



Mikroplastik = Sediment?

Kryss Waldschläger (waldschlaeger@iww.rwth-aachen.de), Aachen

Abstract.

Mikroplastik in der Umwelt ist ein hochaktuelles und kontroverses Forschungsfeld, welches besonders mit seiner Interdisziplinarität hervorsteicht: Neben Ökotoxikologen forschen u.a. Hydrologen, Modellierer und Materialwissenschaftler gemeinsam, um die Thematik umfassend zu untersuchen. Bezüglich der Ausbreitung in der aquatischen Umwelt wird Mikroplastik dabei häufig vereinfacht mit natürlichem Sediment verglichen, ohne dass diese Übertragbarkeit grundlegend geprüft wurde. Daher wird in diesem Beitrag anhand von drei Faktoren – den Partikeleigenschaften, dem Transportverhalten und der Ökotoxikologie – die Vergleichbarkeit von Mikroplastik und natürlichem Sediment betrachtet und abschließend bewertet.

Einleitung

Die Umweltforschung ist geprägt von aktuellen Themen, welche zeitweise besonders viel Aufmerksamkeit erhalten: dies waren in den 1960er Jahren die Radioaktivität, in den 1980er Jahren persistente organische Schadstoffe, in den 1990er Jahren der Klimawandel und derzeit liegt ein besonderer Fokus auf dem anthropogenen Eintrag von Mikro- und Makroplastik in die Umwelt (Borja and Elliott, 2019). Wie bei allen Schwerpunktthemen stellt sich die Frage, ob die große Aufmerksamkeit gerechtfertigt ist. Ist Mikroplastik nicht einfach als eine Art „künstliches Sediment“ anzusehen, auf welches die theoretischen Grundlagen und das bisher erworbene Wissen zu natürlichen Sedimenten übertragen werden kann? Diese Frage wird im Folgenden anhand von mehreren Gesichtspunkten diskutiert.

Mikroplastik ist üblicherweise definiert als Plastikpartikel mit einem Durchmesser $< 5 \text{ mm}$, welche sowohl primärer als auch sekundärer Herkunft sein können. Primäres Mikroplastik umfasst bereits in Dimensionen $< 5 \text{ mm}$ hergestellte Plastikpartikel, wie Präproduktionspellets, Microbeads aus Körperpflegeprodukten oder polymeres Strahlmittel, während sekundäres Mikroplastik in der Umwelt bei der Degradation oder Fragmentierung größerer Plastikpartikeln oder -produkte entsteht (Arthur *et al.*, 2009). Begründet in den unterschiedlichen Entstehungsarten kann Mikroplastik in der Umwelt außerdem in unterschiedlichen Partikelformen vorliegen, hervorzuheben sind hierbei Pellets, Bruchstücke, Fasern, Schäume und Folien. Besonders häufig werden Mikroplastikpartikel aus Polyethylen, Polypropylen und Polyvinylchlorid in der Umwelt nachgewiesen, was zum einen in den hohen Produktionsvolumina dieser Polymere, die gemeinsam über 80% der Gesamtproduktion ausmachen, und zum anderen in ihrer vorwiegenden Verwendung in der Verpackungsindustrie begründet liegt (PlasticsEurope, 2019). Grundsätzlich kann Mikroplastik jedoch aus allen Polymeren entstehen.

