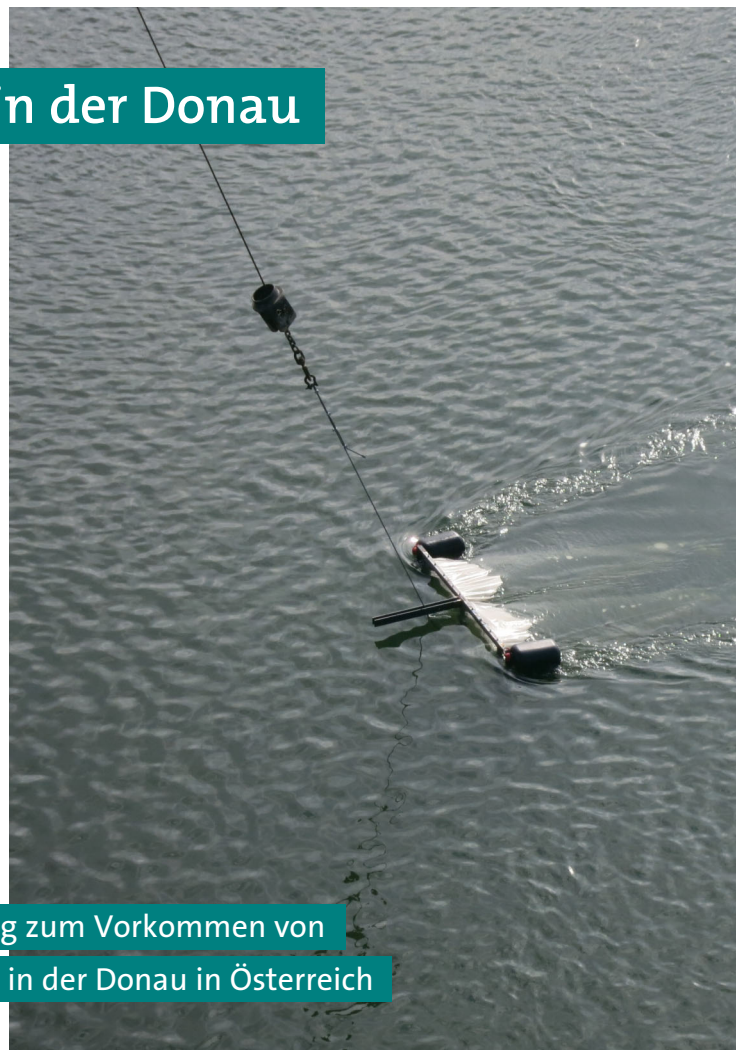




viadonau

Plastik in der Donau



Untersuchung zum Vorkommen von
Kunststoffen in der Donau in Österreich

PLASTIK IN DER DONAU

Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich

Philipp Hohenblum, Helmut Frischenschlager, Hubert Reisinger
Robert Konecny, Maria Uhl, Simone Mühlegger
Helmut Habersack, Marcel Liedermann, Philipp Gmeiner
Barbara Weidenhiller, Nicolas Fischer, Rolf Rindler



Im Auftrag des BMLFUW und der
Ämter der LR Oberösterreich, Niederösterreich und Wien



Projektleitung

Philipp Hohenblum

AutorInnen Umweltbundesamt

Philipp Hohenblum
Helmut Frischenschlager
Hubert Reisinger
Robert Konecny
Maria Uhl
Simone Mühlegger

AutorInnen BOKU

Helmut Habersack
Marcel Liedermann
Philipp Gmeiner
Barbara Weidenhiller
Nicolas Fischer
Rolf Rindler

Analytik Umweltbundesamt

Andi Kniescheck
Sebastian Köppel
Bettina Liebmann
Stefan Schaden
Christian Schütz
Helmut Weber

Übersetzung

Ulrike Lamb, Umweltbundesamt

Lektorat

Maria Deweis, Umweltbundesamt

Satz/Layout

Elisabeth Riss, Umweltbundesamt

Umschlagfoto

© IWHW/BOKU

Diese Publikation wurde im Auftrag des BMLFUW, Abt. IV/3 sowie der Ämter der Landesregierung Oberösterreich, Niederösterreich und Wien erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundlichem Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2015
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 978-3-99004-358-5

VORWORT

Bereits in den 1980er Jahren wiesen Meeresbiologen auf die zunehmende Belastung der Meere mit Kunststoffpartikeln hin und lösten damit die Bewusstseinsbildung für Kunststoff als potenzielles Umweltproblem aus. Zahlreiche wissenschaftliche Studien zeigen das Ausmaß der Verschmutzung der Meere und die Komplexität der Auswirkungen auf. Bis heute liegen Daten zur Belastung mit Kunststoffen vor allem für den marinen Bereich vor. Erst in den letzten Jahren findet man auch Untersuchungen in Seen und Fließgewässern.

In einer im März 2014 erschienenen Studie wiesen Biologen der Universität Wien auf die Belastung der Donau mit Kunststoffteilchen hin und zeigten, dass auch Flüsse zur Belastung der Meere mit Mikroplastik beitragen können.

Im Sommer 2014 haben das BMLFUW und die Bundesländer Wien, Niederösterreich und Oberösterreich weitere Untersuchungen in Auftrag gegeben. Im Rahmen dieser Arbeiten ist es der Universität für Bodenkultur gelungen, eine Vielpunkt-Messmethode zu etablieren, die eine repräsentative Probenahme und damit eine genauere Frachtabschätzung für Mikrokunststoff ermöglicht. Diese Studie liegt hiermit vor und soll eine Grundlage für weitere umweltpolitische Maßnahmen auch auf europäischer Ebene bilden.

Das Ergebnis der vom Umweltbundesamt geleiteten und mit der Universität für Bodenkultur und der ViaDonau durchgeführten Untersuchung zeigt, dass es eine Vielzahl von Quellen und Eintragspfaden gibt, und dass damit eine Verbesserung der Situation nur über einen Dialog zwischen allen Stakeholdern aus Politik und Verwaltung, produzierender und verarbeitender Industrie, Handel, Wissenschaft sowie NGOs und über das Verhalten der KonsumentInnen erreicht werden kann.

Große Flüsse und Meere machen nicht vor nationalen Grenzen halt. Eine Verringerung des Eintrages von Kunststoffen in Flüsse, und damit auch in marine Systeme, erfordert daher, neben nationalen Anstrengungen, vor allem Maßnahmen auf europäischer und auch auf globaler Ebene. Auf europäischer Ebene wurden bereits erste Aktivitäten und Maßnahmen gesetzt, weitere müssen folgen. Unter anderem trägt das Netzwerk der europäischen Umweltagenturen zu einer koordinierten Herangehensweise in Europa bei. Den nationalen Umweltagenturen kommt dabei eine wesentliche Rolle zu.

Karl KIENZL

Stv. Geschäftsführer

INHALT

	VORWORT	3
	ZUSAMMENFASSUNG	7
	SUMMARY	9
1	EINLEITUNG	11
1.1	Plastik in der Umwelt	11
1.2	Thematischer Rahmen – Hintergrund des Projekts	15
2	METHODIK	16
2.1	Beprobung der Donau	16
2.1.1	Beprobungskonzept.....	16
2.1.2	Entwicklung des Messgeräts.....	17
2.1.3	Durchführung einer Messung.....	19
2.1.4	Probenaufbereitung.....	21
2.1.5	Auswerteverfahren (Berechnung).....	23
2.2	Ablaufmessungen Borealis Polyolefine GmbH	25
2.2.1	Beschreibung der Messstelle.....	25
2.2.2	Beprobungskonzept.....	26
2.2.3	Durchführung einer Messung.....	27
2.2.4	Probenaufbereitung.....	29
2.2.5	Auswerteverfahren (Berechnung).....	30
2.3	Kunststoffidentifikation	31
2.3.1	50 µm-Fraktion – stichprobenartige Erfassung.....	31
2.4	Eintragspfade	31
2.4.1	Industrielle Prozesse – Herstellung, Verarbeitung, Logistik.....	32
2.4.2	Abfall – Littering.....	33
2.5	Ökologische Auswirkungen	33
2.5.1	Durchführung Literaturrecherche, Internet, Datenbanken, Stichworte.....	33
2.5.2	Abfrage des EPA- und ENCA-Netzwerks.....	34
2.5.3	Ökotoxikologische Aspekte.....	34
2.5.4	Untersuchung von Donaufischen.....	34
3	ERGEBNISSE	37
3.1	Ergebnisse der Untersuchungen an der Donau	37
3.2	Ergebnisse der Messungen am Ablauf der Fa. Borealis	53
3.3	Identifikation der Kunststoffe	56
3.3.1	Analyse der 41 µm-Fraktion.....	57
3.4	Eintragspfade	57
3.4.1	Abfallströme, die Kunststoffe enthalten, und Abfallmanagement.....	57

3.4.2	Siedlungswasserwirtschaft.....	62
3.4.3	Betriebe der Kunststoffherstellung und -verarbeitung sowie Spülstellen für Silo- oder Tankwagenreinigung	64
3.5	Ökologische Auswirkungen	73
3.5.1	Ergebnisse der Literaturrecherche.....	73
3.5.2	Ergebnisse der Abfrage des ENCA- und EPA-Netzwerks.....	78
3.5.3	Ökotoxikologische Aspekte	79
3.5.4	Ergebnisse der Fischuntersuchungen in der Donau	80
3.6	Ergebnisse der Literaturrecherche	82
3.6.1	Vorkommen in der marinen Umwelt.....	82
3.6.2	Vorkommen im Süßwasser	83
3.7	Pakt “Zero Pellet Loss” am 12. März 2015	85
3.8	Stakeholder Veranstaltung am 12. März 2015	86
3.9	Stakeholder Conference “Eliminating Plastic and Microplastic Pollution – an urgent need“	87
4	SCHLUSSFOLGERUNGEN	88
4.1	Generelle Schlussfolgerungen hinsichtlich Mikroplastik	88
4.2	Durchführung und Ergebnisse der Messungen	89
4.3	Abfallmanagement	91
4.4	Siedlungswasserwirtschaft.....	91
4.5	Produktion und Verarbeitung von Kunststoffen.....	92
4.6	Ökologische Aspekte.....	92
5	EMPFEHLUNGEN	94
6	LITERATURVERZEICHNIS	97
7	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	107
8	ANHANG	110

ZUSAMMENFASSUNG

Ziel der vorliegenden Studie war die Untersuchung der fließenden Welle der Donau auf Mikroplastik der Größe 500 µm und darüber. An zwei Messstellen (Aschach/OÖ und Hainburg/NÖ) wurden jeweils fünf Probennahmen bei unterschiedlichen Wasserführungen durchgeführt. Dafür wurde eigens eine Methode entwickelt, die es erlaubt, sowohl die Tiefenvarianz als auch die räumliche Verteilung über das Querprofil durch Vielpunktentnahmen abzubilden. Daraus wurde der Transport an Mikroplastik und Gesamtplastik im Querprofil ermittelt und eine mittlere Jahresfracht berechnet.

Es zeigte sich, dass bei der Messstelle Aschach höhere Konzentrationen oberflächennah auftreten, während in Hainburg dieses Phänomen schon bei niedrigeren Durchflüssen aufgrund der höheren Turbulenz nicht so ausgeprägt war. Somit sind Plastikteilchen nicht ausschließlich Schwimmstoffen zuzuordnen, sondern eher als Schwebstoffe einzuordnen. Im Querprofil konnte gezeigt werden, dass ufernah mitunter höhere Konzentrationen zu beobachten sind.

Transport und Konzentration des Kunststoffes sind abhängig von den Durchflussverhältnissen der Donau. Lagen die Ergebnisse für beide Messstellen bei Regulierungsniederwasser (RNQ) sehr ähnlich (rund 3 kg/d bei beiden Messstellen), so zeigte sich bei zunehmender Wasserführung eine deutliche Zunahme des Kunststofftransports und der Konzentration. Der durchschnittliche Plastiktransport für Mikroplastik bis 5 mm liegt in Aschach zwischen 6 und 40 kg pro Tag, in Hainburg zwischen 6 und 66 kg pro Tag. Bezogen auf alle Größenfraktionen liegen die Werte in Aschach bei 10 bis 59 kg pro Tag und in Hainburg bei 7 bis 161 kg pro Tag. Grundsätzlich sind die in dieser Studie bestimmten Transportmengen aber deutlich geringer, als in Vorstudien berechnet wurde.

Mit Hilfe der Durchfluss-Jahresganglinien der letzten Jahre konnte bei den beiden Messstellen die Plastikfracht abgeschätzt werden. Für die Gesamtfraktion beträgt die Jahresfracht in Aschach < 14 t pro Jahr, in Hainburg < 41 t pro Jahr. Diese Zahlen stehen 875.000 t Kunststoffabfällen gegenüber, die jährlich in Österreich durch die Abfallwirtschaft verarbeitet werden.

Der Hauptanteil der in den Proben identifizierten Kunststoffe bestand aus Polyethylen und Polypropylen. Beide Polymere sind die weltweit am meisten produzierten und umfassen ca. 70 % der 280 Mio. t Kunststoffe, die pro Jahr weltweit erzeugt werden.

90 % der in den Donauproben gefundenen Kunststoffe stammen aus diffusen Einträgen durch Abschwemmung, Windverfrachtung, Abwasser und durch Wegwerfen (Littering). Rund 10 % sind industriellen Ursprungs und stammen aus Produktion, Verarbeitung und Logistik. Einzelne diese Partikel zeigten deutliche Verwitterungsspuren und lassen darauf schließen, dass bereits sekundäres Mikroplastik gebildet wurde.

Parallel zu den Untersuchung der fließenden Welle der Donau wurde der Eintrag von Kunststoffpartikeln beim Auslauf des Reinwasserkanals der Borealis Polyolefine GmbH in die Schwechat gemessen. Die gemessene Tagesfracht der Kunststoffpartikel lag in einem Bereich zwischen 0,01 und 0,22 kg pro Tag.

Je nach Durchfluss in der Donau und der betrachteten Fraktion liegt der Anteil der Pellets aus dem Ablauf der Fa. Borealis zwischen 0,02 % und 4 % (Mikrokunststoff) bzw. 0,01 % und 3 % bei Betrachtung des Gesamtkunststoffes.

Aufgabe der Studie

gemessene Transportmengen

identifizierte Polymere

Eintragspfade

Eintrag durch Fa. Borealis

Gefahren für Lebewesen Kleinste Mikroplastikpartikel können von aquatischen Organismen aufgenommen werden und über die Blutbahn bis ins Gewebe eingelagert werden. Dadurch können sie – je nach Partikelform – für unterschiedliche Gesundheitseffekte verantwortlich sein. Es fehlen derzeit jedoch noch schlüssige toxikologische Methoden, um eine entsprechende Bewertung von Mikroplastik (vor allem im Größenbereich weniger μm) durchführen zu können.

Weltweit ist bekannt, dass sich Wasser- und Landlebewesen in großen Plastikteilen verheddern und strangulieren sowie verhungern, da sie die Plastikteile mit Nahrung verwechseln. Diese Studie untersuchte daher auch 30 Fische aus der Donau im Bereich der Messstelle Hainburg auf das Vorkommen von Plastik im Verdauungstrakt. Es konnten in den untersuchten Fischen keine Plastikteilchen identifiziert werden.

SUMMARY

The aim of the present study was to investigate micro plastic particles larger than 500 µm in the flow of the Danube river in Austria. Two sampling sites were chosen at Aschach (Upper Austria) and Hainburg (Lower Austria) and five samples were taken at different discharges at each site. A method specifically developed to investigate the horizontal and vertical variability of plastic transport by multi spot sampling was applied and an annual average of plastic transport was calculated.

At the site of Aschach higher plastic concentrations were found on the river surface. The same phenomenon could not be observed at Hainburg where the river's flow was more turbulent. Thus, plastic particles show properties of suspended particles rather than floating particles and can be encountered in the entire river profile. It could also be shown that higher concentrations occur banksides.

Concentration and transport of particles depend on the river's discharge. At low discharges, transport was similar at both measuring sites (approx. 3 kg/d for both sites). At higher discharges, however, a significant increase of plastics concentration and transport could be observed. The average range of plastic transport for micro plastics smaller than 5 mm amounts to 6 to 40 kg per day at Aschach and 6 to 66 kg per day at Hainburg, respectively. Including all size fractions, between 10 and 59 kg/d are transported at Aschach and 7 to 161 kg/d at Hainburg, respectively. These values are lower than results reported in previous studies. Annual hydrograph curves of the last couple of years were used to estimate the average load which amounts to < 14 tons per year at Aschach and < 41 tons per year at Hainburg, respectively. At the same time, 875.000 tons of plastic waste is treated in waste management facilities in Austria annually.

The majority of plastic particles sampled in the Danube River were identified as polyethylene and polypropylene. They are the most abundant plastic types and amount to up to 70% of those 280 Mio. tons of plastics produced annually worldwide.

90% of the plastic particles in the Danube river are emitted by diffuse sources by avulsion, aeolian transport, waste water and by littering. Around 10% of the particles found can be attributed to industrial activities such as production, conversion or transport/logistics. For this reason, measurements of the discharge of the plastic production site of Borealis Polyolefine GmbH at Schwechat were carried out. The daily load of plastic particles amounted to 0.01 to 0.22 kg. Depending on the Danube's discharge at Hainburg (being downstream of Borealis), these emissions contribute 0.02 % to 4 % (micro plastics) or 0.01 % to 3 % to the total plastic transport.

Micro plastic particles can be ingested by aquatic organisms and, depending on the particle size and shape, can cause different health effects. However, conclusive toxicological methods to assess the effects of micro plastic particles are missing. On the other hand, a high number of marine species are known to be affected by plastics debris, e.g. when mistaking them for food or by entanglement. This study also investigated 30 fishes caught in the Danube river for plastics in their digestive system. No plastic particles could be identified in any of them.

1 EINLEITUNG

Kunststoffe dienen seit langer Zeit dem Wohlstand der Menschheit und haben aufgrund ihrer günstigen und flexiblen Materialeigenschaften viele Innovationen erst möglich gemacht. Sie sind schlag-, knitter- und reißfest, flexibel formbar, stabil, leicht, billig, korrosions- und witterungsresistent und isolieren elektrischen Strom und Wärme. Die weltweite großindustrielle Produktion von Kunststoffen begann ca. 1940 und stieg in den letzten 60 Jahren von 1,7 Mio. t (1959) auf 280 Mio. t (2011) (PLASTICSEUROPE 2014) an. Die mengenmäßig bedeutendsten Kunststoffe sind Polypropylen (PP), low- und high density Polyethylen (PE), Polystyrol (PS), Polyurethan (PU), Polyethylenterephthalat (PET) und Polyvinylchlorid (PVC). In Deutschland wird davon ausgegangen, dass pro Jahr von jedem Bürger und jeder Bürgerin rund 90 kg Kunststoff verbraucht werden. Rund zwei Drittel dieser Menge werden in dauerhaften Anwendungen konsumiert, der Rest findet als Verpackungsmaterial seine einmalige Anwendung. Somit stieg in den letzten Jahren auch der Anteil an Plastikmüll stark an. Wieviel von den jährlich 75–80 Mio. t an weltweit verbrauchtem Verpackungsmaterial aus Kunststoff schlussendlich in die Meere gelangt, ist unbekannt (ANDRADY 2011).

Eigenschaften von Kunststoffen

Gelangen Kunststoffe in die Umwelt, so verbleiben sie dort aufgrund ihrer Stabilität und Beständigkeit über lange Zeit. Kunststoffe verwittern sehr langsam und bilden viele kleinere Fragmente, die schließlich als Mikroplastikpartikel (MPP) für das menschliche Auge nicht mehr erkennbar in der Umwelt weiter verteilt werden.

Mikroplastikpartikel

Seit den 1970er-Jahren des letzten Jahrhunderts sind Berichte bekannt, dass unsere Weltmeere zunehmend eine Senke für Kunststoffabfälle darstellen. War Kunststoff zunächst noch als Abfall in Form von Gegenständen und Fischernetz-Resten gut erkennbar (Makroplastik), wurden in zunehmendem Ausmaß immer kleinere Kunststoffpartikel in den Meeren gefunden. Es wurde bald klar, dass durch verschiedene Prozesse die großen Kunststoffteile in sehr kleine zerbrecchen (Mikroplastik).

Kunststoffabfälle in den Weltmeeren

In den späten 1990er-Jahren wurden Kunststoffabfälle in enormen Ausmaßen im Pazifik und in weiterer Folge in praktisch allen Meeren entdeckt. Einer der bekanntesten Müllteppiche – der „Northern Pacific Garbage Patch“ – treibt zwischen Kalifornien und Hawaii und besteht aus Kunststoffabfällen jeder Größe (MOORE et al. 2004). Das Problem der Müllanreicherung im Meer wird als „marine Littering“ in zahlreichen wissenschaftlichen Studien beschrieben. Flüsse werden als Haupteintragspfad für Kunststoffe in die Meere vermutet, aber Studien über Kunststoffströme in Flüssen sind kaum vorhanden. Der Anteil terrestrischer Quellen am Plastikmüll in den Meeren wird mit 80 % angegeben und schließt alle Größenordnungen von primären und sekundären Mikroplastikpartikeln ein (ANDRADY 2011). Rund 18 % stammen aus Abfällen im Fischfang (Netze etc.).

1.1 Plastik in der Umwelt

Eine international normierte Größeneinteilung von Plastikpartikeln existiert nicht. In der Literatur werden Teilchen mit einem Durchmesser kleiner als 5 mm weitgehend als Mikroplastik bezeichnet (DG ENV 2011, NOAA 2014, WRIGHT et al. 2013a GRAHAM & THOMPSON 2009, BARNES et al. 2009, BETTS 2008, DERRAIK

Mikroplastik-Teilchen

2002, RYAN et al. 2009, BROWNE et al. 2007, 2010, CLAESSENS et al. 2011). Dieser Definition folgt auch die gegenständliche Studie. Eine weitere Präzisierung scheint sich durchzusetzen (LAFORSCH et al. 2013):

- Large Microplastic Particles (L-MPP): 1 mm bis 5 mm
- Small Microplastic Particles (S-MPP): 1 µm bis 1 mm

Primäre Plastikpartikel

Einsatzbereiche von Microbeads

Winzige Kunststoffkügelchen werden bewusst produziert und eingesetzt, um Reinigungsprozesse mechanisch zu fördern. Die sogenannten Microbeads werden Zahnpasten, Duschgels, „Peeling-Produkten“ etc. zugesetzt oder finden in industriellen Maßstäben bei abrasiven Reinigungsverfahren (z. B. Sandstrahlen) Anwendung, wo sie direkt in die Umwelt emittiert werden.

Microbeads sind typischerweise 10–100 µm groß (in Ausnahmefällen auch größer) und erzielen aufgrund ihrer sphärischen Gestalt und glatten Oberfläche eine gute und schonende mechanisch wirkende Reinigung. Sie werden auch als primäre Mikroplastikpartikel bezeichnet. Microbeads am Markt befindlicher Kosmetika bestehen vor allem aus Polyethylen (Anteil rund 80 %), seltener aus Polyurethan, Polypropylen oder Nylon.

Industrielle „sales products“, wie Pellets, zählen aufgrund ihrer Größe (1–5 mm Durchmesser) als primäre Plastikpartikel, die z. B. direkt durch Industrieabwässer bei der Produktion oder im Zuge der Verladung und des Transports zu verarbeitenden Betrieben freigesetzt werden können.

Sekundäre Partikel

Mikroplastik entsteht auch durch mechanische Zerkleinerung von makroskopischen Kunststoffen in der Umwelt oder durch physikalisch-chemische Prozesse, bei denen das Material porös wird und in kleinere Bestandteile aufbricht (Verwitterung). Dieser langsame Prozess findet andauernd statt, sodass mit einer stetigen Zunahme der Anzahl von kleinsten Partikeln (sekundäres Mikroplastik) zu rechnen ist (MOORE et al. 2004, THOMPSON et al. 2004, BROWNE et al. 2007). Aufgrund der Größe der Partikel im µm-Bereich findet dieser Prozess für das menschliche Auge unsichtbar statt. Eine zunehmende Zahl von Studien berichtet über Auswirkungen von Mikroplastik auf Fauna und Flora.

Schätzungen gehen so weit, dass eine einzige 1 Liter PET-Flasche photolytisch in so viele Einzelteile (sekundäre Partikel) zerteilt werden kann, um ein Teilchen auf jeder Meile Strand (alle 1,6 km) auf der Welt ablegen zu können (EBBESMEYER 2008).

Abbau von Kunststoffen

Kunststoffe verwittern in der Umwelt und bilden sekundäre Mikroplastikpartikel. Vollständig abgebaut (mineralisiert) werden Kunststoffe in der Natur aber nur sehr langsam. Diese Beständigkeit ist andererseits Teil ihres Erfolges. Es gibt grundsätzlich vier verschiedene Mechanismen, die zum Abbau von Kunststoffen in der Umwelt beitragen:

- Photoabbau
- thermo-oxidativer Abbau
- hydrolytischer Abbau
- Bioabbau

UV-Strahlung aus dem Sonnenlicht stellt die Aktivierungsenergie für den thermo-oxidativen Abbau zur Verfügung, um Sauerstoff in die chemische Struktur einbauen zu können. Dadurch wird der Kunststoff spröde, bricht an der Oberfläche auf und kleine Teilchen brechen ab. Dies geschieht so lange, bis die Polymerkette ausreichend kurz für den Abbau durch Mikroorganismen ist, welche das Material entweder mineralisieren oder den gebundenen Kohlenstoff in deren Zellstruktur einbauen. Dies geschieht sehr langsam und man vermutet, dass es Zeiträume jenseits der 50 Jahre bis zu einigen hundert Jahren bedarf, um je nach Temperatur und UV-Einstrahlung einen vollständigen Abbau zu erreichen (WEBB et al. 2013, MOORE 2008, GREGORY & ANDRADY 2003). Dieser Prozess der Zerkleinerung geht wahrscheinlich bis in den Nano-Bereich und eröffnet damit ein vollkommen eigenständiges Problemfeld. Die kleinsten bislang gefundenen Partikel in Umweltmedien sind 1,6 µm groß (GALGANI et al. 2010). Forschungsprojekte über schädliche Auswirkungen von Nanopartikeln sind zwar derzeit im Laufen, allerdings sind die Effekte von Nanomaterialien auf Umweltorganismen derzeit noch unzureichend erforscht. Dennoch werden in dieser Studie Effekte diskutiert, die Nanomaterialien aufgrund ihrer partikulären Form und Kleinheit haben könnten. Je kleiner die Partikel, desto eher könnten sie generell in Zellen und Organismen aufgenommen werden. Hierbei spielen auch die Form und Oberflächenbeschaffenheit, die Oberflächenladung oder das Coating¹ mit anderen Stoffen eine Rolle. Hinsichtlich der Auswirkungen von Nanomaterialien in Umweltorganismen werden etwa die Ventilationsrate und Schleimsekretion bei Fischen sowie Kiemen- und Fischhirnpathologie genannt (SMITH et al. 2007, GRIFFITT et al. 2009).

Problembereich Nanopartikel

Wege in die Umwelt

Durch den Gebrauch in kosmetischen Anwendungen gelangen Microbeads in das Abwasser. Es wird angenommen, dass Mikroplastik (also auch Microbeads) nicht vollständig in Kläranlagen durch den Klärschlamm zurückgehalten wird und so über den Ablauf in die Vorfluter gelangt. Klärschlamm wird immer noch auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht, womit enthaltenes Mikroplastik weiter in die Umwelt freigesetzt wird (LESLIE et al. 2012, COLE et al. 2011, FAURE et al. 2013, FREE et al. 2014). In Österreich betrifft dies 17 % des Klärschlammfalls von rund 250.000 t TS pro Jahr (UMWELTBUNDESAMT 2009a), im europäischen Durchschnitt werden 39 % des Klärschlammes landwirtschaftlich verwertet. Durch Trocknung des ausgebrachten Klärschlammes besteht natürlich auch die Gefahr der Mobilisierung durch Wind; Berichten zufolge wurde Mikroplastik auch im Honig nachgewiesen (LIEBEZEIT 2013).

