



Belastung von Grubenwässern durch polychlorierte Biphenyle (PCB)

Katrin Wiltschka¹ (katrin.wiltschka@umwelt.uni-giessen.de), Christian Wolkersdorfer² (christian@wolkersdorfer.info), Rolf-Alexander Düring¹ (rolf-alexander.duering@umwelt.uni-giessen.de), Leonard Böhm¹ (leonard.boehm@umwelt.uni-giessen.de)

¹ Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Interdisziplinäres Forschungszentrum für biowissenschaftliche Grundlagen der Umweltsicherung (iFZ), Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26, 35392 Gießen, Deutschland

² SARChI-Lehrstuhl für Grubenwassermanagement, Technische Universität Tshwane (TUT), Private Bag X680, Pretoria 0001 Südafrika

Abstract

Polychlorierte Biphenyle (PCB) wurden in zahlreichen Anwendungen eingesetzt, bis ihre schädliche Wirkung erkannt wurde. Grubenwasser stellt eine Quelle für den PCB-Eintrag in die Umwelt dar; dennoch war wenig über die Konzentrationen, Kongenermuster oder Frachten bekannt. In dieser Studie wurden mithilfe einer optimierten Extraktions- und Nachweismethodik (Festphasenmikroextraktion, SPME kombiniert mit Gaschromatographie-Massenspektrometrie, GC-MS) Grubenwasserproben aus fünf Bergwerken analysiert. Für die über 50 detektierten PCB-Kongenere konnten jeweils Konzentrationen von bis zu 25,9 ng L⁻¹ nachgewiesen werden, davon insbesondere di-, tri- und tetrachlorierte PCB in höheren Konzentrationen. Die abgeschätzten PCB-Frachten betragen jährlich 0,1–0,7 kg PCB pro Bergwerk, was aufzeigt, dass Grubenwasser eine zusätzliche Punktquelle für die Freisetzung von PCB in die Umwelt sein kann.

1 Einleitung

Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind ehemalige Industriechemikalien aus der Gruppe der persistenten organischen Schadstoffe (POP). Seit 2001 sind sie durch die Stockholmer Konvention weltweit geächtet [1], kommen jedoch immer noch in der Umwelt vor [2]. PCB werden aufgrund ihres Gefährdungspotentials und ihres hohen Produktionsvolumens [3] zu den POP mit den größten Auswirkungen gezählt, für die bis 2028 ein umweltverträgliches Management mit dem Ziel der Eliminierung gefordert wird [4]. Aufgrund von Brandschutzvorschriften wurde die Nutzung von PCB als Flammschutzmittel gemäß den örtlichen Gesundheits- und Sicherheitsvorschriften auch im Bergbau gefordert. Bergwerke sind durch Niederschläge oder Grundwasserzuflüsse einem ständigen Wasserfluss ausgesetzt. Durch den Anstieg des Grubenwassers bei der Flutung kann es zur Freisetzung von PCB aus stillgelegten Maschinen und kontaminierten Umgebungsflächen kommen. PCB können dann sowohl im Grubenwasser gelöst als auch an Schwebstoffe adsorbiert transportiert werden. Dieses Grubenwasser wird meist kontinuierlich abgepumpt und in Oberflächengewässer eingeleitet, um die Flutung aktiver Bergwerke zu verhindern oder um bei stillgelegten Bergwerken zu vermeiden, dass es unkontrolliert an die Oberfläche gelangt oder in das Grundwasser eindringt [5]. Die bisher durchgeführten Originalstudien, die PCB-Umweltkonzentration mit dem Berg-

bau in Verbindung bringen, beziehen sich auf Flusswasser [6] und Sedimente [7] in der Nähe von Grubenwassereinleitungen [8, 9]. Daher fehlten in der wissenschaftlichen Literatur Daten zu PCB-Konzentrationen in Grubenwässern. Ebenfalls waren keine Informationen über das Auftreten anderer, über die Indikator-PCB hinausgehenden Kongenere vorhanden. Die Ziele der vorliegenden Studie waren (i) die Bestimmung von PCB-Konzentrationen auf Basis von Gesamtgehalten in eingeleitetem Grubenwasser, (ii) die Analyse kongenerspezifischer PCB-Muster in Grubenwässern aus verschiedenen Bergwerken und (iii) die Abschätzung ihrer jährlichen Gesamtfrachten. Zu diesem Zweck wurde das Vorkommen von Biphenyl und 58 ausgewählter PCB-Kongenere an fünf verschiedenen Standorten untersucht.

