

Organische UV-Filter in der aquatischen Umwelt – wo sind die Hotspots zu finden?

Armin Zenker (armin.zenker@fhnw.ch), Simone Tinguely (simone.tinguely@fhnw.ch)

Abstract

UV-Filter können über einen direkten oder indirekten Weg die aquatische Umwelt erreichen. Unter den am weitesten verbreiteten UV-Filtern erhalten vor allem Benzophenon-3, Avobenzon, Octinoxat und Octocriolen zunehmende Aufmerksamkeit wegen ihrer negativen Auswirkungen auf die Umwelt. Dabei stellt sich die Frage, in welchen Umweltkompartimenten die organischen UV-Filter in den höchsten Konzentrationen auftreten.

Neben Schöpfproben können UV-Filter mittels Passivsammlern wie polaren organisch-chemischen integrativen Probenehmern (POCIS) bzw. über den Wasserfilm überwacht werden. Die Messungen zeigten vor allem in kleinen Gewässern sehr hohe Konzentrationen von UV-Filtern. Allen voran war es Octocriolen, das besonders im Wasserfilm in Mengen von bis zu 112 µg/L detektiert wurde.

1 Einleitung

Die Haut ist die erste Verteidigungslinie gegen die einfallende Strahlung (Biniek & Dauskardt, 2012). Es ist gut dokumentiert, dass eine langfristige Exposition gegenüber UV-Photonen Sonnenbrände, Lichtalterung und Hautkrebs verursacht (D'Orazio et al., 2013). Aufgrund des wachsenden Bewusstseins gegenüber den negativen Auswirkungen ultravioletter Strahlung auf die menschliche Gesundheit nahm die Verwendung von Produkten, die UV-Filter enthalten, in den letzten Jahrzehnten stetig zu (Sánchez Rodríguez et al., 2015). Zurzeit sind in der EU 31 UV-Filter für die Verwendung in Kosmetika zugelassen, wovon zwei anorganische und 29 organische UV-Filter sind (siehe Anhang VI der Verordnung (EG) Nr. 1223/2009).

UV-Filter können über einen direkten oder indirekten Weg in die aquatische Umwelt gelangen. Auf die Haut aufgetragene UV-Filter werden beim Baden direkt in das Gewässer eingetragen (Poiger et al., 2004). Schwimmbadwasser bzw. Kläranlagen wurden als weitere Quellen für UV-Filter identifiziert (Balmer et al., 2005; Zwiener et al., 2007). Im Kläranlagenzulauf konnte Benzophenon-3 (BP-3), 4-Methylbenzyliden-campher (4-MBC), Octinoxat (EHMC) und Octocriolen (OC) in Konzentrationen bis zu 19 µg/L nachgewiesen werden. Zudem konnten bis zu 5520 µg des UV-Filters Octyltriazon (EHT) pro Kilogramm Klärschlamm in Schweizer Kläranlagen nachgewiesen werden (Plagellat et al., 2006).

Unter den am weitesten verbreiteten UV-Filtern erhalten BP-3, Avobenzon (AB), OC und EHMC zunehmende Aufmerksamkeit wegen ihrer negativen Auswirkungen auf die Umwelt (Zhong et al., 2020). Toxische Wirkungen wurden bei Fischen, Säugetieren und Korallen festgestellt. Wegen des pseudo-

persistenten Charakters der UV-Filter müssen auch die Auswirkungen in Bezug auf Bioakkumulation und Biomagnifikation berücksichtigt werden (Kim und Choi, 2014; Downs et al., 2016). In mehreren Inselstaaten führten die negativen Auswirkungen auf die Korallen bereits zu einem Verbot von BP-3 und EHMC, welche zwei der am häufigsten in Sonnenschutzmitteln verwendeten UV-Filter sind (Miller et al., 2021).

Hierbei stellt sich die Frage, in welchen Umweltkompartimenten die organischen UV-Filter in den höchsten Konzentrationen gemessen werden können und welche der zugelassenen Inhaltsstoffe am häufigsten in der Umwelt auftreten.