Klärschlamm

Bei Waschvorgängen werden aus Textilien (Polyester, Fleece, ...) Fasern ausgewaschen, die ebenfalls ins Abwasser gelangen. Untersuchungen im Abwasser von Waschmaschinen zeigten, dass pro Waschgang bis zu 1.900 Fasern mit dem Abwasser ausgespült werden (BROWNE et al. 2011).

Waschen von Textilien

¹ Beschichtung des Materials zum Verleihen besonderer Eigenschaften

Mehrere Studien sehen drei wesentliche Eintragswege von Mikroplastik in die Umwelt (FAURE et al. 2013, ERIKSEN et al. 2013, FREE et al. 2014):

- Kläranlagenabläufe (BROWNE et al. 2007, FENDALL & SEWELL 2009, GREGORY 1996),
- Entlastung der Mischkanalisation bei Starkregen,
- Ausbringung von Düngern auf Basis von Klärschlamm und Abschwemmung.

**Littering und
sonstige
Freisetzung von
Kunststoffen**

Des Weiteren wird Littering als Eintragsquelle angesehen. Littering bezeichnet das Freisetzen von Abfällen auf Straßen, öffentlichen Plätzen, Gelände und sonstigen Verkehrswegen und stellt ein gesellschaftliches Problem dar.

Zusätzlich werden Kunststoffe durch eine unsachgemäße Verwendung von Kunststoffprodukten freigesetzt. Zum Beispiel können Folien bei langer Nutzungsdauer durch die Witterung zersetzt werden oder Kunststoffstäube durch die unsachgemäße Bearbeitung von Wärmedämmplatten freigesetzt werden.

Emissionen entstehen aber auch bei Produktion, Verladung und Transport von primären Kunststoffpartikeln (Pellets). Durch Abspülung von urbanen Flächen gelangt der Abfall in der Regel in die Kanalisation bzw. direkt (z. B. durch Windverfrachtung) in Oberflächengewässer.

Auswirkungen

**Kunststoffe in
Ozeanen**

Die meisten Studien umfassen marine Bereiche. Aus praktisch allen Gebieten der Erde, in denen Menschen angesiedelt sind, gelangen Flüsse in die Ozeane und bilden eine Senke für die mittransportierten Materialien. Nicht zuletzt aus diesem Grund wird Flüssen eine hohe Relevanz bezüglich des Eintrags von Plastik zugeschrieben. Außerdem lebt die Hälfte der Menschheit in Regionen innerhalb von 50 Meilen (80 km) Abstand zu Küsten.

COLE et al. (2011) fassen drei wesentliche Auswirkungen von Kunststoffabfällen für marine Bereiche zusammen:

- (1) Verletzung und Tod von marinen Lebewesen durch Verschlucken und Verheddern in Abfällen.
- (2) Transport von Schadstoffen und nicht autochthonen Lebewesen in fremde Habitate.
- (3) Künstliche Verfestigung des (Meeres)Bodens durch Absinken des Plastiks und Verhinderung des Gasaustausches.

MOORE (2008) beschreibt acht verschiedene komplexe Probleme, die sich durch Kunststoffabfälle in der marinen Umwelt ergeben:

- (1) Plastikmüll verunreinigt weltweit die Küsten, was negative Auswirkungen auf den Tourismus hat; medizinische Abfälle stellen eine Gesundheitsgefahr dar.
- (2) Marine Lebewesen verheddern sich in Abfällen; dies führt zum Tod durch Ertrinken, Strangulieren, Einschränkung der Beweglichkeit und Nahrungsaufnahme, z. B. durch Geisternetze².

² Gekaperte Netze, die unkontrolliert in den Ozeanen treiben und weiterhin Lebewesen einfangen.

- (3) Fälschliche Aufnahme von Plastikteilchen als Nahrungsbestandteil, das zu Magenirritation, falschem Sättigungsgefühl und zu beeinträchtigter Fitness bis zum Tod führen kann.
- (4) Die Beständigkeit und langsame Fortbewegung von Plastikteilchen in den Meeren bietet gute Voraussetzungen als Substrat für verschiedene Kleinstlebewesen und damit einen effektiven Verteilmechanismus für invasive Arten. Im "Central Pacific Gyre" sind Plastiksubstrate bereits so häufig, dass dadurch eine Verschiebung der sesshaften Arten anzunehmen ist.
- (5) Sekundäre Mikroplastikpartikel sind eine Quelle und eine Senke für Umweltschadstoffe, die von Invertebraten am Fuß der Nahrungskette aufgenommen werden. Monomere oder adsorbierte Schadstoffe werden mit dem Mikroplastik aufgenommen.
- (6) Durch Alterung können Plastikpartikel zum Meeresboden sinken und den Gasaustausch zwischen Boden und Wasser verhindern und Bodenlebewesen ersticken.
- (7) Gefährdung von Küstentieren, deren Habitat durch Abfall beeinträchtigt oder zerstört wird.
- (8) Gefahren für die Schifffahrt durch Treibgut (Die US Coast Guard verzeichnete im Jahr 2005 Unfälle mit 269 Schiffen mit 15 Todesfällen und 116 Verletzten).

Der Anteil von Plastikteilchen in Planktonproben nimmt in allen Ozeanen zu. Forscher berichten von einer Verdreifachung bis Verzehnfachung der Plastikdichten in den 90er-Jahren. In Japan wurde in den Küstengebieten eine Verzehnfachung des Plastikanteils während der 1970er- und 1980er-Jahre festgestellt. Während der 1990er-Jahre wurde diese Verzehnfachung der Plastikdichte alle 2 bis 3 Jahre beobachtet (OGI et al. 1999).

1.2 Thematischer Rahmen – Hintergrund des Projekts

Forscher der Universität Wien fanden bei Untersuchungen von Fischlarven in der Donau Kunststoffteilchen, die im Gewässer mittransportiert wurden. Durch die gewählte Art der Probennahme wurden Kunststoffpartikel größer als 0,5 mm (500 µm) beschrieben und die gemessene Driftdichte mittels Faktoren auf eine Fracht hochgerechnet. Die Autoren geben an, dass täglich 4,2 t Plastik durch die Donau ins Schwarze Meer gelangen (LECHNER & KECKEIS 2014). Die mittleren Driftdichten lagen im Bereich von 55 ± 75 Partikel pro 1.000 m³ Wasser.

Ziel dieses Projekts ist die Abklärung, wieviel Kunststoff in Österreich durch die fließende Welle der Donau transportiert wird. Da es keine international anerkannte Methodik zur Messung von Kunststoffpartikeln in Fließgewässern gibt, wurde im Rahmen dieser Untersuchung eine geeignete Methodik entwickelt, getestet und angewendet. Anlehnend an die oben genannte Studie wurden vor allem Kunststoffpartikel größer 0,5 mm beprobt, die aus industriellen Prozessen, Abfall und diffusen Einträgen stammen.

Studien zeigen, dass feinere Fraktionen in weitaus größeren Mengen in der Umwelt gefunden werden. Daher wurden auch Mikroplastikpartikel untersucht.

Kunststoffabfälle in der Donau

Beprobung

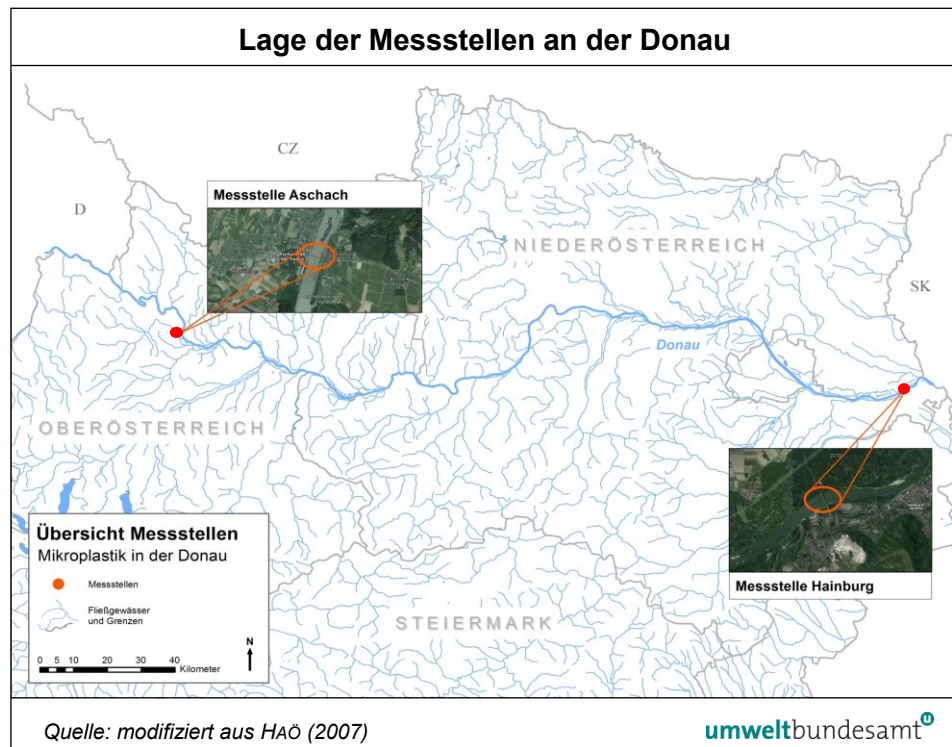
2 METHODIK

2.1 Beprobung der Donau

**beprobte
Messstellen**

Für die Beprobung an der Donau wurden in Abstimmung mit den Auftraggebern und der viadonau zwei Messstellen gewählt: die Straßenbrücke in Hainburg (NÖ) mit dem Pegel Hainburg-Straßenbrücke und die Straßenbrücke in Aschach an der Donau (OÖ) mit dem Pegel Aschach-Agentie (siehe Abbildung 1). Als Kriterien dienten die Lage in Österreich (Beginn und Ende der österreichischen Fließstrecke der Donau), die Zugänglichkeit sowie die Datenverfügbarkeit (Pegelstellen, Fließgeschwindigkeit) an den jeweiligen Standorten.

Abbildung 1:
Lage der Messstellen
an der Donau.



2.1.1 Beprobungskonzept

**Geschiebetransport-
und Schwebstoff-
messung**

Für die Erhebung des Plastiktransportes an Fließgewässern gab es bisher keine gängige Methodik. Aufgrund der Rahmenbedingungen wurde aber grundsätzlich eine Kombination von zwei erprobten Messmethoden angedacht, für die es am Institut für Hydrologie und konstruktiven Wasserbau (IHW) an der Universität für Bodenkultur langjährige Expertise gibt. Es sollte der Massentransport des Plastiks pro Zeiteinheit gemessen werden, indem die Messdauer pro Messpunkt festgehalten und die Masse des gefangenen Plastiks ermittelt wird.

**Beschreibung der
Methodik**

In Anlehnung an die Methodik der Schwebstoffmessung wird eine Vielpunktmessung durchgeführt. Ziel ist es, die räumliche und zeitliche Variabilität des Plastiktransportes festzustellen, um daraus eine einigermaßen realistische Abschätzung der Jahresfracht durchführen zu können.

Um die räumliche Variabilität zu erfassen, werden an einem Messprofil mehrere Lotrechte beprobt (je nach Messstelle und Durchfluss: 5–10 Lotrechte). Die Messungen sollen hier auch besonders hinsichtlich der Charakteristik des Transportes Aufschluss geben und zeigen, in welchen Bereichen grundsätzlich höherer/niedrigerer Transport zu erwarten ist. Des Weiteren wird auch versucht, das Durchflussspektrum abzubilden (zeitliche Variabilität), um zu sehen, ob der Transport von den Durchflussbedingungen abhängt. Dazu werden Messungen bei fünf unterschiedlichen Durchflüssen durchgeführt.

Um den Eintrag an Plastik in den österreichischen Donauabschnitt abschätzen zu können, wurden die Messstellen am Beginn und am Ende der österreichischen Fließstrecke der Donau gewählt. Da für die Beprobung neben einer günstigen Infrastruktur vor allem eine Straßenbrücke notwendig ist, wurden die Messstellen Aschach an der Donau und Hainburg ausgewählt.

Auswahl der Messstellen

Für die Messung werden Netze kontrolliert an mehreren Punkten in jeder Lotrechten positioniert, um die Tiefenvariabilität des Transportes abzubilden. Die Netze werden in drei unterschiedlichen Tiefen exponiert: bodennah, in der Mitte der Wassersäule und wasseroberflächennah. Zusätzlich wird die Fließgeschwindigkeit zur Bestimmung des gefilterten Wasservolumens in den Netzen mittels hydrometrischer Flügel gemessen. Die Fließgeschwindigkeitsverteilung im beprobten Profil wurde für jede Messung anhand einer ADCP-Messung (Aschach) beziehungsweise über eine 3D hydrodynamisch-numerische Modellierung (Hainburg) ermittelt.

Messung mit Netzen

In einem ersten Schritt musste ein passendes Messgerät zur Messung des Transportes von Plastikpartikeln in Fließgewässern entwickelt und getestet werden, mit dem objektiv und wiederholbar an den unterschiedlichen Messstellen beprobt werden kann. Mit diesem Messgerät sollte eine ausreichende Anzahl von Punkten ausreichend lange beprobt und die eingesetzten Maschenweiten der Fangnetze sollten an die zu messenden Partikelgrößen angepasst werden. Der Staudruck muss dabei möglichst minimal sein, um eine annähernd isokinetische Einströmung zu erreichen. Daher wurden die im Plastikfänger verwendeten Maschenweiten mit 500 µm festgelegt. Zu Vergleichszwecken wurden aber auch Netze mit 250 µm Maschenweite und bei zwei Messungen ein Netz mit 41 µm Maschenweite getestet.

Messgerät

2.1.2 Entwicklung des Messgeräts

Für die Messung an der Donau wurde ein Geschiebefänger als Geräteträger herangezogen. Durch seine gut kontrollierbaren Strömungseigenschaften und sein ausreichendes Gewicht kann der Geschiebefänger die Netze mit größtmöglicher Genauigkeit an die Probestellen bringen. In einem ersten Entwurf wurden an diesem Geschiebefänger zwei Metallrahmen inkl. der Messnetze angebracht. Anschließend wurden an einem Stahlseil zwei Netze in der Mitte der Wassersäule und zwei Netze an der Wasseroberfläche montiert (siehe Abbildung 2, Abbildung 5). Dieser Aufbau wurde an mehreren Messtagen in der fließenden Welle getestet und optimiert. Die ersten Testmessungen auf der Hainburger Brücke fanden im April und Mai 2014 mit einem Prototypen statt. Weitere Testmessungen wurden flussaufwärts am Gelände der viadonau am 09.08., 19.08. und am 25.08.2014 durchgeführt.

Konstruktion des Geschiebefängers

Die endgültige Methodik und die Beprobungsdauer wurden anhand einer weiteren Messung (am 26.08.2014) optimiert. Dabei wurden die Netze dreimal hintereinander an derselben Lotrechten 45 bis 60 Minuten lang exponiert.

Aufbau des Messgerätes

Aktuell setzt sich das Messgerät aus insgesamt 5 Fangnetzen zusammen. Die Netze haben eine Länge von 2 m und enden in einem Probenbehälter mit einem Durchmesser von ca. 10 cm. Ein Netz mit einer Maschenweite von 500 µm ist direkt mittels Metallrahmen auf dem Geschiebefänger montiert und hat eine Einlauföffnung von 30 x 60 cm (siehe Abbildung 2). Im ursprünglichen Aufbau (Messungen in Hainburg am 08.09. und am 15.09.2014) war der sohnnahe Rahmen noch mit zwei Netzen (Maschenweite 250 µm und 500 µm) ausgerüstet. Dieser Rahmen musste jedoch überarbeitet werden, da er bei der Messung vom 15. September 2014 während der Probennahme schwer beschädigt wurde. Durch den hohen Durchfluss, dem damit einhergehenden starken Schwebstoff- und Geschiebetrieb und der größeren Menge an transportiertem biogenem Material (Laub usw.) verlegten sich die Netze sehr schnell. Dadurch entwickelte sich ein großer Staudruck, welcher ein Verbiegen der nur punktuell am Geschiebefänger montierten Metallrahmen bewirkte.

Zwei weitere Netze befinden sich auf einem Rahmen, der zwei Öffnungen mit den Ausmaßen 60 x 60 cm aufweist und je nach Durchfluss so am Trage-seil des Geschiebefängers befestigt wird, dass Proben aus der Mitte der Wassersäule entnommen werden können. Oberhalb dieses Rahmens wird ein weiterer Doppelrahmen auf Höhe der Wasseroberfläche befestigt. Zwei Schwimmkörper sollen bewirken, dass sich der Rahmen an der Wasseroberfläche möglichst stabil verhält.



Abbildung 2: Fangnetze für Messungen in drei unterschiedlichen Wassertiefen. © IWHW/BOKU

Je nach Durchfluss werden der mittlere und der obere Rahmen in ihrer Höhenposition an den Wasserstand angepasst. Zusätzlich dient je eine Flosse an den Doppelrahmen dazu, dass sich die Rahmen und Netze optimal in Fließrichtung ausrichten. Außerdem bewirken Kippschienen, dass sich die Rahmen trotz der Abdrift möglichst senkrecht im Wasser befinden und somit die volle Netzöffnungsfläche durchströmt wird (siehe Abbildung 2, Abbildung 5).

Maschenweiten der Netze

Im ersten Aufbau waren für die Messungen in der Mitte der Wassersäule sowie an der Wasseroberfläche Maschenweiten wie folgt im Einsatz: ein Netz mit 250 µm, ein Netz mit 500 µm. Die mittleren Netze wurden allerdings ab der zweiten gültigen Messung in Hainburg am 15. September 2014 auf zwei 500 µm-Netze umgerüstet, da durch den hohen Anteil an biogenem Material und Schwebstoffen größer 250 µm das 250 µm-Netz dem dadurch entstehenden höheren Staudruck nicht standhalten konnte.

Nach mehreren Tests in Laborumgebung und in der Donau zur Feststellung der Einsetzbarkeit eines Netzes mit einer Maschenweite von $41\ \mu\text{m}$, fand im Rahmen der Beprobung vom 11.02.2015 in Hainburg eine erste Messung in der fließenden Welle mit diesem Netz statt. Es wurde mit Hilfe eines Cordstoffs an einem separaten Rahmen mit einer $15 \times 15\ \text{cm}$ großen Öffnung befestigt und am mittleren Doppelrahmen montiert. Die vorherrschenden Abflussverhältnisse an diesem Tag (etwas unterhalb Mittelwasser bei $1.276\ \text{m}^3/\text{s}$) erwiesen sich als schon zu turbulent für diese Messung, da das $41\ \mu\text{m}$ -Netz bereits nach wenigen Minuten verlegt war und aufgrund des erhöhten Staudrucks riss.

Einfluss der Fließgeschwindigkeit

Bei der darauffolgenden Messung in Aschach (am 26.02.2015) wurde erneut ein $41\ \mu\text{m}$ -Netz am mittleren Rahmen angebracht. Aufgrund der wesentlich geringeren Fließgeschwindigkeiten konnte die Messung erfolgreich durchgeführt werden und somit ein erster Eindruck über das Vorkommen der feinen Fraktionen gewonnen werden. Der Messaufbau wurde ab der zweiten Lotrechten abgeändert und das Messgerät mit zwei $41\ \mu\text{m}$ -Netzen ausgestattet – eines am oberflächennahen Rahmen und eines am Rahmen in der Mitte der Wassersäule. Die verwendete Methodik ist in Abbildung 3 dargestellt.



Abbildung 3: Zusammenstellung der Messtechnik für die Messung mit dem $41\ \mu\text{m}$ -Netz. © IWHW/BOKU

Die Gesamtproben wurden an das Umweltbundesamt zur Auswertung weitergegeben.

2.1.3 Durchführung einer Messung

Sowohl in Aschach als auch in Hainburg wurden die Messungen von Straßenbrücken aus durchgeführt. Die Länge des Messgerätes und die Position der mittleren und oberen Netze wurden vor Ort an den aktuellen Wasserstand angepasst; ein Lkw brachte die Geräte an die jeweilige Probenstelle (siehe Abbildung 4). Dort wurde der Fänger mit Hilfe eines Krans in den Fluss abgesenkt, wobei sich der Rahmen der jeweiligen Höhenstufe mit Hilfe seiner Flosse ausrichtet (siehe Abbildung 5).

Die Dauer der einzelnen Messungen ist auf den jeweiligen aktuellen Durchfluss angepasst und variiert somit für jede Messung. Ziel ist es, einen möglichst hohen Durchsatz (z. B. $1.000\ \text{m}^3$) bei annähernd isokinetischen Bedingungen zu erreichen. Um den Durchsatz der Netze bestimmen zu können, ist in der Einlauföffnung der beiden Wasseroberflächen-nahen Netze sowie eines mittleren und

Berechnung des Wasservolumens

des sohnahen Netzes jeweils ein hydrometrischer Flügel montiert. Dieser Flügel ist mit einem Endlos-Zählwerk ausgestattet, das die Umdrehungen des Flügels zählt und vor und nach jeder Messung abgelesen wird. Anhand der Umdrehungen und der Fläche der Netzöffnung kann das durch das jeweilige Netz gefilterte Wasservolumen berechnet werden.

Leerung der Probenbehälter

Nach Ablauf der vorab festgelegten Dauer wird der Plastikfänger wieder gehoben und das Fanggut wird mit Wasser von außen durch die Netzfläche in den Probenbehälter gespült. Hierzu werden vor allem Drucksprühgeräte oder Hochdruckreiniger verwendet (siehe Abbildung 6). Anschließend werden die Probenbehälter vom Netz abgeschraubt und das Fanggut (siehe Abbildung 8) wird in separate Gefäße geleert, die dann, richtig beschriftet, zur weiteren Analyse ins Labor gelangen (siehe Abbildung 7). Die leeren Probenbehälter werden nun wieder am Netz montiert und das Messgerät wird an die nächste Messlotrechte transportiert. Dieser Vorgang wird für jede Lotrechte wiederholt.



Abbildung 4: Messgerät wird mit Hilfe eines Lkw in die Donau abgesenkt. © IWHW/BOKU

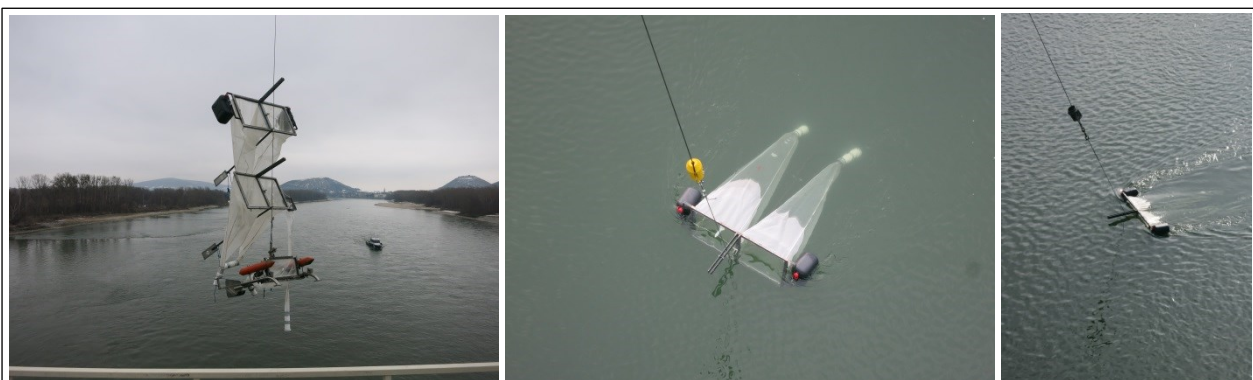


Abbildung 5: Messgerät beim Absenken und während der Messung. © IWHW/BOKU



Abbildung 6: Reinigung des Messgerätes direkt nach der Messung. © IHHW/BOKU

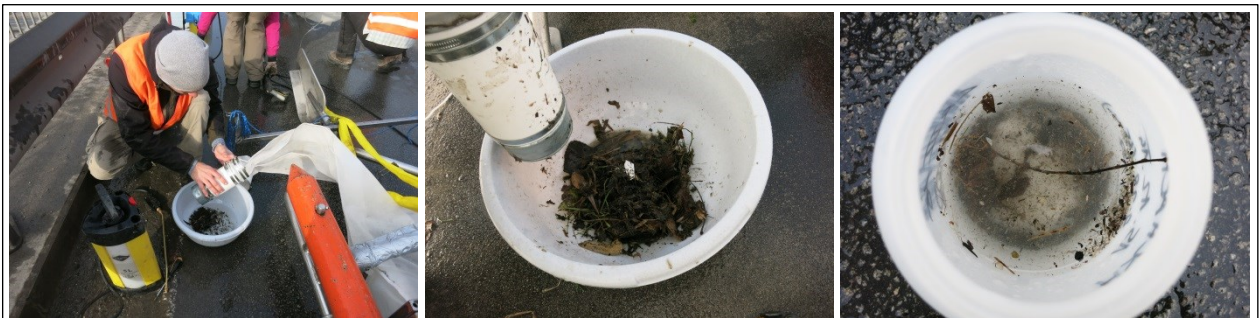


Abbildung 7: Entleerung der Probenbehälter. © IHHW/BOKU



Abbildung 8: Fanggut direkt nach der Messung. © IHHW/BOKU

2.1.4 Probenaufbereitung

Um die Plastikpartikel von der Gesamtprobe (Fanggut) abzutrennen, wurden verschiedene Verfahren getestet und die Herangehensweise Schritt für Schritt optimiert. Als wichtigstes Kriterium stellte sich hierbei der Beifang, der fast ausschließlich aus biogenem Material (Laub usw.) besteht, heraus (siehe Abbildung 8). Dieser stieg bei erhöhtem Durchfluss und bei den Messungen in den Herbstmonaten enorm an und führte zu einer Vergrößerung der Probenvolumina. Nicht zu vernachlässigen ist in diesem Zusammenhang auch die Charakteristik der Messstellen: Während sich Aschach an der Donau im Staubereich des Donaukraftwerks Ottensheim-Wilhering befindet, liegt Hainburg im Bereich der freien Fließstrecke östlich von Wien.

biogener Beifang

**Abtrennung der
Plastikteilchen**

Aufgrund der Probenzusammensetzung und der Größe der Plastikteilchen erscheint die visuelle Aussortierung als die geeignetste Methode, um die Kunststoffteilchen vom Rest der Probe abzutrennen. Damit die teilweise großen Proben volumina für die visuelle Aussortierung einfacher handhabbar sind, werden die Proben durch Siebung in mehrere Fraktionen aufgeteilt. Die dadurch erhaltenen volumensreduzierten Siebrückstände werden in Schüsseln mit frischem Wasser aufgegossen und mit einer geeigneten Menge NaCl (Kochsalz) versetzt, um ein Aufschwimmen der weniger dichten Probenteile an der Wasseroberfläche zu fördern und somit die Aussortierung zu erleichtern (THOMPSON et al. 2004). Nun werden die mit freiem Auge als Plastik erkennbaren Teile mit Pinzetten aus der Probe entnommen und getrocknet (siehe Abbildung 9). Eine Probe wird dabei immer von mehr als einer Person aussortiert, um ein personenabhängiges selektives Sortierverhalten zu vermeiden. Aus den nun theoretisch plastikfreien Rückständen in den Schüsseln wird das überschüssige Wasser entfernt, das restliche Material in einem Trockenschrank bei 50 °C getrocknet und anschließend nochmals auf Plastikteilchen untersucht. In Abbildung 10 sind typische Ergebnisse der visuellen Aussortierung zu sehen.