Eintrag, Verteilung und nachgewiesene Konzentrationen in der Umwelt

In die Umwelt eingetragen wird Mikroplastik über punktuelle Quellen - Einleitungen aus Fabriken und abwassertechnischen Anlagen - und über diffuse Quellen - Littering, Wind und Oberflächenabfluss. Von dort kann es über weite Strecken transportiert werden: so konnte großräumiger atmosphärischer Transport beispielsweise bereits über Mikroplastikfunde in einem abgelegenen See in der Mongolei nachgewiesen werden. In der aquatischen Umwelt sind besonders Flüsse für den Transport von Mikroplastik aus inländischen Quellen in die Ozeane bekannt, in denen Mikroplastik ebenfalls über weite Strecken transportiert werden kann. Abbildung 1 zeigt eine Übersicht der maximalen nachgewiesenen Mikroplastikkonzentrationen in den einzelnen Umweltbereichen, wobei im Wasser die fluviale, limnische und marine Belastung angegeben ist, im Sediment/Boden zusätzlich die Belastung in landwirtschaftlichem und privatem Boden und für atmosphärische Belastungen die Deposition aus städtischer sowie ländlicher Luft angegeben werden. Für eine umfangreichere Aufstellung und Analyse der nachgewiesenen Umweltkonzentrationen sei auf Waldschläger *et al.* (2020) verwiesen. Hervorzuheben ist hier jedoch die geringe Repräsentativität der nachgewiesenen Konzentrationen für die allgemeine Belastung der Umwelt mit Mikroplastik, da die Konzentrationswerte zeit- und ortabhängig sind und in der aquatischen Umwelt häufig ausschließlich die Wasseroberfläche beprobt wird (Waldschläger *et al.*, 2020). Aufgrund des geringen Verständnisses der Verbreitungsmechanismen von Mikroplastik in der aquatischen Umwelt konnte bisher kein umfassendes Monitoring über längere Zeiträume und unter Verwendung repräsentativer Messmethoden durchgeführt werden.

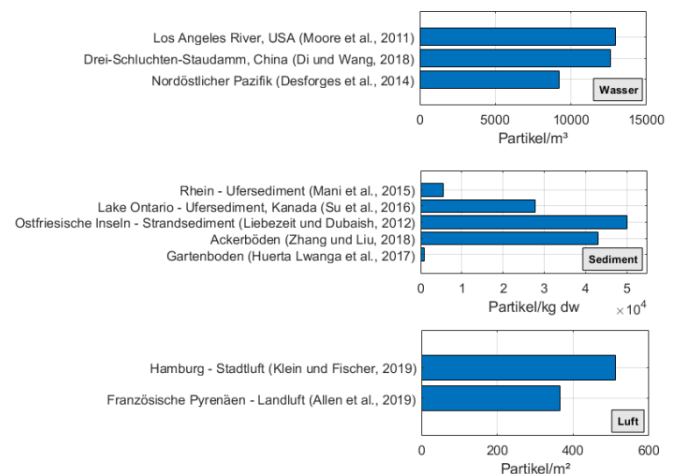


Abb. 1: Konzentrationsvergleich in unterschiedlichen Umweltbereichen

Vergleich mit natürlichem Sediment

Immer wieder wird ein Vergleich von Mikroplastik und natürlichem Sediment gezogen, besonders im Hinblick auf drei Betrachtungspunkte: Partikeleigenschaften, Transport und Umweltschädigungspotential. Es stellt sich daher die Frage: Können wir Mikroplastik als „künstliches Sediment“ ansehen oder ist es bei seiner Betrachtung in der aquatischen Umwelt klar von natürlichem Sediment abzugrenzen?

Partikeleigenschaften. Während Sedimentkörner grundsätzlich als granular angesehen werden und sich vorwiegend in ihrem Durchmesser unterscheiden (Chamley, 1990; Frings, 2004), sind Mikroplastikpartikel hoch variabel in all ihren Partikeleigenschaften (Rochman *et al.*, 2019; Kooi and Koelmans, 2019). Eine Polyamid-Fasern mit einem Durchmesser von 1 µm und ein Polyethylen-Pellet mit einem Durchmesser von 5 mm unterscheiden sich in ihren Oberflächeneigenschaften, ihrer chemischen Zusammensetzung sowie ihrer Dichte und werden trotzdem beide als Mikroplastik bezeichnet. Von „dem Mikroplastikpartikel“ zu sprechen ist daher unzureichend (Rochman *et al.*, 2019).

Eine Betrachtung der Partikeleigenschaften von Mikroplastik und von natürlichem Sediment in Tabelle 1 hebt die unterschiedlichen Eigenschaften und Charakteristika hervor.

Tabelle 1: Partikeleigenschaften von Mikroplastik und natürlichem Sediment im Vergleich.

