



Philipp Schleifer, BEng

Mikrokunststoffe in der aquatischen Umwelt

MASTERARBEIT

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Masterstudium Geotechnik und Wasserbau

eingereicht an der

Technischen Universität Graz

Betreuer:

Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter Gruber

Mitbetreuender Assistent:

Dipl.-Ing. BSc Roman Maier

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau

Graz, 10/2016

Kontakt:
Philipp Schleifer
P.Schleifer@gmx.de

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

AFFIDAVIT

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Das in TUGRAZonline hochgeladene Textdokument ist mit der vorliegenden Masterarbeit identisch.

I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used anything other than the declared sources/resources, and that I have explicitly indicated all material which has been quoted either literally or contextually from the sources used. The text document uploaded to TUGRAZonline is identical to the present master's thesis.

Datum / Date

Unterschrift / Signature

Danksagung

Ich möchte mich bei allen bedanken die zur Fertigstellung dieser Masterarbeit beigetragen haben.

Besonderer Dank gilt meinen Betreuern Herrn Ass.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Günter Gruber und Herrn Dipl.-Ing. B.Sc. Roman Maier vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Landschaftswasserbau der Technischen Universität Graz, welche mir bei Fragen stets Hilfe geleistet haben.

Auch danken möchte ich meiner Freundin Sabine Weidemann und meiner Kommilitonin Lena Johnscher, die mich bei jeder Problemstellung unterstützt und motiviert haben und somit einen wesentlichen Beitrag zum Gelingen dieser Arbeit geleistet haben.

Mein Dank gilt auch allen Beteiligten des Workshops am 08.06.2016 in Frankfurt am Main, sowie dem Veranstalter BKV GmbH. Die hier erworbenen Kenntnisse und Denkanstöße zu dem Thema haben mir bei der Arbeit sehr weitergeholfen.

Des Weiteren möchte ich mich besonders bei Frau Dr. Frederike Gabel (Westfälische-Wilhelms-Universität Münster), Frau Dr. Nicole Brennholt (Bundesanstalt für Gewässerkunde, Deutschland), Herrn Dipl.-Biol. Hannes Imhof, Herrn Prof. Dr. Christian Laforsch (beide Universität Bayreuth) und Herrn M.Sc. David Miklos (Technische Universität München) für die Zusendung ihrer Publikationen und Forschungsarbeiten bedanken, welche einen großen Einfluss auf diese Arbeit hatten.

Letztlich ist ein großes Dankeschön an meine Familie und Freunde zu richten, die mich während meiner kompletten studentischen Laufbahn und auch davor immer unterstützt, motiviert oder aufgebaut haben und mir somit den Weg leichter gemacht haben.

Kurzfassung

Kunststoffpartikel von abgeschnittenen Fangnetzen, aus unsachgemäßer Entsorgung von Kunststoffabfällen, Industrieabwässern und von Abwasserreinigungsanlagen gelangen häufig in die aquatische Umwelt. Dabei kommen neben großen Kunststoffteilen auch Mikropartikel aus Kunststoff im Wasserkörper, in den Sedimenten und an den Ufern vor. Diese Mikrokunststoffe stellen eine neue Problematik dar, deren Auswirkungen und Risiken noch kaum erforscht sind. Bisher liegen Daten zur Beurteilung der Belastung durch Mikrokunststoffe hauptsächlich für marine Gewässer vor, während Untersuchungen zu Belastungen in limnischen Gewässern erst seit ein paar Jahren durchgeführt werden.

Ziel dieser Masterarbeit ist es deshalb, über eine weltweite Literaturrecherche eine Übersicht aktueller Projekte in limnischen Gewässern auszuarbeiten und deren Ergebnisse aufzuzeigen. Besonderer Fokus liegt hierbei auf den angewandten Detektionsmethoden und Behandlungsverfahren zur Bestimmung der Belastung der Umwelt durch Mikrokunststoffpartikel.

Die Masterarbeit wurde in drei Hauptbereiche eingeteilt: Mikrokunststoffe in und an Gewässern, Mikrokunststoffe in Abwasserreinigungsanlagen und Mikrokunststoffe in Organismen. Zur Informationsbeschaffung dienten hauptsächlich anerkannte wissenschaftliche Suchmaschinen. Insgesamt wurden 24 Projekte in dieser Masterarbeit untersucht und 13 davon detailliert beschrieben.

In allen Untersuchungen wurden Mikrokunststoffpartikel detektiert. Ein Mengenvergleich konnte aufgrund der unterschiedlichen Vorbehandlungsverfahren und Detektionsmethoden nur bedingt durchgeführt werden. Auch ökologische Auswirkungen auf die Flora und Fauna konnten anhand der Studien nicht festgestellt werden.

Aufgrund des Mangels an vergleichbaren Ergebnissen ist es oberste Priorität standardisierte, weltweit geltende Methoden zu etablieren, welche alle relevanten Parameter miteinbeziehen und trotzdem universell anwendbar sind. Hier ist vor allem die Politik in Zusammenarbeit mit der Wissenschaft und der Wirtschaft in die Pflicht zu nehmen, schnellst möglich einen gesetzlichen, weltweit normierten Rahmen zu schaffen, um dieses Ziel erreichen zu können.

Abstract

Plastic particles from cut fishing nets, littering, industrial wastewater or effluent from wastewater treatment plants often end up in the aquatic environment. Beside big plastic particles like e.g. plastic bags, micro plastics settle in the waterbody, sediments and shorelines. These micro plastics define a new complex of problems because their impacts and risks on the environment are hardly known. So far data to evaluate the environmental stress of micro plastic particles is mostly available for marine water, whereas investigations in limnetic water has started only a few years ago.

Therefore, the aim of this master thesis is to produce a summary of current projects dealing with micro plastics in the aquatic environment and to highlight their results. Special focus of this research lies on the used type of detection and the sample preparation.

This thesis was divided in three main parts: micro plastics in and on the waterbody, micro plastics in waste water treatment plants and micro plastics in organisms. To get information about these topic scientific search engines were used. A total of 24 surveys were reviewed in this thesis, 13 of which were outlined in detail.

Micro plastic was found in all surveys. It was hardly possible to compare quantities of the different projects because of the different detection methods and the different sample preparation used in the studies. Also, a statement about the ecological impacts on the aquatic habitats was impossible based on these studies.

As a first step to compare the results of surveys about micro plastics, a standardized method to pretreat and detect and micro plastics has to be established. Especially politicians are now forced to create a legal and universal frame with the help of scientists and the economy to reach this goal.

Gleichheitsgrundsatz

Aus Gründen der Lesbarkeit wurde in dieser Arbeit darauf verzichtet, geschlechtsspezifische Formulierungen zu verwenden. Jedoch möchte ich ausdrücklich festhalten, dass die bei Personen verwendeten maskulinen Formen für beide Geschlechter zu verstehen sind.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Aufgabenstellung und Motivation.....	2
1.2	Zielsetzung	3
2	Grundlagen und State of Science	4
2.1	Kunststoffe – Verbrauch und Anwendung	4
2.2	Polymere	5
2.3	Mikrokunststoff	11
2.4	Analysemethoden.....	13
2.5	Rechtliche Grundlagen	19
3	Eintragspfade von Mikrokunststoff in die Umwelt	25
3.1	Eintrag von primärem Mikrokunststoff	25
3.2	Eintrag von sekundärem Mikrokunststoff.....	26
4	Überblick über durchgeführte Untersuchungen	29
4.1	Mikrokunststoff in und an Binnengewässern	29
4.2	Mikrokunststoff in Abwasserreinigungsanlagen.....	53
4.3	Mikrokunststoff in Organismen	61
4.4	Weitere Untersuchungen und Studien.....	63
5	Ergebnisse der Untersuchungen	67
5.1	Befunde von Mikrokunststoffen in und an Binnengewässern	67
5.2	Befunde von Mikrokunststoffen in Abwasserreinigungsanlagen.....	90
5.3	Befunde von Mikrokunststoff in Organismen	98
6	Zusammenfassung	101
6.1	Mengenabschätzung	101
6.2	Ökologische Auswirkungen	102
6.3	Eintragspfade	102
7	Diskussion	104
8	Ausblick	106

Literaturverzeichnis.....	108
Anhang	i
Anhang A.....	i
Anhang B.....	v
Anhang C.....	vi

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Zusammenfassung der wichtigsten Polymere, ihrer Merkmale und Anwendungsgebiete	11
Tabelle 2-2:	Vorschlag der Größeneinteilung von Mikrokunststoff der TG ML (Hanke et al., 2013).....	12
Tabelle 2-3:	Vorschlag der Größeneinteilung von Mikrokunststoffen nach (Miklos et al., 2016)	12
Tabelle 4-1:	Charakteristika der Seen Bolsena und Chiusi (Fischer et al., 2016, modifiziert).....	38
Tabelle 4-2:	Daten zur Probenahme am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016, modifiziert)	39
Tabelle 4-3:	Übersicht der beprobten Abwasserreinigungsanlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)	54
Tabelle 4-4:	Übersicht der beprobten Flüsse, deren Umwelteinwirkungen und die Anzahl der darin gefangenen Fische (Sanchez et al., 2014, modifiziert)	62
Tabelle 5-1:	Mittlere und maximale Driftintensitäten in Partikeln/1.000 m ³ und g/1.000 m ³ für die Untersuchungen 2010 und 2012 an der Donau (Lechner et al., 2014, modifiziert)	67
Tabelle 5-2:	Mittlere Mikrokunststoffkonzentrationen für Hainburg und Aschach in Abhängigkeit des Durchflusses in der Donau (Hohenblum et al., 2015, modifiziert)	70
Tabelle 5-3:	Anzahl der gefundenen Mikrokunststoffpartikeln für jeden der untersuchten Flüsse des Solent-Ästuar (Gallagher et al., 2016)	76
Tabelle 5-4:	Formen der Mikrokunststoffpartikeln im Solent-Ästuar (Gallagher et al., 2016)	77
Tabelle 5-5:	Farbspektrum der Partikeln im Solent-Ästuar (Gallagher et al., 2016)	78
Tabelle 5-6:	Ergebnisse der Mikrokunststoffuntersuchungen in Abhängigkeit der Schleppdistanz und der Entfernung am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015).....	79
Tabelle 5-7:	Prozentuale Anteile der Polymere an den verschiedenen Proben am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015)	80
Tabelle 5-8:	Mittlere Kunststoffdichte in Abhängigkeit der Fraktionen und Formen am Hovsgol-See (Free et al., 2014).....	82
Tabelle 5-9:	Detektierte Mikrokunststoffmenge nach Fraktionen und Formen in den neun Messungen (Free et al., 2014)	83

Tabelle 5-10:	Befund der gefundenen Partikeln am Ontariosee (Corcoran et al., 2015)	86
Tabelle 5-11:	Anzahl und Formen der im North-Shore-Channel gefundenen Mikrokunststoffpartikeln (McCormick et al., 2014, modifiziert).....	89
Tabelle 5-12:	Abschätzung der emittierten jährlichen Gesamtkunststoffmengen der Kläranlagenabläufe des OOWV (Mintening et al., 2014)	94
Tabelle 5-13:	Nachgewiesene Mikrokunststoffpartikeln in den untersuchten Schlammproben (Mintening et al., 2014).....	95
Tabelle 5-14:	Ergebnisse der oberflächigen Beprobung in den Abwasserreinigungsanlagen des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016, modifiziert).....	96
Tabelle 5-15:	Stichprobenuntersuchungen entlang der einzelnen Reinigungsstufen zum Mikrokunststoffrückhalt in der Abwasserreinigungsanlage 1 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016, modifiziert).....	96
Tabelle 5-16:	Ergebnisse zum Mikrokunststoffrückhalt auf der größten Abwasserreinigungsanlage des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016, modifiziert).....	97
Tabelle 6-1:	Vergleich der Ergebnisse der untersuchten Abwasserreinigungsanlagen.....	102
Tabelle 6-2:	Zusammenfassung möglicher Eintragspfade in den recherchierten Studien.....	103

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Kunststoffbedarf in Europa im Jahr 2014 (PlasticsEurope, 2015).....	4
Abbildung 2-2:	Lineare, verzweigte, vernetzte und verschlaufte Makromoleküle (Ehrenstein, 2011)	6
Abbildung 2-3:	Bedarf von Kunststoffen in Europa nach Polymertyp (PlasticsEurope, 2015).....	7
Abbildung 2-4:	Entstehung von Polyethylen (Seilnacht, 2016b).....	7
Abbildung 2-5:	Entstehung von Polypropylen (Seilnacht, 2016c).....	8
Abbildung 2-6:	Entstehung von Polyvinylchlorid (Seilnacht, 2016f)	8
Abbildung 2-7:	Entstehung von Polystyrol (Seilnacht, 2016d).....	9
Abbildung 2-8:	Beispiel einer Reaktion von Polyamiden (Seilnacht, 2016a)	9
Abbildung 2-9:	Entstehung von Polyurethan (Seilnacht, 2016e)	10
Abbildung 2-10:	Schema der Funktionsweise der ATR-IR Spektroskopie	14
Abbildung 2-11:	Darstellung unterschiedlicher ATR-IR Reflexionselemente (Fülleborn, 2002).....	15
Abbildung 2-12:	Schema der Funktionsweise der FT-IR Spektroskopie (nach Zwick & Basmer, 2016)	16
Abbildung 2-13:	Schema der Funktionsweise der Raman Spektroskopie (nach Philipp Universität Marburg, 2009)	18
Abbildung 2-14:	Ziele des Baltic Sea Action Plan nach Themengebieten geordnet (HELCOM, 2016)	24
Abbildung 4-1:	Geografische Standorte der Messungen an der Donau (Hohenblum et al., 2015).....	31
Abbildung 4-2:	Verwendete Fangnetze für die 3 unterschiedlichen Tiefen a) sohl nah, b) mittig und c) oberflächennah (Hohenblum et al., 2015, modifiziert)	32
Abbildung 4-3:	Lage und Aufbau des 41 µm Netzes am Rahmen (Hohenblum et al., 2015, modifiziert)	32
Abbildung 4-4:	Lage des hydrometrischen Flügels am Netzrahmen (Hohenblum et al., 2015).....	33
Abbildung 4-5:	Übersicht der elf ausgewählten Messstationen am Rhein (Mani et al., 2015)	35
Abbildung 4-6:	Lage des Bolsena- und Chiusisee in Italien (Fischer et al., 2016).....	38
Abbildung 4-7:	Lage der Messstationen im Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)	39

Abbildung 4-8:	Gewinnung von Sedimentproben an den Ufern des Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016, modifiziert)	40
Abbildung 4-9:	Übersicht des Beprobungsgebietes Solent Estuary (Google Maps, 2016, modifiziert).....	42
Abbildung 4-10:	Ausgewählte Messstationen im Solent Estuary (Gallagher et al., 2016, modifiziert).....	43
Abbildung 4-11:	Geographische Lage, Messstationen und Anhäufung von Mikrokunststoff am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015).....	45
Abbildung 4-12:	(A) Lage des Hovsgol See in der Mongolei, (B) Dichte der Makro- und Mikrokunststoffe am Hovsgol See (Free et al., 2014).....	46
Abbildung 4-13:	Übersicht der Seen im Great Lakes Reservoir in Kanada und in den USA (Google Maps, 2016, modifiziert)	48
Abbildung 4-14:	a) Probenahmeorte (Sterne) am Huronsee, b) Darstellung der zufällig gewählten Raster (Zbyszewski and Corcoran, 2011).....	49
Abbildung 4-15:	Entnahmestellen Nr. 208 und Nr. 403 am Ontariosee (Corcoran et al., 2015, modifiziert)	50
Abbildung 4-16:	Lage des North-Shore-Channel und der Abwasserreinigungsanlage (Google Maps, 2016, modifiziert)	52
Abbildung 4-17:	Übersicht über die beprobten Abwasserreinigungsanlagen in Los Angeles (Carr et al., 2016)	56
Abbildung 4-18:	Fotos vom vier Fuß langen Sieb in der Abwasserreinigungsanlage 3 und 7 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016).....	57
Abbildung 4-19:	Foto vom acht Fuß langen Sieb in der Abwasserreinigungsanlage 1 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016).....	57
Abbildung 4-20:	Lage der Probenahmeorte zur Untersuchung des Transports von Mikrokunststoffen in den verschiedenen Reinigungsstufen der Abwasserreinigungsanlage 1 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016).....	58
Abbildung 4-21:	Lage der zentralen Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg (Google Maps, 2016, modifiziert).....	59
Abbildung 4-22:	Aufbau der Messeinrichtung für die Beprobung der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg (Talvatie & Heinonen, 2014)	60
Abbildung 5-1:	Räumliche Verteilung der Mikrokunststoffkonzentrationen bei der Messung vom 20.01.2015 in Aschach bei einem mittleren Abfluss in der Donau (Hohenblum et al., 2015).....	68

Abbildung 5-2:	Räumliche Verteilung der Mikrokunststoffkonzentrationen bei der Messung vom 08.09.2014 in Hainburg bei einem mittleren Abfluss in der Donau (Hohenblum et al., 2015).....	69
Abbildung 5-3:	Befunde von Mikrokunststoffpartikeln pro 1.000 m ³ an den einzelnen Messstationen im Rhein (Mani et al., 2015) <i>L: linkes Ufer, R: rechtes Ufer, M: Mitte des Flusses, T: Schnitt durch das Querprofil</i>	71
Abbildung 5-4:	Typische Formen von Mikrokunststoffen am Rhein (Mani et al., 2015)	72
Abbildung 5-5:	Befund der im Wasser gefundenen Mikrokunststoffe am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)	74
Abbildung 5-6:	Befund der am Ufer gefundenen Mikrokunststoffe am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)	75
Abbildung 5-7:	Räumliche Verteilung von Sedimentproben in Abhängigkeit ihrer Distanz zum Wasser am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)	76
Abbildung 5-8:	Typisches Beispiel des untersuchten Mikrokunststoffes (A), Folien (B), Fasern (C), Schaum (D) und Bruchstücke (E) (Zhang et al., 2015).....	80
Abbildung 5-9:	Größenverteilung der gefundenen Partikeln am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015)	81
Abbildung 5-10:	Kombination der Größenverteilung mit der Morphologie der Mikrokunststoffe am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015).....	81
Abbildung 5-11:	Fotografien von (A) Bruchstücken, (B) Folien, (C) Schaumstoffen, (D) Fasern, (E) Seilen und (F) Pellets (Free et al., 2014)	84
Abbildung 5-12:	Windrichtungshäufigkeitsdiagramm mit der Windrichtung und Geschwindigkeit (Free et al., 2014).....	85
Abbildung 5-13:	Beispielhafte Aufnahmen der gefundenen Mikrokunststoffpartikeln am Ontariosee (Corcoran et al., 2015).....	87
Abbildung 5-14:	Anzahl der detektierten Mikrokunststoffe nach ihrem Polymermix (Corcoran et al., 2015).....	88
Abbildung 5-15:	Vergleich der Ergebnisse des NSC mit anderen Studien (McCormick et al., 2014)	90
Abbildung 5-16:	Anzahl der detektierten Mikrokunststoffpartikeln < 500 µm in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014).....	91
Abbildung 5-17:	Anzahl der detektierten Mikrokunststoffpartikeln < 500µm in Holdorf (Mintening et al., 2014).....	91
Abbildung 5-18:	Anzahl der detektierten Mikrokunststoffpartikel > 500 µm in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)	92

Abbildung 5-19:	Anzahl der detektierten Fasern in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)	93
Abbildung 5-20:	Abschätzung der Gesamtfracht pro m ³ in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)	94
Abbildung 5-21	Ergebnis der Untersuchungen auf der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg (Talvatie and Heinonen, 2014, modifiziert)	98
Abbildung 5-22:	Ergebnisse der Untersuchungen der Gründlinge in Frankreich (Sanchez et al., 2014)	99
Abbildung 5-23:	Beispiele der detektierten Polymere in den Nilbarschen und den Nil-Tilapia in Afrika (Biginagwa et al., 2016).....	100

Abkürzungsverzeichnis

ARA	Abwasserreinigungsanlage
ATR-IR	Attenuated Total Reflection Infrared
FT-IR	Fourier Transform Infrared
MK	Mikrokunststoffe
OOWV	Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband
PA	Polyamide
PE	Polyethylen
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
ECHA	European Chemicals Agency

1 Einleitung

*„Kunststoff herzustellen ist keine Kunst mehr, aber diesen Stoff zu beseitigen, ist eine Kunst, denn Kunststoff ist nicht von Pappe“
(Gerhard Uhlenbruck, dt. Immunbiologe und Aphoristiker)*

Kunststoffe sind aus der heutigen Welt kaum mehr wegzudenken. Den ersten Kunststoff gewannen schon die Maya in Form von Kautschuk. Aus der Milch der Kautschukpflanze machten sie sich Kleider und andere Behältnisse (Plastic Planet, 2013). Im Jahr 1838 konnte durch Viktor Regnault erstmals Polyvinylchlorid im Labor hergestellt werden. In der Mitte des 20. Jahrhunderts startete der Kunststoff dann mit einer jährlichen Produktionsmenge von über einer Million Tonnen seinen Siegeszug. Heute werden jährlich weltweit rund 311 Millionen Tonnen Kunststoff produziert (PlasticsEurope, 2016). In Europa allein können rund 1,45 Millionen Menschen in 62.000 Firmen von der Kunststoffproduktion und Weiterverarbeitung leben (PlasticsEurope, 2015). Kunststoffe werden heutzutage aufgrund ihrer kostengünstigen und flexiblen Einsatzmöglichkeiten weltweit und in allen Branchen eingesetzt und haben dadurch eine Vielzahl von Innovationen hervorgebracht, egal ob im Sportbereich, in der Automobilindustrie, in der Medizin, am Bau, in der Verpackungsindustrie oder in der Kommunikation.

Doch nicht erst seit dem Dokumentarfilm „Plastic Planet“, der im Jahr 2009 von Werner Boote veröffentlicht wurde, reift auch die Erkenntnis in der Öffentlichkeit, dass die massenhafte Produktion dieses künstlich hergestellten Stoffes nicht nachhaltig und mit vielen Gefahren für das Ökosystem verbunden ist. Kunststoffe gelangen hauptsächlich durch die unsachgemäße Entsorgung, dem sogenannten „Littering“, oder dem Fehlen eines Abfallmanagementsystems in die Umwelt und verweilen dort. Aber auch die Kosmetikindustrie und andere Industriebranchen verwenden kleine Kunststoffkugeln als künstliche Abrasiva in ihren Produkten, welche nach der Verwendung durch den Menschen in das Abwassersystem geleitet werden.

Über Wind, starken Niederschlag und durch Abwasserreinigungsanlagen gelangen diese Kunststoffe in Flüsse, Seen und letztendlich in die Weltmeere. Das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) spricht in einem Bericht von 18.000 Kunststoffpartikeln pro Quadratkilometer und dem sechsfachen Wert an Kunststoffpartikeln gegenüber Plankton in den Ozeanen weltweit (United Nations Environment Programme, 2006). Dabei sind Partikeln, die auf der Wasseroberfläche schwimmen, nur ein kleiner Teil der gesamten Verschmutzung. Im Jahr 1995 wurde die Nordsee auf Partikeln untersucht. Herausgekommen ist dabei, dass lediglich 15 % der Partikeln an der Oberfläche schwimmen. 70 % sinken auf den Boden und die restlichen 15 % werden an die Küsten und Strände gespült und gesellen sich dort zu den Abfällen, welche die Menschen dort liegen lassen (OSPAR Commission, 1995).

Der Abbau von Kunststoffen durch physikalische, chemische oder biologische Prozesse kann in Gewässern Jahrhunderte andauern. Während dieser Zersetzung entstehen immer kleinere Kunststoffpartikeln, die bis in den Mikrometerbereich reichen, sogenannte Mikrokunststoffe. Zusätzlich werden in vielen Kunststoffen eingesetzte Additive wie Weichmacher, Stabilisatoren und Farbpartikel als Schadstoffe beim Abbau freigesetzt. Viele Bewohner limnischer und mariner Gewässer ernähren sich von Sedimenten oder Plankton im gleichen Größenspektrum, weswegen die Wahrscheinlichkeit einer Verwechslung naheliegt und die Tiere sich an Mikrokunststoffpartikeln satt essen und somit auch die schädlichen Stoffe zu sich nehmen. Über die Nahrungskette ist somit auch nicht auszuschließen, dass der Mensch durch den Verzehr von Fischen mit Mikrokunststoffen in Berührung kommen kann.

1.1 Aufgabenstellung und Motivation

Kunststoffe werden unseren Alltag wahrscheinlich noch die nächsten Jahrzehnte oder Jahrhunderte im täglichen Leben begleiten. Aufgrund des immer stärker wachsenden Konsums in allen Teilen dieser Welt ist anzunehmen, dass auch die Produktionsmenge von Kunststoffen weiter ansteigen wird. Infolgedessen wird aber auch die Problematik des unsachgemäß entsorgten Kunststoffabfalls immer mehr in den Fokus der Gesellschaft rücken.

Die ersten Berichte über Kunststoffabfälle in marinen Gewässern sind schon in den 1970er Jahren entstanden (Carpenter et al., 1972; Colton et al., 1974). In den letzten Jahren ist dabei der Begriff des „*Mikrokunststoffes*“ immer häufiger erwähnt worden. Mikrokunststoffe sind kleine Kunststoffpartikel, welche durch Zersetzung größerer Partikel oder durch gezielte Herstellung in industriellen Prozessen in die Umwelt gelangen können. Eine einheitliche Definition des Größenbereiches für Mikrokunststoffe gibt es noch nicht. Da die Thematik Mikrokunststoffe noch relativ jung ist, sind derzeit nur wenige Studien über Detektionsverfahren, Eintragspfade und ökologische Auswirkungen vorhanden. Besonders im Bereich der limnischen Gewässer gibt es bisher kaum Erkenntnisse zur Quantifizierung und zu den Auswirkungen von Mikrokunststoffen. Auch eine einheitliche Methodik zur Detektion solcher Partikel ist noch nicht entwickelt. Dieser dringende Forschungsbedarf war Motivation genug für mich, diese Masterarbeit an der Technischen Universität Graz zu schreiben.

Denkanstoß zu dieser Masterarbeit war ein Bericht des Umweltbundesamtes aus dem Jahr 2015, in dem der österreichische Teil der Donau und der Ablauf eines großen Kunststoffproduzenten auf Mikrokunststoffe untersucht wurden.

1.2 Zielsetzung

Ziel dieser Masterarbeit ist es, eine Literaturübersicht zu erstellen und den Stand der Wissenschaft in Bezug auf die Thematik Mikrokunststoffe darzustellen. Dazu wurden weltweit aktuelle Projekte über Mikrokunststoffe in der aquatischen Umwelt recherchiert, die Detektionsmethoden und Behandlungsverfahren beschrieben und die Ergebnisse und Befunde der Studien präsentiert. Am Ende der Arbeit werden die verschiedenen Projekte, wenn möglich, hinsichtlich der detektierten Menge an Mikrokunststoffen verglichen und eventuelle ökologische Risiken dargelegt. Des Weiteren werden die unterschiedlichen Eintragspfade von Mikrokunststoffpartikeln in die aquatische Umwelt aufgezeigt.

2 Grundlagen und State of Science

In diesem Kapitel wird zuerst auf die Grundlagen des Begriffes Kunststoff eingegangen. Hierfür wird dargestellt, wie hoch der Verbrauch ist und für welche Anwendungen Kunststoffe dienen. Anschließend wird der Herstellungsprozess der häufigsten Kunststoffe näher erläutert, um letztlich den Begriff Mikrokunststoff zu definieren und dessen Klassifizierungen aufzuzeigen. Der zweite Teil dieses Kapitels beschreibt den State of Science der unterschiedlichen Messmethoden zur Detektion von Mikrokunststoffen und zählt die gesetzgebenden Vorschriften mit Relevanz für Mikrokunststoffe auf.

2.1 Kunststoffe – Verbrauch und Anwendung

Aufgrund ihrer hervorragenden Materialeigenschaften, den vergleichsweise günstigen Produktionskosten und der hohen Lebensdauer sind Kunststoffe aus unserem alltäglichen Leben nicht mehr wegzudenken.

In Europa arbeiten rund 1,45 Millionen Menschen in rund 62.000 Kunststoffproduktionsbetrieben und erwirtschaften damit einen jährlichen Umsatz von 350 Milliarden €. Allein in den letzten zehn Jahren (Stand 2014) ist die weltweite Produktion von Kunststoffen von 225 Millionen Tonnen pro Jahr auf 311 Millionen Tonnen pro Jahr angestiegen. Vor Europa (20 %) ist China mit 26 % der größte Produzent von Kunststoffen. Der jährliche Bedarf von werkstofflichem Kunststoff liegt innerhalb Europas bei 47,8 Millionen Tonnen, wobei zwei Drittel des Bedarfs auf fünf Länder aufgeteilt sind, wie in Abbildung 2-1 zu sehen ist (PlasticsEurope, 2015).

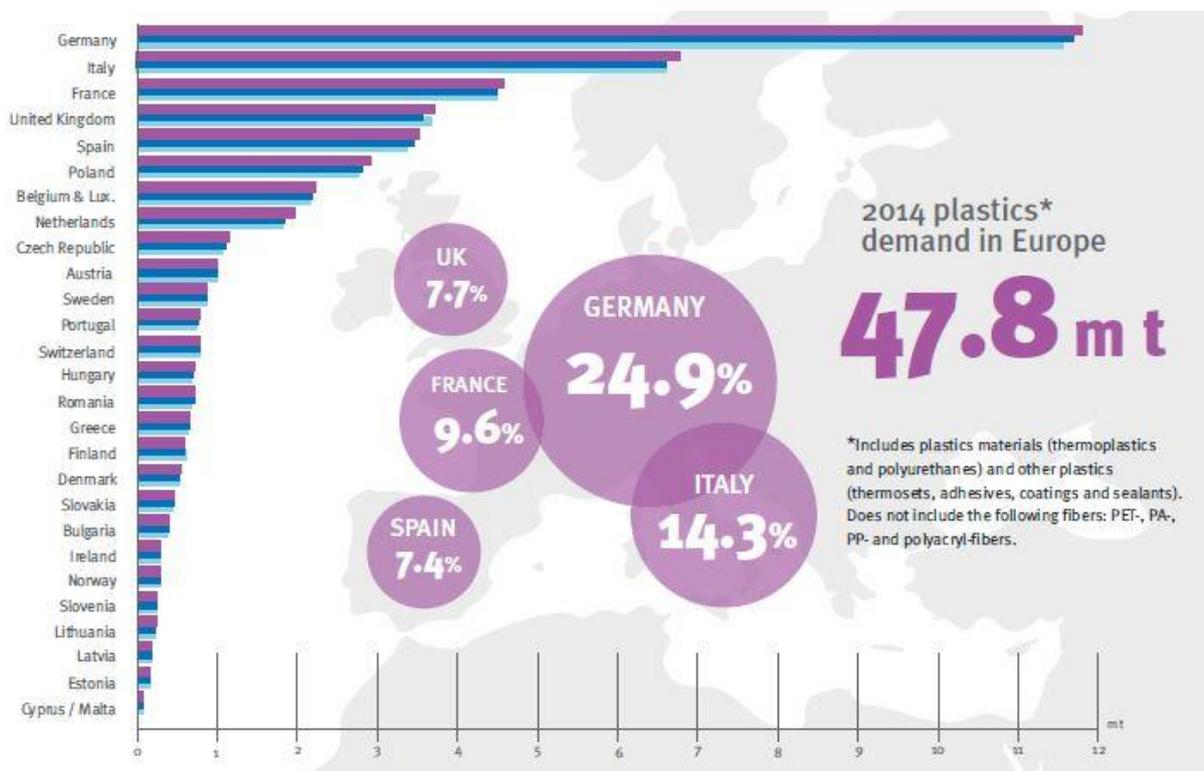


Abbildung 2-1: Kunststoffbedarf in Europa im Jahr 2014 (PlasticsEurope, 2015)

Von diesen 47,8 Millionen Tonnen werden 39,5 % in der Verpackungsindustrie verarbeitet, 20,1 % in der Bauindustrie, 8,6 % in der Automobilbranche benötigt, 5,7 % der Elektronikbranche zugeteilt und 3,4 % der Landwirtschaft. Die verbleibenden 22,7 % teilen sich auf die Bereiche Sportindustrie, Möbelindustrie, Gesundheit und Sicherheit und auf Haushalts- und Konsumprodukte auf. 2014 wurden 29,7 % des in Europa produzierten Kunststoffes recycelt, 39,5 % energetisch verwertet und 30,8 % deponiert (PlasticsEurope, 2015).

2.2 Polymere

Kunststoffe sind sogenannte Polymere, wobei der Begriff „Polymer“ aus dem Griechischen stammt und in „Poly“ (viele) und „méros“ (Teile) aufgespalten werden kann. Laut der European Chemicals Agency sind Polymere wie folgt definiert:

„Stoff, der aus Molekülen besteht, die durch eine Kette einer oder mehrerer Arten von Monomereinheiten gekennzeichnet sind. Diese Moleküle müssen innerhalb eines bestimmten Molekulargewichtsbereichs liegen, wobei die Unterschiede beim Molekulargewicht im Wesentlichen auf die Unterschiede in der Zahl der Monomereinheiten zurückzuführen sind. Ein Polymer enthält Folgendes:

a) eine einfache Gewichtsmehrheit von Molekülen mit mindestens drei Monomereinheiten, die zumindest mit einer weiteren Monomereinheit bzw. einem sonstigen Reaktanten eine kovalente Bindung eingegangen sind;

b) weniger als eine einfache Gewichtsmehrheit von Molekülen mit demselben Molekulargewicht.

Im Rahmen dieser Definition ist unter einer „Monomereinheit“ die gebundene Form eines Monomerstoffes in einem Polymer zu verstehen“ (European Chemicals Agency, 2006).

Die Klassifizierung für Polymere erfolgt aufgrund ihrer Ausgangsmaterialien, ihrer Monomertypen oder der Art ihrer Synthese (Miklos et al., 2016).

Bei der Klassifizierung nach Ausgangsmaterialien wird zwischen Biopolymeren, halbsynthetischen- und synthetischen Polymeren unterschieden. Der wohl bekannteste Vertreter der Biopolymere ist die Desoxyribonukleinsäure (DNS). Halbsynthetische Polymere entstehen durch Weiterverarbeitung von Biopolymeren. Ein Beispiel dafür ist die Herstellung von Tischtennisbällen. Diese werden aus der Nitrierung von Baumwollzellulose, unter Zugabe von Kampfer, hergestellt. Synthetische Polymere sind solche, die industriell oder im Labor hergestellt werden. Beispiele hierfür sind Polyethylen (Abschnitt 2.2.1), Polyvinylchlorid (Abschnitt 2.2.3) und Polystyrol (Abschnitt 2.2.4).

Je nach Anzahl der Grundmonomere können synthetische Polymere in Homopolymere oder Copolymere eingeteilt werden. Das heißt sie können entweder aus nur einem Monomer oder aus mehreren unterschiedlichen Monomeren bestehen.

Die Art der Synthese wird in drei verschiedene Verfahren unterteilt: Die Polymerisation, die Polykondensation und die Polyaddition. Bei der Polymerisation werden aus Monomeren, ohne Abspaltung von Sauerstoff und unter Anwendung mehrerer Katalysatoren, Makromoleküle gebildet. Ausgangsstoffe hierbei sind in der Regel ungesättigte Verbindungen mit einer Kohlenstoff-Kohlenstoff-Doppelbindung. Ein bekannter Vertreter ist die Synthese von Ethen zu Polyethylen (Prabitz, 2007).

Bei der Polykondensation reagieren zwei unterschiedliche Stoffe durch die Abspaltung eines Kondensats oder dem Öffnen von Ringen zu sehr großen Molekülkomplexen. Die von beiden Molekülarten abgespaltenen Atome entweichen meist als Gase (Prabitz, 2007).

Bei der Polyaddition verbinden sich zwei Moleküle unterschiedlicher Stoffe durch eine Verschiebung der Atome ohne Abspaltung von Stoffen. Dieser Reaktionstyp verlangt ein genau abgestimmtes Mischungsverhältnis der beiden Moleküle und läuft oberhalb einer gewissen Temperaturschwelle von selbst ab (Prabitz, 2007).

Durch die grundsätzlich flexible Gestaltung der Reaktionstypen und der Ausgangsmomere entsteht eine große Bandbreite an Materialeigenschaften, welche Polymere haben können. Diese Bandbreite lässt sich durch Zugabe von Additiven, wie Weichmachern, noch erheblich vergrößern. So können Polymere entweder starr oder elastisch, hart oder weich, witterungsbeständig oder abbaubar, hoch- oder niedertemperaturbeständig und opak oder durchsichtig sein. Für die verschiedenen Eigenschaften ist die Grundstruktur, welche von der Kettenbildung abhängig ist, der bestimmende physikalische Parameter. Unterteilt werden diese Strukturen in lineare, verzweigte, weit- und engmaschig vernetzte und verschlaufte Makromoleküle, wie in Abbildung 2-2 zu sehen ist (Miklos et al., 2016).

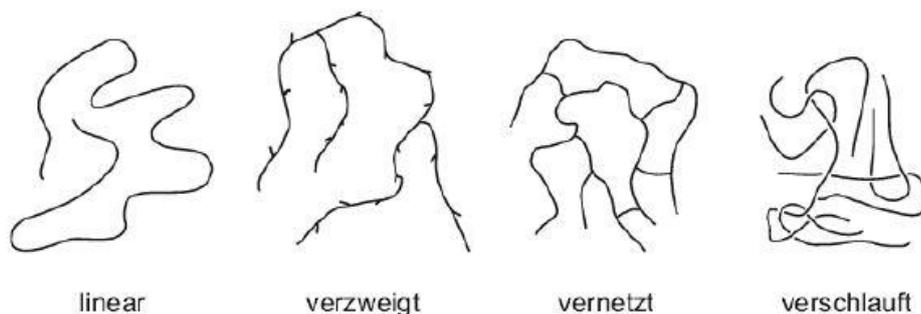


Abbildung 2-2: Lineare, verzweigte, vernetzte und verschlaufte Makromoleküle (Ehrenstein, 2011)

Bezieht man den anfangs aufgezeigten Bedarf an Kunststoffen auf die Polymerstruktur sind laut PlasticsEurope (2015) Polyethylen, Polypropylen, Polyvinylchlorid, Polyurethan und Polystyrol mit rund 75 % die am meisten verwerteten Polymerstrukturen (Abbildung 2-3). Aus diesem Grund werden in den folgenden Abschnitten die Herstellung, die Zusammensetzung und die jeweiligen Anwendungsgebiete der wichtigsten Polymere näher erläutert.

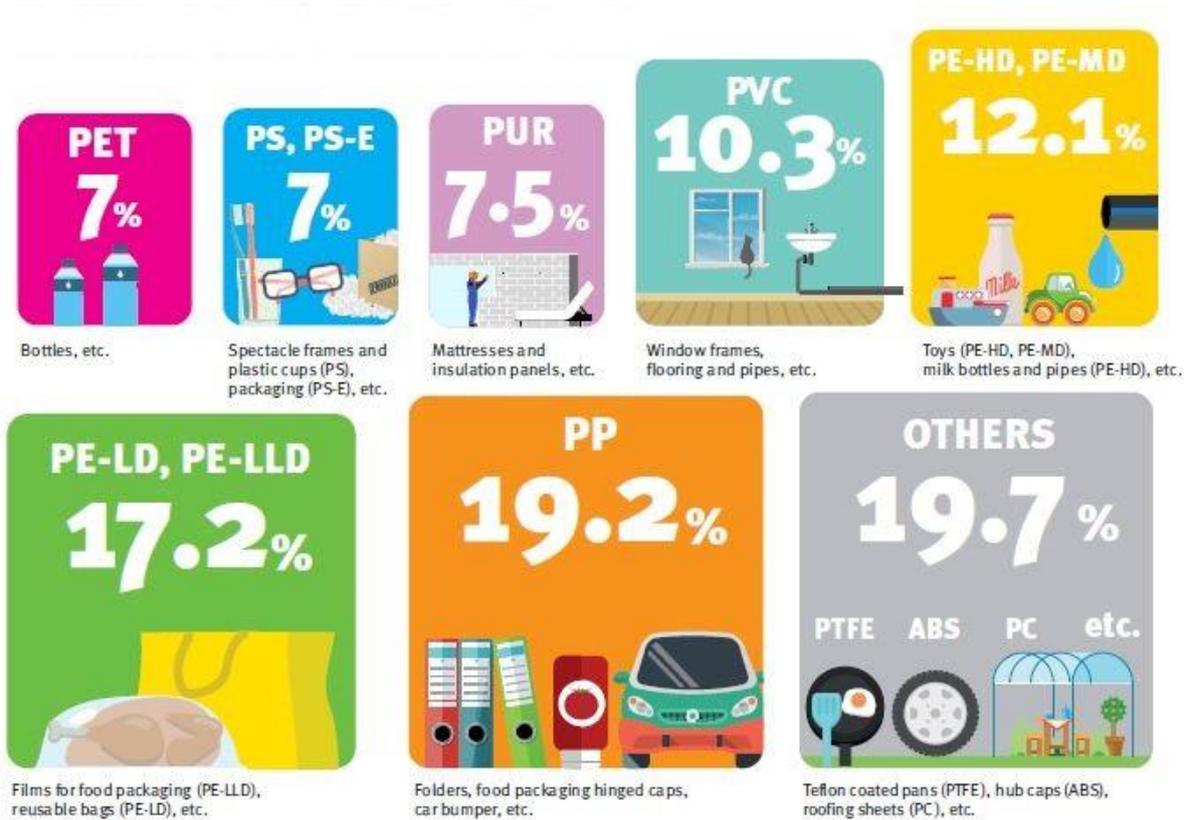


Abbildung 2-3: Bedarf von Kunststoffen in Europa nach Polymertyp (PlasticsEurope, 2015)

2.2.1 Polyethylen

Polyethylen (PE) zählt mit einem Anteil von rund 30 % an der Gesamtmenge des produzierten Kunststoffes zu den wichtigsten Polymeren (Abts, 2014). Es ist ein teilkristalliner, unpolarer Thermoplast. Der Grundstoff zur Herstellung von PE ist das Gas Ethen, welches aus Erdöl und Erdgas gewonnen wird. Durch Polymerisation des Ausgangsstoffes entsteht Polyethylen (Abbildung 2-4).

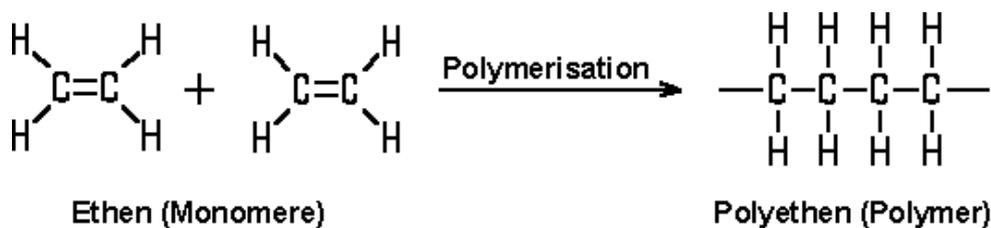


Abbildung 2-4: Entstehung von Polyethylen (Seilnacht, 2016b)

Kunststoffe aus PE werden in Polyethylene niedriger Dichte und hoher Dichte unterteilt. Je nach Typ haben Polyethylene eine Dichte von 0,90 g/cm³ bis 0,97 g/cm³ (Abts, 2014) und schwimmen somit in Gewässern auf. Die Dichte von PE bestimmt die Qualität, das Fließverhalten und die Verarbeitungseigenschaften des späteren Produktes.

Polyethylene werden hauptsächlich in der Herstellung von Folien, Behältern, wie Eimer und Tragetaschen, Bauteilen, Spielzeug und Plastikflaschen angewandt. Es ist durch seine hohe chemische Beständigkeit sehr langlebig.

2.2.2 Polypropylen

Polypropylen (PP) ist mit rund 20 % Produktionsanteil das zweitwichtigste Polymer (Abts, 2014). Es ist härter und wärmebeständiger als Polyethylen, wird bei einer Temperatur unter 0 °C allerdings spröde. Ebenso wie PE zählt Polypropylen zu den teilkristallinen, unpolaren Thermoplasten. Die Herstellung von PP erfolgt durch die Polymerisation von Propen, wie in Abbildung 2-5 dargestellt.

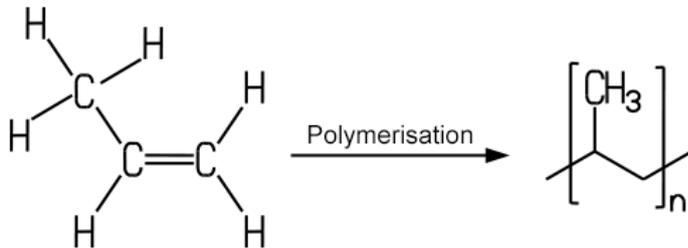


Abbildung 2-5: Entstehung von Polypropylen (Seilnacht, 2016c)

Polypropylene haben eine Dichte von 0,895 g/cm³ bis 0,92 g/cm³ und sind damit die leichtesten Kunststoffe. PP wird hauptsächlich als Trägermaterial für Klebebänder benutzt. Weitere Anwendungsgebiete sind die Herstellung von Verpackungen aller Art, von Bauteilen in der Automobilindustrie, Schuhabsätzen, Teppichen und Kunstrasen. Polypropylen ist gegen fast alle organischen Lösungsmittel beständig und hat ebenfalls eine hohe chemische Beständigkeit.

2.2.3 Polyvinylchlorid

Polyvinylchlorid (PVC) macht rund 10 % der Gesamtmenge der produzierten Kunststoffe aus und stellt damit den drittgrößten Vertreter der Polymere dar. Polyvinylchlorid ist ein amorpher Thermoplast, der in seinen Grundeigenschaften hart und spröde ist. Additive, wie Stabilisatoren und Weichmacher, machen das PVC vielfach einsetzbar. Allerdings sorgen die Weichmacher auch für eine geringere chemische Beständigkeit. Polyvinylchlorid wird durch radikale oder ionische Polymerisation von Chlorethen, auch Vinylchlorid genannt, hergestellt (Abbildung 2-6). Vinylchlorid ist ein hochgiftiger und karzinogen wirkender Stoff, der nur mit viel Aufwand aus dem Produkt ausgewaschen werden kann.

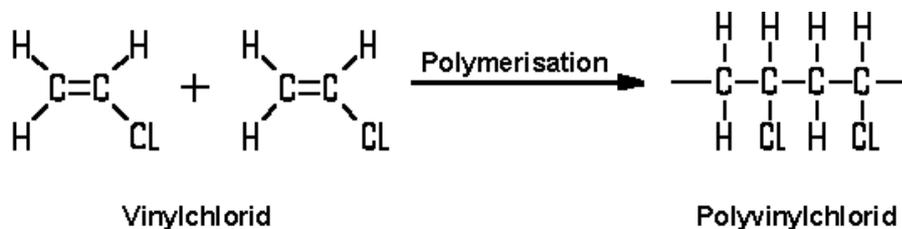


Abbildung 2-6: Entstehung von Polyvinylchlorid (Seilnacht, 2016f)

PVC erreicht, je nach Anteil an Additiven, Dichten im Bereich von 1,16 g/cm³ bis 1,55 g/cm³ und geht damit im Wasser unter. Rund 40 % der PVC-Anwendungen wer-

den dem Bausektor zugeschrieben. Andere Anwendungsgebiete sind die Elektronikbranche, die Landwirtschaft, die Möbel- und Spielzeugindustrie und die Lebensmitteltechnik.

2.2.4 Polystyrol

Mit einem Anteil von circa 7 % der Gesamtproduktionsmenge zählt Polystyrol (PS) zur viertgrößten Gruppe der Kunststoffe. PS kann entweder als amorph oder teilkristalliner Thermoplast auftreten. In der Regel wird Polystyrol durch radikale Polymerisation von Styrol hergestellt, wie in Abbildung 2-7 zu sehen ist. Styrol ist eine flüssige Substanz, die aus Erdöl gewonnen wird.