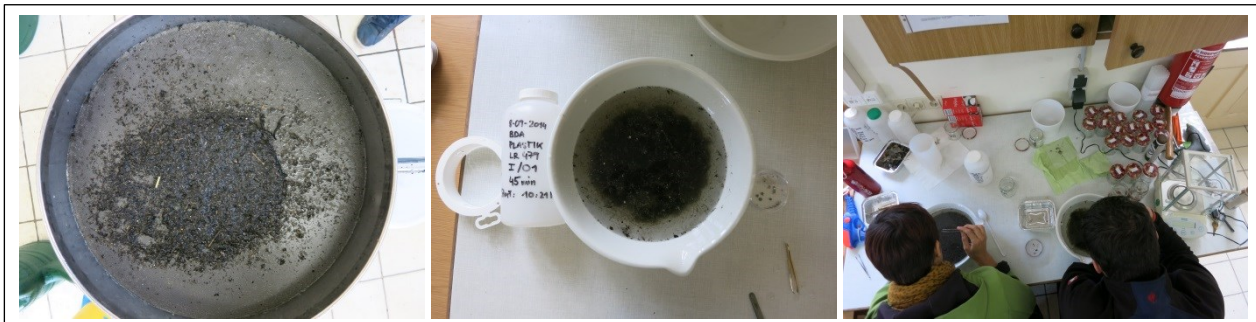


Abbildung 9: Siebung, Ansetzen der Proben mit NaCl und visuelle Aussortierung der Plastikteilchen.
© IWHW/BOKU

Die aussortierten Teilchen können anhand ihrer Größe in die Fraktion Mikroplastik oder Makroplastik eingeteilt werden, wobei die Grenze bei 5 mm festgelegt wurde (ARTHUR et al. 2008). Anschließend werden die Fraktionen fotografiert, gewogen und die Teilchen gezählt.



Abbildung 10: Aussortierte Plastikfraktionen der Messung vom 15.09.2014 in Hainburg. © IWHW/BOKU

Ein Versuch, das leichte, fragmentierte biogene Material mittels Wasserstoffperoxid (33 %) aufzulösen und so die Erkennung von Kunststoffmaterial in der Probe zu erleichtern, lieferte nicht das gewünschte Ergebnis. Die Auflösung der organischen Komponenten der Proben war nicht vollständig. Vor allem die größeren Teile, wie Blätter, kleine Zweige, Wurzeln etc. blieben fast zur Gänze erhalten. Diese Methode erwies sich nur als erhöhter zeitlicher Aufwand ohne eine Erleichterung beim Sortieren zu schaffen und wurde daher nicht weiter verfolgt.

Die weiteren Analysen zur Zusammensetzung des Probenmaterials wurden vom Umweltbundesamt durchgeführt.

2.1.5 Auswerteverfahren (Berechnung)

2.1.5.1 Berechnung der Plastikkonzentration

Die Plastikkonzentration $C_{Pl,i,j}$ [in g/m^3] pro Fangnetz j und Lotrechte i ergibt sich aus der Masse der gefangenen Plastikteilchen $m_{Pl,i,j}$ pro Messnetz, dividiert durch das gefilterte Wasservolumen $V_{i,j}$.

$$C_{Pl,i,j} = m_{Pl,i,j} / V_{i,j} \quad (1)$$

Das gefilterte Wasservolumen $V_{i,j}$ pro Messnetz wurde aus der Auswertung des hydrometrischen Flügels in der Einströmöffnung des Fangnetzes ermittelt.

Anschließend wird für jeden Doppelnetsatz eine mittlere Plastikkonzentration pro Messhöhe h und Lotrechte $\overline{C_{Pl,t,h}}$ berechnet. In weitere Folge kann somit mit einer Plastikkonzentration pro Messhöhe und Lotrechte gerechnet werden.

2.1.5.2 Berechnung des Plastiktransportes

In Anlehnung an die Schwebstoffmessungen kann zur rechnerischen Auswertung des Plastiktransportes das konventionelle Auswerteverfahren für Vielpunktentnahmen angewandt werden, wie es auch im Leitfaden zur Erfassung des Schwebstofftransportes (BMLFUW 2008) festgelegt ist:

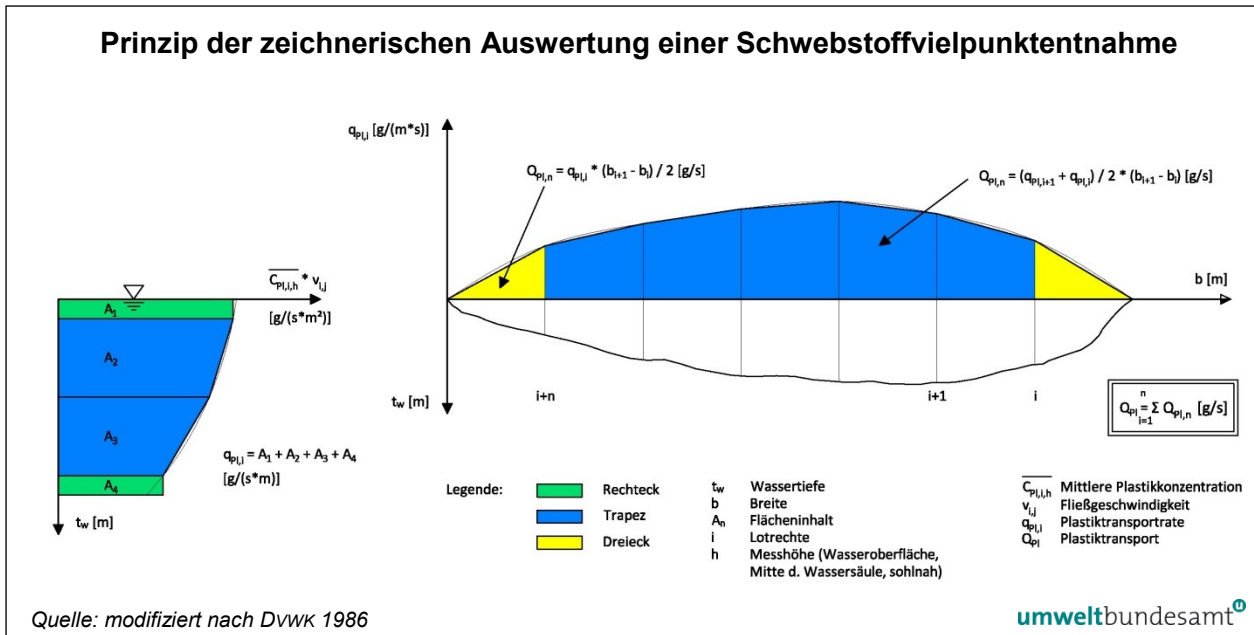


Abbildung 11: Prinzip der zeichnerischen Auswertung einer Schwebstoffvielpunktentnahme.

In jedem Messpunkt wird das Produkt aus der gemittelten Plastikkonzentration $\bar{C}_{Pl,i,h}$ und der Fließgeschwindigkeit $v_{i,j}$ berechnet. Die Plastiktransportrate $q_{Pl,i}$ [in g/(m*s)] errechnet sich aus der Summe der Flächeninhalte der Teilflächen, die durch dieses Produkt und der Wassertiefe $t_{w,i}$ pro Lotrechte gebildet werden. Dazu werden die Flächen zwischen den Entnahmepunkten durch Trapeze angenähert und die Bereiche vom obersten Messpunkt zur Wasseroberfläche und vom untersten Messpunkt zur Sohle als Rechteck gerechnet. Der Plastiktransport Q_{Pl} [in g/s] pro Messtag ergibt sich durch Integration der Plastiktransportraten $q_{Pl,i}$ der einzelnen Messlotrechte über das gesamte Querprofil (siehe Abbildung 11). Nach derselben Methode wird auch der Teilchentransport [in p/s] berechnet. Dazu wird als Ausgangswert nicht die Plastikmenge in Gramm sondern die Anzahl der gefangenen und aussortierten Plastikteilchen – einmal als Mikroteilchen (< 5 mm) und einmal gesamt – für die Berechnung herangezogen.

2.1.5.3 Berechnung der gewichteten mittleren Plastikkonzentration

Die gewichtete mittlere Plastikkonzentration \bar{C}_{Pl} pro Messtag [in g/1.000 m³] errechnet sich aus dem Verhältnis von Plastiktransport Q_{Pl} zu Durchfluss Q . Mit dem Faktor 1.000 wird das Ergebnis von g/m³ auf g/1.000 m³ umgerechnet. Dieser Wert dient der anschaulicheren Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Plastikkonzentrationen.

$$\bar{C}_{Pl} = Q_{Pl} * 1000 / Q(2)$$

2.1.5.4 Berechnung der Plastikfracht

Wird der Plastiktransport aller Messungen eines Standortes in Abhängigkeit vom Durchfluss in einer Grafik dargestellt, können verschiedenste Ausgleichsfunktionen durch die Datenpunkte gelegt werden. Im gegenwärtigen Fall wurden Potenz-, Polynom- und im Fall der Messstelle Hainburg auch sigmoide Funktionen an den Datensatz angepasst.

Mit Hilfe dieser Kurven und der viertelstündlichen Abflussdaten der Pegel Aschach-Agentie und Hainburg kann zu jedem Durchfluss der jeweilige Plastiktransport anhand der angepassten Funktionen berechnet werden. Anschließend wird über den Jahresmittelwert des Plastiktransportes [in g/s] die Plastikfracht V_{PI} [in kg/Jahr] berechnet.

2.2 Ablaufmessungen Borealis Polyolefine GmbH

2.2.1 Beschreibung der Messstelle

Die Borealis Polyolefine GmbH ist der größte Kunststoffhersteller Österreichs. Das Borealis-Werk in Schwechat-Mannswörth produziert insgesamt rund 1 Mio. t Polypropylen und Polyethylen pro Jahr (BOREALIS 2015a). Die Produktionsstätte befindet sich neben dem Betriebsgelände der Raffinerie Schwechat, westlich des Flughafens Wien-Schwechat. Die Fa. Borealis hat das Umweltbundesamt bei allen Wünschen nach Messungen und Probenahmemöglichkeiten am Betriebsgelände bereitwillig unterstützt.

Um die Umwelt bestmöglich zu schützen, wird das gesamte Abwasser, das am Betriebsgelände anfällt, wie folgt behandelt und abgeführt (aus WR-Bewilligung 9-W-01227, abgerufen über NÖ-Atlas):

- Einleitung von Abwasser aus Wasch- und Anlagenreinigungsprozessen nach Reinigung in Polymerabscheidern und zusätzlichen Mineralölabscheidern *über die Reinwasserkanalisation in die Schwechat.*
- Einleitung von Kühlwasser *über die Reinwasserkanalisation in die Schwechat.*
- Einleitung von Niederschlagswasser zum Teil nach Vorreinigung in Mineralölabscheideranlagen und/oder Polymerabscheideranlagen *über die Reinwasserkanalisation in die Schwechat.*
- Betrieb einer biologischen Kleinkläranlage und Einleitung des gereinigten Abwassers *über die Reinwasserkanalisation in die Schwechat.*
- Einleitung von sanitärem und betrieblichem Abwasser über eine Schmutzwasserkanalisation in die Verbandskläranlage Schwechat.
- Versickerung von Niederschlagswasser über begrünte Humusmulden.

Der Reinwasserkanal beginnt beim Polymerabscheidebecken am Betriebsgelände, kreuzt die Ostautobahn und mündet östlich der Fa. Borealis über eine Schussrinne in ein Betonrechtecksgerinne, welches mit Betonplatten abgedeckt wurde und in einer Geländemulde liegt. Direkt nach dieser Schussrinne befinden sich Führungsschienen, mit deren Hilfe ein Metallrahmen mit Lochblech im Gerinne befestigt wird. Dieses dient als zusätzliche Sicherheit und soll Pellets aus dem Abwasser filtern. Nach einer kurzen Verweildauer im Rechtecksgerinne fließt das Abwasser über ein Messwehr in die Schwechat. Dieses Wehr stellt gleichzeitig auch eine Begrenzung der Mulde dar und bewirkt bei Starkregen eine Überflutung dieses Beckens mit Abwasser. Direkt nach der Einmündung in die Schwechat wurden als letzte Barriere noch zwei Ölsperren montiert (siehe Abbildung 12).

Abwasserbehandlung

Ableitung des Abwassers



Abbildung 12: Fa. Borealis – links: überdecktes Betongerinne, Mulde und Messwehr; Mitte: Mündung Reinwasser-Kanal in Schussrinne; rechts: Einmündung in die Schwechat. © IHW/BOKU

Auswahl der Messstelle

Aufgrund der bereits vorhandenen Führungsschienen und des nahe gelegenen Messwehres, das eine kontinuierliche Aufzeichnung des Durchflusses ermöglicht, wurde angedacht, die Messungen an der Stelle des Lochblechs durchzuführen. Bei einer ersten Testmessung stellte sich jedoch heraus, dass der Kanal in diesem Bereich durch Abrasion, infolge des Wechselsprunges nach der Schussrinne, stark ausgekolkt ist (siehe auch Kapitel 3.4.3.3). Dadurch konnte die Beprobung des kompletten Gerinnequerschnittes nicht mehr sichergestellt werden.

Eine neue Messstelle wurde schließlich 10 Meter weiter unterhalb eingerichtet. Dort schließt das Netz sehr gut mit der Gerinnewandung ab. Dazu wurden einige Abdeckplatten des Gerinnes entfernt und die Stelle gegen Absturz gesichert. Für das Einsetzen des Netzrahmens wurden die bisher verwendeten Führungsschienen an der neuen Messstelle montiert.

2.2.2 Beprobungskonzept

Die Untersuchung am Ablauf der Fa. Borealis dient dazu, abschätzen zu können, inwieweit Betriebe der Kunststoffbranche relevante Quellen für Kunststoffeinträge in die Donau darstellen. Hierbei nimmt die Borealis Polyolefine GmbH aufgrund ihrer Produktionskapazität, der geografischen Lage und ihrer Bedeutung eine Sonderstellung in Österreich ein. Ihre Beprobung liefert daher wesentliche Grundlagen, um den Plastikanfall aus diesem Eintragspfad besser abschätzen zu können.

Um das gesamte anfallende Plastik, das in die Schwechat eingeleitet wird, erfassen zu können, wird ein Messnetz an einem Metallrahmen befestigt, der den kompletten Gerinnequerschnitt des Reinwasserkanals abdeckt.

untersch. meteorologische Bedingungen

Die Messungen sollen an fünf Tagen unangekündigt und bei möglichst unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen durchgeführt werden. Zumindest an zwei Messtagen soll auch bei Niederschlag gemessen werden. Es wird nämlich vermutet, dass bei Regen Plastikpellets, die beim Verladen versehentlich verschüttet wurden, mobilisiert werden und es daher zu einem Anstieg an transportierten Pellets bei Regenwetter kommt.

Maschenweite des Netzes

Damit auch möglichst kleine Plastikpartikel erfasst werden können, wird ein Messnetz mit einer Maschenweite von 250 µm verwendet. Um etwaige Schwankungen am Plastiktransport zu erfassen, werden mehrere Messungen über den kompletten Messtag durchgeführt, wobei die Dauer der einzelnen Probenahmen je nach Durchfluss und Verlegungsgrad des Netzes variiert wird.

Im Ablaufkanal war ein Lochblech positioniert, um Feststoffteile zurückzuhalten. Der Kanal war an dieser Stelle allerdings stark ausgekolkt, sodass keine rückhaltende Wirkung erzielt werden konnte (siehe Kap. 3.4.3.3). Auf Ansuchen des Projektteams hat sich die Fa. Borealis bereit erklärt, das Lochblech/Stecksieb an dieser Stelle zu entfernen, um die Installation des Messnetzes an der Messstelle zu ermöglichen. Somit war während der gesamten Messdauer kein Lochblech vorhanden. Dessen Effektivität und die des Ölabscheiders konnten daher während der Messung nicht erhoben werden.

Nach Durchführung der Messungen wurden und werden von der Fa. Borealis laufend Verbesserungen durchgeführt, die positive Auswirkungen auf den Kunststofftransport haben könnten (siehe auch Kapitel 3.4.3.3). Die Auskolkung wurde von Borealis am 29. Juni 2015 behoben, sodass das Lochblech wieder seine volle Funktion erfüllt.³

2.2.3 Durchführung einer Messung

Zur Durchführung einer Messung am Ablauf der Fa. Borealis werden die Abdeckplatten der in Kapitel 2.2.2 beschriebenen Messstelle entfernt. Anschließend wird ein Gerüst über dem Arbeitsbereich aufgestellt und ein Flaschenzug so positioniert, dass er sich genau zwischen den Führungsschienen befindet. Mit dessen Hilfe kann nun der Rahmen mit dem Messnetz an die dafür vorgesehene Stelle heruntergelassen werden (siehe Abbildung 13). Sobald das Netz die Wasseroberfläche berührt, wird die Messzeit gestartet.



Abbildung 13: Messaufbau Fa. Borealis – links: Messstelle im Hintergrund; Mitte: Aufbau zur Probennahme; rechts: Metallrahmen inkl. Netz im Ablaufgerinne. © IWHW/BOKU

Die Messdauer variiert je nach Durchfluss und Verlegungsgrad des Netzes. Die Durchflussschwankung ergibt sich aus der in Kapitel 2.2.1 beschriebenen Direktinleitung von Kühlwasser in die Reinwasserkanalisation. Durch die annähernd konstant hohe Wassertemperatur wird das Wachstum von Algen im Abscheidebecken begünstigt, was wiederum zu einem mehr oder weniger raschen Verlegen des Messnetzes führt.

³ Schriftliche Mitteilung Borealis am 1. Juli 2015

Kurz bevor das Messgerät durch das zurückgestaute Abwasser überströmt wird, wird das Messnetz mit Hilfe des Flaschenzuges aus dem Gerinne gehoben. Durch das Heben des Netzes strömt das aufgestaute Abwasser durch den sich immer weiter öffnenden Spalt in den Unterwasserbereich nach der Messstelle. Dabei bildet sich ein Sog aus. Wasser, das sich bereits im Netz befindet, strömt wieder aus dem Messquerschnitt zurück und transportiert dabei Plastikpartikel, die bereits gefangen wurden, wieder aus dem Netz heraus.

Filterung des Rückstromes

Um diese Partikel nicht zu verlieren, wird eine Schützentafel vor den Metallrahmen in die Führungsschienen geklemmt. Um nicht das Netz mit dem gesamten Wasservolumen heben zu müssen, wurde in die Mitte der hölzernen Schützentafel ein Netz befestigt. Dieses soll gewährleisten, dass zwar das Wasser aus dem Netz strömen kann, aber keine Plastikteilchen verloren gehen. Dadurch wird auch die Gefahr minimiert, dass das Netz durch das Gewicht des Wassers reißt (siehe Abbildung 14).



Abbildung 14: Fa. Borealis – links: Messgerät im Ablaufgerinne; Mitte: Schützentafel zur Filterung des Rückstromes beim Heben; rechts: Filtrat am soeben geborgenen Messgerät. © IWHW/BOKU

Nach dem Herausheben des Messgerätes aus dem Wasser wird das Plastikmaterial vom Netz des Holzschützes wieder zurück in das Messnetz gewaschen und das Schütz entfernt. Nun wird gewartet bis der größte Teil des Wassers aus dem Netz gesickert ist. Da die Poren des Netzes jedoch mit Algen verlegt sind, wird versucht, die Innenseite des Netzes von der Algenschicht freizukratzen oder diese durch Schütteln des Netzes oder mit Hilfe von Drucksprüheräten wieder etwas aufzulockern, um das Aussickern des Wassers zu beschleunigen.

Auswaschen des Fanggutes

Befindet sich nur mehr noch Wasser im Netz, wird das Messgerät vollständig gehoben und horizontal auf zwei Malerböcke gelegt. Dadurch kann das Filtrat leichter durch Drucksprüheräte und Hochdruckreiniger in den Probenbehälter am Ende des Netzes ausgewaschen werden. Anschließend wird der Probenbehälter am Ende des Netzes abmontiert und das Fanggut wird in separate Gefäße geleert, die dann zur Aussortierung des Plastiks ins Labor kommen (siehe Abbildung 15, Abbildung 16).

Der leere Probenbehälter wird wieder am Netz montiert und das Messgerät wird für die nächste Messung in das Ablaufgerinne heruntergelassen. Dieser Vorgang wird für jede Messung wiederholt.



Abbildung 15: Messaufbau Fa. Borealis – links: Bergung des Messgerätes; Mitte: Reinigung des Messnetzes; rechts: Einfüllen des Fanggutes in den Probenbehälter. © IWHW/BOKU



Abbildung 16: Fa. Borealis – Proben direkt nach der Messung. © IWHW/BOKU

2.2.4 Probenaufbereitung

Nach der ersten visuellen Begutachtung der Borealis-Proben war erkennbar, dass sich das bisher angewandte Verfahren zur Probenaufbereitung von Plastikteilchen in der Donau (siehe Kapitel 2.1.4) für diese Proben nicht eignet. Einerseits wurde festgestellt, dass sich die meisten der großen und kleinen Plastikpellets zwischen den Algen verfangen hatten und durch die Sortierung mittels Pinzette nur sehr schwierig herausgelöst werden konnten. Andererseits stellte sich die visuelle Sortierung aufgrund der großen Probenvolumina als sehr zeitintensiv heraus und war daher ebenfalls nicht zielführend.

Mit Hilfe der Erkenntnisse aus der Behandlung der Donauproben wurde versucht, das Algenmaterial der Borealis-Proben mit Hilfe von 33%igem Wasserstoffperoxid (H_2O_2) aufzulösen. Dieses Verfahren führte zu den gewünschten Ergebnissen und wird in weiterer Folge beschrieben:

Einsatz von H_2O_2

Je nach Probenvolumen wird eine geeignete Menge an Wasserstoffperoxid in die Probenbehälter geleert. Unter ausreichender Sauerstoffzufuhr und unter starker Schaumbildung beginnt das Probenmaterial zu reagieren und das Algenmaterial beginnt sich aufzulösen. Die Kunststoffe werden hierbei nur geringfügig oxidiert.

Um eine vollständige Auflösung des Algenmaterials zu gewährleisten, sollten die Proben regelmäßig durchgemischt und über mehrere Tage dem Wasserstoffperoxid ausgesetzt werden. Kommt es nach dem Umrühren der Probe zu keinem Aufschäumen mehr, hat sich das gesamte Algenmaterial aufgelöst. Um das überschüssige Wasser-Chemikaliengemisch zu entfernen, wird die Probe anschließend gesiebt und der Rückstand getrocknet, gewogen und die Pellets werden gezählt.

Die zum Teil bereits mit H₂O₂ vorbehandelten Borealis-Proben wurden am Umweltbundesamt gesiebt, um das Wasser-Chemikaliengemisch abzutrennen, und erneut mit Wasserstoffperoxid (30 % H₂O₂) versetzt. Für eine gute Durchmischung sorgte ein Ultraschallbad. Nach Abklingen sichtbarer Reaktionen, wie Schaumbildung, wurden die Proben mit Wasser über ein Sieb gespült, getrocknet und gewogen. Die Pellets wurden separat ausgezählt.

2.2.5 Auswerteverfahren (Berechnung)

2.2.5.1 Berechnung der Plastikkonzentration

Die Konzentration C_{Bor} [in g/m³] der gefangenen Plastikpellets p der Messung y ergibt sich aus der Masse m_{Bor} [in g] der betrachteten Fraktion, dividiert durch den Tagesdurchfluss Q [in m³/s] und die Messdauer t_d [in s].

$$C_{Bor,y} = m_{Bor,y} / \left(\frac{Q}{86400} * t_{d,y} \right) \quad (3)$$

Da aufgrund einer Methodikänderung innerhalb des Messzeitraumes von Seiten der Fa. Borealis nur die Tagessummen des Durchflusses [in m³/d] zur Verfügung gestellt werden konnten, muss der Abfluss [in m³/s] mit Hilfe des Faktors 1/86.400 berechnet werden. Etwaige Schwankungen in der Konzentration können daher mit dieser Berechnungsweise nicht nachgewiesen werden, obwohl es augenscheinlich zu enormen Durchflussschwankungen während den Messungen gekommen war. Die Konzentrationen sind daher nur als Richtwerte zu sehen.

2.2.5.2 Berechnung des Plastiktransportes

Die Berechnung des Plastiktransportes Q_{Bor} [in g/min] der Messung y ergibt sich aus der Division der Masse m_{Bor} [in g] der betrachteten Fraktion, dividiert durch die Messdauer t_d [in min].

$$Q_{Bor,y} = m_{Bor,y} / t_{d,y} \quad (4)$$

2.2.5.3 Berechnung der Teilchentransportrate

Die Berechnung der Teilchentransportrate N_{Bor} [in Anzahl/min] der Messung y ergibt sich aus der Division der Anzahl der Teilchen der betrachteten Fraktion n_{Bor} durch die Messdauer t_d [in min].

$$N_{Bor,y} = n_{Bor,y} / t_{d,y} \quad (5)$$

2.2.5.4 Berechnung der Tagesfracht

Die Tagesfracht V_{Bor} [in g/d] ergibt sich aus der Extrapolation der gemessenen Werte auf einen Tag. Dazu wird der gesamte gefangene Kunststoff $\sum m_{Bor,y}$ [in g] der betrachteten Fraktion durch die gesamte Messzeit $\sum t_{d,y}$ [in min] dividiert und anschließend auf einen Tag hochgerechnet.

$$V_{Bor} = \sum m_{Bor,y} / \sum t_{d,y} * 60 * 24 \quad (6)$$

2.3 Kunststoffidentifikation

Die Kunststoffe bzw. Kunststoffteile wurden mittels ATR-IR (Attenuated Total Reflection Infrared) Spektroskopie in der Prüfstelle für Umweltanalytik im Umweltbundesamt untersucht. Mittels dieser Technik wurden Partikel mit einem Durchmesser von mindestens 2 mm analysiert; in Einzelfällen können auch kleinere Teilchen untersucht werden. Durch automatisierten Vergleich der erhaltenen Spektren mit einer Spektrenbibliothek wurden die den Proben zugrunde liegenden Kunststoffe identifiziert.

Die erhaltenen Proben, die aus der bereits aussortierten Plastikfraktion bestehen, wurden auf einem Millimeterpapier verteilt und abfotografiert. Einzelne Teilchen wurden ausgewählt und mittels ATR-IR identifiziert. Das Ergebnis wurde über die Fotografie dokumentiert. Es erfolgte eine Einteilung der Teilchen in die folgenden Klassen (ähnlich: FREE et al. 2014): Bruchstücke, Film/Folie, Faser, Schaumstoff und Pellet. Die Teilchen wurden über das Foto mit Software-Unterstützung ausgezählt.

**ermittelte
Teilchenfraktionen**

Für mikroskopische Untersuchungen der Partikel bis zu 50 µm Größe wurde auch ein LEICA Forschungsmikroskop mit Phasen- und Interferenzkontrast sowie Polarisations- und Fluoreszenzausstattung getestet. Die Identifikation von Mikroplastik-Partikeln sollte durch Vergleich mit Referenzproben erfolgen. Als Anhaltspunkte dienten neben der Größe und dem optischen Erscheinungsbild das unterschiedliche Verhalten der Partikel unter den verschiedenen Beleuchtungsbedingungen des Mikroskops. Sand oder Cellulosefasern besitzen polarisierende Eigenschaften; viele organische Verbindungen sind unter bestimmten Anregungswellenlängen (auto-)fluoreszierend. Leider zeigten Kunststoffe desselben Typs aufgrund vielfältiger Zuschlagstoffe sehr unterschiedliche Eigenschaften, weswegen die Unterscheidung von Mikrokunststoffen von anderen (natürlich vorkommenden) Materialien nicht umsetzbar war.