2 Material und Methoden

Über die Probenahme wird oftmals schon festgelegt, welche Stoffe mit welchen Stoffeigenschaften hauptsächlich in der Umweltprobe im Anschluss detektiert werden können.

2.1 Probenahme

Um einen Eindruck von den Eintragungswegen der UV-Filter zu bekommen, wurden primär Fließ- und Stehgewässer beprobt. Uns wurden aber auch Proben einer Pazifikexpedition zur Verfügung gestellt. Für die aquatische Umwelt ist die noch immer häufigste Probenahme die sogenannte Schöpfprobe.

2.1.1 Schöpfproben aus dem Glatteinzugsgebiet bei Zürich

Im Jahr 2007 wurden im September bzw. Oktober 1-Liter-Schöpfproben aus dem Oberflächenwasser der Glatt flussabwärts der Kläranlage Dübendorf entnommen (Fent et al., 2010).

2.1.2 Passivsammlerproben (POCIS) aus dem Glatteinzugsgebiet

Im gleichen Gewässersystem wie die Schöpfproben wurden ebenfalls Passivsammler eingesetzt, um ihre Verwendung für ein UV-Filter Monitoring zu testen. Im Sommer 2006 bzw. Frühjahr bis Herbst 2007 wurden Wasserproben aus der Glatt und ihren Nebenflüssen an acht verschiedenen Probestellen mit polaren organisch-chemischen integrativen Probenehmern (POCIS-Pestizid) gesammelt. Die Sammler wurden alle 4 Wochen getauscht (Zenker et al., 2008).

2.1.3 Passivsammlerproben (SPMDS) aus dem Pazifik

Die norwegische Tangaroa-Balsaholzfloß-Expedition im Jahr 2006 bot die einzigartige Gelegenheit, ein Probenahme-programm für Pazifikwasser mit minimaler Störung während der Probenahme zu entwickeln. Die Wasserproben wurden mittels passiver semipermeabler Membranen (SPMD) entnommen. Die SPMDs wurden während der Reise alle 3 bis 4 Wochen ausgetauscht, so dass das Vorhandensein von

Schadstoffen über die gesamte Expositionszeit erfasst wurde (Goksøyr et al., 2009).

2.1.4 Wasserproben aus Schwimmbädern

Im Rahmen des Nanobad-Projektes wurden in Zusammenarbeit mit dem Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich potenziell geeignete Freibäder im Kanton Zürich eruiert, welche über eine Genehmigung zur Direkt-einleitung von behandeltem Überschussabwasser verfügten.

Ausgewählte Frei- und Seebäder für die Probenahme-kampagne im Jahr 2015 waren das Freibad Seebach, das Freibad Wetzikon-Meierwiesen, das Freibad Winterthur-Geiselweid, das Seebad Zürichsee-Tiefenbrunnen und das Seebad des Chatzensees. Es wurden ausschliesslich Schöpf-proben genommen (Burkhardt et al., 2015).

2.1.5 Organismenproben der aquatischen Nahrungskette

Fischproben von Barbe und Döbel wurden von Mai bis September 2006 an drei Stellen in der Glatt (Ausfluss des Greifensees; sowie flussaufwärts und flussabwärts der Klär-anlage) gesammelt. Bachforellen stammten aus dem March-bach, der Ergolz, der Birs und der Lützelurg, während der Aal aus dem Rhein stammte. Bachflohkrebse wurden ebenfalls im Marbach gesammelt. Fünf am Rhein bejagte Kormorane wurden als repräsentative Art für die Spitze der Nahrungskette analysiert (Fent et al., 2010).

2.1.6 Wasserfilmprobenahme

Die Tangaroa-Expedition stellte auch Wasserfilmproben von der Oberfläche des Meeres zur Verfügung. Der Wasserfilmsammler war ein ferngesteuertes Boot mit einer rotierenden Trommel (siehe Abb. 1), die mit einer hydrophoben Teflonfolie ausgestattet war (Goksøyr et al., 2009).

