

# Mikroplastik im Rhein zwischen Basel und Rotterdam

## Erste Stichprobenuntersuchung an der Wasseroberfläche im Längsschnitt nach Mani et al. (2015)

Thomas Mani, Armin Hauk, Ulrich Walter und Patricia Burkhardt-Holm

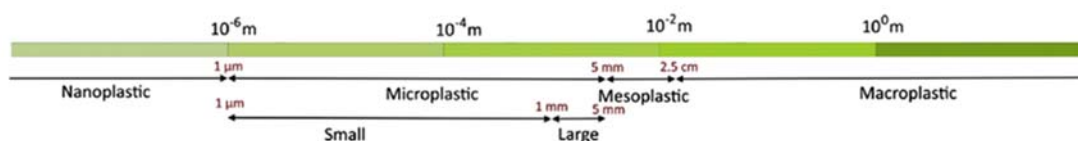
### Zusammenfassung

Mikroplastik (< 5 mm) entsteht durch die Fragmentierung größerer Plastikteile oder gelangt in Form von Rohgranulat, Zusätzen in Konsumartikeln (z. B. Pflegeprodukte), oder Industrieprodukten (Reinigungsmedien) direkt in die (aquatische) Umwelt. Einmal in den Ozeanen angelangt, können sie zum Bestandteil der fünf großen marinen Müllstrudel werden („great garbage patches“). Mikroplastikpartikel werden von einer Vielzahl von Organismen – von Protozoen bis zum Bartenwal – über die Nahrungswege aufgenommen und stellen eine Bedrohung für die aquatische Fauna dar. Obwohl gemäß Schätzungen rund 80 % des marinen Abfalls aus Binnenbereichen stammt, wurde bisher kein Fluss empirisch über seine Länge wissenschaftlich auf seine Mikroplastikfracht untersucht. Die vorliegende Studie berichtet über die Konzentrationen und Kompositionen von Mikroplastik an der Wasseroberfläche entlang des Rheins, einer der größten europäischen Flüsse. 31 Stichproben wurden an 11 verschiedenen Stellen über eine Strecke von 820 Kilometern entnommen. Sämtliche Proben enthielten Mikroplastik, der Durchschnitt lag bei 877 777 Partikel km<sup>-2</sup>. Im Rhein-Ruhr Gebiet wurde eine Spitzenkonzentration von rund 3,9 Mio. Mikroplastikpartikel km<sup>-2</sup> gemessen. Die Mikroplastikkonzentrationen fluktuierten entlang des Rheins, was den diversen Quellen und Senken am Flusslängsschnitt geschuldet ist.

## 1 Einleitung

Die Verschmutzung der Meere mit anthropogenen Abfällen wird als bedrohlicher Faktor für die Biodiversität und den Menschen eingestuft (Gall & Thompson, 2015; Derraik, 2002; Thompson et al., 2009). Den größten Anteil an den globalen marinen Abfällen haben gemäß heutiger Kenntnisse Kunststoffe (fortan Plastik); sie werden in diesem Kontext, neben dem Klimawandel, als sehr relevanter risikobehafteter Umstand behandelt (Derraik, 2002; UNEP, 2005). Plastikabfälle wurden in den verschiedensten Formen bereits in den entlegensten pelagischen und benthischen Habitaten der Meere gefunden – gar in der Arktis, der Süd- und Tiefsee (Barnes et al., 2009; Browne et al., 2011; Van Cauwenberghe et al., 2013). Größere Plastikabfälle wie Fischleinen und Netze führen bei Vögel, Schildkröten und Meeressäugern vordergründig zu Verstrickungen, während

kleinere Plastikteile wie Flaschendeckel, Feuerzeuge oder Granulat aufgenommen werden und zur Blockierung des Verdauungstraktes führen können (Gall & Thompson, 2015). Gemeinsam werden die beiden vorgängig beschriebenen Abfallkategorien als Makroplastik bezeichnet (Van Cauwenberghe et al., 2015). Plastikpartikel kleiner als 5 mm werden nach gängiger Handhabung als Mikroplastik definiert (Thompson et al., 2009). Diese Partikel können wegen ihrer kleinen Dimensionen besonders leicht von einer Vielzahl aquatischer Organismen aufgenommen werden, wo sie die, die Organismen beeinträchtigende Wirkung, entfalten können (Thompson et al., 2004; Lusher et al., 2013; Blarer & Holm, 2016; Von Moos et al., 2012; Cole et al., 2013; Lönnstedt & Eklöv, 2016). Faktoren für negative Auswirkungen auf die aufnehmenden Organismen sind die schieren mechanischen Eigenschaften der Plastikpartikel wie auch das Austreten von toxischen, carcinogenen und hormonaktiven Monomeren und Additiven (Lithner et al., 2011). Des Weiteren sind (Mikro-)Plastikpartikel in der Lage Persistente organische Schadstoffe (POP) zu adsorbieren und zu akkumulieren (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Teuten et al., 2009). Es ist zudem bekannt, dass Mikroplastikpartikel als Vektoren für (gebietsfremde) Mikroorganismen (u. a. pathogen) dienen können (McCormick et al., 2016; Zettler et al., 2013; Kirstein et al., 2016). Mikroplastik kann in der Nahrungskette an Organismen höherer trophischer Stufen weitergegeben werden (Murray & Cowie, 2011; Farrell & Nelson, 2013; Setälä et al., 2014).