**mikroskopische
Untersuchungen**

2.3.1 50 µm-Fraktion – stichprobenartige Erfassung

11 Proben, die mittels 41 µm-Driftnetz gezogen wurden, wurden im Labor filtriert und mit H₂O₂ (30%ig) behandelt, um biogene Bestandteile der Probe zu lösen. Danach wurden die Proben gewaschen, getrocknet und ausgewogen. Für die Untersuchung wurden Probenaliquote entnommen und an drei zufällig ausgewählten Messflächen (je 400 x 400 µm) mittels ATR-FTIR Mikroskop mit Imaging Funktion untersucht. Mit dieser Methode können sehr kleine Mikroplastikpartikel auch in Partikelgemengen identifiziert werden.

2.4 Eintragspfade

Im Rahmen des gegenständlichen Projekts sollten auch Informationen zu den maßgeblichen Quellen und Eintragspfaden von Kunststoffen in die Gewässer gesammelt werden. Damit soll das Wissen um die Herkunft des Plastikmülls und der bedeutenden Eintragspfade in die Gewässer, im Speziellen in die Donau, vertieft werden.

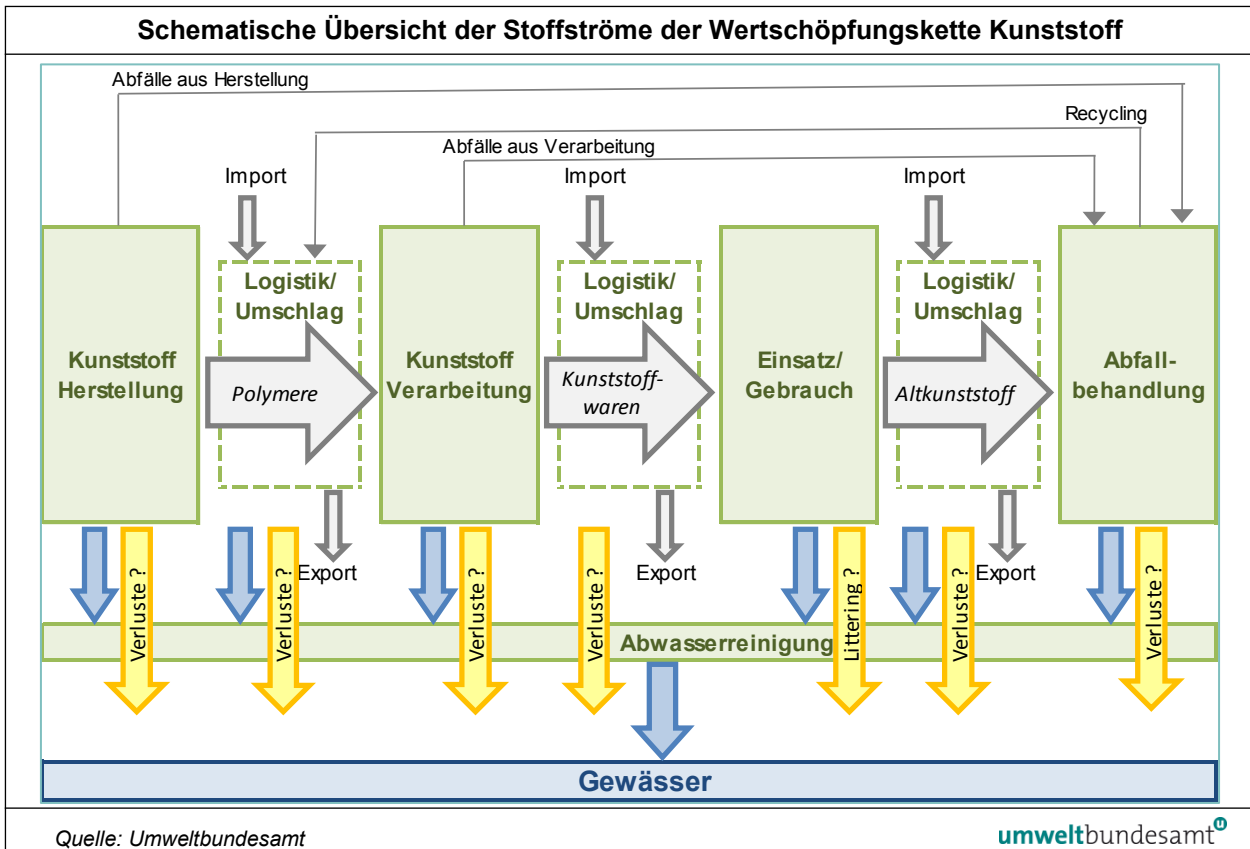


Abbildung 17: Schematische Übersicht der Stoffströme der Wertschöpfungskette Kunststoff einschließlich möglicher Eintragspfade in Gewässer. Blaue Pfeile stellen die kontrollierte, schadlose Ableitung von Abwasser, Niederschlagswasser oder Mischwasser dar, die Kunststoffpartikel enthalten könnten. Gelbe Pfeile weisen auf mögliche „unkontrollierte Stoffeinträge“ in Gewässer hin. Die Größe der Pfeile sagt nichts über die Größe der Stoffströme aus.

2.4.1 Industrielle Prozesse – Herstellung, Verarbeitung, Logistik

Als mögliche Quellen von Plastik in der Umwelt kommen u. a. Betriebe in Betracht, die Kunststoffe (Polymere) herstellen und/oder diese weiterverarbeiten (einschließlich der damit verbundenen Tätigkeiten wie beispielsweise Reinigungs-, Wasch- und Spülprozesse, innerbetrieblicher Transport, Lagerung, Produktumschlag etc.). Bei diesen Betrieben fallen i.d.R. Abwässer und/oder Niederschlagswasser an (gem. AAEV § 1, Abs. 3, Ziff. 1 und 3), die unter Umständen Kunststoffpartikel (Granulat, Pellets, Flakes etc.) enthalten können und über eine entsprechende Kanalisation (Misch- oder Trennkanalisation) abgeleitet werden.

Abwässer und Niederschlagswasser

abfiltrierbare Stoffe Verfrachtung und Deposition

Als möglicher Eintragspfad von Kunststoffen aus industriellen Prozessen in Gewässer wären auch die Verfrachtung und anschließende Deposition von Kunststoffstäuben zu nennen. Staubemissionen können bei den relevanten Betrieben insbesondere bei Trocknungsprozessen sowie beim innerbetrieblichen Transport und Produktumschlag auftreten.

Eine weitere mögliche Eintragsquelle könnten Spül- bzw. Abwässer von sogenannten Spülstellen zur Innenreinigung von Transportbehältern wie Silo- oder Tankwagen sein.

Im Rahmen des Projekts wurden in einem ersten Schritt mittels Desktop-Recherche die potenziell in Betracht kommenden Betriebe (Hersteller von Polymeren, Kunststoffverarbeiter, Spülstellen für Silo- oder Tankwagenreinigung) identifiziert, wobei der geografische Fokus vor allem auf die Regionen entlang der Donau und ihrer Zubringer gelegt wurde (Wassereinzugsgebiet der Donau). Für diese Betriebe werden in kurzer Form, exemplarisch für die Branche, die relevanten Prozesse und Tätigkeiten dargestellt, die u. U. zu einem Eintrag von Kunststoff in das betriebliche Abwasser führen könnten.

Des Weiteren werden Techniken und Maßnahmen ausgewählter Betriebe dargestellt, die den Eintrag von Kunststoff in Fließgewässer oder in die öffentliche Kanalisation vermeiden bzw. vermindern. Hierzu dienten auch die Besuche von vier relevanten Betrieben zur Erhebung bzw. Sammlung von Information und Daten. Gegebenenfalls wurde die Relevanz ausgewählter Betriebe im Hinblick auf freigesetzte Kunststoffmengen in Fließgewässer auf Basis verfügbarer Messdaten der Überwachung abgeschätzt.

2.4.2 Abfall – Littering

Aus dem Abfallsektor kommen als Quellen für die Kunststoffe, die in der Donau zu finden sind, vor allem das allgemeine Littering auf Straßen, öffentlichen Plätzen und sonstigen Verkehrswegen, Freisetzungen bei den Sammel- und Umladetätigkeiten der Abfallwirtschaft und allenfalls Emissionen der Aufbereitungs- und Sortieranlagen in Frage.

Eintragspfade

Auf Basis österreichischer Abfallbilanzen und internationaler Studien wurden die bekannten Abfallströme, die Kunststoffe enthalten (wie das Rechengut der Kraftwerke und Abwasserbehandlungsanlagen oder Straßenkehricht) und ihr Kunststoffanteil abgeschätzt. Des Weiteren wurde eine Abschätzung getroffen, wie groß der Anteil der freigesetzten Kunststoffabfälle sein könnte, der von der österreichischen Abfallwirtschaft nicht erfasst wird, und dies wurde mit den in der Donau identifizierten Kunststoffströmen verglichen.

2.5 Ökologische Auswirkungen

2.5.1 Durchführung Literaturrecherche, Internet, Datenbanken, Stichworte

Um einen Überblick über die vorhandene wissenschaftliche Literatur zu erhalten, wurde anhand maßgeblicher Stichworte eine Grundrecherche über das Internet durchgeführt. Die in dieser ersten Phase erhaltenen Ergebnisse (Literaturstellen) wurden inhaltlich geprüft und in einer Liste aufgenommen. Die zweite Phase der Recherche wurde auf Literaturstellen, die in den erhaltenen Arbeiten zitiert wurden, fokussiert. Eine Zusammenstellung der Literaturstellen ist im Anhang zu finden.

2.5.2 Abfrage des EPA- und ENCA-Netzwerks

In einem nächsten Schritt wurden die Sekretariate von zwei internationalen Netzwerken kontaktiert, mit der Bitte, aktuelle, ggf. (noch) nicht veröffentlichte Studien zu Mikroplastik in der Umwelt bekanntzugeben.

Es wurden folgende Netzwerke kontaktiert:

- ENCA-network. Network of European Nature Conservation Agencies, welches von "The Joint Nature Conservation Committee (JNCC)" im Vereinigten Königreich koordiniert wird. Das Netzwerk besteht aus 21 Organisationen.
- EPA-network. Network of European Environmental Protection Agencies, dessen Sekretariat bei der Europäischen Umweltagentur EEA in Kopenhagen beheimatet ist. Das EPA-Netzwerk besteht aus 33 Organisationen.

Ziel der Befragung der Mitglieder der beiden Netzwerke war es, (an)laufende Projekte, Projektberichte oder nicht veröffentlichte Daten von Mikroplastik in der Umwelt zu erfragen.

2.5.3 Ökotoxikologische Aspekte

Im Vordergrund stehen das Ausmaß des Herauslösens der als Kunststoff-Additiv eingesetzten Chemikalien sowie der Adsorption von Schadstoffen an den Plastikpartikeln. Diese Fragestellungen konnten im Rahmen dieses Projekts nicht umfassend beantwortet werden, aber auf wesentliche Aspekte und ausgewählte Publikationen soll hingewiesen werden.

2.5.4 Untersuchung von Donaufischen

Über die Auswirkungen von Plastik auf Süßwasserfische ist noch relativ wenig bekannt. Die meisten Daten stammen von Studien über Meeresfische. Da Fische Plastikteile wieder ausspucken oder ausscheiden, aber auch daran sterben können, wurde im Rahmen dieses Projekts eine Untersuchung über die quantitative Aufnahme von Plastikpartikeln in Donaufischen durchgeführt. Welche Folgen das Plastik auf die Fische hat, müsste in einer weiteren Studie erforscht werden.

Anreicherung von PBTs

Untersuchungen von ROCHMAN et al. (2013) über den Effekt sogenannter PBTs (persistente bioakkumulative und toxische Substanzen) ergaben, dass Fische die gefährlichen Substanzen in ihren Geweben anreichern. Zudem schädigen die Stoffe die Leber der Fische. Der Vergleich von "sauberem" und schadstoffbelastetem Plastik zeigte, dass – während beide Kunststoffe die Leber belasteten –, die Schädigung von Lebergewebe beim verunreinigten Plastik deutlich stärker ausfiel. Die Giftigkeit stammt demnach sowohl von den anhaftenden Schadstoffen als auch vom Plastik selbst.

Untersuchungsumfang

Die Untersuchungen hinsichtlich der Aufnahme von Plastik durch Donaufische umfassten

- den Fang von 30 Fischen (Barben *Barbus barbus* und Döbel *Leuciscus cephalus*) aus der Donau unterhalb von Wien,

- die Untersuchung von Fischen auf Plastikteile: Sektion der Fische, Untersuchung des Darminhalts auf Plastikbestandteile, Vorbereitung anderer Organe wie Leber, Niere, Kiemen und Muskulatur für weitere Untersuchungen auf Mikro- und Nanoplastik,
- die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse sowie die Berichterlegung.

Material & Methode

Für den Fang der Fische wurde ein Elektrofischboot der Firma BARRO, ausgestattet mit einem EFKO FEG 1100 Elektrofischfanggerät (11 KW) mit Anodenrechen eingesetzt. Die Befischungen erfolgten am 20. und 21.08.2014 in der Donau zwischen Bad Deutsch Altenburg und der March-Mündung. Im Zuge der Befischungen wurden die Uferbereiche beidseitig langsam stromab befahren, wobei intervallartig das Elektrofischfanggerät eingeschaltet wurde. Die Fische im Wirkungsbereich des elektrischen Feldes wurden mit Keschern gefangen und in Wannen gehalten.

27 Barben (*Barbus barbus*) und 3 Döbel (*Leuciscus cephalus*) wurden nach der Tötung gekühlt und einzeln in Alufolie verpackt nach Wien transportiert. Vier Fische wurden sofort seziiert, der Rest wurde bei -18 °C tiefgefroren, in den folgenden Tagen über Nacht aufgetaut und anschließend bearbeitet.

Die Totallänge (in Zentimeter) der Fische wurde ermittelt. Die Sektion der Fische erfolgte unter einer Stereolupe bei 20- bis 50-facher Vergrößerung. Darmtrakt und Leber wurden entnommen, das Darmrohr mit einer sehr feinen Schere in einer Petrischale mit Wasser aufgeschnitten, um die Mucosa mit feinen dünnen Nadeln, Uhrmacherpinzetten und Spatel nach Plastikpartikeln bzw. Parasiten zu durchsuchen. Bei hohem Darmfüllungsgrad war häufiger Wasserwechsel für Reinigungszwecke erforderlich. Durch die Untersuchung des Darmkanals unter Wasser schwimmen Plastikteile auf und können so unter dem Stereomikroskop gut erkannt werden. Partikel bis 0,1 mm konnten isoliert werden.

Die untersuchten Fische sowie auch die seziierten Organe wurden für weitere Untersuchungen einzeln in Alufolie tiefgefroren. Somit besteht die Möglichkeit, Leber, Niere, Kiemen und Muskulatur für weitere Untersuchungen auf Mikro- und Nanoplastik zu verwenden.

Die gefundenen Parasiten wurden in 80%igem Alkohol fixiert und konserviert. Die Bestimmung der Parasiten erfolgte nach BYKOVSKAYA-PAVLOVSKAYA et al. (1962). Die Verwendung der spezifischen Terminologie (Prävalenz, Intensität und Abundanz) für die ökologischen Aspekte bezieht sich auf die Richtlinien von MARGOLIS et al. (1982):

Prävalenz = Zahl der Wirte, die mit einer bestimmten Art, einem Entwicklungsstadium oder einer taxonomischen oder ökologischen Gruppe von Parasiten befallen ist, dividiert durch die Anzahl der untersuchten Wirte. Absolute Zahlen oder Prozentwerte.

Intensität = Zahl der Parasitenindividuen (einer Art, einer Gruppe oder eines Entwicklungsstadiums) in jedem infizierten Wirtstier. Dient als numerische Bereichsangabe.

Mittlere Intensität = Gesamtindividuenzahl einer Parasitenart (Gruppe etc.), dividiert durch die Zahl der infizierten Wirtstiere.

Befischungen

Sektion der Fische

Bestimmung der Parasiten

Abundanz = Gesamtindividuenzahl einer Parasitenart, dividiert durch die Gesamtzahl der infizierten und nicht infizierten, untersuchten Wirtstiere.

*Abbildung 18:
Stelle der Befischung
der Donau flussab
Hainburger Brücke.
© Profisch*



*Abbildung 19 (links):
Befischung mit dem
Elektrofischboot.
© Profisch*



*Abbildung 20 (rechts):
Barben und Döbel aus
der Donau. © Konecny*



3 ERGEBNISSE

3.1 Ergebnisse der Untersuchungen an der Donau

Um die räumliche und zeitliche Variabilität des Plastiktransportes feststellen zu können, wurden die Messungen an beiden Standorten zu unterschiedlichen Zeitpunkten und Rahmenbedingungen durchgeführt. Tabelle 1 liefert einen Überblick über die einzelnen Messungen.

Tabelle 1: Überblick über die Donaumessungen (Quelle: Umweltbundesamt).

Datum	Standort	Durchfluss (m ³ /s)	Anzahl Lotrechte	Anzahl Messpunkte
08.09.2014	Hainburg	1.993	5	30
15.09.2014	Hainburg	3.179	6	24
24.10.2014	Hainburg	5.704	2	5
13.01.2015	Hainburg	3.392	7	35
11.02.2015	Hainburg	1.276	7	29
15.12.2014	Aschach	765	6	30
16.12.2014	Aschach	765	6	30
12.01.2015	Aschach	2.575	7	35
20.01.2015	Aschach	1.551	7	35
26.02.2015	Aschach	1.020	7	35 + 11 (41 µm)

Basierend auf den in Kapitel 2.1.5 beschriebenen Berechnungsschritten werden alle relevanten Zwischenergebnisse in weiterer Folge der Reihe nach erläutert:

Nach der Aufbereitung der Proben (siehe Kapitel 2.1.4) wurden sowohl die Plastikkonzentration $C_{Pl,i,j}$ [in g/m³] als auch die Plastiktransportrate $q_{Pl,i,j}$ [in mg/(m²*h)] für jeden einzelnen Messpunkt berechnet und visualisiert. In den folgenden Grafiken werden beispielhaft je eine Messung aus Aschach und Hainburg bei Mittelwasser dargestellt.

Die beiden nebeneinander liegenden Werte in den einzelnen Lotrechten beziehen sich auf die unterschiedlichen Maschenweiten der eingesetzten Netze und werden durch die benutzten Symbole gekennzeichnet: Dreieck für 250 µm, Rechteck für 500 µm.

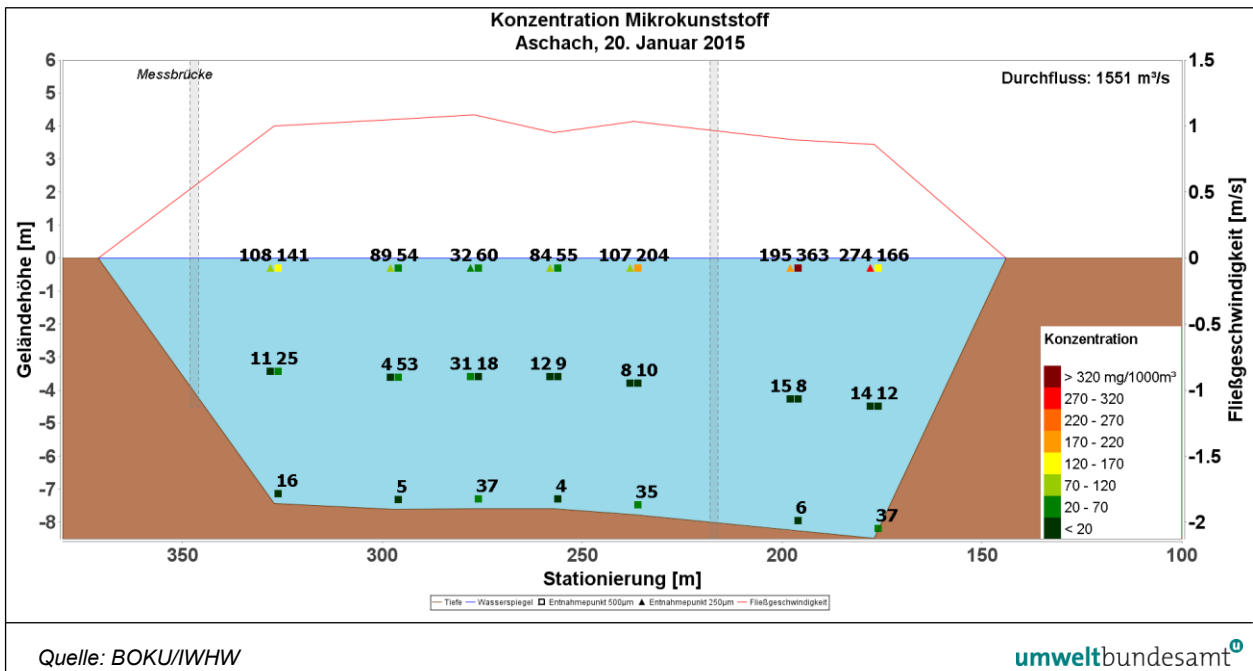


Abbildung 21: Aschach – Konzentration Mikrokunststoff pro Messpunkt bei MQ.

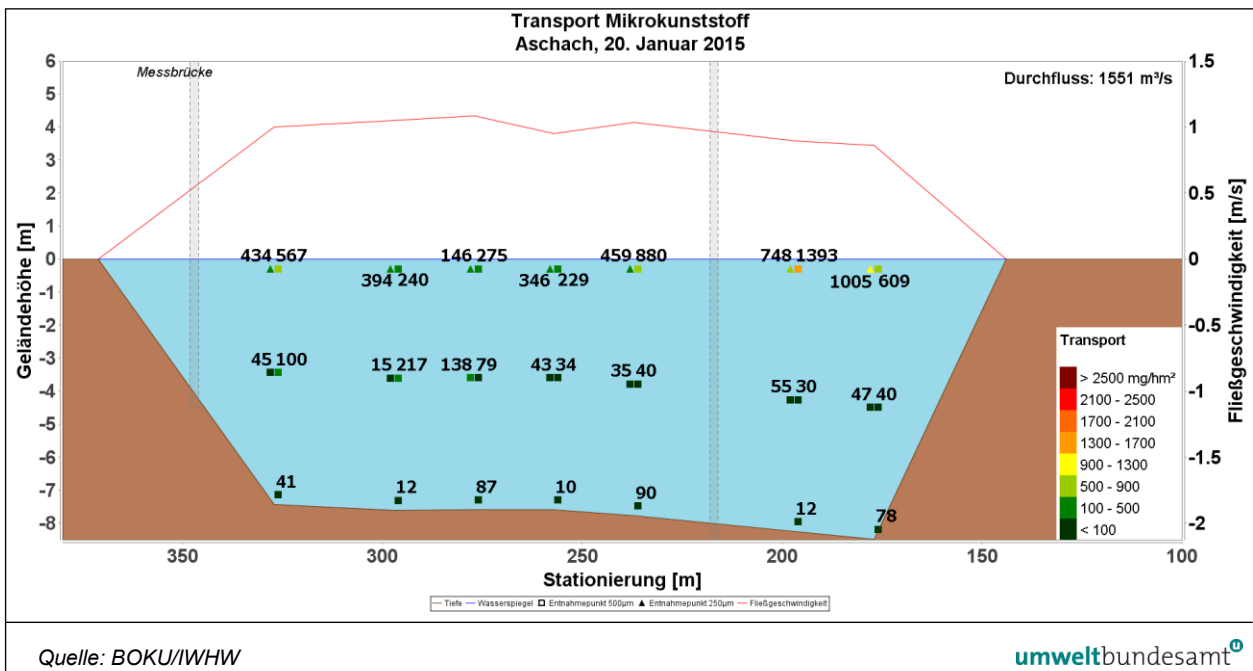


Abbildung 22: Aschach – Transportrate Mikrokunststoff pro Messpunkt bei MQ.

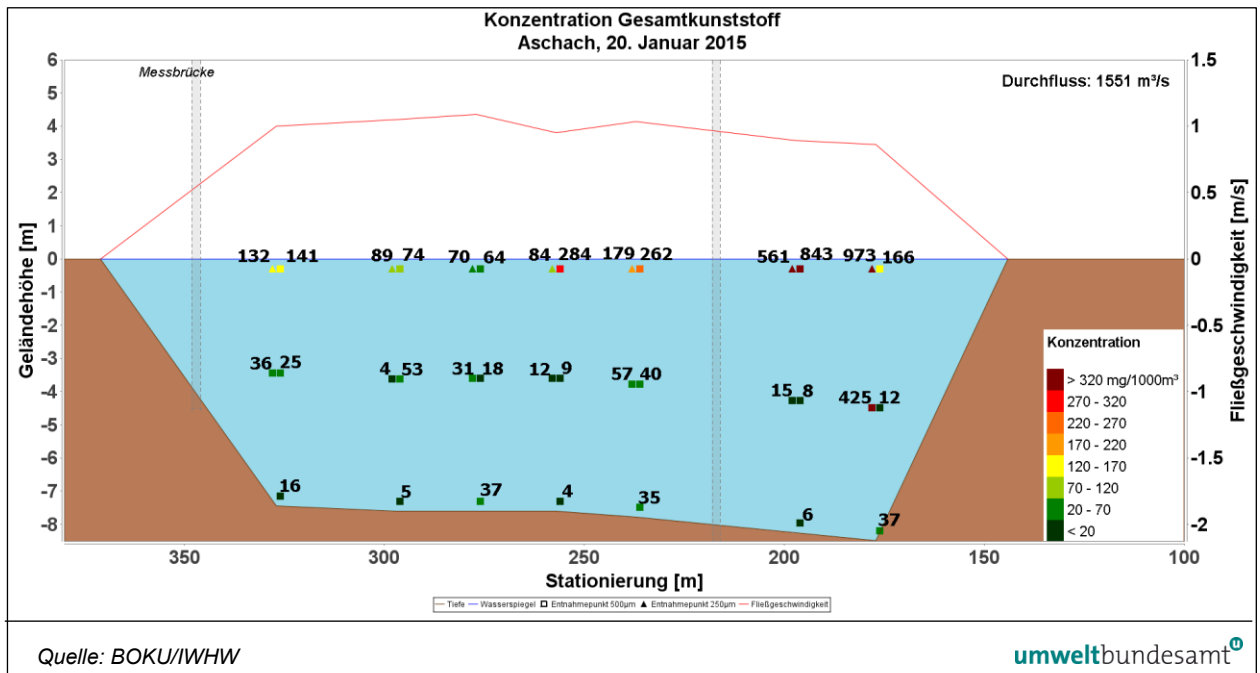


Abbildung 23: Aschach – Konzentration Gesamtkunststoff pro Messpunkt bei MQ.

