zurückzudrängen.

All diese Maßnahmen beeinflussen aber die Sulfatkonzentration kaum, wodurch es zu dem zuvor beschriebenen ständigen Anstieg kam. Für eine Lösung der damit verbundenen Probleme sind neben den diffusen Eintragspfaden die enorme Größe des von bergbaubedingter Grundwasserabsenkung betroffenen Gebietes von ca. 2000 km<sup>2</sup> (Drebenstedt & Kuyumcu 2014), das etwa 15 % des gesamten Spreeinzugsgebietes entspricht (Abb. 6), sowie die großen Wassermengen mit hohen Sulfatkonzentrationen eine besondere Herausforderung. Eine weitere ständige und erhebliche Sulfatquelle sind auch die Austräge aus dem aktiven Bergbau.

Seitens der verantwortlichen sächsischen und brandenburgischen Landesbehörden wird derzeit versucht, durch ein komplexes System der Wassermengensteuerung unter Nutzung von sulfatarmem Wasser von Talsperren und Speicherbecken die Sulfatkonzentrationen in der Spree nicht weiter ansteigen zu lassen bzw. sogar zu reduzieren. Grundlage für diese Maßnahmen sind verschiedene Gutachten zur Prognose der Sulfatentwicklung (IWB 2015a). Angesichts sich abzeichnender Änderungen in den hydrologischen Bedin-

gungen und weiterhin zunehmender diffuser Sulfateinträge, ist es allerdings schwierig zu beurteilen, ob dies eine nachhaltige und langzeitstabile Strategie darstellt. Daher besteht neben einer verbesserten Sulfatprognose die Notwendigkeit, nach alternativen technischen Lösungen zur dauerhaften Sulfatreduktion zu suchen. Sie sollten es ermöglichen, Sulfat in erheblichen Anteilen aus den besonders belasteten Wässern, einschließlich der Austräge aus dem aktiven Bergbau (IWB 2015b), zu entfernen. Zurzeit stehen jedoch für die großen Volumenströme keine Techniken zur Verfügung, die mit einem vertretbaren ökonomischen Aufwand die Sulfatbelastung der Spree erkennbar zu reduzieren. Strategisch sollten Maßnahmen zur Sulfatreduktion an der „Quelle“ der Belastung erfolgen, um sowohl die möglichen negativen ökologischen Beeinträchtigungen im Spreeverlauf selbst als auch die möglichen negativen Auswirkungen auf die Trinkwasseraufbereitung für Frankfurt/Oder und Berlin (siehe Kapitel 2) zu minimieren.

Auf der Basis von Literaturangaben (vgl. auch Glombitza et al. 2013) können für eine Sulfatreduzierung folgende prinzipiellen Möglichkeiten in Betracht gezogen werden:

- (1) Einsatz von Ionenaustauschern zur Sulfatentfernung,
- (2) Entfernung von Sulfat durch elektrochemische Verfahren,
- (3) Ausfällung von Sulfat als schwerlösliches Bariumsulfat durch Behandlung mit Bariumcarbonat,
- (4) Mikrobiologische Sulfatentfernung durch anaerobe Sulfatreduktion und Schwefel- und Eisensulfidbildung im Sinne einer Rückreaktion (z.B. „Reaktive Wände“ im sulfatbelasteten Grundwasserleiter, Reaktionstürme zur „externen“ Behandlung von sulfatbelastetem (Grund-) Wasser und künstliche Feuchtgebiete). Diese Prozesse laufen natürlicherweise beispielsweise in See- und Flusssedimenten bei der Zersetzung von organischem Material ab, wenn Sauerstoff nicht mehr verfügbar ist, hier allerdings mit dem Risiko einer verstärkten Phosphorfreisetzung (siehe Kapitel 3).