**Abb. 1:** Einteilung der verschiedenen Plastikgrößenklassen in der (aquatischen) Umwelt von Nano- ( $< 1 \mu\text{m}$ ) bis Makroplastik ( $> 2,5 \text{ cm}$ ) (Bezeichnungen auf Englisch nach Van Cauwenberghe et al., 2015)

Mikroplastik wird in zwei Unterkategorien eingeteilt: in primäres und sekundäres Material. Primäres Mikroplastik wird „absichtlich“ in dieser Größenordnung in Form von industriellen Reinigungsmitteln (ähnlich wie Sandstrahler) oder Zusätzen in kosmetischen Pflegeprodukten produziert. Des Weiteren werden die meisten Kunststoffe in Form von Rohgranulat hergestellt und auf den Plastikmarkt gebracht (Browne et al., 2011). Trotz ihrer außergewöhnlichen Langlebigkeit können Plastikgegenstände durch UV-Strahlung, Reibung und (mikro-)biologischer Degradation in kleinere Teilchen fragmentieren – dazu gehören auch synthetische Textilfasern. Diese werden sekundäre Mikroplastikpartikel genannt (Cole et al., 2011; Ivar do Sul et al., 2014). Sekundäres Mikroplastik wird als dominanter Anteil am gesamten Umweltmikroplastik eingestuft, auch wenn das Wissen über den Anteil aus verschiedenen Quellen noch sehr lückenhaft ist (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Law & Thompson, 2014).

Aufgrund ihrer kleinen Dimensionen (Untergrenze im Nanobereich) und der kontinuierlichen Neubildung von Mikroplastik durch Fragmentierung größerer Plastikabfälle in der

Umwelt, ist Mikroplastik kaum „ex-post“ aus der Umwelt zu entfernen. Selbst wenn es gelingen würde auf einen Schlag den Input an neuen Plastikabfällen in die (aquatische) Umwelt zu stoppen, entstünden laufend weitere Mikroplastikfragmente aus den bestehenden Abfällen in der Umwelt (Eerkes-Medrano et al., 2015). Auch wenn die Verweildauer bei Plastikgegenständen wie PET-Flaschen oder Six-Pack-Ringen bis zum vollständigen Abbau (in einzelne Moleküle) auf Hunderte von Jahren geschätzt wird (Der-raik, 2002; Andrady, 2011), verfügen wir noch immer über ein deutlich unzureichendes Verständnis bezüglich Degradations- und Fragmentationsraten (Browne et al., 2011; Law & Thompson, 2014).

Das Umweltphänomen Mikroplastik wird auch durch die zu beobachtenden Konsumtrends des beliebten Materials nicht gerade entschärft: Wurden um 1950 global noch rund 1.5 Mio. Tonnen Plastik nachgefragt, sind es heute bereits mehr als 300 Mio. Tonnen (Plastics Europe, 2016). Diese Entwicklung entspricht rund einem zweihundertfachen Anstieg der globalen Plastiknachfrage innert weniger als 70 Jahren. In Bezug auf die marine Verschmutzung mit Plastik wird für eine „Business as usual“ Szenario vorausgesagt, dass bis 2050 mehr Plastikmasse in den Meeren schwimmen soll als Fische (Ellen MacArthur Foundation, 2016).