2 Material und Methoden

2.1 Informationen über die Bergwerke und PCB-Nutzung

Die Bergwerke an allen fünf Standorten sind stillgelegte Untertagebergwerke, die im Strebbau betrieben wurden. Walsum, Zollverein und Stinnes liegen im Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen, NRW, Deutschland), während Reden und Camphausen im Saargebiet (Saarland, Deutschland) liegen. Obwohl die Bergwerke in ihrer Geschichte unterschiedliche Betreiber hatten, sind ihre Abbautechniken und der Einsatz von PCB vergleichbar. In diesen Bergwerken wurden bis zum Verbot in den 1980er Jahren nicht brennbare PCB-Gemische, später vor allem Clophen A30 und A40, in Transformatoren und vor allem als Hydraulikflüssigkeit in Maschinen eingesetzt [8]. Durch Leckagen und häufig sorglosen Umgang wurden die Hydraulikflüssigkeiten freigesetzt und bei der Flutung des Bergwerks durch das aufsteigende Grubenwasser weiter transportiert.

2.2 Grubenwasseranalyse

Für die PCB-Analyse des Grubenwassers wurden 10 mL ungefiltertes, homogenisiertes Grubenwasser in 20 mL Braunglasflaschen gegeben. Die Extraktion fand mittels SPME statt, die Analyse mittels GC-MS. Für die Messung der Grubenwasserproben wurde eine Methodenoptimierung im Hinblick auf die Extraktionsbedingungen durchgeführt. Die Konzentrationen der PCB-Kongenere werden als Gesamtkonzentrationen angegeben (d.h. als Summe der frei gelösten und adsorbierten Spezies), nachdem die Konzentrationen der frei gelösten

Spezies mit zu den Proben zugegebenem internen Standard (IS) korrigiert wurden [10–12].

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 PCB-Belastung in Grubenwässern

Die Ergebnisse der untersuchten Grubenwasserproben zeigen das breite Vorkommen von PCB-Kongeneren: bis zu 53 der 58 getesteten PCB-Kongeneren konnten identifiziert und quantifiziert werden ($\sum\text{PCB}_{53}$). In den untersuchten Grubenwasserproben wurden PCB-Konzentrationen einzelner Kongeneren (hauptsächlich di-, tri- und tetrachlorierte PCB) von bis zu 25,9 ng L⁻¹ gefunden. Die Grubenwässer der verschiedenen Standorte unterscheiden sich nicht nur in ihren Biphenyl- und PCB-Konzentrationen, sondern auch in ihrer relativen Kongenerzusammensetzung. Im Vergleich zu den anderen Bergwerken sind die Biphenylkonzentrationen im Grubenwasser von Stinnes höher. Eine mögliche Erklärung könnte das Vorhandensein von dehalogenierenden Mikroorganismen wie Dehalococcoides sein, die PCB-Kongeneren zu Biphenyl abgebaut haben könnten [13].

Der Anteil der häufig betrachteten Indikator-PCB ($\sum\text{PCB}_{i+118}$) liegt für die NRW-Kohlebergwerke im Vergleich zu den $\sum\text{PCB}_{53}$ bei lediglich 7–15 %. Hier spiegelt, wie bereits in anderen Studien festgestellt [14], die Verwendung des üblichen Faktors von 5 nicht die PCB-Gesamtgehalte wider. Um zukünftige Analysen zu erleichtern, wurden die häufigsten PCB-Kongeneren mit den höchsten Konzentrationen in den fünf Grubenwässern identifiziert. Es wurden 11 Kongeneren detektiert, die im Mittel 47–83 % der PCB-Gesamtkonzentrationen erklären können. Diese Gruppe ($\sum\text{PCB}_{\text{top}11}$) umfasst die PCB 16, 17, 18, 19, 28, 31, 32, 44, 49, 52 und 53. Nur zwei dieser Kongeneren, PCB 28 und 52, gehören zur Gruppe der Indikator-PCB. Die Prävalenz dieser spezifischen Kongeneren in allen untersuchten Grubenwasserproben deutet stark darauf hin, dass sie charakteristisch für den PCB-Cocktail aus dem westdeutschen Steinkohlenbergbau sind. Daher sollten diese neun Kongeneren in das Monitoring von „bergbauspezifischen“ Kongeneren aufgenommen werden.