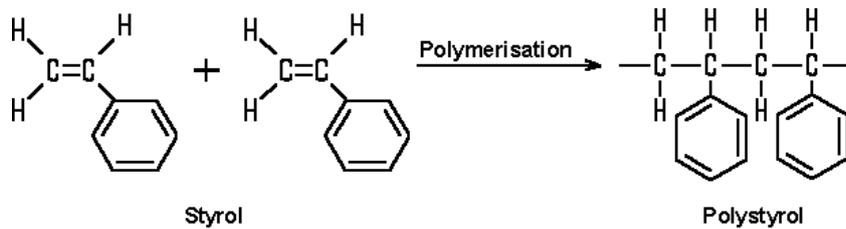


Abbildung 2-7: Entstehung von Polystyrol (Seilnacht, 2016d)

Reines Polystyrol hat eine Dichte von $1,04 \text{ g/cm}^3$ bis $1,09 \text{ g/cm}^3$ und schwimmt dadurch im Wasser nicht. Jedoch kann expandiertes Polystyrol, besser als Styropor® bekannt, im Wasser aufschwimmen. Die Einsatzbereiche von PS sind Lebensmittelverpackungen, Spielzeug, CD-Hüllen, Verpackungschips und Wärmedämmungen. Polystyrol ist gegen Säuren und Laugen beständig, allerdings unbeständig gegenüber unpolaren Lösungsmitteln.

2.2.5 Polyamide

Polyamide sind Makromoleküle, welche in natürlicher oder synthetischer Form vorkommen können. Bei diesen Makromolekülen werden die Monomere durch Amid- oder Peptidbindungen miteinander verknüpft. Der überwiegende Anteil der Polyamide wird auf Basis aliphatischer Kohlenwasserstoffe hergestellt. Am Beispiel von Nylon ist die Reaktionsgleichung von Polyamiden in Abbildung 2-8 zu sehen.

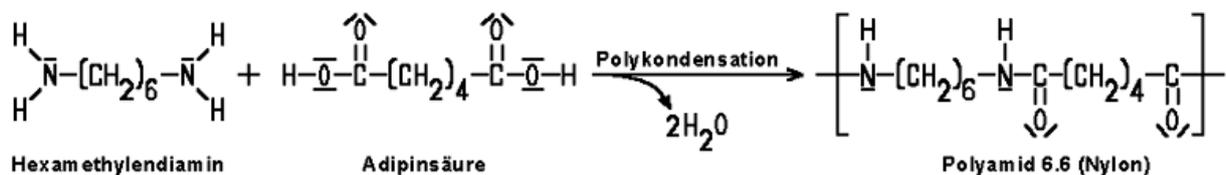


Abbildung 2-8: Beispiel einer Reaktion von Polyamiden (Seilnacht, 2016a)

Polyamide haben eine Dichte von $1,15 \text{ g/cm}^3$. Polyamide wie Nylon oder Perlon werden häufig in der Textilindustrie verwendet. Außerdem haben Polyamide aufgrund ihrer mechanischen Eigenschaften auch im Fahrzeugbau das Metall teilweise als Werkstoff verdrängt. Weitere Anwendungsmöglichkeiten finden sich in Haushaltsgegenständen und technischen Teilen, die sehr abriebfest sein sollen.

2.2.6 Polyurethan

Polyurethane (PUR) machen mit 7 % Produktionsanteil ebenfalls einen relativ großen Teil der Kunststoffe aus. Sie werden aus der Polyadditionsreaktion von Diolen oder Polyolen mit Polyisocyanaten hergestellt. Polyurethane können in flexibler und steifer Form hergestellt werden und zählen, je nach Form, zu den Elastomeren (weich) oder zu den Duroplasten (steif). Die Reaktionsgleichung zur Herstellung von PUR ist in Abbildung 2-9 dargestellt.

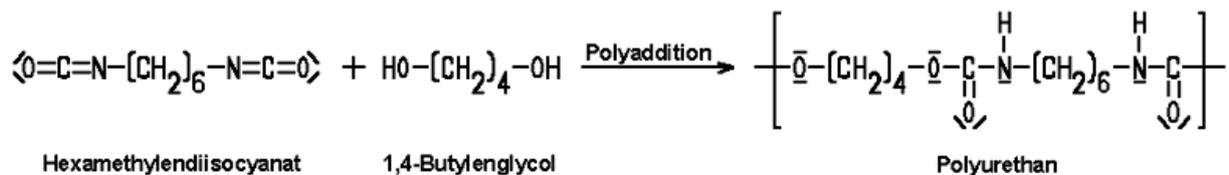


Abbildung 2-9: Entstehung von Polyurethan (Seilnacht, 2016e)

Die Dichte von ungeschäumtem Polyurethan variiert zwischen 1,00 g/cm³ und 1,25 g/cm³. Durch Hinzugabe von Wasser kann das PUR aufschäumen, wodurch die Dichte auf 0,05 g/cm³ bis 0,90 g/cm³ herabgesetzt werden kann. Flexible Polyurethane werden häufig für die Herstellung von Matratzen, Schaumstoffen und Polstermaterialien eingesetzt. Steife Polyurethane finden ihre Anwendung oft in der Automobil- und Bauindustrie.

Eine Zusammenfassung der oben beschriebenen verschiedenen Polymere ist in Tabelle 2-1 dargestellt.

2.2.7 Sonstige Kunststoffe

Neben den oben genannten Polymeren gibt es noch eine Vielzahl anderer Kunststoffe, die in immer neuen Variationen mit spezifischen Eigenschaften zum Einsatz kommen. Als Beispiele sind hier Acrylnitril-Butadien-Styrol, Aminoplaste, Epoxidharze, Phenoplaste, Polyacetale, Polycarbonate, Polyester und Polymethacrylsäureester als wichtige Vertreter anzuführen. Aufgrund der vergleichsweise geringen Herstellungsmenge und den teilweise bedingten Anwendungsgebieten ist ihre Gesamtwirkung auf die Umwelt allerdings kaum erforscht.

Tabelle 2-1: Zusammenfassung der wichtigsten Polymere, ihrer Merkmale und Anwendungsgebiete

Polymer	Marktanteil		Anwendungsgebiete
	Dichte [g/cm ³]	in Europa [%]	
Polyethylen	0,90 - 0,97	29,3	Folien, Behälter, Bauteile, Spielzeug und Plastikflaschen
Polypropylen	0,895 - 0,92	19,2	Klebebänder, Verpackung, Automobilindustrie, Teppiche und Kunstrasen
Polyvinylchlorid	1,16 - 1,55	10,3	Bauindustrie, Elektronik, Landwirtschaft, Möbel, Spielzeug und Lebensmitteltechnik
Polystyrol	1,04 - 1,09	7	Verpackungen, Spielzeug, CD-Hüllen, Verpackungschips und Wärmedämmung
Polyamide	1,15	--	Textilindustrie, Fahrzeugbau, Haushaltsgegenstände und technische Teile die sehr abriebfest sein müssen
Polyurethan	1,00 - 1,25	7,5	Automobil- und Bauindustrie
Polyurethan aufgeschäumt	0,05 - 0,90		Matratzen, Schaumstoffe und Polstermaterialien

2.3 Mikrokunststoff

2.3.1 Definition

Eine einheitliche Definition von Mikrokunststoff ist derzeit nicht vorhanden, jedoch ist das Deutsche Institut für Normung bestrebt, eine ISO-Norm zu dieser Thematik zu verfassen. Leslie (2014) hat in ihrer Arbeit die Eigenschaften von primären Mikrokunststoff definiert. So sind primäre Mikrokunststoffe feste, in Wasser unlösliche, nicht zersetzbare, synthetisch hergestellte Kunststoffe bis zu einer Größe von 5 mm. Diese Beschreibung von Mikrokunststoffen trifft allerdings auf viele in Kosmetika verwendete Kunststoffe nicht zu, weswegen die Definition nur bedingt anwendbar ist.

Nach Miklos et al. (2016) werden Mikrokunststoffe wie folgt definiert:

„Als Mikroplastik werden anthropogene, synthetisch hergestellte Polymerstoffe bezeichnet, die in die Umwelt gelangt sind, bzw. das Potenzial haben, in die Umwelt zu gelangen. Mikroplastikpartikel liegen in einem Größenbereich von 0,1 – 100 µm und

können in allen Formen und Farben sowie mit verschiedenster Oberflächenbeschaffenheit und Porosität vorliegen.“

2.3.2 Klassifizierung

Die Klassifizierung von Mikrokunststoffen nach ihrer Größe ist derzeit ebenfalls nicht einheitlich geregelt. Nach den Meeresforschern Moore (2008) und Browne et al. (2008) werden als Mikrokunststoffe alle Partikel kleiner 1 mm verstanden. Diese Größeneinteilung wird auch häufig in der Kunststoffindustrie verwendet (Essel et al., 2015).

Im Meeresschutz hingegen werden Partikel mit einer Größe kleiner als 5 mm als Mikrokunststoffe verstanden (Arthur et al., 2009). Auch nach der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie ist die Abgrenzung bei 5 mm definiert (Europäische Gemeinschaft, 2008).

Nach unten sind Mikropartikel durch die Definition von Nanopartikeln abgegrenzt. Nanopartikel sind definiert als Partikel in einem Größenbereich von 1 nm bis 100 nm (Europäische Kommission, 2011).

Die Technische Gruppe zu Meeresabfällen (TG ML) hat im Jahr 2013 einen Vorschlag zur Klassifizierung von Mikrokunststoffen gemacht. Sie unterscheiden in Makrokunststoff, Mesokunststoff, große Mikropartikel aus Kunststoff und kleine Mikropartikel aus Kunststoff, wie in Tabelle 2-2 dargestellt ist (Hanke et al., 2013).

Tabelle 2-2: Vorschlag der Größeneinteilung von Mikrokunststoff der TG ML (Hanke et al., 2013)

Durchmesser	Begriff
> 25 mm	Makrokunststoffe
5 – 25 mm	Mesokunststoffe
1 – 5 mm	Große Mikropartikel aus Kunststoff
< 1 mm	Kleine Mikropartikel aus Kunststoff

Miklos et al. (2016) steht dieser Einteilung kritisch gegenüber. Er bemängelt, dass diese Klassifizierung eine willkürliche Festlegung sei und nicht auf entsprechenden Korngrößenverteilungen oder Wirkungen basiert. Des Weiteren findet er, dass die Begrifflichkeit „Mikro“ für Partikel im Millimeterbereich nicht zielführend sei. Seine Empfehlung für eine Größeneinteilung ist in Tabelle 2-3 dargestellt.

Tabelle 2-3: Vorschlag der Größeneinteilung von Mikrokunststoffen nach (Miklos et al., 2016)

Durchmesser	Begriff
> 5 mm	Makrokunststoffe
0,1 – 5 mm	Mesokunststoffe
0,1 – 100 µm	Mikrokunststoffe

Für die vorliegende Arbeit werden alle Kunststoffpartikel, welche kleiner als 5 mm sind, als Mikrokunststoffe und Partikel größer 5 mm als Makrokunststoffe angesehen. Eine weitere Unterteilung findet nicht statt.

Eine weitere Klassifizierung erfolgt durch die Form von Mikrokunststoffpartikeln. In dieser Arbeit wird zwischen Bruchstücken, Film bzw. Folie, Faser, Schaum und Pellets unterschieden.

Prinzipiell wird noch primärer und sekundärer Mikrokunststoff unterschieden. Primärer Mikrokunststoff wird in der Industrie gezielt hergestellt. Er ist meist in Pflegeprodukten wie Zahnpasten, Duschgel und Peeling-Produkten enthalten, oder dient, zum Beispiel beim Sandstrahlen, als künstliches Abrasivum. Diese Kunststoffe (oft Microbeads genannt) sind normalerweise zwischen 10 μm und 100 μm groß und haben meist eine glatte Oberfläche und eine sphärische Gestalt. Die meisten hergestellten Microbeads bestehen aus Polyethylen und seltener aus Polyurethan, Polypropylen oder Polyamiden (Hohenblum et al., 2015).

Als sekundärer Mikrokunststoff werden alle Mikrokunststoffe verstanden, welche durch physikalische, chemische oder biologische Zersetzung von Makro- oder Mesokunststoffen entstehen. Abbauprozesse sind hierbei biologischer, photooxidativer, thermischer oder hydrolytischer Abbau, sowie mechanische Desintegration. Diese Abbaumechanismen können einzeln oder parallel zueinander ablaufen. Des Weiteren werden sie stark durch Umwelteinflüsse geprägt. Abhängig von den vorherrschenden klimatischen Bedingungen sind unterschiedliche Abbauprozesse und –zeiten möglich (Miklos et al., 2016).

2.4 Analysemethoden

Analysemethoden werden verwendet, um die aufbereiteten bzw. vorbehandelten Kunststoffpartikel genau zu identifizieren. Über den Vergleich des ermittelten Spektrums mit Spektrenbibliotheken kann der Polymernix der detektierten Partikel ermittelt werden und somit können Rückschlüsse auf die Herkunft der Kunststoffe gezogen werden. Die in den folgenden Abschnitten erläuterten Methoden zur Untersuchung der Kunststoffpartikel zählen derzeit zu den häufigsten Analysewerkzeugen. Dazu zählen die ATR-IR-, FTR-IR- und die Raman Spektroskopie.

2.4.1 ATR-IR Spektroskopie

Die Attenuated Total Reflection Infrared Spektroskopie (deutsch: abgeschwächte Totalreflexion oder kurz ATR-IR Spektroskopie) ist eine einfache Methode um Spektren zu messen. Die ATR-IR Spektroskopie zählt zu den zerstörungsfreien Analysemethoden. Bei dieser Methode wird ein Infrarotstrahl über Spiegel zu einem prismenförmigen Kristall geleitet, auf dem die Probe liegt. Der verwendete Kristall stellt hierbei das dichtere Medium (n_1) dar und die Probe das dünnere Medium (n_2). In der Spektroskopie wird das dichtere Medium auch als Internal Reflection Element (IRE) bezeichnet. Bei dem Übergang einer elektromagnetischen Welle von dem dichteren in das dünnere Medium unter einem bestimmten Einfallswinkel Θ treten Brechungs- und Reflexionseffekte auf. Bei der Reflexion der Lichtwelle an der Spiegeloberfläche entsteht eine evaneszente Welle im dünneren Medium. Die elektromagnetische Welle dringt dabei,

aufgrund der Wellennatur des Lichts, in das dünnere Medium ein und bringt die Moleküle zum Schwingen. Als Faustformel gilt, dass die Eindringtiefe in etwa die vierfache Wellenlänge der Strahlung beträgt. Die Intensität des reflektierten Lichts wird durch diese Absorption geschwächt. Aus dem Unterschied der Intensität des Eingangsstrahles und der Intensität des reflektierten Lichts kann das Spektrum errechnet werden (Fülleborn, 2002). Die Funktionsweise der ATR-IR Spektroskopie ist in Abbildung 2-10 zu sehen.

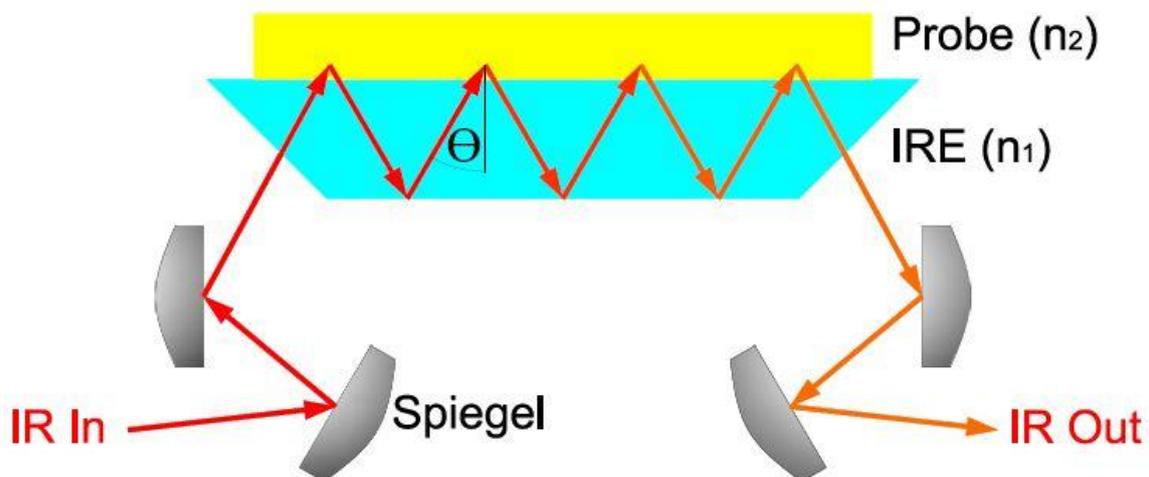


Abbildung 2-10: Schema der Funktionsweise der ATR-IR Spektroskopie

Wie in Abbildung 2-10 dargestellt, muss die einfallende Strahlung in einem bestimmten Winkel auf die Probe treffen, um ein ATR-IR Spektrum zu messen. Um dies zu ermöglichen, gibt es mehrere Varianten. Zu den bekanntesten Varianten zählen die Multireflexionselemente (MRE) (Abbildung 2-11, a-c). Diese lassen je nach Dimension eine bestimmte Anzahl an Reflexionen zu. Als Alternative zu den Multireflexionselementen gibt es noch die Einfach-Reflexionselemente, wie in Abbildung 2-11, (d) zu sehen (Fülleborn, 2002).

Die Multireflexionselemente haben den großen Nachteil, dass sie auf einen bestimmten Einfallswinkel festgelegt sind. Dieser Nachteil entsteht bei den Halbkugелеlementen nicht. Des Weiteren können die Ergebnisse bei den MRE stark vom Anpressdruck der Probe und von Konzentrationsänderungen oder Luftbläschen im leichten Medium beeinflusst werden. Allerdings führt eine höhere Anzahl von Reflexionen auch zu einer höheren Anzahl an Kontakten mit dem Medium, was sich positiv auf das Probensignal auswirkt (Fülleborn, 2002). Es sollten also bei jeder Analyse die verwendeten IREs an die beprobten Medien angepasst werden, um Fehlmessungen zu vermeiden.

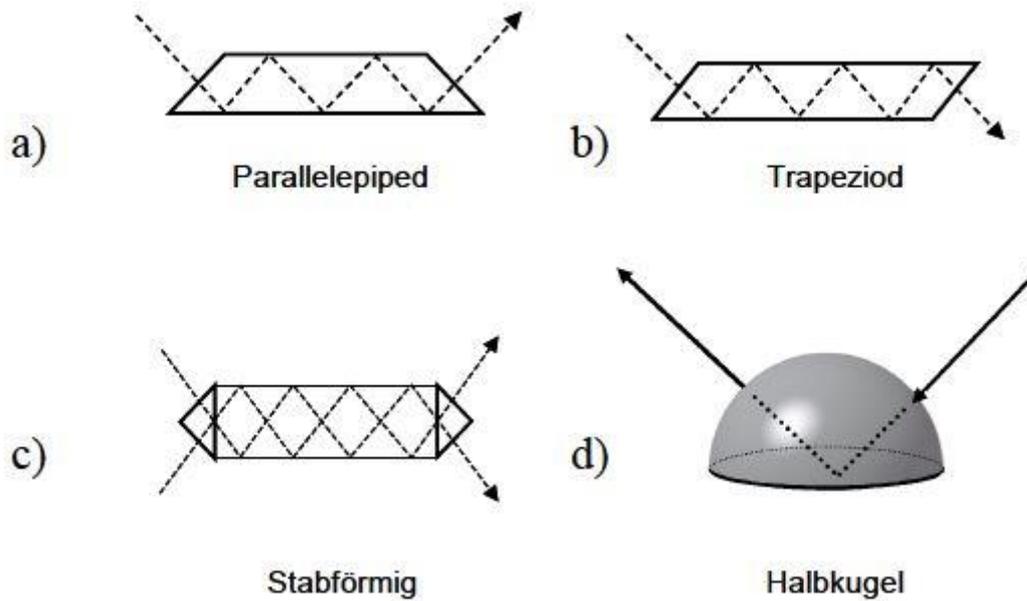


Abbildung 2-11: Darstellung unterschiedlicher ATR-IR Reflexionselemente (Fülleborn, 2002)

2.4.2 FT-IR Spektroskopie

Die Fourier Transform Infrared (FT-IR) Spektroskopie stützt sich auf die Idee der Überlagerungserscheinung (Interferenz) zweier Strahlen, welche ein Interferogramm ergeben. Durch eine Variation der einzelnen Weglängen kann die Intensität der Interferenz in dem Interferogramm dargestellt werden. Aufgrund der Fourier Transformation sind die beiden Parameter Weg und Frequenz vertauschbar. Somit kann über mathematische Fourier Transformation aus dem Interferogramm ein IR-Spektrum erzeugt werden (Zwick & Basmer, 2016)

Ein FT-IR Spektrometer besteht im Allgemeinen aus einer Strahlungsquelle, einem Interferometer, der Messzelle, einem Detektor und der erforderlichen elektronischen Datenverarbeitung. Das Interferometer ist dabei das Instrument, welches die Interferenz erzeugt. Es besteht aus einem Strahlenteiler, einem festen und einem verschiebbaren Spiegel. Der Aufbau ist schematisch in Abbildung 2-12 dargestellt (Zwick & Basmer, 2016).

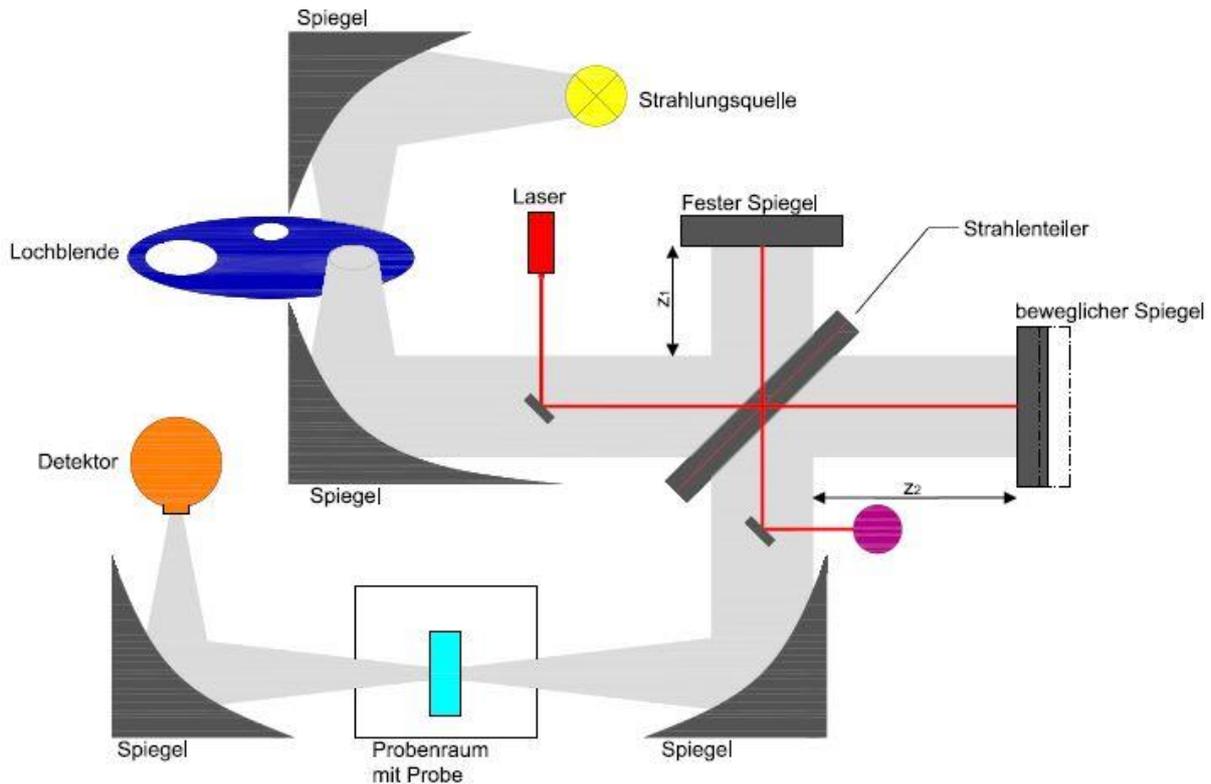


Abbildung 2-12: Schema der Funktionsweise der FT-IR Spektroskopie (nach Zwick & Basmer, 2016)

Die Strahlungsquelle emittiert bei dieser Art der Spektroskopie ein breitbandiges Licht im Infrarotbereich, welches über Spiegel in ein paralleles Lichtbündel umgewandelt wird. Das Lichtbündel trifft dann auf den Strahlenteiler. Der Strahlenteiler ist halbdurchlässig. An dem Strahlenteiler wird das Licht in zwei Strahlen aufgeteilt, wobei die Hälfte des Lichtes durch eine Schicht mit hoher Brechkraft zum festen Spiegel geleitet wird und die andere Hälfte zum beweglichen Spiegel durchgelassen wird. Beide Teilstrahlen werden an den jeweiligen Spiegeln reflektiert und treffen sich am Strahlenteiler wieder. Beim festen Spiegel beträgt demnach die Weglänge $2 \times z_1$ und beim beweglichen Spiegel ist die Weglänge mit $2 \times (z_2 + \Delta x)$ definiert. Δx beschreibt den Weg der Verschiebung des Spiegels und wird als Wegdifferenz δ bezeichnet. Beide Strahlen werden am Strahlenteiler wiederum aufgeteilt und es kommt zur Rekombination und somit zur Interferenz. Durch die verschiedenen Weglängen kommt es zur Phasendifferenz zwischen den beiden Teilstrahlen und somit zu einer Änderung der Intensität. Je nach Stellung des beweglichen Spiegels kann man von einer konstruktiven und einer destruktiven Interferenz sprechen. Bei einer konstruktiven Interferenz treffen sich die beiden Strahlen mit identischer Frequenz und Phase und addieren sich zu einer erhöhten Amplitude. Bei der destruktiven Interferenz treffen sich die Strahlen zwar mit gleicher Frequenz aber mit einem Phasenunterschied. Dadurch addieren sich die beiden Strahlen zu einer minimierten Intensität. Die Strahlung wird anschließend durch den Probenraum und somit auch durch die Probe geleitet. Die Probe absorbiert dabei

bei charakteristischen Wellenlängen die eintretende Strahlung. Die Intensität wird dann am Detektor gemessen und als Interferogramm angezeigt (Zwick & Basmer, 2016).

Die in Abbildung 2-12 dargestellte Laseroptik dient zur genauen Bestimmung der Spiegelposition. Dazu wird ein monochromatischer Strahl, genau wie der IR-Strahl, in das Interferometer eingestrahlt und es entsteht eine monochromatische Interferenz. Aufgrund der hohen Definiertheit und der hohen Konstanz der Wellenlänge des Lasers, lässt sich die Spiegelposition aus der Interferenz sehr genau bestimmen (Lindner & Nolte, 2016).

2.4.3 Raman Spektroskopie

Die Raman Spektroskopie liefert, ähnlich wie die beiden vorher beschriebenen IR-Spektroskopien, Informationen über Rotations- und Schwingungszustände von Molekülen. Der Unterschied im Gegensatz zu der IR-Spektroskopie sind die physikalischen Grundlagen und die Anregung der Probe.

Das Raman Spektrometer besteht im Allgemeinen aus einem Laser mit hochchromatischer gebündelter Strahlung, einigen Filtern, um bestimmte Lichtspektren auszublenken, der Probe mit umgebenden Spiegeln und dem Monochromator mit angeschlossenen Detektor (Philipps Universität Marburg, 2009). Eine Übersicht des Aufbaus ist in Abbildung 2-13 dargestellt.

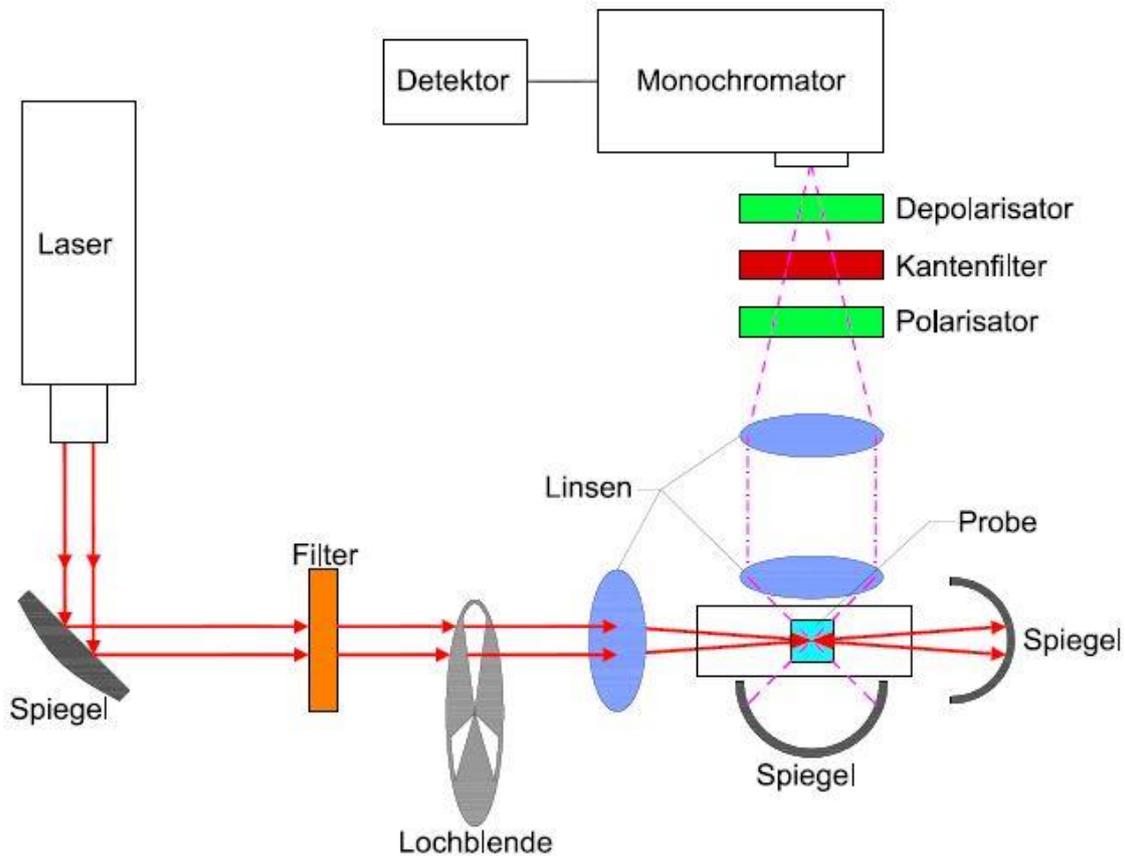


Abbildung 2-13: Schema der Funktionsweise der Raman Spektroskopie (nach Philipp Universität Marburg, 2009)

Bei der Raman Spektroskopie wird ein monochromatischer gebündelter Laserstrahl über Spiegel und durch diverse Filter auf die Probe gelenkt. Die Filter unterdrücken dabei unerwünschte Frequenzen und lassen nur die Laserlinie passieren. Beim Auftreffen des Lichtstrahls auf die Probe entstehen drei verschiedene Effekte. Ein Großteil des Lichts (ca. 99,99 %) durchstrahlt die Probe und tritt mit derselben Frequenz wieder aus. Ein geringerer Teil des Lichts streut in alle Raumrichtungen, wobei die Frequenz des Lichts nicht verändert wird. Diese elastische Streuung wird auch als Rayleigh Streuung bezeichnet. Ein noch kleinerer Teil des Lichts (ca. 10^{-6} %) streut unelastisch von der Probe ab, was zu Spektrallinien führt, welche eine höhere oder eine niedrigere Frequenz als die Eingangsstrahlung haben. Ist der Endzustand höher als der Anfangszustand spricht man von der Stokes-Strahlung, umgekehrt wird die Strahlung als Anti-Stokes-Strahlung bezeichnet. Diese Streuung wird auch als Raman Streuung bezeichnet und liefert aufgrund des Frequenzunterschiedes Informationen über die Probe. Die Rayleigh Streuung und die Raman Streuung werden anschließend über Spiegel zum Monochromator geleitet. Um die unerwünschte Rayleigh Strahlung zu eliminieren durchläuft das Licht noch einige Filter. In den Monochromator gelangt somit nur das Licht aus der Raman Streuung, welches über einen Detektor identifiziert werden kann (Spieß & Klapötke, 1999).

2.5 Rechtliche Grundlagen

Für die Methodik zur Beprobung von Mikrokunststoffen gibt es derzeit keine einheitlichen Regelungen oder Gesetze. Das nationale Arbeitsgremium „Kunststoffe und Umweltaspekte“ des DIN-Normungsausschusses für Kunststoffe ist derzeit aber bestrebt, eine ISO-Norm zu dieser Thematik zu veröffentlichen. Zum jetzigen Zeitpunkt wird von dem Ausschuss ein technischer Bericht (ISO/TR) verfasst, welcher die Grundlage der ISO-Norm bilden soll. In diesem Bericht werden die bisherigen verschiedenen Untersuchungsmethoden zusammengetragen und bewertet (Stoelzel, 2016).

Es gibt allerdings einige Gesetze und Initiativen, welche den Mikrokunststoff betreffen. Diese werden in den folgenden Absätzen näher erläutert.

2.5.1 Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) trat am 23.10.2000 in Kraft. Mit dieser Richtlinie sollte ein Ordnungsrahmen zur Erhaltung europäischer Binnenoberflächengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer und des Grundwassers geschaffen werden. Hierzu wurden ein guter Zustand und ein gutes ökologisches Potenzial aller Gewässer der Europäischen Gemeinschaft bis zum Jahr 2015 als Ziel erklärt. Die genauen Ziele der WRRL lauteten wie folgt (Europäische Gemeinschaft, 2000):

- *„Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,*
- *Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,*
- *Anstreben eines stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen und durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen;*
- *Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung; und*
- *Beitrag zur Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren“.*

Die WRRL wird in Österreich im Wasserrechtsgesetz (WRG) umgesetzt. Besonders §30 zählt die in Österreich festgesetzten Ziele zum Erreichen eines guten Zustandes

der Gewässer auf. Das WRG regelt weiterhin in §31, dass die Reinhaltung der Gewässer Aufgabe eines Jeden ist, der Anlagen oder Maßnahmen betreibt, welche sich auf den Zustand des Gewässers auswirken können (WRG/BGBl. Nr. 215/1959, 2013).

2.5.2 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Mit der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) liegt seit dem 17.06.2008 ein Rahmen zum Erreichen eines guten Zustandes der Meere bis zum Jahr 2020 vor. Bis Ende 2015 sollen regionale Maßnahmenprogramme erstellt und bis Ende 2016 umgesetzt werden. Um diesen guten Zustand zu erreichen, wurden zwei Kriterien beschrieben. Danach sollen Meeresstrategien entwickelt und umgesetzt werden, um

- a) *„die Meeresumwelt zu schützen und zu erhalten, ihre Verschlechterung zu verhindern oder, wo durchführbar, Meeresökosysteme in Gebieten, in denen sie geschädigt wurden, wiederherzustellen*
- b) *Einträge in die Meeresumwelt zu verhindern und zu verringern, um die Verschmutzung [...] schrittweise zu beseitigen, um sicherzustellen, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf oder Gefahren für die Artenvielfalt des Meeres, die Meeresökosysteme, die menschliche Gesundheit und die rechtmäßige Nutzung des Meeres gibt“* (Europäische Gemeinschaft, 2008).

In der MSRL werden Abfälle im Meer als wesentliches Kriterium (Deskriptor) zum Erreichen der Ziele ausgewiesen. So heißt es genau in Anhang 1, Deskriptor 10:

„Die Eigenschaften und Mengen der Abfälle im Meer haben keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt“ (Europäische Gemeinschaft, 2008).

Die Eigenschaften dieses Deskriptors wurden im Beschluss der Europäischen Gemeinschaft in Bezug auf Mikropartikel unter 10.1.3 konkretisiert:

„Trends von Mengen, Verteilung und möglichst Zusammensetzung von Mikropartikeln (insbesondere Mikroplastik)“ (Europäische Gemeinschaft, 2010).

Des Weiteren heißt es:

„Die Verteilung von Müll ist sehr unterschiedlich, was bei der Aufstellung von Überwachungsprogrammen berücksichtigt werden sollte. Es muss festgestellt werden, bei welchen Tätigkeiten Müll anfällt, und möglichst, aus welchen Quellen er stammt. Verschiedene Indikatoren müssen noch weiter entwickelt werden, insbesondere im Zusammenhang mit biologischen Auswirkungen und Mikropartikeln sowie einer eingehenderen Bewertung ihrer potenziellen Toxizität“ (Europäische Gemeinschaft, 2010).

Diese Richtlinie wirkt sich indirekt auch auf die Verschmutzung mit Mikrokunststoffen im Binnenbereich und in Binnengewässern aus, da diese die Verschmutzungen in die Meere transportieren.

2.5.3 Gesetzesentwurf zur Reduzierung von Plastiktüten in der Europäischen Union

Das europäische Parlament und der europäische Rat haben am 04.03.2015 einen Bericht zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG „Richtlinie über Verpackungen und Verpackungsabfälle“ veröffentlicht. Dieser betrifft die Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen. Zu verstehen sind dabei Kunststofftragetaschen mit einer Wandstärke von kleiner 50 μm . Allerdings sind Ausnahmen für sehr leichte Kunststofftragetaschen (Wanddicke kleiner 15 μm) möglich.

Die Mitgliedsstaaten haben dabei die Wahl eine verbindliche Reduktion des Verbrauchs zu realisieren oder preisliche Maßnahmen in Form von Abgaben oder Steuern zu erheben. Als Reduktionsziel wird hierfür ein jährlicher Verbrauch von 90 Kunststofftragetaschen pro Person bis zum 31.12.2019 und eine weitere Reduktion auf 40 Taschen pro Person bis zum 31.12.2025 definiert. Die preislichen Maßnahmen sollen ab dem 31.12.2018 greifen. Ab diesem Datum sollen leichte Kunststofftragetaschen nicht mehr kostenfrei an den Kunden weitergegeben werden (Europäische Gemeinschaft, 2015).

Die deutsche Umwelthilfe sieht bei diesen Veränderungen allerdings zwei große Schwachpunkte. Zum einen ist die Beschränkung einer Wandstärke von 50 μm einfach zu umgehen, in dem Kunststofftüten mit einer dickeren Wandstärke hergestellt und eingesetzt werden, was einen höheren Ressourcenverbrauch zur Folge hätte. Zum anderen können sich Mitgliedsstaaten, wie Deutschland (76 Kunststofftüten pro Person) auf den am europäischen Durchschnitt angepassten Reduktionszielen ausruhen. So müsste Deutschland erst 2025 seine Reduktionsziele anpassen (Fischer & Hufeisen, 2016).

2.5.4 Grenzwerte zu abfiltrierbaren Stoffen in Abwasserreinigungsanlagen und Industrie

„Als abfiltrierbare oder suspendierte Stoffe wird das Trockengewicht der Summe aller Stoffe bezeichnet, die auf einem Membranfilter mit definierter Porengröße zurückgehalten werden“ (Gujer, 2013).

Zu den abfiltrierbaren Stoffen zählen alle im Wasser befindlichen Schwimm-, Schweb-, und absetzbaren Stoffe. In Deutschland und Österreich wird der Begriff häufig mit AFS abgekürzt. Im Englischen spricht man von Total Suspended Solids (TSS) und in der Schweiz wird häufig der Begriff Gesamte ungelöste Stoffe (GUS) verwendet (Gujer, 2013).

Die Grenzwerte unterscheiden sich von Land zu Land. Im Folgenden wird der europäisch festgelegte Grenzwert dargestellt und anschließend werden die gesetzlichen Grenzwerte im deutschsprachigen Raum (Deutschland, Schweiz, Österreich) näher erläutert.

Die Richtlinie 91/271/EWG der europäischen Gemeinschaft legte im Jahr 1991 einen europaweiten Grenzwert für das Einleiten von kommunalen Abwässern fest. Dieser Wert liegt bei Gemeinden zwischen 2.000 bis 10.000 Einwohnerwerten (EW)¹ bei 60 mg/l und bei Gemeinden größer 10.000 EW bei 35 mg/l. Im ersten Fall muss jedoch mindestens eine prozentuale Minderung, bezogen auf die Belastung im Zulauf, von 70 % stattfinden. Bei einem EW über 10.000 muss die Minderung mindestens 90 % betragen. Als Messverfahren gelten einerseits das Filtrieren einer Probe durch eine Membranfilter (45 µm), anschließendes Trocknen bei 105 °C und Wiegen und andererseits das Zentrifugieren einer Probe über mindestens fünf Minuten bei einer Beschleunigung von 2.800 bis 3.200 g, anschließendem Trocknen bei 105 °C und Wiegen (Europäische Gemeinschaft, 1991).

In Deutschland wird das Einleiten von Abwässern durch die Abwasserverordnung (AbwV) geregelt. Diese gibt auch Grenzwerte für verschiedene industrielle Tätigkeiten vor. Die Grenzwerte werden dabei immer auf eine qualifizierte Stichprobe oder eine 2-Stunden-Mischprobe bezogen. Für häusliche Abwässer gibt es keinen Grenzwert für AFS bei normalen Gewässerverhältnissen. Die einzelnen Bundesländer können jedoch bei kritischen Gewässerverhältnissen zusätzlich Grenzwerte für das Einleiten von AFS festlegen. Die Grenzwerte für das Einleiten von abfiltrierbaren Stoffen in der Industrie liegen nach dem AbwV zwischen 30 mg/l und 100 mg/l (AbwV/BGBl. I S. 1290, 2004).

In der Schweiz wird das Einleiten von AFS (im Gesetzestext als Gesamte ungelöste Stoffe (GUS) bezeichnet) durch die Gewässerschutzverordnung (GSchV) geregelt. Diese schreibt einen Grenzwert zum Einleiten von häuslichen Abwässern von 20 mg/l bei einem Einwohnerwert unter 10.000 und einen Grenzwert von 15 mg/l bei einem Einwohnerwert von über 10.000 vor. Bezogen wird dieser Wert auf den Verbleib der Partikel auf einem 45 µm Membranfilter. Die GSchV legt auch fest, wie oft Abwässer beprobt werden müssen. Die Beprobungen entsprechen dabei immer einer 24-Stunden-Sammelprobe. Bei einem EW über 2.000 müssen nach Inbetriebnahme oder einer Erweiterung einer Anlage im ersten Jahr zwölf Proben genommen werden, in den darauffolgenden Jahren vier Proben. Bei einer Anlage mit über 10.000 EW müssen jährlich zwölf Proben genommen werden und bei einem EW über 50.000 müssen 24 Proben pro Jahr genommen werden. Bei keiner dieser Proben darf ein Wert von 50 mg/l überschritten werden. Bei industriellen Einleitungen in Gewässer oder in die Kanalisation ist der Grenzwert auf 20 mg/l festgesetzt. Für bestimmte industrielle Prozesse wurden auch abweichende Grenzwerte festgelegt (Schweizerischer Bundesrat, 1998).

Die Abwasserentsorgung ist in Österreich im Wasserrechtsgesetz (WRG) und der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung (AAEV, BGBl. Nr. 186/1996) geregelt. Hier liegen die Grenzwerte bei einer Einleitung in Fließgewässer bei 30 mg/l bzw. bei

¹ EW stellt eine Rechengröße in der Abwasserreinigung dar. Er ist ein Maß für die Belastung des Abwassers mit häuslichem Abwasser (Einwohnerzahl EZ) und industriellem Abwasser (Einwohnergleichwert EGW): $EW = EZ + EGW$

50 mg/l bei betrieblichen Abwässern mit einem hohen Anteil an ungelösten anorganischen Stoffen. Eine Einleitung von AFS in Kanalisationen wird quantitativ nicht begrenzt, jedoch darf keine Beeinträchtigung des Betriebes von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen entstehen (AAEV, BGBl. Nr. 186/1996, 1996).

2.5.5 Zero-Pellet-Loss

Das österreichische Umweltministerium hat im Jahr 2015 gemeinsam mit dem Fachverband der chemischen Industrie Österreich die Initiative „Zero-Pellet-Loss“ ins Leben gerufen. Ziel dieser Initiative ist es, den Eintrag von industriell hergestellten Pellets zu minimieren, bzw. möglichst auf Null zu senken. An der Initiative nehmen bereits 20 Unternehmen teil, welche rund 80 % der verarbeiteten Gesamtmenge in Österreich abdecken. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde ein 10-Punkte Maßnahmenplan erstellt. Der Fachverband der chemischen Industrie Österreich hat sich verpflichtet, entsprechende Regelungen in sein internes „Responsible Care Programm“ einzupflegen. Der 10-Punkte Maßnahmenplan beinhaltet folgende Umsetzungen (Pummer, 2015):

- *„Sicherstellung, dass an allen Ladestellen Auffangkörbe verwendet werden*
- *Strategische Platzierung von Granulatbehältern zur Entsorgung vor Ort*
- *Überprüfung aller Gullys auf korrekt installierte Siebe*
- *Sorgfältige Versiegelung von Massengutbehältern vor der Verschiffung*
- *Kontrolle von Massengutbehältern auf saubere Leerung*
- *Sicherstellung, dass das Dach der Silowagen nach dem Beladen frei von Granulat ist*
- *Installation zentraler Absaugsysteme, wo dies praktikabel ist*
- *Sorgfältige Entsorgung von losem Granulat*
- *Schulungen der MitarbeiterInnen*
- *Information der Logistikpartner“*

Der 10-Punkte Maßnahmenplan und die beteiligten Firmen können online eingesehen werden².

2.5.6 HELCOM Action Plan

HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission) ist ein steuerndes Organ des Helsinkiabkommens über den Schutz der marinen Umwelt im Ostseegebiet.

² http://www.fcio.at/Uploads/13032015081439OJCNFW0VPAKT_Zero%20Pellet%20Loss.pdf (letzter Zugriff am 20.07.2016)

Der HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP) ist ein im Jahr 2007 entstandenes Programm zur Wiederherstellung eines guten ökologischen Status der Ostsee bis zum Jahr 2021. Zum Erreichen dieses Ziels wurden vier große Themengebiete behandelt.

- Eutrophierung
- Artenvielfalt
- Gefährliche Substanzen
- Maritime Aktivitäten

Für jedes Themengebiet wurden zum Erreichen des guten ökologischen Status Ziele festgelegt (HELCOM, 2016). Die einzelnen Ziele sind in Abbildung 2-14 zu sehen.

