

### Anhang 3: Vorhandenen Daten zu toxikologischen Untersuchungen und Vorkommenbereichen von Arten bzw. Artengruppen

Studien zu toxischen Effekten der Parameter in höheren Konzentrationen berücksichtigen üblicherweise nur eine geringe Anzahl Testorganismen (die oft nicht Bestandteil der zu betrachtenden Biozönose sind) und finden unter Laborbedingungen statt, die nur sehr eingeschränkt auf Freilandbedingungen übertragen werden können. In Studien anhand von Monitoringdaten in Gewässern wurden statistische Zusammenhänge zu ausgewählten chemisch-physikalischen Parametern hergestellt und Vorkommenschwerpunkte von Organismengruppen bei Konzentrationsbereichen der Parameter ermittelt. Diese Studien erfassen jedoch nicht unbedingt die obere Toleranzgrenze von Arten bezüglich der Konzentration eines Parameters. Zudem stellen Gewässer mit speziellem Chemismus, wie die bergbaubeeinflussten Gewässer, nur einen kleinen Teil des integrierten Datensatzes dar.

Eine umfassende Studie im Auftrag des LfULG untersuchte das Vorkommen von Arten in Zusammenhang mit der **Sulfatkonzentration** /4/. Die Organismen des Makrozoobenthos zeigten in dieser Studie am häufigsten signifikante Zusammenhänge zur Sulfatkonzentration. Insgesamt wurden sehr große Unterschiede der taxaspezifischen Vorkommenschwerpunkte deutlich, die z. B. für die Zuckmückenart *Chironomus riparius* bei 900 mg/L Sulfat lag. Es wurden häufig geringere Vorkommenschwerpunkte bezüglich der Sulfatkonzentrationen festgesellt, was darauf schließen lässt, dass bei erhöhten Sulfatgehalten eine Veränderung des Artenspektrums eintreten kann. Toxikologische Untersuchungen verschiedener Organismen (Fische, Amphibien, Algen, Zooplankter (Rotiferen, Amphipoden), Wassermoose) ergaben Sulfatkonzentrationen ohne beobachteten Effekt (NOEC = *no observed effect concentration*) zwischen 145 und 2.900 mg/L Sulfat bzw. die geringste beobachtbare Auswirkung (LOEC = *lowest observed effect concentration*) bei 150 bis 5.550 mg/L Sulfat /3/. Auch hier wird die große Spannweite der Sensitivität unterschiedlicher Organismen bezüglich der Sulfatkonzentrationen deutlich. In beiden Studien wird darüber hinaus die Abhängigkeit der schädigenden Wirkung der Sulfatkonzentration von weiteren Wasserbeschaffenheitsparametern (Wasserhärte, Chloridkonzentration) dargelegt. Während in /4/ ein Sulfat-Orientierungswert von 200 mg/L vorgeschlagen wurde (Grundlage des Orientierungswertes in OGewV 2016), bestehen in anderen Ländern für Sulfat häufig Richtwerte in Abhängigkeit von den genannten weiteren Wasserbeschaffenheitsparametern (Karbonathärte, Chloridkonzentration). Diese liegen in den USA (Illinois, Pennsylvania, Iowa) z.B. zwischen 500 und 2.000 mg/L, in Kanada (British Columbia) zwischen 128 und 429 mg/L (zit. aus /4/).

Untersuchungen zu den **Ammonium-Präferenzspektren** des Makrozoobenthos ergaben eine Schwerpunktkonzentration sowohl in silikatischen als auch in karbonatischen Gewässern von 0,31 mg/L. Es wurde darüber hinaus festgestellt, dass ein Teil der Arten (Ammonium-präferierende Taxa) erst bei höheren Ammoniumkonzentrationen (Schwerpunktkonzentration 0,59 mg/L) höhere Abundanzen erreicht. Dies wird auf Konkurrenzvorteile gegenüber Ammonium-sensitiven Arten sowie das oft parallel mit höheren Ammonium-Konzentrationen auftretende erhöhte Nahrungsangebot zurückgeführt. Unter den Ammonium-tolerierenden bis -präferierenden Taxa finden sich lt. /1/ vor allem Feinsubstrate besiedelnde, strömungsmeidende Sedimentfresser, Räuber und Aktivfiltrierer. Bei den sensitivsten Gruppen des Makrozoobenthos (den sog. EPT-Taxa, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*) liegen die Schwerpunktkonzentrationen zwischen 0,11 und 0,22 mg/L. Für die *Odonata* (Libellen) wurde in /1/ eine Schwerpunktkonzentration von 0,35 mg/L Ammonium-N ermittelt.