3.2 Potenzielle Quellen von PCB-Kongeneren im Grubenwasser

Aufgrund historischer Produktions- und Anwendungsdaten ist davon auszugehen, dass es sich bei den an den untersuchten Grubenwasserstandorten eingesetzten technischen PCB-Gemischen um Clophen-Gemische handelte. In einem aktuellen Gutachten wird darauf hingewiesen, dass überwiegend Isolieröle mit niedrigchlorierten PCB (d.h. Clophen A30 und A40) verwendet wurden [8]. Dies wird durch die im Grubenwasser gefundenen Kongeneren untermauert, die gut mit den Kongeneren übereinstimmen, die als Bestandteil der beiden Clophen-Gemische beschrieben wurden [15,16] (Abbildung 1).

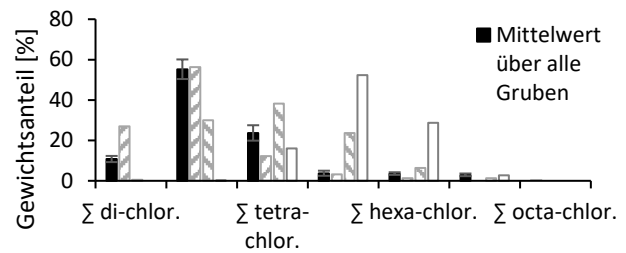


Abb. 1. Vergleich der homologen PCB-Kongeneren im eingeleiteten Grubenwasser aus der vorliegenden Studie mit den homologen Kongeneren in Clophen A30, A40 und A50 [16]. (Abb. 1 verändert aus Wiltshcka et al. 2023 SI übernommen.)

Eine exakte Übereinstimmung von Umweltproben mit technischen PCB-Mischungen war nicht zu erwarten, da neben der möglicherweise parallelen Anwendung verschieden stark chlorierter technischer Gemische auch die unterschiedlichen Eigenschaften der Kongeneren hinsichtlich Löslichkeit, Adsorption und molekularem Abbau das Belastungsprofil beeinflussen. Das Kongener PCB 11 ist ein Beispiel für das Auftreten von Kongeneren, deren Vorkommen in Clophen-Gemischen nicht zu erwarten ist. Für dessen Vorkommen können zwei Hypothesen als relevant angesehen werden: PCB 11 könnte aus der Dechlorierung höher chlorierter Kongeneren stammen, könnte aber auch als Folge von Wasserkontakt mit lackierten Oberflächen freigesetzt worden sein, da PCB 11 eine besondere Rolle bei der Herstellung organischer Farben spielt [17].

3.3 PCB-Elimination in den Wassergärten Reden

Das Grubenwasser des Bergwerks Reden fließt durch einen künstlichen Bachlauf, der ausschließlich durch Grubenwasser gespeist wird. Durch Verteilungs- und potenziell auch Abbauprozesse findet eine deutliche Reduzierung der PCB-Belastung entlang des Systems statt (Abbildung 2).

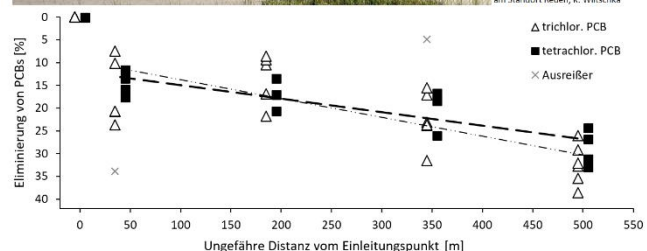


Abb. 2. PCB-Elimination entlang eines Feuchtbiotops am Standort Reden. Die Elimination ist beispielhaft für die 11 häufigsten PCB ($\sum\text{PCB}_{\text{top}11}$) dargestellt. Die Symbole für tri- und tetrachlorierte PCB wurden zur besseren Sichtbarkeit leicht versetzt (Abb. 2 unten verändert aus Wiltshcka et al. 2023 übernommen).