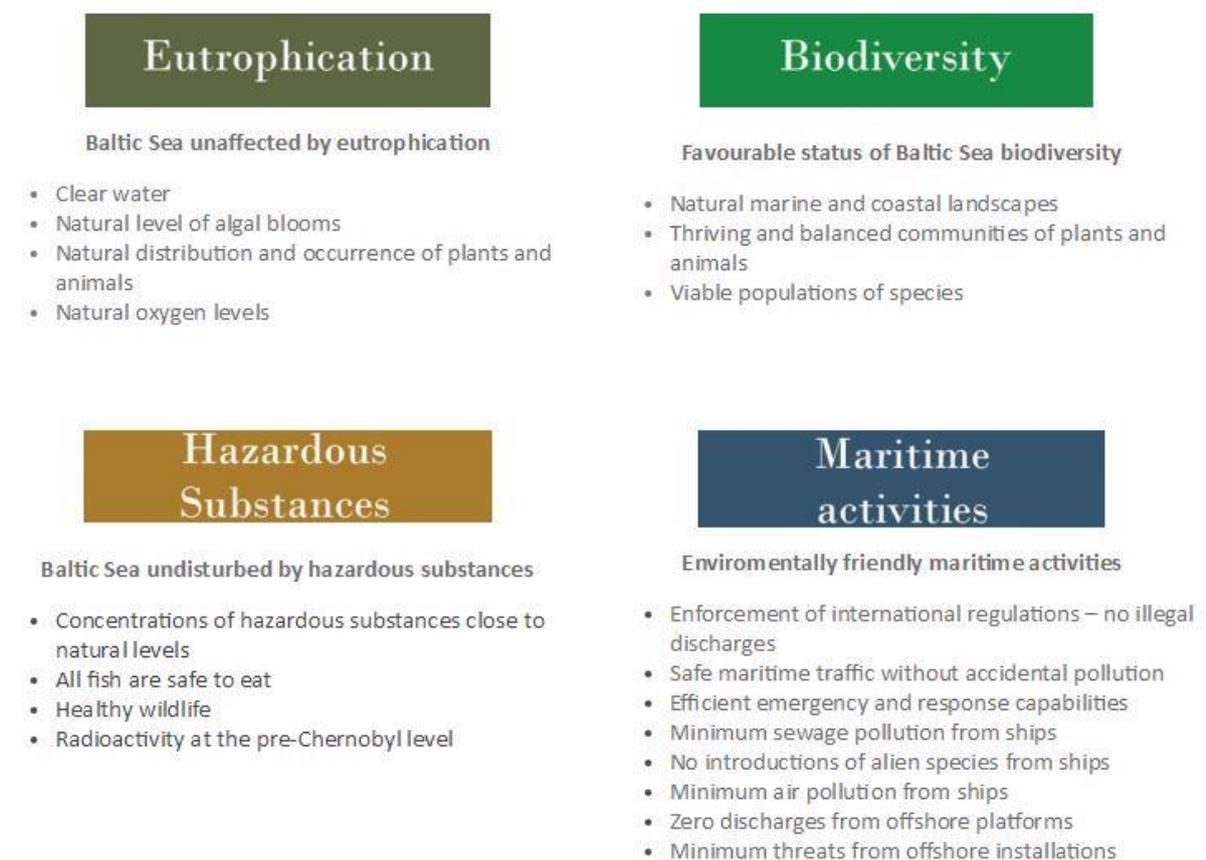


Abbildung 2-14: Ziele des Baltic Sea Action Plan nach Themengebieten geordnet (HELCOM, 2016)

3 Eintragungspfade von Mikroplastik in die Umwelt

In diesem Kapitel werden mögliche Quellen von Mikroplastikstoffen näher erläutert. Es wird hierfür zwischen den Eintragungspfaden von primärem und sekundärem Mikroplastikstoff unterschieden.

3.1 Eintrag von primärem Mikroplastikstoff

Für den Eintrag von primärem Mikroplastikstoff sind vor allem der Gebrauch von kosmetischen Mitteln, Verluste bei Transportprozessen von Kunststoffherstellungsbetrieben und der Gebrauch von Mikroplastikstoffen bei industriellen Prozessen als Ursache zu nennen.

3.1.1 Kosmetische Abrasiva

Kunststoffe werden in einer Vielzahl kosmetischer Produkte des täglichen Gebrauchs eingesetzt. Sie werden unter anderem als Schleifmittel, Bindemittel, Füllmittel oder als Filmbildner verwendet. Je nach Anwendungsgebiet können diese Partikel pulverisiert oder als Granulat vorliegen, wenn es sich um reinigende Vorgänge handelt, zum Beispiel beim Peelen der Gesichtshaut. In Shampoos und Duschgelen liegen die Partikel als Dispersion vor und dienen dort vor allem als Füllstoff, Bindemittel und Filmbildner (Ziebarth, 2014). Diese Kunststoffpartikel können sowohl in runder Form als auch in kantiger, irregulärer Form auftreten (Fendall & Sewell, 2009).

Laut Essel et al. (2015) werden in der Europäischen Union jährlich 3.125 Tonnen an Mikroplastikstoffen in Kosmetika eingesetzt. Diese Größenordnung dient aber lediglich einer groben Annäherung, da sie mit vielen Unsicherheiten behaftet ist. Der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland hat im Jahr 2014 eine Liste veröffentlicht, welche kosmetischen Produkte Kunststoffe enthalten. Diese Liste zeigt dabei die Firmen, Produktbezeichnungen und die enthaltenen Polymere. Diese Übersicht wird permanent aktualisiert und ist online verfügbar³. Viele große Unternehmen verzichten mittlerweile jedoch freiwillig auf den Gebrauch von Kunststoffen in ihren Produkten (Essel et al., 2015). In den Vereinigten Staaten von Amerika wurde der Vertrieb und Verkauf von Pflegeprodukten mit Mikroplastikstoffen im Dezember 2015 sogar gesetzlich verboten. Dieses Gesetz tritt mit dem 01.07.2018 in Kraft (The House of Representatives, 2018).

Die in den kosmetischen Produkten enthaltenen Kunststoffe gelangen nach ihrer Nutzung in das Abwassersystem. Die meisten Abwasserreinigungsanlagen können allerdings nicht alle Mikropartikel entfernen, wodurch diese Partikel in die aquatische Umwelt gelangen.

³ http://www.bund.net/fileadmin/bundnet/pdfs/meere/131119_bund_meeresschutz_mikroplastik_produktiliste.pdf (letzter Zugriff am 23.10.2016)

3.1.2 Verluste bei Transport und im Produktionsprozess

Als potenzielle Quelle für den Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt sind auch die Kunststoffherstellungs- und Weiterverarbeitungsbetriebe in Betracht zu ziehen. Bei Reinigungs-, Spül- und Waschprozessen, sowie bei Lagerung, innerbetrieblichen Transporten und Produktumschlägen kann es zu Verlusten kommen. Diese Verluste gelangen dann durch das Abwassersystem bei internen Prozessen oder durch Wind oder Niederschlag bei Verlusten im Außenbereich in den Vorfluter (Hohenblum et al., 2015). Laut Essel et al. (2015) liegt die Einsatzmenge von Mikroplastik für industrielle Wasch- und Reinigungsvorgänge in Deutschland in einer Größenordnung von unter 100 Tonnen pro Jahr.

Die in Abschnitt 2.5.5 angeführte Initiative „Zero-Pellet-Loss“ des österreichischen Umweltministeriums und der Kunststoffindustrie soll den Eintrag von Mikropartikeln aus Transportverlusten und Produktionsprozessen deutlich minimieren und letztendlich sollen gar keine Partikel aus dieser Quelle mehr in die Umwelt eintragen werden.

3.1.3 Industrielle Prozesse

Auch in Prozessvorgängen werden häufig Mikropartikel aus Kunststoffen eingesetzt. Sie dienen beispielsweise als Strahlmittel zum Entgraten von Oberflächen. Auch hier liegt laut Essel et al. (2015) die Einsatzmenge in Deutschland bei unter 100 Tonnen pro Jahr. Mit 100.000 Tonnen jährlich machen hingegen mikronisierte Kunststoffwachse einen deutlich höheren Anteil aus. Diese Kunststoffwachse werden häufig zum Beschichten von Früchten, als Zusatzstoff für Lacke und Druckerfarben, in Pflegemitteln für Autos, Möbel und Böden und in der Kunststoffverarbeitung als Gleit- oder Trennmittel eingesetzt (Essel et al., 2015).

In der Medizin werden ebenfalls Kunststoffe eingesetzt. Hier dienen die meist hohlen Partikel als Hülle für Arzneimittelwirkstoffe. Nach Überschreiten des Mindesthaltbarkeitsdatums oder nach Einnahme dieser Arzneimittel werden die Kunststoffe häufig in der Toilette entsorgt oder ausgeschieden und gelangen so in das Abwassersystem und weiter in den Vorfluter. Eine Mengenangabe konnte bisher noch nicht festgelegt werden.

3.2 Eintrag von sekundärem Mikroplastik

Sekundäre Mikroplastik entstehen nicht durch die gezielte Herstellung mikroskopischer Partikel, sondern entwickeln sich aus der Zersetzung von größeren Kunststoffteilen. Mögliche Eintragungspfade sind das Reinigen von Textilien, die Verwehung von Reifenabrieb in die aquatische Umwelt und Littering. Windrichtung und -stärke, sowie Niederschlagsereignisse spielen beim Eintrag von sekundärem Mikroplastik eine entscheidende Rolle.

3.2.1 Reinigung von Textilien

Viele moderne Textilien bestehen heutzutage nicht mehr aus reiner Baumwolle, sondern beinhalten synthetische Fasern, um die Eigenschaften der Textilien zu verbessern. Beim Waschen solcher Kleidungsstücke werden diese Fasern teilweise vom Kleidungsstück abgelöst und gelangen in das Abwassersystem. In einer Studie von Browne et al. (2011) wurden beim Waschen einer Fleece-Jacke, eines Hemdes und eines Betttuches bei 40 °C und 600 Umdrehungen pro Minute mehr als 100 Fasern pro Liter Abwasser entdeckt. Laut Essel et al. (2015) können auf diesem Wege in Europa 500 bis 2.500 Tonnen pro Jahr ins Abwasser gelangen.

3.2.2 Reifenabrieb aus Synthetikgummi

Synthetikgummi unterscheidet sich von normalen Kunststoffen. Durch die Polymerisation über Schwefelbrücken wird es zum Elastomer. Der Reifenabrieb entsteht durch die Reibung der Straße mit den darauf fahrenden Reifen. Die abfallenden Partikel sind von der Größenordnung der Mikroplastikpartikel zuzuordnen. Über den Wind oder durch Niederschlag werden die Partikel dann in Flüsse, Seen oder in die Kanalisation transportiert. Nach Essel et al. (2015) bewegt sich die Gesamtmenge des Abriebs in Europa zwischen 375.000 und 693.750 Tonnen pro Jahr. Bisher gibt es allerdings noch keine Studie über den Verbleib von Reifenabrieb in der Umwelt. Allerdings gehörten Partikel aus Reifenabrieb zu den Hauptbefunden bei einer Studie in der Ostsee von Norén und Magnusson (2010).

3.2.3 Littering

Unter „Littering“ wird der Abfallanfall verstanden, der außerhalb der ordnungsgemäßen bzw. ordentlichen Entsorgungsschienen entsorgt wird (Hohenblum et al., 2015). Dazu zählen unter anderem alle Kunststoffe, die auf Straßen, Wanderwegen, Parkplätzen, Seen etc. liegen gelassen werden und somit einer Zersetzung zu Mikroplastik ausgesetzt sind. Häufige Vertreter sind hier Einwegplastiktragetaschen und PET-Flaschen. Besonders in touristischen Gebieten findet dieser Eintragspfad häufig seine Bestätigung. Da die Zersetzung solcher Kunststoffe teilweise mehrere hundert Jahre dauern kann, ist dieser Prozess schleichend. In Europa gelangen auf diesem Wege ungefähr 3,4 bis 5,7 Millionen Tonnen pro Jahr in die Umwelt (Essel et al., 2015). Die Europäische Union ist jedoch bestrebt, diese Menge deutlich zu minimieren. In dem von der Europäischen Union veröffentlichten „Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt“ heißt es folglich:

„Im Interesse der Abfallvermeidung und Ressourceneffizienz ist es wünschenswert, Maßnahmen zur Vermeidung der Verbreitung von kurzlebigen und zum einmaligen Gebrauch vorgesehenen Erzeugnissen (wie Kunststofftaschen) zu ergreifen [...]“ (Europäische Kommission, 2013)

In Frankreich, Italien, China, Südafrika und Ruanda sind diese Einwegtragetaschen beispielsweise schon verboten. In anderen Ländern werden Besteuerungen oder Abgaben für solche Tüten vorgenommen (Umweltbundesamt, 2013). Auch Supermarktketten wie die REWE Markt GmbH versuchen die Menge an Kunststofftüten zu mindern und haben diese aus ihrem Sortiment genommen. Einwegtüten zum Transportieren von Obst sind aus hygienischen Gründen allerdings weiter im Markt vorhanden.

4 Überblick über durchgeführte Untersuchungen

In diesem Kapitel werden zunächst ausgewählte Untersuchungen und Forschungsarbeiten zu der Thematik Mikrokunststoffe in der aquatischen Umwelt vorgestellt, sowie auch die Eckdaten für jedes Projekt und deren angewandte Methoden beschrieben. Hierbei wird zwischen Forschungsprojekten in und an Binnengewässern, Untersuchungen von Abwasserreinigungsanlagen (ARA) und Arbeiten über die Auswirkungen auf die Wasserfauna unterschieden. Aufgrund des beschränkten Rahmens dieser Arbeit können nicht alle recherchierten Projekte detailliert vorgestellt werden. Die nicht im Detail erörterten Projekte fließen allerdings sehr wohl in die Zusammenfassung mit ein. Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen und Studien werden schließlich im Kapitel 5 zusammengefasst und im Detail beschrieben.

4.1 Mikrokunststoff in und an Binnengewässern

4.1.1 Mikrokunststoffe in der Donau (Österreich)

In der Donau fanden bereits zwei Studien zur Detektion von Mikrokunststoffen statt. Eine Studie stammt von Lechner et al. (2014) und die andere von Hohenblum et al. (2015). Die in den Absätzen 4.1.1 und 5.1.1 dargestellte Zusammenfassung der Studien sind geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Die Donau ist mit 2.850 km der zweitlängste Fluss Europas und durchquert auf dieser Länge zehn Länder. Sie hat, bezogen auf die Gesamtlänge der Donau, einen mittleren Durchfluss von 6.855 m³/s und ist auf 2.665 km schiffbar, was die Donau zu einer wichtigen Handels- und Schifffahrtsroute macht. In ihrem 817.000 km² großen Einzugsgebiet leben insgesamt 82.740.000 Menschen. Seinen Ursprung hat der Fluss im Schwarzwald und verläuft dann Richtung Osten bis ins Schwarze Meer. In Österreich ist die Donau mit rund 350 km der größte Fluss des Landes (Weber, 2016).

Die Studie von Lechner et al. (2014) fand in einem Teilstück der Donau zwischen Wien und Bratislava im Nationalpark Donauauen statt. An dieser Stelle ist der Fluss rund 350 m breit und hat eine mittlere Durchflussmenge von 1.930 m³/s. Die Beprobungen fanden in den Jahren 2010 und 2012 statt.

Methodik

Die Messung wurde mit einem konischen Netz mit einem Durchmesser von 0,5 m und einer Maschenweite von 500 µm durchgeführt. Dieses Netz war stationär an einem Boot befestigt. Ein Durchflussmesser wurde im unteren Drittel des Netzes angebracht, um das Wasservolumen zu ermitteln. Am Ende des Netzes wurde ein Gefäß angebracht, welches die eingefangenen Materialien auffing. Im Jahr 2010 wurden drei Standorte beprobt und im Jahr 2012 vier Standorte. Die Beprobung fand immer an beiden Rändern des Flusses mit einer Entfernung von einem Kilometer zu jedem

Standort und einer Entfernung von 25 m zur Uferlinie statt. Die im Jahr 2010 stattfindende Beprobung wurde zyklisch über 24 Stunden in einem Intervall von einer Stunde zwischen jedem Standort vorgenommen, während die Studie im Jahr 2012 zwei Stunden vor Sonnenuntergang begann und in stündlichen Intervallen bis Mitternacht gemessen wurde. Nach der Beprobung wurden die Materialien zur Konservierung in 96 %-ige Ethanolösung gelegt, bis sie im Labor weiter untersucht werden konnten. Die mitgefangenen Fischlarven, welche zur Messung der Driftdichte nützlich waren, wurden vorab mit einer Überdosis Anästhetikum behandelt.

Im Labor wurden die Kunststoffe und die Fischlarven in einem zweistufigen Prozess voneinander getrennt. Jede Probe wurde zuerst in ein Wasserbad gelegt und anschließend wurden die Proben durch eine Dichteseperation von schwererem Material getrennt. Die aufgeschwommenen Kunststoffpartikel und Fischlarven wurden entnommen, visuell mit dem Auge untersucht und sortiert.

Alle Mikrokunststoffe und Fischlarven wurden sodann gezählt. Eine Teilprobe von 500 Fischlarven wurde entnommen und auf 0,01 g genau im feuchten Zustand gewogen. Die Mikrokunststoffpartikeln wurden je nach Form in Pellets, Kugeln, Flocken und Andere unterteilt. Pellets, Kugeln und Flocken stellen hierbei jene Formen dar, welche häufig als Rohmaterial in der Kunststoffindustrie verwendet werden. Die Kategorie „Andere“ beinhaltet alle Teile und Bruchstücke, die aus Kunststoffkonsumgütern hervorgehen. Auch bei den Kunststoffen wurden Teilproben von 500 Stück jeder Kategorie entnommen, auf 0,01 g Genauigkeit gewogen und auf 0,01 mm Genauigkeit mit einem Mikroskop gemessen.

Ziel der Studie von Hohenblum et al. (2015) war es den Mikrokunststofftransport durch die fließende Welle zu ermitteln. Für diese Studie wurden zwei Messstellen gewählt: Eine Messstelle in Hainburg in Niederösterreich und eine weitere in Aschach an der Donau in Oberösterreich (Abbildung 4-1). Die zwei Standorte wurden deshalb gewählt, da sie jeweils am Anfang und am Ende der österreichischen Fließstrecke der Donau liegen, beide über eine Straßenbrücke, von der aus gemessen werden konnte, verfügen und an diesen beiden Standorten auch jeweils Pegelmessstellen verfügbar sind.

Bei der Beprobung wurde eine Vielpunktmessung durchgeführt, um eine räumliche und zeitliche Variabilität des Kunststoffes festzustellen. Um die räumliche Variabilität abzubilden, wurden pro Messstelle, je nach Durchflussmenge, fünf bis zehn Lotrechte beprobt. An jeder Lotrechten wurden die Netze noch in drei Tiefen angebracht: bodennah, in der Mitte der Wassersäule und knapp unterhalb der Wasseroberfläche. Die zeitliche Variabilität konnte durch Messungen bei verschiedenen Durchflussmengen abgeschätzt werden. Die Durchflussverteilung wurde hierbei in Aschach an der Donau mit einer ADCP-Sonde (Acoustic Doppler Current Profiler) gemessen und in Hainburg anhand einer dreidimensionalen hydrodynamischen numerischen Modellierung ermittelt. Die Geschwindigkeit des Stromes wurde mit einem hydrometrischen Flügel ermittelt, um das filtrierte Wasservolumen in den Netzen zu ermitteln.

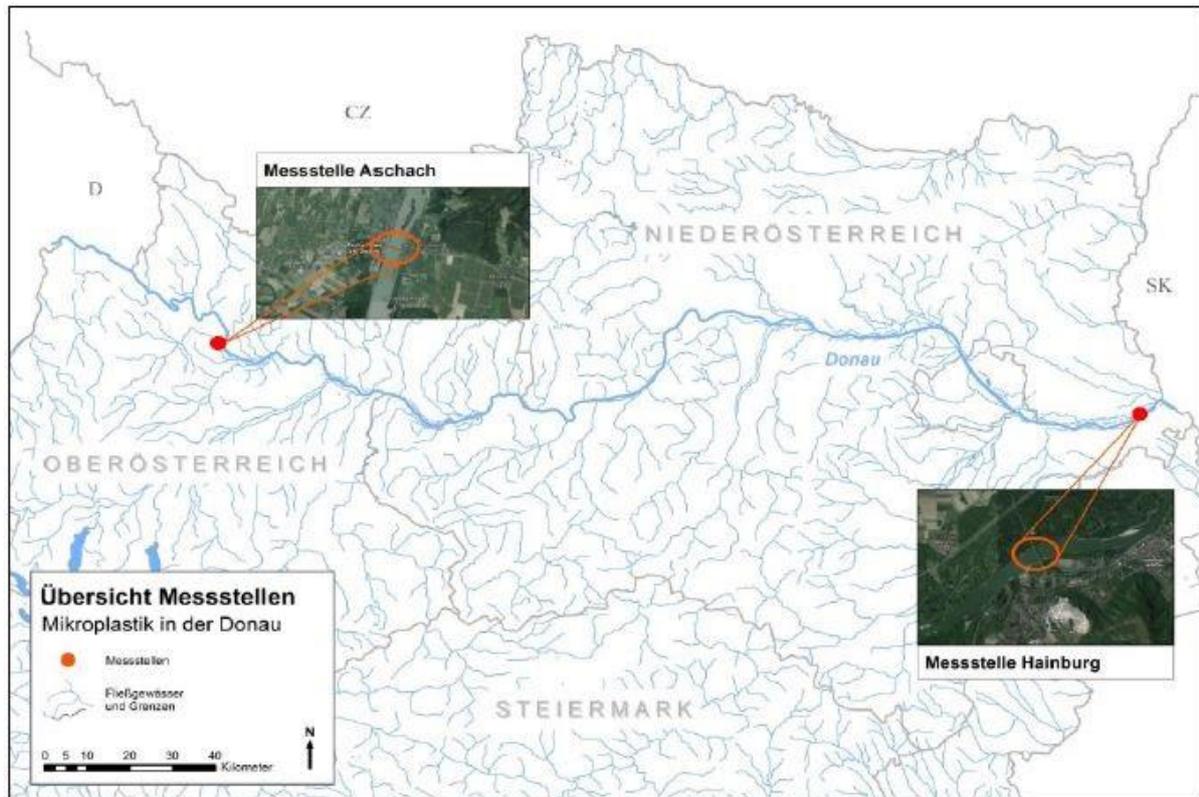


Abbildung 4-1: Geografische Standorte der Messungen an der Donau (Hohenblum et al., 2015)

Das Messgerät setzte sich insgesamt aus fünf Fangnetzen zusammen. Jedes Netz hatte eine Länge von 2 m und ein am Ende installiertes Fangbehältnis mit einem Durchmesser von circa zehn Zentimetern. Zur Beprobung der bodennahen Partikel war ein Netz mit einer Einlauföffnung von 30 cm x 60 cm und einer Maschenweite von 500 μm an einem Geschiefbefänger angebracht. Der Geschiefbefänger diente als Träger für die Netze. Die Beprobung in der Mitte der Wassersäule erfolgte durch zwei identische Netze, welche links und rechts am Geschiefbefänger angebracht wurden. Diese hatten jeweils eine quadratische Einlauföffnung mit einer Kantenlänge von 60 cm und ebenfalls eine Maschenweite von 500 μm . Die Netze zur Messung der oberflächennahen Konzentrationen waren identisch mit den vorher beschriebenen Netzen allerdings mit der Ausnahme, dass die obersten Netze mit Schwimmern versehen wurden, um mehr Stabilität zu gewährleisten. Je nach Durchfluss konnten die Netze in ihrer Höhenposition an den Wasserstand angepasst werden. In Abbildung 4-2 sind die verschiedenen Netze zu sehen, wobei das linke Bild a) das unterste Netz darstellt und auf dem Bild c) das Netz zur wasseroberflächennahen Beprobung zu sehen ist.

Vorab wurden bei dieser Studie auch Netze mit den Maschenweiten 250 μm zur Beprobung getestet. Bei dieser Maschenweite kam es in Hainburg jedoch bei dauerhafter

Messung schnell zu Beschädigungen durch einen zu hohen Staudruck. Diese feinmaschigeren Netze wurden somit ab der Messung vom 18.09.2014 in Hainburg nicht mehr eingesetzt.



Abbildung 4-2: Verwendete Fangnetze für die 3 unterschiedlichen Tiefen a) sohlnah, b) mittig und c) oberflächennah (Hohenblum et al., 2015, modifiziert)

In Aschach an der Donau wurde zusätzlich noch mit zwei Netzen mit einer Maschenweite von nur 41 μm und einer quadratischen Einlauföffnung von 15 cm x 15 cm gemessen. Dies war in Hainburg aufgrund der starken Strömung nicht möglich. Eines der Netze wurde an dem oberflächennahen Rahmen angebracht und das andere am Rahmen in der Mitte der Wassersäule, wie in Abbildung 4-3 zu sehen ist.



Abbildung 4-3: Lage und Aufbau des 41 μm Netzes am Rahmen (Hohenblum et al., 2015, modifiziert)

Die Messungen mussten an beiden Beprobungsorten von Straßenbrücken aus stattfinden. Je nach Wasserstand wurden Netze in ihrer Höhe und die Dauer der Messung auf den Durchfluss angepasst. Ziel war es, einen möglichst hohen Durchsatz bei etwa isokinetischen Bedingungen zu erreichen. Zur Messung des Durchsatzes wurden hydrometrische Flügel an ausgewählten Netzrahmen angebracht (Abbildung 4-4). Die Flügel wurden nach jeder Messung abgelesen und auf Basis der Größe der Einlauföffnungen konnte auf das gefilterte Wasservolumen rückgeschlossen werden.



Abbildung 4-4: Lage des hydrometrischen Flügels am Netzrahmen (Hohenblum et al., 2015)

Nach der Probenentnahme wurden die Netze von der Brücke aus mittels eines LKWs mit Kran aus dem Wasser gehoben und mit Hochdruckreinigern von außen abgespritzt, so dass alle Partikel in den Probenbehälter am Ende des Netzes gelangten. Dieser wurde anschließend abgeschraubt und der Inhalt in ein separates Gefäß transferiert, das Gefäß beschriftet und zur weiteren Untersuchung ins Labor geschickt. Dieser Vorgang wurde für jede Lotrechte wiederholt.

Im Labor wurden die Proben durch eine Siebung in mehrere Fraktionen aufgeteilt. Die Siebrückstände wurden mit klarem Wasser aufgeköcht. Anschließend wurde eine Dichteseperation mit Kochsalz durchgeführt, so dass leichte Teilchen aufschwimmen und entfernt werden konnten. Danach wurden die Proben getrocknet und alle als Kunststoff identifizierbaren Partikeln visuell mit einer Pinzette entnommen. Um subjektive Einschätzungen zu vermeiden wurde jede Probe mehrmals von verschiedenen Personen untersucht. Die kunststofffreien Rückstände wurden dann bei 50 °C getrocknet und nochmals auf Kunststoffpartikeln untersucht. Die detektierten Kunststoffe wurden in Mikro- und Makrokunststoffe unterteilt, wobei die Grenze bei einem Durchmesser von 5 mm lag. Die Fraktionen wurden anschließend gewogen, fotografiert und die Partikeln gezählt.

Die Partikeln wurden zur weiteren Analyse mittels ATR-IR Spektroskopie untersucht. Durch einen Abgleich der erhaltenen Spektren mit einer Spektrenbibliothek konnten die Partikeln identifiziert werden. Es erfolgte eine Einteilung der Partikeln in die Kategorien: Bruchstücke, Film/Folie, Fasern, Schaumstoff und Pellets.

Eine weitere Untersuchung der Partikeln kleiner 50 µm wurde ebenfalls durchgeführt. Aufgrund der vielen Zuschlagstoffe in den Partikeln konnte hierbei aber keine Unterscheidung zwischen Kunststoff und organischem Material gemacht werden.

Aus dem 41 µm Netz wurden elf Proben im Labor mit 30 %-igem Wasserstoffperoxid behandelt, um biogene Bestandteile aufzulösen. Anschließend wurden die Proben gewaschen, getrocknet und gewogen. Danach wurden die Proben in Teilproben unterteilt

und drei zufällig gewählte Messflächen à 400 µm x 400 µm mittels ATR-FTIR Mikroskop mit angeschlossener Imaging Funktion untersucht.

4.1.2 Mikrokunststoffe entlang des Rheins (Schweiz, Frankreich, Deutschland, Niederlande)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen entlang des Rheins wurde von Mani et al. (2015) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.2 und 5.1.2 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Der Rhein ist der siebt längste Fluss Europas. Sein Quellgebiet liegt in der Schweiz und er mündet im Bereich des Rhein-Maas-Deltas von Rotterdam in die Nordsee (Holderer, 2016). Der Rhein durchfließt sechs Länder und sein Einzugsgebiet von 220.000 km² beheimatet 50 Millionen Menschen, sowie 10 % der weltweiten chemischen Industrie. Zusätzlich sind viele Textil-, Metall- und Plastikfabriken entlang des Rheins angesiedelt. Allein in Nordrhein-Westfalen (Deutschland) sind rund 1.000 Kunststoff- und Verarbeitungsbetriebe mit 118.600 Beschäftigten beheimatet.

Deshalb wurde im Zeitraum von Juni bis Juli 2014 eine Studie durchgeführt, bei der 31 wasserobersflächennahe Proben verteilt auf elf Messstationen entnommen wurden. Die Verteilung der Stationen wurde nach den folgenden Kriterien festgelegt:

- Um die gesamte Schifffahrtsroute einzubeziehen wurden Proben von Basel in der Schweiz bis nach Rotterdam in den Niederlanden entnommen.
- Dazwischen wurden Städte mit hoher Einwohnerzahl und großem industriellen Anteil gewählt. Damit wurden insgesamt 820 km des Rheins untersucht.

Eine Übersicht der ausgewählten Messstationen ist in Abbildung 4-5 zu sehen. In dieser Studie wurde der Fokus aufgrund der ansässigen Betriebe auf die Detektion von Mikrokunststoffen (MK) mit einer niedrigen spezifischen Dichte von kleiner 1,0 g/cm³ gerichtet. Mit dieser oberflächennahen Beprobung können die gebräuchlichsten Variationen von Polyethylen, Polypropylen und teilweise auch Polystyrol detektiert werden, welche 55,7 % des europäischen Bedarfs an Kunststoffen darstellen und ein breites Spektrum der Verpackungs-, Büroequipment- und Automobilindustrie abdecken.

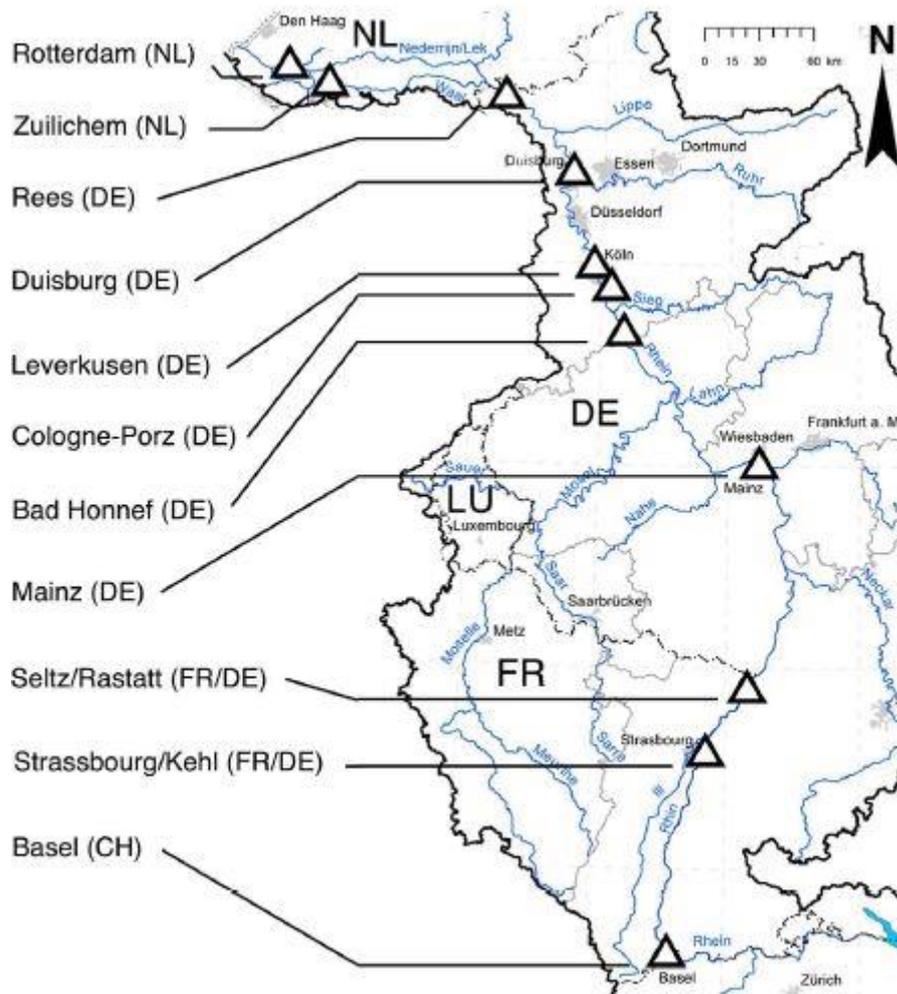


Abbildung 4-5: Übersicht der elf ausgewählten Messstationen am Rhein (Mani et al., 2015)

Methodik

Die Proben wurden mit einem Netz mit rechteckiger Öffnung, den Maßen 60 cm x 18 cm und einer Maschenweite von 300 µm entnommen. Ein Durchflussmesser (HYDRO-BIOS, Modell 438 110) wurde zentral in der Öffnung installiert, um die beprobte Oberfläche und das Volumen zu quantifizieren. Das Volumen des Netzes betrug demnach 0,108 m³. Die Wellendynamik und Ziehgeschwindigkeit waren gering, weshalb die gesamte Öffnung das entgegenströmende Wasser während jeder einzelnen Messung auffangen konnte.

Das Netz wurde an zehn von elf Stationen vom Boot aus eingesetzt. An vier Standorten (Basel, Straßburg/Kehl, Bad Honnef und Zuilichem) wurde das Netz vom Heck des stromaufwärts gerichteten Bootes gezogen. In Rotterdam wurden die Proben durch Schleppen des Netzes hinter dem Boot genommen. An den verbleibenden fünf Standorten (Mainz, Köln-Porz, Leverkusen, Duisburg und Rees) war das Netz in einem Abstand von zwei bis vier Metern seitlich am Boot angebracht, damit die vom Bug verursachten Turbulenzen nicht die Messungen beeinflussen konnten. In Seltz/Rastatt wurde das Messgerät an eine Stütze des Fährhafens angebunden.

Für jede Messstation war eine Messung in der Mitte, sowie im rechten und im linken Teil des Flussquerschnittes vorgesehen. In Seltz konnte jedoch nur der linke Teil und in Basel der mittlere Teil des Flusses beprobt werden. Die Beprobungsdauer wurde auf 15 min je Abschnitt festgesetzt. Eine elfminütige Fahrt bei einer Geschwindigkeit von 3,5 Knoten an der Messstation Rotterdam entspricht dabei der Dauer von 15 min an den anderen Stationen. Bei einer ermittelten, mittleren Fließgeschwindigkeit von 1,4 m/s ergab sich damit ein gefiltertes Wasservolumen von 60 - 250 m³ (Mittelwert: 150 m³) während der 15 minütigen Messung.

Die gesammelten Proben wurden mit Leitungswasser klargespült, in Glasbecher umgefüllt und anschließend in 10 %-iger Kochsalzlösung konserviert. Um das Risiko der Fremdkontamination durch Kleidungsfasern zu vermeiden, wurden die Glasbehälter während des Umfüllens gegen die Windrichtung gehalten. Im Labor wurden die Proben zuerst mit einem geschichteten Metallsieb mit den Maschenweiten 5 mm, 1 mm und 300 µm unter Zugabe von Reinstwasser gesiebt. Organisches Material größer 5 mm konnte dadurch aussortiert werden. Die verschiedenen Fraktionen konnten anschließend mit 0,25 %-igem Natriumlaurylsulfat in Reinstwasser mit einem pH-Wert von 7,9 - 8,1 behandelt, dann für 10 min bei 450 Umdrehungen pro Minute gerührt und schließlich bei 70 °C über Nacht eingelagert werden. Nachdem die Proben auf 40 °C abgekühlt waren, wurden diese mit jeweils 0,5 %-igem Biozym F und Selen für drei Tage bei 37,5 °C gelagert. Danach konnte das noch verbleibende biologische Material mittels 30 %-igem Wasserstoffperoxid abgebaut, die Proben erneut auf ein Sieb (300 µm) gelegt und mit Reinstwasser gespült werden. In Folge wurden die Proben in 10 %-iger Chitinase für 5 Tage bei 37,5 °C behandelt, erneut gespült und in 10 %-iger Cellulase für 24 Stunden bei 50 °C behandelt. Abschließend durchliefen die Proben eine vierstündige Dichte-Separation (NaCl, Dichte: 1,16 g/cm³), so dass das schwerere Material von der Probe getrennt werden konnte. Um die Oberflächenspannung zu eliminieren, wurde zusätzlich ein Tropfen Waschmittel hinzugefügt.

Die gesäuberte Probe konnte im nächsten Schritt in eine Bogorov-Schale gelegt und unter einem Fluoreszenzstereomikroskop visuell auf potenzielle Kunststoffteile untersucht werden. Die gefundenen vermeintlichen Kunststoffteilchen wurden gesammelt, gezählt und kategorisiert. Es wurde zwischen Fasern, Bruchstücken, transparenten Kugeln, undurchsichtigen Kugeln und Schaumstoff unterschieden. Die Auswahl der Partikeln für die weiterführende spektroskopische Analyse wurde so gewählt, dass sowohl Kunststoffpartikeln jeder Messstation als auch jeder Kategorie untersucht wurden.

Die eindeutige Identifikation und Quantifizierung erfolgte mittels FT-IR Spektroskopie (FT-IR Spektrometer Excalibur 3100, VARIAN) und der Software Resolutions Pro (Molecular Spectroscopy FTIR, Version 4.0, Bio-Rad). Das Infrarotspektrum hatte eine Auflösung von 4 cm⁻¹ mit 32 Scans, einer 40-fachen Vergrößerung und einer Empfindlichkeit von 1. Das Spektrometer war ebenfalls mit einer ATR-Einheit ausgestattet. Als Referenzgrundlage wurde die KnowitAll Informatics Systems 7.5 Software benutzt, um

die unbekanntenen Teilchen mit den Spektren der Datenbank zu vergleichen. Die Datenbank umfasste über 90.000 Referenzspektren.

Um Fremdkontamination während der Beprobung sowie bei der Untersuchung im Labor entgegenzuwirken, wurden folgende Präventionsmaßnahmen festgelegt:

- Für alle Prozesse wurde, soweit möglich, Glasware verwendet. Falls Kunststoffgegenstände eingesetzt werden mussten, wurden diese vorher gründlich mit Ethanol ausgespült.
- Alle Behälter wurden mit Glasdeckeln oder Parafilm versiegelt. Laborkittel aus 100 % Baumwolle wurden während der gesamten Prozesskette getragen. Bei engem Kontakt mit Mikrokunststoffen wurden stets Laborhandschuhe getragen.

4.1.3 Mikrokunststoffe im Bolsenasee und im Chiusisee (Italien)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoff in den beiden italienischen Seen Bolsena und Chiusi wurde von Fischer et al. (2016) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.3 und 5.1.3 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Die untersuchten Seen liegen im nördlichen Apennin in Zentralitalien (Abbildung 4-6). Der Bolsenasee liegt in der Region Lazio und ist mit einem Wasservolumen von 9,2 km³ der größte See Italiens und der größte vulkanisch geprägte See Europas. Er hat eine Wasseroberfläche von 113,9 km² und sein Einzugsgebiet umfasst 159 km². Der Bolsenasee hat keine natürlichen Zuflüsse und besitzt nur einen Auslass an der südlichen Küste. Er zählt zu den monomiktischen Seen, da er nur eine Zirkulation im Jahr aufweist. Aufgrund seiner Größe zeigt der See eine tideähnliche Bewegung, mit einem mittleren Tidehub von 0,5 m. Thermische Winde kommen ebenfalls aufgrund der Größe zustande und beeinflussen die Oberflächenzirkulation des Sees. In den Sommermonaten steigt die Population im Einzugsgebiet wegen des Tourismus von 22.000 auf 39.000 an.

Der Chiusisee ist ein kleiner, flacher See in der Toskana und Teil des Nationalparks Lago di Chiusi. Er hat eine Wasseroberfläche von 3,9 km² und sein Einzugsgebiet umfasst 105 km². Der Fluss Tresa ist der Hauptzufluss zum See und der Fosso della Ripa leitet das Wasser aus dem Chiusisee in den nördlich gelegenen See Montepulciano. Der Chiusisee wird von schnellen Sedimentationsprozessen beeinflusst und zeigt mehrere eutrophe Bedingungen. Die wichtigsten Daten zu den beiden Seen können Tabelle 4-1 entnommen werden.

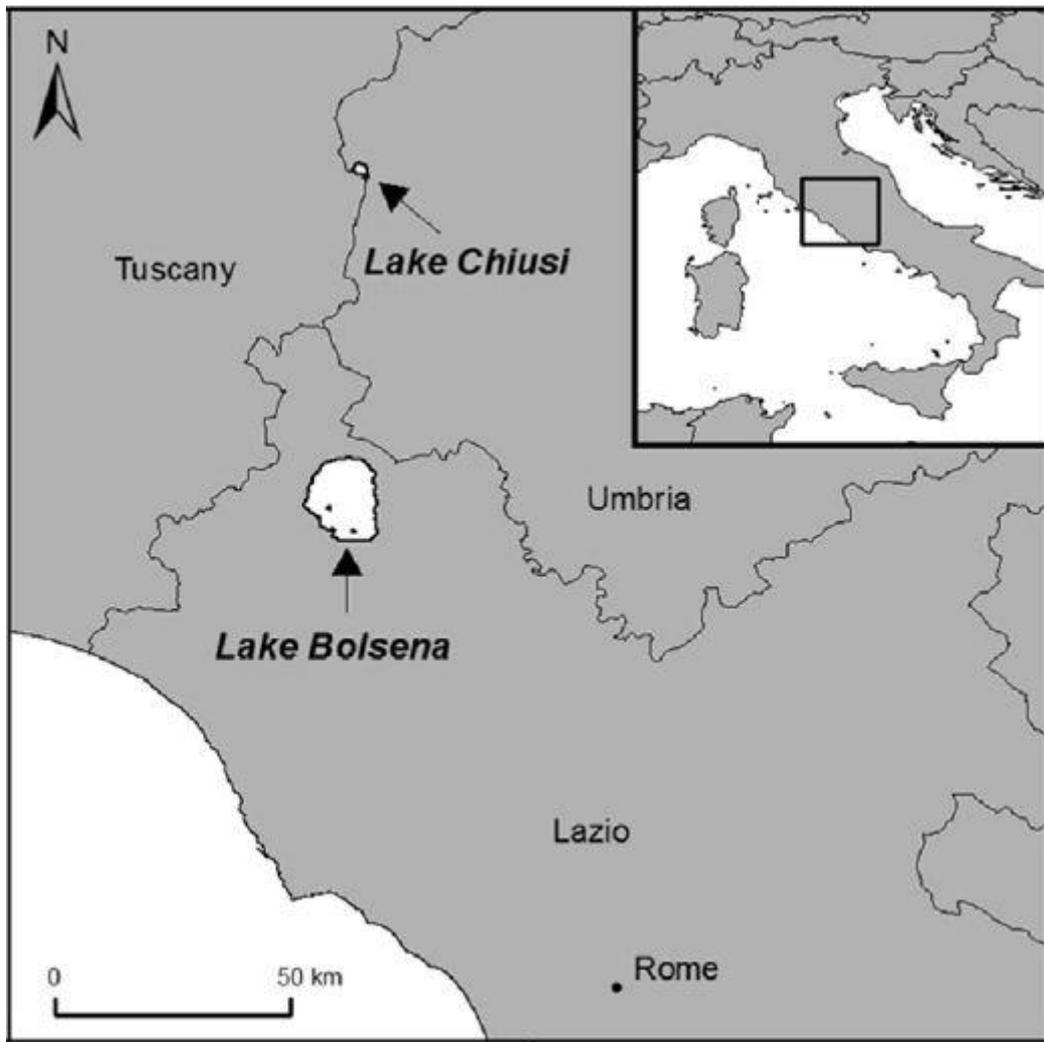


Abbildung 4-6: Lage des Bolsena- und Chiusisee in Italien (Fischer et al., 2016)

Tabelle 4-1: Charakteristika der Seen Bolsena und Chiusi (Fischer et al., 2016, modifiziert)

	Bolsenasee	Chiusisee
Höhe [m a.s.l.]	305	251
Wasseroberfläche [km ²]	113,5	3,9
Wasservolumen [km ³]	9,2	0,01
Mittlere Wassertiefe [m]	81	3,5
Maximale Wassertiefe [m]	151	5,8
Einzugsgebiet [km ²]	159,0	105
Einwohnerdichte [Einw./km ²]	130	104
Mittlerer jährl. Niederschlag [mm]	696	730
Mittlere jährl. Temperatur [°C]	13,1	12,3
Region	Lazio	Toscana

Zwischen dem 18. und 27. August 2014 wurden die beiden Seen auf das Vorkommen von Mikroplaststoffen untersucht. Im Bolsenasee fanden vier Beprobungen statt, im Chiusisee zwei Beprobungen. Des Weiteren wurden insgesamt 36 Sedimentproben an gegenüberliegenden Ufern der Seen entnommen. Eine Übersicht der Beprobungs-orte ist in Abbildung 4-7 zu sehen.

Methodik

Die Wasserproben wurden mit einem Netz (Maschenweite 300 μm) mit den Maßen 18,5 cm x 60 cm entnommen. Um die Einflüsse des Windes auf die Mikrokunststoffverteilung im See zu evaluieren, fanden auch zwei Beprobungen am Bolsenasee am 24.08.2014 nach starkem Wind mit einer mittleren Windstärke 8,5 m/s und einer maximalen Windstärke von 12,3 m/s statt. Die anderen zwei Beprobungen wurden am 27.08.2014 bei einer mittleren Windstärke von 1,5 m/s durchgeführt. Die mittlere Dauer jeder Beprobung betrug 60 min. Einige wichtige Daten zur Probenentnahme sind in der Tabelle 4-2 zusammengefasst.

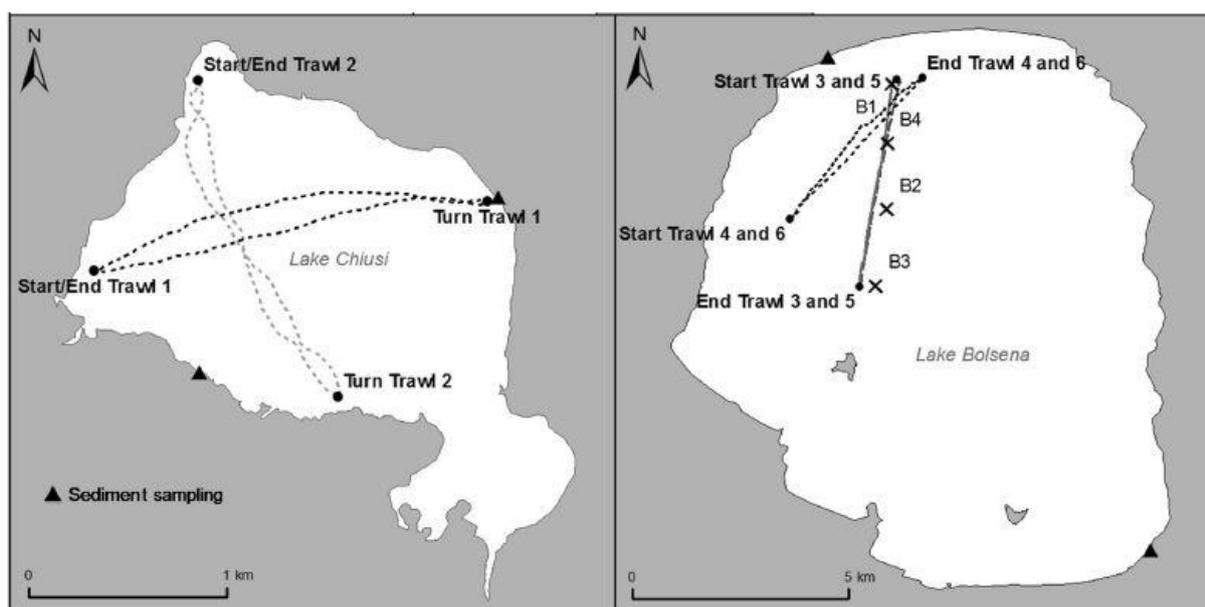


Abbildung 4-7: Lage der Messstationen im Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)

Tabelle 4-2: Daten zur Probenentnahme am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016, modifiziert)

Proben-ID	Datum	Beprobungsdistanz [m]	Dauer [min]	Bootsgeschw. [m/s]	Windrichtung	Windgeschw. [m/s]
Chiusisee						
1	18.08.	4152	69	3,61	E-W	0,5
2	19.08.	3861	55	4,21	N-S	1,9
Bolsenasee						
3	24.08.	4902	61	4,82	N-S	1,6
4	24.08.	4983	68	4,39	SW-NE	1,7
5	27.08.	4588	58	4,75	N-S	2,5
6	27.08.	4630	55	5,05	SW-NE	2,6

Die Proben wurden anschließend durch Siebe mit den Maschenweiten 1 mm, 0,5 mm und 0,3 mm in ihre Größenklassen unterteilt. Nach der Probenentnahme wurden die

Proben in eine braune Glasflasche umgefüllt, mit 10 ml Ethanol (96 %) konserviert und bis zur Untersuchung im Labor kalt und lichtgeschützt gelagert.