Eine effektive technische Nutzung der im Punkt (4) genannten natürlichen, mikrobiellen Prozesse, die im Vergleich zu

\* Begriff im Glossar ab [Seite 10](#)



den Punkten (1) bis (3) eine höhere Nachhaltigkeit aufweisen, ist aber mit folgenden Herausforderungen verbunden:

- Es müssten enorme zur Spree abfließende Wassermengen behandelt werden, die in Abhängigkeit von der Witterung außerdem großen absoluten Schwankungen unterliegen (trifft auch auf Punkte (1)-(3) zu).
- Sulfatbelastetes Wasser erreicht diffus über den Grundwasserpfad die Seen und Fließgewässer, oder es handelt sich um Seeabflüsse der neu entstandenen Tagebauseen, die ein großes Wasservolumen aufweisen können (trifft auch auf Punkte (1)-(3) zu).
- Die mikrobiell induzierte Rückreaktion der Eisensulfidbildung ist vergleichsweise langsam und außerdem temperaturabhängig.
- Die ständige Verfügbarkeit und damit notwendige Nachlieferung von gut nutzbaren, organischen Kohlenstoffverbindungen zur Sulfatreduzierung durch Mikroorganismen muss gewährleistet sein. Gleichzeitig müssen auch ständig Eisenverbindungen zugegeben werden (da es wie zuvor beschrieben zu einer Entkopplung des Schwefel-Eisenkreislaufes gekommen ist), um die Ausfällung von Eisensulfiden zu ermöglichen.
- Es müssen Bedingungen geschaffen werden, die ein dauerhaft anoxisches Milieu in den Zonen gewährleisten, in denen sich Eisensulfide bilden und anreichern.
- Die Übertragbarkeit von Pilotstudien in die Fläche und der damit verbundene erhebliche Flächenbedarf sind eine weitere Herausforderung.

Für alle zuvor genannten Möglichkeiten der Sulfatentfernung fallen hohe Kosten an (Glombitza et al. 2013), die aktuell einer großtechnischen Anwendung im Wege stehen. Ein kleines

Rechenbeispiel mag die großen Herausforderungen belegen: Am 27. Oktober 2015 wurde in der Spree vor den Toren Berlins eine Sulfatkonzentration von 305 mg/L gemessen (bisheriger Höchstwert, siehe auch Abb. 7). Zur Erreichung des Trinkwassergrenzwertes von 250 mg/L müssten allein an diesem Tag aus dem zum Müggelsee fließenden Wasser etwa 80 Tonnen Sulfat entfernt werden. Würde man dieses Sulfat in Gips umwandeln, entspräche das etwa 144 Tonnen.

Trotzdem sollten weiterhin verschiedene Varianten der Sulfatreduktion in Pilotanlagen getestet werden. Diese könnten dann zum Einsatz kommen, wenn die Sulfatkonzentrationen in der Spree durch eine reine Mengensteuerung nicht mehr beherrschbar sind – auch wenn damit sehr hohe Kosten verbunden wären.

Am IGB laufen daher aktuell erste Laboruntersuchungen für eine mögliche Anwendung von künstlichen Feuchtgebieten („constructed wetlands“) im Bereich kleinerer Fließe oder von Seeabflüssen. Als Kohlenstofflieferant für die eisen- und sulfatreduzierenden Mikroorganismen dienen hier degradierte Torfe\* kalkreicher Moore und Blätter von Schilf sowie Stroh. Ziel ist es, die technischen Rahmenbedingungen für eine praktische Anwendung definieren zu können. Sie werden in die Aktivitäten des von der BTU Cottbus-Senftenberg, dem GFZ Potsdam und dem IGB neu gegründeten „Zentrums für Nachhaltige Landschaftsentwicklung“ eingebunden. In diesem Zentrum werden sich Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler verschiedenster Disziplinen der Beantwortung drängender Fragen zu den Umweltproblemen von Bergbaufolgelandschaften widmen.