Für jedes PCB wurde eine stetige Abnahme der Konzentrationen beobachtet (24–42 %, Mittelwert = 32 % nach 500 m). Mit einer Jahresfracht von 0,44 kg nach 500 m statt 0,64 kg an der Einleitungsstelle wird verhindert, dass ein wesentlicher Teil der PCB in den Vorfluter gelangt. Es wird davon ausgegangen, dass neben Sorptionsprozessen in und Verflüchtigung aus dem Feuchtbiotop auch eine Bioakkumulation durch aquatische Organismen stattfindet. Eine vollständige Elimination von PCB ist mit diesem Verfahren trotz relevanter Reduzierung nicht zu erreichen. Es sollte zudem beachtet werden, dass mit Ausnahme der Dechlorierung von PCB die Elimination durch

Verflüchtigung, Sorption oder Bioakkumulation lediglich eine Verlagerung des Problems in andere Systeme darstellt.

3.4 PCB-Frachten aus Kohlebergwerken

Für eine Risikoabschätzung müssen neben den PCB-Konzentrationen auch die Frachten berücksichtigt werden. Obwohl die Konzentrationen der einzelnen Kongenere im pg–ng L⁻¹-Bereich liegen, wird aus den fünf untersuchten Bergwerken aufgrund der hohen eingeleiteten Volumina eine jährliche Fracht von ca. 1–2 kg $\sum\text{PCB}_{53+\text{bp}}$ in die aufnehmenden Oberflächengewässer eingetragen (Tabelle 1).

Tabelle 1. Jährliche PCB-Frachten, errechnet aus den Kongenerkonzentrationen und gepumpten Volumina der Grubenwässer in den untersuchten Bergwerken (Tab. 1 verändert aus Wiltshka et al. 2023 übernommen).

	Walsum	Zollverein	Stinnes	Reden	Camphausen
$\sum\text{PCB}_{i+118}$ [ng L ⁻¹]	2,5–6,7	5,8–10,8	2,8–6,2	10,4	10,7
$\sum\text{PCB}_{\text{top}11}$ [ng L ⁻¹]	14,4–42,5	62,4–88,2	9,5–24,9	44,4	40,4
$\sum\text{PCB}_{53+\text{bp}}$ [ng L ⁻¹]	21,7–59,5	82,6–121	30,5–57,4	53,9	52,1
Eingeleitetes Grubenwasser [mio m ³ a ⁻¹]	4,8 ^a	4,4 ^a	7,0 ^a	12,0 ^b	1,7 ^c
Jährl. Fracht $\sum\text{PCB}_{i+118}$ [kg]	0,01–0,03	0,03–0,05	0,02–0,04	0,12	0,02
Jährl. Fracht $\sum\text{PCB}_{\text{top}11}$ [kg]	0,07–0,20	0,27–0,39	0,07–0,17	0,53	0,07
Jährl. Fracht $\sum\text{PCB}_{53+\text{bp}}$ [kg]	0,10–0,29	0,36–0,53	0,21–0,40	0,65	0,09

^a Daten von 2021, persönliche Kommunikation mit Mitarbeitern des LANUV NRW; ^b Daten von 2019 [18]; ^c Daten von 2013 [19].

Zwei der größten Bergwerksbetreiber in Deutschland geben eine jährliche Grubenwassermenge von insgesamt mehr als 134 Mio. m³ an [19, 20]. Aus diesen Daten und den mittleren PCB-Konzentrationen der fünf untersuchten Bergwerke ergäbe sich hochgerechnet eine jährliche Belastung von ca. 6–9 kg PCB. Eine Extrapolation der Frachten ist jedoch aufgrund der unterschiedlichen Nutzung (u.a. Betreiber, abgebaute Rohstoffe) nicht verlässlich. Die Berechnung des Anteils von PCB aus Grubenwasser an den in die Meere transportierten Gesamtfrachten wird durch die unterschiedlichen Kongenmuster von Grubenwasser-PCB erschwert, da die Untersuchung von niedrigchlorierten PCB in Überwachungsprogrammen und den meisten Forschungsstudien weitgehend fehlt und die Verwendung der $\sum\text{PCB}_{i+118}$ mit Faktor 5 multipliziert für PCB-Kontaminationen aus niedrigchlorierten Clophen-Mischungen nicht immer geeignet ist [14].