Die Sedimentproben wurden, wie bereits beschrieben, an beiden Seen an gegenüberliegenden Ufern entnommen (Abbildung 4-8). Aufgrund der schlechten Begehrbarkeit am Chiusisee konnten dort nur Proben am West- und Ostufer entnommen werden. Diese Uferlinien repräsentieren allerdings nicht die Ablagerungen von Kunststoffen in der Hauptwindrichtung. An jedem Probenahmepunkt wurden die obersten drei Zentimeter Sediment auf einer Fläche von 0,25 m² entnommen und anschließend gesiebt, um Makrokunststoffe auszusortieren. Die Maschenweite betrug hierbei 5 mm. Partikel kleiner 5 mm konnten somit durch das Sieb fallen und damit die Makrokunststoffe aussortiert werden. Die gesammelten Proben wurden getrocknet, gewogen und bis zur Untersuchung im Labor in Metallbehältern gelagert. Eine Siebung im Labor unterteilte die volumenreduzierten Proben in folgende Fraktionen: 1,0 – 5,0 mm, 0,5 – 1,0 mm, 0,3 – 0,5 mm und < 0,3 mm. Alle Proben unterlagen ferner einer Dichteseperation mit gesättigtem Natriumchlorid (Dichte: 1,2 g/cm³). Zur Homogenisierung der Proben wurden die Behälter zwölfmal innerhalb von 30 Sekunden geschüttelt. Nach einer darauffolgenden zehnmütigen Sedimentation konnte die Lösung mit einem Vakuumsauger abgepumpt werden.



Abbildung 4-8: Gewinnung von Sedimentproben an den Ufern des Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016, modifiziert)

Die Proben wurden danach bei Raumtemperatur für 48 Stunden mit Chlorwasserstoff behandelt und zusätzlich bei 70 °C für eine Stunde mazeriert. Jeweils fünf Proben wurden anschließend vakuummembranefiltert, mit Nilblau-Oxazon eingefärbt und 180 Minuten getrocknet. Im Anschluss an die Membranfiltration wurden die Filter in

Petrischalen gelegt und bei 40 °C im Ofen getrocknet. Die Petrischalen waren abgedeckt, um Verschmutzungen zu vermeiden.

Auf die eingefärbten Membranfilter wurde zur weiteren Untersuchung ein Zahlenraster gelegt und die Proben unter UV-Licht mit einem UV-Mikroskop begutachtet. Zur Kategorisierung wurden die Polymere in Bruchstücke, Kugeln und Fasern unterteilt. Um subjektive Interpretationen zu vermeiden, wurden alle Proben mehrmals von verschiedenen Personen untersucht. Abschließend wurden 20 der gefundenen Fasern weiter mit einem Elektronenmikroskop untersucht, um zu eruieren, ob diese aus Kunststoffpolymeren oder Baumwolle stammen.

4.1.4 Mikrokunststoffe im Ästuar des Solent-Komplexes (England)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoff im Solent-Ästuar wurde von Gallagher et al. (2016) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.4 und 5.1.4 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Der Solent-Komplex bildet das größte Flussmündungssystem der Südküste Großbritanniens. Er umfasst den West- und den East-Solent, sowie die Eastern Harbours von Portsmouth, Langstone und Chichester und das Southampton Water (Solentpedia, 2016). In der von Gallagher et al. (2016) durchgeführten Studie wurden die Flüsse Test, Itchen, Hamble, welche die Zuflüsse des Southampton Water darstellen, und das Southampton Water selbst auf Mikrokunststoffe untersucht. Das Einzugsgebiet der drei Zuflüsse erstreckt sich über circa 1.800 km², wobei der Fluss Test mit 1.269 km² den größten Teil des Gebietes abdeckt. Das kleinste Einzugsgebiet mit 160 km² besitzt der Hamble und dazwischen liegt der Itchen mit einer Einzugsgebietsgröße von 400 km² (Environment Agency, 2009).



Abbildung 4-9: Übersicht des Beprobungsgebietes Solent Estuary (Google Maps, 2016, modifiziert)

Die Beprobung fand an einem Tag im September 2013 zum Zeitpunkt des Tidehochwassers statt. In jedem der vier Beprobungsgebiete wurden vier Proben entnommen, wobei die Chronologie der Beprobung immer der Fließrichtung gefolgt ist. Abbildung 4-10 zeigt die Standorte der einzelnen Messungen für jedes Beprobungsgebiet. Die Fließrichtung erfolgt grob von Norden nach Süden.

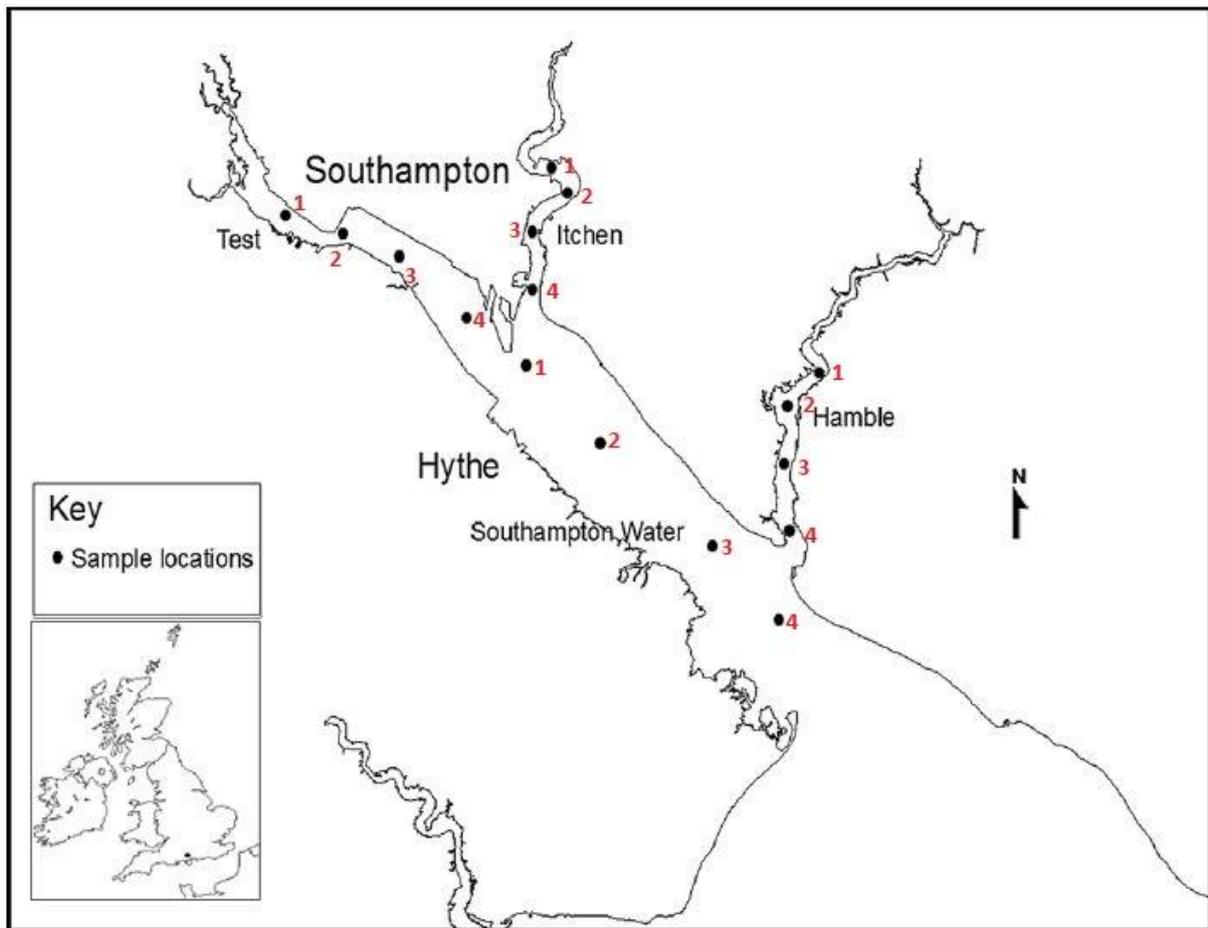


Abbildung 4-10: Ausgewählte Messstationen im Solent Estuary (Gallagher et al., 2016, modifiziert)

Methodik

Zur Messung der Mikrokunststoffkonzentration wurde ein Planktonnetz (Maschenweite 300 µm) mit einem Plankton-Datenrekorder eingesetzt, um kontinuierlich den Grad der Verschmutzung mit Mikrokunststoffen zu analysieren. Jede Probenahme dauerte 10 min bei einer Geschwindigkeit von 3 Knoten, wobei 5 min stromaufwärts und 5 min stromabwärts gemessen wurde, um Tideeinflüsse zu vermeiden. Während der Messungen wurden zeitgleich mögliche Eintragspfade detektiert und markiert.

Aufgrund des hohen organischen Anteils in den Proben wurden diese in einer Kochsalzlösung gelagert, um die organischen Stoffe vom Mikrokunststoff zu separieren. Anschließend wurden die gesäuberten Proben auf ein Whatman GF/A Filterpapier gelegt, mit einem Lichtmikroskop untersucht und die gefundenen Kunststoffteilchen nach Größe, Form und Farbe klassifiziert. Es wurde zwischen den Formen irregulär, rundlich, oval und Fasern unterschieden. Eine repräsentative Probe der gefundenen Mikrokunststoffteilchen wurde mit Pinzetten vom Filterpapier entnommen und zur weiteren Bestimmung des genauen Polymermixes unter einem FT-IR Spektrometer (Thermo

Fisher Nicolet iS10) analysiert. Die beobachteten Infrarotspektren wurden mit 53 Referenzspektren der Hummel Polymerprobenbibliothek abgeglichen. Eine Validierung des verwendeten Spektrometers erfolgte vorab anhand von zwei Testproben.

4.1.5 Studie zur Kumulation von Mikrokunststoffen am Drei-Schluchten-Damm (China)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoff am Drei-Schluchten-Damm wurde von Zhang et al. (2015) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.5 und 5.1.5 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Der Drei-Schluchten-Damm ist Chinas größtes Wasserreservoir. Mit einer Wasseroberfläche von 1.084 km² und einer maximalen Wassertiefe von 175 m speichert er 39,3 Milliarden m³ Wasser. Der Aufstau des Flusses im Juni 2003 hat die hydrologischen Bedingungen stark verändert. Kraftwerksabfälle, Holz- und Kunststoffteile werden in großen Mengen am Drei-Schluchten-Damm angeschwemmt. Die großen Teile können entsorgt werden, wobei die kleineren Partikel im Wasser verbleiben. Aufgrund dieser Tatsache haben Zhang et al. eine Studie zur Akkumulation von oberflächennahen Mikrokunststoffen hinter dem Drei-Schluchten-Damm durchgeführt. Die Messung fand am 23.09.2014 statt.

Bei der Messung wurden insgesamt neun Proben entnommen, wobei vier der Proben aus den Zuflüssen des Yangtse und fünf Proben aus dem Hauptstrom des Flusses entnommen wurden (Abbildung 4-11).

Methodik

Das Fangnetz (50 cm hoch, 100 cm breit und 1,5 m lang) mit einer Maschenweite von 112 µm wurde seitlich an einem Boot angebracht, um störende Einflüsse, wie die Wellenbildung des Bootes, zu vermeiden. Zur Sammlung der Partikel wurde am Ende des Netzes eine 500 ml Flasche aus Polyethylen angebracht. Das Netz wurde über eine Länge von rund 400 m pro Messstation gezogen, wobei die Geschwindigkeit des Bootes konstant 5 km/h (\cong 2,7 Knoten) betrug. Die kurze Messdistanz kam aufgrund der hohen Schmutzbelastung und der damit verbundenen schnellen Füllung der 500 ml Flasche zustande. Als Annahme wurde eine Fließgeschwindigkeit von 1 km/h festgesetzt. Die Beprobung im Yangtse selbst erfolgte entlang der Fließrichtung, während in den Zuflüssen perpendicular zur Fließrichtung gemessen wurde.

Die in der Polyethylen-Flasche gesammelten Proben wurden anschließend in eine 1 L Glasflasche transferiert. Rückstände aus dem Netz wurden gründlich mit Flusswasser in einen Becher gespült und danach der Glasflasche hinzugefügt. Alle Proben wurden mit 5 %-igem Methylaldehyd konserviert und vor der Analyse bei 4 °C gelagert.

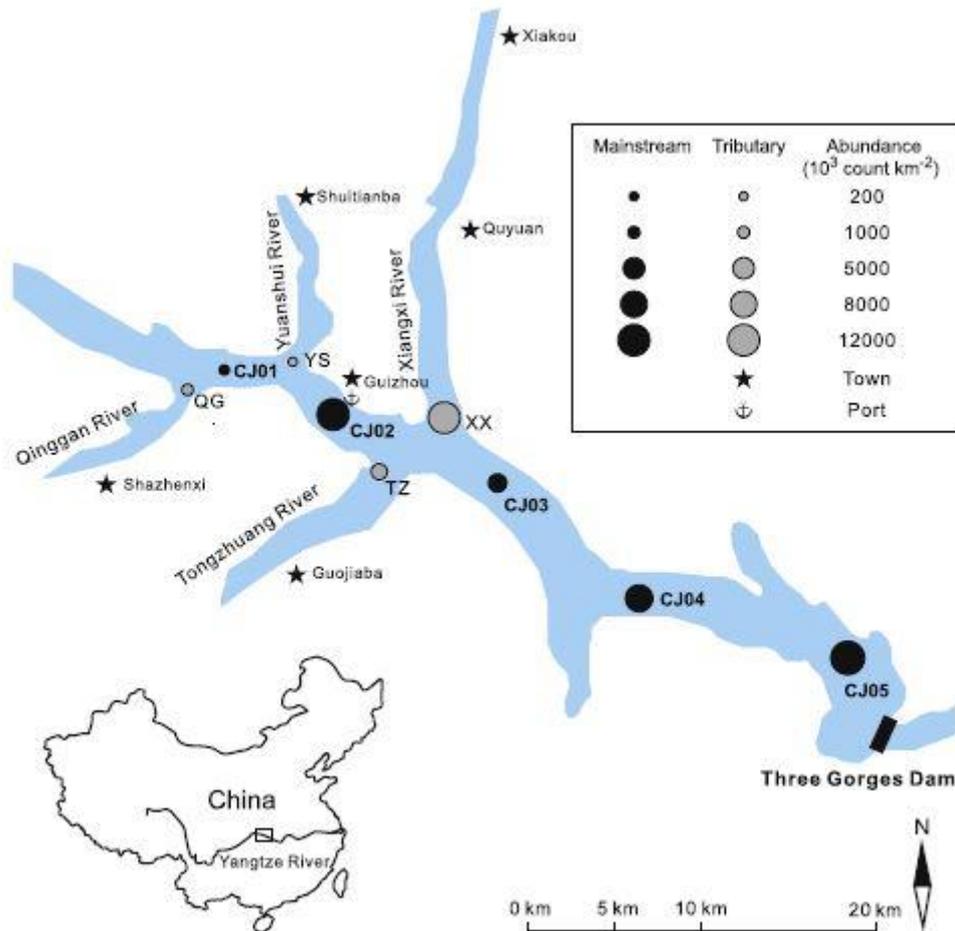


Abbildung 4-11: Geographische Lage, Messstationen und Anhäufung von Mikroplastik am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015)

Die Proben passierten im Labor ein Stahlsieb mit einer Maschenweite von 1,6 mm. Das durch das Sieb geflossene Wasser wurde in einem Becher aufgefangen und in einen 1 L fassenden Scheidetrichter transferiert. Auf dem Sieb zurückgebliebene Partikeln wurden optisch untersucht und vermutete Kunststoffteile mit einer Stahlpinzette entnommen. Die Proben im Scheidetrichter wurden eine Woche gelagert, so dass sich schwere Partikel absetzen konnten. Die aufschwimmenden Partikeln wurden anschließend entnommen, auf Petri-Schalen verteilt und bei 60 °C im Ofen getrocknet. Die Untersuchung der Petri-Schalen auf Mikroplastikpartikel erfolgte mittels Stereomikroskopie. Zur genaueren Bestimmung wurden 50 bis 100 Partikeln jeder Probe zufällig ausgewählt und mit einem PerkinElmer Spotlight 400 FT-IR Spektrometer, zusammen mit einem ATR Zusatz, untersucht. Mit diesem Gerät konnte ein Spektrum von 600 bis 4.000 cm⁻¹ aufgezeichnet werden. Die ermittelten Spektren der Proben wurden mit der Datenbank der Thermo Scientific OMNIC Spectra Software verglichen. Als Qualitätskontrolle wurden lediglich Referenzspektren mit einem Übereinstimmungsgrad von mindestens 90 % auf die Proben übertragen.

4.1.6 Mikrokunststoffe im und um den Hovsgol See (Mongolei)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoff am Hovsgol See wurde von Free et al. (2014) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.6 und 5.1.6 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Der Hovsgol ist der flächenmäßig zweitgrößte See in der Mongolei und einer der ältesten Seen der Welt. Er liegt in den Bergen im Norden des Landes in einem Nationalpark auf 1.645 m über Normalnull (Abbildung 4-12 (A)). Der See hat eine Länge von 136 km, ist zwischen 20 und 40 km breit und hat eine maximale Tiefe von 267 m (Gattenlöhner, 2015). Rund 100 intermittierende Flüsse strömen in den See, während es am südlichen Ende des Sees nur einen Auslass gibt. Der See ist durch eine geringe Bevölkerungsdichte gekennzeichnet. Die Mehrheit der Bevölkerung lebt im südlich gelegenen Hatgal und in Hankh im Norden. An der Südwestküste des Sees befinden sich zusätzlich noch einige Wohnanlagen für Touristen. Im See leben endemische Invertebraten, einige Fische und bedrohte Wasservogelarten. In dem gesamten Gebiet um den Hovsgol See gibt es keine Abwasserreinigungsanlagen.

Bei der Studie wurden im Zeitraum vom 18. – 26. Juli 2013 neun Standorte rund um den See beprobt (Abbildung 4-12 (B)). Die Standorte wurden im Zuge einer Langzeitstudie im Jahr 2009 festgelegt.

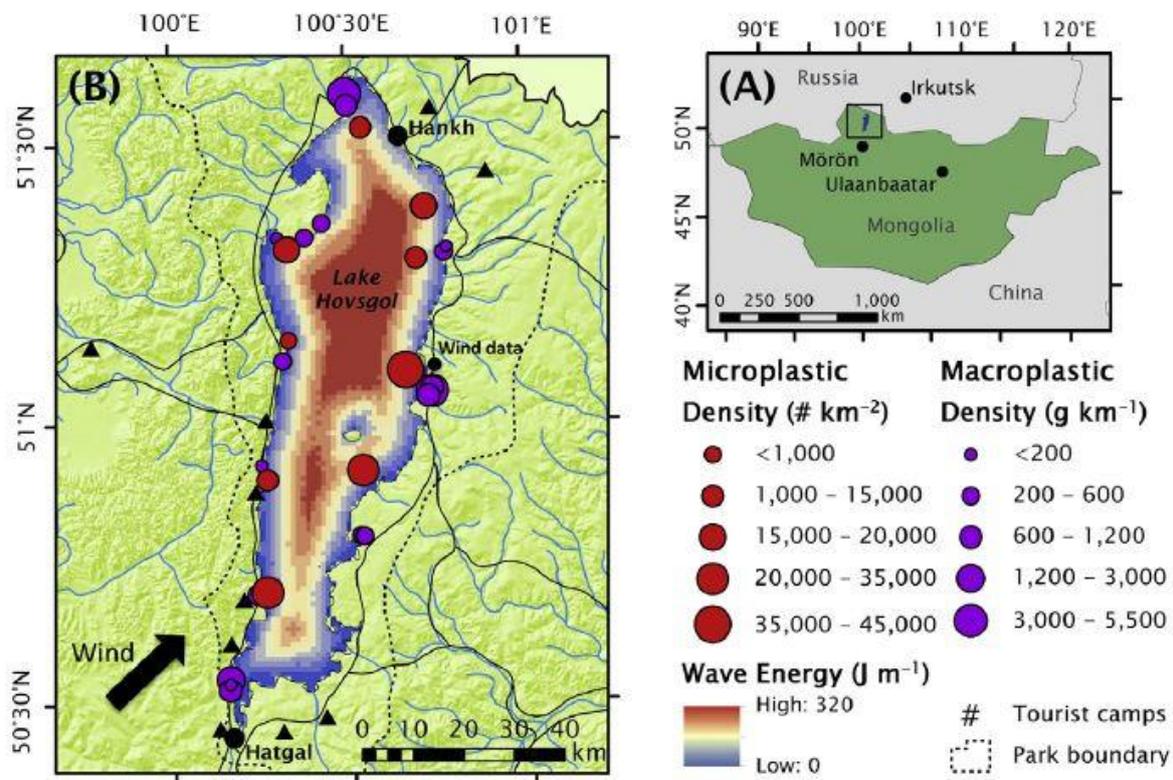


Abbildung 4-12: (A) Lage des Hovsgol See in der Mongolei, (B) Dichte der Makro- und Mikrokunststoffe am Hovsgol See (Free et al., 2014)

Free et al. (2014) untersuchten bei dieser Studie sowohl Makrokunststoffe als auch Mikrokunststoffe rund um den See sowie im See. Zusätzlich wurden noch Wind- und Wellendaten ausgelesen, um die Ursachen des Eintrags von Kunststoffen zu erkennen. Der Befund zu den Makrokunststoffen wird in dieser Arbeit nur kurz erläutert, da sie durch Zersetzung zu Mikrokunststoffen werden und somit zur Belastung des Sees durch Mikrokunststoffe beitragen. Die Makrokunststoffe wurden entlang des Ufers visuell erfasst und über eine Strecke von insgesamt 7,8 km, verteilt auf die neun Standorte, eingesammelt.

Methodik

Der Eintrag von Mikrokunststoffen wurde mit einem Netz (16 cm hoch, 61 cm breit, 3 m lang) mit einer Maschenweite von 333 μm untersucht. Am Ende des Netzes war eine Sammeltasche mit den Maßen 30 cm x 10 cm² angebracht. Das Netz wurde oberflächennah an der Steuerbordseite eines Bootes angebracht, um Störungen durch Bugwellen zu verhindern. Die Beprobungspunkte waren zwischen 0,3 km und 6,0 km von der Küste entfernt. Jede Messung dauerte 60 min bei einer Bootsgeschwindigkeit von 3,5 Knoten. Ein Durchflussmesser kam aufgrund der vernachlässigbaren Strömung im See nicht zum Einsatz.

Alle Proben wurden mit 70 %-igem Ethanol konserviert. Anschließend wurden die Proben im Labor mit einem Tylersieb in drei Fraktionen unterteilt: 0,355 mm – 0,999 mm, 1,000 mm – 4,749 mm und Partikel > 4,75 mm. Jede Fraktion mazerierte durch 30 %-iges Wasserstoffperoxid mit einem Eisen-II-Katalysator. Durch eine anschließende Dichteseperation mit Natriumchlorid konnten die Kunststoffe aufschwimmen und aussortiert werden. Mittels Lichtmikroskopie wurden die einzelnen Kunststoffpartikel für jede Fraktion gezählt und ihre Form (Bruchstück, Schaum, Faser, Pellet oder Folie) bestimmt.

Zur Auswertung der Mikrokunststoffdichte wurde ein EDV-basiertes Modell verwendet. Dieses enthielt folgende Parameter: Die mittlere Wellenenergie [J/m], die mittlere Distanz zum nächsten Stadtzentrum [km], die mittlere Distanz zur Stadt Hatgal [km], die mittlere Distanz zur Küste [km] sowie den mittleren Breiten- und Längengrad.

4.1.7 Verteilung und Zersetzung von Mikrokunststoffen am Huron- und Ontario See

Die beiden Studien zur Detektion von Mikrokunststoffen am Huronsee (2011) und am Ontario See (2015) wurden von Zbyszewski and Corcoran, (2011) bzw. von Corcoran et al. (2015) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.7 und 5.1.7 dargestellte Zusammenfassung der Studien ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Beide Seen liegen im Great Lakes Reservoir an der Grenze zwischen Kanada und den USA. Das Reservoir gliedert sich in fünf große Seen: Den See Superior, See Erie, Michigansee und die beiden Seen Huron und Ontario (Abbildung 4-13).



Abbildung 4-13: Übersicht der Seen im Great Lakes Reservoir in Kanada und in den USA (Google Maps, 2016, modifiziert)

Der Huronsee stellt mit einer Fläche von 59.600 m² den zweitgrößten See des Reservoirs dar. Der See hat eine mittlere Tiefe von 59 m und ist an der tiefsten Stelle 229 m tief. Sein Wasser bekommt er hauptsächlich aus dem Michigansee und dem See Superior. Der Huronsee dient als wichtige Schifffahrtsroute und beherbergt auf amerikanischer Seite einige große Häfen. Zusätzlich dient er in der eisfreien Zeit als Fischerei- und Touristenziel. Die Ufer des Sees sind stark bewaldet und insgesamt kaum besiedelt (Great Lakes Information Network, 2016).

Methodik beim Huronsee

Im Oktober 2008 wurden sieben Strände an der südlichen und östlichen Küste beprobt (Abbildung 4-14 a). An jedem Strand wurde eine 60 m lange Linie parallel zur Uferlinie definiert. In zehn Meter Intervallen wurden dann senkrecht zu der parallelliegenden Linie die Probenlinien festgelegt. An jeder Probenlinie wurden sichtbare Kunststoffteile innerhalb eines halben Meters Abstand zur Probenlinie eingesammelt. Zusätzlich wurden noch zwei auf zwei Meter große Quadrate willkürlich festgelegt und ebenfalls auf Kunststoffe untersucht (Abbildung 4-14 b). Die Proben wurden mit einer Stahlschaufel entnommen und in undurchlässige Säcke gefüllt.

Im Labor wurden die Proben luftgetrocknet und in folgende Fraktionen gesiebt: Kunststoffpellets < 5 mm, Bruchstücke > 5 mm und Polystyrol. Um überschüssigen Sand und Rückstände von Calciumcarbonat zu entfernen, wurden die Proben für vier Minuten mit einem Ultraschallbad behandelt und anschließend in einem Trockenofen für

45 Minuten bei 35 °C getrocknet. Insgesamt wurden 45 Proben mittels FTIR Spektrometer (Bruker IFS55 FTIR) untersucht. Des Weiteren wurde ein ATR-IR Gerät benutzt, um die Kunststoffzusammensetzung und den Grad der Oxidation festzustellen.

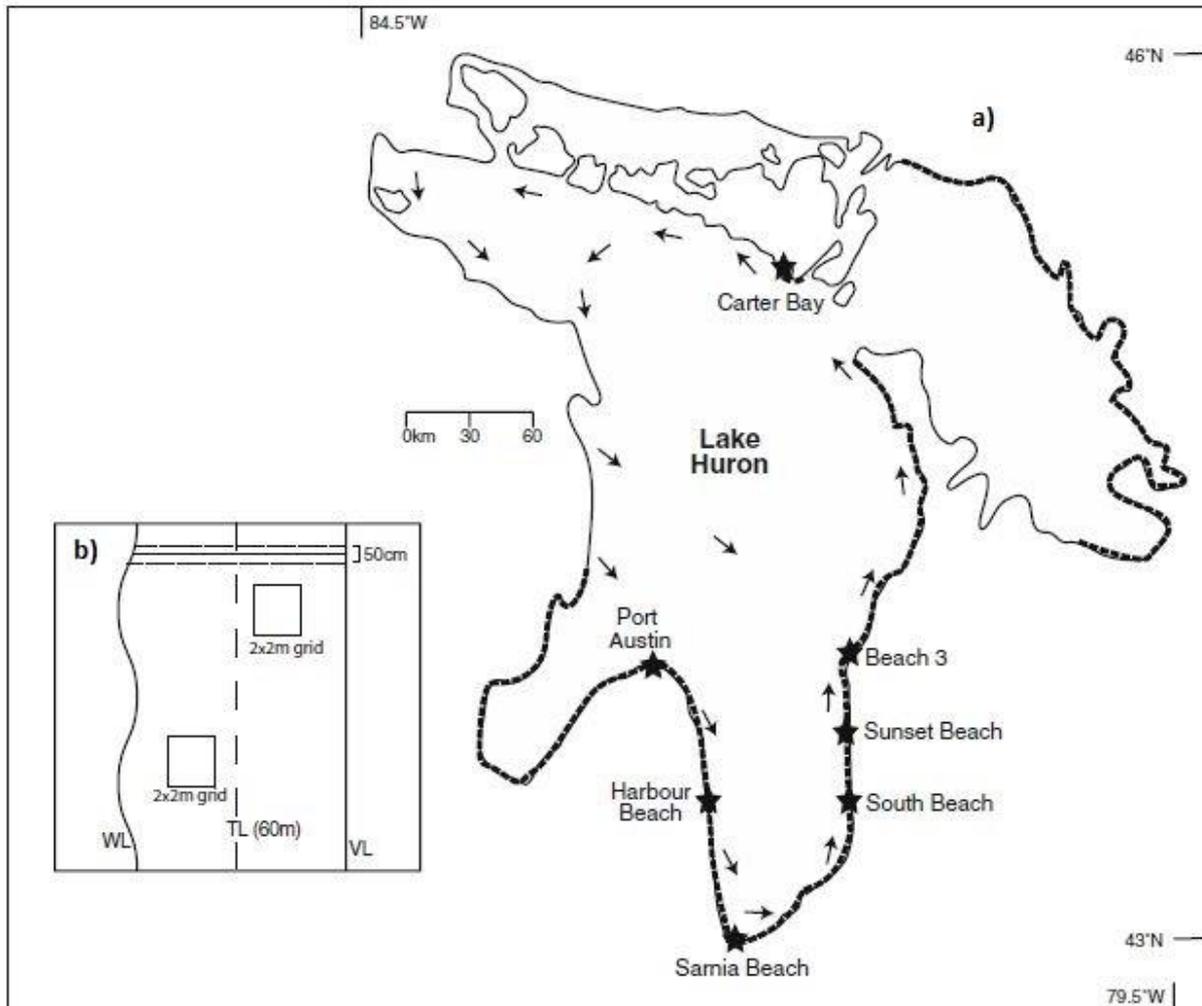


Abbildung 4-14: a) Probenahmeorte (Sterne) am Huronsee, b) Darstellung der zufällig gewählten Raster (Zbyszewski and Corcoran, 2011)

Der Ontariosee ist mit 18960 km² der flächenmäßig kleinste See im Great Lakes Reservoir. Er wird durch die Staaten New York und Ontario begrenzt und hat eine mittlere Tiefe von 86 m. Die tiefste Stelle liegt bei 244 m. Der Hauptzufluss erfolgt durch den Fluss Niagara und der See entwässert über den Sankt-Lorenz-Strom. Die größte Stadt am See ist das nördlich gelegene Toronto. Der See wird außerdem als Trinkwasserspeicher für die Stadt verwendet (Great Lakes Information Network, 2016).

Im Oktober 2013 wurden zwei Proben am Ufer der Humber Bay entnommen. Bei den beiden Uferproben wurden jedoch nur Makrokunststoffe untersucht, weswegen auf diese nicht weiter eingegangen wird. Zusätzlich wurden noch zwei weitere Proben aus dem Sediment des Sees genommen. Eine Probe (Nr. 208) wurde in der Nähe des Hauptzuflusses, im südlichen Teil des Sees, genommen. Die zweite Probe (Nr. 403)

aus der tieferen Region im Zentrum des Sees genommen. Die genauen Entnahmestellen sind in Abbildung 4-15 zu sehen.

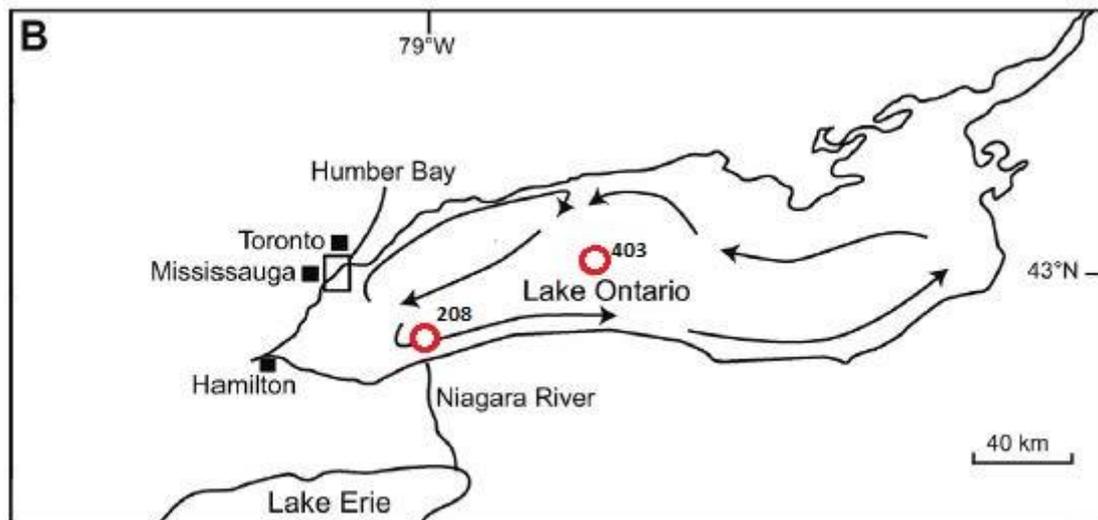


Abbildung 4-15: Entnahmestellen Nr. 208 und Nr. 403 am Ontariosee (Corcoran et al., 2015, modifiziert)

Methodik beim Ontariosee

Die Proben wurden vom Bord eines Schiffes aus mit kleinen Kernkisten entnommen. Es wurde bis zu 30 cm in das Sediment hinein beprobt. Die entnommenen Proben wurden anschließend in 2 cm große Einzelproben unterteilt, in undurchlässige Gefäße aus Polypropylen gefüllt und für den Transport zum Labor eingefroren. Im Labor wurden die 15 Einzelproben je Entnahmestelle bei Zimmertemperatur aufgetaut, in Aluminiumschalen entleert und für acht Stunden bei 70 °C im Ofen getrocknet. Anschließend wurden die Einzelproben gesiebt und in die Fraktionen < 0,5 mm, 0,5 mm – 0,71 mm, 0,71 mm – 0,85 mm, 0,85 mm – 1,0 mm und >1,0 mm unterteilt. Jede der Proben wurde dann mit 250 ml destilliertem Wasser in einen 700 ml fassenden Becher geleert. Die Proben wurden für eine Minute geschüttelt und konnten sich dann fünf Minuten setzen. Partikel mit einer geringen Dichte wurden danach aus dem Behältnis entfernt und der Rest jeder Probe wieder bei 70 °C für 18 Stunden getrocknet. Die getrockneten Proben wurden anschließend in ein Gefäß mit 250 ml Natriumpolywolframat (Dichte 1,5 g/cm³) geschüttet, eine Minute gerührt und dann zur Dichteseparation für zehn Minuten stehen gelassen. Die aufschwimmenden Partikel wurden nach dieser Zeit entfernt und mit destilliertem Wasser gewaschen.

Nach erneuter Trocknung wurden die Partikel in Glasphiolen gegeben und mittels FT-IR Mikroskopie mit angeschlossenen ATR-IR Gerät untersucht.

4.1.8 Mikrokunststoffe im North-Shore-Channel, Chicago (USA)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen im North-Shore-Channel wurde von McCormick et al. (2014) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.1.8 und 5.1.8 dargestellte

Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Der North-Shore-Channel (NSC) ist ein künstlich errichteter Kanal westlich von Chicago, USA. Erbaut wurde er von 1907 bis 1910, um ursprünglich das Schmutzwasser aus den nördlichen Vororten südlich abzutransportieren und so den Michigansee zu schützen. Ursprünglich wurde der Strom des Kanals aufrechterhalten, indem Wasser aus dem Michigansee in den Kanal gepumpt wurde. In den 1920er Jahren wurde in circa 5,6 km oberstromiger Entfernung zum Chicago River eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) gebaut, die mit ihrem Ablauf nun für die Strömung im Kanal sorgt. Die ARA hat einen durchschnittlichen täglichen Durchfluss von 927 Millionen Litern. Insgesamt hat der NSC eine Länge von rund zwölf Kilometer und mündet im Süden in den Nordast des Chicago Rivers. Eine Übersicht des Kanals mit der Abwasserreinigungsanlage ist in Abbildung 4-16 zu sehen. Der Kanal wird hauptsächlich für Freizeitaktivitäten, wie Kanu fahren oder wandern, oder als Erholungsgebiet benutzt (Anderson, 2016).

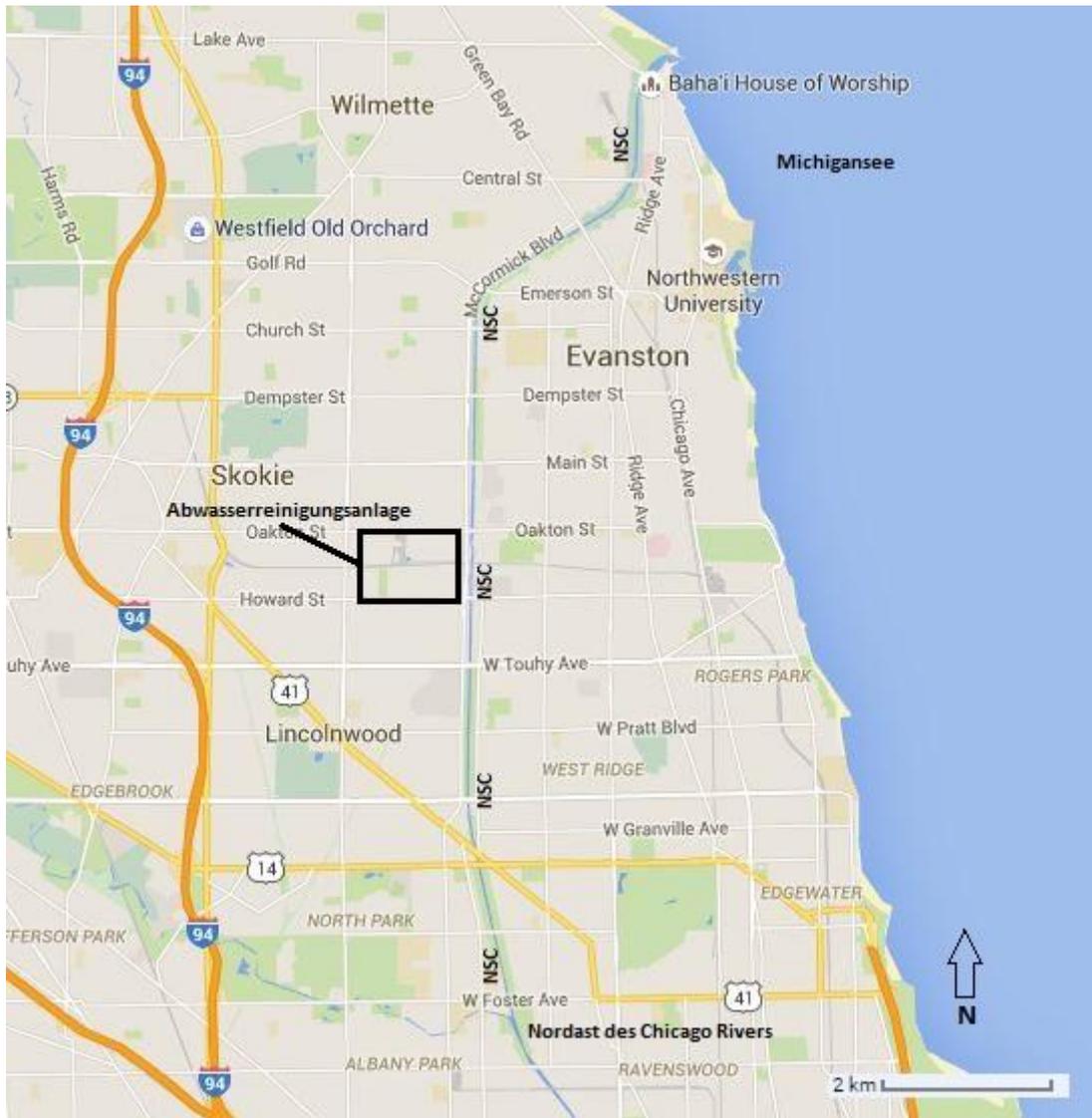


Abbildung 4-16: Lage des North-Shore-Channel und der Abwasserreinigungsanlage (Google Maps, 2016, modifiziert)

Ziel dieser Studie war es, die Mikrokunststoffkonzentrationen in einem urbanen Fluss und die Auswirkungen der Kläranlage darauf zu beurteilen.

Methodik

Hierfür wurden am 13.09.2013 mit zwei Netzen (0,92 m x 0,42 m und 0,36 m x 0,41 m) mit einer Maschenweite von 333 μm vier Proben stromabwärts und vier Proben stromaufwärts genommen. Die Netze wurden stationär und simultan hinter einem Boot angebracht. In jedem der Netze wurde zentral ein Durchflussmesser (Marsh-McBirney Flo-Mate model 2000) angebracht, um die Fließgeschwindigkeit zu ermitteln. Nach jeweils 20-minütiger Fahrt wurden alle gesammelten Materialien mit circa 250 ml ungefiltertem Wasser in eine 1 L Nalgene Flasche gespült und danach zur Konservierung in einen Kühler gelegt. Im Labor wurden die Proben bei 4 °C bis zur Untersuchung gelagert.

Vor der Untersuchung wurden die Proben durch ein 2 mm und ein 330 µm Sieb gesiebt und die Partikeln zwischen 330 µm und 2 mm in einen Glasbecher transferiert und für 48 Stunden bei 75 °C getrocknet. Organisches Material wurde durch eine flüssige Peroxid Oxidation (0,05 ml Eisen II und 30 %-iger Wasserstoffperoxid) bei 75 °C abgebaut. Anschließend durchliefen die Proben eine Dichteseperation mit Natriumchlorid. Somit konnten die Mikrokunststoffe aufschwimmen und verbleibendes organisches Material absinken bzw. damit die Mikrokunststoffe abgegossen werden. Die Mikrokunststoffe wurden gefiltert und unter einem Seziernmikroskop gezählt. Aufgrund der Tendenz, dass Partikeln in den Filtern hängen bleiben können, wurden von jeder Probe auch fünf Teilproben des Filters genommen. Jede der Teilproben entsprach dabei 3 % der gesamten Filterfläche. Der Mittelwert der gezählten Partikeln in den Teilproben wurde dann auf die Menge an Partikeln auf der gesamten Filterfläche extrapoliert. Die Konzentration wurde errechnet, indem die Anzahl der Partikel durch die Wasseroberfläche bzw. durch das Wasservolumen dividiert wurde.

Zur weiteren Bestimmung mit einem Rasterelektronenmikroskop wurden die Partikeln in ein Karnovsky Fixativ transferiert, bei 4 °C für 24 Stunden gelagert und nachfolgend mit Dimethylarsinsäure gewaschen. Anschließend behandelte man die Proben mit 0,2 %-igem Osmiumoxid und entwässerte diese mit Ethanol. Nach darauffolgendem Trocknen der Proben wurden diese noch mit 30 nm Palladium ummantelt. Bei der Untersuchung mit dem Rasterelektronenmikroskop (Cambridge Instruments S240) wurden jeweils fünf zufällig ausgewählte Felder untersucht.

4.2 Mikrokunststoff in Abwasserreinigungsanlagen

4.2.1 Studie des Oldenburg-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Abwasserreinigungsanlagen (Deutschland)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen in Abwasserreinigungsanlagen in Norddeutschland wurde von Mintening et al. (2014) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.2.1 und 5.2.1 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Bei dieser Studie wurden insgesamt zwölf Abwasserreinigungsanlagen in Niedersachsen beprobt. Alle Anlagen liegen verteilt im Gebiet des OOWV. Die Beprobung fand zwischen dem 22.04. und dem 29.04.2014 statt. Untersucht wurden jeweils das Ablaufwasser, der eingedickte bzw. entwässerte Klärschlamm und bei einigen Anlagen die abgeschiedenen Leichtstoffe. Eine Übersicht der beprobten Abwasserreinigungsanlagen ist in der Tabelle 4-3 zusammengefasst. Die in der Tabelle mit einem Stern markierten Orte wurden auch auf Leichtstoffe beprobt. Bei der Abwasserherkunft steht das „K“ für kommunal, das „G“ für Gewerbe und das „I“ für Industrie.

Tabelle 4-3: Übersicht der beprobten Abwasserreinigungsanlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)

Abwasserreinigungsanlage	Ausbau- größe	Abwassermenge	Abwasserherkunft
	[EW]	[m ³ /Jahr]	
Oldenburg*	210.000	13.000.000	K/G/I
Lohne-Rießel	43.000	1.200.000	K/G/I
Varel*	56.000	2.600.000	K/G/I
Brake*	34.000	1.400.000	K/G/I
Essen	46.000	1.000.000	ca. 70 % Schlachthof, Rest K/G/I
Holdorf*	26.000	600.000	ca. 40 % Molkerei, Rest K/G/I
Scharrel*	14.000	580.000	ca. 10 % Textilbetrieb, Rest K/G
Berne	8.000	330.000	überwiegend kommunal
Sandstedt	7.000	185.000	überwiegend kommunal
Burhave	13.500	340.000	überwiegend kommunal/Tourismus
Neuharlingersiel	10.000	185.000	überwiegend kommunal/Tourismus
Schillig*	11.000	270.000	überwiegend kommunal/Tourismus

Methodik

Die Proben im Kläranlagenablauf wurden direkt vor der Einleitung in den Vorfluter entnommen. Aufgrund zu hoher Tiefen des Ablaufes oder einem nicht kontinuierlichen Abfluss konnte dies bei nicht allen Abwasserreinigungsanlagen erfolgen. Bei diesen Anlagen wurden die Proben stattdessen direkt am Überlauf der Nachklärung entnommen. Um die Repräsentanz der Proben zu gewährleisten, wurde der gesamte Mikroplastik über einen 10 µm Edelstahlkerzenfilter zurückgehalten und damit akkumuliert. Es wurden insgesamt zwischen 300 und 1.000 Liter je Anlage entnommen. Die Abwasserreinigungsanlage in Oldenburg ist mit einer Schlussfiltration ausgestattet. Hier wurde je eine Probe vor und nach der Schlussfiltration gezogen. Die Filter befanden sich bei jeder Beprobung in geschlossenen Filtergehäusen, welche erst im Labor geöffnet wurden, um Fremdkontamination zu vermeiden. Alle Beprobungen fanden an Tagen statt, an denen es zuvor nur leichte oder keine Niederschlagsereignisse gab, um den Mikroplastikgehalt des häuslichen und industriellen Abwassers widerzuspiegeln.

Im Labor wurden die Proben mit einem enzymatisch-oxidativen Verfahren behandelt, um natürliche Stoffe zu entfernen und anschließend einer Dichteseparation mit Zinkchlorid unterzogen. Die Mikroplastikpartikeln wurden dann durch ein Sieb in Partikeln > 500 µm und < 500 µm unterteilt. Die Partikeln größer 500 µm wurden visuell mit einem Binokular aus der Probe entnommen und mittels FT-IR Analyse weiter untersucht. Die Fraktionen kleiner 500 µm wurden in Schottflaschen transferiert und mit 30 ml Wasserstoffperoxid versetzt. Anschließend folgten eine Chitinase und eine erneute Versetzung mit Wasserstoffperoxid. Nach einer weiteren Dichteseparation mit Zinkchlorid konnten die Kunststoffpartikeln entnommen und mittels FT-IR Analyse un-

tersucht werden. Da die Proben noch hohe Rückstände an organischem Material aufwiesen, wurden diese in Teilproben auf mehrere Filter aufgeteilt, um gute Messergebnisse erzielen zu können.