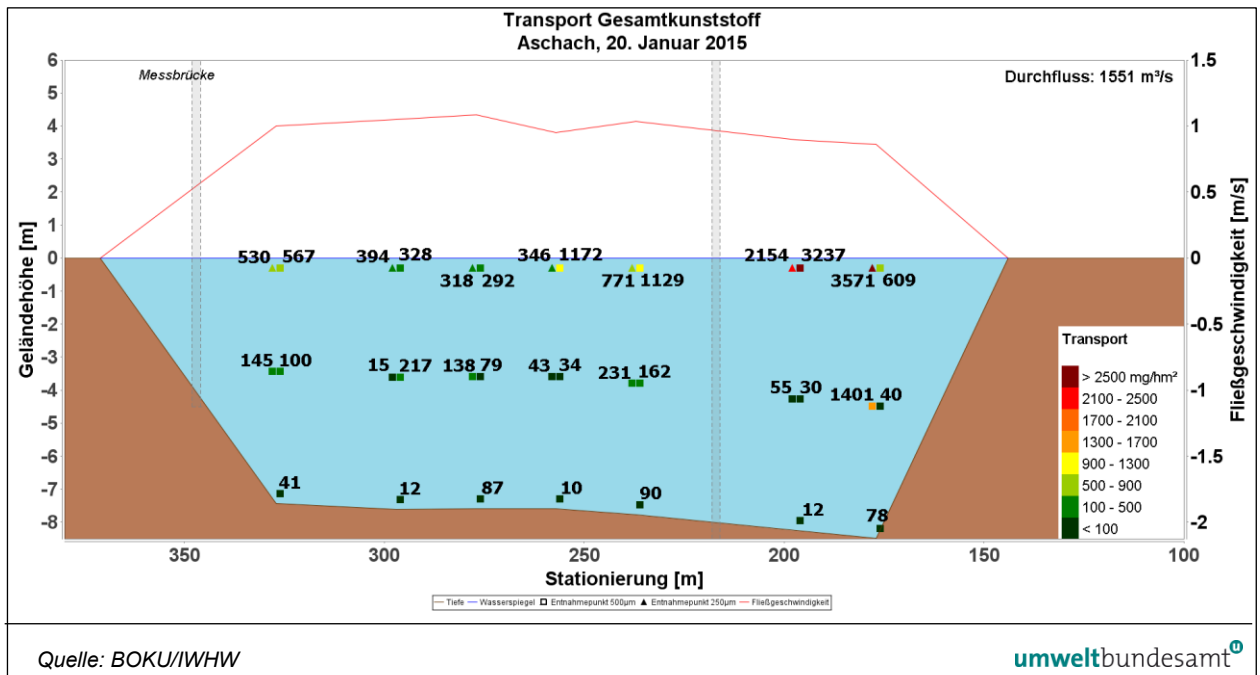


Abbildung 24: Aschach – Transportrate Gesamtkunststoff pro Messpunkt bei MQ.

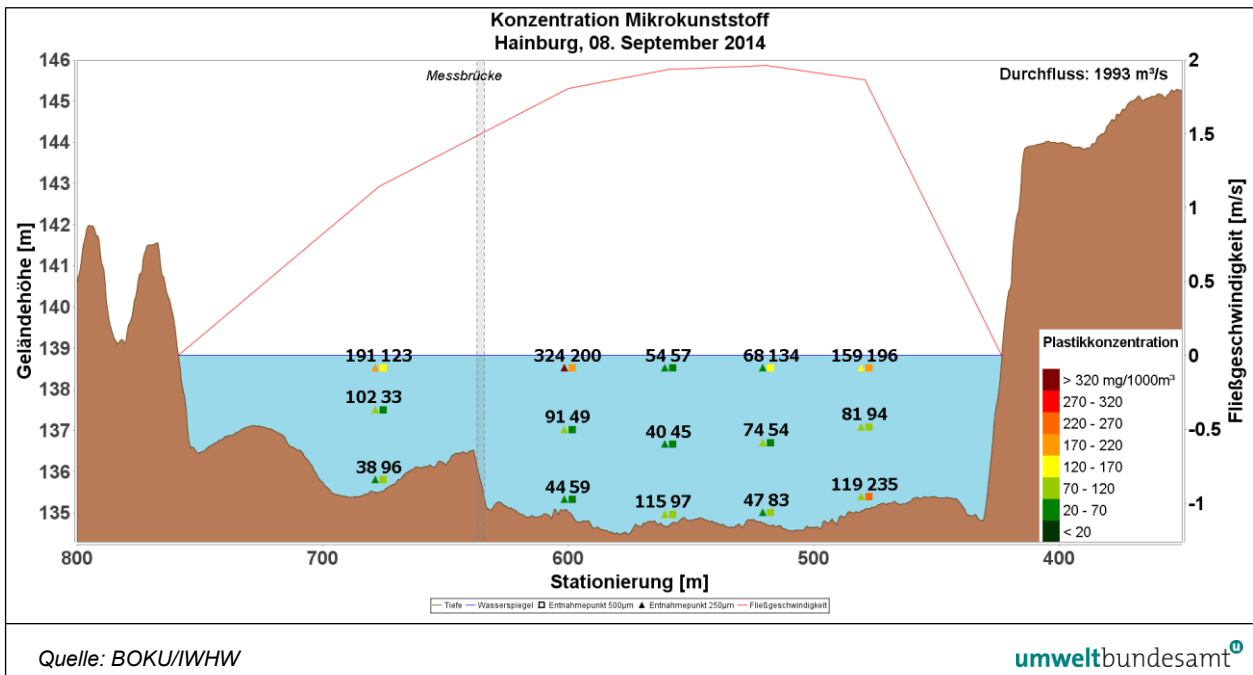


Abbildung 25: Hainburg – Konzentration Mikroplastik pro Messpunkt bei MQ.

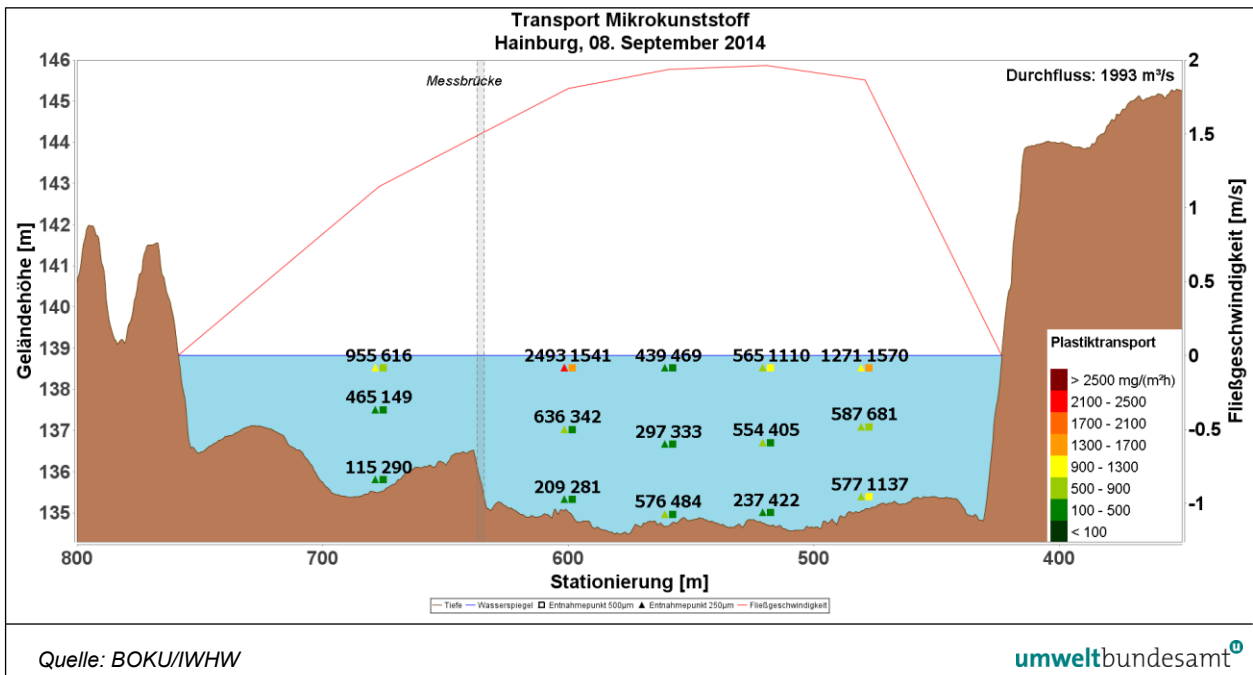


Abbildung 26: Hainburg – Transportrate Mikroplastik pro Messpunkt bei MQ.

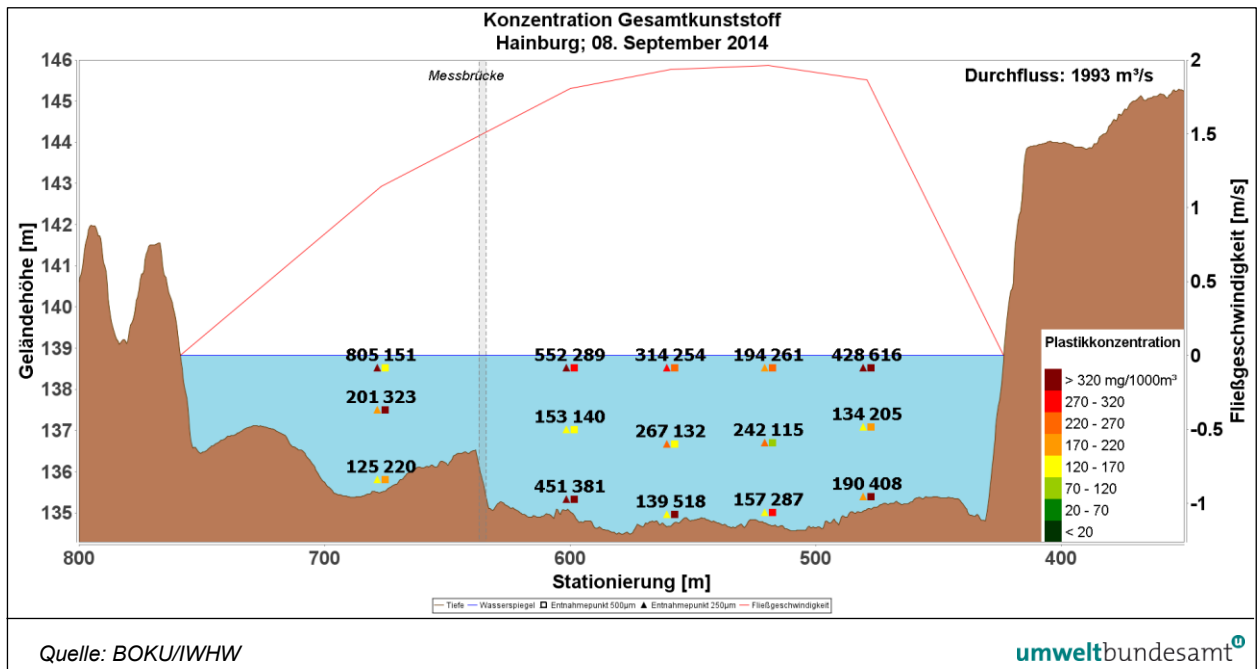


Abbildung 27: Hainburg – Konzentration Gesamtkunststoff pro Messpunkt bei MQ.

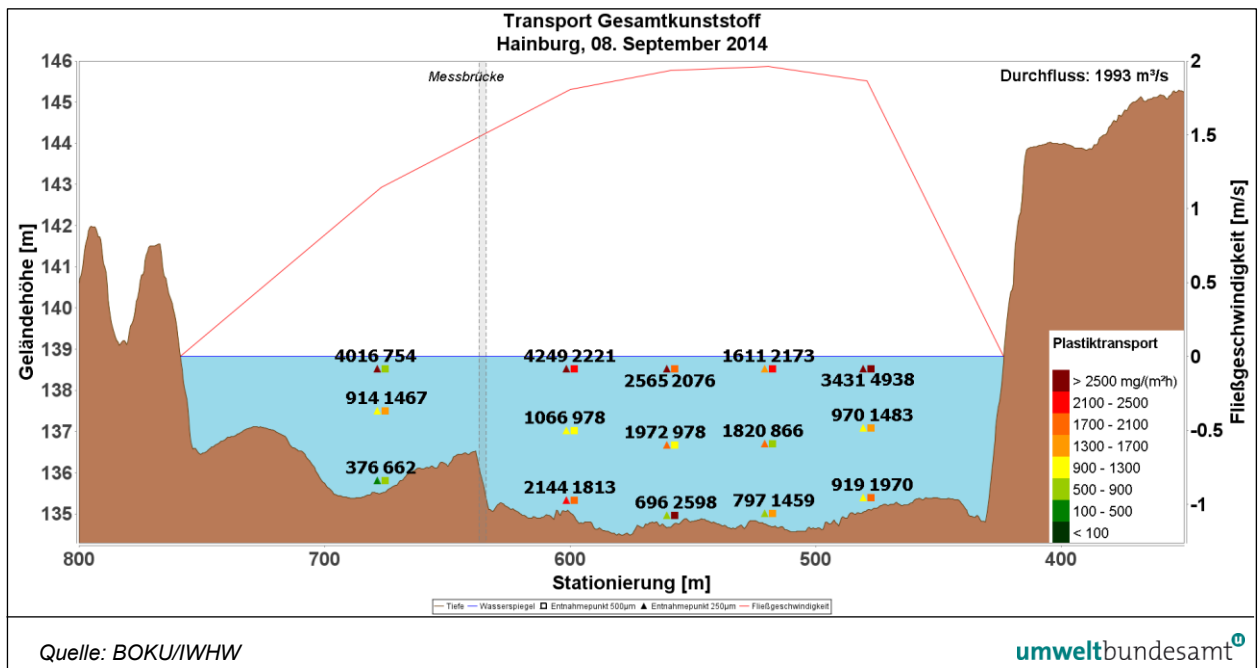


Abbildung 28: Hainburg – Transportrate Gesamtkunststoff pro Messpunkt bei MQ.

Mit Hilfe dieser Darstellungen lässt sich ein guter Überblick über die räumliche Verteilung des Plastiks bekommen.

**Aschach: Schichtung
nach Wassertiefe**

Hierbei spielt die Lage und die flussmorphologische Situation der beiden Messstandorte eine wichtige Rolle: Aufgrund der strömungsberuhigten Situation und der geringen Fließgeschwindigkeiten im Stauraum des Kraftwerks Ottensheim-Wilhering lässt sich in Aschach bis Mittelwasser (MQ) eine deutliche Schichtung der Plastikteilchen über die Wassertiefe erkennen. Es ist sichtbar, dass die meisten Plastikteilchen eine geringere Dichte als Wasser haben und aufschwimmen. Außerdem lässt sich anhand der Darstellung erkennen, dass die Konzentrationen und die Transportraten im Bereich zwischen dem rechten Ufer und dem ersten Brückenpfeiler größer sind als im Rest des Flussprofils (siehe Abbildung 21 bis Abbildung 24).

**Hainburg: geringere
Schichtung**

Im Gegensatz dazu befindet sich die Messstelle in Hainburg im Nationalpark Donauauen in der freien Fließstrecke. Aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeiten und der Turbulenzen lässt sich hier vor allem bei höherem Durchfluss keine eindeutige Tiefenschichtung erkennen. Das transportierte Material ist viel besser über die gesamte Wassersäule verteilt. Dennoch lässt sich auch in Hainburg bei geringerem Durchfluss im strömungsberuhigten Bereich des linksufrigen Bühnenfeldes und des rechten Flussufers eine Tiefenschichtung erkennen (siehe Abbildung 25 bis Abbildung 28).

Aufgrund dieser über das Profil stark schwankenden Konzentrationen und Transportraten lässt sich der Schluss ziehen, dass der Ort der Probennahme ein wichtiges Kriterium darstellt und der Ansatz der Vielpunktentnahme (räumlich verteilte Proben über die Breite und die Tiefe) ausschlaggebend für die Güte der Messergebnisse ist.

Um die einzelnen Messungen bei den unterschiedlichen Durchflussverhältnissen besser miteinander vergleichen zu können, wurden die Plastikkonzentrationen pro Messpunkt über die Wassertiefe gemittelt und für Hainburg in Abbildung 25 und Abbildung 27 sowie für Aschach in Abbildung 21 und Abbildung 23 dargestellt. Es zeigt sich, dass mit steigendem Durchfluss auch die Konzentrationen steigen. Die räumliche Verteilung folgt bei den bisherigen Messungen kaum einem eindeutigen Muster.

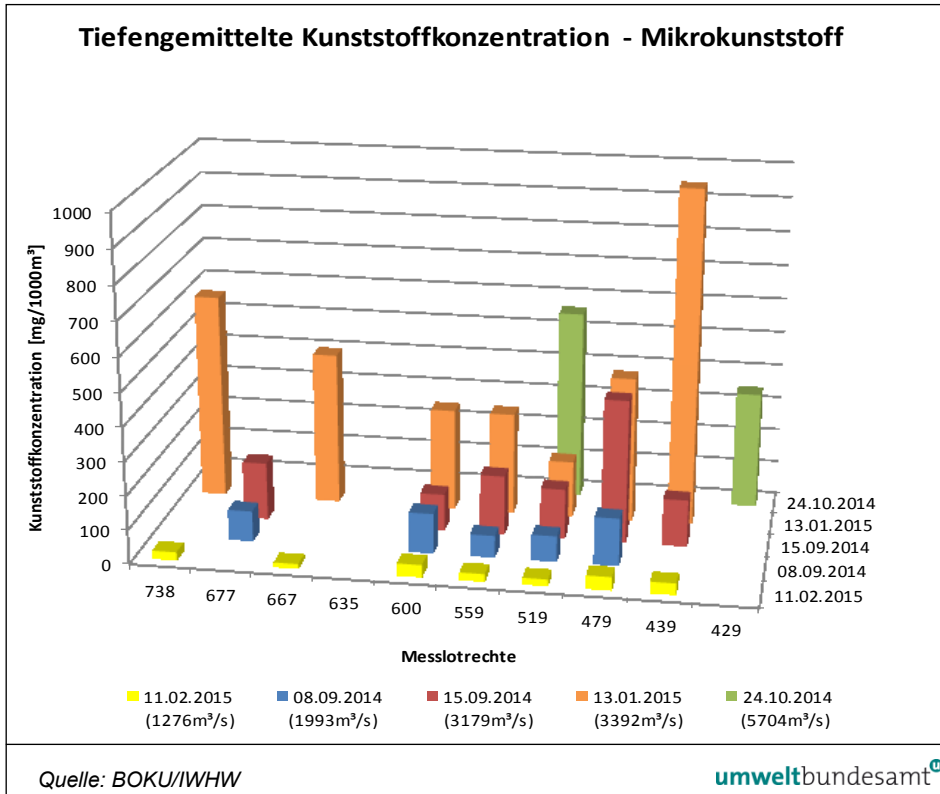


Abbildung 29:
Hainburg – Tiefen-
gemittelte Konzentration
in mg/1.000m³ – Mikro-
kunststoff.

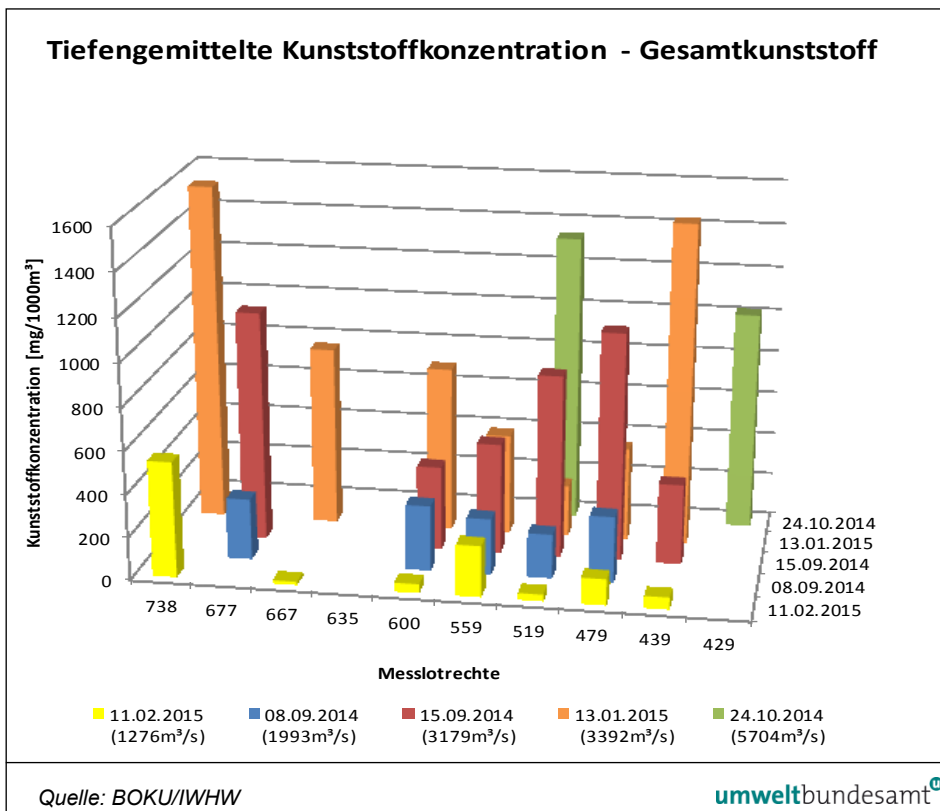


Abbildung 30:
Hainburg – Tiefen-
gemittelte Konzentration
in mg/1.000m³ –
Gesamtkunststoff.

Abbildung 31:
Aschach an der Donau –
Tiefengemittelte
Konzentration in
 $\text{mg}/1.000\text{m}^3$ –
Mikrokunststoff.

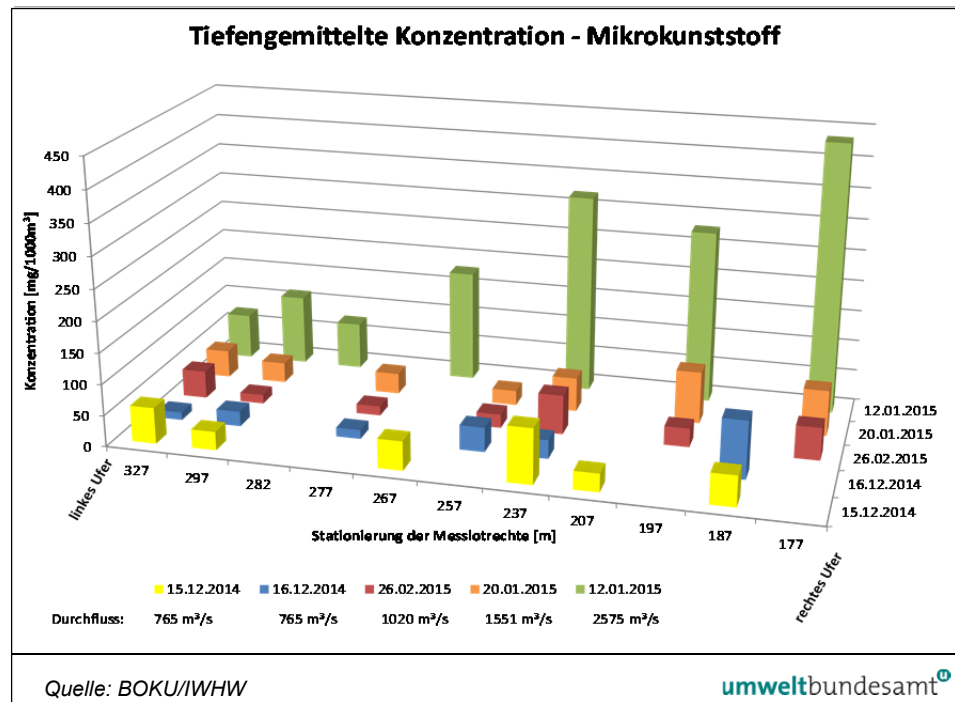
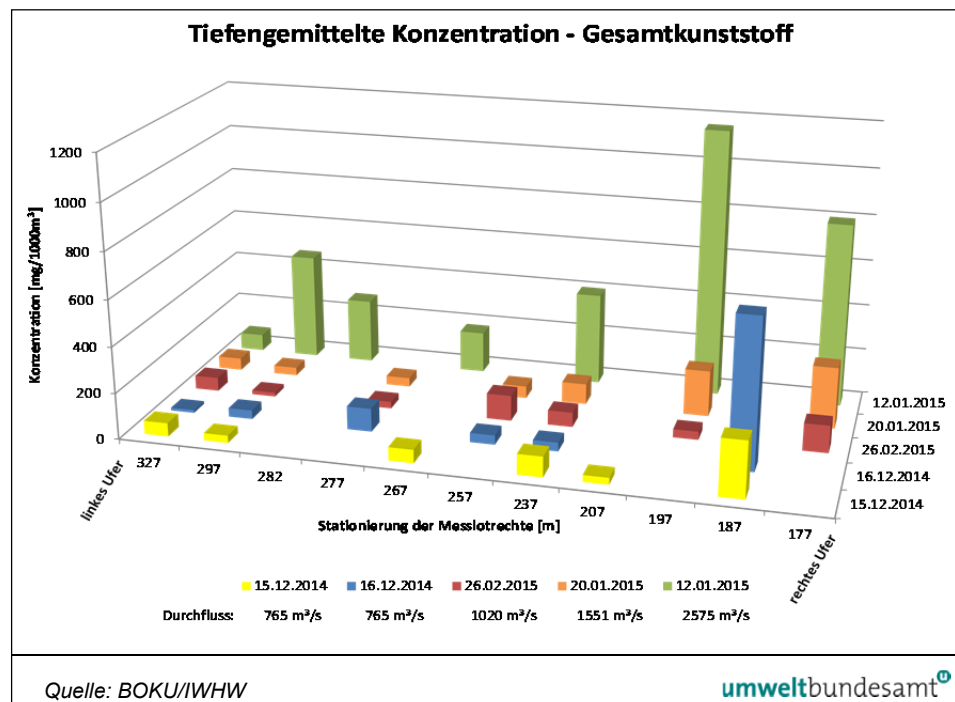


Abbildung 32:
Aschach an der Donau –
Tiefengemittelte
Konzentration in
 $\text{mg}/1.000\text{m}^3$ –
Gesamtkunststoff.



Mit Hilfe des erprobten Auswerteverfahrens für Vielpunktmessungen (siehe Kapitel 2.1.5) kann die Plastiktransportrate $q_{\text{Pl},i}$ pro Mess-Lotrechte berechnet werden. Der Flächeninhalt unterhalb der Verbindungskurve dieser Punkte ergibt den Plastiktransport Q_{Pl} [in g/s] pro Messtag. Die Ergebnisse dieser Auswertemethode werden in Abbildung 29 und Abbildung 30 für Hainburg und in Abbildung 31 und Abbildung 32 für Aschach dargestellt. Hier muss vor allem bei der Hochwassermessung vom 24.10.2014 erwähnt werden, dass der Plastiktrans-

port über das Gesamtprofil aufgrund von technischen Problemen des Lkw nur anhand von Messungen an zwei Lotrechten berechnet wurde und die Ergebnisse daher nur als Richtwerte zu sehen sind.

Eine Übersicht über die Ergebnisse der Transportberechnungen gibt Tabelle 2.

Tabelle 2: Transport und gewichtete mittlere Konzentration pro Messung. (Quelle: BOKU)

Datum	Standort	Durchfluss (m³/s)	Gewichtete mittlere Konzentration (g/1.000m³)	Transport			
				Mikrokunststoff		Gesamtkunststoff	
				(g/s)	(kg/d)	(g/s)	(kg/d)
11.02.2015	Hainburg	1.276	0,029	0,037	3,2	0,127	11,0
08.09.2014	Hainburg	1.993	0,085	0,170	14,7	0,464	40,1
15.09.2014	Hainburg	3.179	0,188	0,598	51,7	2,283	197,2
13.01.2015	Hainburg	3.392	0,428	1,452	125,5	2,583	223,2
24.10.2014	Hainburg	5.704	0,516	2,941	254,1	7,504	648,4
<hr/>							
15.12.2014	Aschach	765	0,057	0,043	3,7	0,077	6,6
16.12.2014	Aschach	765	0,048	0,037	3,2	0,182	15,7
26.02.2015	Aschach	1.020	0,039	0,039	3,4	0,067	5,8
20.01.2015	Aschach	1.551	0,053	0,083	7,1	0,175	15,1
12.01.2015	Aschach	2.575	0,205	0,527	45,5	1,133	97,9

In den folgenden Abbildungen ist der Kunststofftransport in Hainburg für Mikroplastik (siehe Abbildung 33) und für alle Fraktionen (siehe Abbildung 34 dargestellt. Auch hier ist der Anstieg mit dem Donaudurchfluss deutlich zu erkennen, die räumliche Variabilität kann durch die gleichzeitige Darstellung aller Messungen an dieser Messstelle gut gezeigt werden.