Weltweit ist davon auszugehen, dass neben zahlreichen weiteren PCB-Quellen kontinuierlich auch hohe PCB-Frachten aus Bergwerken in die Umwelt gelangen. Diese Annahme ergibt sich aus der Summierung der zahlreichen einzelnen Kongenere, aus den hohen Volumina an Grubenwasser sowie aus der großen Anzahl von Bergwerken mit PCB-Potenzial weltweit.

3.5 Bewertung der Umweltprobleme durch PCB-kontaminierte Grubenwässer

Obwohl die PCB-Belastung durch die in der vorliegenden Studie untersuchten Bergwerke vergleichsweise geringer ist als die Belastung durch andere Quellen [21], kommt dieser Quellenart aus mehreren Gründen eine relevante Bedeutung

zu. In Deutschland wurden Rechtsvorschriften und Verwaltungsvereinbarungen eingeführt, um die PCB-Belastung durch den Bergbau zu verringern [8]. Daher ist davon auszugehen, dass die in dieser Studie berichteten Konzentrationen und Belastungen niedriger sind als in anderen Ländern. Aufgrund fehlender oder nicht verfügbarer Daten über die Situation in anderen Regionen in Verbindung mit der weit verbreiteten Verwendung von PCB im Bergbau ist Grubenwasser sehr wahrscheinlich eine unterschätzte Quelle der weltweiten PCB-Kontamination. Das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) hat in diesem Zusammenhang ausdrücklich auf die Notwendigkeit hingewiesen, die Freisetzung von PCB aus dem Bergbau in die Umwelt zu vermeiden und das Grundwasser im Sinne des UN-Nachhaltigkeitsziels (SDG) Nr. 6 (Sauberes Wasser und Sanitärversorgung) zu schützen [4, 22]. Süßwasser ist eine knappe und wertvolle Ressource, die vor PCB und weiteren Schadstoffen geschützt werden muss, nicht zuletzt, weil die Wasserressourcen im Zuge des globalen Wandels in vielen Gebieten noch knapper werden [23].

Länder, die dem Stockholmer Übereinkommen zugestimmt haben, sind verpflichtet, die Verwendung von PCB in Geräten bis 2025 zu beenden und die Beseitigung von PCB bis 2028 zu gewährleisten. Die dauerhafte Lagerung in unterirdischen Anlagen wie Bergwerken steht grundsätzlich im Einklang mit dem Basler Übereinkommen [24, 25]. Allerdings müssten die Materialien dann in sicheren Behältern gelagert werden, und die Grubenhohlräume sollten in geologischen Formationen unterhalb von Zonen mit verfügbarem Grundwasser oder in Formationen liegen, die durch undurchlässige Gesteins- oder Ton-

schichten vollständig von wasserführenden Zonen isoliert sind [25].

4 Schlussfolgerungen

Grubenwasser kann als weltweit unterschätzte Punktquelle für PCB angesehen werden. Für die untersuchten Steinkohlebergwerke konnten Konzentrationen einzelner PCB-Kongenere von bis zu 25,9 ng L⁻¹ nachgewiesen werden. Durch die hohen Grubenwasservolumina werden daraus bedeutende Frachten. Mit der in der vorliegenden Studie angewandten SPME-Methode steht eine sehr gut geeignete Methode zur Bestimmung von PCB-belastetem Grubenwasser sowie zur Bewertung von Eliminierungsmethoden zur Verfügung. Unsere Ergebnisse haben auch gezeigt, dass eine Analyse beschränkt auf Indikator-PCB für eingeleitete Grubenwässer nicht immer ausreichend für eine differenzierte Betrachtung der Belastungssituation ist. Vor diesem Hintergrund schlagen wir vor, die in unserer Studie am häufigsten vorkommenden Kongenere ($\Sigma\text{PCB}_{\text{top11}}$) in zukünftige Untersuchungen zu PCB-Konzentrationen in Grubenwässern sowie zur Untersuchung von Grubenwasser assoziierten PCB in Oberflächengewässern einzubeziehen. Der hohe Anteil an niederchlorierten PCB im eingeleiteten Grubenwasser weist auf zusätzliche PCB-Belastungen hin, die in zukünftigen Monitoringprogrammen berücksichtigt werden sollten. Reinigungsanlagen, wie am Beispiel des Standortes Reden gezeigt, haben das Potenzial, die ins Meer eingeleiteten PCB-Frachten zumindest so lange zu reduzieren, bis Verfahren zur vollständigen Eliminierung von PCB großtechnisch eingesetzt werden können.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für finanzielle Unterstützung im Rahmen des Promotionsprojekts AntiPOP (DBU Az 20019/633). Wir danken zudem dem LANUV NRW für die Bereitstellung des NRW-Grubenwassers.