Für die Beprobung des Klärschlammes wurde in Brake, Oldenburg, Burhave und Varel entwässerter Klärschlamm entnommen, während in den anderen acht beprobten Anlagen flüssiger, eingedickter Klärschlamm entnommen worden ist. Alle Proben wurden jeweils in 1-Liter-Kautexflaschen abgefüllt. Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu garantieren, wurden die Daten hinsichtlich Wasser- und Feststoffanteil aufgezeichnet. Die entwässerten Proben wiesen dabei Feststoffanteile von 2 bis 25 % auf.

Aufgrund der Zusammensetzung des Klärschlammes mit vielen schwer abbaubaren organischen Stoffen wurde eine Behandlung mit 10-molarer Natronlauge gewählt. Der Schlamm wurde für die Behandlung im Labor mit gefiltertem Leitungswasser auf ein Volumen von einem Liter aufgefüllt und 400 g Natronlauge hinzugefügt. Nach darauffolgender 24-stündiger Inkubation der Probe bei 60 °C wurde mit 32 %-iger Salzsäure neutralisiert und eine Dichteseperation mit einer Natriumchlorid-Lösung (Dichte 1,14 g/cm³) durchgeführt. Eine Teilprobe der abgetrennten Kunststoffpartikeln wurde weiter auf Aluminiumoxidfilter filtriert und mittels FT-IR Analyse untersucht.

Bei der Beprobung der Leichtstoffe wurden zunächst mit einer Kelle circa 1 Liter Material aus dem belüfteten Sandfang entnommen und in 1-Liter-Kautexflaschen gefüllt. Anschließend wurden jeweils 50 g der Probe mit Waschbenzin versetzt, um Fette und Öle zu lösen. Nach fünf Minuten wurde die Probe unter ständigem Rühren über ein Sieb mit einer Maschenweite von 2 mm filtriert und mit reinem Ethanol abgespült. Durch eine darauffolgende Dichteseperation konnte das Waschbenzin von der Probe getrennt werden. Zum Abbau organischer Stoffe wurde, wie bei der Behandlung des Klärschlammes, eine 10-molare Natronlauge verwendet. Bei der Behandlung der Proben kam es jedoch zu erheblichen Verseifungsreaktionen, weswegen eine Analyse der Mikrokunststoffkonzentration mittels FT-IR nicht stattfinden konnte.

4.2.2 Transport von Mikrokunststoffen in Abwasserreinigungsanlagen in den USA

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen in Abwasserreinigungsanlagen (ARA) in den Vereinigten Staaten von Amerika wurde von Carr et al. (2016) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.2.2 und 5.2.2 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Das Einzugsgebiet des Bezirkes Los Angeles beinhaltet insgesamt zwölf Abwasserreinigungsanlagen. Vier dieser Anlagen haben die Möglichkeit der Weiterverarbeitung von Feststoffen in Faultürmen. Zehn Abwasserreinigungsanlagen besitzen eine dritte Reinigungsstufe und dienen auch der Trinkwasseraufbereitung. Durch diese fließen täglich rund 681 Millionen Liter Abwasser. Die anderen zwei Kläranlagen sind lediglich mit zwei Reinigungsstufen ausgestattet. Die kleinere der beiden verarbeitet täglich

0,3 Millionen Liter, während die größere Anlage einen Durchsatz von 1,06 Milliarden Litern pro Tag hat.

Im Juni 2014 und im Januar 2015 wurden an sieben ARAs mit dritter Reinigungsstufe und an der größeren Abwasserreinigungsanlage am Ende der zweiten Reinigungsstufe Proben zur Detektion von Mikroplastikstoffen entnommen. Eine Übersicht der beprobten Abwasserreinigungsanlagen ist in Abbildung 4-17 zu sehen.

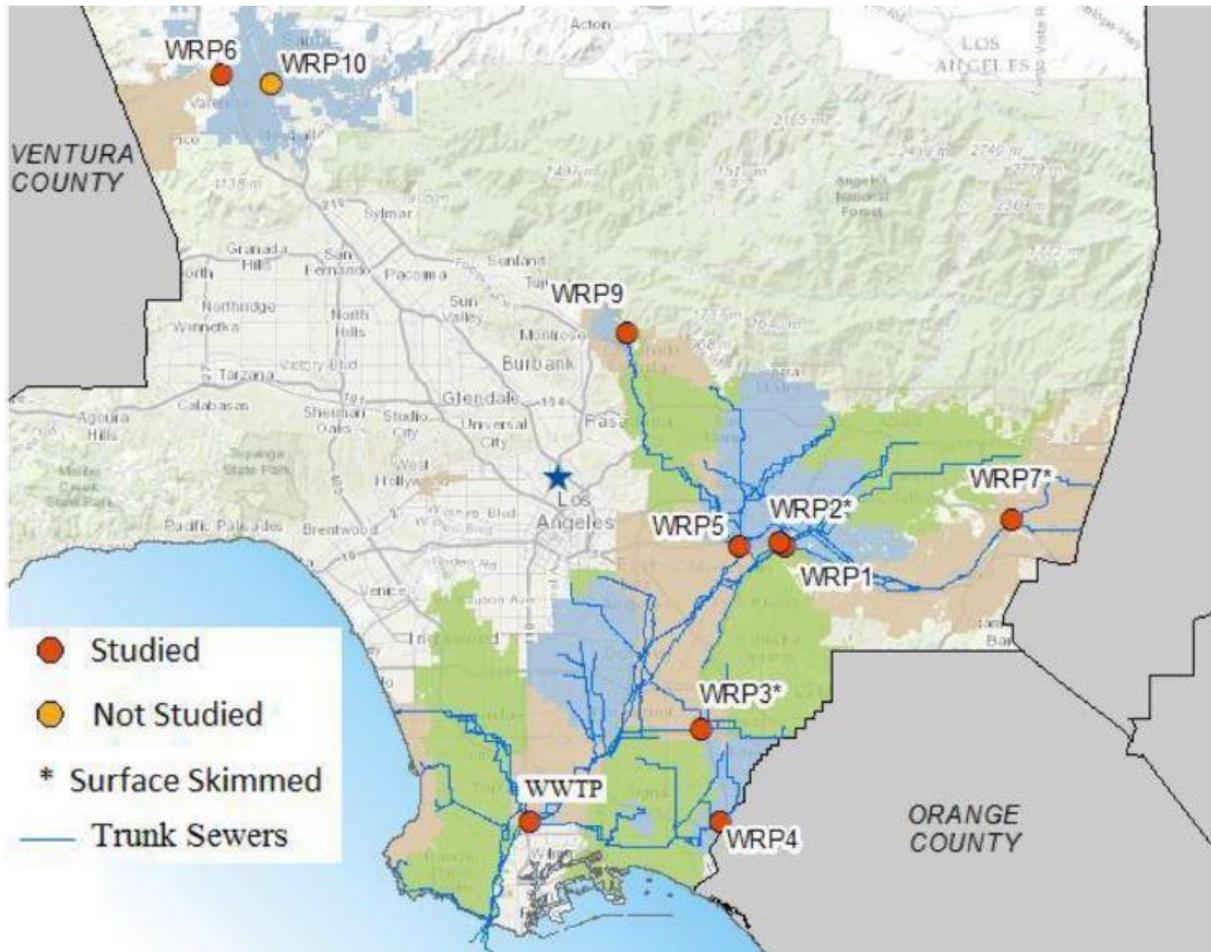


Abbildung 4-17: Übersicht über die beprobten Abwasserreinigungsanlagen in Los Angeles (Carr et al., 2016)

Methodik

Zur Detektion der Mikroplastikstoffe wurden zwei verschiedene Siebmethoden verwendet. Bei der ersten Methode wurden 8-Zoll Durchmesser Stahlsiebe ($\cong 20,32$ cm) mit den Maschenweiten $45 \mu\text{m}$, $180 \mu\text{m}$ und $400 \mu\text{m}$ in der Abwasserreinigungsanlage platziert. Alle Siebanlagen wurden vor direkter Sonneneinstrahlung und flüchtigen atmosphärischen Einflüssen durch Umwickeln der Siebanlage mit Aluminiumfolie geschützt. Während den Messungen herrschte in der Abwasserreinigungsanlage ein konstanter Durchfluss, um das gefilterte Wasservolumen genau bestimmen zu können. Die Beprobung fand am Ende der dritten Reinigungsstufe statt (Abbildung 4-20).

Die zweite Siebung benutzte eine Methode zur Abschöpfung von Mikroplastikpartikeln an der Wasseroberfläche. Beprobet wurde bei dieser Methode kurz vor dem Ablauf in den Vorfluter. Da der Ablauf in den Vorfluter in den verschiedenen Abwasserreinigungsanlagen unterschiedliche Maße hatte, wurden zwei Sieblängen gebaut. Eine Sieblänge betrug vier Fuß (≈ 122 cm) und die andere acht Fuß (≈ 244 cm). Beide Siebe hatten eine Maschenweite von $125 \mu\text{m}$. Fotos der beiden Gerätschaften sind in Abbildung 4-18 und Abbildung 4-19 zu sehen.



Abbildung 4-18: Fotos vom vier Fuß langen Sieb in der Abwasserreinigungsanlage 3 und 7 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016)



Abbildung 4-19: Foto vom acht Fuß langen Sieb in der Abwasserreinigungsanlage 1 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016)

Um den Transport der Mikrokunststoffpartikeln entlang der drei Reinigungsstufen festzustellen, wurden zusätzliche Proben in den verschiedenen Reinigungsstufen der Abwasserreinigungsanlage 1 entnommen. Die verschiedenen Probenentnahmeorte sind in der Abbildung 4-20 mit roten Sternen gekennzeichnet.

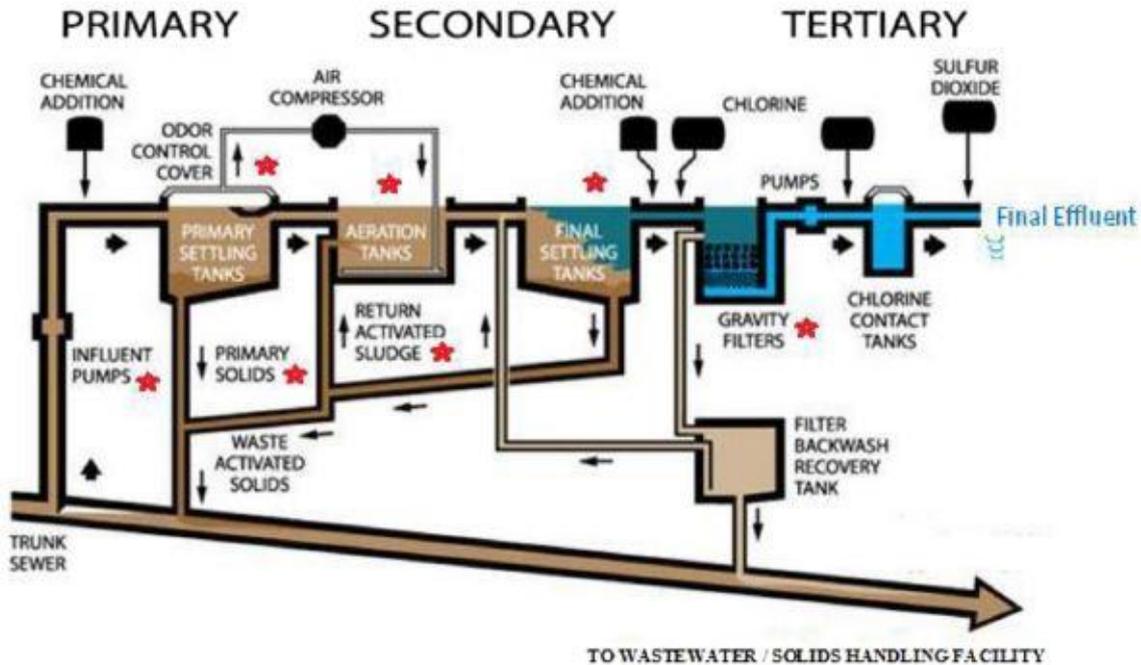


Abbildung 4-20: Lage der Probenahmeorte zur Untersuchung des Transports von Mikrokunststoffen in den verschiedenen Reinigungsstufen der Abwasserreinigungsanlage 1 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016)

Der Rückstand in den 8-Zoll Sieben aus der dritten Reinigungsstufe wurde mit ionisiertem Wasser aus den Sieben ausgewaschen. Anschließend wurden die Rückstände in ein 15 ml fassendes abgestuftes Zentrifugenglas transferiert und für 20 min bei 4.000 Umdrehungen pro Minute geschleudert. Nach dem Schleudern konnte das Volumen der Rückstände ermittelt und alle Rückstände unter dem Mikroskop näher untersucht werden.

Die festen Reststoffe aus der zweiten Reinigungsstufe wurden zuerst in einen Becher gefüllt und anschließend solange mit ionisiertem Wasser übergossen bis eine Probenmenge von insgesamt 500 ml erreicht wurde. Um die Masse homogen zu bekommen, wurden die Proben mit einer Magnetrührplatte kräftig gerührt. Danach wurden Teilproben von je 5 ml Menge aus der homogenen Masse pipettiert und in gerasterten Petrischalen weiter untersucht und die Partikeln ausgezählt.

Stichproben aus dem Belebungsbecken, der Klärschlammwässerung, den Gravitationsfiltern und dem Klärschlamm wurden zunächst mit einer verdünnten Lösung Bleichmittel (Clorox und 8,25 % Natriumhypochlorid) versetzt, um die Proben zu desinfizieren. Nach der Desinfektion wurden die Proben sofort mit einem Mikroskop unter einer Dunstabzugshaube weiter untersucht.

Bei allen Untersuchungen unter dem Mikroskop wurden vorab visuell runde oder bruchstückhafte Fragmente, sowie Fasern und andere eventuelle Kunststoffpartikeln aus den Proben entnommen, um nicht die ganze Probe untersuchen zu müssen. Einzelne Mikrokunststoffpartikeln und auch einige vermeintliche Mikrokunststoffpartikeln wurden weiter zur näheren Analyse noch mittels FT-IR Spektroskopie untersucht.

4.2.3 Mikrokunststoff in der Abwasserreinigungsanlage St. Petersburg

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen in der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg wurde von Talvatie und Heinonen (2014) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.2.3 und 5.2.3 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Die zentrale Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg, Russland, liegt auf einer künstlich angelegten Insel im Westen der Stadt im Finnischen Meerbusen (Abbildung 4-21). Die Anlage wurde im Jahr 1997 in Betrieb genommen und zwischen 2005 und 2007 saniert, um auf dem Stand der Technik zu bleiben (Vodokanal, 2016). Sie hat ein jährliches Abwasserbehandlungsvermögen von rund 350 Millionen Litern. Zwischen dem 03.03. und 07.03.2014 haben die Beprobungen zur Detektion von Mikrokunststoffen in der Abwasserreinigungsanlage stattgefunden.

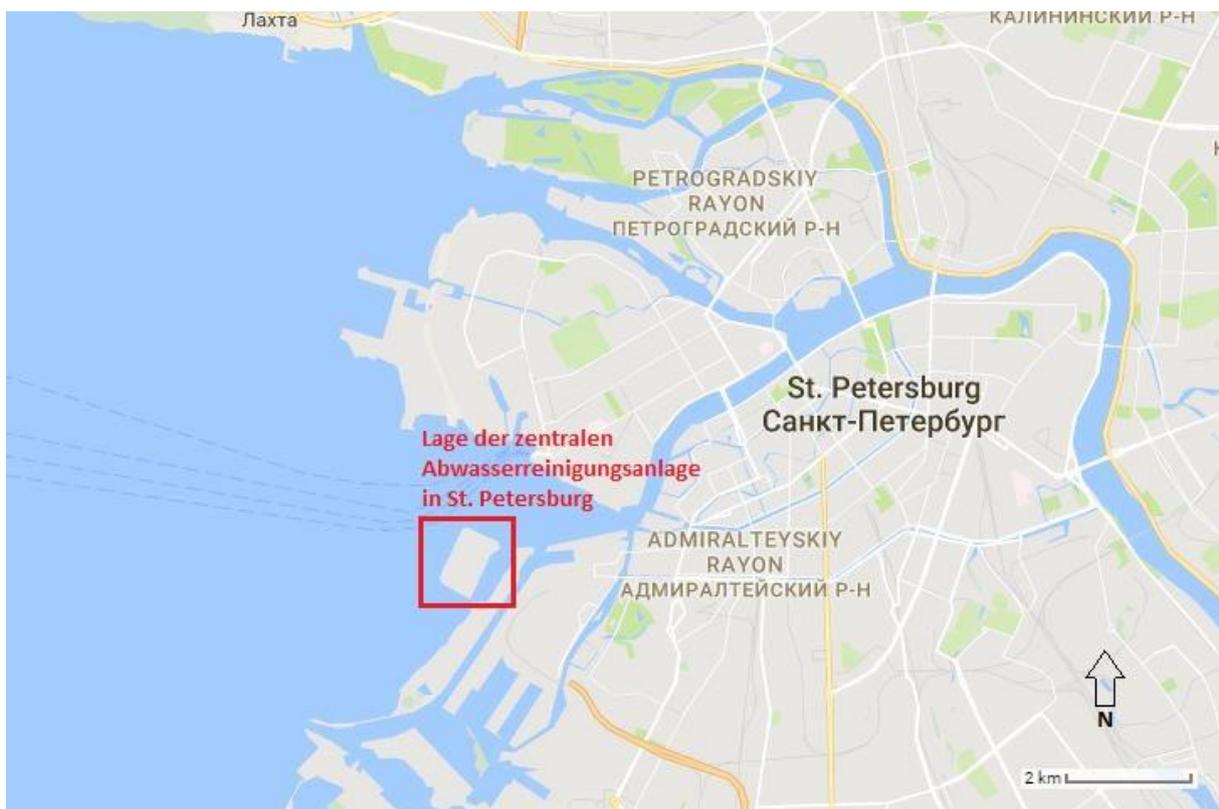


Abbildung 4-21: Lage der zentralen Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg (Google Maps, 2016, modifiziert)

Methodik

Zur Beprobung der Abwasserreinigungsanlage wurde ein spezielles Gerät entwickelt. Es besteht aus drei durchsichtigen Kunststoffröhren mit einem Durchmesser von 60 mm und anschraubbaren Verbindungsstücken, welche die drei Röhren zusammenhalten. Zwischen den Verbindungsstücken wurden Filter verschiedener Maschenweiten eingebaut. In chronologischer Reihenfolge passierte das beprobte Abwasser Netze mit den Maschenweiten 300 μm , 100 μm und 20 μm . Vor dem Zusammenbau der Gerätschaft wurden alle Teile gründlich ausgewaschen, um Fremdkontamination zu verhindern. Wenn bei der Beprobung einer der Filter verstopfte, konnte er durch Aufschrauben und Einlegen eines neuen Netzes ersetzt werden. Der Aufbau der Messeinrichtung ist in Abbildung 4-22 dargestellt.



Abbildung 4-22: Aufbau der Messeinrichtung für die Beprobung der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg (Talvatie & Heinonen, 2014)

Die Messungen fanden alle in gereinigtem Abwasser statt. Für die Messungen wurde Wasser aus dem Abwasserstrom entnommen und in vorher gereinigte Kunststoffcontainer transferiert. Von dort wurde das Abwasser mit einem Messbecher in die Messeinrichtung eingefüllt. Durch die Maschenweiten 300 μm und 100 μm wurden insgesamt 50 Liter gereinigtes Abwasser gefiltert. Aufgrund der engen Maschenweite bei dem 20 μm Filter konnte hier nur jeweils 1 Liter gefiltert werden, da ein höheres Volumen zu Verstopfungen des Filters führte. Wegen der geringen Menge an gefiltertem

Wasser wurden bei der 20 µm Filterung drei Wiederholungen je Beprobung durchgeführt. Insgesamt wurde ebenfalls dreimal beprobt.

Nach der Beprobung wurden die einzelnen Filter mit Pinzetten in Petrischalen transferiert und die Petrischalen vorsichtig verschlossen, um Fremdkontamination zu verhindern. Die Proben wurden anschließend unter einem Lichtmikroskop mit 50-facher Vergrößerung untersucht und Mikrokunststoffpartikeln nach ihrer Form und Farbe identifiziert und gezählt. Wo es möglich war, wurde der Verschluss der Petrischalen zur Untersuchung nicht geöffnet. Bei den Proben der 20 µm Fraktion war dies jedoch häufig nicht möglich, weshalb bei einigen Untersuchungen der Verschluss geöffnet werden musste. Die detektierten Partikeln wurden in die Formen partikuläre und faserige Stücke und in die Farben Schwarz, Blau und Rot unterteilt.

4.3 Mikrokunststoff in Organismen

4.3.1 Untersuchung von Mikrokunststoffen in Gründlingen (Frankreich)

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen in Gründlingen in Frankreich wurde von Sanchez et al. (2014) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.3.1 und 5.3.1 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Gründlinge (*Gobio Gobio*) sind cyprinidenartige Süßwasserfische. Sie werden 8 bis 15 cm groß und wiegen bis zu 100 g. Der Gründling bewohnt vorzugsweise ruhigere Abschnitte von Fließgewässern, kommt aber auch in der Uferzone von stehenden Gewässern und im Brackwasser vor. Er ernährt sich hauptsächlich von kleinen Bodentieren, wie Würmern, Krebsen und Insektenlarven. Gelegentlich dienen auch Fischlaich oder pflanzliche Stoffe zur Nahrungsaufnahme (WESO Software GmbH, 2016).

Methodik

Die Studie von Sanchez et al. (2014) zur Untersuchung von Mikrokunststoffpartikeln in Gründlingen fand im Herbst 2012 statt. Hierfür wurden 186 ausgewachsene Gründlinge aus elf französischen Strömen gefangen. Die Fanggebiete wurden vorab aufgrund ihrer unterschiedlichen Umwelteinflüsse festgelegt. Eine Übersicht der beprobten Flüsse und der darin gefangenen Fische ist in Tabelle 4-4 zu sehen.

Tabelle 4-4: Übersicht der beprobten Flüsse, deren Umwelteinwirkungen und die Anzahl der darin gefangenen Fische (Sanchez et al., 2014, modifiziert)

Fluss (Code)	Umwelteinflüsse	Zahl der Gründlinge (männl./weibl.)	Fischlänge [mm]	Fischgewicht [g]
Bramerit (BRA)	wenig menschliche Einflüsse	8 (4/4)	108 ± 7	11 ± 3,2
Auvézère (AUV)	wenig menschliche Einflüsse, Landwirtschaft	19 (8/11)	121 ± 29	19,4 ± 8
Yerres (YER)	Landwirtschaft (Getreide)	20 (4/16)	104 ± 11	9,4 ± 3,6
Jouanne (JOU)	Kunststoffindustrie	19 (8/11)	93 ± 4	5,9 ± 0,9
Dore (OLL)	wenig menschliche Einflüsse, pharmazeutische Industrie	20 (6/14)	114 ± 22	14 ± 7,5
Risle (RIS)	gemischte Industrie	7 (2/5)	121 ± 20	16,5 ± 8,5
Bedat (BED)	Urban (EW 500)	20 (13/7)	122 ± 14	15,7 ± 5
Loire (LOV)	Urban (EW > 10000)	20 (10/10)	113 ± 25	14,8 ± 2,8
Loire (LOI)	Urban (EW 1000)	19 (9/10)	114 ± 12	12,2 ± 4,3
Chée (CHE)	Landwirtschaft (Wein, Getreide)	20 (8/12)	123 ± 13	14,9 ± 4,8
Hers-mort (HER)	Urban (EW 1000)	14 (7/7)	84 ± 10	6,5 ± 2,6

Die Fische wurden nach dem Fang direkt mit einem Schlag gegen den Kopf getötet, gemessen, gewogen und nach ihrem Geschlecht untersucht. Der Verdauungstrakt wurde anschließend entnommen und bis zur laboratorischen Untersuchung bei Raumtemperatur in 70 %-igem Ethanol gelagert. Um aufgenommene Mikrokunststoffpartikeln zu detektieren, wurde der Verdauungstrakt freigelegt und dessen Inhalt unter einem Präpariermikroskop analysiert. Um Fremdkontaminationen zu vermeiden, wurden alle Geräte zur Freilegung des Verdauungstraktes vorher gereinigt und unter dem Mikroskop auf Mikrokunststoffe untersucht. In der Studie wurde der Fokus auf die Detektion von harten und bunten Fasern gelegt, jedoch konnten auch farblose Fasern und Pellets identifiziert werden. Die Gründlinge wurden bei der Analyse in drei Gruppen unterteilt: Gründlinge ohne Mikrokunststoffe, Gründlinge mit Mikrokunststoffen und Gründlinge mit vermuteten Mikrokunststoffen. Letztere Gruppierung wurde gewählt, wenn die Untersuchung keinen eindeutigen Hinweis auf Mikrokunststoffe ergab, jedoch fremde Partikeln, welche nicht identifizierbar waren, in dem Fisch gefunden wurden.

4.3.2 Mikrokunststoff in den großen Seen in Afrika

Die Studie zur Detektion von Mikrokunststoffen in zwei Fischarten aus dem Victoriasee wurde von Biginagwa et al. (2016) durchgeführt. Die in den Absätzen 4.3.2 und 5.3.2 dargestellte Zusammenfassung der Studie ist geistiges Eigentum der Autoren. Anderweitige Quellen werden gesondert zitiert.

Bei dieser Studie wurden sowohl der Nil-Tilapia als auch der Nilbarsch auf Mikrokunststoffe untersucht. Der Nil-Tilapia (*Oreochromis niloticus*) gehört der Familie der Buntbarsche an. Er wird zwischen 60 cm und 70 cm lang und kann dabei ein Gewicht von

bis zu 8 kg erreichen. Durch seine hohe Temperaturreistenz kommt er in Seen, Flüssen und Bewässerungskanälen vor. Er ernährt sich hauptsächlich von Phytoplankton und Algen. Der Nilbarsch (*lates niloticus*) ist ein Süßwasserraubfisch, der aus der Familie der Barschartigen stammt. Er kann bis zu zwei Meter lang werden und bis zu 200 kg wiegen. Seine Durchschnittsgröße beträgt allerdings nur 85 cm bis 100 cm. Nilbarsche sind im tropischen und subtropischen Afrika beheimatet. Sie leben in einer Tiefe zwischen 10 m und 60 m. Der Nilbarsch ernährt sich von Fischen. Vor allem Heringe, Barbusarten und Salmlern der Gattung *Alestes* zählen zu seinen Speisen. Kleinere Nilbarsche ernähren sich auch von Krebstieren, Insekten und Jungfischen (WESO Software GmbH, 2016).

Methodik

Zur Untersuchung wurden im März 2015 am Mwanza Hafenmarkt jeweils 20 fangfrische Nilbarsche und Nil-Tilapia gekauft. Die gekauften Nilbarsche waren zwischen 46 cm und 50 cm lang und wogen zwischen 500 g und 800 g. Die Nil-Tilapia hatten eine Länge von 25 cm bis 30 cm und wogen zwischen 500 g und 700 g. Den Fischen wurde vor Ort der Magen-Darm-Trakt von der Bauchhöhle bis zum Anus entnommen. Zwischen jeder Entnahme eines Magen-Darm-Traktes wurde das Sezierbesteck gereinigt, um Fremdkontamination zu verhindern. Vorab wurde jeder Magen-Darm-Trakt inspiziert und bei den Nilbarschen wurden unverdaute Essensreste aus dem Magen entnommen. Die Magen-Darm-Trakte wurden dann in 96 %-igem Ethanol konserviert und ins Labor transportiert. Im Labor wurden die Proben mit Natriumhydroxid behandelt, um die Mikrokunststoffe von organischen Substanzen zu trennen. Danach wurden die Proben unter fließendem Wasser durch ein 250 µm weites Sieb gesiebt und auf einem Filterpapier zum Trocknen gelagert. Nach dem Trocknen wurden alle Proben unter einem Lichtmikroskop analysiert und Kunststoffpartikeln aussortiert. Um die chemische Zusammensetzung der Kunststoffe zu untersuchen, wurden alle aussortierten Kunststoffpartikeln mittels ATR-IR Spektroskopie weiter analysiert.

4.4 Weitere Untersuchungen und Studien

Neben den oben beschriebenen Untersuchungen und Studien gab es noch einige weitere Untersuchungen, welche allerdings in dieser Masterarbeit nicht mehr im Detail beschrieben wurden. Diese recherchierten Untersuchungen und Studien werden allerdings der Vollständigkeit halber im Nachfolgenden kurz aufgelistet. Die dabei angewandten Messmethoden sowie auch deren Ergebnisse sind in den Anhängen A und B dieser Arbeit zusammengefasst.

- Mikrokunststoffe in Seen und Flüssen
 - Schweizer Seen, Schweiz:
 - École Polytechnique Fédérale de Lausanne (2014) Évaluation de la pollution par les plastiques dans les eaux de surface en

Suisse, Lausanne. [online] <http://www.news.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/37657.pdf> (letzter Zugriff am 25.04.2016).

- Chesapeake Bay, USA:
 - Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., and Arthur, C. D. (2014) Microplastics in four estuarine rivers in the chesapeake bay, U.S.A. *Environmental Science and Technology*, **48**(24), 14195–14202.
- Tamar Ästuar, Vereinigtes Königreich:
 - Sadri, S. S. and Thompson, R. C. (2014) On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, **81**(1), 55–60.
- Goiana Ästuar, Brasilien:
 - Lima, A. R. A., Costa, M. F., and Barletta, M. (2014) Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research*, **132**, 146–155.
- Mikrokunststoffe in Sedimenten
 - Gardasee, Italien:
 - Imhof, H. K., Laforsch, C., Wiesheu, A. C., Schmid, J., Anger, P. M., Niessner, R., and Ivleva, N. P. (2016) Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water Research*, **98**, 64–74.
- Mikrokunststoffstudie im Trinkwasser
 - Trinkwasserstudie des OOWV, Deutschland:
 - Mintening, S., Löder, M., and Gerdts, G. (2014) Mikroplastik in Trinkwasser-Untersuchung im Trinkwasserversorgungsgebiet des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen-Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie.

- Mikrokunststoffe in Abwasserreinigungsanlagen
 - Abwasserreinigungsanlage in den Niederlanden:
 - De Boer, J. (2013) Microplastic survey of the Dutch environment- Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota,
 - Abwasserreinigungsanlage in Schweden:
 - Magnusson, K. and Norén, F. (2014) Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant,
 - Abwasserreinigungsanlage in Glasgow, Vereinigtes Königreich:
 - Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., and Quinn, B. (2016) Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, **50**(11), 5800–5808.
 - Abwasserreinigungsanlage in Derby, Vereinigtes Königreich
 - Tagg, A. S., Sapp, M., Harrison, J. P., and Ojeda, J. J. (2015) Identification and Quantification of Microplastics in Wastewater Using Focal Plane Array-Based Reflectance Micro-FT-IR Imaging. *Analytical Chemistry*, **87**(12), 6032–6040.

- Mikrokunststoffe in Organismen
 - Gardasee, Italien:
 - Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., and Laforsch, C. (2013) Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology*, **23**(19), R867–R868.

- Techniken zur Beprobung
 - Separationstechniken in Abwasserreinigungsanlagen:
 - Mucha Torre, M. (2015) Microplastics in waste water treatment plants and separation techniques.
 - Separations- und Quantifizierungstechnik in Sedimenten
 - Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P., and Laforsch, C. (2012) A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods*, **10**(JULY), 524–537.

- Spezielle Techniken zur Probenvorbereitung und -untersuchung
 - Bilanzen-Methode der Technischen Universität Wien
 - Schwarzböck, T., Aschenbrenner, P., Rechberger, H., Brandstätter, C., and Fellner, J. (2016) Effects of sample preparation on the accuracy of biomass content determination for refuse-derived fuels. *Fuel Processing Technology*, **153**, 101–110.
 - Fellner, J., Cencic, O., and Rechberger, H. (2007) A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants. *Environmental Science and Technology*, **41**(7), 2579–2586.

5 Ergebnisse der Untersuchungen

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der im Kapitel 4 beschriebenen Untersuchungen und Studien in derselben Reihenfolge zusammengefasst und dargestellt.

5.1 Befunde von Mikrokunststoffen in und an Binnengewässern

5.1.1 Befund aus Untersuchung der Donau

Bei der Studie von Lechner et al. (2014) wurden in beiden Jahren insgesamt 951 Proben entnommen und untersucht, 293 bei Tag und 658 bei Nacht. Dabei wurden insgesamt 24.049 junge Fische und 17.349 Kunststoffpartikeln gefunden. Die Kunststoffdichten zeigten dabei große Unterschiede zwischen den beiden Beprobungsjahren, sowohl in der Menge als auch in der Zusammensetzung (Tabelle 5-1).

Tabelle 5-1: Mittlere und maximale Driftintensitäten in Partikeln/1.000 m³ und g/1.000 m³ für die Untersuchungen 2010 und 2012 an der Donau (Lechner et al., 2014, modifiziert)

Kategorie	2010		2012	
	Mittlere Dichte ± Standardabweichung	Maximum	Mittlere Dichte ± Standardabweichung	Maximum
[Partikeln/1000 m³]				
Pellets	34,9 ± 146,1	2.135,2	9,3 ± 27,3	232,6
Flocken	80,1 ± 317,6	3.568,9	5,7 ± 9,1	55,0
Kugeln	693,1 ± 8299,9	138.219,3	2,0 ± 8,7	136,3
Andere	129,4 ± 235,5	2.922,0	38,0 ± 47,2	465,3
Total	937,6 ± 8.543,8	141.647,7	55,1 ± 75,4	744,5
[g/1000 m³]				
Pellets	0,9 ± 3,8	55,8	0,2 ± 0,7	6,1
Flocken	0,2 ± 0,7	8,0	0,0 ± 0,0	0,1
Kugeln	3,1 ± 36,9	615,1	0,0 ± 0,0	0,6
Andere	6,7 ± 12,2	150,8	2,0 ± 2,4	24,0
Total	10,9 ± 43,6	697,5	2,2 ± 3,0	30,2

Die Tabelle zeigt für das Jahr 2010 eine deutlich höhere Menge an Mikrokunststoffen mit einem industriellen Anteil (Pellets, Flocken und Kugeln) im Vergleich zum Jahr 2012. Im Jahr 2012 hingegen dominierte die Kategorie Andere. Eine Kombination der beiden Jahre ergab eine mittlere Kunststoffbelastung der Donau von $316,8 \pm 4.664,4$ Partikel pro 1.000 m³, wobei 79,4 % der Partikel aus industriellen Prozessen stammen und 20,6 % aus anderen Quellen. Gewichtsmäßig bedeutet diese Kombination eine Menge von $4,8 \pm 24,2$ g pro 1.000 m³ mit einem industriellen Anteil von 29,7 % und einem Rest aus anderen Eintragspfaden von 70,3 %. Somit ist festzustellen, dass die meisten Partikeln zwar aus der Industrie kommen, diese aber im Gewichtsverhältnis

nur einen kleinen Teil ausmachen. Als Haupteintragspfade nennen die Autoren einerseits die hohe Industriedichte in Deutschland und Österreich an der Donau und andererseits die hohe Frequenz von Schifffahrtsverkehr in dem Fluss (ca. 1.000 Schiffe pro Tag).

Anhand der erhobenen Zahlen bei dieser Studie gelangen laut Lechner et al. (2014) rund 7,5 g pro 1.000 m³ und Sekunde bei einem mittleren Durchfluss von 6.444 m³/s in das Schwarze Meer. Hochgerechnet entspricht das einer Menge von 4,2 Tonnen Kunststoffeintrag pro Tag. Die Autoren weisen allerdings darauf hin, dass diese Abschätzung eher konservativ ist und der tatsächliche Eintrag von Kunststoffen in das Schwarze Meer deutlich höher ist. So wurden beispielsweise die Partikel kleiner 500 µm aufgrund der gewählten Maschenweite nicht berücksichtigt. Des Weiteren haben Länder wie Deutschland oder Österreich einen hohen technischen Standard bei der Abwasserreinigung, was nicht auf alle an der Donau liegenden Länder zutrifft.

Bei der Studie von Hohenblum et al. (2015) wurden die in Abbildung 5-1 und Abbildung 5-2 dargestellten Konzentrationen gemessen. Die Abbildungen geben einen guten räumlichen Überblick der Mikrokunststoffkonzentrationen. Abbildung 5-1 zeigt die Mikrokunststoffkonzentrationen der Messung vom 20.01.2015 in Aschach und Abbildung 5-2 die Mikrokunststoffkonzentration der Messung von Hainburg vom 08.09.2014. Dreiecke symbolisieren hierbei die Ergebnisse mit dem 250 µm Netz und die Vierecke die Ergebnisse mit einem 500 µm Netz.

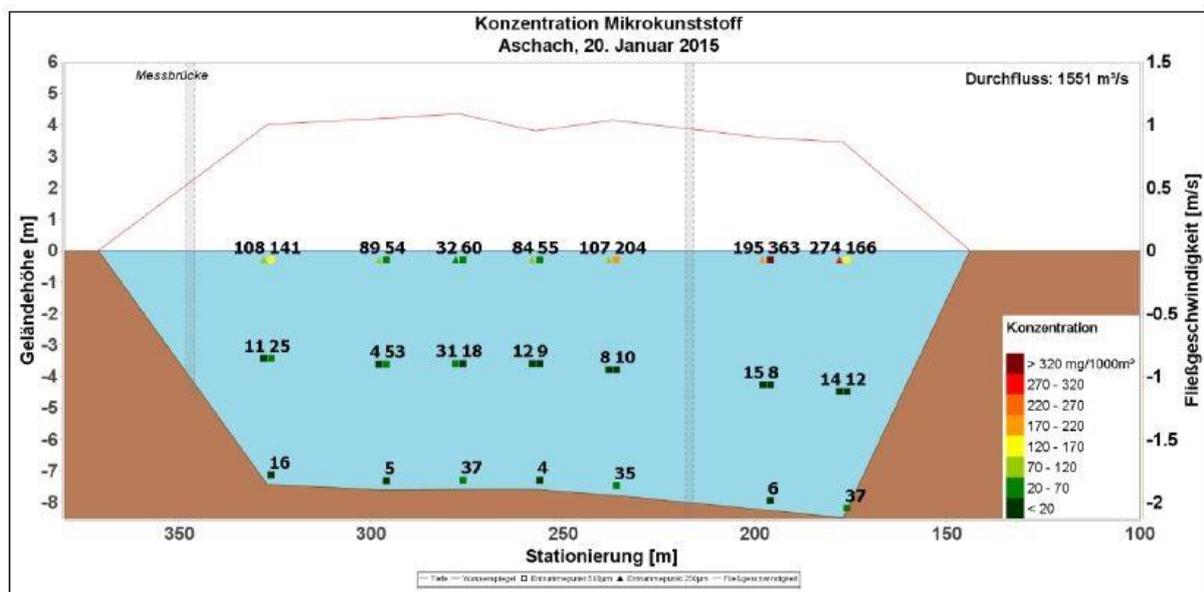


Abbildung 5-1: Räumliche Verteilung der Mikrokunststoffkonzentrationen bei der Messung vom 20.01.2015 in Aschach bei einem mittleren Abfluss in der Donau (Hohenblum et al., 2015)

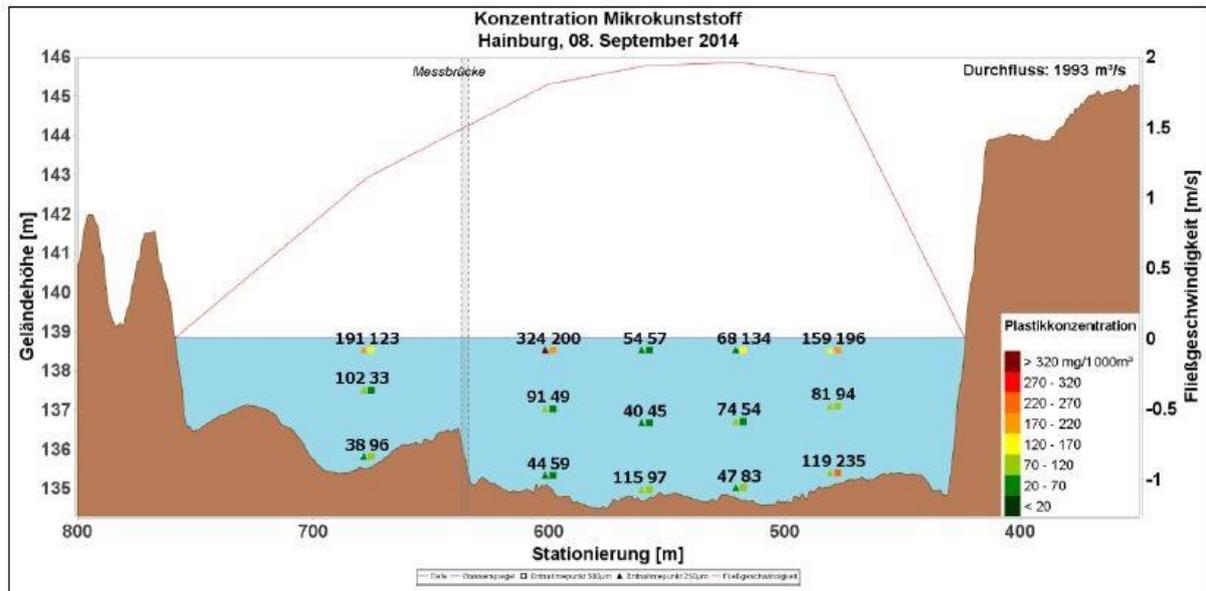


Abbildung 5-2: Räumliche Verteilung der Mikrokunststoffkonzentrationen bei der Messung vom 08.09.2014 in Hainburg bei einem mittleren Abfluss in der Donau (Hohenblum et al., 2015)

Aus den Abbildungen lässt sich in Aschach eine deutliche Schichtung der Konzentrationen erkennen. Die meisten Partikel wurden dort nah an der Wasseroberfläche gefunden, was auf die kleinere Dichte der Kunststoffe als Wasser hinweist. Des Weiteren lässt sich erkennen, dass die Konzentrationen zwischen dem rechten Ufer und dem ersten Brückenpfeiler deutlich höher waren als im Rest des Flusses. In Hainburg hingegen lässt sich, wie in Abbildung 5-2 zu sehen ist, nur bei niedrigem Abfluss in der Donau eine gewisse Schichtung erkennen, bei höherem Abfluss ist diese nicht mehr erkennbar. Bezieht man in diese Ergebnisse die Flussmorphologie mit ein, lässt sich daraus folgern, dass der Probenentnahmeort ein wichtiges Kriterium für die Qualität der Messungen und deren Ergebnisse darstellt. Die Messstation Aschach liegt in einem strömungsberuhigten Bereich mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten, während die Messung in Hainburg auf freier Fließstrecke mit hohen Fließgeschwindigkeiten und vielen Turbulenzen stattfand.

In Tabelle 5-2 sind die mittleren Mikrokunststoffkonzentrationen in Abhängigkeit des Durchflusses dargestellt. Aus diesen Ergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass sich mit steigendem Durchfluss auch die Konzentrationen von Mikrokunststoffen erhöhen.

Der von den Autoren berechnete Transport an Mikrokunststoffen liegt demnach in Hainburg zwischen 6 kg und 66 kg pro Tag und in Aschach zwischen 6 kg und 40 kg pro Tag. Anzumerken ist hier jedoch, dass bisher nur in Wintermonaten gemessen wurde und somit keine Aussagen zum Transportverhalten in den Sommermonaten gemacht werden können.

Tabelle 5-2: Mittlere Mikrokunststoffkonzentrationen für Hainburg und Aschach in Abhängigkeit des Durchflusses in der Donau (Hohenblum et al., 2015, modifiziert)

Datum	Standort	Durchfluss	mittl. Mikrokunststoffkonzentration
		[m ³ /s]	[g/1000 m ³]
11.02.2015	Hainburg	1.276	0,029
08.09.2014	Hainburg	1.993	0,085
15.09.2014	Hainburg	3.179	0,188
13.01.2015	Hainburg	3.392	0,428
24.10.2014	Hainburg	5.704	0,516
15.12.2014	Aschach	765	0,057
16.12.2014	Aschach	765	0,048
26.02.2015	Aschach	1.020	0,039
20.01.2015	Aschach	1.551	0,053
12.01.2015	Aschach	2.575	0,205

Die im Labor durchgeführte Identifikation der Partikeln ergab folgende Zusammensetzung der Mikrokunststoffe. Ein Großteil der detektierten Partikeln waren Bruchstücke, welche durch Zersetzung von größeren Kunststoffen entstanden sind. In Hainburg waren rund 10 % der Partikeln Pellets und Flocken wurden mit einem Anteil von 2,1 % detektiert. Der Massenanteil an Pellets betrug in Aschach nur 4 % und der Anteil an Flocken wurde dort mit 2,8 % ermittelt. Bei der Auswertung der 41 µm-Fractionen ergab sich ein Kunststoffanteil von 1 Prozent. Der Großteil waren organische Materialien, an denen Kunststoffpartikeln angeheftet waren.

Eintragungspfad in die Donau ist somit hauptsächlich das Littering. Nur ein kleiner Teil der Menge stammt aus industriellen Prozessen.

5.1.2 Befund der Untersuchung im Rhein

In allen Proben der Studie konnten Mikrokunststoffe nachgewiesen werden. In den 31 Proben wurden insgesamt 25.956 Mikrokunststoffpartikeln gefunden. Bezogen auf die Fläche ergibt sich dadurch ein gewichtetes Mittel von 892.777 Teilchen pro km². Der höchste dokumentierte Wert ist mit 3,9 Millionen Partikeln pro km² in Rees zu finden. Auffällig ist auch, dass die Messungen in Rees und Duisburg 66 % aller entdeckten Mikrokunststoffe erfassten. Abbildung 5-3 zeigt die Anzahl der an den einzelnen Messstationen ermittelten Mikrokunststoffe. Die horizontalen Balken zeigen dabei die Menge der Mikrokunststoffpartikeln pro 1.000 m³ und die detektierten Kategorien.