	Natürliches Sediment	Mikroplastik
Partikeldurchmesser [mm]	Ton: < 0,004 Schluff: 0,004 – 0,063 Sand: 0,063– 2 Kies: 2 - 63	0,001 - 5
Dichte [g/cm³]	2,65 ¹	0,02 – 1,58
Partikelform	Granular ¹	Pellets, Bruchstücke, Fasern, Folien, Schäume, Microbeads
Entwicklung der Partikelgröße entlang des Flusslaufs	Abnehmend von Quelle bis zur Mündung	Kein Trend ²

¹ Vereinfachte Betrachtung, die jedoch allgemein üblich ist (Chamley, 1990). ² Klein et al. (2015)

Die hoch variablen Partikeleigenschaften von Mikroplastik sind dabei schwer zusammenzufassen. Zur wissenschaftlichen Beschreibung von Mikroplastik in seiner Gesamtheit schlagen Kooi and Koelmans (2019) daher die Verwendung einer dreidimensionalen Wahrscheinlichkeitsverteilung der Partikeleigenschaften Größe, Form und Dichte vor, welche auf bisherigen Umweltbeprobungen beruht. Bei einem Vergleich der Verteilung von Umweltpartikeln und von Organismen aufgenommenen Partikeln kann so eine Aussage über die Biover-

fügbarekeit der unterschiedlichen Mikroplastik-Partikel getroffen werden (Kooi and Koelmans, 2019).

Transportverhalten. Für das Transportverhalten von Mikroplastik im Gewässer ist die Partikeldichte besonders wichtig. Während Sediment mit einer durchschnittlichen Dichte von 2,65 g/cm³ immer schwerer als Wasser ist und damit vorzugsweise absinkt, ist etwa die Hälfte des in der Umwelt gefundenen Mikroplastiks leichter als Wasser (Waldschläger and Schüttrumpf, 2019b).

Um das Transportverhalten von Mikroplastik in Fließgewässern methodisch zu untersuchen und einen Vergleich zu natürlichem Sediment zu ziehen, wurden am Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University daher die Transportprozesse Erosion vom Gewässerboden, Partikelanstieg und Partikelsedimentation sowie die Infiltration von Mikroplastik in fluviale Gewässerböden mit physikalischen Modellversuchen untersucht (Waldschläger and Schüttrumpf, 2019a, 2019b). Ein besonderer Fokus lag dabei auf den Auswirkungen von Dichte, Durchmesser und Form der Mikroplastikpartikel auf ihr Transportverhalten.

Das Erosionsverhalten von Mikroplastik ist dabei besonders von der Partikelform und der Partikelgröße des Mikroplastiks und dem Korndurchmesser des natürlichen Sedimentbodens abhängig. Die kritische Schubspannung, welche zu einer Initiierung der Partikelbewegung benötigt wurde, lag in den Versuchen zwischen 0,002 und 0,233 N/m². Im Vergleich mit einer theoretischen Berechnung aus dem klassischen Sedimenttransport, dem Shields-Diagramm, wurde deutlich, dass das Mikroplastik in den Versuchen deutlich früher transportiert wurde als erwartet, sodass von einer höheren Mobilität der Mikroplastikpartikel in Fließgewässern ausgegangen werden kann als für vergleichbare Sedimentkörner (Waldschläger and Schüttrumpf, 2019b).

Die Sink- und Steiggeschwindigkeiten der Mikroplastikpartikel wurden ebenfalls für Partikel mit variierenden Partikeleigenschaften untersucht. Die Sinkgeschwindigkeiten lagen dabei zwischen 0,39 cm/s für Polyamid-Fasern und 18,4 cm/s für große Polyvinylchlorid-Pellets, die Aufstiegs- und Sinkgeschwindigkeiten zwischen 0,65 cm/s für Polyethylen-Bruchstücke und 31,4 cm/s für expandierte Polystyrol-Kugeln. Eine Übertragung der theoretischen Ansätze zur Berechnung von Sedimentationsgeschwindigkeiten aus dem klassischen Sedimenttransport, wie beispielsweise Stokes' oder Dietrichs Sedimentationsformeln, lieferte sehr ungenaue Ergebnisse, die um 40 bis 355% von den physikalischen Ergebnissen abwichen. Demnach ist auch das Absink- und Aufstiegsverhalten von Mikroplastik nicht mit dem von Sedimentkörnern vergleichbar. Hierbei spielte besonders die Partikelform eine wichtige Rolle, da die Widerstände und die sekundären Bewegungen im Absink- und Aufstiegsprozess der Partikel deutlich höher und ausgeprägter sind. Dies lässt sich allein durch die Vorstellung