Dieser Beitrag basiert auf dem Artikel „Between underground and the deep blue sea: contamination of mine water effluents by polychlorinated biphenyls (PCBs)“ in der Zeitschrift *ACS ES&T Water* (2023)

(<https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00179>)

und unterliegt der Open Access Lizenz CC-BY 4.0.

Literatur

- [1] Stockholm Convention, Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants: POP-convention, United Nations.
- [2] Y.-F. Li, T. Harner, L. Liu, Z. Zhang, N.-Q. Ren, H. Jia, J. Ma, E. Sverko, Polychlorinated biphenyls in global air and surface soil: distributions, air-soil exchange, and fractionation effect, *Environ. Sci. Technol.* 44 (2010) 2784–2790. <https://doi.org/10.1021/es901871e>.
- [3] L. Li, C. Chen, D. Li, K. Breivik, G. Abbasi, Y.-F. Li, What do we know about the production and release of persistent organic pollutants in the global environment?, *Environ. Sci.: Adv.* 2 (2023) 55–68. <https://doi.org/10.1039/D2VA00145D>.
- [4] United Nations Environment Programme (UNEP), PCB a forgotten legacy?, 2017, [https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/20786/PCB%20Brochure%20\(2017\).pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/20786/PCB%20Brochure%20(2017).pdf?sequence=1&isAllowed=y) (zuletzt abgerufen 2024-02-12).
- [5] C. Wolkersdorfer, *Mine Water Treatment - Active and Passive Methods*, 1st ed., Springer, Berlin, 2022.
- [6] Z. Ouyang, L. Gao, S. Yao, Concentrations, possible sources and influence factors of dissolved polychlorinated biphenyls in the water of Yangzhuang Coal Mining Subsidence Area, China, *Water Resour.* 46 (2019) 278–285. <https://doi.org/10.1134/S0097807819020192>.
- [7] S. Ohlemacher, C. Post, K. Baier, Mining related PCB in wetland sediments of the river Lippe (North Rhine-Westphalia, Germany), in: P. Kumar, G.K. Nigam, M.K. Sinha, A. Singh (Eds.), *Water Resources Management and Sustainability*, Springer, Singapore, 2022, pp. 59–72.
- [8] J. Schwarzbauer, M. Denneborg, Gutachten zur Prüfung möglicher Umweltauswirkungen des Einsatzes von Abfall- und Reststoffen zur Bruch-Hohlraumverfüllung in Steinkohlenbergwerken in Nordrhein-Westfalen, Teil 2. Detailbericht 6: Risikoanalyse PCB und weitere organische Stoffe, 2018. http://www.umweltauswirkungen/utv.de/gutachten_2/final/Detailbericht_6.pdf (zuletzt abgerufen 2024-02-12)
- [9] LANUV, Belastungen von Oberflächengewässern und von aktiven Grubenwassereinleitungen mit bergbaubürtigen PCB (und PCB-Ersatzstoffen), 2018. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/wasser/pdf/2018-12-05_Bericht_LANUV_PCB_Grubenwasser.pdf (zuletzt abgerufen 2024-02-12).
- [10] L. Böhm, R.-A. Düring, H.-J. Bruckert, C. Schlechtriem, Can solid-phase microextraction replace solvent extraction for water analysis in fish bioconcentration studies with highly hydrophobic organic chemicals?, *Environ. Toxicol. Chem.* 36 (2017) 2887–2894. <https://doi.org/10.1002/etc.3854>.
- [11] J. Pörschmann, Z. Zhang, F.-D. Kopinke, J. Pawliszyn, Solid phase microextraction for determining the distribution of chemicals in aqueous matrices, *Anal. Chem.* 69 (1997) 597–600. <https://doi.org/10.1021/ac9609788>.
- [12] S. Bondarenko, J. Gan, Simultaneous measurement of free and total concentrations of hydrophobic compounds, *Environ. Sci. Technol.* 43 (2009) 3772–3777. <https://doi.org/10.1021/es8037033>.
- [13] H. Smidt, W.M. de Vos, Anaerobic microbial dehalogenation, *Annu. Rev. Microbiol.* 58 (2004) 43–73. <https://doi.org/10.1146/annurev.micro.58.030603.123600>.
- [14] F.-R. Brenk, G.-J. Wentrup, Quantifizierung von polychlorierten Biphenylen (PCB) in Altöl; Erdöl & Kohle, Erdgas, *Petrochemie* 38(10) (1985) 469–470.
- [15] E. Schulte, R. Malisch, Berechnung der wahren PCB-Gehalte in Umweltproben, *Z. Anal. Chem.* 314 (1983) 545–551. <https://doi.org/10.1007/BF00474844>.