\* Begriff im Glossar ab [Seite 10](#)

## Danksagung

Die Autoren danken allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Abteilung Chemische Analytik und Biogeochemie für die sorgfältige Analytik über lange Zeiträume und besonders für die Unterstützung bei der Spreebeobachtung im Fließlängsschnitt im Juni 2015. Für die Datenaufarbeitung und die grafische Darstellung danken wir besonders Hans-Jürgen Exner, Thomas Rossoll und Marc Westphalen. Für kritische Hinweise zum Manuskript sind wir Dr. Tobias Goldhammer (IGB) sowie Dr. Jens Burgschweiger (Berliner Wasserbetriebe), Petra Fleischhammel (LBGR), Dr. Werner Gerwin (BTU Cottbus-Senftenberg), Prof. Uwe Grünwald (BTU Cottbus-Senftenberg), Antje Köhler (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt), Dr. Thomas Koch (Vattenfall Europe Mining), Dr. Klaus Möller (UBB Berlin), Uwe Neumann (LBGR), Dr. Jürgen Pelzer (BAFG Koblenz) und Dr. Oliver Totsche (LMBV) zu Dank verpflichtet. Für die konstruktive Zusammenarbeit und die Bereitstellung von Durchflussdaten der Spree danken wir dem Landesamt für Umwelt Brandenburg.

## Glossar

**Anoxisch:** sauerstofffrei

**Benthische Organismen:** am Gewässerboden lebende Organismen

**Eisenocker:** Umgangssprachliche Bezeichnung von Eisen(III)Hydroxid/Oxidhydratausfällungen am Gewässerboden. Diese können sich durch Alterungsprozesse zu mehr oder weniger festen „Platten“ umwandeln, wodurch ein Leben von höheren Organismen (Makrozoobenthos) am Gewässerboden nahezu ausgeschlossen wird.

**Makrozoobenthos-Gemeinschaft:** Die Gemeinschaft der am Gewässerboden lebenden tierischen Organismen, die mit dem Auge noch erkennbar sind. Es handelt sich überwiegend um Schnecken und Muscheln, Krebse, Käfer und Insektenlarven (Libellen, Köcherfliegen, Steinfliegen, Eintagsfliegen, Zweiflügler). Sie haben eine hohe Indikatorfunktion für Gewässerlebensräume und dienen daher der Bewertung der Gewässergüte.

**Mikrobielle Reduktion von Eisen bzw. Sulfat:** Mikroorganismen (Bakterien) können bei Sauerstoffmangel die für ihr Wachstum notwendige Energie auch aus dreiwertigen Eisenverbindungen oder Sulfat gewinnen. Es entstehen dabei zweiwertiges Eisen oder Schwefelwasserstoff.

**Pelagische Organismen:** im Freiwasser lebende Organismen

**Pyrit:** ein Mineral, chemisch FeS<sub>2</sub>; Synonyme: Katzensgold, Narrengold, Schwefelkies, Eisenkies. Bei Anwesenheit von Sauerstoff (auch durch Nitrat) wird Pyrit oxidiert (Verwitterung):



**Re-Eutrophierung:** Die Eutrophierung beschreibt den Prozess der Veränderungen im Gewässer durch erhöhte Nährstoffeinträge (Phosphor, Stickstoff) aus kommunalen und industriellen Abwässern und Einträgen aus der Landwirtschaft. Dadurch kam es großräumig zur Verschlechterung der Wasserqualität in vielen Flüssen und Seen. Die Algenmassenentwicklungen und damit verbunden eine Einschränkung der Nutzung als Badegewässer sind allgemein bekannt. Inzwischen erfolgten hierzulande große Anstrengungen mit einem hohen finanziellen Aufwand, die Nährstoffeinträge durch den Bau von modernen Klärwasseranlagen deutlich zu reduzieren. In der Folge verbesserte sich die Wasserqualität vieler Flüsse und Seen deutlich. Wenn durch andere, neue Einflüsse Reaktionen ausgelöst werden, die zuvor z.B. in Seesedimenten gespeicherten Phosphor freisetzen und erneut ein intensives, unerwünschtes Algenwachstum auslösen, spricht man von einer Re-Eutrophierung.