vom Absinken einer Faser, einer Folie und einer Kugel im Wasser verdeutlichen (Waldschläger and Schüttrumpf, 2019a).

Die Infiltration von Mikroplastik in den Gewässerboden wurde mit der Infiltration von Feinsedimenten verglichen. Hierbei zeigte sich, dass besonders die Porosität des Bodens und das Verhältnis der Partikeldurchmesser von Bodensediment und Mikroplastik einen Einfluss auf die Infiltrationstiefe nehmen. Die Infiltrationstiefen waren grundlegend mit denen aus der Feinsedimentinfiltration vergleichbar. Es wurde deutlich, dass bei Probenahmen immer die Korngrößenverteilung des natürlichen Sedimentbodens mit betrachtet werden sollte, besonders in Kombination mit den Ergebnissen zur Partikelerosion. Nur so können fundierte Aussagen über Umweltbelastungen der aquatischen Sedimente getroffen werden.

Umweltschädlichkeit. Obwohl die Polymere aus denen Mikroplastik besteht grundsätzlich als inerte Materialien bezeichnet werden, weisen sie eine komplexe Zusammensetzung aus Monomeren, Oligomeren und Additiven auf. Letztere werden dabei gezielt in der Produktion und der Verarbeitung zugefügt, um die Produkteigenschaften zu verbessern und können bis zu 50% der Produktmasse ausmachen (Rochman *et al.*, 2019). Gelangt Mikroplastik nun in die Umwelt, können diese Chemikalien ausgewaschen werden. Zusätzlich können in der Umwelt vorhandene, häufig hydrophobe Schadstoffe an der Oberfläche des Mikroplastik akkumulieren und in andere Gebiete transportiert werden (Koelmans *et al.*, 2017; Liu *et al.*, 2019). Damit kann Mikroplastik sowohl als Primär- und Sekundärquelle, als Transportvektoren sowie als Senke so genannter persistenter und organischer Schadstoffe wie Bisphenol A oder von Schwermetallen angesehen werden (Liu *et al.*, 2019; Rochman *et al.*, 2019). Natürliches Sediment kann hingegen nur als Sekundärquelle von zuvor aus der Umgebung adsorbierten Schadstoffen, sowie als Transportmedium und als Senke dieser Schadstoffe fungieren.

Die Konzentrationen der Schadstoffe an der Partikeloberfläche des Mikroplastiks kann bis zu 6 Größenordnungen höher sein als im umgebenden Wasser (Mato *et al.*, 2001), variieren jedoch aufgrund der hoch variablen Oberflächeneigenschaften von Mikroplastik enorm. Chen *et al.* (2017) verglichen die Schadstoffkonzentrationen an Mikroplastikpartikeln aus dem Nordpazifikstrudel mit Grenzwerten für diese Schadstoffe, die für Sediment festgelegt wurden. Dabei wiesen 84% der beprobten Mikroplastikpartikel Schadstoffkonzentrationen auf, mit denen negative Effekte auf Biota verbunden werden (Canadian Council of Ministers of the Environment., 2001).