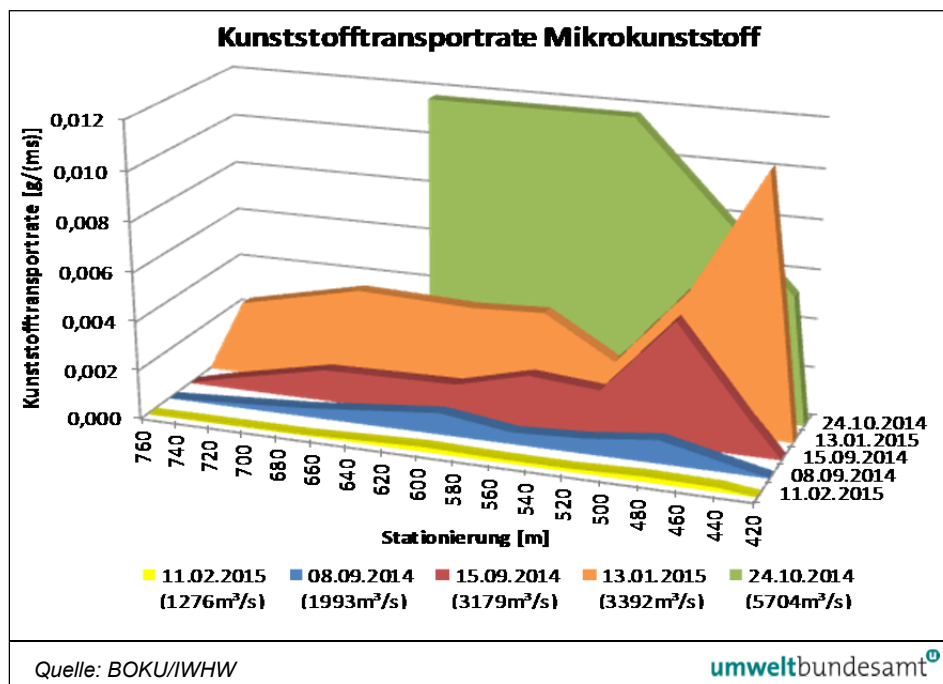
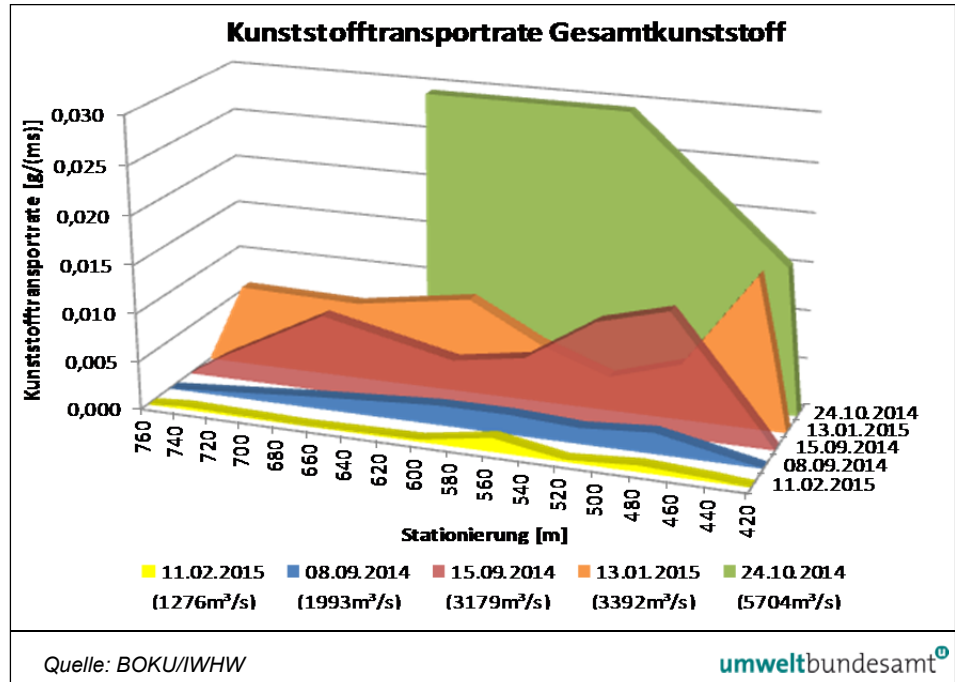


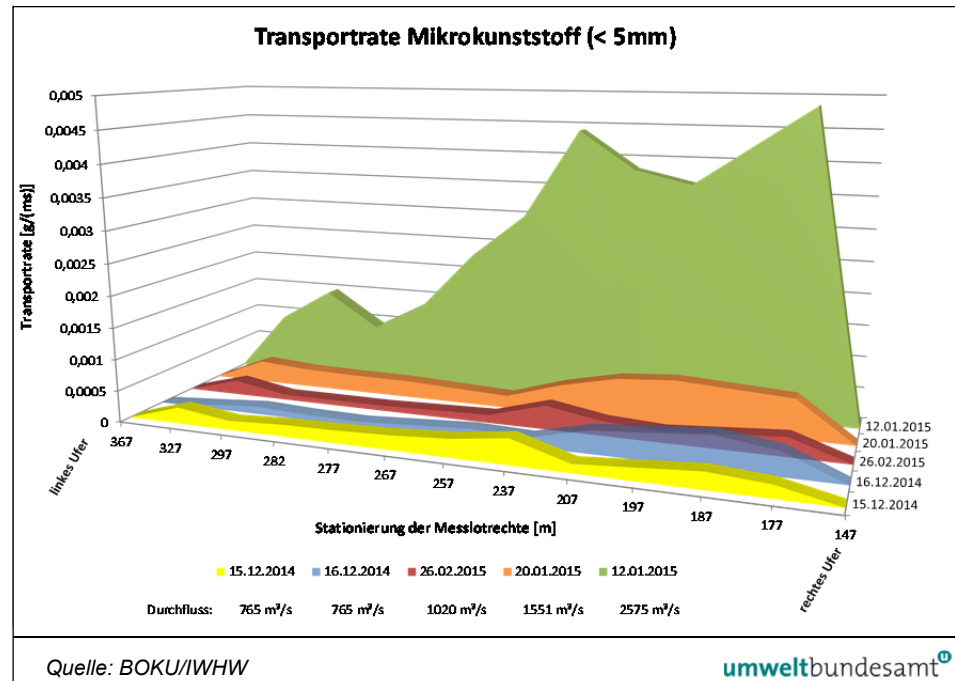
Abbildung 33: Hainburg – Transportrate – Mikrokunststoff.

Abbildung 34:
Hainburg –
Transportrate –
Gesamtkunststoff.



Auch für die Messstelle Aschach wurden die Transportraten aller Messungen in Überblicksgrafiken zusammengeführt. Abbildung 35 zeigt wieder die Ergebnisse für Mikroplastik (< 5 mm), Abbildung 36 zeigt den Transport basierend auf der Auswertung aller Fraktionen.

Abbildung 35:
Aschach an der Donau –
Transportrate –
Mikrokunststoff.



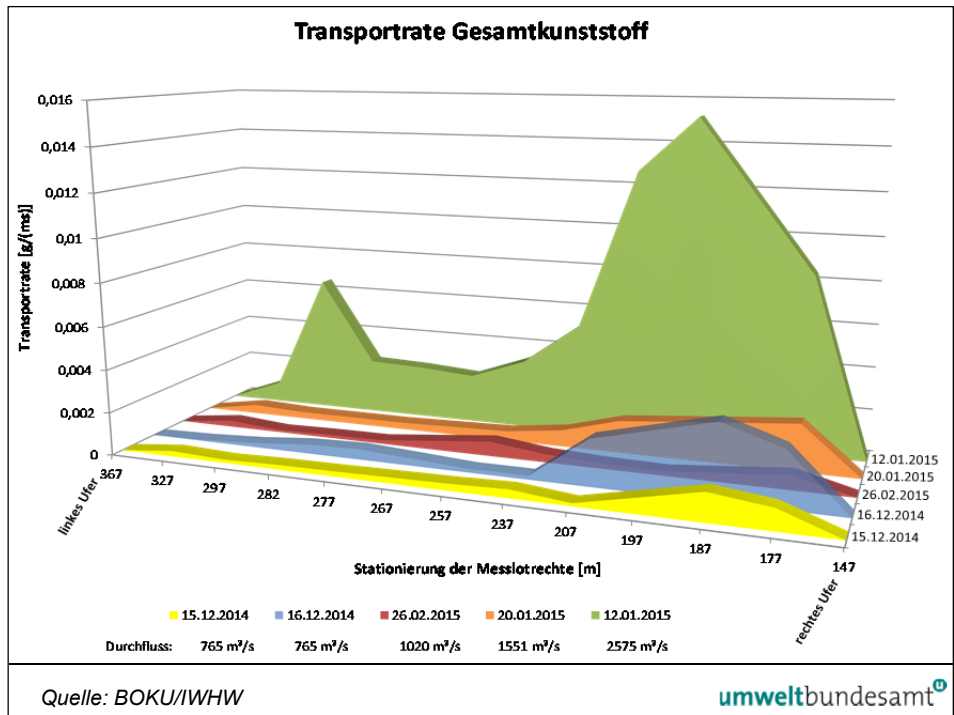


Abbildung 36:
Aschach an der Donau –
Transportrate –
Gesamtkunststoff.

Der Zusammenhang zwischen Donaudurchfluss und Kunststofftransport ist für beide Messstellen in Abbildung 37 dargestellt. Hier ist zu beachten, dass die charakteristischen Durchflüsse der beiden Messstellen aufgrund ihrer Lage im Einzugsgebiet unterschiedlich sind. In Abbildung 38 ist die gewichtete mittlere Kunststoffkonzentration im Zusammenhang mit dem Donaudurchfluss dargestellt. Beide Grafiken verdeutlichen den Anstieg von Transport und Konzentration mit dem Durchfluss. Des Weiteren wird ersichtlich, dass für abgesicherte Aussagen weitere Messungen (speziell bei mittelhohen bis hohen Durchflüssen) durchgeführt werden sollten. Auch sollte beachtet werden, dass fast alle Messungen bisher während der Wintermonate stattgefunden haben. Da ein – mitunter sogar starker – saisonaler Aspekt nicht ausgeschlossen werden kann, wäre auch eine Beprobung während der Sommermonate sehr sinnvoll.

Abbildung 37:
Zusammenhang
zwischen Plastik-
transport (Mikro-
kunststoff und Gesamt-
kunststoff) und
Durchfluss; mittlerer
Durchfluss der
Standorte mittels Linie
gekennzeichnet. Quelle:
BOKU/IWHW

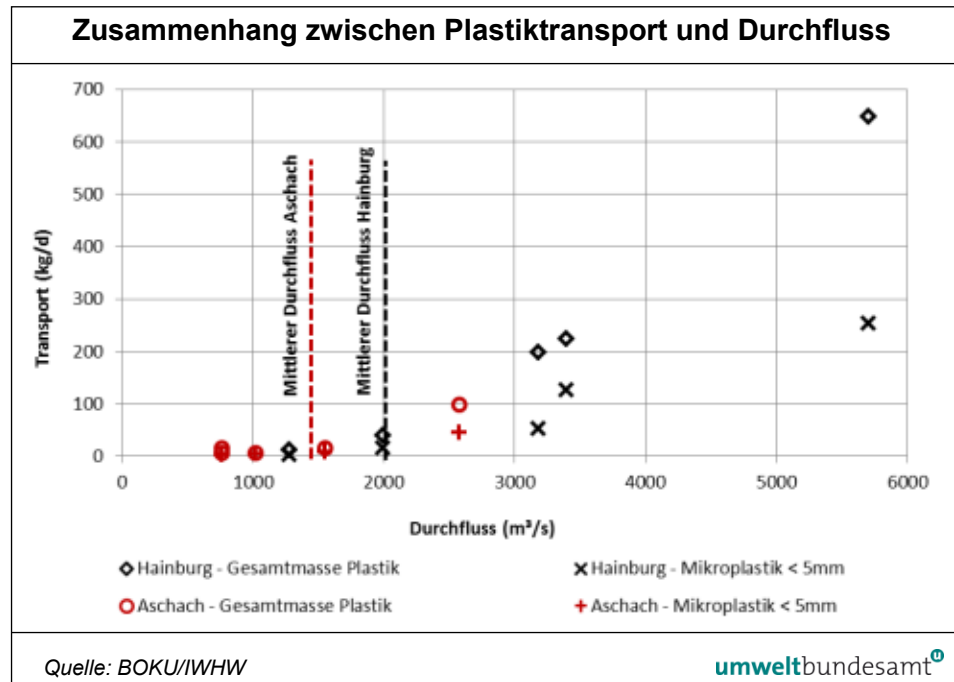
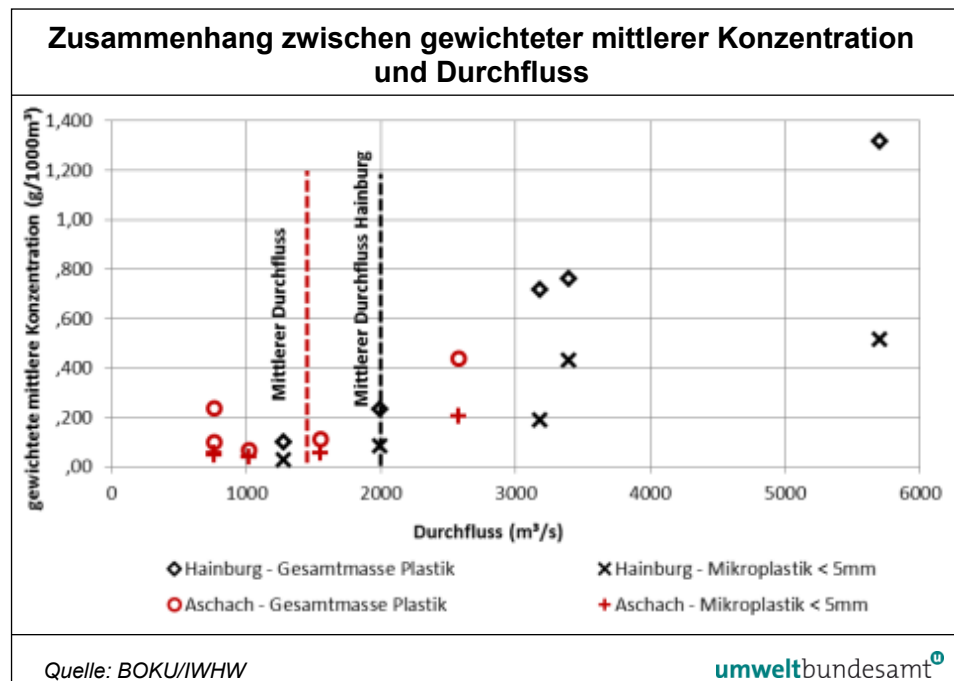


Abbildung 38:
Zusammenhang
zwischen gewichteter
mittlerer Konzentration
und Durchfluss; mittlerer
Durchfluss der
Standorte mittels Linie
gekennzeichnet.



LECHNER & KECKEIS (2014) schätzten den Transport in Hainburg auf rund 338 kg pro Tag, ausgehend von 3,91 g/s für Mikroplastik > 500 µm. In der folgenden Tabelle sind die Transportraten von Hainburg und Aschach auf Basis der Daten der Messreihe einander gegenübergestellt. Es fällt auf, dass die gemessenen Werte deutlich unter den Ergebnissen von LECHNER & KECKEIS (2014) liegen – wohl auch, weil sich die Probennahmen damals rein auf den Uferbereich beschränkten und dann auf das Querprofil hochgerechnet wurden. Aufgrund der durch die Studie gewonnenen Erkenntnisse bezüglich Quer- und Tiefenverteilung kann der daraus entstehende Fehler groß sein.

Allgemein zeigt sich, dass sich bei RNQ ein ähnlicher Plastiktransport für beide Messstellen einstellt. Bei höheren Durchflüssen steigt der Plastiktransport jedoch signifikant an und die Transportrate erreicht in Hainburg einen zwei- bis dreifach höheren Wert als in Aschach (siehe Tabelle 3).

Es handelt sich bei den Ergebnissen allerdings um erste Zahlen, wodurch Ausreißer noch schwer zu identifizieren sind und die Streuung der Werte noch nicht aussagekräftig ist. Zur Konkretisierung sind weitere Messungen nötig.

Tabelle 3: Vergleich des Plastiktransportes zwischen den Messstellen. (Quelle: BOKU)

Durchfluss (m ³ /s)	Mikroplastik			Gesamtplastik		
	Transport Aschach (kg/d)	Transport Hainburg (kg/d)	Vergleich Hainburg zu Aschach	Transport Aschach (kg/d)	Transport Hainburg (kg/d)	Vergleich Hainburg zu Aschach
ca. RNQ	3,7 / 3,2	3,2	ähnlich	6,6/15,7	11,0	ähnlich
RNQ bis MQ	3,4	--	--	5,8	--	--
MQ	7,1	14,7	2-fach	15,1	40,1	2,5-fach
MQ bis HQ ₁	45,5	51,7/125,5	bis annähernd 3-fach	97,9	197,2/223,2	2-fach
HQ ₃	--	254,1*	--	--	648,4*	--

* abgeschätzter Wert aufgrund geringer Anzahl an Lotrechten

Messstelle	Durchfluss (m ³ /s)				
	RNQ	MQ	HSQ	HQ ₁	HQ ₃
Aschach an der Donau	755	1.450	3.530	4.000	4.280
Hainburg	980	1.930	5.130	5.300	5.700

Tabelle 4:
Charakteristische Durchflüsse für Aschach und Hainburg.
(Quelle: BOKU)

Um aus dem Plastiktransport nun auf die Fracht schließen zu können, muss der Plastiktransport in Beziehung zum Durchfluss gebracht werden. Dafür werden unterschiedliche Ausgleichsfunktionen durch die Datenpunkte eines Transport-Durchfluss-Diagramms gelegt. Abbildung 39 und Abbildung 40 zeigen diese Diagramme für Hainburg für Mikroplastik bzw. für alle Fraktionen. Es wurden jeweils eine polynomische, eine sigmoide und eine Potenzfunktion angepasst.

Abbildung 39:
Hainburg –
Ausgleichsfunktionen
Mikroplastik;
Durchflussspanne:
1.500–3.000 m³/s.

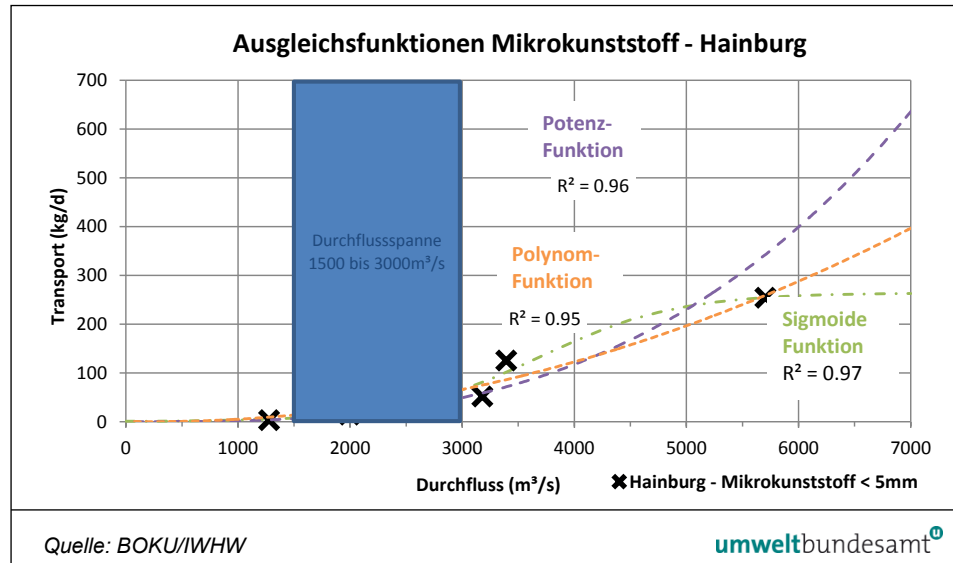
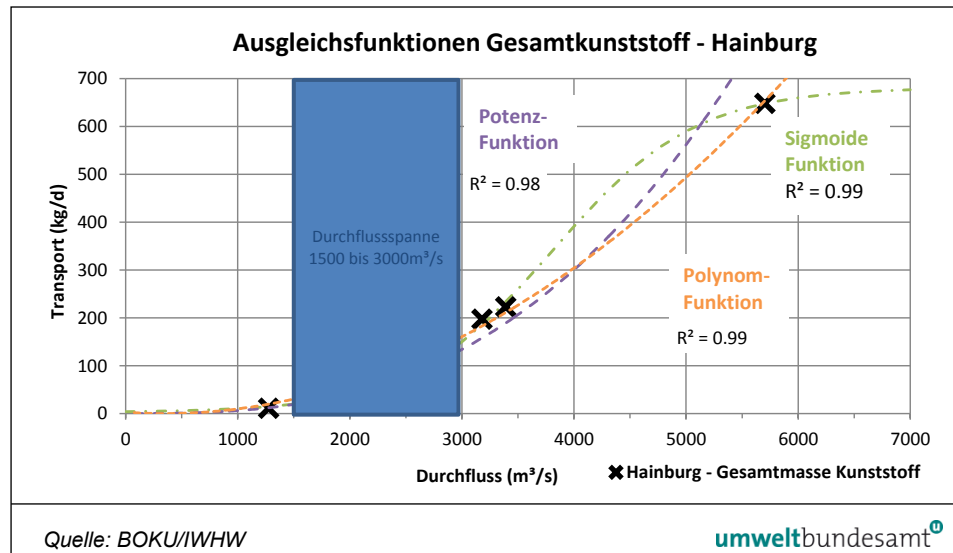


Abbildung 40:
Hainburg – Ausgleichs-
funktion Gesamtplastik;
Durchflussspanne:
1.500–3.000 m³/s.



Zu erkennen ist, dass im Falle der Messungen in Hainburg die Potenzfunktion die (häufiger gemessenen) niedrigeren Transportwerte gut erfasst, die Werte bei höheren Durchflüssen aber eher überschätzt. Die Polynomfunktion gleicht diesen Effekt durch eine geringe Überschätzung der niedrigeren Transportwerte aus. Beide Funktionen sind jedoch nach oben hin unbegrenzt. Dies wird durch Anpassung einer sigmoiden Funktion behoben. Durch die geringe Anzahl an Messungen und das Fehlen eines Sommeraspektes kann aber noch keine definitive Aussage über den tatsächlichen Verlauf der durchflussabhängigen Transportfunktion getroffen werden.

Auch für die Datenpunkte der Aschach-Messungen wurden Ausgleichsfunktionen angepasst. Abbildung 41 zeigt die Auswertung für Mikroplastik, Abbildung 42 für alle Fraktionen (Gesamtplastik).

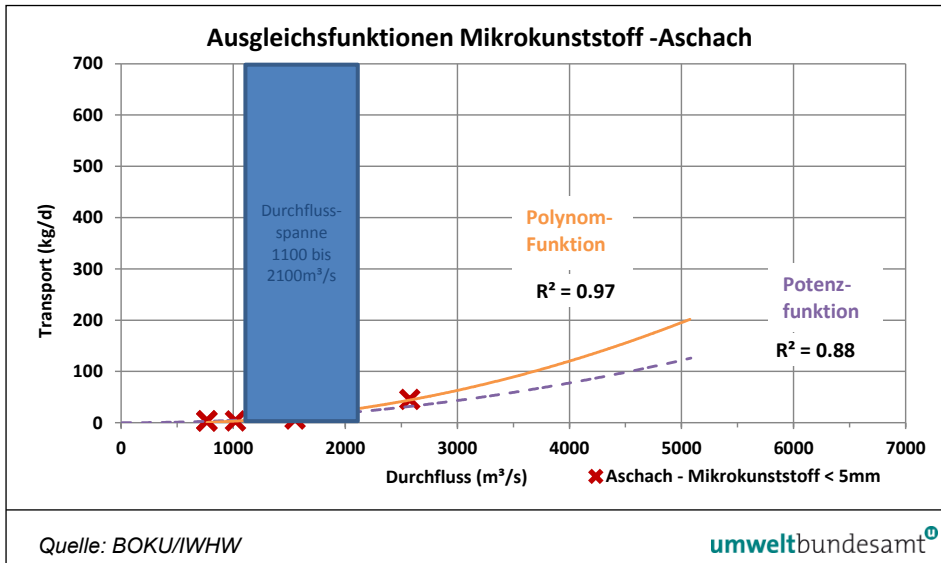


Abbildung 41:
Aschach – Ausgleichs-
funktionen Mikro-
kunststoff (< 5 mm);
Durchflussspanne:
1.100–2.100 m³/s.

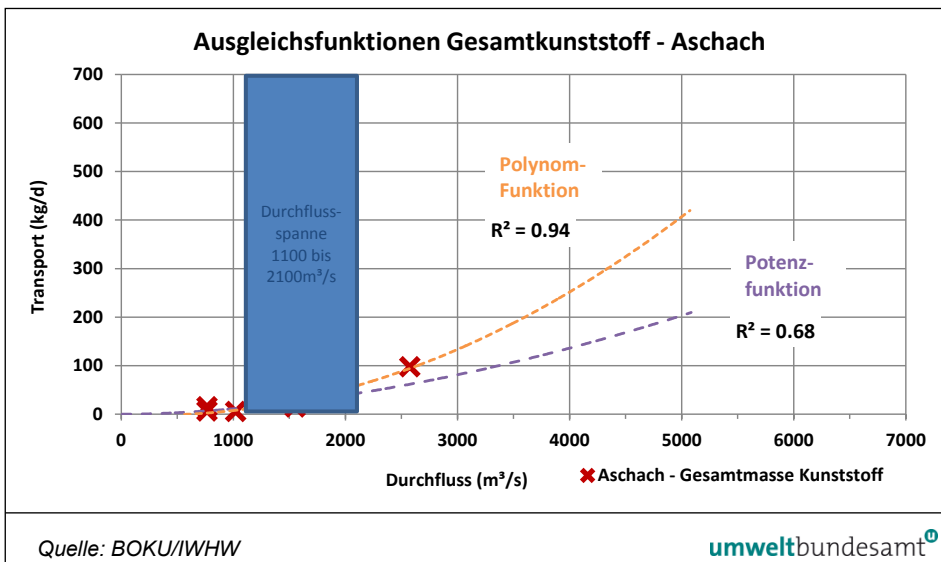


Abbildung 42:
Aschach – Ausgleichs-
funktionen Gesamt-
kunststoff;
Durchflussspanne:
1.100–2.100 m³/s.

Am Standort Aschach konnte im zur Verfügung stehenden Messzeitraum kein Hochwasserereignis beprobt werden. Eine abgesichertere Funktion lässt sich erst nach weiteren Messungen bei unterschiedlichen (eventuell höheren) Durchflüssen anpassen.

Um den Schwankungsbereich des Plastiktransportes angeben zu können, wird für Aschach ein Durchflussbereich von 1.100 bis 2.100 m³/s und für Hainburg ein Bereich von 1.500 bis 3.000 m³/s festgelegt (siehe Abbildung 39 bis Abbildung 42). Diese Durchflussspanne wurde auf Basis der jeweiligen Überschreitungsdauerlinie (Datenreihe Anfang 2009 bis Ende 2014) aus den Werten für Mittelwasser +/- 25 % abgeleitet. Abflüsse unter- oder oberhalb der angegebenen Durchflussbereiche kommen hydrologisch betrachtet selten vor.