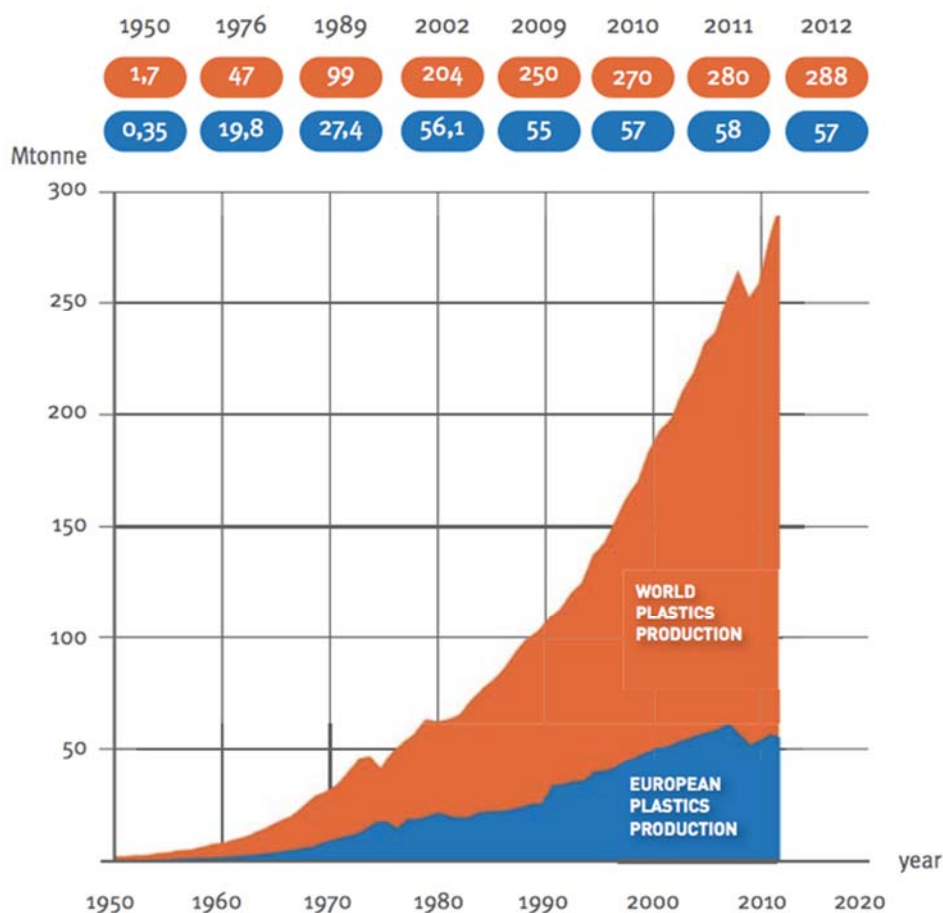


Abb. 2: Globale und europäische Produktionsvolumina Plastik zwischen 1950 und 2012 in Mio. Tonnen (Plastics Europe, 2013)

Jährlich landen 4.8–12.7 Mio. Tonnen Plastikabfälle in den Weltmeeren (Jambeck et al., 2015). Eriksen et al. (2014) berichten von über 5 Billionen Plastikpartikel mit einem Gesamtgewicht von über 250 000 Tonnen. Obwohl geschätzte 80 % des marinen Plastiks aus terrestrischen Gebieten stammen sollen (Jambeck et al., 2015), sind Untersuchungen zu Süßgewässern noch stark untervertreten (Wagner et al., 2014; Ivleva et al., 2016). Die erste Studie zu Mikroplastik im Süßwasser wurde erst 2011 publiziert (Zbyszewski & Corcoran, 2011; Ivleva et al., 2016). Auch heute handelt es sich beim Konvolut an Studien über Seen und Flüsse um ein paar Dutzend aus Nord- und Südamerika, Europa und Asien (Ivleva et al., 2016). Die vorliegende Studie hatte sich zum Ziel gesetzt einen kontinental bedeutenden Fluss über seine Länge auf Mikroplastikkonzentrationen an der Wasseroberfläche zu untersuchen (Mani et al., 2015).