**Sulfat:** Sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) gelangen durch Verwitterung von Gesteinen (z.B. Gips) in gelöster Form in Gewässer. Sie entstehen auch durch Oxidation von Pyrit („Pyritverwitterung“). Bei diesem Prozess kann unter bestimmten Randbedingungen auch Schwefelsäure (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) entstehen. Eine weitere anthropogene Quelle des Eintrages von Sulfaten in die Gewässer ist die Verbrennung von fossilen Brennstoffen, wodurch Schwefeldioxid in die Atmosphäre gelangt, dort oxidiert wird und mit dem Regen („saurer“ Regen) in die Gewässer gelangt.

**Schwefel** (chemisches Symbol: S) kann sowohl in gebundener Form, z.B. als Sulfat oder Schwefelwasserstoff, oder auch in elementarer Form als meist gelber Feststoff vorliegen.



**Schwefelpurpurbakterien** im Wasser (oxidieren Sulfide zu elementarem Schwefel, ein natürlicher Prozess); sie sind gut sichtbar durch Purpurfärbungen am Gewässerboden, insbesondere in sauerstoffarmen Bereichen mit frischen Falllaubauflagen, z. B. in sehr langsam fließenden Gewässern. Bei Sauerstoffzutritt, z.B. höherer Fließgeschwindigkeit, verschwinden diese wieder.

**Schwefelwasserstoff**, chemisch  $H_2S$ : Eine in Wasser gut lösliche sehr giftige Substanz, die einen intensiven Geruch („faule Eier“) aufweist. Das Sulfidanion  $S_2^-$  ist weniger toxisch.  $H_2S$  bzw. Sulfide werden durch Schwermetalle unter Bildung schwerlöslicher Metallsulfide festgelegt, wie z.B. Eisensulfid oder Pyrit (natürlicher „Entgiftungsprozess“).

**Torfe/degradierte Torfe**: Wenn an ständig nassen Standorten angepasste Moose oder höhere Pflanzen, wie z.B. Seggen, wachsen, gelangen abgestorbene Pflanzenteile unter Bedingungen, die dauerhaft keinen Sauerstoff aufweisen. Durch diesen Sauerstoffmangel werden die Wurzelreste oder andere Pflanzenteile nur sehr unvollständig abgebaut und es bilden sich Torfe. Die Torfschichten in den nun gebildeten Mooren können im Verlauf von Jahrhunderten und Jahrtausenden zum Teil mehrere Meter erreichen. Werden diese Moore für die landwirtschaftliche Nutzung entwässert, kommt es zu Luftzutritt und damit zu einer Mineralisierung der organischen Substanzen bzw. der Torfe. Dieser Prozess kann bis zur Vererdung der Torfe fortschreiten, man spricht dann von degradierten Torfen. Diese degradierten Torfe sind sehr nährstoffreich und sind eine bis zu mehreren Dezimetern starke obere Bodenschicht, die eine schnelle Wiederherstellung der ursprünglichen landschaftsökologischen Funktion von Mooren nach einer Wiedervernässung verhindern. Sie verursachen nach einer Restaurierung oft die Freisetzung großer Methanmengen, eines klimaschädlichen Gases, aber auch die Freisetzung von Nährstoffen, die in Gewässer gelangen können. Um das zu verhindern, sollte diese Bodenschicht (Oberboden) vor der Restaurierungsmaßnahme abgetragen werden.

**Uferfiltration**: Zur Reinigung von Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung werden in der Nähe der Uferlinien von Seen oder Flüssen (in Berlin besonders am Müggelsee und an der Havel) Grundwasserbrunnen gesetzt. Durch die Förderung des Grundwassers bildet sich ein Absenkungstrichter, wodurch das See- oder Flusswasser entgegen der ursprünglichen Fließrichtung nun zum Grundwasserbrunnen strömt. Durch die damit verbundene Bodenpassage wird das Wasser gereinigt.