Im Jahr 2022 kam der Wasserfilmsammler von Frühjahr bis Herbst erneut in vier Voralpen- bzw. Alpenseen in den Kantonen Zürich und Graubünden zum Einsatz. Die Seen Canovasee, Crestasee, Caumasee und Chatzensee besitzen eine Seeoberfläche zwischen 20'000 and 360'000 m².



Abb. 1. Der INTERFACE 1 ist ein Probenehmer für Oberflächenwasserfilm. Hauptbestandteil des Probenehmers ist eine rotierende Trommel mit einem Abstreifer zum Sammeln der Wasserfilms.

2.2 Aufkonzentration bzw. Aufreinigung der Umweltproben Sowohl die wässrigen Proben als auch die Organismenproben wurden unterschiedlich aufkonzentriert bzw. aufgereinigt, um niedrigere Detektionslimite der Umweltanalyten zu erreichen bzw. weniger Matrixeffekte bei der anschliessenden Messung zu erzeugen.

2.2.1 Schöpfproben

Die UV-Filter-Analyten wurden aus 1 Liter Flusswasserproben mit einer 500 mg Phenomenex® Strata-X-CW-Kartusche extrahiert. Die Analyten wurden im Anschluss mit Dichlormethan und Methanol eluiert, getrocknet und für die UV-Filter Messung in Ethanol gelöst (Fent et al., 2010).

2.2.2 Passivsammlerproben (POCIS)

Die Vorbereitung von POCIS Proben erfolgte nach Zenker et al. (2008). Zusammengefasst wurde der gesamte POCIS-Gehalt in leere, mit Fritten verschlossenen SPE-Röhrchen mit HPLC-grade-Wasser gewaschen und 45 Minuten lang getrocknet. Das Sorptionsmittel wurde mit Methanol und anschließend mit einer Mischung aus Methanol, Toluol und Dichlormethan eluiert. Ein Aliquot der Extrakte wurde bis zur Trockene reduziert und in Ethanol gelöst.

2.2.3 Passivsammlerproben (SPMD)

Jeder SPMD wurde in 75 mL Cyclopentan getaucht und einzeln bei 18 °C für 24 h im Dunkeln dialysiert. Dieser Vorgang wurde noch zweimal wiederholt, bevor die Proben in einer Vakuumzentrifuge getrocknet wurden. Die Rückstände wurden anschließend in einer Mischung aus 500 µL Ethanol und 500 µL Tetrahydrofuran aufgelöst (Goksøyr et al., 2009).

2.2.4 Festphasenextraktion der Schwimmbadproben

Von jeder Wasserprobe wurden 500 mL über einen 0.45 µm RC-Filter filtriert und anschliessend auf Oasis HLB Festphasenkartuschen aufgebracht. Nachdem die Wasserprobe auf der Festphasenkartusche (200 mg 6 cc, Waters, Irland) aufgebracht wurde, trocknete die Kurtusche unter einem Stickstoffstrom für 1 Stunde. Die Kartusche wurde anschliessend mit 30 mL Methanol und 9 mL Dichlormethan eluiert und schliesslich auf ein Volumen von 1 mL unter Stickstoffstrom eingengt (Burkhardt et al., 2015).

2.2.5 Organismenproben

Für mittelpolare bis lipophile UV-Filter wurden 4 g Gewebe in kleine Stücke geschnitten und in 4 mL HPLC-grade-Wasser suspendiert. Anschliessend wurde eine Lösungsmittel-extraktion mittels Ethylacetat, n-Heptan und HPLC-grade-Wasser durchgeführt. Der Überstand wurde gesammelt und getrocknet. Mittels eines HPLC-Systems wurden die gesuchten Analyten von den Lipiden getrennt. Jede der gesammelten Fraktionen wurde in einer Vakuumzentrifuge getrocknet und in jeweils 50 mL Ethanol rekonstituiert und im Anschluss mittels LC-MS/MS-Analyse bzw. GC-MS analysiert.