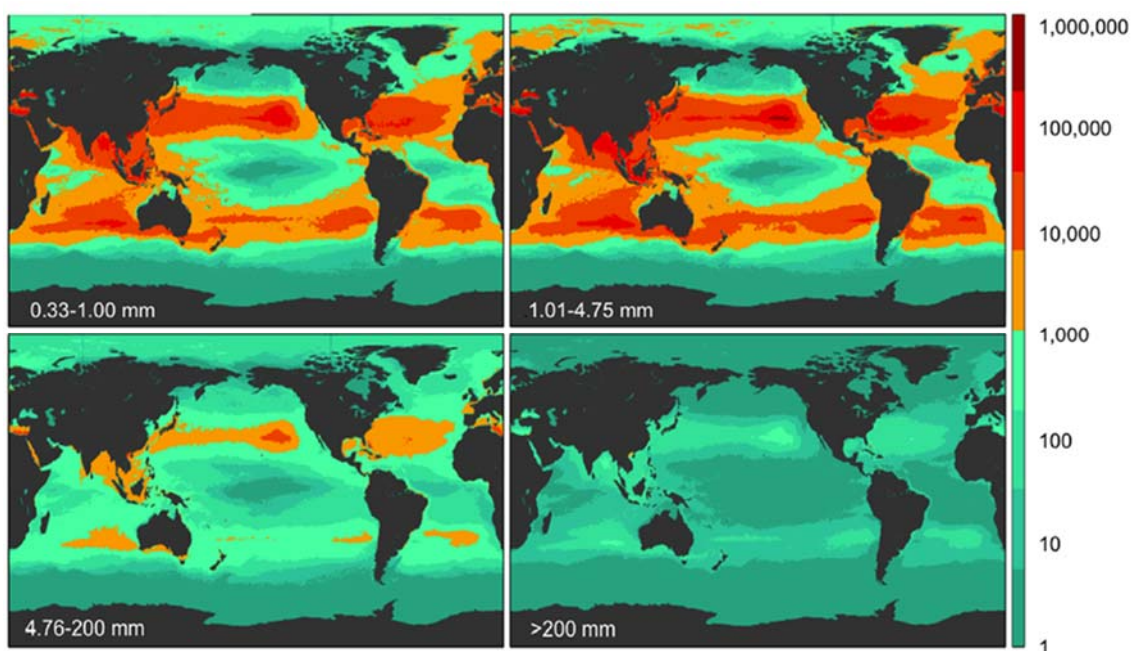


Abb. 3: Geschätzte globale Verteilung von Kunststoffpartikel in der marinen Umwelt nach Größenklassen in Partikel km<sup>2</sup> (Eriksen et al., 2014).

## 1.1 Forschungsdesign der Rheinstudie

Der Umstand, dass Plastikabfälle und insbesondere Mikroplastik in Gewässern in der jüngsten Vergangenheit vordergründig als marines Forschungsthema behandelt wurde – trotz der Spekulation, dass 80 % des marinen Plastikabfalls aus Binnenquellen stammen sollte – führte zu der Forschungsfrage wie viel Mikroplastik der 1233 km lange Rhein in Richtung Nordsee trägt. Um einen ersten Einblick in die Verteilung der Mikroplastikkonzentrationen an der Oberfläche des Rheins erhalten zu können wurden an 11 verschiedenen Standorten auf einer Strecke von rund 820 km entlang des Längsschnitts zwischen Basel und Rotterdam jeweils drei Schwebestoffproben über den Flussquerschnitt genommen (an einer Stelle wurden aus technischen Gründen nur zwei Proben

entnommen). In Abhängigkeit der technischen Möglichkeiten (Zugang zu Rheinschiffen) wurde es angestrebt die Probenahmestellen möglichst gleichmäßig über den Längsschnitt zu verteilen. Gleichzeitig sollten größere Siedlungszentren jeweils durch zwei Probenahmestellen „eingeklemmt“ werden können um mögliche Entwicklungen von Mikroplastikkonzentrationen in deren Abhängigkeit feststellen zu können. Um bei sehr dünner bisheriger Datenlage einen ersten Einblick in die Komposition und damit auf mögliche Quellen der Mikroplastikfracht schließen zu können, wurde die Einteilung potenzieller Funde in diverse Kategorien (Fasern, Granulat, Fragmente, Folien, usw.) und Plastiktypen (Polyethylen, Polypropylen, Polystyrol, usw.) vorgesehen (Mani et al., 2015).

## 2 Methoden

Alle 31 Schwebestoffproben wurden mit einem Manta Trawl zwischen Juni und Juli 2014 von Schiffen aus auf dem Rhein entnommen. Der Manta Trawl besitzt zwei seitliche Schwimmkörper welche die Öffnung (60 cm x 18 cm) stets genau an der Wasseroberfläche halten. Das Gerät ist mit einem konischen Planktonnetz und einem abnehmbaren Filtersocken ausgestattet (Maschenweite 0.3 mm). Vor der Netzöffnung wurde ein Flowmeter platziert mit welchem das Volumen des gefilterten Wassers berechnet werden konnte. Der Manta Trawl wurde von einem ständigen Schiff jeweils 15 Minuten gegen die Rheinfließrichtung – nach Möglichkeit seitlich des Rumpfs, außerhalb der Bugwelle – im Wasser platziert. Wo dies nicht möglich war (Basel, Straßburg, Bad Honnef, Zuilichem und Rotterdam) wurde der Manta Trawl mit einem Tau ca. 25 m hinter dem Schiff festgemacht. Aufgrund der Tidedynamik und der damit verbundenen äußerst geringen Fließgeschwindigkeit in Rotterdam wurde der Manta Trawl in drei Transekten mit einer die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit der anderen Flussstellen simulierenden Fahrgeschwindigkeit durch das Hafenbecken gezogen. Durchschnittlich wurden in einer 15-minütigen Schwebestoffprobe rund 150 m<sup>3</sup> Flusswasser gefiltert.

Nach jeder Schwebestoffprobenahme wurde der Inhalt des abnehmbaren Filtersockens mit rund 300 ml Leitungswasser in einen vorgespülten, verschließbaren Glasbehälter transferiert und mit ca. 3 Esslöffel Natriumchlorid fixiert und ins Labor gebracht.



**Abb. 4:** Manta Trawl auf der Wasseroberfläche des Rheins bei Köln-Porz im Juni 2014 (Foto: Thomas Mani, Universität Basel, 2014).