**Zementbazillus**: ein kristallwasserhaltiges Calciumaluminatsulfat mit der Summenformel  $3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 3CaSO_4 \cdot 32H_2O$  [= Zementbazillus oder Betontreiben]. Diese Verbindung entsteht, wenn im Wasser hohe Sulfatkonzentrationen vorhanden sind und das Sulfat dann in (vor allem alte) Bauwerke aus Beton eindringt. Sie sind sehr groß und können die Betonstrukturen (Betontreiben) „sprengen“, ähnlich den Frostschäden auf Straßen.

## Verwendete Literatur und weiterführende Informationen

- BACKER, L.C. (2014): Assessing the Acute Gastrointestinal Effects of Ingesting Naturally Occurring High Levels of Sulfate in Drinking Water. – *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences* 37: 389-400.
- BCME (2013): Ambient quality guidelines for sulphate. – Ministry of Environment. Province of British Columbia, 55 S.
- DREBENSTEDT, C. & Kuyumsu, M. (Hrsg.) (2014): Braunkohlesanierung: Grundlagen, Geotechnik, Wasserwirtschaft, Brachflächen, Rekultivierung, Vermarktung. Springer Vieweg (S. 267).
- ELPHICK, J. R., DAVIES, M., GILRON, G. & CANARIA, E.C. (2011): An aquatic ecotoxicological evaluation of sulfate: The case of considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. – *Environmental Toxicology and Chemistry* 30: 247-253.
- GELBRECHT, J., EXNER, H.J., CONRADT, S., REHFELD-KLEIN, M. & SENSEL, F. (2002): Wasserchemismus. – In: Köhler J., Gelbrecht J. & M. Pusch, M. (Hrsg.): Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell*, Bd. 10, Schweizerbart, Stuttgart, S. 74–85.
- GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (1998): Acidic Mining Lakes: Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation. Springer, Berlin - Heidelberg.
- GLOMBITZA, F., AUBEL, T., SCHAFFRATH, M. & JANNECK, E. (2013): Wirtschaftlicher Maßnahmevergleich verschiedener Verfahren zur Fassung, Ableitung und Reinigung von bergbaulich kontaminierten Grundwässern. – [http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/Abschlussbericht\\_Vodamin\\_TP14.pdf](http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/Abschlussbericht_Vodamin_TP14.pdf) (30.03.2016)
- GRÜNEWALD, U. (2001): Water resources management in river catchments influenced by lignite mining. – *Ecol. Eng.* 17: 143-152.
- IWB (2015a) (Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann): Fallanalyse der Sulfatbelastung in der Spree 2014/2015 AG: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt. – [www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/download/sulfatbelastung\\_spre\\_2014\\_2015-iwb.pdf](http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/wasser/download/sulfatbelastung_spre_2014_2015-iwb.pdf) (30.03.2016)
- IWB (2015b): Einschätzung des Anteils des Sanierungsbergbaus der LMBV an der Sulfatbelastung der Spree. AG: LMBV. – <https://www.lmbv.de/index.php/Nachrichtenleser/lmbv-gutachten-zur-sulfatbelastung-der-spre-vereoffentlicht.html>
- KLEEBERG, A. (2014): Eintrag und Wirkung von Sulfat in Oberflächengewässern (Kap. V-1.2.5), *Handbuch Angewandte Limnologie* (Hrsg. Hupfer, M., Calmano, W., Fischer, H., Klapper, H.), Wiley VCH, 1–34.
- KÖHLER J., GELBRECHT J. & PUSCH, M. (Hrsg.): Die Spree – Zustand, Probleme und Entwicklungsmöglichkeiten. *Limnologie aktuell*, Bd. 10, Schweizerbart, Stuttgart, 384 S.
- LAMERS, L.P.M. et al. (8 co-authors) (2013): Sulfide as a soil phytotoxin – a review. – *Frontiers in Plant Science* 4: 1-13.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (2004): Grundlagen und Maßnahmen zur biogenen Alkalinisierung von sauren Tagebauseen. – *Weißensee*, Berlin, 271 S.
- NIXDORF, B., HEMM, M., SCHMIDT, A., KAPFER, M. & KRUMBECK, H. (2001): Tagebauseen in Deutschland – ein Überblick. – *Umweltbundesamt*, Berlin, UBA-Texte 01/35: 519 Seiten.
- SCHMIDT, R. (1941): Die chemische Wasserstatistik der deutschen Wasserwerke. Heft 3, 2. Auflage. – (Hrsg.) Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern im NSBDT, S. 14.
- SOCHER, M. (2009): Die Integration der Gewässer der Braunkohlefolgelandschaften in das natürliche Einzugsgebiet, Vortrag, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft Freistaat Sachsen. [www.bwk-bund.de/fileadmin/.../BuKo-Socher-Wasserhaushalt.pdf](http://www.bwk-bund.de/fileadmin/.../BuKo-Socher-Wasserhaushalt.pdf) (01. Februar 2016).
- UMWELTBÜRO ESSEN (2015): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat (2015): Folgeprojekt im Auftrag der LFULG zum Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012)
- VEHANEN, T., VUORI, K.-P., SUTELA, T., AROVIITA, J., KARJALAINEN, S.M. & TEPPONEN, A. (2012): Impacts of acid sulfate soils on river biota in Finnish rivers, In: P. Österholm, M. Yli-Halla & P. Eden (eds.), 7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland. Towards harmony between land use and the environment, *Geological Survey of Finland, Guide* 56: 147-148.
- ZAK, D., A. KLEEBERG, & HUPFER, M. (2006): Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, *River Spree, NE Germany. Biogeochemistry* 80: 109-119.
- ZAK, D., ROSSOLL, T., EXNER, H.-J., WAGNER, C. & GELBRECHT, J. (2009): Mitigation of sulfate pollution by rewetting of fens – a conflict with restoring their phosphorus sink function? – *Wetlands* 29: 1093-1103.