Für polare und mittelpolare UV-Filter wurde 1 g Gewebe in kleine Stücke geschnitten und in je 5 mL Methanol und Acetonitril als Extraktionsmittel suspendiert. Das Homogenat der Probe wurde 10 Minuten lang geschüttelt. Im Anschluss wurden 2 mL der Extraktionsmischung dann in ein Eppendorf-Röhrchen überführt und 45 Minuten lang bei 13200 U/min und 4 °C zentrifugiert. 1 mL des Überstands wurde aufgefangen und in einer Vakuumzentrifuge getrocknet. Die in Ethanol gelöste Probe wurde mittels Spritzenfilter gereinigt. Die resultierende 2 mL Probe wurde zur Trockene eingedampft und in 50 µL Ethanol rekonstituiert und anschließend mittels LC-MS/MS analysiert (Fent et al., 2010).

2.2.6 Wasserfilmproben

Die Wasserfilmproben aus dem Pazifik wurden mittels Sep-Pak Vac C18 Festphasenkartuschen (Waters AG, Dättwil) extrahiert. Nach dem Laden der Probe und anschließendem Waschen mit 8 mL HPLC-grade-Wasser bei 5 mL/min wurden die Kartuschen 30 Minuten lang unter Vakuum getrocknet. Die Kartuschen wurden im Anschluss mit 12 mL Methanol und 12 mL Dichlormethan eluiert. Die erhaltenen Extrakte wurden in einer Vakuumzentrifuge zur Trockene eingedampft und in 200 µL Ethanol für die weitere GC-MS-Analyse aufgelöst (Goksøyr et al., 2009).

Ein Aliquot von 500 mL jeder Wasserfilmprobe aus den Vor-alpen- bzw. Alpenseen aus dem Jahr 2022 wurde über einen 0,45 µm RC-Filter filtriert und anschliessend auf eine Oasis HLB Festphasenkartusche (200 mg 6 cc, Waters, Irland) aufgebracht. Vor dem Aufbringen der Proben wurden die Festphasenkartuschen mit je 5 mL Methanol und 5 mL Nanopure-Wasser vorkonditioniert. Nachdem die Wasserprobe auf die Festphase aufgebracht wurde, trocknete die Kartusche unter Stickstoffstrom für 1 h. Die Kartusche wurde anschliessend mit 30 mL Methanol und 9 mL Dichlormethan eluiert und schliesslich auf ein Volumen von 1 mL mit Hilfe eines Genevac Laborverdampfer EZ-2 eingeengt.

2.3 Messmethoden

Für die UV-Filter in Oberflächengewässern wie der Glatt und im Pazifik wurde eine Detektionsmethode entwickelt, die sich auf hormonaktive UV-Filter fokussierte (Zenker et al., 2008). Diese Methode wurden mit geringen Modifikationen auch in den Studien von Goksøyr et al. (2009) und Fent et al. (2010) eingesetzt.

Die UV-Filter, welche in Schwimmbadwasser untersucht werden sollten, wurden auf Basis von Hauri et al. (2009) definiert. 2-Ethylhexylsalicylat (EHS), Phenylbenzimidazol-sulfonsäure (PMDSA), AB, EHMC, OC, und BP-3 waren die am häufigsten in Sonnencreme verwendeten UV-Filter. Diese Analyten wurden mittels Flüssigkeitschromatographie (1260 HPLC; Agilent, Waldbronn/D) gekoppelt an Triple Quad-Massenspektrometrie mit ESI-Quelle (LC-MS/MS; Agilent, Waldbronn/D) gemessen. Die chromatographische Trennung erfolgte bei einer Säulentemperatur von 40°C auf einer Zorbax

SB-C18 Säule Rapid Resolution HT (2,1 mm × 50 mm, 1,8 µm Partikelgrösse; Agilent Technologies, Wilmington, USA). Bei einem binären Eluentengradient mit 0,1 % (v/v) Ameisensäure in Wasser mit 5 % Acetonitril sowie 0,1 % (v/v) Ameisensäure in Acetonitril mit 5 % Wasser wurde bei 0,6 mL/min Fluss die beste Trennung erzielt. Die Nachweisgrenze (LOD) nach Festphasenextraktion von 0,5 L Probenvolumen lag zwischen 0,01 ng/L für OB und 1,5 ng/L für EHS.