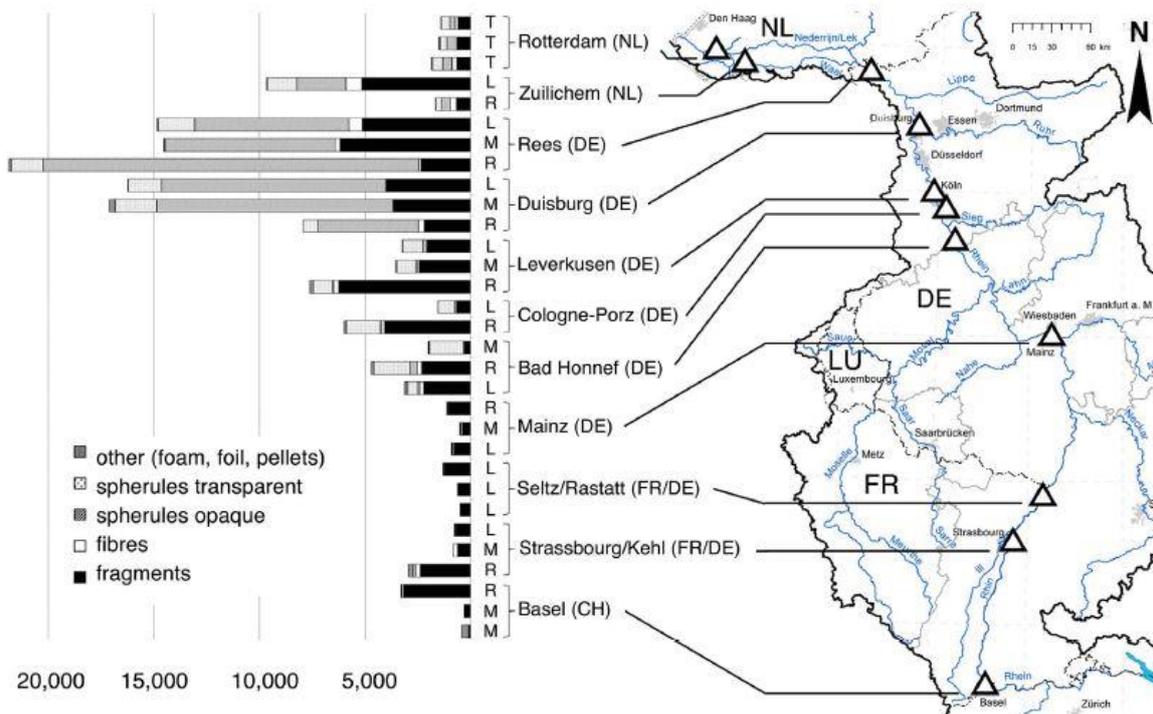


Abbildung 5-3: Befunde von Mikrokunststoffpartikeln pro 1.000 m³ an den einzelnen Messstationen im Rhein (Mani et al., 2015) L: linkes Ufer, R: rechtes Ufer, M: Mitte des Flusses, T: Schnitt durch das Querprofil

Die Heterogenität der Ergebnisse an den jeweiligen Messstationen zwischen dem linken und dem rechten Ufer ist durch Faktoren wie die Nähe einer ARA, hydraulischen Besonderheiten wie Schifffahrt, Turbulenzen, geomorphologischen Charakteristiken, aber auch durch Wetterereignisse zu begründen. So ist wahrscheinlich der hohe Messwert des rechten Ufers in Basel auf die dort ansässige ARA zurückzuführen. Auch die hohen Werte im Ruhrgebiet (Duisburg, Leverkusen, Köln) sind wahrscheinlich die Folge von zugeführtem Abwasser aus Abwasserreinigungsanlagen. Insgesamt liegen in diesem Gebiet am Rhein und in seinen Zuflüssen 406 Abwasserreinigungsanlagen, welche das Abwasser von 20,7 Millionen Einwohnern behandeln.

Der starke Abfall der Konzentration am rechten Ufer in Zuilichem und insgesamt in Rotterdam ist auf die Geomorphologie zurückzuführen. Der Rhein hat in diesem Bereich das geringste Gefälle und die langsamsten Fließgeschwindigkeiten. Dadurch können sich schwerere Mikrokunststoffe absetzen und sedimentieren. Zusätzlich wird die Sedimentation noch aufgrund der Tide und des Brackwassers gefördert.

Die Laboranalyse hat folgende Verteilung in Bezug auf die Form der detektierten Mikrokunststoffe ergeben: 45,2 % der Mikrokunststoffe waren undurchsichtige Kugeln, gefolgt von Bruchstücken mit einem Anteil von 37,5 %. 13,2 % waren durchsichtige Kugeln, Fasern wurden mit einem Anteil von 2,5 % beziffert. Andere, nicht eindeutig identifizierbare Mikrokunststoffe hatten einen Prozentsatz von 1,1 %. Von den 118 untersuchten Proben zeigte sich Polystyrol mit 29,7 % als dominantestes Polymer, gefolgt von Polypropylen mit 16,9 %. Acrylat wurde mit einem Anteil von 9,3 %, Polyester

mit 5,1 % und Polyvinylchlorid mit 1,7 % detektiert. Somit waren insgesamt 86,4 % der untersuchten Mikrokunststoffe den weltweit am meisten produzierten Polymeren zuzuordnen. Die anderen 13,6 % konnten nicht eindeutig identifiziert werden. Es ist zu vermuten, dass dieser Teil Additive darstellt.

Die undurchsichtigen Kugeln hatten meist eine glatte Oberfläche und traten in Größenbereichen von 300 μm bis 1.000 μm auf (Abbildung 5-4 c, d). 70 % der opaken Kugeln bestanden aus vernetztem Polystyrol und 15 % aus Polyethylen. In substantzieller Größe traten diese Kugeln flussabwärts von Duisburg bis Zuilichem auf. Die aus Polystyrol bestehenden Kugeln stammen vermutlich aus Kunststoffbetrieben, welche in hoher Zahl in diesem Gebiet angesiedelt sind. Bei den gefundenen, aus Polyethylen bestehenden Kugeln handelt es sich wahrscheinlich um kosmetische Abrasiva. Die meisten transparenten Kugeln hatten einen Durchmesser von 400 μm bis 900 μm . Sie traten häufig in kleinen Ansammlungen verschiedener Größe auf und waren teilweise mit Luftblasen gefüllt (Abbildung 5-4 a,b). Die Kugeln bestanden zu 85 % aus Polymethylmethacrylat und zu 15 % aus Polystyrol. Die ersten transparenten Kugeln tauchten an der Messstation Bad Honnef auf und konnten flussabwärts bis in die Niederlande nachgewiesen werden. Diese Art von Polymeren dient häufig als Rohstoff für das Bauwesen, sowie für die Herstellung von Flugzeugen, Möbeln und Elektronikwaren.

Mikrokunststoffe aus sekundären Quellen waren häufiger in dicht besiedelten Gegenden zu finden. Bruchstücke und Fasern waren entlang des Rheins sehr heterogen verteilt. Das deutet darauf hin, dass lokale Quellen und hydrologische Bedingungen für diese Schwankungen verantwortlich sind. Eine zahlenmäßige Analyse wurde in dieser Studie allerdings nicht vorgestellt. Auffällig war aber, dass 68,4 % der Fasern aus Polypropylen bestanden und nicht, wie erwartet wurde, durch das Waschen von Kleidungsstücken resultierte. Diese beinhalten meistens Polyester und Acrylfasern.

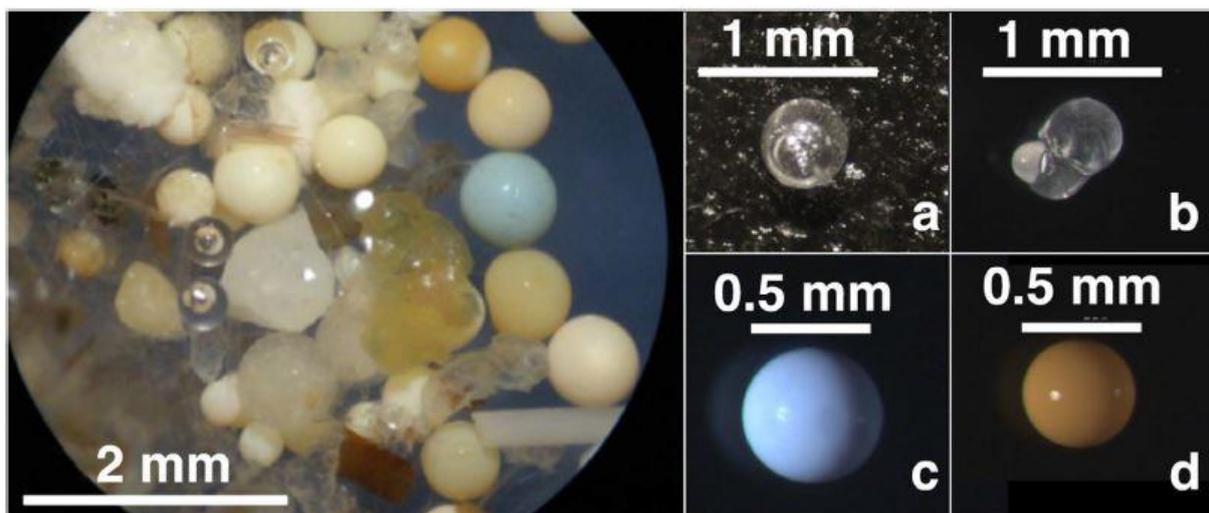


Abbildung 5-4: Typische Formen von Mikrokunststoffen am Rhein (Mani et al., 2015)

Eine Hochrechnung der Mikrokunststoffkonzentrationen an der Messstation Rees ergab eine tägliche Fracht von 191,6 Millionen Partikeln, welche in die Nordsee eingetragen wurde. Da sich der Rhein nach Rees in mehrere Arme aufteilt, gilt diese Messstation als besserer Indikator für die tatsächliche Fracht. Die ermittelten 191,6 Millionen Partikeln sind allerdings mit Vorsicht zu betrachten, da in diese Hochrechnung lediglich die oberflächennahen aufschwimmenden Partikeln einfließen. Die sedimentierten und bodennahen Partikeln wurden dabei nicht erfasst.

5.1.3 Befunde von Mikrokunststoffen im Bolsena- und Chiusisee (Italien)

In beiden Seen wurden Mikrokunststoffe sowohl im See als auch am Ufer gefunden. Im Chiusisee wurden in der ersten Probe (T1) 2,68 Partikeln pro m³ und in der zweiten Probe (T2) 3,36 Partikeln pro m³ entdeckt. In T1, bei der die Beprobung von Ost nach West verlief, waren Größen zwischen 0,5 mm und 1 mm am häufigsten vorzufinden. In der von Nord nach Süd verlaufenden Probe T2 lagen die meisten Partikeln zwischen 0,3 mm und 0,5 mm. Mikrokunststoffe von 1 mm bis 5 mm wurden in keiner der Proben des Chiusisee entdeckt. Das Verhältnis von Bruchstücken zu Fasern im Chiusisee beträgt 0,2.

Im Bolsenasee wurden zwei Proben am Tag nach einem starken Windereignis (T3 und T4) und zwei Proben bei normalen Windbedingungen (T5 und T6) entnommen. Bei den Proben T5 und T6 wurden 1,24 (T5) und 0,82 (T6) Partikeln pro m³ und bei den Proben T3 und T4 2,42 und 4,41 Partikeln pro m³ gemessen. Im Bolsenasee machten Bruchstücke mit einer Größe von 1 mm bis 5 mm bis zu 43 % der gesamten Fracht aus. Im Mittel wurden hier mehr Bruchstücke als Fasern gefunden. Bei normalen Windbedingungen betrug das Verhältnis von Bruchstücken zu Fasern im Bolsenasee 2,0, wohingegen das Verhältnis nach starken Windereignissen auf 11,8 anstieg. Eine detaillierte Darstellung der Befunde ist in Abbildung 5-5 wiedergegeben.

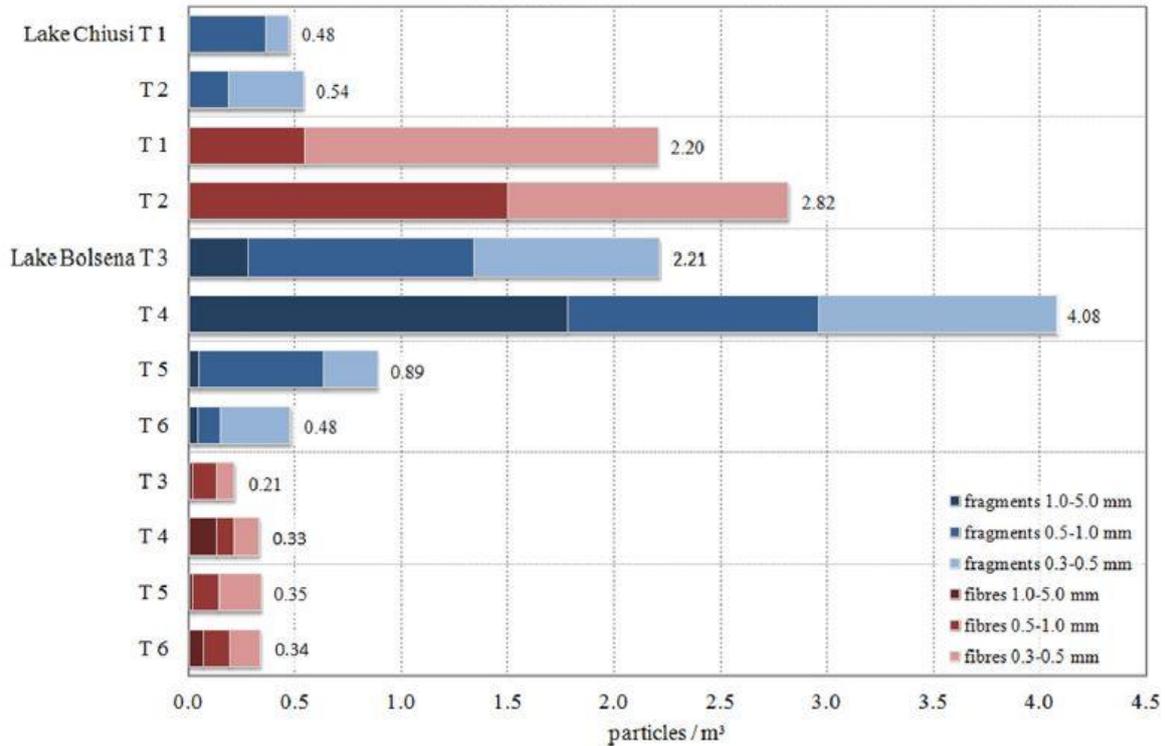


Abbildung 5-5: Befund der im Wasser gefundenen Mikroplaststoffe am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)

Die hohe Anzahl an Fasern im Chiusisee ist nach Ansicht der Autoren auf die eingeleiteten Abwässer von den umliegenden Abwasserreinigungsanlagen zurückzuführen. Eine weitere Quelle für den Eintrag von Mikroplaststoffen am Chiusisee könnten die Bootsanlegestellen und Fischereistandorte sein, welche am westlichen Ufer beheimatet sind.

Die Konzentrationen im Bolsenasee zeigen einen deutlichen Anstieg der Bruchstücke bei der Messung nach dem starken Wind, jedoch bleibt die Konzentration der Fasern gleich. Die Autoren gehen davon aus, dass Bruchstücke nach starken Winden aus unteren Wasserschichten durch eine Neuverteilung an die Wasseroberfläche gelangen, während Fasern aufgrund ihres geringen Gewichts bei jedem Wetter an der Oberfläche schwimmen. Andere Einflüsse für die erhöhten Werte im Bolsenasee nach einem Wetterereignis können luft- oder landbasierte Einträge durch Wind oder Niederschlag sein.

Auffällig war auch, dass die Netze vier und fünf, welche entgegengesetzt zur Windrichtung gezogen wurden, höhere Konzentrationen ergaben, als die Netze drei und sechs, welche in Windrichtung gezogen wurden. Zusätzlich wurde festgestellt, dass die Bruchstücke in den Netzen vier und fünf zumeist größer als 0,5 mm und die Bruchstücke in den Netzen drei und sechs kleiner als 0,5 mm waren.

Bei den Uferproben wurden am Chiusisee am Ostufer 266 und am Westufer 205 Partikel pro Kilogramm Trockengewicht gefunden. Mit 117 Partikeln pro Kilogramm Trockengewicht am nördlichen, und 109 Partikeln pro Kilogramm Trockengewicht am südlichen Ufer war der Bolsenasee deutlich geringer belastet. An allen vier Probestellen waren Fasern die meist detektierte Form, mit einem Anteil von bis zu 78 %. Die Größenverteilung der Mikrokunststoffe zeigte eine klare Dominanz von Partikeln kleiner 0,5 mm. Am Bolsenasee waren sowohl Bruchstücke als auch Fasern mit einer Größe von kleiner 0,3 mm der Hauptanteil der detektierten Partikeln, während im Chiusisee die meisten Partikeln in der Größenordnung von 0,3 mm bis 0,5 mm gefunden wurden. Der detaillierte Befund dazu ist in Abbildung 5-6 zu sehen.

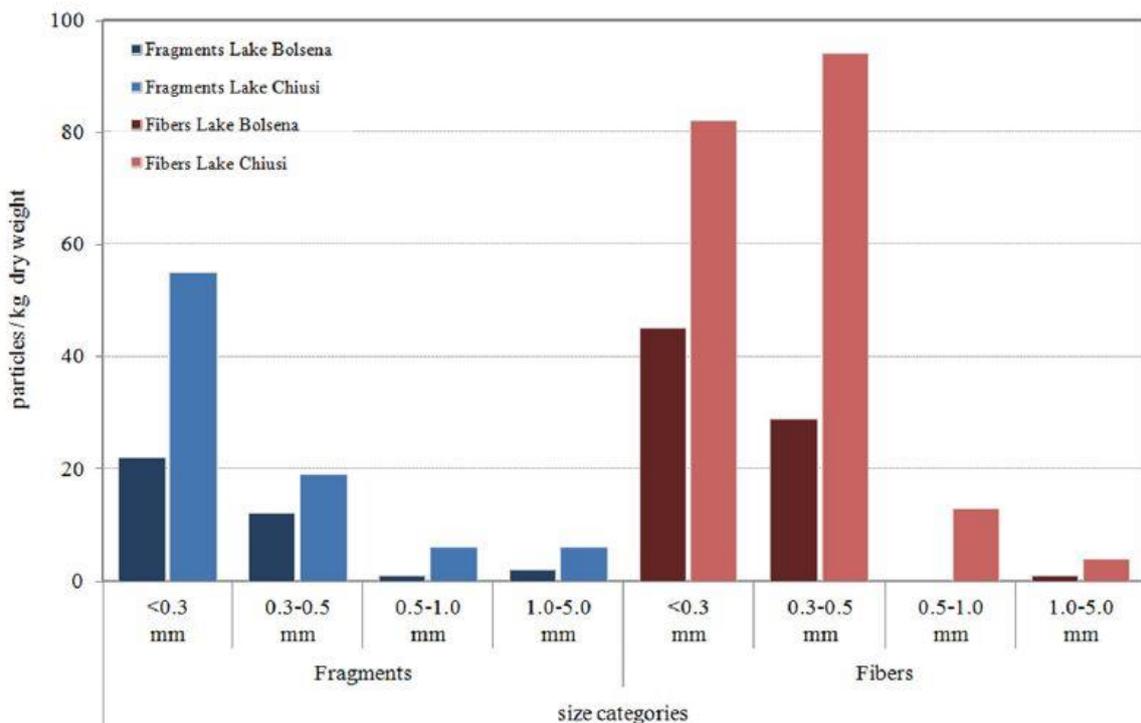


Abbildung 5-6: Befund der am Ufer gefundenen Mikrokunststoffe am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)

Ein großer Unterschied zwischen den beiden Seen besteht in der Zusammensetzung des Sediments am Ufer. Während das Ufer am Bolsenasee zum großen Teil sandig ist, ist das Ufer des Chiusisees eher lehmig und tonig.

Fischer et al. (2016) schließt aus diesen Ergebnissen, dass die Konzentrationen von Mikrokunststoffen mit steigendem organischen Inhalt und kleinerer Korngrößenverteilung des Sediments ansteigen. Stark organisch belastete Sedimente, wie die des Chiusisees, könnten als Zwischenlager für Mikrokunststoffe dienen. Diese These wird durch die in Abbildung 5-7 dargestellte Verteilung der gefundenen Partikeln in Abhängigkeit ihrer Distanz zum Wasser gestützt.

E.K. Fischer et al. / Environmental Pollution 213 (2016) 648–657

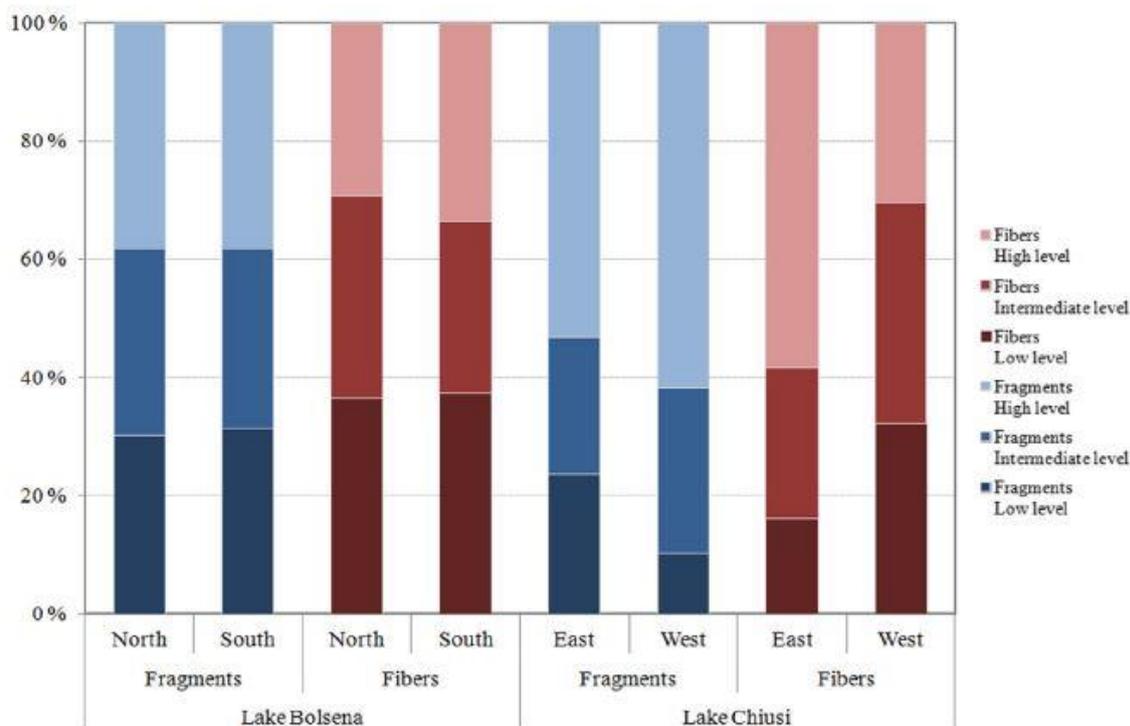


Abbildung 5-7: Räumliche Verteilung von Sedimentproben in Abhängigkeit ihrer Distanz zum Wasser am Bolsena- und Chiusisee (Fischer et al., 2016)

5.1.4 Befund der Studie des Solent-Ästuars

In allen vier Flüssen wurden Teile von Mikrokunststoffen verschiedener Formen und Menge gefunden. Der Fluss Itchen war mit 1.155 Partikeln der am stärksten belastete Fluss, wohingegen im Fluss Hamble mit 296 Partikeln die geringste Menge gefunden wurde. Insgesamt wurden 2.759 Partikeln detektiert. Die genaue Anzahl der gefundenen Partikeln in jedem der untersuchten Flüsse ist der Tabelle 5-3 zu entnehmen.

Tabelle 5-3: Anzahl der gefundenen Mikrokunststoffpartikeln für jeden der untersuchten Flüsse des Solent-Ästuar (Gallagher et al., 2016)

Fluss	Netz 1	Netz 2	Netz 3	Netz 4	Total
Itchen	12	33	173	937	1155
Test	41	3	10	294	348
Hamble	17	22	148	109	296
Southampton Water	489	45	334	92	960
Total					2759

In den drei Zuflüssen Itchen, Hamble und Test ist eine Zunahme der Partikeln stromabwärts erkennbar. Besonders der Fluss Itchen zeigt eine deutliche Akkumulation der Partikeln entlang der Fließrichtung. Im Southampton Water wurden in den Netzen eins und drei extrem viele Partikeln herausgefiltert, was sich dadurch begründen lässt, dass

an diesen Messstationen die drei Zuflüsse in das Southampton Water münden. Der deutliche Abfall der Partikelanzahl in den Netzen zwei und vier kann Sedimentation oder den vergrößerten Flussquerschnitt als Ursache haben.

Die meistgefundenen Formen waren Fasern und Kugeln. In den drei Zuflüssen waren Fasern die üblichste Form, während im Southampton Water runde Partikel die größte Menge ausmachten. Im Itchen wurden am meisten unregelmäßige Partikel detektiert. Eine genaue Aufschlüsselung der Formen ist in Tabelle 5-4 dargestellt.

Tabelle 5-4: Formen der Mikrokunststoffpartikeln im Solent-Ästuar (Gallagher et al., 2016)

Fluss	Kugeln	unregelmäßig	Oval	Fasern
Itchen	133	50	13	959
Test	115	35	--	198
Hamble	36	20	--	240
Southampton Water	821	23	2	114
Total	1105	128	15	1511

Die gefundenen Partikeln variierten in der Größe von 0,1 mm bis 5 mm. Der Hauptteil der runden Pellets hatte einen Durchmesser von 0,5 mm. Diese Fraktion wird häufig in kosmetischen Gebrauchsmitteln verwendet, was auf einen Eintrag dieser Partikeln durch häusliche Abwässer schließen lässt. Die Fasern stammen wahrscheinlich ebenfalls aus dem häuslichen Abwasser, die bei Waschvorgängen von Kleidungsstücken gelöst werden. Der geringe Anteil an unregelmäßigen Partikeln indiziert, dass die Zersetzung von Kunststoffen im Solent-Ästuar eine untergeordnete Rolle spielt. Die ist auch dadurch begründet, dass die Tide in diesem Bereich eine ausgeprägte Ebbe-phase hat, was dazu führt, dass mehr Wasser und Sediment aus dem Ästuar ausgeschwemmt als eingebracht werden.

Zur Klassifizierung der einzelnen Polymere wurden die Partikeln nach Farbe sortiert, wobei die Partikeln der Farben Schwarz, Weiß, Durchsichtig und Blau den Großteil ausmachten. Das in Tabelle 5-5 dargestellte Farbspektrum der analysierten Partikeln und deren Menge lässt auf ein breites Feld von möglichen Eintragspfaden schließen. Die meisten Fasern waren schwarz oder blau. Die unregelmäßigen Partikeln, die durch Zersetzung sekundären Mikrokunststoffes entstanden sind, wiesen eine bläuliche Färbung auf. Kugeln mit einem Durchmesser von rund 0,5 mm zeigten entweder eine weiße bis weißblaue Farbe oder waren durchsichtig. Produktneue Pellets waren blau, durchsichtig oder grau. Rund um die Häfen des Itchen waren große Mengen der Pellets am Ufer und in der Wassersäule zu sehen, jedoch wurden nur wenige Partikel im Netz gefangen.

Tabelle 5-5: Farbspektrum der Partikeln im Solent-Ästuar (Gallagher et al., 2016)

Farbe	Itchen	Test	Hamble	Southampton Water	Total
Blau	47	27	21	27	122
Grün	1	--	--	--	1
Schwarz	927	181	100	100	1.308
Gelb	2	1	1	1	5
durchsichtig	74	82	307	307	770
Weiß	37	17	469	469	992
Rot	10	40	5	5	60
Orange	1	--	--	--	1
Grau	5	--	1	--	6
Braun	1	--	--	--	1
Weiß/Blau	50	--	--	50	100
Blau/Schwarz	--	--	--	1	1

Der Flusskomplex als Ganzes ist das populärste Gebiet für private Schifffahrt in Großbritannien und beherbergt eine hohe Anzahl von Häfen und Anlegestellen. Der Hamble, welcher am wenigsten Mikrokunststoffe aufwies, ist dabei der bekannteste Fluss in diesem Komplex. Da in diesem Fluss vor allem Fasern und Kugeln zu finden waren, sind Abwässer und die ansässigen Abwasserreinigungsanlagen Hamble-le-Rice und Lower Swanick die wahrscheinlichsten Quellen für den Eintrag von Mikrokunststoffen. Andere mögliche Eintragspfade für den Hamble sind der Yachthafen, sowie ein sekundärer Eintrag von den umliegenden Straßen. Im Einzugsgebiet des Itchen, welcher den höchsten Anteil an Partikeln aufwies, ist der einzige Kunststoffbetrieb angesiedelt, welcher als mögliche Quelle in Frage kommt. Auch hier sind Reifenabrieb von den Straßen, Schifffahrtsaktivitäten und die drei Abwasserreinigungsanlagen St. Denys, Woolston und Eastleigh potenzielle Ursprünge für den Eintrag von Mikrokunststoffen in den Fluss. Als weitere denkbare Quelle ist der Schrottplatz im Einzugsgebiet des Flusses in Betracht zu ziehen. Mögliche Eintragspfade für den Test sind ebenfalls die Schifffahrt, ein Schrottplatz, sekundärer Eintrag von den Straßen und die zwei Abwasserreinigungsanlagen Marchwood und Milbrook. Hinzu kommen ein Marinestützpunkt und ein dort gelegenes Industriegebiet. Als potenzielle Haupteintragsquelle des Southampton Water zählen die drei vorher genannten Zuflüsse. Auch hier sind zwei Abwasserreinigungsanlagen (Hythe und Woolston), die Schifffahrt und Reifenabrieb als weitere Quellen zu benennen. Zusätzlich ist im Einzugsgebiet die Fawley Ö Raffinerie stationiert, welche eventuell zur Mikrokunststoffbelastung beiträgt.

5.1.5 Befund zur Untersuchung von Mikrokunststoffen am Drei-Schluchten-Damm

In allen Proben wurden Mikrokunststoffpartikeln in unterschiedlicher Anzahl gefunden. Die Konzentrationen variierten im Hauptstrom des Flusses zwischen 3,4 Millionen und

13,6 Millionen Partikeln pro km² und in den Zuflüssen zwischen 191.000 und 11,9 Millionen Partikeln pro km². Eine detaillierte Aufteilung der gefundenen Partikeln für jede Messstation ist in der Tabelle 5-6 dargestellt:

Tabelle 5-6: Ergebnisse der Mikrokunststoffuntersuchungen in Abhängigkeit der Schleppdistanz und der Entfernung am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015)

Probe ID	Distanz zum Damm [km]	Ziehdistanz [m]	Mikrokunststoffmenge [$10^3 \times n/\text{km}^2$]
CJ01	41,5	400	4.680,0
CJ02	34,8	410	12.087,8
CJ03	23,5	390	3.407,7
CJ04	13,4	400	8.535,0
CJ05	6,1	400	13.617,5
QG	45,0	400	797,5
YS	39,9	400	192,5
TZ	32,1	400	2350,0
XX	31,1	390	11.889,7

Wie aus Tabelle 5-6 ersichtlich, nimmt die Menge an detektierten Partikeln im Hauptstrom, mit Ausnahme der Station CJ02, stetig zu. Bei dieser Station wurde direkt neben dem Hafen Guizhou gemessen, welcher die Durchflussmenge reduziert und somit die erhöhte Konzentration von Partikeln verursacht. Zusätzlich ist der hohe Wert durch Abfälle von Menschen im Hafengebiet zu erklären. Die Probe CJ05, welche nahe an der Staumauer genommen wurde, zeigte die größte Verunreinigung mit Mikrokunststoffen an. Die Annahme, dass sich Partikeln stromabwärts akkumulieren und den Drei-Schluchten-Damm nicht passieren können, ist mit dieser Auswertung untermauert. Die Partikelkonzentrationen in den Zuflüssen Qinggan (QG), Yuanshui (YS) und Tongzhuang (TZ) waren deutlich geringer als die des Yangtse Flusses. Die Befunde des Xiangxi (XX) waren zahlenmäßig vergleichbar mit den Ergebnissen der Stationen CJ02 und CJ05. Von den vier gemessenen Zuflüssen hat der Xiangxi mit einer Fläche von 3095 km² das mit Abstand größte Einzugsgebiet. Es liegt also nahe, dass die Menge an Mikrokunststoffen in direkter Abhängigkeit zu anthropogenen Einflüssen steht.

Die im Labor untersuchten Kunststoffe wurden als Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und Polystyrol (PS) in Form von Styropor identifiziert. PE und PP waren mit Anteilen von bis zu 57,12 % bzw. 63,21 % die dominantesten Partikeln. Die genauen Anteile der Polymere sind in der nachfolgenden Tabelle 5-7 dargestellt:

Tabelle 5-7: Prozentuale Anteile der Polymere an den verschiedenen Proben am Dreischluchten-Damm (Zhang et al., 2015)

Probe ID	Polyethylen [%]	Polypropylen [%]	Polystyrol [%]
CJ01	36,79	63,21	--
CJ02	37,52	62,44	0,04
CJ03	39,31	47,97	12,70
CJ04	40,87	58,66	0,5
CJ05	37,43	62,28	0,29
QG	45,38	54,62	--
YS	40,10	56,00	3,90
TZ	50,29	47,90	1,81
XX	57,12	42,14	0,73

Zusätzlich zum Polymermix wurden die gefundenen Partikeln noch nach ihrer Form kategorisiert. Dabei wurde zwischen Folien, Fasern, Schaum und Bruchstücken unterschieden. Typische Beispiele von detektierten Mikrokunststoffen in den Proben sind in der Abbildung 5-8 ersichtlich. Kugelförmige Partikel wurden in den Proben nicht gefunden. Als maßgeblicher Eintragspfad wird in dieser Studie aufgrund der gefundenen Formen die Zersetzung von Kunststoffartikeln des täglichen Gebrauchs genannt. Die Folien stammen wahrscheinlich aus der Zersetzung von Plastiktüten oder Verpackungsmaterialien. Die Fasern können aus Teilen von Angelschnüren oder Schiffahrtstauen entstehen und so in das Gewässer gelangen. Für Schäume und Bruchstücke werden hier Verpackungsmaterial und Kunststoffbehälter als Quelle genannt.

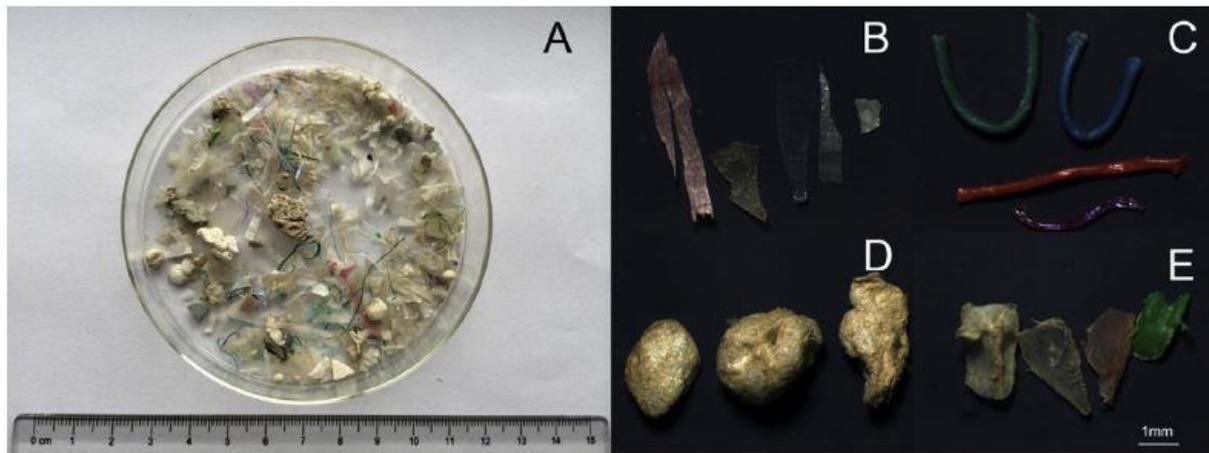


Abbildung 5-8: Typisches Beispiel des untersuchten Mikrokunststoffes (A), Folien (B), Fasern (C), Schaum (D) und Bruchstücke (E) (Zhang et al., 2015)

Die Mikrokunststoffe wurden in vier Größenkategorien eingeteilt: 112 – 300 μm , 300 – 500 μm , 500 μm – 1,6 mm und 1,6 mm – 5 mm. Mikrokunststoffe der Größenkategorie von 500 μm bis 1,6 mm waren mit 30 % bis 57 % des gesamten Mikrokunststoffes am meisten zu finden, wie in Abbildung 5-9 zu sehen ist. In der Studie wurde zusätzlich noch die Größenverteilung mit den gefundenen Formen kombiniert, was in

Abbildung 5-10 dargestellt ist. Hieraus lässt sich erkennen, dass Fasern (Lines) in diesem Untersuchungsgebiet erst ab einer Größe über 500 µm vorkommen und Schäume (Foam) größer als 1,6 mm sind. Bruchstücke (Fragments) und Folien (Sheets) kamen hingegen in allen Größenkategorien vor.

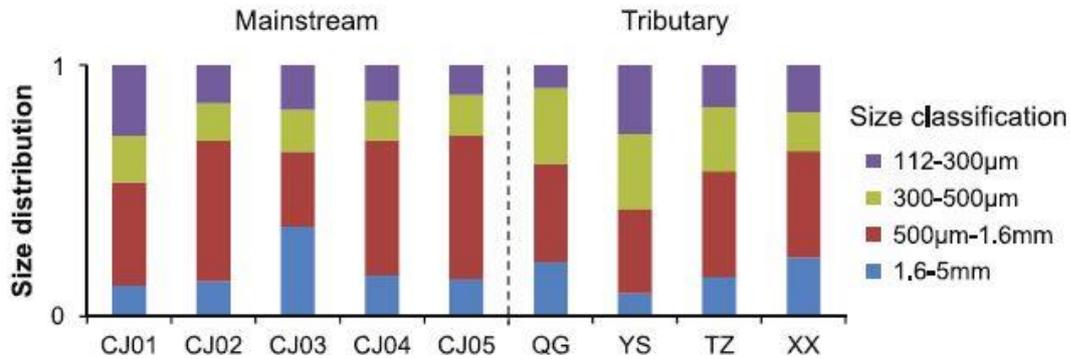


Abbildung 5-9: Größenverteilung der gefundenen Partikel am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015)

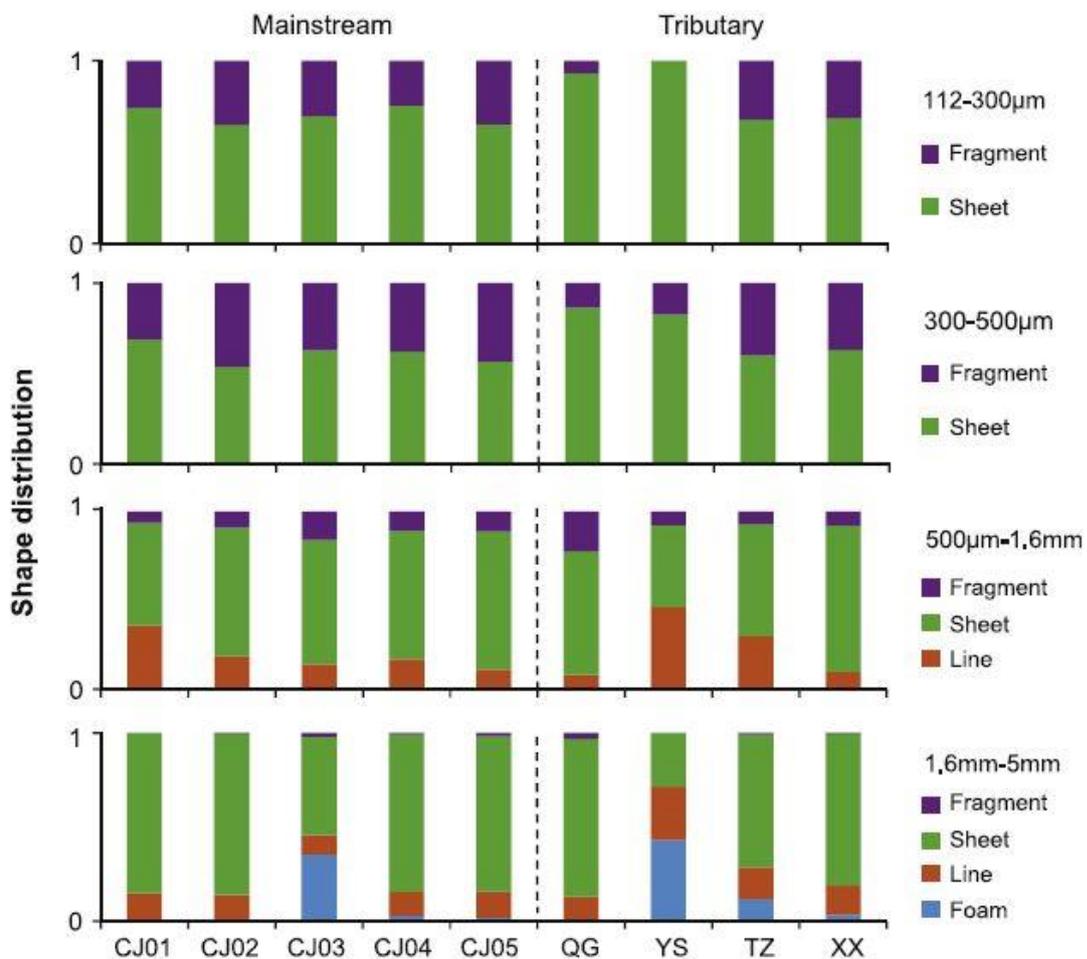


Abbildung 5-10: Kombination der Größenverteilung mit der Morphologie der Mikroplastikstoffe am Drei-Schluchten-Damm (Zhang et al., 2015)

Zhang et al. (2015) hat am Schluss seiner Studie einen Vergleich mit anderen Projekten durchgeführt, welche in seiner Studie teilweise auch erörtert werden, und hat am Drei-Schluchten-Damm letztendlich Konzentrationen festgestellt, welche um ein bis drei Zehnerpotenzen höher waren, als die der anderen Studien. Als Ursache für den deutlich erhöhten Wert wurde der schlechte Zustand des Abfallwirtschaftsmanagements in den kleineren Siedlungen rund um den Drei-Schluchten-Damm genannt. Des Weiteren werden Mikrokunststoffe und andere Kunststoffe vom Oberwasser zum Drei-Schluchten-Damm transportiert und reichern sich dann dort vor der Talsperre an.

5.1.6 Befunde von Mikrokunststoffen am Hovsgol-See

Die Untersuchung der Uferlinie auf Makrokunststoffe ergab eine Anzahl von 409 gefundenen Partikeln mit einem Gesamtgewicht von 10,3 kg. Gewichtsmäßig wurden am meisten Plastikflaschen (37 %), Fischereizubehör (25 %), Bruchstücke (18 %) und Plastiktüten (16 %) gefunden. Kunststoffmüll wurde an jedem Standort gefunden, jedoch variierte die Intensität der Verschmutzung zwischen den Standorten enorm (37 – 5.324 g/km). Mit den Ergebnissen und der Einpflege der Daten in das Modell konnte das Modell jedoch keine Vorhersagen zur Makrokunststoffdichte entlang der Uferlinien ermitteln.

Mikrokunststoffe wurden in allen pelagischen Untersuchungen gefunden. Die durchschnittliche Mikrokunststoffbelastung betrug 20.264 Partikeln pro km², maximal wurden 44.435 Partikeln pro km² detektiert. Bruchstücke, Fasern und Folien machten den Hauptteil der Belastung aus (Tabelle 5-8).

Tabelle 5-8: Mittlere Kunststoffdichte in Abhängigkeit der Fraktionen und Formen am Hovsgol-See (Free et al., 2014)

Form	Mittlere Mikrokunststoffdichte [n/km ²] in Abhängigkeit der Fraktionen				
	0,333-0,999 mm	1,000-4,749 mm	>4,75 mm	Total	Prozent
Bruchstücke	5950	1.876	335	8.160	40
Folie	881	4.164	2.740	7.786	38
Faser	1.237	2.044	702	3.984	20
Schaum	219	0	0	219	1
Pellet	0	58	57	115	1
Total	8.287	8.142	3.834	20.264	
Prozent	41	40	19		

In allen neun Proben wurden Bruchstücke und Fasern entdeckt. Folien wurden in acht Proben, vier Schaumstoffe in einer Probe, zwei Pellets in zwei Proben gefunden und in keiner der Proben waren Mikrokügelchen zu finden (Tabelle 5-9). Beispiele der gefundenen Formen sind in Abbildung 5-11 dargestellt.

Tabelle 5-9: Detektierte Mikro Kunststoffmenge nach Fraktionen und Formen in den neun Messungen (Free et al., 2014)

Pobennahmeort	Größe	Zählungen					Total	
	Form	Bruchstücke	Pellets	Fasern	Folien	Schaumstoffe		
130719MT1	0.333 - 1 mm	20				1	4	25
	1 - 4.75 mm	9		3		4		16
	> 4.75 mm	3		6		20		29
	Total	32	0	9		25	4	70
130720MT1	0.333 - 1 mm	7		1		3		11
	1 - 4.75 mm	16		22		46		84
	> 4.75 mm			2		6		8
	Total	23	0	25		55	0	103
130721MT1	0.333 - 1 mm	10		3		3		16
	1 - 4.75 mm		1	2		5		8
	> 4.75 mm			1				1
	Total	10	1	6		8	0	25
130722MT1	0.333 - 1 mm	8				2		10
	1 - 4.75 mm	3		2		4		9
	> 4.75 mm	3	1	3		6		13
	Total	14	1	5		12	0	32
130723MT1	0.333 - 1 mm	7		6		1		14
	1 - 4.75 mm	2		1		1		4
	> 4.75 mm					5		5
	Total	9	0	7		7	0	23
130724MT1	0.333 - 1 mm	3		7		2		12
	1 - 4.75 mm	2		7		10		19
	> 4.75 mm					4		4
	Total	5	0	14		16	0	35
130725MT1	0.333 - 1 mm	1						1
	1 - 4.75 mm			1				1
	> 4.75 mm							0
	Total	1	0	1		0	0	2
130726MT1	0.333 - 1 mm	9		1		3		13
	1 - 4.75 mm	1				9		10
	> 4.75 mm			1		7		8
	Total	10	0	2		19	0	31
130726MT2	0.333 - 1 mm	54		6		2		62
	1 - 4.75 mm	4		3		5		12
	> 4.75 mm					4		4
	Total	58	0	9		11	0	78

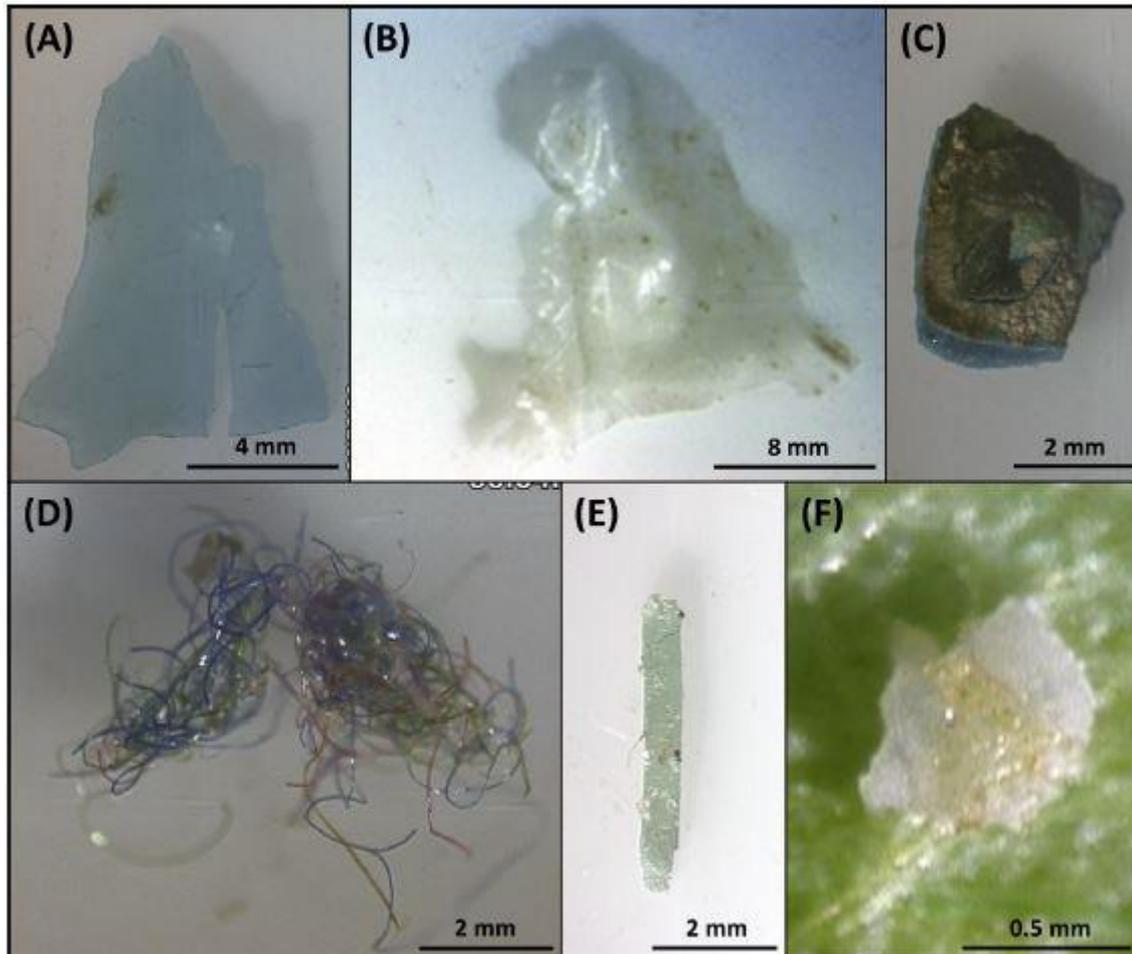


Abbildung 5-11: Fotografien von (A) Bruchstücken, (B) Folien, (C) Schaumstoffen, (D) Fasern, (E) Seilen und (F) Pellets (Free et al., 2014)

Durch das Modell konnten die Autoren auf wesentliche Erkenntnisse für Prognosen der Dichte von Mikroplaststoffen schließen. Die Wellenenergie, die Distanz zum Ufer, sowie der Breiten- und Längengrad sind wichtige Parameter für Vorhersagen. Der Grad der Belastung des Sees mit Mikroplaststoffen steigt mit der Wellenenergie und dem Längengrad und nimmt mit dem Breitengrad und der Distanz zum Ufer ab. Generell wurden höhere Konzentrationen entlang des östlichen Ufers detektiert. Die Mikroplaststoffdichte nimmt von Süden nach Norden hin ab (Abbildung 4-12 (B)).