Die resultierende Schadstoffzusammensetzung am Mikroplastik ist hoch variabel, so dass eine einheitliche Aussage zur Ökotoxikologie von Mikroplastik nicht möglich ist (Besseling *et al.*, 2017; Campanale *et al.*, 2020; Koelmans *et al.*, 2017). Die Schadstoffe stehen jedoch im Verdacht krebserregend, die Fruchtbarkeit beeinträchtigend, Verhaltensstörungen verursachend und das Hormonsystem beeinflussend zu ein

(GESAMP, 2015). Wissenschaftliche Studien sind bei der Bewertung von Mikroplastik geteilter Meinung: Während einige Studien bisher keine negativen Auswirkungen von Mikroplastik auf Biota nachweisen konnten, insbesondere bei Beachtung umweltrelevanter Konzentrationen, fanden andere Studien negative Folgen auf die Genexpression, das Überleben und die Fortpflanzungsleistung eines Organismus (Koelmans *et al.*, 2017; Campanale *et al.*, 2020; Völker *et al.*, 2019; Foley *et al.*, 2018).

Offene Forschungsfragen

Viele Fragen sind trotz der intensiven Forschung und des bestehenden Forschungsfokus auf Mikroplastik noch offen. In Zukunft muss in allen Forschungsbereichen besonders auf die Diversität der Mikroplastik-Partikel hinsichtlich ihrer Partikeleigenschaften und der assoziierten Umweltschadstoffe geachtet werden. Die Vereinfachung, von „dem Mikroplastik“ zu sprechen, ist hierbei nicht weiter tragbar, sodass stattdessen von einer Kontaminantengruppe gesprochen werden sollte (Rochman *et al.*, 2019).

Hydro-numerische Simulationen, welche derzeit überwiegend die Grundlagen aus dem Sedimenttransport zur Beschreibung des Mikroplastiktransports verwenden (u.a. Cable *et al.*, 2017; Hardesty *et al.*, 2017; Siegfried *et al.*, 2017), sollten unter Beachtung der oben genannten Erkenntnisse zukünftig ihre Modellierungsgrundlagen anpassen oder die Ungenauigkeit ihrer Ergebnisse deutlicher hervorheben. In diesem Zusammenhang müssen außerdem weitere Untersuchungen hinsichtlich der Auswirkungen von Bewuchs und Degradation bzw. Fragmentierung der Mikroplastikpartikel auf das Transportverhalten durchgeführt werden.

Bei ökotoxikologischen Betrachtungen sollte zum einen auf umweltrelevante Konzentrationen eingegangen werden und zum anderen das Transportverhalten – und damit die Exposition einzelner Organismen mit bestimmten Mikroplastikpartikeln – beachtet werden. So kommen benthische Organismen vermutlich vorwiegend mit Mikroplastikpartikeln aus Polymerarten, die schwerer als Wasser sind, in Kontakt. In diesem Zusammenhang sollten Studien, die Umweltproben analysieren, zusätzlich eine Information zur Partikelgrößen-Verteilung und bei Sedimentproben zusätzlich zur Korngrößenverteilung des umgebenden Sediments geben.

Interessant wäre außerdem ein Vergleich der Schadstoffkonzentrationen am Mikroplastik mit Schadstoffkonzentrationen an natürlichem Sediment. In einigen Ländern gibt es für Sedimente bereits festgelegte Schadstoffgrenzwerte, wie beispielsweise die Canadian Environmental Quality Guidelines (Canadian Council of Ministers of the Environment., 2001). Diese wurden bereits von Chen *et al.* (2017) zur Einordnung der Belastung von marinem Mikroplastik im Vergleich zur Sedimentbelastung angewandt, wobei eine Schadstoffbelastung des Mikroplastiks aufgedeckt werden konnte, die für Sedimente mit negativen Folgen für Biota assoziiert wird. Auf

dieser Grundlage sollten zukünftig vergleichende Bilanzierungen von Sediment und Mikroplastik aufgestellt werden, um die zusätzliche Belastung der Umwelt durch Mikroplastik und die damit verbundenen Schadstoffe zu quantifizieren. In der deutschen Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie werden bisher vorwiegend Grenzwerte für Schadstoffe im Wasser angegeben, bei Sedimenten sind in der Oberflächengewässerverordnung hingegen einzig für Schwermetalle (z.B. Kupfer, Arsen, Chrom) und für PCB Grenzwerte angegeben. Dies sollte zukünftig ergänzt und Mikroplastik grundsätzlich als Parameter des Monitorings aufgenommen werden.