Mit dieser Methode wurden auch die UV-Filter Mengen in Wasserfilmproben von 2022 bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 UV-Filter Messungen in kleinen bis mittelgrossen Fließgewässern

In der Glatt wurden in den Schöpfproben bis zu 17 ng/L 4-MBC, 68 ng/L BP-3 und 6 ng/L EHMC bestimmt. In den Passivsammlern (POCIS), welche in der Glatt exponiert waren, wurde BP-4 von 0,003 bis 24,0 mg/POCIS, BP-3 bis zu 0,18 mg/POCIS, 4-MBC bzw. EHMC bis zu 0,1 mg/POCIS detektiert. Geht man von einer POCIS Sammelrate von etwa zwei Litern innerhalb des vierwöchigen Einsatzes aus, lagen die UV-Filterkonzentrationen in den Wasserproben nahe an den im September 2007 gemessenen POCIS-Konzentration (Fent et al., 2010).

3.2 UV-Filter Konzentrationen in Pazifikwasser

Die SPMDs reicherten E-EHMC bis zu 27,058 ng/SPMD und Z-EHMC bis zu 8,484 ng/SPMD bzw. BP-3 bis zu 34,310 ng/SPMD an, während 4-MBC und 3-Benzylidencampher unterhalb der Detektionslimite lagen. Die UV-Filterkonzentrationen waren ähnlich oder sogar niedriger als die Transportkontrollwerte (SPMD-Membran, die während der Probenahme nur kurz der Luft ausgesetzt war), was darauf hindeutet, dass diese Schadstoffe aus anderen Quellen als dem Pazifikwasser stammen könnten. Die UV-Filter Messungen im Wasserfilm lagen für EHMC bei bis zu 55 ng/L, für 4-MBC bei bis zu 30 ng/L, für BP-3 bei 6 ng/L und bei 3-BC bei bis zu 13 ng/L.

Zusammenfassend zeigten die Ergebnisse, dass das Oberflächenwasser des Pazifischen Ozeans entlang der Route der Tangaroa-Expedition im Jahr 2006 nur geringe Mengen an persistenten und neu auftretenden Schadstoffen enthielt (Goksøyr et al., 2009).

3.3 Schwimmbad- bzw. Freibadwasser

In den Freibädern lag im Wasser des Ausgleichsbeckens OC mit bis zu 20 ng/mL in den höchsten Konzentrationen vor, gefolgt von EHS mit Konzentrationen von bis 3,6 ng/mL, PMDSA mit maximal 1,7 ng/mL und EHMC mit maximal 0,7 ng/mL. In den Proben aus den Seebädern war neben dem OC mit 4,1 ng/mL, dem PMDSA mit 2,3 ng/mL, dem EHS mit 1,6 ng/mL das AB mit max. 0,84 ng/mL sehr prominent anzutreffen (Burkhardt et al., 2015).

3.4 UV-Filter Messungen in Biota

Der lipophile UV-Filter EHMC war in allen Proben von Makroinvertebraten, Fischen und Kormoranen weit verbreitet. In Muscheln und Bachflohkrebsen war EHMC mit Konzentrationen von bis 150 ng/g Lipide vorhanden. EHMC war in Fischproben unterhalb der Kläranlage in Konzentrationen bis zu 337 ng/g Lipide zu finden. In Kormoranen wurde EHMC hingegen im Bereich von bis zu 701 ng/g Lipide nachgewiesen. Zusätzlich zu EHMC enthielten Bachforellen und Aale bis zu 151 ng/g Lipidkonzentrationen an BP-3 (Fent et al., 2010).