Der Hovsgol ist im Vergleich zu den Seen Huron und Superior höher mit Mikroplaststoffen belastet. Die Autoren nennen hier die lange hydrologische Verweilzeit von 300 bis 600 Jahren, die relativ kleine Wasseroberfläche von 2.670 km², sowie das Fehlen von Abwasserreinigungsanlagen in diesem Gebiet als Gründe für die hohe Verschmutzung. Andererseits ist er im Vergleich zu den industriell geprägten Seen Erie und dem Genfer See weniger belastet. Die Abnahme der Konzentration von Süden nach Norden entlang des östlichen Ufers lässt vermuten, dass Mikroplaststoffe am dichter erschlossenen südwestlichen Ufer eingetragen und durch den vorherrschenden aus süd-west wehenden Wind verteilt werden (Abbildung 5-12).

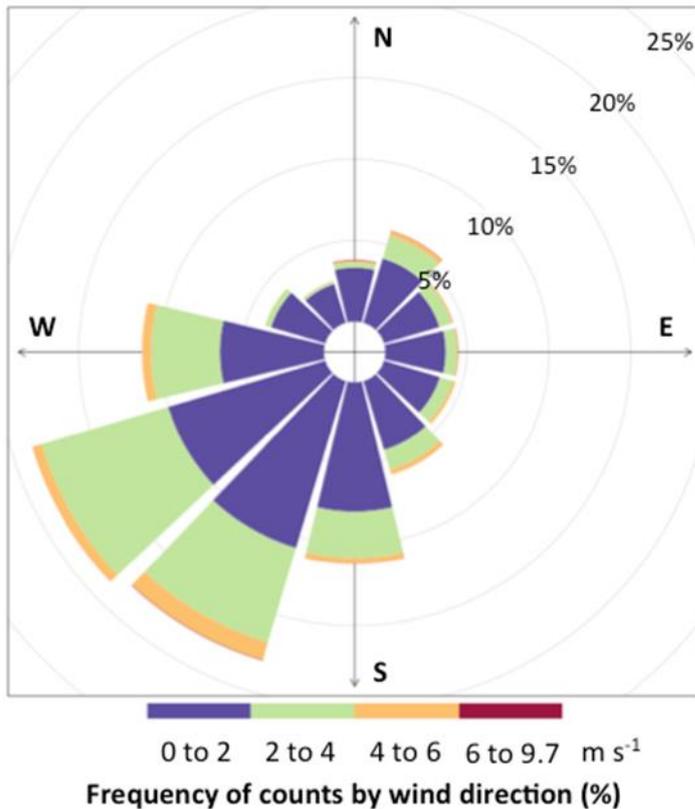


Abbildung 5-12: Windrichtungshäufigkeitsdiagramm mit der Windrichtung und Geschwindigkeit (Free et al., 2014)

Wegen der fehlenden Industrie, Landwirtschaft und Abwassersystemen werden Abfälle als Haupteintragspfad für Mikrokunststoffe genannt. Die detektierten Mikrokunststoffe stammen wahrscheinlich aus der Zersetzung von häuslichen Abfällen, wie Plastiktüten, Flaschen, Verpackungsmaterial und Fischereizubehör.

5.1.7 Befunde am Huron- und Ontariosee

In beiden untersuchten Seen wurden Mikrokunststoffpartikeln gefunden. Beim Huronsee gelangen in diesen Abschnitt nur die Pellets mit einem Durchmesser kleiner 5 mm. An diesem See wurden an vier der sieben Ufer Kunststoffpartikeln detektiert. Insgesamt wurden 3.209 Kunststoffpartikeln gefunden, wobei 2.984 davon als Pellets deklariert wurden. Am Ufer in Sarnia wurden mit 2.818 Pellets die meisten Mikrokunststoffpartikeln gefunden, während am nördlicheren Strand 3 nur 13 Pellets gesammelt wurden. An den Orten Carter Bay, Port Austin und Harbour Beach konnten keine Partikeln nachgewiesen werden.

Aus den Ergebnissen der FT-IR Analyse zeigte sich, dass der Großteil der Pellets aus Polyethylen bestand und in den Farben Weiß, Schwarz, Grün und Durchsichtig vorkam. Durch die Untersuchung mit dem Rasterelektronenmikroskop konnte festgestellt werden, dass die Pellets gegenüber den anderen Funden ein geringeres Oxidationslevel aufwiesen.

Aufgrund der geschilderten Ergebnisse kommen die Autoren zu dem Schluss, dass die Konzentration von Mikro- und Makrokunststoffen in Bereichen mit höherer industrieller Nutzung ansteigt. Die sukzessive Abnahme der detektierten Partikeln vom Ufer Sarnia zur Stadt Kincardine am Strand 3 und das Fehlen von Kunststoffen an den westlichen und nördlichen Ufern stützen diese Meinung. Im Einzugsgebiet rund um Sarnia befanden sich 18 Betriebe, welche sich auf Kunststoffe spezialisiert hatten.

In den Sedimentproben des Ontariosees wurden insgesamt 35 Partikeln gefunden, wobei sich diese ausschließlich in den obersten acht Zentimetern befanden. In den Schichten darunter konnte kein Mikrokunststoff festgestellt werden. Der detaillierte Befund ist in der Tabelle 5-10 wiedergegeben. Die Proben der Station 403 beinhalteten mit 26 Partikeln mehr Mikrokunststoffe als die Proben der Station 208 (9 Partikeln). Bei der Probe 403 wurden gewichtsmäßig 0,013 g aus einer Gesamttrockenmasse von 42,235 g und bei der Probe 208 nur 0,01 g bei einer gesamten Trockenmasse von 103,241 g als Mikrokunststoffe deklariert. Zusätzlich konnten in der Probe 208 keine aufschwimmenden Partikeln im destillierten Wasser entdeckt werden. Alle neun entnommenen Partikeln schwammen bei der Aufbereitung mit Natriumpolywolframat auf.

Tabelle 5-10: Befund der gefundenen Partikeln am Ontariosee (Corcoran et al., 2015)

Probentiefe	Probe 403	Probe 208
0 - 2 cm	9 Partikeln	5 Partikeln
2 - 4 cm	9 Partikeln	2 Partikeln
4 - 6 cm	3 Partikeln	2 Partikeln
6 - 8 cm	5 Partikeln	1 Partikel

Die Größe der gefundenen Mikrokunststoffe reichte von 0,5 – 3 mm und die Farben und Formen waren an beiden Messorten identisch. Die Farben der in dem destillierten Wasser aufgeschwommenen Partikeln waren pink, braun, weiß, blau und schwarz, während das Farbspektrum der Partikeln, welche in der Natriumpolywolframatlösung aufschwammen, nur die Farbe schwarz beinhaltete. Die Formen der Partikeln reichten von dünn und folienartig bis zu dickeren, kantigen Bruchstücken. Einige beispielhafte Aufnahmen sind in Abbildung 5-13 zu sehen.

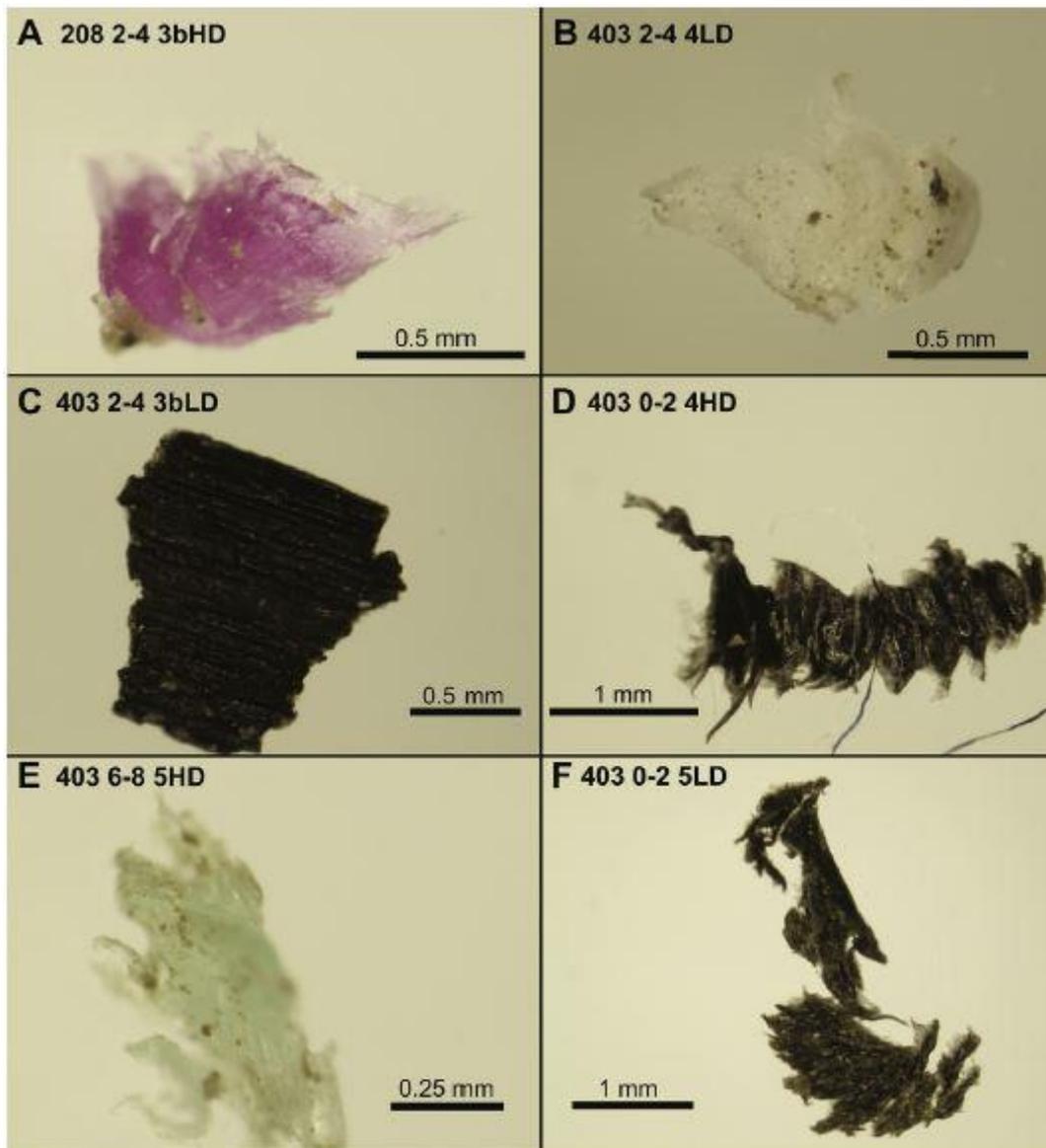


Abbildung 5-13: Beispielhafte Aufnahmen der gefundenen Mikroplastikpartikeln am Ontariosee (Corcoran et al., 2015)

Die Analyse der FT-IR Spektroskopie zeigte, dass 74 % der Partikeln aus Polyethylen bestanden, 17 % aus Polypropylen und 9 % der Partikeln bestanden aus Zellulose-nitrat, wie in Abbildung 5-14 dargestellt ist. 29 der 35 gefundenen Partikeln bestanden dabei aus einem einzigen Polymer und sechs Partikeln wurden aus einem Polymermix hergestellt. Das Spektrum von zwei der Proben ähnelte dabei den Spektren der Mineralien Calciumcarbonat, Quarz und Glimmer. Die anderen vier Polymermixe beinhalten anorganische Stoffe, welche aber nicht weiter untersucht werden konnten.

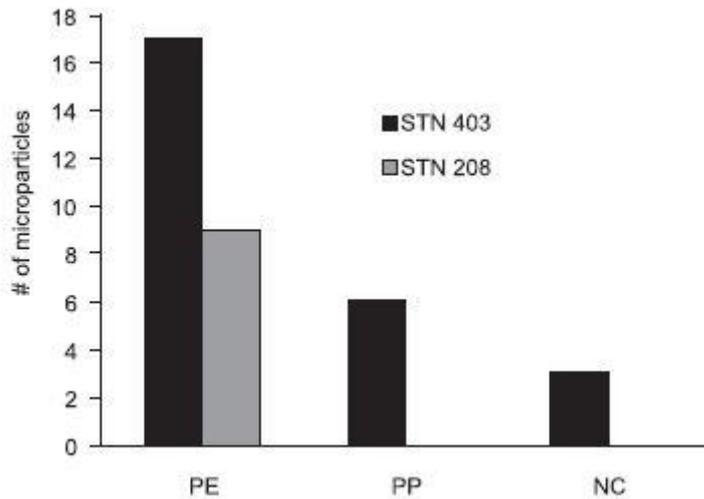


Abbildung 5-14: Anzahl der detektierten Mikroplastikpartikel nach ihrem Polymermix (Corcoran et al., 2015)

Als Haupteintragspfad wurden von den Autoren die am See liegenden Zuflüsse genannt, welche die Kunststoffpartikel aus den umliegenden Industriegebieten in den See transportieren. Es wurde weiter davon ausgegangen, dass starke Regenereignisse den Transport von Mikroplastikpartikeln begünstigen. Der deutlich größere Fund von Mikroplastikpartikeln an der Station 403 ließ darauf schließen, dass die Akkumulation von Partikeln im Zentrum des Sees leichter ist als an der Station 208, welche am Ausfluss des Sees liegt. Überraschend für die Autoren war das Auffinden von PE- und PP-Partikeln am Boden des Sees, da diese Polymere meist eine Dichte von kleiner 1 g/cm^3 haben. Eine mögliche Erklärung für das Absinken der Partikel könnte die Zumischung von Füllstoffen sein, welche oft benutzt werden, um die Eigenschaften von Kunststoffen zu verbessern. Eine andere Möglichkeit wäre, dass die Partikel von organischen Materialien bewachsen werden und damit eine höhere Dichte erreichen und dann im Wasser letztendlich zu Boden sinken.

Aufgrund der Tatsache, dass lediglich in den obersten 8 cm Kunststoffpartikeln gefunden wurden, rechneten die Autoren aus, dass bei etwa gleichbleibender Sedimentationszeit, eine Akkumulation von Kunststoffen über die letzten 38 Jahre stattfand. Da die gefundenen Partikel in einer Größe von $0,5 - 3 \text{ mm}$ vorherrschten, wurde auch davon ausgegangen, dass sich diese im Sediment ohne Sonneneinstrahlung nicht weiter zersetzen. Eine kontinuierliche Anhäufung von Sediment führt somit zur tieferen Vergrabung von Kunststoffen, was zu höherer Verdichtung und zur diagenetischen Modifikation von losem Sand zu konsolidiertem Material führen kann. Von diesem Gesichtspunkt aus können, so vermuteten die Autoren, Kunststoffe positiv auf die Erhaltung von Seeböden einwirken.

5.1.8 Befunde im North-Shore-Channel

Mikrokunststoffe wurden in allen Proben gefunden, wobei die Konzentrationen stromabwärts der Abwasserreinigungsanlage höher waren als die der stromaufwärtigen Ergebnisse. Im Mittel wurden stromabwärts 17,92 Partikeln pro m³ und stromaufwärts 1,94 Partikeln pro m³ detektiert, wie in der Tabelle 5-11 näher erläutert wird.

Tabelle 5-11: Anzahl und Formen der im North-Shore-Channel gefundenen Mikrokunststoffpartikeln (McCormick et al., 2014, modifiziert)

Parameter	stromaufwärts	stromabwärts
	Konzentrationen in Partikeln/m ³	
Bruchstücke	0,73	6,65
Pellets	0,00	0,45
Schaumstoffe	0,00	0,25
Fasern	1,21	10,57
Total	1,94	17,92

Die Mikrokunststoffkonzentration pro Flächeneinheit wurde mit 6.698.264 Partikeln pro km² stromabwärts und mit 730.341 Partikeln pro km² stromaufwärts angegeben.

Die Autoren verglichen ihre Ergebnisse mit denen anderer Studien (Abbildung 5-15). Sie beschränkten sich hierbei auf Arbeiten, welche mit derselben Maschenweite und denselben Einheiten gemessen hatten. Dabei wurde deutlich, dass die Konzentrationen von Mikrokunststoffen stromabwärts von Abwasserreinigungsanlagen deutlich höher waren als bei Untersuchungen aus dem ozeanischen Bereich und auch die einzelnen Maxima waren höher als bei den anderen Studien.

Die deutlich höhere Menge an Mikrokunststoffen stromabwärts und der erhöhte Wert im Vergleich zu den anderen Studien zeigt, dass Abwasserreinigungsanlagen eindeutig eine Punktquelle für den Eintrag von Mikrokunststoffen darstellen. Viele Abwasserreinigungsanlagen, wie auch die in der Studie beprobte, arbeiten nach dem Belebtschlammverfahren. Diese Systeme sind in ihrer ursprünglichen Art nicht darauf ausgelegt, nicht biologisch abbaubare Stoffe in der Größenordnung von Mikrokunststoffen herauszufiltern und entlassen sie somit in die Umwelt. Da, wie in dieser Studie auch, viele dieser Partikeln auch mit organischem Material behaftet waren, können damit auch Krankheitserreger in die Umwelt gelangen.

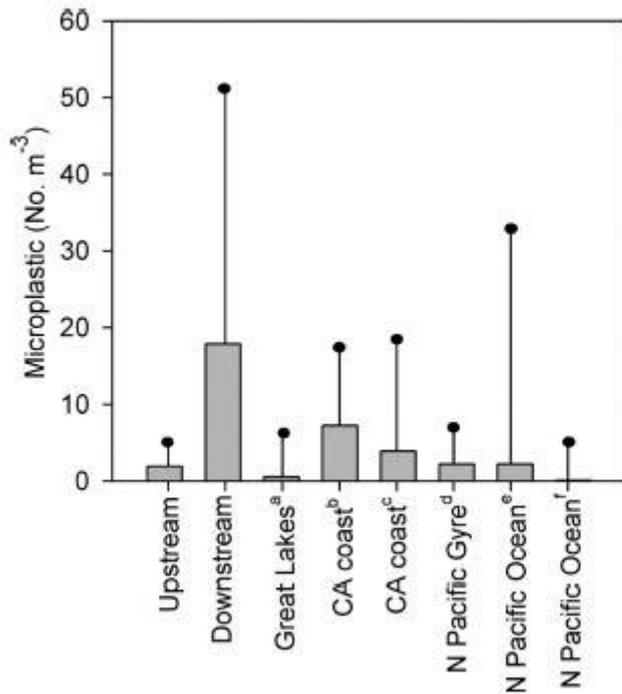


Abbildung 5-15: Vergleich der Ergebnisse des NSC mit anderen Studien (McCormick et al., 2014)

5.2 Befunde von Mikroplaststoffen in Abwasserreinigungsanlagen

5.2.1 Befund des OOWV zu Mikroplaststoffen in deutschen Abwasserreinigungsanlagen

Im Kläranlagenablauf wurde zwischen Partikelgrößen $< 500 \mu\text{m}$ und $> 500 \mu\text{m}$ unterschieden. Bei den Partikeln kleiner $500 \mu\text{m}$ konnten 14 verschiedene Kunststoffe in den Ablaufproben nachgewiesen werden. Die detektierten Partikeln waren meist transparent bzw. weißlich gefärbt. Selten wurden auch blaue, rote, grüne, türkise oder braune Partikeln nachgewiesen. Die Form der detektierten Partikeln war in den meisten Fällen unregelmäßig, was eine Herkunft aus kosmetischen Mitteln ausschloss. Vielmehr wurde vermutet, dass die Partikeln durch den Abrieb von Küchenutensilien, wie Schneidbrettern, in die Kanalisation gelangten. Eine weitere große Eintragsquelle stellen, aufgrund der hohen Belastung an Polyvinylalkohol, Damenhygieneartikel und Kontaktlinsenmittel dar.

Mit 77 Partikeln pro m^3 wurden in Neuharlingersiel am wenigsten Partikeln gefunden. Die meisten Partikeln kamen in Holdorf vor. Hier wurde eine Partikelanzahl von 8.851 Partikeln pro m^3 detektiert. Auffällig war auch, dass die installierte Schlussfiltration in Oldenburg die Anzahl der Mikroplaststoffpartikeln von 173 auf 12 Partikeln pro m^3 reduziert hatte. Eine detaillierte Zusammenfassung der gefundenen Partikeln ist in Abbildung 5-16 und Abbildung 5-17 dargestellt. Aus Gründen der Lesbarkeit wurde das Ergebnis aus Holdorf separat dargestellt.

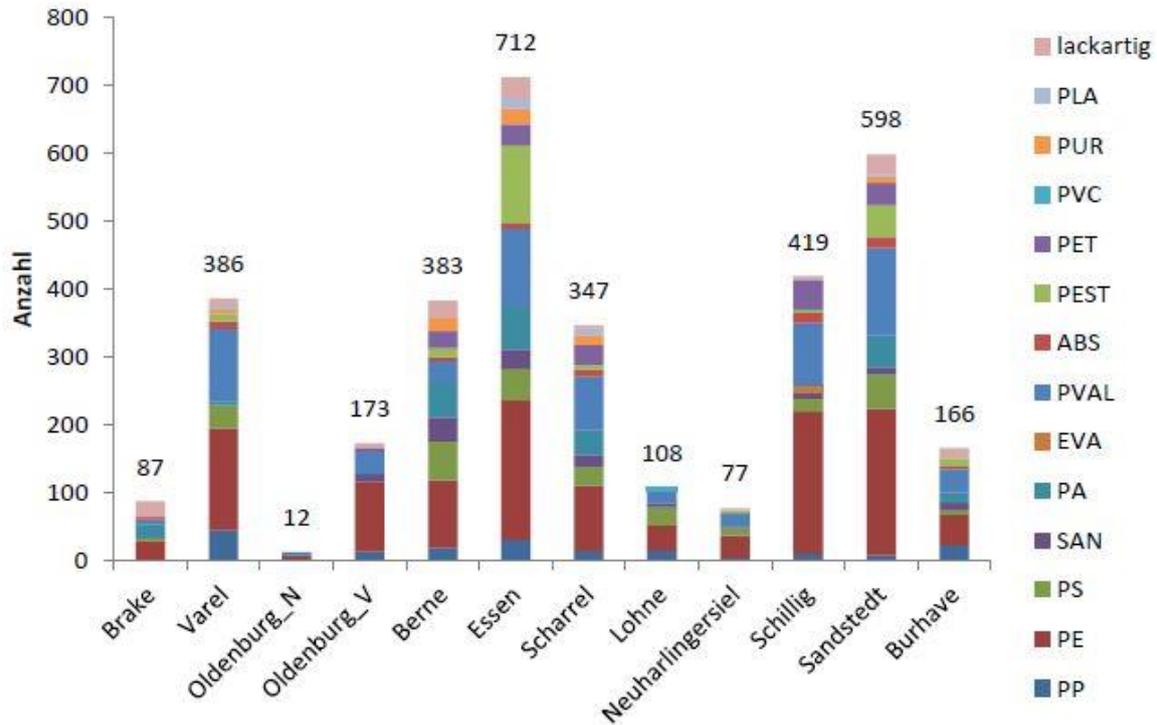


Abbildung 5-16: Anzahl der detektierten Mikroplastikpartikeln < 500 µm in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)

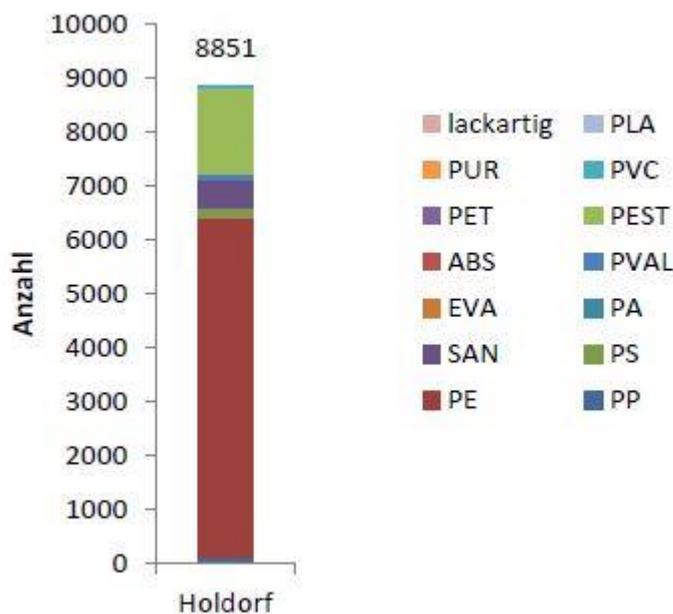


Abbildung 5-17: Anzahl der detektierten Mikroplastikpartikeln < 500µm in Holdorf (Mintening et al., 2014)

Bei der Zusammensetzung der Kunststoffe wurde durchwegs eine Dominanz von Polyethylen festgestellt. Die zweithäufigsten Zusammensetzungen waren Polyvinylalkohol, Polyester, Polystyrol und Polyamide.

Von den detektierten Kunststoffen wiesen die meisten Partikel eine Größe zwischen 50 µm und 100 µm auf und lediglich 4,7 % der Partikel waren größer als 250 µm.

Bei den Partikeln > 500 µm wurden zwischen null und 52 Partikeln pro m³ gezählt. Auch hier war das Polyethylen mit 75 % der dominanteste Polymertyp, gefolgt von Polypropylen mit 20 %. Die Quellen konnten bei den Partikeln nicht genauer bestimmt werden. Ähnlich den Fraktionen < 500 µm wurden jedoch auch bei den größeren Fraktionen hauptsächlich folienartige Fragmente detektiert. Somit sind auch hier Küchengeräte, wie Verpackungen oder Abrieb von Kunststoffmaterialien als Haupteintragspfad zu vermuten. Eine detaillierte Übersicht der gefundenen Partikel ist in Abbildung 5-18 dargestellt.

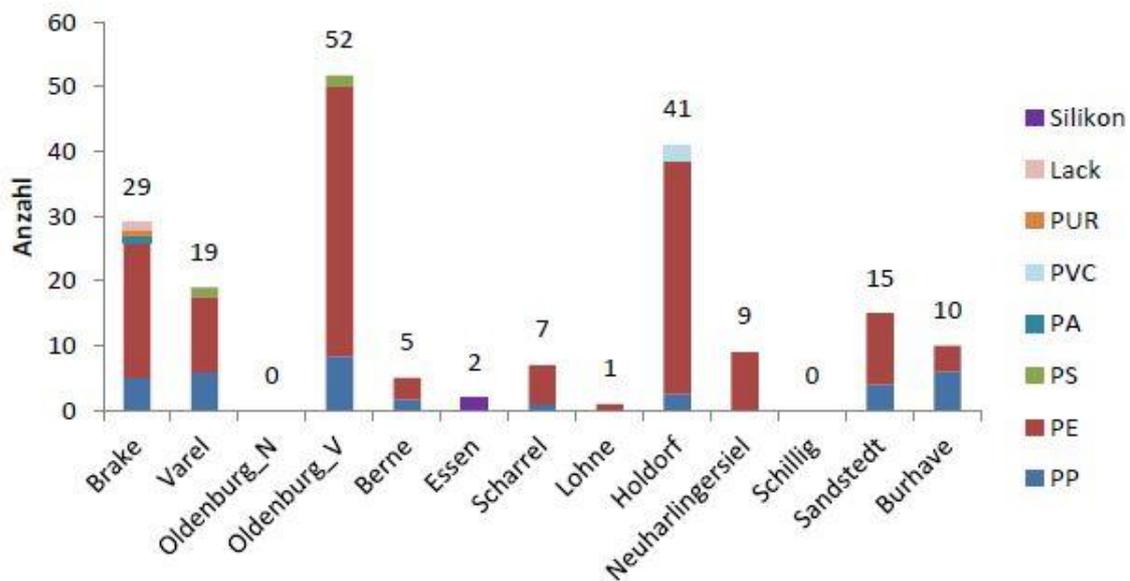


Abbildung 5-18: Anzahl der detektierten Mikrokunststoffpartikel > 500 µm in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)

Zusätzlich wurden zu den Partikeln > 500 µm auch noch die Fasern gezählt. Mit 4.808 Partikeln pro m³ wurde in Holdorf die höchste Fracht detektiert, während in Burhаве mit 90 Partikeln pro m³ die geringste Fasermenge festgestellt wurde. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse wird in Abbildung 5-19 zusammengefasst.

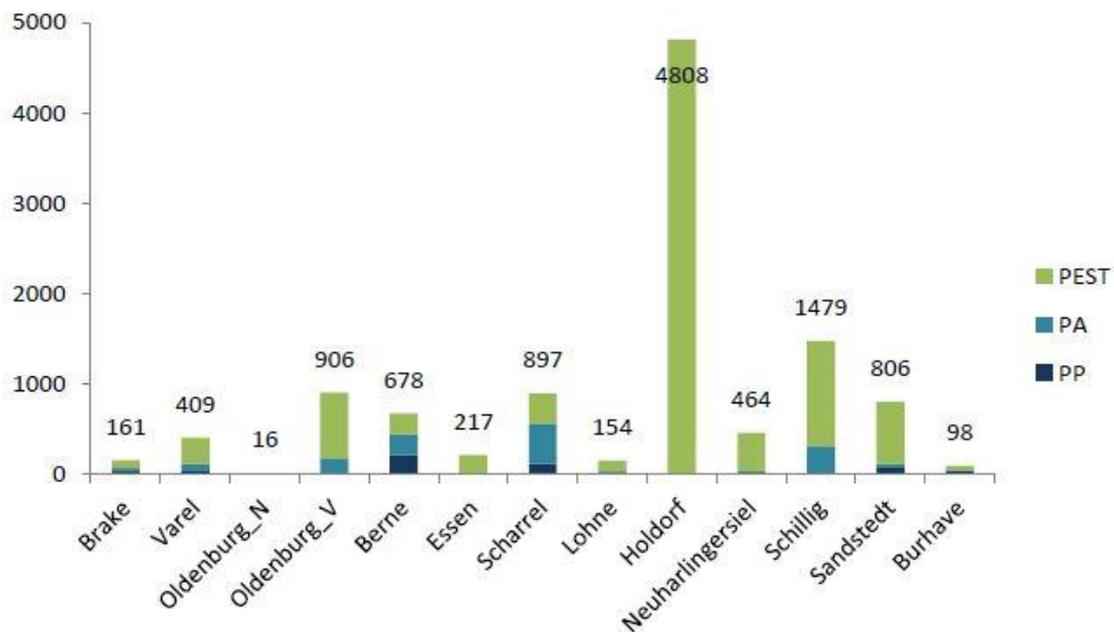


Abbildung 5-19: Anzahl der detektierten Fasern in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)

Um eine Gesamtfracht der Mikrokunststoffpartikeln abzuschätzen, wurden schließlich alle gefundenen Partikeln und Fasern aufsummiert. Die daraus resultierende Gesamtfracht ist in Abbildung 5-20 dargestellt. Anzumerken ist dabei allerdings, dass die Abwasserreinigungsanlage in Holdorf dabei nicht berücksichtigt wurde, da bei ihr mit 13.700 Partikeln pro m³ der 15-fache Wert im Vergleich zu den anderen Anlagen detektiert wurde.

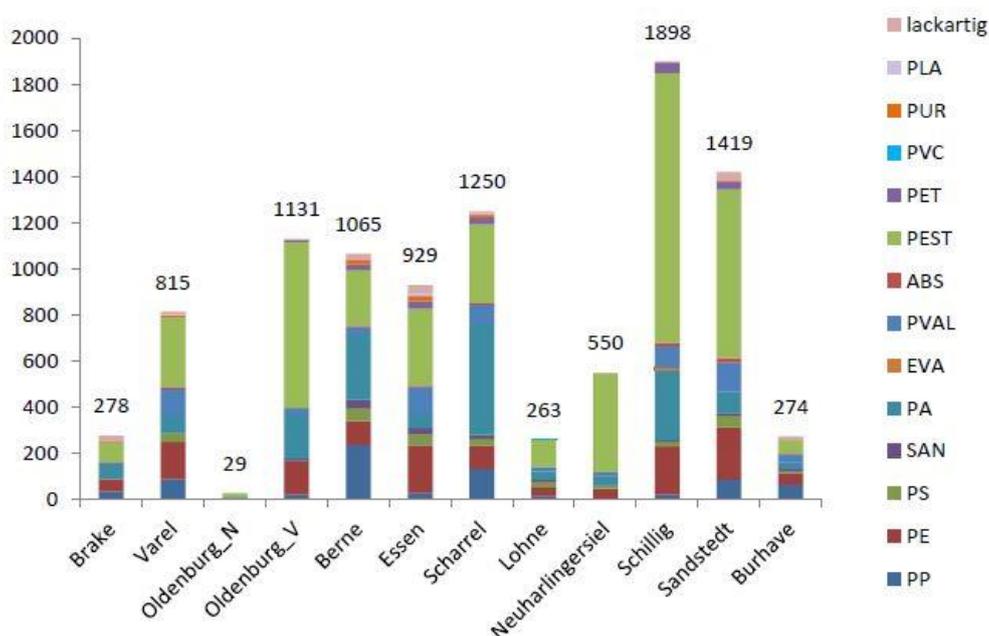


Abbildung 5-20: Abschätzung der Gesamtfracht pro m³ in den Kläranlagen des OOWV (Mintening et al., 2014)

Unter Berücksichtigung der Ausbaugröße der jeweiligen Abwasserreinigungsanlagen und Jahresfrachten konnte damit eine jährliche Mikrokunststoffemission abgeschätzt werden. Wie Tabelle 5-12 zeigt, reichen dabei die abgeschätzten Jahresmengen von 93 Mio. Partikeln pro Jahr in Brake bis zu 8,2 Mrd. Partikel pro Jahr in Holdorf. Auch die Effizienz der Schlussfiltration in Oldenburg wird hierbei noch einmal deutlich hervorgehoben.

Tabelle 5-12: Abschätzung der emittierten jährlichen Gesamtkunststoffmengen der Kläranlagenabläufe des OOWV (Mintening et al., 2014)

Abwasserreinigungsanlage	MP/m ³	Abwassermenge	Jahresfracht
		[m ³ /Jahr]	[Mikrokunststoffpartikeln/Jahr]
Brake	278	1.400.000	388.598.740
Varel	815	2.600.000	2.118.213.305
Oldenburg_N	29	13.000.000	372.376.991
Oldenburg_V	1.131	13.000.000	14.699.218.986
Berne	1.065	330.000	351.582.133
Essen	929	1.000.000	929.279.222
Scharrel	1.250	580.000	725.283.306
Lohne	263	1.200.000	315.584.216
Holdorf	13.700	600.000	8.220.048.851
Neuharlingersiel	550	185.000	101.835.618
Schillig	1.898	270.000	512.505.096
Sandstedt	1.419	185.000	262.599.599
Burhave	274	340.000	93.038.876

Beim Klärschlamm wurden zwischen 1.041 und 24.129 Mikrokunststoffpartikeln pro Kilogramm Trockenmasse detektiert. In Oldenburg wurden die wenigsten Partikeln gefunden. Da das durch die Schlussfiltration zurückgehaltene Material allerdings über den Klärschlamm entsorgt werden müsste, überrascht das niedrige Ergebnis und sollte laut den Autoren nochmals untersucht werden. Polyethylen und Polypropylen wurden am häufigsten gefunden, während nur wenige Partikeln der Polymere Polystyrol und Polyamid detektiert wurden. Eine detaillierte Übersicht der gefundenen Polymerstrukturen ist in der Tabelle 5-13 zusammengefasst:

Tabelle 5-13: Nachgewiesene Mikrokunststoffpartikeln in den untersuchten Schlammproben (Mintening et al., 2014)

	Untersuchter Klärschlamm				[g TG]	Mikrokunststoffpartikeln pro kg Trockenmasse				Gesamt
	PP	PE	PS	PA		PP	PE	PS	PA	
Brake	15			4	5,8	2579			645	3.224
Varel	4	4	4		1,4	2.826	2.826	2.826		8.478
Oldenburg	8	4			11,1	694	347			1.041
Scharrel	8	27			1,4	5.362	18.767			24.129
Holdorf		7			1,4		5.393			5.393
Schillig	8	4			0,8	9.150	4.575			13.725

Die jährlich produzierte Menge an Klärschlamm lag für die sechs untersuchten Abwasserreinigungsanlagen zwischen 90 und 3.000 Tonnen Trockenmasse. Rechnet man diese Mengen hoch, ergeben sich rund 1,2 bis 5,7 Milliarden Mikrokunststoffpartikeln, die damit dem Abwasser entzogen werden können. Im gesamten Einzugsgebiet des OOWV liegen 46 Abwasserreinigungsanlagen mit einer Produktionsmenge von rund 10.000 Tonnen Klärschlamm pro Jahr. Nach den Berechnungen dieser Studie enthielt der Klärschlamm zum Zeitpunkt der Untersuchungen etwa 93 Milliarden Mikrokunststoffpartikeln. 75 % des Klärschlammes werden im OOWV zur Gewinnung von Energie verbrannt, während die restlichen 25 % als Düngemittel in der Landwirtschaft verwertet werden. Da durch Niederschlag und Wind die Mikrokunststoffpartikeln auf diesem Weg vom Feld wieder in marine Habitate gelangen können, könnte dies eine neue, noch nicht näher untersuchte Quelle für den Eintrag von Mikrokunststoffen in die aquatische Umwelt darstellen.

5.2.2 Befund der Untersuchung von Abwasserreinigungsanlagen in der USA

Bei der Beprobung am Ende der dritten Reinigungsstufe an den sieben Abwasserreinigungsanlagen wurden keine Mikrokunststoffpartikeln detektiert. An jeder Anlage wurden circa $1,89 \times 10^5$ Liter gefiltert. Alle Filterrückstände waren biologischen Ursprungs und bestanden zumeist aus Gesteinstrümmern. Bei den drei Abwasserreinigungsanlagen 2, 3 und 7, welche an der Wasseroberfläche beprobt wurden, konnten insgesamt

31 Mikrokunststoffpartikeln detektiert werden. Bezogen auf die gefilterte Abwassermenge von 28,4 Millionen Litern ist dieser Fund sehr gering, insbesondere, da die Autoren bei den Funden von Fremdkontaminationen in offenen Kanalsystemen in der Anlage ausgehen. Tabelle 5-14 zeigt die detaillierte Auswertung der Untersuchungen der oberflächigen Beprobung.

Tabelle 5-14: Ergebnisse der oberflächigen Beprobung in den Abwasserreinigungsanlagen des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016, modifiziert)

ARA	Dauer [Tage]	Untersuchungszeit [Std]	Abgeschöpftes Volumen [x 10 ⁶ l]	Rückstände [ml]	Mikrokunststoff [Partikeln]
WRP 2	8	13,24	9,46	52	23
WRP 3	2	28,00	9,42	1	3
WRP 7	3	6,46	9,57	1,2	5

Bei den Stichproben für die Abschätzung des Rückhaltes entlang der verschiedenen Reinigungsstufen in der Abwasserreinigungsanlage 1 wurden die meisten Partikeln in der ersten Reinigungsstufe detektiert. Jeweils ein Partikel konnte in der zweiten Reinigungsstufe gefunden werden, während in der dritten Reinigungsstufe keinerlei Mikrokunststoffpartikeln mehr festgestellt werden konnten. Tabelle 5-15 zeigt die Ergebnisse der Stichprobenuntersuchungen in der Abwasserreinigungsanlage 1.

Tabelle 5-15: Stichprobenuntersuchungen entlang der einzelnen Reinigungsstufen zum Mikrokunststoffrückhalt in der Abwasserreinigungsanlage 1 des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016, modifiziert)

Ort der Entnahme	Gezählte Mikrokunststoffpartikeln
Vorklärbecken	Höchste Zählung (≈ 5 Partikeln/g)
Belebungsbecken	wenig bis mittlere Menge
Rücklaufschlamm	1 Partikel/20 ml
Auslauf der zweiten Reinigungsstufe	1 Partikel/5,68 x 10 ⁴ l
Rücklauf des Gravitationsfilters	Keine Partikeln
Auslauf in den Vorfluter	Keine Partikeln

Die größte Abwasserreinigungsanlage in dem Einzugsgebiet (Abbildung 4-20, WWTP) wurde ebenfalls in allen Reinigungsstufen beprobt. Dabei wurden im Klärschlamm 5 Partikeln / 5 g nassem Klärschlamm gefunden. Bei einer täglichen Produktion von 1,09 Millionen Kilogramm Klärschlamm werden demnach 1,09 Milliarden Mikrokunststoffpartikeln über den Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt. Zusätzlich werden noch 7,78 Millionen Partikeln pro Tag im Sandfang entfernt. Aufgrund der in der Tabelle 5-16 dargestellten Ergebnisse gehen die Autoren von einer 99,9 %-igen Entfernung des Abwassers von Mikrokunststoffpartikeln aus. Trotzdem gelangen noch rund

0,93 Millionen Partikeln pro Tag in den Vorfluter. Dies entspricht circa einem Partikel pro Liter Abwasser.

Tabelle 5-16: Ergebnisse zum Mikrokunststoffrückhalt auf der größten Abwasserreinigungsanlage des Bezirkes Los Angeles (Carr et al., 2016, modifiziert)

Lage der Beprobung	Gezählte Mikrokunststoffpartikeln	Geschätzte tägl. Anzahl an Partikeln
Sandfang	1	7.780.000
Klärschlamm	5	1.090.000.000
Auslauf in den Vorfluter	373	930.000

Die Autoren kommen aufgrund der oben dargestellten Ergebnisse zu dem Schluss, dass ein Großteil der Mikrokunststoffpartikeln in der ersten Reinigungsstufe entfernt wird. Daraus schlussfolgern sie, dass der Einfluss von Abwasserreinigungsanlagen auf die Verschmutzung der Binnengewässer mit Mikrokunststoffen minimal ist.

5.2.3 Befund der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg

In der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg wurden in allen beprobten Örtlichkeiten Mikrokunststoffpartikeln detektiert. Beprobte wurde das der ARA zufließende Abwasser, das Abwasser nach der mechanischen Reinigung und das gereinigte Abwasser nach dem finalen Klärprozess. Im ankommenden Abwasser wurden 467 Fasern, 160 synthetische Partikeln und 3.160 schwarze Partikeln pro Liter Abwasser detektiert. Nach der mechanischen Reinigung wurden nur noch 33 Fasern, 21 synthetische Partikeln und 302 schwarze Partikeln gefunden und am Ende des Klärungsprozesses konnten die Verunreinigungen mit Mikrokunststoffen auf 16 Fasern, 7 synthetische und 125 schwarze Partikeln reduziert werden. Kleinste schwarze Partikeln wurden aus diesem Ergebnis herausgenommen, da man nicht mit Sicherheit sagen konnte, ob es sich bei den Partikeln tatsächlich um Kunststoffe gehandelt hatte. Somit konnte ein Mikrokunststoffrückhalt von rund 96 % durch die Abwasserreinigungsanlage abgeschätzt werden. Die Detailergebnisse zu diesen Untersuchungen sind in der Abbildung 5-21 dargestellt.

Die Autoren gehen aufgrund ihrer Ergebnisse davon aus, dass Abwasserreinigungsanlagen eine potenzielle, wenn auch kleine Quelle für den Eintrag von Mikrokunststoffen sein können. Des Weiteren wurde in dieser Studie belegt, dass ein Großteil der detektierten Partikeln bereits bei der mechanischen Reinigung entfernt wird. Talvatie und Heinonen (2014) weisen allerdings auch darauf hin, dass eine genauere Untersuchung mittels FT-IR Spektroskopie eine bessere Aussage über den Rückhalt in Abwasserreinigungsanlagen bzw. die Verschmutzung der Meere und Flüsse durch solche Anlagen geben könnte.

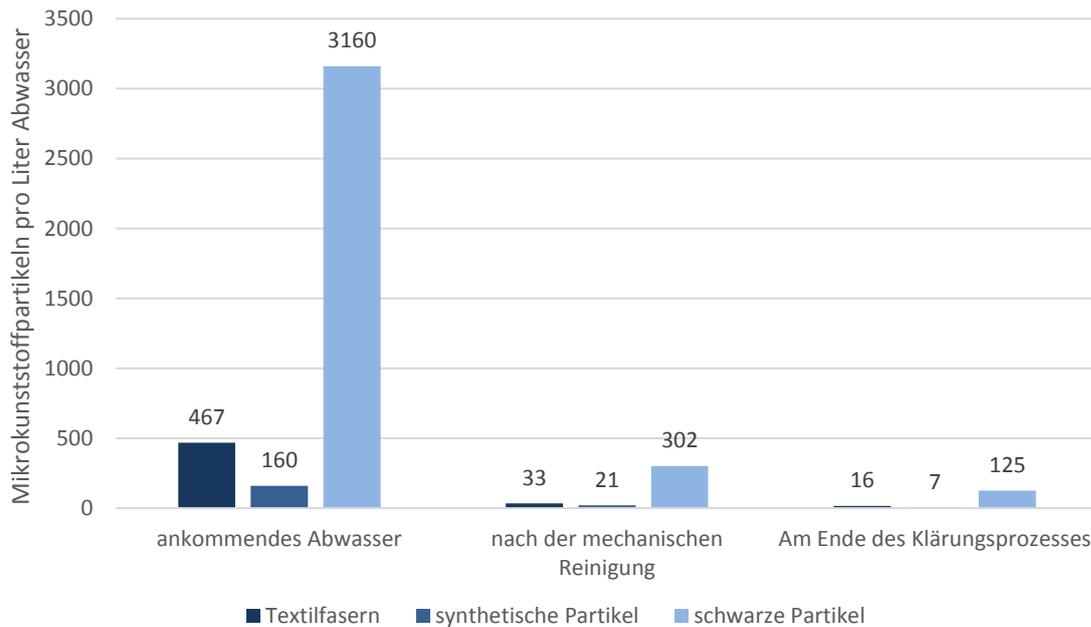


Abbildung 5-21 Ergebnis der Untersuchungen auf der Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg (Talvatie and Heinonen, 2014, modifiziert)

5.3 Befunde von Mikrokunststoff in Organismen

5.3.1 Befund der Untersuchungen der Gründlinge in Frankreich

Bei den Untersuchungen der Gründlinge in Frankreich wurden bei insgesamt 12 % der examinieren Fische Mikrokunststoffe im Verdauungstrakt festgestellt. An sieben der elf beprobten Orte konnten Fische mit Mikrokunststofffasern detektiert werden. Die meisten kontaminierten Fische wurden mit 26 % in Loire (LOV) festgestellt. Addiert man hierzu die Fische, welche vermutlich Mikrokunststoffe enthalten, kann die Anzahl auf bis zu 40 % steigen. In Abbildung 5-22 sind die einzelnen Befunde der verschiedenen Untersuchungsgebiete detailliert dargestellt.