In Abhängigkeit von pH-Wert und Wassertemperatur sowie der Ammonium-Konzentration kann im Gewässer **Ammoniak** gebildet werden, welcher eine deutlich höhere Toxizität für Gewässerorganismen aufweist als Ammonium. Vorschläge für Orientierungswerte, die den gültigen Orientierungswerten der OGewV (2016) zugrunde liegen, stammen aus einer Studie auf Basis langjähriger Monitoringdaten im Auftrag der LAWA /7/. Daraus geht hervor, dass das Phytobenthos (Aufwuchsalgen) die empfindlichste Gruppe bezüglich der Ammoniak-Konzentration darstellt. Entsprechend der Sensitivität dieser Gruppe wurden die Orientierungswertvorschläge von 1 bzw. 2 µg/L für unterschiedliche Fließgewässertypen abgeleitet. Fische und Makrozoobenthos zeigen lt. /7/ eine geringere Sensitivität gegenüber Ammoniak, die Orientierungswertvorschläge (für den Übergang zum guten ökologischen Zustand) für diese Gruppen liegen bei 2,6 µg/L Ammoniak-N. Die in /6/ enthaltene Zusammenstellung zu toxikologischen Untersuchungen von Gewässerorganismen bezüglich Ammoniak-N enthält kaum Organismen, die für die Biozönose im Koselmühlenfließ relevant sind. Für die Makrozoobenthos-Organismen *Asellus aquaticus* (Wasserassel), *Gammarus pulex* (Gewöhnlicher Flohkrebs) und *Gammarus roeselii* (Flussflohkrebs) treten ab 90 µg/L Ammoniak-N Veränderungen der Fraßrate auf, signifikante Veränderungen wurden ab einer Konzentration von 360 µg/L Ammoniak-N beobachtet (Dehedin *et al.* 2013, in /6/). In /2/ werden chronische Schädigungen bei Fischen ab 10 µg/L Ammoniak erwähnt, sowie höhere Toleranzen für Wasserinsekten und Krebse.

Für eine schädigende Wirkung erhöhter **Eisen**konzentrationen auf Fische zeigen Studien eine große Spannweite der Angaben. Dies wird u.a. damit begründet, dass die Lebensstadien unterschiedlich sensitiv reagieren, z. B. wurden Fisch-Eier der Dickkopfelritze (*Pimephales promelas*, nicht relevant im Koselmühlenfließ) bereits bei 0,29 mg/L Eisen durch das Verstopfen der Eiporen und den resultierenden Sauerstoffmangel beeinträchtigt (Smith *et al.* 1973 in /5/). Für die Lebensstadien des Bachsaiblings hingegen wurde als obere Grenzkonzentration für eine schädigende Wirkung zwischen 7,5 und 12,5 mg/L ermittelt (Sykora *et al.* 19782, in /5/). Niedrige pH-Werte steigerten die schädliche Wirkung von Eisen, sodass die Wirkschwellen deutlich niedriger ausfielen, z. B. 0,4 mg/L bei pH 5,5 (Decker & Menendez 1974, in /5/). Dagegen wird die Schadwirkung von Eisen gemindert durch Huminstoffe, da Eisen in der entstehenden Komplexbindung nicht bioverfügbar ist. Keine der in den erwähnten Untersuchungen verwendeten Testorganismen (z. B. Dickkopfelritze, Bachsaibling, Regenbogenforelle, Coho-Lachs) sind für die Fischfauna des Koselmühlenfließ relevant. Studienergebnisse für Organismen der Gattung *Lampetra* oder der zugehörigen Überklasse der Rundmäuler lagen nicht vor.

Unterschiedliche physiologische Schädigungen an verschiedenen Wasserpflanzen und -algen wurden im Bereich von 0,5 bis 10 mg/L beobachtet (nach /5/). Die Autoren von /5/ gehen anhand unterschiedlicher Studien von einer Störung der Photosynthese von Makrophyten und Grünalgen ab 0,5 mg/L Eisen im Gewässer aus.

Für die Beeinflussung des Makrozoobenthos durch Eisen wurden umfangreiche Daten in US-amerikanischen Fließgewässern erhoben (Linton *et al.* 2007, in /5/) und Schwellenwerte anhand der Veränderung der Abundanzen von Arten abgeleitet. Der Schwellenwert 1 (keine oder minimale Veränderungen der MZB-Biozönose) lag bei 0,21 mg/L und orientierte sich an der Organismenzahl der empfindlichsten Gruppe der *Leptophlebiidae* (zu Ephemeroptera, nicht relevant im Koselmühlenfließ). Der Schwellenwert 2 (leichte bis mittlere Veränderungen der MZB-Biozönose) lag bei 1,74 mg/L und basierte auf der Reaktion der *Psephenidae* (Familie der Käfer (Coleoptera), nicht relevant im Koselmühlenfließ). Eine auf Monitoringergebnissen von Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland basierende Studie ergab mittlere Gesamteisen-Schwerpunktkonzentrationen für Gruppen des Makrozoobenthos. Diese reichten in anorganisch geprägten Gewässern von ca. 0,22 mg/L für die *Hymenoptera* (Hautflügler) und *Collembola* (Springschwänze)

bis ca. 0,75 mg/L für die *Chironomidae* (Zuckmücken) und 0,95 mg/L für *Sphaeriidae* (Kugelmuscheln).