3.5 UV-Filter im Wasserfilm der Alpenseen

Die Konzentrationen der UV-Filter im Wasserfilm erreichten Werte von bis zu 112 ng/mL für OC, gefolgt von 3,4 ng/mL für AB und 2,4 ng/mL für PMDSA (siehe Abb. 2). Die Beprobung des Wasserfilms ergab sehr hohe Werte für OC, die bisher in Oberflächengewässern noch nicht beobachtet wurden. Die UV-Filter EHS und EHMC wurden in Konzentrationen von 0,02 bis 1,2 ng/mL gefunden, während BP-3 im Bereich von 0,01 und 0,02 ng/mL lag. Die höchsten Konzentrationen von UV-Filtern, vor allem von OC, traten in den zwei kleineren Seen (Cresta und Canova) auf.

Aus unserer Sicht stellt der Wasserfilm in kleinen abgeschlossenen Gewässern für die lipophilen UV-Filter das Worst-Case-Szenario dar. Es ist davon auszugehen, dass die UV-Filter über Schwebstoffe ins Seesediment abgelagert werden. In Zukunft sollte deshalb auch vermehrt im Sediment gemessen werden. Eine Studie von Pintado-Herrera et al. (2016) konnte EHMC und OC bereits häufig im marinen Sediment nachweisen.

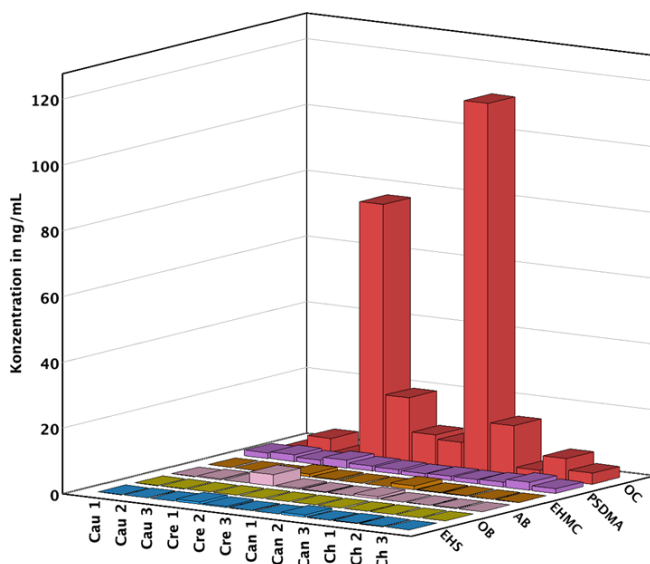


Abb. 2. Gemessene UV-Filter in den Sommerproben der Voralpen- und Alpenseen an jeweils drei Probestellen im See. 2-Ethylhexylsalicylat (EHS), Phenylbenzimidazolsulfonsäure (PMDSA), Avobenzon (AB), Octylmethoxycinnamat (EHMC), Octocriten (OC), Oxybenzon (OB). CAU = Caumasee, Cre = Crestasee, Can = Canovasee, Ch = Chatsensee.

Es stellt sich ausserdem die Frage, welche der gefundenen UV-Filter zukünftig ein Problem für Flora und Fauna der Seen darstellen werden.