## Impressum

### Herausgeber

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)  
Abteilung Chemische Analytik und Biogeochemie  
Müggelseedamm 310  
12587 Berlin  
[www.igb-berlin.de](http://www.igb-berlin.de)  
Facebook: IGB.Berlin  
Twitter: @LeibnizIGB

### Ansprechpartner

Dr. Jörg Gelbrecht, [gelbr@igb-berlin.de](mailto:gelbr@igb-berlin.de)  
Dr. Dominik Zak, [zak@igb-berlin.de](mailto:zak@igb-berlin.de)  
Tel. 030 641 81 730

### Verantwortliche Autoren

Dr. Jörg Gelbrecht, Dr. Alvaro Cabezas, Dr. Michael Hupfer, Dr. Dominik Zak

### Redaktion

Angelina Tittmann, Johannes Graupner

### Gestaltung

Stephen Ruebsam, unicom

---

„Forschen für die Zukunft unserer Gewässer“ ist der Leitspruch des IGB. Die objektive und auf wissenschaftlicher Evidenz basierende Beratung von gesellschaftlichen Akteuren aus Politik, Behörden, Verbänden, Wirtschaft, Bildung und interessierter Öffentlichkeit gehört daher zu den zentralen Aufgaben des Instituts. Im Rahmen einer eigenen Schriftenreihe fasst das IGB gesellschaftsrelevante oder anwendungsorientierte Forschungsergebnisse für verschiedene Zielgruppen zusammen. Für die Inhalte dieser Beiträge sind die jeweiligen Autoren verantwortlich.

Dieses Dossier wurde im Nachgang des 5. Dialogs am Müggelsee (DaM), der am 20. November 2015 am IGB in Berlin stattfand, für die interessierte Öffentlichkeit zusammengestellt. Der DaM 2015 bildete den thematischen Auftakt des vom IGB, der BTU Cottbus-Senftenberg sowie des GFZ Potsdam gegründeten Zentrums für Nachhaltige Landschaftsentwicklung.

Copyright: IGB, Mai 2016