Anschließend wurden alle Schwebestoffproben im Labor mit Milli-Q Wasser durch eine 5 mm, 1 mm und 0.3 mm Stahlsiebtafel filtriert. Die > 0.3 mm Fraktion wurde einem Enzym- und Oxidantenverdau unterzogen (SDS, Lipase, Amylase, Protease, Wasserstoffperoxid, Chitinase und Cellulase) (Löder, M.G.J., persönliche Mitteilung, siehe Mani et al., 2015). Die Proben wurden im Anschluss einer Natriumchlorid basierten Dichtentrennung zugeführt (23 %,  $\rho = 1.16 \text{ g/cm}^3$ ). Der Aufschwimmende Anteil der > 0.3 mm Fraktionen, sowie die > 1 mm Fraktionen wurden separat jeweils in eine mit Milli-Q Wasser angefeuchtete Bogorov Plankton-Zählkammer transferiert und unter dem Binokular unter Einbezug bestimmter Merkmale wie Farbe, Sprödhheit und Form auf Mikroplastikpartikel visuell untersucht (Norén, 2007). Potenzielle Mikroplastikpartikel wurden mit einer Pinzette isoliert und in Glasgefäßen aufbewahrt.

Da das menschliche Auge nicht in der Lage ist Kunststoffe einwandfrei zu identifizieren, und es somit leicht zu Verwechslungen mit biogenem Material wie Muschelschalenfragmenten und anderen Partikeln kommen kann, wurde ein weiterer Schritt zur eindeutigen Identifikation potenzieller Mikroplastikpartikel installiert. Mittels Attenuated Total Reflection Fourier-Transform Infrarotspektroskopie (ATR FT-IR) können Kunststoffe über ihren sogenannten „Fingerprint“ mit einer Datenbank von rund 100 000 Materialeinträgen verglichen und eindeutig identifiziert werden (Hidalgo-Ruz et al., 2012). 118 Partikel, die



wichtigsten Farb- und Formkategorien repräsentierend, wurden mittels ATR FT-IR auf ihre chemische Beschaffenheit überprüft.

### 3 Resultate

In allen 31 Schwebestoffproben wurde Mikroplastik in unterschiedlichen Konzentrationen und Kompositionen gefunden. Insgesamt wurden 25 956 Mikroplastikpartikel ausgezählt bei einer beprobten Gesamtoberfläche von 25 745 m<sup>2</sup> (oder einem Gesamtvolumen von 4 634 m<sup>3</sup>). Dies resultierte in einer gewichteten durchschnittlichen Konzentration von 892 777 Mikroplastikpartikel pro km<sup>2</sup> oder einem Durchschnitt von 4 960 Mikroplastikpartikel pro 1 000 m<sup>3</sup> über alle Proben.

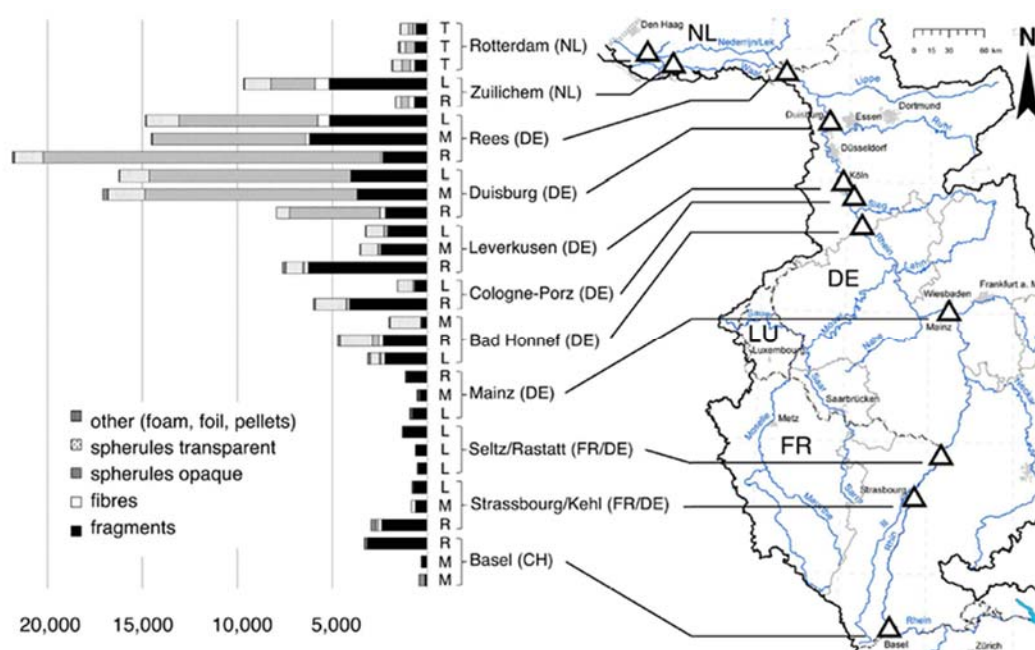


Abb. 5: Histogramm mit der Anzahl Mikroplastikpartikel nach Kategorien (schattiert) in Teilchen 1000 m<sup>-3</sup>.