Abschließend bleibt zu sagen, dass Mikroplastik aufgrund seiner hohen Diversität hinsichtlich der Partikeleigenschaften und, da es im Gegensatz zu natürlichem Sediment als Primärquelle von Schadstoffen in der aquatischen Umwelt dienen kann, eindeutig nicht als „künstliches Sediment“ bezeichnet werden kann. Daher ist bei Vergleichen zwischen natürlichem Sediment und Mikroplastik Vorsicht geboten.

Literaturangaben

- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S. and Galop, D. (2019), "Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment", *Nature Geoscience*, Vol. 71, p. 299.
- Arthur, C., Baker, J. and Bamford, H. (2009), *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*. Sept. 9-11, 2008.
- Besseling, E., Quik, J.T.K., Sun, M. and Koelmans, A.A. (2017), "Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study", *Environmental Pollution*, Vol. 220 No. Pt A, pp. 540–548.
- Borja, A. and Elliott, M. (2019), "So when will we have enough papers on microplastics and ocean litter?", *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 146, pp. 312–316.
- Cable, R.N., Beletsky, D., Beletsky, R., Wigginton, K., Locke, B.W. and Duhaime, M.B. (2017), "Distribution and modeled transport of plastic pollution in the Great Lakes, the world's largest freshwater resource", *Frontiers in Environmental Science*, Vol. 5, p. 10377.
- Campanale, C., Massarelli, C., Savino, I., Locaputo, V. and Uricchio, V.F. (2020), "A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health", *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 17 No. 4.
- (2001), "Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Introduction", in *Canadian Environmental Quality Guidelines*.
- Chamley, H. (1990), *Sedimentology*, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Chen, Q., Reisser, J., Cunsolo, S., Kwadijk, C., Kotterman, M., Proietti, M., Slat, B., Ferrari, F., Schwarz, A., Levivier, A., Yin, D., Hollert, H., Koelmans, A.A. and Ferrari, F.F. (2017), "Pollutants in plastics within the North Pacific subtropical gyre", *Environmental Science & Technology*, Vol. 52 No. 2, pp. 446–456.
- Desforges, J.-P.W., Galbraith, M., Dangerfield, N. and Ross, P.S. (2014), "Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean", *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 79 No. 1-2, pp. 94–99.
- Di, M. and Wang, J. (2018), "Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China", *The Science of the Total Environment*, 616-617, pp. 1620–1627.
- Foley, C.J., Feiner, Z.S., Malinich, T.D. and Höök, T.O. (2018), "A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates", *The Science of the Total Environment*, 631-632, pp. 550–559.
- Frings, R.M. (2004), *Downstream fining: A literature review*, ICG, 04/1, Departement Fysische Geografie, Faculteit der Geowetenschappen, Universiteit Utrecht; Interuniversitair Centrum voor Geo-ecologisch onderzoek, Utrecht, Amsterdam.
- GESAMP (2015), *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A global assessment*, Rep. Stud. GESAMP No. 90.
- Hardesty, B.D., Harari, J., Isobe, A., Lebreton, L., Maximenko, N., Potemra, J., van Sebille, E., Vethaak, A.D. and Wilcox, C. (2017), "Using numerical model simulations to improve the understanding of micro-plastic distribution and pathways in the marine environment", *Frontiers in Marine Science*, Vol. 4, p. 1985.
- Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J.d.L.A., Sanchez Del Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salánki, T., van der Ploeg, M., Koelmans, A.A. and Geissen, V. (2017), "Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain", *Scientific Reports*, Vol. 7 No. 1, p. 14071.
- Klein, M. and Fischer, E.K. (2019), "Microplastic abundance in atmospheric deposition within the metropolitan area of Hamburg, Germany", *The Science of the Total Environment*, Vol. 685, pp. 96–103.
- Klein, S., Worch, E. and Knepper, T.P. (2015), "Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main Area in Germany", *Environmental Science & Technology*, Vol. 49 No. 10, pp. 6070–6076.
- Koelmans, A.A., Besseling, E., Foekema, E., Kooi, M., Mintenig, S., Ossendorp, B.C., Redondo-Hasselerharm, P.E., Verschoor, A., van Wezel, A.P. and Scheffer, M. (2017), "Risks of plastic debris. unravelling fact, opinion, perception, and belief", *Environmental Science & Technology*, Vol. 51 No. 20, pp. 11513–11519.
- Kooi, M. and Koelmans, A.A. (2019), "Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density", *Environmental Science & Technology Letters*, Vol. 6 No. 9, pp. 551–557.
- Liebezeit, G. and Dubaish, F. (2012), "Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and