4 Referenzen

- Balmer, M.E., Buser, H.R., Müller, M.D., Poiger, T., (2005). Occurrence of some organic UV filters in wastewater, in surface waters, and in fish from Swiss lakes. *Environ. Sci. Technol.* 39, 953–962.
- Biniak, K., Levi, K., Dauskardt, R.H., (2012). Solar UV radiation reduces the barrier function of human skin. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 17111–17116.
- Burkhardt, M., Englert, A., Kägi, R., Sinnet, B., Zenker, A., (2015). Freisetzung von Nano-Titandioxid und organischen UV-Filtern aus Schwimmbädern (NANOBAD). Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und des Amtes für Abfall, Wasser, Energie, Luft (AWEL) Zürich unveröffentlichter Abschlussbericht.
- D’Orazio, J., Jarrett, S., Amaro-Ortiz, A., Scott, T., (2013). UV radiation and the skin. *Int. J. Mol. Sci.* 14, 12222–12248.
- Downs, C.A., Kramarsky-Winter, E., Segal, R., Fauth, J., Knutson, S., Bronstein, O., Ciner, F.R., Jeger, R., Lichtenfeld, Y., Woodley, C.M., Pennington, P., Cadenas, K., Kushmaro, A., Loya, Y., (2016). Toxicopathological effects of the sunscreen UV filter, oxybenzone (benzophenone-3), on coral planulae and cultured primary cells and its environmental contamination in Hawaii and the U.S. Virgin Islands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 70, 265–288.
- Fent, K., Zenker, A., Rapp, M., (2010). Widespread occurrence of estrogenic UV-filters in aquatic ecosystems in Switzerland. *Environ. Pollut.* 158, 1817–1824.
- Goksøyr, A., Tollefsen, K.E., Grung, M., Løken, K., Lie, E., Zenker, A., Fent, K., Schlabach, M., Huber, S., (2009). Balsa Raft crossing the Pacific finds low contaminant levels. *Environ. Sci. Technol.* 43, 4783–4790.
- Hauri, U., (2009). Sonnenschutzmittel und Gesichtscrèmes mit UV-Schutz / UV-Filter, Konservierungsmittel und Deklaration. Bericht Kant. Laboratorium BS.
- Kim, S., Choi, K., (2014). Occurrences, toxicities, and ecological risks of benzophenone-3, a common component of organic sunscreen products: a mini-review. *Environ. Int.* 70, 143–157.
- Miller, I.B., Pawlowski, S., Kellermann, M.Y., Petersen-Thiery, M., Moeller, M., Nietzer, S., Schupp, P.J., (2021). Toxic effects of UV filters from sunscreens on coral reefs revisited: regulatory aspects for “reef safe” products. *Environ. Sci. Eur.* 33
- Pintado-Herrera, M.G., González-Mazo, E., Lara-Martín, P.A., (2016). In-cell clean-up pressurized liquid extraction and gas chromatography–tandem mass spectrometry determination of hydrophobic persistent and emerging organic pollutants in coastal sediment. *J. Chromatogr. A* 1429, 107–118.

- Plagellat, C., Kupper, T., Furrer, R., de Alencastro, L.F., Grandjean, D., Tarradellas, J., (2006). Concentrations and specific loads of UV filters in sewage sludge originating from a monitoring network in Switzerland. *Chemosphere* 62, 915–925.
- Poiger, T., Buser, H.-R., Balmer, M.E., Bergqvist, P.-A., Müller, M.D., (2004). Occurrence of UV filter compounds from sunscreens in surface waters: regional mass balance in two Swiss lakes. *Chemosphere* 55, 951–963.
- Sánchez Rodríguez, A., Rodrigo Sanz, M., Betancort Rodríguez, J.R., (2015). Occurrence of eight UV filters in beaches of Gran Canaria (Canary Islands). An approach to environmental risk assessment. *Chemosphere* 131, 85–90.
- Zenker, A., Schmutz, H.-R., Fent, K., (2008). Simultaneous trace determination of nine organic UV-absorbing compounds (UV filters) in environmental samples. *J. Chromatogr. A* 1202, 64–74.
- Zhong, X., Downs, C.A., Li, Y., Zhang, Z., Li, Y., Liu, B., Gao, H., Li, Q., (2020). Comparison of toxicological effects of oxybenzone, avobenzone, octocrylene, and octinoxate sunscreen ingredients on cucumber plants (*Cucumis sativus* L.). *Sci. Tot. Environ.* 714, 136879
- Zwiener, C., Richardson, S.D., De Marini, D.M., Grummt, T., Glauner, T., Frimmel, F.H., (2007). Drowning in disinfection byproducts? Assessing swimming pool water. *Environ. Sci. Technol.* 41, 363–372.

Korrespondenzadresse

Dr. Armin Zenker
Fachhochschule Nordwestschweiz
Hochschule für Life Sciences
Institut für Ecopreneurship
Hofackerstrasse 30
CH-4132 Muttenz
Schweiz
Tel.: +41 61 228 54 47