L: Links, M: Mitte, R: Rechts im Flussquerschnitt; T: Transekt (Mani et al., 2015, Grundlagenkarte IKSR 2011).

Die Konzentrationen spiegeln die Akkumulation der Zuflüsse, Einwohnerzahlen, urbanen Zentren und Industrieanlagen über den Flusslängsschnitt wieder, was sich in tendenziell ansteigenden Mikroplastikkonzentrationen flussabwärts manifestiert (Eerkes-Medrano et al., 2015). Es ist eine ansteigende Tendenz von Mikroplastikkonzentrationen ab niederen Durchschnittswerten (Basel–Mainz) über mittlere Konzentrationen (Bad Honnef, Köln–Porz und Leverkusen) bis zu den höchsten Konzentrationen in der Rhein-Ruhr Metropolitanregion festzustellen. In Rees wurde der Spitzenwert von ca. 3.9 Mio. Mikroplastikpartikel pro km<sup>2</sup> in einer einzelnen Probe gemessen. Hier resultiert eine einfache Hochrechnung der Stichprobe von 2014 in einer täglichen Mikroplastikfracht von über 191 Mio. Teilchen in Richtung Nordsee. Die 6 Proben aus Duisburg und Rees machten

zusammen 66 % der gesamten Mikroplastikfunde in dieser Studie aus. Diese Tatsache unterstreicht das erhöhte Vorkommen von Mikroplastik in der Nähe von dicht besiedelten Gebieten (Faure et al., 2015; Eriksen et al., 2013).

Die Funde aus der vorliegenden Studie ließen sich in diverse Mikroplastikkategorien einteilen: opake Sphären (45.2 %), Fragmente (37.5 %), transparente Sphären (13.2 %), Fasern (2.5 %) und andere (1.1 %). Die ATR FT-IR Spektroskopie (n = 118) ergab eine Polymerverteilung von 29.7 % Polystyrol, 23.7 % Polyethylen, 16.9 % Polypropylen, 13.6 % andere, 9.3 %, 5.1 % Polyester und 1.1 % Polyvinylchlorid.

Auffallend ist der hohe Anteil an sphärischen Partikeln an der Gesamtmenge an Mikroplastik aus der vorliegenden Studie (58.4 %). Der größte Anteil davon war opak mit einer glatten Oberfläche und einem typischen Durchmesserpektrum zwischen 0.3–1 mm und konnte als quervernetztes Polystyrol identifiziert werden. Diese Partikel tauchten in substantiellen Mengen flussabwärts von Duisburg bis nach Zuilichem auf. Die Herkunft dieser Sphären ist noch weitgehend ungeklärt. Es ist möglich, dass diese aus direkt eingeleiteten Abwässern bestimmter Industrieanlagen stammen (Hübner, 2016).

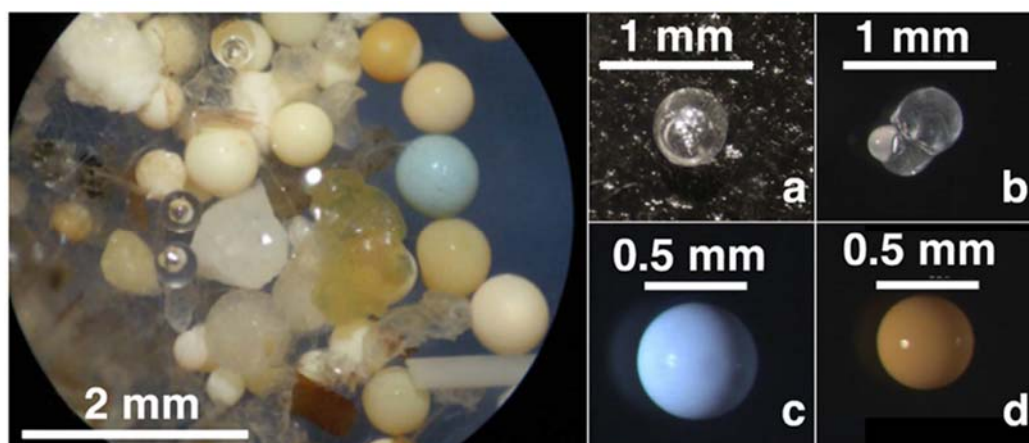


Abb. 6: Typische Mikroplastik Kategorien im Rhein. Links, Probe aus Duisburg mit > 65 % opaken Sphären, weiteren Fragmenten und Fasern; (a/b) transparente Sphären mit Gasblasen, Polymethylmetacrylat (Zuilichem); (c/d) opake Sphären, Polystyrol (Duisburg, Rees) (Mani et al., 2015).