- [16] D.E. Schulz, G. Petrick, J.C. Duinker, Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography-electron capture detection, *Environ. Sci. Technol.* 23 (1989) 852–859.
<https://doi.org/10.1021/es00065a015>.
- [17] J. Mastin, T. Harner, J.K. Schuster, L. South, A review of PCB-11 and other unintentionally produced PCB congeners in outdoor air, *Atmos. Pollut. Res.* 13 (2022) 101364.
<https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101364>.
- [18] Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz des Saarlandes: Übertragung der Erkenntnisse aus dem NRW Gutachten bzgl. PCB und weiterer Stoffe auf das Saarland, 2019.
https://www.saarland.de/SharedDocs/Downloads/DE/mukmav/wasser/grubenwasser/dl_gutachten_erkennnisse_nrw_pcb_muv.pdf?__blob=publicationFile&v=5
(zuletzt abgerufen 2024-02-12).
- [19] RAG Aktiengesellschaft, Grubenwasserkonzept Saar, 2014.
https://www.bergbau-unser-erbe.de/fileadmin/user_upload/Grubenwasserkonzept_Saar.pdf
(zuletzt abgerufen 2024-02-12).
- [20] Wismut GmbH, Die Wasserbehandlungsanlagen der Wismut, 2021,
<https://www.wismut.de/de/download.php?download=WBA+%C3%9Cbbersicht+2021.pdf>
(zuletzt abgerufen 2024-02-12).
- [21] C. Bogdal, C.E. Müller, A.M. Buser, Z. Wang, M. Scheringer, A.C. Gerecke, P. Schmid, M. Zennegg, M. Macleod, K. Hungerbühler, Emissions of polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans during 2010 and 2011 in Zurich, Switzerland, *Environ. Sci. Technol.* 48 (2014) 482–490.
<https://doi.org/10.1021/es4044352>.
- [22] United Nations Environment Programme (UNEP), Terminal Evaluation of the UN Environment Project “Best Practices for PCB Management in the Mining Sector of South America” (GEF ID:3814): Final Report, 2019.
https://webdocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30613/3814_2019_te_unep_gef_regional_msp_pcb_South_America.pdf (zuletzt abgerufen 2024-02-12).
- [23] S.N. Gosling, N.W. Arnell, A global assessment of the impact of climate change on water scarcity, *Clim. Change* 134 (2016) 371–385.
<https://doi.org/10.1007/s10584-013-0853-x>.
- [24] United Nations Environment Programme (UNEP), Basel Convention Technical Guidelines. Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with polychlorinated biphenyls, polychlorinated terphenyls, polychlorinated naphthalenes or polybrominated biphenyls including hexabromobiphenyl (PCBs, PCTs, PCNs or PBBs, including HBB):
UNEP/CHW.13/6/Add.4/Rev.1, 2017.
- [25] United Nations Environment Programme (UNEP), Basel Convention Technical Guidelines. General technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (General POPs):
UNEP/CHW.14/7/Add.1/Rev.1, 2019.

Korrespondenzadresse

Katrin Wiltshcka
Justus-Liebig-Universität Gießen
iFZ, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Heinrich-Buff-Ring 26
35392 Gießen
Tel.: 0641 99 37103
E-Mail: katrin.wiltshcka@umwelt.uni-giessen.de