**Insgesamt zeigen die Studienergebnisse (insb. Toxizitätsstudien) eine sehr breite Spanne von Wirkkonzentrationen der betrachteten Parameter. Es bestehen zudem kaum Überlappungen der in den Studien untersuchten Testorganismen mit den im Koselmühlenfließ vorkommenden Organismen. Berücksichtigt werden muss darüber hinaus auch die eingangs erwähnte eingeschränkte Übertragbarkeit von Studien auf die konkrete Biozönose im zu betrachtenden Gewässer. Wechselwirkungen mit anderen Parametern, die z.B. Bioverfügbarkeit der Stoffe einschränken, sowie zahlreiche weitere Eigenschaften des Lebensraumes (z. B. Habitateigenschaften, Konkurrenzverhältnisse, Fließgeschwindigkeit, Wassertemperatur), können zusätzlich belastend oder aber begünstigend für die jeweiligen Organismen wirken und aus Studien nicht unbedingt auf das jeweilige Gewässer übertragen werden.**

**Als wesentlich aussagekräftiger werden daher Monitoringdaten zur Entwicklung der Biozönose, einschließlich der zu betrachtenden Arten(gruppen), im konkreten Gewässer angesehen. Aus diesem Grund wird im Folgenden detailliert die Entwicklung der Bestände von *Ophiogomphus cecilia*, *Lampetra planeri* sowie des Makrozoobenthos als Gruppe zwischen 2016 und 2019 im Koselmühlenfließ und Steinitzer Wasser betrachtet. Diese Auswertung dient als zuverlässige Grundlage zur Beurteilung der aktuellen und zukünftigen Belastungssituation der relevanten Arten(gruppen).**

## **Quellenverzeichnis**

- /1/ Beak (2013-2020): Gewässerökologisches Monitoring gemäß Nebenbestimmungen des Wasserrechts zum Tagebau Welzow-Süd 2013, 2016 und 2019, Freiberg, Beak Consultants GmbH, Berichte Mai 2014, August 2017, 27.07.2020
- /2/ Brandorff, G.-O., Masch, J. (Umweltbehörde Hamburg: Amt für Umweltschutz - Gewässer- und Bodenschutz – und Amt für Immissionsschutz und Betriebe - Kraftwerke, Chemiebetriebe und Abwassertechnik) (2001): Stickstoff in Oberflächengewässern : Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak <https://epub.sub.uni-hamburg.de/epub/volltexte/2009/2358/>
- /3/ Elphick, J.R., Davies, M., Gilron, G., Canaria, E.C., Lo, B., Bailey, H.C. (2011): An aquatic toxicological evaluation of sulfate: the case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environ Toxicol Chem.* 2011;30(1):247-253.  
doi:10.1002/etc.363
- /4/ LfULG (2015): Typspezifische Ableitung von Orientierungswerten für den Parameter Sulfat, Folgeprojekt im Auftrag des Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zum Projekt O. 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“, 25.02.2015
- /5/ LfULG (2014): Fließgewässerorganismen und Eisen. Qualitative und quantitative Beeinflussung von Fließgewässerorganismen durch Eisen am Beispiel der Lausitzer Braunkohlefolgelandschaft. Schriftenreihe des LfULG, Heft 35/2014

- /6/ Planungsbüro Koenzen (s.a.): Bewertung des Vorhabens „Gewässerausbau Cottbuser See, Teilvorhaben 2 – Herstellung des Cottbuser Sees“ gemäß der EG-WRRL. ANHANG 10 Wirkzusammenhänge zwischen Allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (ACP) und Biologischen Qualitätskomponenten; Anhang 10. Im Auftrag des LBGR, [https://lbgr.brandenburg.de/media\\_fast/4055/A16a\\_Anhang10\\_Wirkzusammenh%C3%A4nge.pdf](https://lbgr.brandenburg.de/media_fast/4055/A16a_Anhang10_Wirkzusammenh%C3%A4nge.pdf)
- /7/ Projektteam Umweltbüro essen & Chromgrün (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“. Endbericht 16.4.2014; <http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/projektberichte/lawa/>