## 4 Diskussion und Ausblick

Diese erste Überblicksstudie zeigt eine bemerkenswerte Fracht an Mikroplastik, die sich scheinbar auf und leicht unter der Wasseroberfläche des Rheins in Richtung Rheindelta und die Nordsee bewegt. Da sich der Rhein im Delta verzweigt, stellen die Daten aus Rees für den Moment die beste Approximation an die Gesamtfracht des Rheins dar. Die Mikroplastikkonzentrationen des Rheins bewegen sich gemäß dieser Studie in einem ähnlichen bis höheren Bereich als diejenigen aus vergleichbaren bisherigen Studien über Flüsse und Seen (Dris et al., 2015). Die am stärksten mit Mikroplastik verschmutzten Schweizer Gewässer Genfersee und Lago Maggiore zeigten Konzentrationen



von 220 000 Partikel  $\text{km}^{-2}$  (Faure et al., 2015). Werte anderer Seen waren 105 503  $\text{km}^{-2}$  (Eriesee), 5390  $\text{km}^{-2}$  (Oberer See), 2997  $\text{km}^{-2}$  (Huronsee) und 20 000 Mikroplastikpartikel  $\text{km}^{-2}$  (Chöwsgöl Nuur) (Eriksen et al., 2013; Free et al., 2014). Interessant erweist sich ein Vergleich im Chicagoer North Shore Channel flussauf- bzw. abwärts einer einleitenden Kläranlage. Hier bewegten sich die Mikroplastikkonzentrationen zwischen 730 341 Partikel  $\text{km}^{-2}$  vor und 6 698 264  $\text{km}^{-2}$  nach der Anlage (McCormick et al., 2014).

Die Heterogenität der Mikroplastikkonzentrationen entlang des Längsschnitts und über den Flussquerschnitt ist diversen Faktoren wie Nähe zu Klärwerken, Direkteinleitern, hydraulische Anomalien (z. B. Schiffsschrauben), Turbulenzen, geomorphologischen Charakteristika, non-linearen Klärwassereinlasszyklen sowie Saison- und Wettereinflüssen geschuldet. Deutliche Korrelationen mit diesen Faktoren sind allerdings selten offensichtlich, da die potenziellen Einflussfaktoren meist von hochkomplexen hydrologischen Dynamiken geprägt sind (Klein et al., 2015; Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Es zeigt sich im Längsprofil der Mikroplastikkonzentrationen entlang des Rheins nach den Spitzenwerten bei Duisburg und Rees ein deutlicher Abfall. Die Erklärungen dafür bewegen sich noch auf spekulativer Ebene. Die Ergebnisse deuten auf eine Senke für die Mikroplastikfracht hin, die sich allenfalls durch das Sedimentieren gewisser, schwererer Mikroplastikpartikel im langsameren Deltawasser auszeichnet. Dieser Effekt könnte durch den Befall des Mikroplastiks durch Mikroorganismen zusätzlich verstärkt werden (Barnes et al., 2009; Browne et al., 2010). Eine weitere Dynamik könnte die Retention von Mikroplastikpartikel in Bühnenfeldern der Prallhänge sein (Frings, 2017, Persönliche Mitteilung).

Abschließend bleibt festzustellen, dass die hohen durchschnittlichen Mikroplastikkonzentrationen im oberflächennahen Flusswasser und insbesondere der Dominante Anteil an Primärpartikeln (sphärische Teilchen) einen bedeutenden Beitrag zu der Mikroplastikkontamination des Rheindeltas und der Nordsee bedeuten. Es bestehen in den meisten europäischen Ländern bis anhin keine greifenden gesetzlichen Rahmenbedingungen, die das Einleiten solcher Materialien regeln würde (Lobelle & Cunliffe, 2011; Lechner & Ramler, 2014). Es bestehen die EU betreffend breit formulierte Ziele zur Verbesserung und Erhaltung guter Wasserqualität – auch mit direktem oder indirektem Bezug auf Mikroplastik (Meeresschutzrahmenrichtlinie MSRL, Aktionspläne für den Nord-Ost-Atlantik inkl. der Nordsee OSPAR und die zwischenstaatliche Kommission für den Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum HELCOM) – diese lassen zum jetzigen Zeitpunkt allerdings weitgehend offen, wie diesem Problem zu begegnen sei. Auch aus diesem Grund verdeutlicht sich der Bedarf nach spezifischerem Wissen bezüglich dieser Thematik. Es bleiben viele weitere Fragen zum Transportverhalten der Partikel, der effektiven Quellen und Senken des Phänomens, des Vorkommens in tieferen Bereichen der Wassersäule und des Sohlensediments sowie sinnvoller und effizienter Vermeidungs- und Reinigungsstrategien zu beantworten.