Somit liegt der Kunststofftransport für Mikroplastik in Aschach bei durchschnittlichen Durchflüssen (Durchflussspanne) zwischen 6 kg und 40 kg pro Tag und in Hainburg zwischen 6 kg und 66 kg pro Tag. Hinsichtlich Gesamtplastik liegen die Werte in Aschach bei 10 kg bis 59 kg pro Tag und in Hainburg bei 7 kg bis 161 kg pro Tag.

Mit Hilfe der Transportfunktionen und der Jahresganglinien von 2009 bis 2014 kann nun die Plastikfracht pro Standort und Jahr abgeschätzt und in Abbildung 43 und Abbildung 44 dargestellt werden.

Abbildung 43:
Jahresfracht
Mikroplastik.

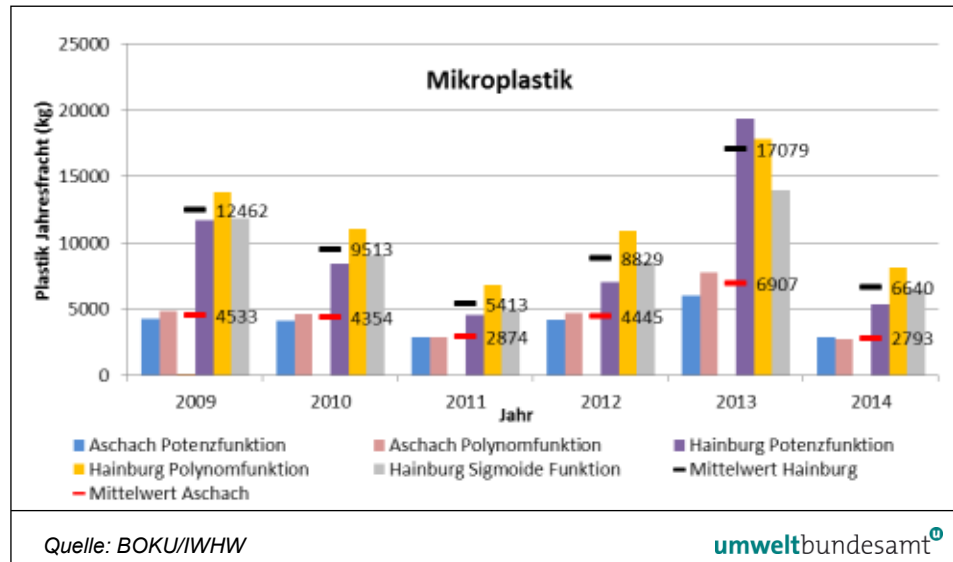
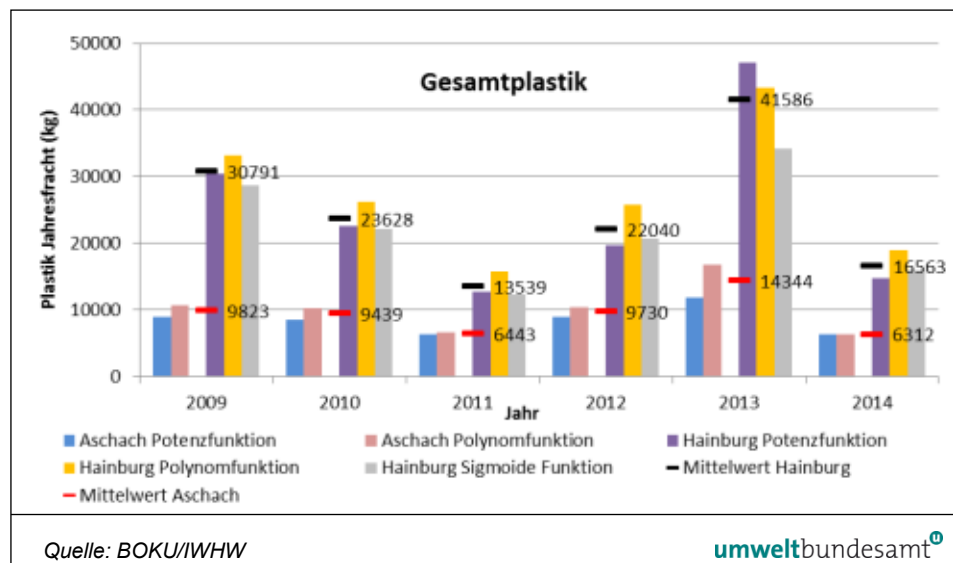


Abbildung 44:
Jahresfracht
Gesamtplastik.



höhere Frachten in Hainburg

Für den Zeitraum von 2009 bis 2014 liegt die Plastikfracht in Hainburg jahresabhängig beim 2- bis 3-fachen Wert von Aschach.

Die Jahresfracht für Mikroplastik liegt im betrachteten Zeitraum in Aschach bei < 7 t/a und in Hainburg bei < 17 t/a. Bei Betrachtung des gesamten Kunststoffes liegt der Wert für die Jahresfracht in Aschach bei 14 t/a und in Hainburg bei 41 t/a.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist das Hochwasser im Jahr 2013 zu beachten, wodurch es zu einer vergleichsweise hohen Plastikfracht gegenüber den Vorjahren gekommen ist.

3.2 Ergebnisse der Messungen am Ablauf der Fa. Borealis

Um den Kunststoffanteil im Ablauf der Fa. Borealis erfassen zu können, wurden an fünf Messtagen je vier bis elf Einzelmessungen durchgeführt. Aufgrund der Jahreszeit war es aber nur an zwei Tagen möglich, auch bei den angestrebten nassen Witterungsbedingungen zu messen, ein Starkregenereignis blieb aus (siehe Tabelle 5).

Datum	Mittlerer Durchfluss [m ³ /min]	Messzeit gesamt [min]	Witterung	Anzahl der Messungen	Kunststoff Pellets [g]	Anzahl Pellets
27.11.2014	10,89	147	trocken	4	0,66	72
04.12.2014	10,95	163,92	trocken	7	0,93	64
29.01.2015	10,52	234,0	trocken	10	36,33	1.545
06.02.2015	10,64	134,5	schwacher Regen	11	3,11	214
24.02.2015	12,11*	206,0	Regen	11	16,39	1.283

* Messwert vom 25.02.2015

Tabelle 5:
Überblick über die Borealis-Messungen.
(Quelle:
Umweltbundesamt)

Im Anhang ist die zeitliche Variabilität des Kunststofftransports detailliert über den jeweiligen Messtag abgebildet. Bei der Auswertung stellte sich heraus, dass neben den offensichtlichen Plastikpellets ein mengenmäßig erheblicher Anteil an Plastikflusen anfällt. Es handelt sich hierbei um kleinste Plastikfäden, die in der angeführten Methodik nur qualitativ und nicht quantitativ bestimmt wurden. Die Fa. Borealis arbeitet mit der TU Graz und TU Wien an der Etablierung einer geeigneten Messmethode zur Erfassung feinstofflicher Kunststofffracht („Fines“). Alle zur Verfügung stehenden Analysemethoden werden in der Kooperation mit beiden Universitäten eingesetzt.⁴

Wie in Kapitel 2.2.5.2 beschrieben, können aus den einzelnen Messergebnissen die Tagesfracht [in kg/d] und die Anzahl der Pellets pro Messtag berechnet werden (siehe Tabelle 6).

Datum	Transport		Anzahl	
	[g/min]	[kg/d]	[-/min]	[-/d]
27.11.2014	0,004	0,01	0,49	705
04.12.2014	0,006	0,01	0,39	562
29.01.2015	0,155	0,22	6,60	9.507
06.02.2015	0,023	0,03	1,59	2.291
24.02.2015	0,080	0,11	6,23	8.968

Tabelle 6:
Fa. Borealis – Transport und Teilchenzahl pro Messtag. (Quelle:
Umweltbundesamt)

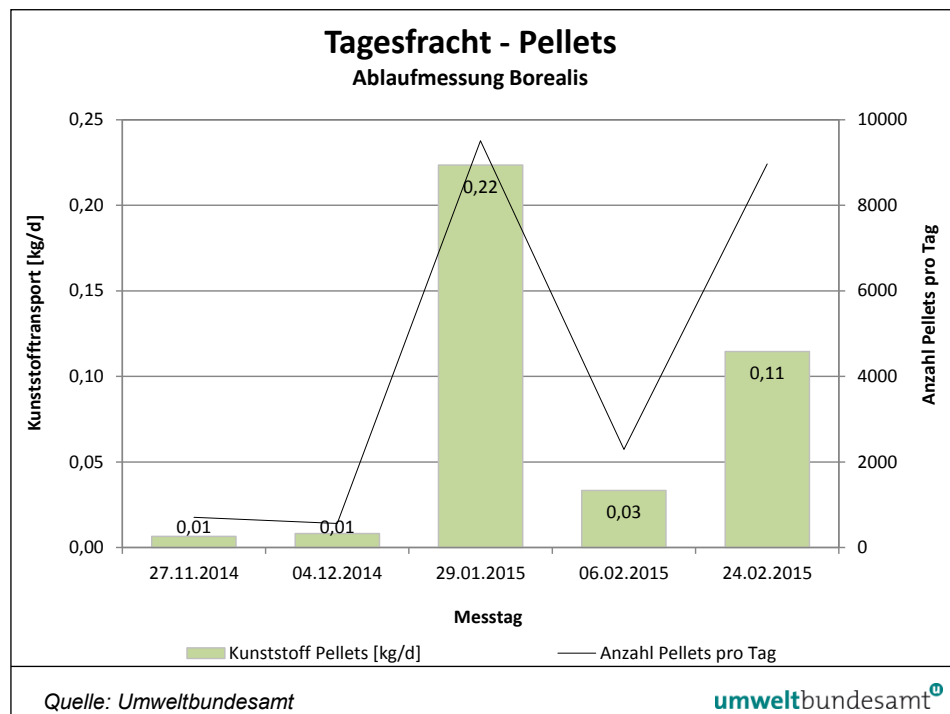
⁴ Mitteilung Borealis am 1. Juli 2015

Ergebnisse Die Darstellung der Tabellenwerte in Abbildung 45 dient zur leichteren Interpretation der Ergebnisse. Es zeigt sich, dass bei den Messungen am 27.11.2014 und am 04.12.2014 bei trockener Witterung und bei der Messung vom 06.02.2015 (leichter Niederschlag) annähernd gleich viele Kunststoffpellets transportiert wurden. Selbiges gilt auch für den Kunststofftransport.

Aufgrund des absoluten Maximums im Kunststofftransport bzw. in der Anzahl der gefangenen Pellets, liegen die extrapolierten Tageswerte für den 29.01.2015 weit über den anderen Messtagen.

Bei der Messung vom 24.02.2015, die vollständig bei Regen durchgeführt wurde, lässt sich ein Anstieg in der Anzahl der transportierten Pellets erkennen. Es handelt sich hierbei vorwiegend um kleinere Teilchen, die wenig Einfluss auf die transportierte Masse haben. Dennoch liegt der Kunststofftransport weit über den drei Messungen, die bei Trockenwetter durchgeführt wurden.

Abbildung 45:
Fa. Borealis –
Tagesfracht und Anzahl
der Pellets gesamt
pro Messtag.



Von Seiten der Borealis Polyolefine GmbH werden zahlreiche Maßnahmen getroffen, um den Anteil an Kunststoffpartikeln im Ablauf so gering wie möglich zu halten (siehe auch Kapitel 3.4.3.3). Im Zuge der Messungen wurde festgestellt, dass es im Bereich des Lochblechs zu einer Auskolkung gekommen ist. Dieser Defekt am Ablaufkanal wurde am 29.6.2015 behoben, womit die ordnungsgemäße Funktion des Lochblechs wiederhergestellt wurde⁵ (siehe auch Kapitel 2.2.1). Der darauf folgende Ölabscheider in der Schwechat dient nur bedingt als Rückhalt für aufschwimmende Pellets.

⁵ Schriftliche Mitteilung Borealis am 1. Juli 2015

Bei den Messungen wurde der komplette Kanalquerschnitt beprobt und es konnten somit alle Partikel mit einem Durchmesser > 250 µm sauber erfasst werden. Aufgrund der Bildung eines Filterkuchens am Messnetz wurden aber auch Partikel kleineren Durchmessers – wie z. B. Kunststoffflusen – gefangen. Da der Anteil dieser Fraktionen mit der verwendeten Methodik jedoch nicht eindeutig quantifiziert werden kann, wurden Partikel < 250 µm Durchmesser bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Anteil-, mengen- und massenmäßig liegen diese Fraktionen jedenfalls über jenen der Kunststoffpellets. Diesem Befund wird weiter nachgegangen.

Anhand der Messergebnisse lässt sich erkennen, dass der Kunststofftransport bei Regenwetter tendenziell höher ist als bei Trockenwetter. Des Weiteren ist festzustellen, dass die Anzahl der Pellets und der Transport an Kunststoffpartikeln über den Tag gesehen starken Schwankungen unterliegen, wobei es immer wieder zu Extremwerten kommen kann, die zumindest im Rahmen der durchgeführten Messungen auch bei Trockenwetter deutlich über den höheren Werten der Messungen bei Niederschlag liegen. Eine eindeutige Zuordnung, ob die innerbetriebliche Durchflussschwankung, der Niederschlag oder beide Prozesse für eine höhere Fracht verantwortlich zeichnen, müsste bei weiteren Messungen geklärt werden.

klimatische und tageszeitliche Schwankungen

In der vorliegenden Studie wurde an 5 Tagen eine Erfassung von Kunststoffpartikeln im Ablauf der Reinwasserkanalisation durchgeführt. Die Messungen wurden bei Trocken- und bei Regenwetter durchgeführt. Die ermittelten Tagesfrachten für Kunststoffpartikel liegen zwischen 0,01 und 0,22 kg/d (siehe Tabelle 6).

Zur Überprüfung der Einhaltung der wasserrechtlichen Genehmigung (Konsens) werden die ermittelten Tagesfrachten mit der bewilligten Emission von abfiltrierbaren Stoffen (AfS) verglichen. Für die Anlagenreinigung wurde eine Abwassermenge von 550 m³/d mit einem Grenzwert für die abfiltrierbaren Stoffe von 30 mg/l bewilligt. Die abfiltrierbaren Stoffe sind im Sinne der branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnung Kunststoffe (AEV Kunststoffe) zu 100 % Kunststoffpartikel. Demnach ergibt sich eine zulässige Tagesfracht von 16,5 kg Feststoff in Form von Kunststoff bei Trockenwetter. Für den Regenwetterfall ist zu dieser Fracht noch die Fracht von belasteten Produktions- und Manipulationsflächen zu addieren. Bei den Untersuchungen der gegenständlichen Studie wurde die bewilligte Emission von Kunststoff für den Trockenwetterfall – auch bei Regenwetter – deutlich unterschritten. Eine Ermittlung der zulässigen Emission von den belasteten Produktions- und Manipulationsflächen für den Regenwetterfall ist somit nicht erforderlich.⁶

wasserrechtliche Genehmigung

Zusammenfassend wird der Konsens (wasserrechtliche Genehmigung) für die abfiltrierbaren Stoffe im Sinne der AEV Kunststoffe bei den gegenständlichen Untersuchungen deutlich unterschritten.

Je nach Durchfluss in der Donau und der betrachteten Fraktion liegt der Anteil der Pellets aus dem Ablauf der Fa. Borealis zwischen 0,02 % und 4 % (Mikrokunststoff) bzw. 0,01 % und 3 % bei Betrachtung des Gesamtkunststoffes.

⁶ Schriftliche Mitteilung, Ref. Gewässeraufsicht, Abt. Wasserwirtschaft, Amt d. NÖ Landesregierung, 20.07.2015

Da aufgrund von betriebsinternen Umstellungen eine zeitlich hochaufgelöste Durchflussmessung nicht – wie geplant – möglich war, sollte diese für weitere Messungen vorgesehen werden, um Erklärungen für die über den Tag hinweg stark schwankenden Transportraten zu finden.

3.3 Identifikation der Kunststoffe

Kunststoffe bzw. Kunststoffteile werden mittels ATR-IR (Attenuated Total Reflection Infrared Spectroscopy) analysiert. Partikel mit Durchmessern von mehr als 2 mm (im Einzelfall auch kleiner) wurden untersucht; mittels Spektrenbibliothek wurden die zugrunde liegenden Kunststoffanteile identifiziert.

Klassifizierung der Kunststoffe

Kunststoffe aus den Donauproben werden in die folgenden Klassen aufgeteilt und beschrieben:

- Bruchstücke
- Film/Folie
- Faser
- Schaumstoff
- Pellet

Die Kunststoffteilchen wurden fotografisch erfasst und am Foto ausgezählt.

Ergebnisse

Die Auswertungen ergaben die folgenden Ergebnisse:

- Die Proben sind stark mit natürlichem Material vermengt; die Aussortierung von Kunststoffen ist eine große Herausforderung.
- Die Zusammensetzung und Menge der Kunststoffe in den einzelnen Proben streut sehr. Teilweise gibt es stark unterschiedliche Probenzusammensetzungen in benachbarten, zeitgleich exponierten Driftnetzen.
- Pellets können eindeutig industrieller Herkunft zugeordnet werden. Sie stammen entweder aus der Produktion bzw. Verarbeitung oder gelangen auf dem Transportweg durch Verlust oder Spülung des Transportbehälters in die Umwelt. In Aschach wurden rund 4 %, in Hainburg rund 10 % der Partikelmasse als Pellets identifiziert.
- Einzelne Kunststoffpartikel sind in fast allen gezogenen Proben zu finden. Sie haben linsenförmige Gestalt (Flakes), sind grün und weisen Anzeichen auf, die sowohl auf spanabhebende wie thermische Entstehungsprozesse hinweisen. Der Massenanteil der Flakes beträgt in Aschach 2,1 %, in Hainburg 2,8 %. Ihre Herkunft konnte bislang nicht geklärt werden.
- Einzelne Partikel zeigen Verwitterungserscheinungen und deuten auf einen langen Verbleib in der Umwelt hin.
- Bruchstücke (sekundäres Mikroplastik) machen mehr als die Hälfte der beprobten Partikel aus. Sie sind durch Bruch- oder Risskanten gekennzeichnet und entstanden augenscheinlich aus größeren Produkten.
- Am Ufer der Donau wurden Kunststoffabfälle gefunden, die teils bereits verwittert sind und augenscheinlich sekundäres Mikroplastik gebildet haben.

3.3.1 Analyse der 41 µm-Fraktion

Die gewonnenen Proben der Fraktion > 41 µm wurden aufgearbeitet und in Teilschritten mittels Stichproben mit dem Infrarot-Mikroskop überblicksmäßig gescannt. Einzelne Teilpartikel wurden genauer untersucht, um die Art des zugrunde liegenden Materials der Partikel zu bestimmen. Es folgte der Vergleich mit Spektrenbibliotheken zur Identifikation des Kunststoffes.

Nur eine kleine Anzahl der Teilchen bestand aus Kunststoff. Dieser Anteil wird mit kleiner 1 % angegeben. Der weitaus größte Anteil der Stichproben bestand aus natürlichem Material (Schwebstoff, Sediment), an dem die Kunststoffpartikel angelagert waren.

**vorwiegend
natürliches Material**

3.4 Eintragspfade

3.4.1 Abfallströme, die Kunststoffe enthalten, und Abfallmanagement

Aus dem Bereich Endverbrauch gelangen Kunststoffe durch Littering und andere Freisetzungspfade in die Umwelt.

Unter Littering ist das Phänomen des Abfallanfalls außerhalb der ordentlichen bzw. ordnungsgemäßen Entsorgungsschienen zu verstehen (ECO-CONSEIL 2009). Als Pfad für die Freisetzung von Kunststoffabfällen durch KonsumentInnen in die Umwelt durch Littering kommt in erster Linie das „Verlieren“ von Kunststoff- und Verbundverpackungen für Nahrungs- und Genussmittel während bzw. kurz nach dem Konsum der Nahrungs- und Genussmittel

Littering

- auf öffentlichen Verkehrsflächen (HEEB et al. 2004) oder deren unmittelbarer Umgebung,
- entlang von Wanderwegen oder
- während Freiluftveranstaltungen

in Frage.

Des Weiteren werden Kunststoffe in Form von verbrauchten Hygieneprodukten die Toilette hinuntergespült (AWV EISENSTADT 2012).

Zusätzlich werden Kunststoffe durch eine unsachgemäße Verwendung von Kunststoffprodukten freigesetzt. Zum Beispiel können Folien bei langer Nutzungsdauer durch die Witterung zersetzt werden oder Kunststoffstäube durch die unsachgemäße Bearbeitung von Wärmedämmplatten freigesetzt werden.

3.4.1.1 Kunststoffströme im Abfallaufkommen

Basierend auf den im Statusbericht zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BMLFUW 2014) für 2012 gemeldeten Abfallströmen und verschiedenen Literaturangaben zum Kunststoffanteil der Abfallströme (ART 2014, BDSV 2012, BREER 2007, IJU & SAUBERMACHER 2014, MARK et al. 1998, NIEMCZYK & WÜNSCHE 2004, PLADERER et al. 2002, 2004, PLASTICSEUROPE 2014, SCHELKER & GEISSELHARDT 2011, SCHNEIDER & LEBERSORGER 2009, 2011, UMWELTBUNDESAMT 2009b, VERBUND 2006, VKE 2003, VOGEL et al. 2009, WIKIPEDIA 2012, 2014) wurde abgeschätzt,

**875.000 t Kunststoff
im Abfall im Jahr
2012**

dass die österreichischen Primärabfälle im Jahr 2012 rund 875.000 t an Kunststoffen enthielten. Davon sind rund 364.000 t in Abfallströmen enthalten, die überwiegend aus Kunststoff bestehen, der Rest in Abfallströmen, die aus Materialgemischen bestehen.

**0,8%ige Steigerung
jährlich**

Für das Jahr 1994 waren die Kunststoffströme in den österreichischen Primärabfällen mit 760.000 t bestimmt worden (FEHRINGER & BRUNNER 1997). Im Zeitraum 1994–2012 ist somit das Aufkommen der Kunststoffe in den Primärabfällen um durchschnittlich 0,8 % pro Jahr gestiegen.

Kunststoffinput

Österreich setzte in den Produktions- und Endverbrauchssektoren im Jahr 1994 rund 1,1 Mio. t an Kunststoffen (FEHRINGER & BRUNNER 1997) und im Jahr 2010 rund 1,406 Mio. t⁷ ein. Daraus errechnet sich eine durchschnittliche Wachstumsrate von 1,5 % pro Jahr und ein Kunststoffeinsatz Österreichs im Jahr 2012 von rund 1,45 Mio. t.

Kunststoffoutput

Diesem Input in die österreichische Wirtschaft stehen rund 875.000 t Kunststoffe in Abfällen, 90.000–100.000 t an Kunststoffen, die in gebrauchten Produkten exportiert werden und rund 480.000 t, die der Lagerbildung dienen, gegenüber (siehe auch Abbildung 46).

- **Kunststoffexporte in gebrauchten Produkten:** Österreich exportiert kunststoffhaltige Altprodukte direkt aus den Konsumsektoren. Beispielsweise werden jährlich rund 185.000 t an Altfahrzeugen (BMLFUW 2014) mit einem Kunststoffanteil von rund 28.000 t⁸ als Gebrauchtwagen exportiert. Zusätzlich werden jährlich bis zu 160.000 t an gebrauchten Altgeräten und Alttextilien ins benachbarte Ausland exportiert (VABÖ 2014). Bei einem geschätzten Kunststoffanteil von 31 % (PLADERER et al. 2002) verlassen mit diesen Altprodukten rund 50.000 t an Kunststoffen jährlich Österreich. Dazu kommen noch Exporte von Elektroaltgeräten wie Mobiltelefonen ins weiter entfernte Ausland und Exporte von Alttextilien aus der Altkleidersammlung. Basierend auf Zahlen von STADTSCHREIBER (2005) wird geschätzt, dass 10.000 bis 20.000 t an Kunststoffen in Alttextilien exportiert werden. Insgesamt wird die Masse an Kunststoffen, die in Gebrauchtprodukten exportiert werden, auf rund 95.000 t geschätzt.
- **Lagerbildung:** Ein großer Teil von Kunststoffprodukten sind kurzlebige Wirtschaftsgüter, wie Verpackungen, die in der Regel weniger als ein Jahr in der Nutzungsphase bleiben. Daneben gibt es aber auch kunststoffhaltige Produkte, die wie Elektrogeräte oder Möbel einige Jahre bis Jahrzehnte oder wie Fensterrahmen und andere Bauprodukte mehrere Jahrzehnte in der Nutzungsphase bleiben. Diese Produkte bilden ein jährlich wachsendes Lager. Alleine für die Anwendungen der Kunststoffe in den Bereichen Bau- und Infrastruktur, Transport, Elektronik und Möbel wurde die Kunststoff-Lagerzunahme für das Jahr 2010 auf rund 309.000 t geschätzt⁷. Hochgerechnet auf das Jahr 2012 und auf alle Kunststoffanwendungen ergibt das einen Kunststofflagerzuwachs im österreichischen Wirtschaftssystem von rund 480.000 t.

Eine große Unsicherheit hinsichtlich der Lagerbildung ergibt sich aus der Anwendung von Kunststoffen in Nicht-Plastik-Produkten wie Farben und Lacken.

⁷ Persönliche Mitteilung, Johann Fellner, TU-Wien, 02.03.2015

⁸ Der Kunststoffanteil von Fahrzeugen beträgt rund 15 % (PLASTICSEUROPE 2014)

Abbildung 46 zeigt auch die Unsicherheitsbereiche für die Kunststoffflüsse in Österreich. Besonders die Lagerbildung zeigt mit +/- 40 % eine große Variationsbreite.

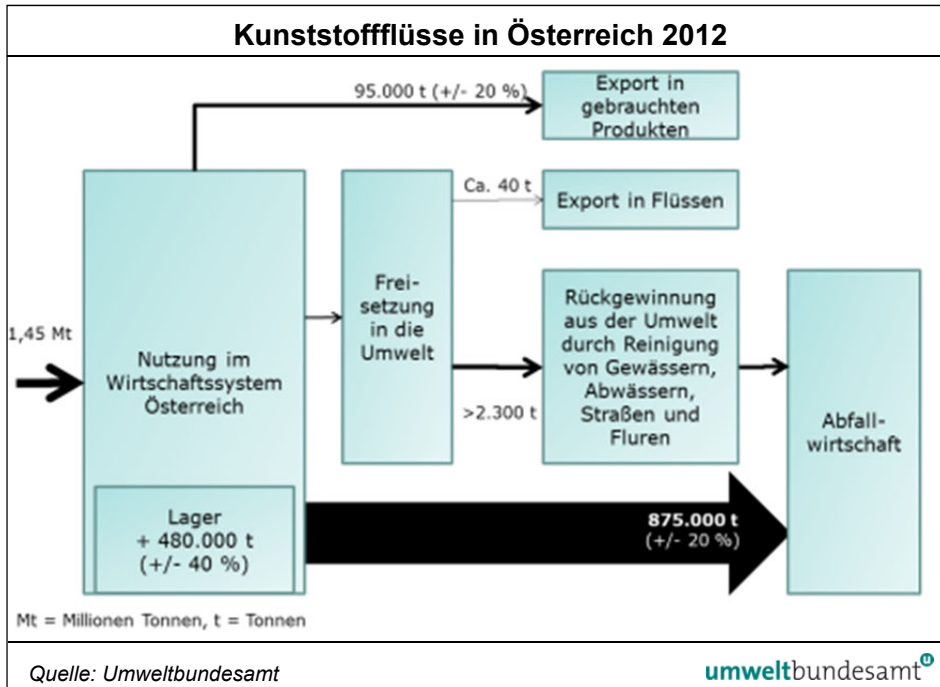


Abbildung 46: Kunststoffflüsse in Österreich 2012.