Das Ergebnis zeigt, dass in den Regionen, welche wenig anthropogenen Einflüssen ausgesetzt sind, kaum oder gar keine Gründlinge mit Mikrokunststoffen vorkamen. Im Gegenzug zeigt die Studie aber auch deutlich, dass die Wahrscheinlichkeit der Kontamination mit Mikrokunststoffen mit steigenden Umwelteinflüssen zunimmt. So waren im am stärksten besiedelten Loire (LOV) die meisten Fische mit Mikrokunststoffen gefangen worden und auch im von der Kunststoffindustrie geprägten Jouanne war eine hohe Zahl von kontaminierten Fischen festzustellen.

Die Autoren weisen darauf hin, dass es zu dieser Problematik nun weitere Untersuchungen geben sollte, um den Einfluss des Mikrokunststoffes auf die Gesundheit der Fische festzustellen. Auch weitere Studien mit anderen Fischen oder Organismen aus anderen tropischen Gewässern wären dringend erforderlich, um weitergehendere Aussagen treffen zu können.

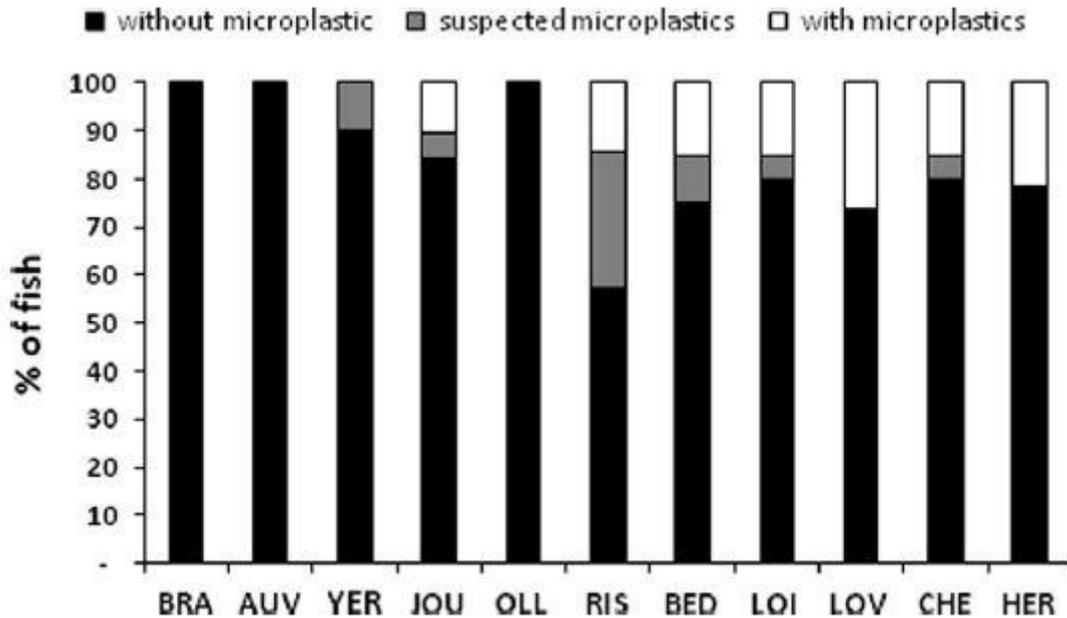


Abbildung 5-22: Ergebnisse der Untersuchungen der Gründlinge in Frankreich (Sanchez et al., 2014)

5.3.2 Befund der Untersuchung in den großen Seen in Afrika

Bei der Untersuchung der Magen-Darm-Trakte wurden bei elf Nilbarschen und bei sieben Nil-Tilapia Kunststoffpartikeln detektiert. Partikeln kleiner 0,5 mm konnten durch das verwendete ATR-IR Spektrometer jedoch nicht eindeutig identifiziert werden. Außerdem waren die Spektren einiger vermuteter Kunststoffpartikeln sehr nahe an den Spektren von Cellulose, was darauf schließen lässt, dass diese Partikeln organischen Ursprungs sein könnten. Die Autoren geben dadurch an, dass jeweils 20 % der Fischarten Kunststoffe enthielten. Sie weisen aber auch gleichzeitig darauf hin, dass durch die nicht vollständig durchgeführte Detektion von Mikrokunststoffen eine höhere Belastung wahrscheinlich ist.

Die Auswertung der ATR-IR Spektroskopie ergab, dass die in den Fischen vorgekommenen Polymere Polyethylen, Polyurethan, Polyester, Copolymere und Silikonkautschuk waren. Diese Polymere werden häufig für Verpackungen, Kleidung, Verpackungen für Essen und Trinken und Dämmung verwendet. Eine Darstellung der verschiedenen Polymere ist in Abbildung 5-23 zu sehen.

Laut den Autoren sind die in Abbildung 5-23 dargestellten Kunststoffpartikeln aus sekundärem Mikrokunststoff. Ein Indiz dafür sind die stark vermüllten umliegenden Entwässerungsgräben. Durch starke Niederschlagsereignisse kann der Müll in den See gelangen und von den Fischen aufgenommen werden. Da beide Fischarten für diese Region ökologisch aber auch wirtschaftlich wichtig sind, erwarten die Autoren ein besseres Abwassermanagement im Bereich um Mwanza.

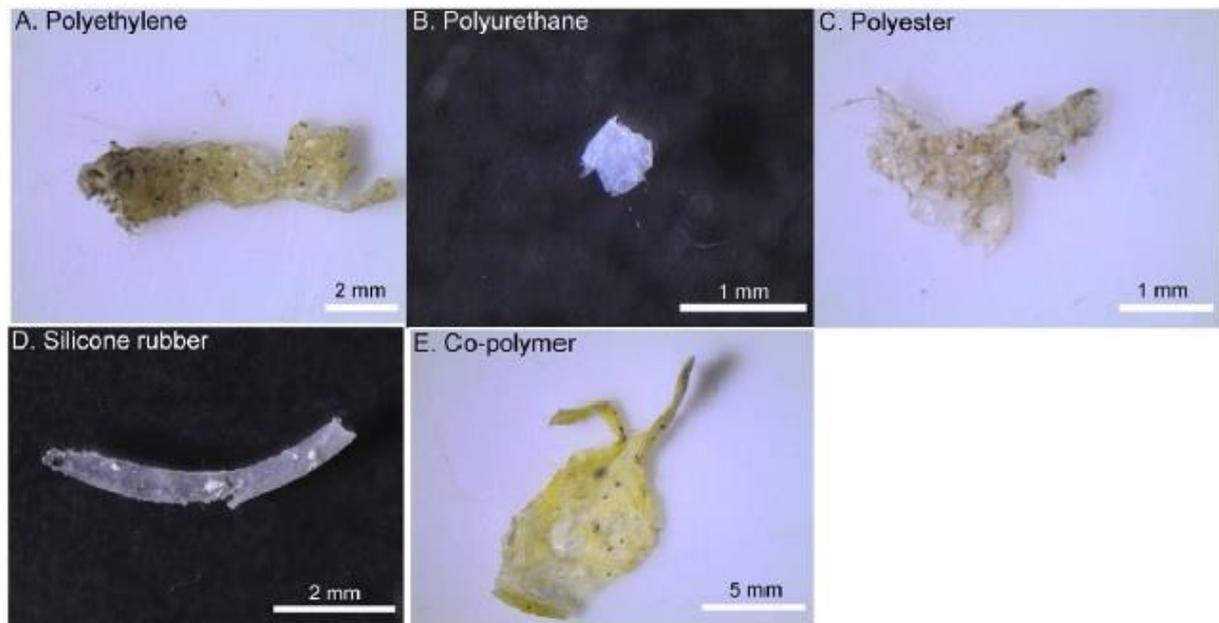


Abbildung 5-23: Beispiele der detektierten Polymere in den Nilbarschen und den Nil-Tilapia in Afrika (Biginagwa et al., 2016)

6 Zusammenfassung

Insgesamt wurden in dieser Masterarbeit 24 Studien und Untersuchungen zum Vorkommen von Mikrokunststoffen in der aquatischen Umwelt recherchiert. Davon wurden 13 auch detailliert beschrieben. Dazu kamen noch drei spezielle Techniken bzw. Methoden zur Detektion von Mikrokunststoffen, welche im Abschnitt 4.4 aufgelistet sind. In allen untersuchten Studien wurden Mikrokunststoffe in unterschiedlichen Konzentrationen gefunden. Beinahe alle Autoren weisen darauf hin, dass noch weiterer Forschungsbedarf nötig ist, um auch langfristige Auswirkungen und Veränderungen festzustellen.

6.1 Mengenabschätzung

Eine generelle Mengenabschätzung zu vorkommenden Mikrokunststoffpartikeln in limnischen Gewässern ist anhand der untersuchten Studien nicht möglich, da praktisch keine der Studien mit einer anderen vergleichbar ist. Die Detektionsmethoden und Behandlungsverfahren zur Probenvor- und -aufbereitung unterscheiden sich in ihrer Vorgehensweise. Bei den Studien, welche sich mit der Beprobung in und an Seen und Flüssen beschäftigt haben, wurden unterschiedlich Maschenweiten, Formen und Beprobungszeiträume verwendet. Zusätzlich unterschieden sich auch die verwendeten Einheiten, in welchen die erzielten Untersuchungsergebnisse angegeben wurden. Eine Übersicht der verwendeten Detektions- und Aufbereitungsmethoden sowie die daraus resultierenden Ergebnisse sind im Anhang A zusammengefasst. Ein Vergleich ist auch deshalb nicht möglich, da in den meisten Studien bevorzugt die Wasseroberflächen beprobt wurden, während in anderen Studien der komplette Wasserkörper untersucht wurde.

Jedoch wurde in den Ergebnissen der Studien häufig festgestellt, dass die gefundenen Konzentrationen an Mikrokunststoffen einer direkten Abhängigkeit zur Besiedelung unterliegen. Je höher die anthropogenen Einflüsse, wie Tourismus, Industrie und Population waren, desto höher waren auch die Konzentrationen an Mikrokunststoffen. Ein weiterer Konsens fand sich in der Rolle der natürlichen Umwelteinflüsse auf die Belastung durch Mikrokunststoffe. Wind, Starkregenereignisse, Tidehub und Fließrichtung spielen eine entscheidende Rolle für die Mikrokunststoffkonzentration.

Bei den Untersuchungen in Abwasserreinigungsanlagen kann eine grobe Vergleichbarkeit der Resultate erfolgen. Zwar wurden auch hier verschiedene Maschenweiten und Vorgehensweisen für die Beprobung verwendet, allerdings wurden die Proben unter anderem immer im Ablauf der Abwasserreinigungsanlagen entnommen und können auch zumeist einheitenkonform verglichen werden. Ein Vergleich der Resultate ist in der Tabelle 6-1 zusammengefasst. Die verwendeten Methoden zur Beprobung der Abwasserreinigungsanlagen sind im Anhang B dargestellt.

Tabelle 6-1: Vergleich der Ergebnisse der untersuchten Abwasserreinigungsanlagen

Standort	Befund
	[Partikeln/l]
12 ARAs des Oldenburg-Ostfriesischen Abwasserverbandes	0-4,808
9 ARAs des Bezirkes Los Angeles	1
Zentrale Abwasserreinigungsanlage in St. Petersburg, Russland	148
3 ARA in den Niederlanden	9-91
1 ARA in Schweden	8,25 ± 2,33
1 ARA in Glasgow, Vereinigtes Königreich	0,25

Die Studien in den Abwasserreinigungsanlagen haben gezeigt, dass die Installation einer Schlusfiltration die Anzahl an detektierten Mikrokunststoffpartikeln um bis zu 98 % reduzieren kann. Des Weiteren wurde bewiesen, dass durch den Klärschlammabzug aus dem Abwasser Mikrokunststoffpartikeln entfernt werden und er somit einen wesentlichen Beitrag zur Reduktion der Emissionen leistet. Fraglich ist noch, ob eine landwirtschaftliche Nutzung und Verwertung des Klärschlammes zum Düngen der Felder dieser Reduktion durch erneuten Eintrag in die Gewässer entgegenwirkt.

Bei den Studien zu Belastungen von Organismen durch Mikrokunststoffen wurden ebenfalls Partikeln in einigen Organismen festgestellt. Die Anzahl der kontaminierten Tiere schwankt je nach beprobten Organismus zwischen 0 % und 96 %. Eine realistische Abschätzung wie viele Tiere in der aquatischen Umwelt mit Mikrokunststoffen belastet sind, ist aufgrund der sehr mangelhaften Datenlage derzeit nicht möglich. Die Vorgehensweise und die Ergebnisse der einzelnen Studien sind im Anhang C zusammengefasst.

6.2 Ökologische Auswirkungen

Langfristige ökologische Auswirkungen auf die Flora und Fauna in der aquatischen Umwelt konnten anhand der Studien nicht festgestellt werden. Auch Auswirkungen auf den Menschen konnten weder bestätigt, noch dementiert werden. Die Zeiträume der Probennahme waren, je nach Studie, nur mehrere Stunden bis maximal ein paar Wochen lang. Um eine Aussage über ökologische Auswirkungen treffen zu können, müssten die beprobten Gebiete einerseits länger beprobt werden und andererseits eventuelle Veränderungen in periodischen Abständen dokumentiert werden.

6.3 Eintragspfade

In den meisten Studien waren bruchstückhafte Partikeln zu finden. Diese deuten darauf hin, dass die Partikeln durch Zersetzung zu Mikrokunststoffen geworden sind. Die Quelle solcher Partikeln ist zumeist das unsachgemäße Entsorgen von Kunststoffen in der Umwelt. Das Littering stellt somit einen großen Teil der Eintragspfade dar. Industriell hergestellte kugelförmige Mikrokunststoffe haben in den Studien meist eine untergeordnete Rolle gespielt. Zwar wurden bei den Untersuchungen in der Donau aus

dem Jahr 2012 79,4 % der Partikeln dem industriellen Sektor zugeordnet, gewichtsmäßig waren das aber nur 29,7 %. Im Solent-Ästuar kamen die meisten Partikeln aus dem häuslichen Abwasser. Und auch in der Studie des Oldenburg-Ostfriesischen Wasserverbandes waren der Abrieb von Küchenutensilien, Damenhygieneartikel und Kontaktlinsenmittel Hauptursache der Mikrokunststoffbelastung. Zu den aufgezählten Eintragungspfaden gesellen sich noch viele andere hinzu. Die verschiedenen Eintragungspfade aus den in der vorliegenden Arbeit recherchierten und behandelten Studien sind in der Tabelle 6-2 zusammengefasst.

Tabelle 6-2: Zusammenfassung möglicher Eintragungspfade in den recherchierten Studien

Eintragungspfad	erkannt in folgenden Studien
Abwasserreinigungsanlagen	Chiusisee, Solent-Ästuar, North-Shore-Channel
Fischerei	Chiusisee, Solent-Ästuar
Häusliche Abwässer	Solent-Ästuar, Oldenburg-Ostfriesischer Wasserverband
Industrie	Donau 2012, Solent-Ästuar, Ontariosee
Klärschlamm in der Landwirtschaft	Oldenburg-Ostfriesischer Wasserverband
Littering	Donau 2015, Solent-Ästuar, Drei-Schluchten-Damm, Hovsgol See
Reifenabrieb	Solent-Ästuar
Schifffahrt	Solent-Ästuar

Diese Übersicht gibt aber lediglich die in den Studien erkannten bzw. vermuteten Eintragungspfade wieder. Darüber hinausgehende weitere Eintragungspfade von Mikrokunststoffen in die aquatische Umwelt sind ebenfalls noch möglich, wie z. B. direkte Mischwasser- oder Niederschlagswassereinleitungen in die Gewässer aus dem urbanen Bereich, wozu es derzeit aber noch keine Untersuchungen gibt.

7 Diskussion

Das Thema Mikrokunststoff ist derzeit in der Gesellschaft, der Politik, der Wirtschaft und der Wissenschaft stark in der Diskussion. Auch die einzelnen Interessen der oben angeführten Parteien unterscheiden sich stark voneinander. Während die Wirtschaft in diesem jungen Themenfeld eine Chance der Wertschöpfung sieht, ist die Gesellschaft eher wegen der möglichen ökologischen Auswirkungen und Risiken beunruhigt. Um diese Auswirkungen zu begründen oder zu entkräften, ist es Aufgabe der Politik und der Wissenschaft die Forschung in diesem Themenfeld zu intensivieren und die Öffentlichkeitsarbeit auf eine fundierte wissenschaftliche Basis zu stellen.

Grundsätzlich ist, um diese Aufgabe zu bewältigen, aber zuerst einmal eine gemeinsame Sprache innerhalb aller involvierten Parteien notwendig. Dafür ist in einem ersten Schritt der Begriff des Mikrokunststoffes eindeutig zu definieren. Wichtig ist hierfür auch, dass neben einer begrifflichen Obergrenze auch eine noch eindeutig detektierbare Untergrenze definiert werden sollte. Die meisten Studien haben Partikelgrößen bis 300 µm gemessen und detektiert, einzelne Studien auch kleinere Partikel bis zu 20 µm. Partikeln, welche allerdings kleiner als 20 µm sind, wurden bislang in keiner der recherchierten Studie berücksichtigt.

Um wissenschaftliche Aussagen zu Eintragspfaden, der Verteilung der Mikrokunststoffpartikeln im Wasser und den Auswirkungen treffen zu können, sind vergleichbare Daten unbedingt notwendig. Diese Arbeit hat deutlich gezeigt, dass solche Aussagen zum jetzigen Zeitpunkt leider noch nicht möglich sind. Grund dafür ist die sehr heterogene Datenlage. In den Studien wurden unterschiedliche Methoden zur Probennahme, zur Probenaufbereitung und zur Probenanalyse verwendet. Teilweise wurden auch Verfahren zur Analyse der Mikrokunststoffe – wie beispielsweise die rein optische Auswertung von Mikrokunststoffen – verwendet, bei denen bekannt ist, dass die daraus resultierenden Ergebnisse wissenschaftlich nur bedingt vergleichbar und verwertbar sind. Des Weiteren wurden die Studien nicht einheitenkonform publiziert, was einen Vergleich ebenfalls sehr erschwert bzw. sehr oft ganz verhindert.

Ziel muss es also sein, eine standardisierte, zeitgemäße Untersuchungsmethode zu entwickeln und zu etablieren, welche alle relevanten Parameter berücksichtigt, die Ziele aller Parteien umfasst und möglichst universell anwendbar ist. Hier ist vor allem die Politik in Zusammenarbeit mit der Wissenschaft und der Wirtschaft in die Pflicht zu nehmen, schnellstmöglich einen gesetzlichen, weltweit normierten Rahmen zu schaffen, um dieses Ziel möglichst bald erreichen zu können.

Eine weitere Fragestellung, welche in keiner der Studien beantwortet werden konnte, ist auch, welche Rolle die mit den verwendeten Probenetzen nicht erfassbaren Kleinstpartikeln in limnischen Gewässern spielen. Partikelgrößen < 100 µm wurden kaum beprobt. Somit sind auch ökologische Auswirkungen und damit verbundene Risiken

durch diese Feinstfraktionen dzt. nicht erforscht und damit gänzlich unbekannt. Besonders für Partikel bis 100 µm herrscht daher dringender Forschungsbedarf.

Diese Arbeit hat aber auch gezeigt, dass Abwasserreinigungsanlagen einen Teil der Mikrokunststoffe aus dem Abwasser entfernen können. Insbesondere die Installation einer Schlussfiltration bzw. eine nachgeschaltete 4. Reinigungsstufe nimmt hierbei eine wichtige Rolle ein. Bei Abwasserreinigungsanlagen mit installierter Schlussfiltration konnten die untersuchten Mikrokunststoffkonzentrationen um bis zu 98 % reduziert werden. Aus diesem Grund sollte auch diskutiert werden, ob es sinnvoll wäre, eine Schlussfiltration bei Abwasserreinigungsanlagen ab einem gewissen Einwohnerwert gesetzlich obligatorisch vorzuschreiben. Auch über den Klärschlamm werden dem Abwasser Mikrokunststoffe entzogen. Dabei können allerdings bei einer landwirtschaftlichen Verwertung des Klärschlammes zum Düngen landwirtschaftlich genutzter Flächen durch Wind und Niederschlagsereignisse auch wieder Mikrokunststoffe in die aquatische Umwelt gelangen. Auch hierfür fehlen zurzeit Untersuchungen, um diesen Eintragungspfad von seiner Relevanz her abzuschätzen.

8 Ausblick

Das oberste Ziel bei der weiteren Forschung zum Thema Mikrokunststoff sollte der Umweltschutz sein. Ein Nulleintrag von Mikrokunststoffen in die aquatische Umwelt ist aufgrund des Fehlens von Alternativen für diesen Werkstoff und des Verbraucherverhaltens bis auf weiteres nicht zu erwarten. Deshalb ist es umso wichtiger, den Eintrag von Mikrokunststoffen so weit wie möglich zu vermindern. In diesem Zusammenhang sollte auch die Fragestellung beantwortet werden, inwieweit wir Kunststoffabfälle als anthropogenen Fußabdruck akzeptieren.

Zurzeit gibt es noch zahlreiche Studien über Mikrokunststoffe in der aquatischen Umwelt, die derzeit noch in Bearbeitung oder noch nicht veröffentlicht sind. Eventuell können aus diesen Studien neue Erkenntnisse gezogen werden. Um aussagekräftige, vergleichbare Daten erheben zu können, ist es dringend notwendig, eine verbindliche gesetzliche bzw. normative Vorlage zu schaffen. Mit dieser könnten dann Konzentrationen, Stoffströme und Belastungen einheitlich erhoben werden, um einen besseren Überblick über das Ausmaß der Kunststoffkonzentrationen zu erhalten. Denn erst, wenn das tatsächliche Ausmaß der Emissionen in die aquatische Umwelt bekannt sind, können auch mögliche Bedrohungen abgeschätzt und Lösungsansätze kreiert werden.

Um die Belastung der aquatischen Umwelt mit Kunststoffen nicht weiter zu verschlechtern, können auch jetzt schon Maßnahmen hinsichtlich der Vermeidung von Kunststoffeinträgen getroffen werden.

Ein wichtiger Aspekt dafür ist die Beeinflussung des Verbraucherverhaltens. Kunststoffe werden in der Gesellschaft häufig als mindere, wertlose Materialien angesehen. Dies fördert einen gedankenlosen Umgang mit Kunststoffen. Ziel sollte es deshalb sein, dem Kunststoff einen subjektiven Wert für den Verbraucher zu geben, um die Recyclingrate zu erhöhen. Ansätze dazu gibt es in einigen Ländern auch schon. In Deutschland beispielsweise gibt es seit 2003 ein Pfand und Rücknahmesystem für PET-Flaschen. Pro Flasche werden beim Kauf bis zu 25 Cent eingehoben, welche beim Zurückbringen der Flaschen wieder rückerstattet werden. Des Weiteren wurde, wie im Abschnitt 2.5.3 beschrieben, im Europäischen Parlament über eine Besteuerung von Plastiktüten diskutiert, die es bisher im Einzelhandel noch gratis gibt. Auch in der Landwirtschaft gibt es Initiativen, um die Recyclingrate von Kunststoffen zu erhöhen. Die Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. hat im Jahr 2014 erfolgreich die Initiative „Erntekunststoffe Recycling Deutschland“ gestartet und dadurch zum Jahresabschluss etwa 2.200 Tonnen Kunststofffolien zur Wiederaufbereitung gesammelt.

In diesem Zusammenhang ist auch eine breite Öffentlichkeitsarbeit wichtig, um ein noch tieferes Bewusstsein für den Wert des Materials Kunststoff zu schaffen. Hierfür

sollten alle Altersgruppen transparent und neutral über das Material Kunststoff informiert werden. Wenn ein Großteil der Bevölkerung über mögliche Gefahren, aber auch über Präventivmaßnahmen zur Vermeidung informiert wird, kann das ökologische Bewusstsein gestärkt und die Verschmutzung der Umwelt vermindert werden.

Eine weitere Steuerungsoption zur Minderung der Kunststoffeinträge ist das Setzen von ökonomischen Anreizen für Firmen, welche sich besonders für die Reinhaltung ihrer industriellen Anlagen einsetzen oder auf den Gebrauch von Kunststoffen verzichten. Hierfür könnten finanzielle Anreize unterstützend wirken. Auch ein Gütesiegel zur Verbesserung des Images von Firmen wäre eine mögliche Maßnahme, um den Verbrauch von Kunststoffen zu vermindern.

Es gibt also schon einige Bestrebungen den Eintrag und Austrag von Kunststoffen in die Umwelt zu vermindern. Diese reichen allerdings noch nicht aus, um das Problem des Vermüllens der Umwelt mit Kunststoffen zu vermeiden bzw. zu verhindern. Um das zu schaffen, sind sicherlich noch weitere Maßnahmen erforderlich.

Literaturverzeichnis

- AAEV, BGBl. Nr. 186/1996 (1996) *Abwasseremissionsverordnung, Fassung vom 25.07.2016*, [online] <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010977> (Accessed July 25, 2016).
- Abts, G. (2014) *Kunststoff-Wissen für Einsteiger*, Hanser, München. [online] http://deposit.d-nb.de/cgi-bin/dokserv?id=4540570&prov=M&dok_var=1&dok_ext=htm (Accessed June 28, 2016).
- AbwV/BGBl. I S. 1290 (2004) *Abwasserverordnung*, [online] <https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abwv/gesamt.pdf> (Accessed July 25, 2016).
- Anderson, C. (2016) North Shore Channel. Intertwined Cultures. [online] <http://intertwinedcultures.weebly.com/north-shore-channel.html> (Accessed July 13, 2016).
- Arthur, C., Baker, J., and Bamford, H. (2009) International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. [online] <http://www.marinedebris.info/sites/default/files/literature/Proceedings%20of%20the%20International%20Research%20Workshop%20on%20the%20Occurrence,%20Effects%20and%20Fate%20of%20Microplastic%20Marine%20Debris.pdf> (Accessed July 2, 2016).
- Biginagwa, F. J., Mayoma, B. S., Shashoua, Y., Syberg, K., and Khan, F. R. (2016) First evidence of microplastics in the African Great Lakes: Recovery from Lake Victoria Nile perch and Nile tilapia. *Journal of Great Lakes Research*, **42**(1), 146–149.
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., and Thompson, R. (2011) Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology*, **45**(21), 9175–9179.
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., and Thompson, R. C. (2008) Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*, **42**(13), 5026–5031.
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., and Peck, B. B. (1972) Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, **178**(4062), 749–750.
- Carr, S. A., Liu, J., and Tesoro, A. G. (2016) Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, **91**, 174–182.
- Colton, J., Knapp, F. D., and Burns, B. R. (1974) Plastic particles in surface waters of the Northwestern Atlantic. *Science*, **185**(4150), 491–497.

- Corcoran, P. L., Norris, T., Ceccanese, T., Walzak, M. J., Helm, P. A., and Marvin, C. H. (2015) Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. *Environmental Pollution* (Barking, Essex: 1987), **204**, 17–25.
- Ehrenstein, G. W. (2011) *Polymer Werkstoffe: Struktur – Eigenschaften – Anwendung*, Carl Hanser Verlag GmbH & Co. KG, München. [online] <http://www.hanser-elibrary.com/doi/book/10.3139/9783446429673> (Accessed June 29, 2016).
- Environment Agency (2009) Test and Itchen: Catchment flood management plan - Publications - GOV.UK. [online] <https://www.gov.uk/government/publications/test-and-itchen-catchment-flood-management-plan> (Accessed June 15, 2016).
- Essel, R., Engel, L., Carus, M., and Arens, R. (2015) *Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland*, Umweltbundesamt. [online] <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quellen-fuer-mikroplastik-relevanz-fuer-den> (Accessed April 18, 2016).
- Europäische Gemeinschaft (2010) *Beschluss der Kommission über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern*, [online] [http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477\(01\)&from=DE](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010D0477(01)&from=DE) (Accessed July 23, 2016).
- Europäische Gemeinschaft (1991) *Richtlinie 91/271/EWG des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser*, [online] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=DE> (Accessed July 25, 2016).
- Europäische Gemeinschaft (2000) *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*, [online] http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0003.02/DOC_1&format=PDF (Accessed July 23, 2016).
- Europäische Gemeinschaft (2008) *Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)*, [online] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&rid=1> (Accessed July 23, 2016).
- Europäische Gemeinschaft (2015) *Stellungnahme des europäischen Parlaments und des europäischen Rates zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG betreffend die Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen*, [online] <http://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-5094-2015-REV-1/de/pdf> (Accessed July 25, 2016).

- Europäische Kommission (2011) *Empfehlung der Kommission vom 18. Oktober 2011 zur Definition von Nanomaterialien*, Brüssel. [online] <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:275:0038:0040:de:PDF> (Accessed July 2, 2016).
- Europäische Kommission (2013) *Grünbuch zu einer europäischen Strategie für Kunststoffabfälle in der Umwelt*, [online] <http://ec.europa.eu/transparency/regdoc/rep/1/2013/DE/1-2013-123-DE-F1-1.Pdf> (Accessed July 20, 2016).
- European Chemicals Agency (2006) Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates. [online] <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006R1907-20150601&from=DE> (Accessed June 29, 2016).
- Fendall, L. S. and Sewell, M. A. (2009) Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, **58**(8), 1225–1228.
- Fischer, E. K., Paglialonga, L., Czech, E., and Tamminga, M. (2016) Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution*, **213**, 648–657.
- Fischer, T. and Hufeisen, D. (2016) Deutsche Umwelthilfe - EU-Plastiktüten Richtlinie. [online] http://www.duh.de/uploads/media/Zusammenfassung_EU-Richtlinie_2015_02.pdf (Accessed July 25, 2016).
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., and Boldgiv, B. (2014) High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, **85**(1), 156–163.
- Fülleborn, M. (2002) Zeitaufgelöste FTIR Transmissions- und ATR-Spektroskopie von Flüssigkristallen im elektrischen Feld. [online] https://duepublico.uni-duisburg-essen.de/servlets/DocumentServlet/11618/Dissertation_Fuelleborn.pdf (Accessed July 26, 2016).
- Gallagher, A., Rees, A., Rowe, R., Stevens, J., and Wright, P. (2016) Microplastics in the Solent estuarine complex, UK: An initial assessment. *Marine Pollution Bulletin*, **102**(2), 243–249.
- Gattenlöhner, U. (2015) Global Nature Fund - Bedrohter See 2015: Hovsgol See, Mongolei. [online] <http://www.globalnature.org/BedrohterSee2015> (Accessed September 24, 2016).
- Great Lakes Information Network (2016) Lake Huron Facts and Figures. [online] <http://www.great-lakes.net/lakes/ref/huronfact.html> (Accessed July 6, 2016).
- Gujer, W. (2013) *Siedlungswasserwirtschaft*, Springer-Verlag.
- Hanke, G., Galgani, F., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R., Palatinus, A., Van Franeker, J. A., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J. M., Matiddi, M., Alcaro, L., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., Gago, J., and Liebezeit, G. (2013) *Guidance on Monitoring of Marine*

- Litter in European Seas*, Publications Office of the European Union. [online] <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/30681> (Accessed June 30, 2016).
- HELCOM (2016) Baltic Sea Action Plan. [online] <http://helcom.fi/baltic-sea-action-plan> (Accessed July 25, 2016).
- Hohenblum, P., Frischenschlager, H., Reisinger, H., Konecny, R., Uhl, M., Mühlegger, S., Habersack, H., Liedemann, M., Gmeiner, P., Weidenhiller, B., Fischer, N., and Rindler, R. (2015) *Plastik in der Donau- Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich*, Wien. [online] http://www.umweltbundesamt.at/aktuell/publikationen/publikationssuche/publikationsdetail/?pub_id=2132.
- Holderer, I. (2016) Flüsse und Seen: Rhein - Rhein - Flüsse und Seen - Natur - Planet Wissen. [online] http://www.planet-wissen.de/natur/fluesse_und_seen/der_rhein/ (Accessed June 14, 2016).
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., and Schludermann, E. (2014) The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, **188**, 177–181.
- Leslie, H. (2014) *Review of Microplastics in Cosmetics – Scientific background on a potential source of plastic particulate marine litter to support decision-making*, [online] http://www.ivm.vu.nl/en/Images/Plastic_ingredients_in_Cosmetics_07-2014_FINAL_tcm234-409859.pdf (Accessed June 30, 2016).
- Lindner, J.-P. and Nolte, T. (2016) FT-IR Spektroskopie. [online] http://www.uni-muenster.de/imperia/md/content/physikalische_chemie/praktikum/ft_ir_spektroskopie_lindner_jean_pierre_thies_nolte_thies_.pdf (Accessed July 28, 2016).
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., and Burkhardt-Holm, P. (2015) Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, **5**, 17988.
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schlupe, J., and Kelly, J. J. (2014) Microplastic is an Abundant and Distinct Microbial Habitat in an Urban River. *Environmental Science & Technology*, **48**(20), 11863–11871.
- Miklos, D., Obermaier, N., and Jekel, M. (2016) *Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzepts*, Umweltbundesamt. [online] <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/mikroplastik-entwicklung-eines> (Accessed June 29, 2016).
- Mintening, S., Löder, M., and Gerds, G. (2014) *Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen*, Helgoland. [online] http://www.oowv.de/fileadmin/_migrated/content_uploads/Abschlussbericht_Mikroplastik_in_Klaeranlagen-3.pdf (Accessed July 8, 2016).

- Moore, C. J. (2008) Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, **108**(2), 131–139.
- Norén, F. and Magnusson, K. (2010) *Osynligt avfallsproblem i havet*, [online] <http://www.havet.nu/dokument/HU20101avfall.pdf> (Accessed July 21, 2016).
- OSPAR Commission (1995) *Summary record of the Meeting in Stockholm of the 3rd Working Group on Impacts of the Marine Environment*,
- Philipps Universität Marburg (2009) Modul PC-MPR-1, Praktikum Physikalische Chemie, Versuch 2: RAMAN-Spektroskopie. [online] <https://www.uni-marburg.de/fb15/studium/praktika/pcprakt/master/skripte/raman.pdf> (Accessed September 24, 2016).
- Plastic Planet (2013) Generation Plastik? Eine Übersicht. Plastic Planet. [online] <http://www.plastic-planet.at/generation-plastik-eine-uebersicht/> (Accessed September 8, 2016).
- PlasticsEurope (2016) PlasticsEurope - Geschichte der Kunststoffe - PlasticsEurope. [online] <http://www.plasticseurope.de/das-ist-kunststoff/geschichte-der-kunststoffe.aspx> (Accessed September 8, 2016).
- PlasticsEurope (2015) *Plastics-the facts, An analysis of European plastics production, demand and waste data*, [online] <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2015.aspx?FolID=2> (Accessed November 5, 2016).
- Prabitz, J. (2007) Baustofflehre VA.
- Pummer, J. (2015) Pakt “Zero-Pellet-Loss.” Kunststoffindustrie und Umweltminister starten “Zero-Pellet-Loss” Initiative. [online] http://www.fcio.at/Default.aspx?site=kunststoffe.fcio.at&menu=Publikationen#Kunststoffindustrie_und_Umweltminister_starten__Zero_Pellet_Loss__Initiative (Accessed July 20, 2016).
- Sanchez, W., Bender, C., and Porcher, J.-M. (2014) Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence. *Environmental Research*, **128**, 98–100.
- Schweizerischer Bundesrat (1998) *Gewässerschutzverordnung*, [online] <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19983281/201510010000/814.201.pdf> (Accessed July 25, 2016).
- Seilnacht, T. (2016a) Polyamide (PA). [online] http://www.seilnacht.com/Lexikon/k_polyam.html (Accessed June 29, 2016).
- Seilnacht, T. (2016b) Polyethen (PE). [online] http://www.seilnacht.com/Lexikon/k_polyet.html (Accessed June 29, 2016).
- Seilnacht, T. (2016c) Polypropen. [online] http://www.seilnacht.com/Lexikon/k_polypr.html (Accessed June 29, 2016).

- Seilnacht, T. (2016d) Polystyrol (PS). [online] http://www.seilnacht.com/Lexikon/k_polyst.html (Accessed June 29, 2016).
- Seilnacht, T. (2016e) Polyurethane (PUR). [online] http://www.seilnacht.com/Lexikon/k_polyur.html (Accessed June 29, 2016).
- Seilnacht, T. (2016f) Polyvinylchlorid (PVC). [online] http://www.seilnacht.com/Lexikon/k_pvc.html (Accessed June 28, 2016).
- Solentpedia (2016) Solentpedia - Harbours and Estuaries. [online] http://www.solentpedia.info/our_coastal_zone/harbours_and_estuaries/ (Accessed June 15, 2016).
- Spieß, G. and Klapötke, T. (1999) Einführung in die Raman Spektroskopie. [online] <http://www.hedm.cup.uni-muenchen.de/download/raman.pdf> (Accessed July 8, 2016).
- Stoelzel, M. (2016) Normierung Mikrokunststoffe. [online] <https://webmail.tu-graz.at/imp/index.php#msg:{7}SU5CT1g577> (Accessed January 7, 2016).
- Talvatie, J. and Heinonen, M. (2014) Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. [online] <http://helcom.fi/helcom-at-work/projects/completed-projects/base/components/microplastics> (Accessed September 5, 2016).
- The House of Representatives (2018) *Microbead-Free Waters Act of 2015*, [online] <https://www.congress.gov/114/bills/hr1321/BILLS-114hr1321rh.pdf> (Accessed July 20, 2016).
- Umweltbundesamt (2013) *Plastiktüten*, [online] <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/4453.pdf> (Accessed July 20, 2016).
- United Nations Environment Programme (2006) *Ecosystems and Biodiversity in Deep Waters and High Seas*, Schweiz. [online] http://www.unep.org/pdf/Ecosystem-Biodiversity_DeepWaters_20060616.pdf.
- Vodokanal (2016) Vodokanal. [online] http://www.vodokanal.spb.ru/en/shpalnaya_56/visits_to_vodokanals_production_sites/.
- Weber, T. (2016) Die Donau - Daten & Fakten zu Europas 2. größten Fluss. [online] <http://www.donaudurchbruch.org/donau.html> (Accessed July 16, 2016).
- WESO Software GmbH (2016) Fischlexikon. [online] http://www.fischlexikon.eu/fischlexikon/suesswasserfische.php?fisch_id=0000000057 (Accessed September 7, 2016).
- WRG/BGBI. Nr. 215/1959 (2013) *Wasserrechtsgesetz 1959, Fassung vom 23.07.2016*, [online] <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung/Bundesnormen/10010290/WRG%201959%2c%20Fassung%20vom%2023.07.2016.pdf>.

- Zbyszewski, M. and Corcoran, P. L. (2011) Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada. *Water, Air, & Soil Pollution*, **220**(1–4), 365–372.
- Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., and Wu, C. (2015) Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, **204**, 117–123.
- Ziebarth, N. (2014) Mikroplastik - die unsichtbare Gefahr, Der BUND Einkaufsratgeber. [online] http://www.bund.net/fileadmin/bund-net/pdfs/meere/131119_bund_meeresschutz_mikroplastik_produkliste.pdf (Accessed July 19, 2016).
- Zwick, G. and Basmer, P. (2016) Theorie der FT-IR Spektroskopie. [online] https://www.ffb.kit.edu/download/CD-FFB_IMK_Ber._Nr._137_Theorie_der_FT-IR_Spektroskopie.pdf (Accessed July 28, 2016).

Anhang

Anhang A: Methoden und Vorgehensweise bei der Probenaufbereitung und Ergebnisse der Studien in Gewässern

Anhang B: Methoden zur Beprobung der Abwasserreinigungsanlagen und deren Ergebnisse

Anhang C: Methoden zur Beprobung der Organismen und deren Ergebnisse

Anhang A

Methoden der Beprobung von Seen und Flüssen

Standort	Messnetz				Messparameter	
	Maschenweite	Höhe	Breite	Tiefe	Dauer	Geschwindigkeit
Donau 2010	500 µm	∅ 50 cm		150 cm	--	--
Donau 2012	500 µm	∅ 50 cm		150 cm	--	--
Donau 2015	500 µm	30 cm & 60 cm	60 cm	200 cm	varierte	stationär
Rhein	300 µm	18 cm	60 cm	--	15 min	--
Bolsenasee & Chiusisee	300 µm	18,5 cm	60 cm	--	ca. 60 min	3,61 - 5,05 km/h
Solent Ästuar	300 µm	--	--	--	10 min	5,556 km/h
Drei-Schluchten-Damm	112 µm	50 cm	100 cm	150 cm	400 m bzw. 4 min 40 sek	5 km/h
Hovsgol See	333 µm	16 cm	61 cm	300 cm	60 min	6,482 km/h
North-Shore-Channel (NSC)	333 µm	41 cm & 42 cm	36cm & 92 cm	--	20 min	--
Schweizer Seen	300 µm	25 cm	60 cm	--	3,7 km	--
Chesapeake Bay	330 µm	15 cm	70 cm	--	--	--
Tamar Ästuar	300 µm	15 cm	50 cm	--	30 min	7,408 km/h
Goiana Ästuar	300 µm	∅ 60 cm		200 cm	15 min	5 km/h

Methoden der Probenaufbereitung von Seen und Flüssen

Standort	Probenaufbereitung					Untersuchungsmethode
	1. Schritt	2. Schritt	3. Schritt	4. Schritt	5. Schritt	
Donau 2010	Konservierung mit 96%-igem Ethanol	Wasserbad zur Reinigung	Dichteseparation	Wiegen & zählen der Partikel		Mikroskop
Donau 2012	Konservierung mit 96%-igem Ethanol	Wasserbad zur Reinigung	Dichteseparation	Wiegen & zählen der Partikel		Mikroskop
Donau 2015	Siebung in mehrere Fraktionen	Dichteseparation mit Kochsalz	Visuelle Untersuchung	Trocknen der Probe	Erneute Visuelle Untersuchung	ATR-IR Spektroskopie
Rhein	Klarspülen mit Leitungswasser	Konservierung mit Kochsalzlösung	verschiedene Reinigungsverfahren	Dichteseparation mit NaCl	Fluoreszenzstereomikroskop	FT-IR Spektroskopie
Bolsenasee & Chiusisee	Siebung in mehrere Fraktionen	Konservierung mit 96%-igem Ethanol	Behandlung mit Chlorwasserstoff	Trocknung in Petrischalen		UV- Mikroskop
Solent Ästuar	Konservierung mit Kochsalzlösung	Untersuchung mit Lichtmikroskop				FT-IR Spektroskopie
Drei-Schluchten-Damm	Konservierung mit 5%-igem Methylaldehyd	Siebung in mehrere Fraktionen	Dichteseparation mit Scheidetrichter	Trocknung im Ofen bei 60°C	Stereomikroskopie	FT-IR Spektroskopie
Hovsgol See	Konservierung mit 70%-igem Ethanol	Siebung in mehrere Fraktionen	Behandlung mit Wasserstoffperoxid	Dichteseparation mit NaCl		Lichtmikroskop
North Shore Cahnnel (NSC)	Siebung in mehrere Fraktionen	Trocknung im Ofen bei 75°C	Behandlung mit Wasserstoffperoxid	Dichteseparation mit NaCl		Rasterelektronenmikroskop
Genfer See	Konservierung mit Kochsalzlösung	Behandlung mit Aceton				Binokular
Chesapeake Bay	Siebung in mehrere Fraktionen	Trocknung im Ofen bei 75°C	Behandlung mit Wasserstoffperoxid	Homogenisierung der Probe durch Verrühren	Dichteseparation mit NaCl	Stereomikroskop

Tamar Ästuar	Siebung in mehrere Fraktionen	Visuelle Untersuchung	Lagern in Petrischalen	FT-IR Spektroskopie
Goiana Ästuar	Siebung durch ein 45 µm Sieb	Untersuchung mit Stereomikroskop	Trocknung im Ofen bei 60°C	Stereomikroskop

Ergebnisse der Beprobung von Seen und Flüssen

Standort	Einheit	Messstationen	Befund Durchschnitt	Maximaler Befund
Donau 2010	g/1000 m ³	--	10,9	697,5
Donau 2010	Partikeln/km ²	--	937,6	141.647,70
Donau 2012	g/1000 m ³	--	2,2	30,2
Donau 2012	Partikeln/km ²	--	55,1	744,5
Donau 2015	g/1000 m ³	2	0,1648	0,516
Rhein	Partikeln/km ²	31	892.777	191.600.000
Bolsenasee & Chiusisee	Partikeln/m ³	6	--	4,41
Solent Ästuar	Partikeln	16	--	1155
Drei-Schluchten-Damm	Partikeln/km ²	9	--	13.600.000
Hovsgol See	Partikeln/km ²	9	20.263	44.435
NSC stromabwärts	Partikeln/m ³	4	17,92	51
NSC stromabwärts	Partikeln/km ²	4	6.698.264	--
NSC stromaufwärts	Partikeln/m ³	4	1,94	5
NSC stromaufwärts	Partikeln/km ²	4	730.341	--
Schweizer Seen	Partikeln/m ²	33	1.300 ± 2.000	7.200
Schweizer Seen	mg/m ²	33	920 ± 1.500	6.000
Genfer See	Partikeln/m ²	6	2.100 ± 2000	5.000
Genfer See	mg/m ²	6	960 ± 1.100	2.900
Chesapeake Bay	Partikeln/km ²	4	94.071,20	--
Tamar Ästuar	Partikeln	12	17	31
Goiana Ästuar	Partikeln/100m ³	216	6,52	11

Anhang B

Methoden und Ergebnisse der Beprobung von Abwasserreinigungsanlagen

Standort	Probenmenge	Trenngrenzen	Partikeln/l	Analyseapparatur
Abwasserreinigungsanlagen des OOWV	390 - 1.000 l	Sieb mit Maschenweite: 500 μm Edelstahlkerzenfilter: 10 μm	0,077 - 0,712 < 500 μm 0 - 0,052 > 500 μm 0,098 - 4,808 Fasern	Binokular ATR-FT-IR Spektroskopie Mikro FT-IR Spektroskopie
Abwasserreinigungsanlagen des Bezirkes Los Angeles	189.000 l je Anlage	8-Zoll Stahlsiebe: 45 μm , 180 μm , 400 μm Wasseroberfläche: 125 μm	ca. 1	Binokular FT-IR Spektroskopie
Abwasserreinigungsanlage St. Petersburg	8 l	Filterröhre: $\varnothing=60$ mm Maschenweite: 20 μm , 100 μm , 300 μm	148	Lichtmikroskop
Abwasserreinigungsanlagen in den Niederlanden	k. A.	Glasfaserfilter: 0,7 μm	9 - 91 < 5.000 μm	Lichtmikroskop
Abwasserreinigungsanlage in Schweden	1.000 l	Filterhalter/Netz: $\varnothing=80$ m Maschenweite: 300 μm	8,25 \pm 2,33 \geq 300 μm	Binokular ATR-FT-IR Spektroskopie
Abwasserreinigungsanlage in Glasgow	80 l	Sieb mit Maschenweite: 65 μm	15,70 \pm 5,20 am Anfang 0,25 \pm 0,04 am Ende der ARA	FT-IR Spektroskopie

Anhang C

Methoden und Ergebnisse der Beprobung von Organismen

Standort	Beprobte Organismen	Anzahl der beprobten Organismen	Befund	Analyseapparatur	Bemerkungen
Frankreich	Gründlinge (<i>Gobio Gobio</i>)	186	12 %	Präpariermikroskop	
Afrika	Nil-Tilapia (<i>Oreochromis niloticus</i>) Nilbarsch (<i>Lates niloticus</i>)	jeweils 20	35 % 55 %	Lichtmikroskop ATR-IR Spektroskopie	
Gardasee, Italien	Glanzwurm (<i>Lumbriculus variegatus</i>) Großer Wasserfloh (<i>Daphnia magna</i>) Notodromas monacha Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (<i>Potamopyrgus antipodarum</i>) Gewöhnlicher Flohkrebs (<i>Gammarus pulex</i>)	k. A.	93 ± 0,07 % 100 % 32,4 ± 3,8 % 87,8 ± 1,9 % 96 ± 0,03 %	Lichtmikroskop	Tiere wurden u. a. mit Mikrokunststoff gefüttert