## 5 Literatur

- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, 62(8), 1596-1605.
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985-1998.
- Blarer, P., & Burkhardt-Holm, P. (2016). Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(23), 23522-23532.
- Browne, M. A., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2010). Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3404-3409.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, 45(21), 9175-9179.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental science & technology*, 47(12), 6646-6655.
- Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 842-852.
- Do Sul, J. A. I., Costa, M. F., Silva-Cavalcanti, J. S., & Araújo, M. C. B. (2014). Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine pollution bulletin*, 78(1), 252-257.
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592-599.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water research*, 75, 63-82.
- Ellen MacArthur Foundation, (2016). The new plastics economy: Rethinking the future of plastics. Report for the World Economic Forum (WEF) 2016 in Davos, Switzerland 1-61. URL: [https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/EllenMacArthur\\_Foundation\\_TheNewPlasticsEconomy\\_15-3-16.pdf](https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/EllenMacArthur_Foundation_TheNewPlasticsEconomy_15-3-16.pdf) (Aufgerufen: 06.01.2017).

- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., ... & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine pollution bulletin*, 77(1), 177-182.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., ... & Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS one*, 9(12), e111913.
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., & De Alencastro, L. F. (2015). Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental chemistry*, 12(5), 582-591.
- Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1-3.
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine pollution bulletin*, 85(1), 156-163.
- Frings, R. persönliche Mitteilung, 2017. RWTH Aachen.
- Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine pollution bulletin*, 92(1), 170-179.
- HELCOM (2015). Regional Action Plan for Marine Litter in the Baltic Sea. Helcom Baltic Marine Environment Protection Commission.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6), 3060-3075.
- Hübner, M. (2016). Mikroplastikeinträge in den Rhein: Analyse möglicher Herkünfte und Eintragspfade sowie von Massnahmen zu deren Verminderung. 1-84. Masterarbeit, Universität Basel.
- Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), interne Karte des IKSR Sekretariats (2011). URL: <https://en.wikipedia.org/wiki/Rhine#/media/File:Rhein-Karte2.png> (Aufgerufen: 04. 08. 2015).
- Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2016). Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie International Edition*.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768-771.
- Kirstein, I. V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., & Gerdts, G. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1-8.

- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. *Environmental science & technology*, 49(10), 6070-6076.
- Law, K. L., & Thompson, R. C. (2014). Microplastics in the seas. *Science*, 345(6193), 144-145.
- Lechner, A., & Ramler, D. (2015). The discharge of certain amounts of industrial microplastic from a production plant into the River Danube is permitted by the Austrian legislation. *Environmental Pollution*, 200, 159-160.
- Lönnstedt, O. M., & Eklöv, P. (2016). Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science*, 352(6290), 1213-1216.
- Löder, M.G.J. persönliche Mitteilung, 2015. Universität Bayreuth.
- Lithner, D., Larsson, Å., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409(18), 3309-3324.
- Lobelle, D., & Cunliffe, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 62(1), 197-200.
- Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine pollution bulletin*, 67(1), 94-99.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., & Burkhardt-Holm, P. (2014). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific reports*, 5, 17988-17988.
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental science & technology*, 48(20), 11863-11871.
- McCormick, A. R., T. J. Hoellein, M. G. London, J. Hittie, J. W. Scott, and J. J. Kelly (2016). Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere* 7(11):e01556.
- MSRL-Massnahmenprogramm zum Meeresschutz der deutschen Nord- und Ostsee (2016). Bericht gemäss § 45 Absatz 1 des Wasserhaushaltsgesetzes. Hg. v. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- Murray, F., & Cowie, P. R. (2011). Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1207-1217.
- Norén, F. (2007). Small plastic particles in Coastal Swedish waters. KIMO report, (0), 1-11.
- OSPAR Commission (2014). Regional Action Plan for Prevention and Management of Marine Litter in the North-East Atlantic.

- PlasticsEurope. (2013). *Plastics – the Facts 2013 An analysis of European latest plastics production, demand and waste data* (pp. 1–40). Brussels.
- PlasticsEurope. (2016). *Plastics – the Facts 2016 An analysis of European latest plastics production, demand and waste data* (pp. 1–38). Brussels.
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47-53.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental pollution*, 185, 77-83.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., ... & Ochi, D. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., ... & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838.
- Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., & Swan, S. H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2153-2166.
- UNEP, 2005. *Marine Litter, an analytical overview*.
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182, 495-499.
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *Marine environmental research*, 111, 5-17.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental science & technology*, 46(20), 11327-11335.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., ... & Rodriguez-Mozaz, S. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 1-9.
- Zbyszewski, M. & Corcoran, P. L. (2011). Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, Soil Pollut.* 220, 365–372
- Zettler, E. R., Mincer, T. J., & Amaral-Zettler, L. A. (2013). Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. *Environmental science & technology*, 47(13), 7137-7146.



**Anschrift des Verfassers**

M.Sc. Thomas Mani  
Universität Basel  
Programm MGU  
Vesalgasse 1  
4051 Basel  
Schweiz  
Thomas.Mani@Unibas.ch