- Kachelotplate", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 89 No. 1, pp. 213–217.
- Liu, X., Shi, H., Xie, B., Dionysiou, D.D. and Zhao, Y. (2019), "Microplastics as both a sink and a source of Bisphenol A in the marine environment", *Environmental Science & Technology*, Vol. 53 No. 17, pp. 10188–10196.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U. and Burkhardt-Holm, P. (2015), "Microplastics profile along the Rhine River", *Scientific Reports*, 2015, p. 17988.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. and Kaminuma, T. (2001), "Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment", *Environmental Science & Technology*, Vol. 35 No. 2, pp. 318–324.
- Moore, C.J., Lattin, G.L. and Zellers, A.F. (2011), "Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California", *Revista de Gestão Costeira Integrada*, Vol. 11 No. 1, pp. 65–73.
- PlasticsEurope (2019), *Plastics - the Facts 2018: An analysis of European plastics production, demand and waste data*, available at:
https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf
(accessed 21 February 2019).
- Rochman, C.M., Brookson, C., Bikker, J., Djuric, N., Earn, A., Bucci, K., Athey, S., Huntington, A., McIlwraith, H., Munno, K., Frond, H. de, Kolomijeca, A., Erdle, L., Grbic, J., Bayoumi, M., Borrelle, S.B., Wu, T., Santoro, S., Werbowski, L.M., Zhu, X., Giles, R.K., Hamilton, B.M., Thaysen, C., Kaura, A., Klasios, N., Ead, L., Kim, J., Sherlock, C., Ho, A. and Hung, C. (2019), "Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite", *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 38 No. 4, pp. 703–711.
- Siegfried, M., Koelmans, A.A., Besseling, E. and Kroeze, C. (2017), "Export of microplastics from land to sea. A modelling approach", *Water Research*, Vol. 127, pp. 249–257.
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D. and Shi, H. (2016), "Microplastics in Taihu Lake, China", *Environmental Pollution*, Vol. 216, pp. 711–719.
- Völker, C., Kramm, J. and Wagner, M. (2019), "On the creation of risk: Framing of microplastics risks in science and media", *Global Challenges*, Vol. 50, p. 1900010.
- Waldschläger, K., Lechthaler, S., Stauch, G. and Schüttrumpf, H. (2020), "The way of microplastic through the environment – Application of the source-pathway-receptor model (review)", *Science of the Total Environment*, Vol. 713, p. 136584.
- Waldschläger, K. and Schüttrumpf, H. (2019a), "Effects of particle properties on the settling and rise velocities of microplastics in freshwater under laboratory conditions", *Environmental Science & Technology*, Vol. 53 No. 4, 1958 - 1066.
- Waldschläger, K. and Schüttrumpf, H. (2019b), "Erosion behavior of different microplastic particles in comparison to natural sediments", *Environmental Science & Technology*, Vol. 53 No. 22, pp. 13219–13227.
- Zhang, G.S. and Liu, Y.F. (2018), "The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China", *The Science of the Total Environment*, Vol. 642, pp. 12–20.

Korrespondenzadresse

Kryss Waldschläger, M.Sc. RWTH
Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH
Aachen University
Mies-van-der-Rohe-Str. 17
52074 Aachen
E-Mail: waldschlaeger@iww.rwth-aachen.de
Tel.: 0241 80 25752