3.4.1.2 Sammlung, Behandlung und Verwertung der Abfälle, die Kunststoffe enthalten

Kunststoffabfälle aus der industriellen Produktion werden in der Regel getrennt gesammelt und privaten Abfallsammlern zur weiteren Behandlung übergeben.

Ein großer Teil der Kunststoff-Verpackungsabfälle wird im Rahmen der Sammlung von Leichtverpackungen (zum Beispiel mit dem gelben Sack) getrennt gesammelt. Beispielsweise wurden im Jahr 2012 von der ARA AG rund 145.000 t an Leichtverpackungen aus Haushalten und rund 42.000 t an Leichtverpackungen aus Industrie und Gewerbe getrennt gesammelt. Insgesamt wurden durch die ARA und ihre Vertragspartner im Jahr 2012 rund 219.000 t an Leichtverpackungen gesammelt (ARA 2013). Diese Leichtverpackungen bestehen überwiegend aus Kunststoffen, können aber auch aus Materialverbunden, textilen Faserstoffen, Keramik, Holz oder Packstoffen auf biologischer Basis bestehen.

**getrennte
Sammlung**

Aus dem ARA-System wurden im Jahr 2012 rund 73.000 t an sortenreinen Kunststoffverpackungen den Recyclingbetrieben zur stofflichen Verwertung übergeben. Die Kunststoff-Verpackungen werden zerkleinert, gewaschen, getrocknet, geschmolzen und zu Granulat verarbeitet. Dieses Granulat wird von Kunststoffverarbeitungsbetrieben als Rohstoff für die Herstellung neuer Produkte eingesetzt.

**stoffliche
Verwertung**

Eine stoffliche Verwertung ist unter bestimmten Voraussetzungen auch für unsortierte und gemischte Verpackungen möglich. Dabei werden zerkleinerte und zu groben Körnern agglomerierte Verpackungen ohne die Zwischenstufe einer Granulaterzeugung direkt zu neuen Produkten verarbeitet. Auf diese Weise lassen sich allerdings nur einfach geformte und massive Produkte wie z. B. Plat-

ten, Rinnen oder Dacheindeckungen herstellen. Insgesamt wurden im Jahr 2012 rund 800 t an gemischten Leichtverpackungen von der ARA AG einer stofflichen Verwertung zugeführt. Über die Papiersammlung wurden zusätzlich rund 1.400 t an Materialverbunden mitgesammelt und stofflich verwertet.

**thermische
Verwertung**

Im Jahr 2012 wurden rund 74.000 t an gemischten Leichtverpackungen aus der ARA-Sammlung einer thermischen Verwertung zugeführt (ARA 2013).

Ein weiterer Teil der Kunststoffabfälle wird als Teil von Elektroaltgeräten und Altfahrzeugen getrennt gesammelt, mit Hilfe von Shreddern aufbereitet und meist thermisch verwertet.

**kommunale
Sammelsysteme**

Der überwiegende Teil der restlichen Kunststoffabfälle wird als Teil von gemischtem Siedlungsabfall und Sperrmüll mit den kommunalen Sammelsystemen gesammelt. Im Jahr 2012 wurden rund 1,2 Mio. t der gesammelten gemischten Siedlungsabfälle und des Sperrmülls thermisch verwertet und rund 442.000 t in MBAs (Anlagen zur mechanisch biologischen Behandlung) eingesetzt. Vor der biotechnischen Behandlung werden die Kunststoffe zu rund 85 % abgetrennt (LANNER & BRUNNER 2008). Nach der biotechnischen Behandlung in der MBA werden rund 7.000 t Kunststoffe jährlich als Teil der 174.000 t Deponiefraction (BMLFUW 2014) deponiert.⁹

Rund 1.200 t an Abfallkunststoffen werden in Sammelcontainern an Straßen und öffentlichen Plätzen sowie durch die Straßenreinigung als Teil des Straßenkehrichts gesammelt.

**Rückgewinnung aus
Gewässerreinigung**

Des Weiteren werden Kunststoffabfälle aus den Gewässern und der Kanalisation abgetrennt:

- Als Rechengut aus Rechenanlagen von Kraftwerken und als Rückstände aus der Gewässerreinigung (rund 90 t jährlich),
- als Rechengut von Kläranlagen (rund 330 t jährlich),
- als Rückstände aus der Kanalreinigung (rund 1.100 t jährlich),
- als Schlamm aus Kläranlagen (rund 360 t).

In Summe werden österreichweit somit jährlich rund 1.900 t an Kunststoffabfällen aus der Gewässerreinigung zurückgewonnen.

**Behandlungs-
anlagen**

Aus gemischten Abfallströmen werden Kunststoffabfälle in über 100 Sortieranlagen, in 14 Mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen und in 3 Post-Shredder-Anlagen abgetrennt.

Im Jahr 2013 wurden Kunststoffabfälle in 35 Anlagen zur stofflichen Verwertung für die neuerliche Nutzung als Kunststoff vorbereitet. Die restlichen Kunststoffabfälle finden zum Teil Verwendung als Ersatzbrennstoff bzw. werden in 56 thermischen Behandlungsanlagen und in 11 Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle zur Energiegewinnung eingesetzt (BMLFUW 2014).

⁹ Die Deponiefraction aus der MBA muss unter anderem das Brennwertkriterium erfüllen. Das heißt der Brennwert dieser Fraction darf höchstens 6,6 MJ/kg betragen. Um dieses Kriterium zu erfüllen, müssen vor der biologischen Behandlung der MBA die Kunststoffe zum Großteil abgetrennt werden. Dies gilt auch für Kunststoff < 10 mm (UMWELTBUNDESAMT 2007).

Am Ende der Abfallbehandlungskaskade werden um die 20 % des Abfallkunststoffes recycelt, um die 80 % in der thermischen Behandlung als Energieträger genutzt und weniger als 1 % als Teil von MBA-Rückständen oder Baurestmassen deponiert¹⁰ (siehe Abbildung 47).

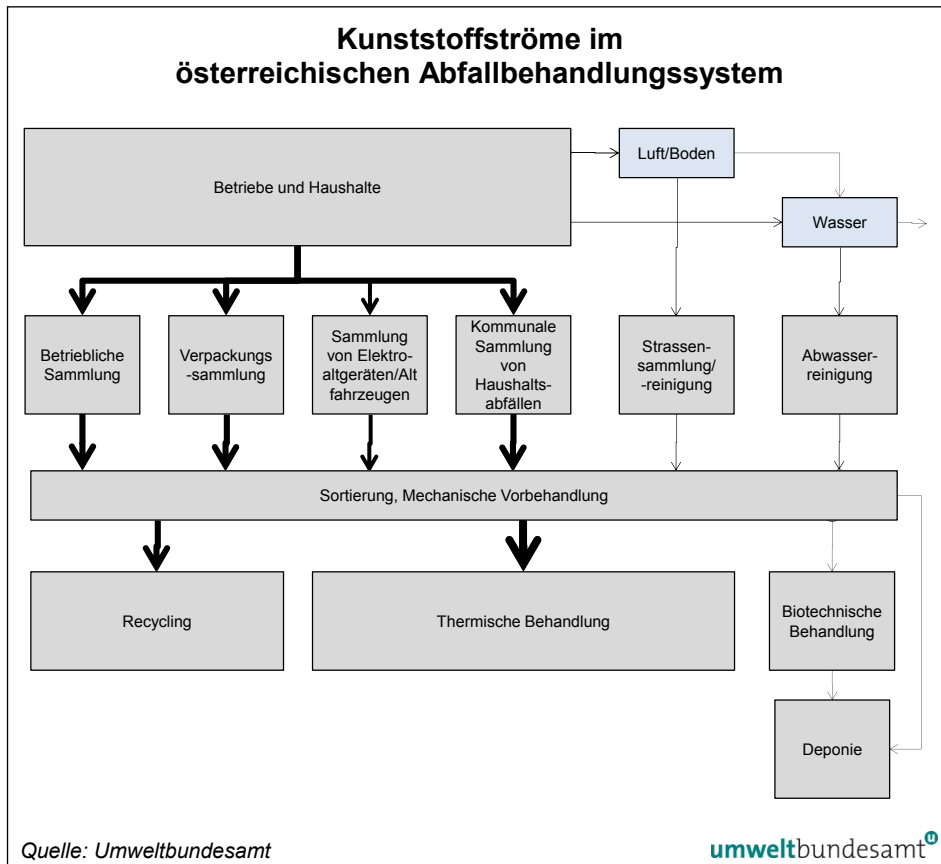


Abbildung 47: Kunststoffströme im österreichischen Abfallbehandlungssystem.

Beim österreichischen System zur Sammlung und Behandlung von Kunststoffabfällen handelt es sich um ein weitgehend geschlossenes System, an dem nur an relativ wenigen Stellen Abfallkunststoffe entweichen können. Am ehesten können Kunststoffabfälle noch während der Sammlung oder Zwischenlagerung in offenen Behältern, während des Umladens im Freien, bei Zerkleinerungsprozessen (z. B. in Sortier- oder Shredderanlagen) oder bei der Ablagerung von MBA-Rückständen auf Deponien dissipativ freigesetzt werden. Durch entsprechende rechtliche Vorschriften sowie durch ein engmaschiges Genehmigungs- und Überwachungssystem werden diese Freisetzungen auf ein Minimum reduziert.

weitgehend geschlossenes Sammelsystem

¹⁰ Persönliche Mitteilung, Johann Fellner, TU-Wien, 02.03.2015 und eigene Datenauswertungen

3.4.1.3 Freisetzung von Kunststoffen in die Umwelt aus dem Bereich Endverbrauch

Angaben über die Massen an Kunststoffabfällen, die jährlich in Österreich in Form von Littering freigesetzt werden, können nicht gemacht werden. Es gibt aber einige Studien und sonstige Veröffentlichungen, welche es ermöglichen, die Größenordnung des Problems einzuschätzen:

- Im Jahr 2003 ist in 60 Tiroler Gemeinden eine Aktion zur Sammlung von Abfällen im freien Gelände, vor allem entlang von Wanderwegen durchgeführt worden. Dabei wurden 44 t Litteringabfälle gesammelt (WÜRTEMBERGER 2003). Unter der Annahme, dass die Zusammensetzung dieser Litteringabfälle vergleichbar mit jener von Restmüll ist und damit der Kunststoffanteil bei 16 % liegt, wurden 7 t Kunststoffe in den Abfällen gesammelt. Hochgerechnet über die Gemeindezahl Österreichs ergeben sich rund 250 t an Kunststoffen, die man im freien Gelände österreichweit einsammeln könnte.

**potenzielle
Sammelkapazität**

Eine ähnliche Masse errechnet sich, wenn die 660 kg an Abfällen, die in der jährlichen Flurreinigungsaktion in Bad Wimsbach-Neydharting gesammelt werden (NEUDORFER 2014) und über einen Kunststoffanteil von 16 % über die Gemeindezahl Österreichs hochgerechnet werden. Diese Abschätzung ergibt für Gesamtösterreich rund 220 t an Kunststoffen, die jährlich durch Flurreinigungsaktionen gesammelt werden könnten. Wird die Sammelleistung von Bad Wimsbach-Neydharting über die Einwohnerzahl auf Österreich hochgerechnet, so könnten jährlich rund 370 t an Kunststoffen gesammelt werden.

Zur Freisetzung von Kunststoffabfällen bei öffentlichen Freiluftveranstaltungen ist anzumerken, dass während der Veranstaltung in vielen Fällen tatsächlich große Mengen an Kunststoffen gelittert werden, da aus Sicherheitsgründen vor allem Kunststoffbehälter zum Einsatz kommen, dass aber in der Regel unmittelbar nach der Veranstaltung der Austragungsort intensiv gereinigt wird.

3.4.2 Siedlungswasserwirtschaft

Die Nutzung von Produkten sowie Prozesse des täglichen Lebens führen zur Emission von Kunststoffen in das kommunale Abwasser. Kläranlagen werden immer wieder als mögliche Quellen für den Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt genannt. Im Folgenden werden Studien vorgestellt, die erstmals eine Abschätzung der Frachten von Mikroplastik in die Vorfluter oder im Klärschlamm veröffentlichten.

**Abschätzung der
Partikel in
Kläranlagen**

Eine Studie, die durch den Oldenburg-Ostfriesischen Wasserverband beauftragt und vom Alfred Wegener Institut durchgeführt wurde, untersuchte Mikroplastik (> 10 µm) im geklärten Abwasser und im Klärschlamm von 12 Kläranlagen (AWI 2014) mit einer Ausbaugröße zwischen 7.000 und 210.000 EW. In den Ablaufproben wurden Mikroplastikpartikel vor allem in der Größe von 50–100 µm Durchmesser sowie Fasern bestimmt. Die Schwankung der Ergebnisse war erheblich, die Anzahl der Partikel in den Abläufen betrug zwischen 86 und 714 Partikel pro m³. Die Anzahl der Fasern betrug zwischen 98 und 1.479 pro m³. Eine Kläranlage hatte eine Schlussfiltration installiert, welche die Ablauffracht um 97 % reduzierte. Ein Vergleich der Ablauffracht zur Zulauffracht der einzelnen Kläranlagen wurde in dieser Studie nicht durchgeführt. Die Autoren berechneten für die einzelnen Kläranlagen eine Gesamtfracht an Mikroplastikpartikeln und -fasern pro Jahr. Diese beträgt je nach Ausbaugröße der Kläranlage zwischen

93 Mio. und 8,2 Mrd. Partikeln und Fasern pro Jahr. Im Klärschlamm derselben Kläranlagen wurden zwischen 1.041 und 24.129 Partikel (keine Fasern!) pro kg Trockenmasse bestimmt. Die Gesamtfrachten betragen 1,2–5,7 Mrd. Partikel pro Jahr, die über den Klärschlamm dem Abwasser entzogen werden. Dies entspricht ungefähr der Menge der im Abwasser emittierten Mikroplastikpartikel und -fasern.

In niederländischen Kläranlagenabläufen wurden im Jahr 2013 zwischen 9 und 91 Mikroplastikpartikel pro Liter bestimmt (LESLIE & VAN VELZEN 2013). Eine der drei untersuchten Anlagen verfügte über eine Membranfiltration, die keine geringeren Emissionen in Bezug zu Mikroplastik zeigte. Die Autoren verweisen darauf, dass vor allem bei Vorhandensein von Mischkanalisationen nach größeren Regenereignissen die Kapazität von Kläranlagen überschritten wird und Mikroplastik durch ungeklärtes Abwasser direkt in den Vorfluter gelangt. Gleichzeitig stellt Klärschlamm, mit dem Mikroplastik aus dem Abwasser entfernt wird, bei Ausbringung auf landwirtschaftliche Flächen eine Eintragsquelle in die Umwelt dar. Durch Oberflächenabfluss kann Mikroplastik in die Oberflächengewässer gelangen.

In einer Studie aus St. Petersburg (HELCOM 2014) wurde ungeklärtes und gereinigtes Abwasser untersucht und eine Entfernungsrate von 96 % (bezogen auf den Zulauf) ermittelt. Die Werte im Ablauf der Kläranlage betragen 16 Fasern pro Liter, 7 synthetische Partikel und 125 „schwarze“ Partikel pro Liter. Hochgerechnet würde das eine Jahresfracht von 51.800 Mrd. Partikeln, Fasern und schwarzen Partikeln im gereinigten Abwasser bedeuten.

Die in AWI (2014) zitierten Gesamtfrachten und die Hochrechnung aus HELCOM (2014) ergeben enorme Mengen an Partikeln, die jährlich über das Abwasser in die Vorfluter gelangen. Aufgrund fehlender Vergleichsstudien ist es schwierig, diese Zahlen zu interpretieren. In der AWI-Studie wird eine Größenverteilung der gemessenen Mikroplastikteilchen angegeben. Anhand dieser Größenverteilung kann abgeschätzt werden, welche Masse der Jahresfracht zuzuordnen wäre, wenn man eine durchschnittliche Dichte von 1 g/cm^3 für Kunststoff und Kugelgestalt für die Partikel annimmt. Näherungsweise würden die zitierten 93 Mio. bis 8,2 Mrd. Partikel einer Masse von 0,3–34 kg entsprechen. Für die Kläranlage St. Petersburg würde die Schätzung rund 130 t pro Jahr betragen.

Kläranlagen entfernen Mikroplastik über die verschiedenen Reinigungsstufen effizient aus dem Abwasser. Dennoch wird Mikroplastik in den Abläufen mit sehr stark schwankenden Ergebnissen gemessen. Die vermeintlich hohe Anzahl von Partikeln relativiert sich in Bezug zu ihrer Masse deutlich und liegt unter dem Bereich von vielen organischen Spurenstoffen. Mikroplastik wird u. a. über den Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt und teilweise auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht. Dies stellt einen Eintrag in die Umwelt und über den Oberflächenablauf einen Eintrag in die Oberflächengewässer dar.

Fazit

3.4.3 Betriebe der Kunststoffherstellung und -verarbeitung sowie Spülstellen für Silo- oder Tankwagenreinigung

Jährlich werden in Österreich rund 1,11 Mio. t an Kunststoffen produziert. Der Verbrauch beträgt jährlich rund 1,27 Mio. t Kunststoffe, davon entfallen 1,19 Mio. t auf die Konsumsektoren.¹¹

3.4.3.1 Überblick über die Branche der Kunststoffherstellung und -verarbeitung in Österreich

Historische Entwicklung und wirtschaftliche Bedeutung der Kunststoffindustrie in Österreich

Die ersten Betriebe, die sich in Österreich um 1900 mit Kunststoff beschäftigten, waren Verarbeitungsbetriebe von aus Naturprodukten entstandenen Kunststoffen. Diese (Zelluloid, Kunsthorn, Galalith) wurden aus Deutschland importiert und händisch zu Knöpfen, Kämmen, Schmuck und Ähnlichem verarbeitet (FCIO 2014).

Anfang der 30er-Jahre entstanden die ersten Kunstharz-Press-Betriebe. Damit fanden Kunststoffe eine technische Verwendung und eine industrielle Verarbeitung. Sie wurden nicht mehr als Ersatzstoffe eingesetzt, sondern die Werkstoffwahl wurde bewusst getroffen. Mitte der 30er-Jahre verfügte Österreich über 32 Pressereibetriebe mit mehr als 2.000 Beschäftigten. Kurz nach den Pressen nahmen auch die Spritzgussmaschinen den Betrieb auf (FCIO 2014).

Aufschwung in den 50er- und 60er-Jahren

Der große Aufschwung der Kunststoffwirtschaft begann nach dem 2. Weltkrieg in den 50er- und 60er-Jahren. In dieser Zeit verzeichnete die Branche jährliche zweistellige Zuwachsraten. Im Jahr 1950 betrug der Pro-Kopf-Verbrauch an verarbeiteten Kunststoffen 0,3 kg, was im Vergleich zu Deutschland (2 kg), den USA und England (5 kg) gering war. 1955 betrug er (inklusive Harze für Lacke, Leime etc.) schon 2,4 kg, 1960 8,7 kg, 1970 37,6 kg, 1980 98,8 kg und im Jahr 2000 180,2 kg (FCIO 2014) (siehe Abbildung 48).

Kunststoffhersteller und -verarbeiter setzten im Jahr 2013 Produkte im Wert von rund 7,1 Mrd. € ab und hielten damit einen Anteil von ca. 5 % an der Industrieproduktion. Neben Kunststoffrohstoffen und Kunststoffwaren wird auch eine Reihe von Hilfsstoffen für die Erzeugung und Verarbeitung von Kunststoffen (wie Stabilisatoren, Farbpasten, Gleitmittel, Füllstoffe und Trennmittel) in Österreich hergestellt. Wesentliche Volumina von Kunststoffrohstoffen werden auch von Unternehmen anderer Industriezweige verarbeitet. So werden z. B. Verpackungen oft von der Lebensmittelindustrie direkt hergestellt (In-House-Produktion) oder Teile für Elektrogeräte oder Kabel von der Elektroindustrie. Große Verbraucher sind auch die Kunstfaser- und die Schiindustrie (FCIO 2014).

¹¹ Persönliche Mitteilung, Julia Feketitsch, TU-Wien, 30.10.2014

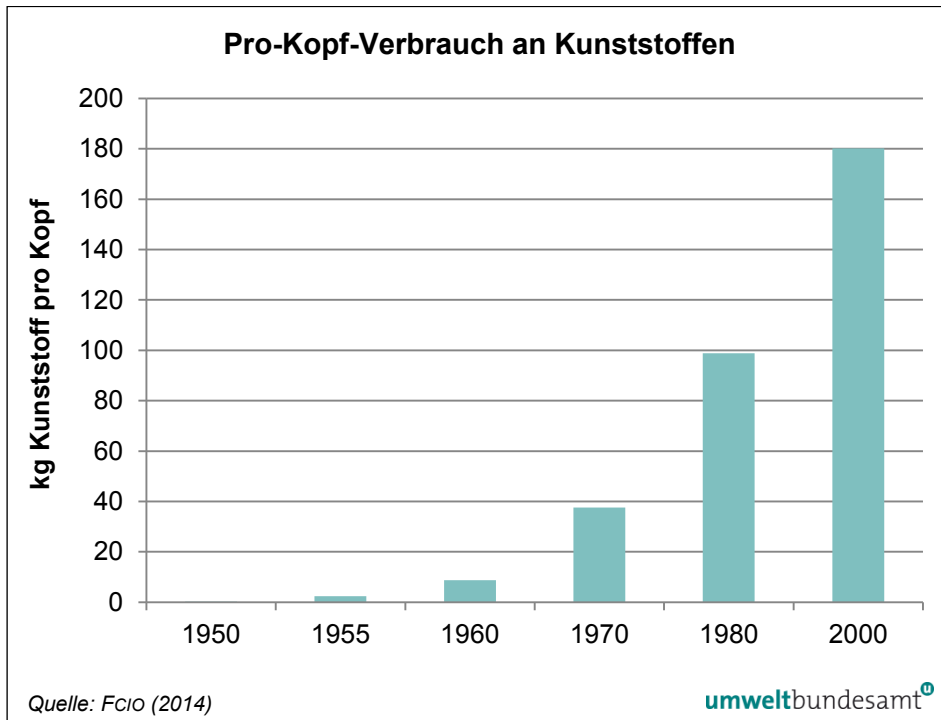


Abbildung 48:
Entwicklung des pro-Kopf-Verbrauchs an Kunststoffen.

Tabelle 7 zeigt die Entwicklung der statistischen Produktionskennzahlen der österreichischen Kunststoffherzeugung und -verarbeitung der letzten elf Jahre (FCIO 2014).

Jahr	Kunststoffherzeugung		Herstellung von Kunststoffwaren	
	Wert [1.000 €]	Veränderung zum Vorjahr	Wert [1.000 €]	Veränderung zum Vorjahr
2003	1.247.330	- 5,5 %	3.108.473	3,5 %
2004	1.457.041	16,8 %	3.397.069	9,3 %
2005	1.471.889	1,0 %	3.495.485	2,9 %
2006	1.740.753	18,3 %	3.998.886	14,4 %
2007	1.707.830	- 1,9 %	4.511.450	12,8 %
2008	1.689.410	- 1,1 %	4.538.830	0,6 %
2009	1.805.979	6,9 %	3.968.049	- 12,6 %
2010	-	33,6 % ^{*)}	4.290.524	8,1 %
2011	-	15,8 % ^{*)}	4.866.237	13,4 %
2012	2.040.671	8,8 %	5.000.636	2,8 %
2013	2.092.805	2,6 %	5.016.048	0,3 %

Tabelle 7:
Produktion der österreichischen Kunststoffherzeugung und -verarbeitung, nach PRODCOM-Nomenklatur in 1.000 € (Quelle: FCIO 2014).

^{*)} für die Kunststoffherzeugung liegen 2010 und 2011 keine absoluten Zahlenwerte vor, die prozentuelle Veränderung zum jeweiligen Vorjahr wurde lt. Hochrechnung des FCIO geschätzt.

Die folgende Tabelle 8 führt die relevantesten Unternehmen der Branche in Österreich an, bewertet am Nettoumsatz (NEWS 2014).

Tabelle 8:
Relevanteste
Kunststoffhersteller und
-verarbeiter Österreichs,
bewertet am Netto-
umsatz 2013. Bei
Konzernen ist der
konsolidierte
Gruppenumsatz inkl.
nicht österreichischer
Standorte angegeben
(Quelle: NEWS 2014).

Name	Branchen- zugehörigkeit	Nettoumsatz (in Mio. €)
Borealis AG	Kunststoffherstellung	8.144
Alpla-Gruppe (Alpla-Werke Alwin Lehner GmbH & Co kg)	Kunststoffverarbeitung	3.110
Greiner Holding AG	Kunststoffverarbeitung	947
Semperit AG Holding	Kunststoffverarbeitung	906
Pipelife International GmbH	Kunststoffverarbeitung	869
Rehau – Region Südosteuropa inkl. Österreich	Kunststoffverarbeitung	498
Semperit Technische Produkte GmbH	Kunststoffverarbeitung	387
Greiner Bio-One International AG	Kunststoffverarbeitung	373
Sunpor – Kunststoff GmbH	Kunststoffherstellung	308
Agru-Kunststofftechnik GmbH	Kunststoffverarbeitung	235
„EKB“ Elektro- und Kunststofftechnik GmbH	Kunststoffverarbeitung	170

Kunststoffherstellung

Polymere

In Österreich werden pro Jahr insgesamt 1,11 Mio. t Polymere hergestellt. Die Erzeugung von Kunststoffen in Österreich beschränkt sich im Wesentlichen auf vier verschiedene Produkte:

- Polyethylen und Polypropylen: Borealis Polyolefine GmbH, Schwechat,
- expandierbares Polystyrol (EPS): Sunpor Kunststoff GmbH, St. Pölten,
- Polymethylmethacrylat: Evonik Para-Chemie GmbH, Gramatneusiedl.

Diese Polymere werden zu typischen Kunststoffanwendungen wie z. B. Folien, Flaschen, Automobilteilen, Rohren etc. weiterverarbeitet.

Kunstharze

Neun österreichische Unternehmen produzieren Kunstharze, die im allgemeinen Sprachgebrauch nicht als Kunststoffprodukte gesehen werden, jedoch der Herstellung von Polymeren zugerechnet werden. Kunstharze werden primär als wichtige Bestandteile von Farben, Lacken, Leimen und Klebstoffen verwendet, kommen aber auch zunehmend in der Verarbeitung von faserverstärkten Kunststoffen zu typischen Kunststoffprodukten zum Einsatz.

Umsatz und Exportanteil

Zusammen mit Herstellern diverser Harze für die Erzeugung von Spanplatten, Leimen und Lacken weist die Statistik damit 13 Kunststoff erzeugende Betriebe mit rund 1.800 Beschäftigten aus. Der Umsatz der Kunststoffherzeugung in Österreich belief sich 2013 auf rund 2,1 Mrd. €, der Export auf 1,8 Mrd. € (FCIO 2014).

Kunststoffverarbeitung – Herstellung von Kunststoffwaren

Betriebsstruktur und Beschäftigte

Im Gegensatz zu den wenigen Betrieben, die in Österreich Kunststoffe erzeugen, umfasst die Kunststoffverarbeitung (ÖNACE 2008, Gruppe C 22.2 – Herstellung von Kunststoffwaren) in Österreich rund 560 Betriebe. Diese Betriebe beschäftigen rund 26.580 MitarbeiterInnen. Aus diesen Zahlen ist ersichtlich, dass die Branche von ihrer Struktur her klein- und mittelbetrieblich ausgerichtet ist. Rund 62 % der Unternehmen beschäftigen weniger als 20, 33 % zwischen 20 und 249, und 5 % über 250 MitarbeiterInnen. Die Zentren der Produktion liegen in Ober- und Niederösterreich. In diesen beiden Bundesländern findet sich mehr als die Hälfte der Arbeitsplätze der Kunststoff verarbeitenden Industrie und wird der größte Teil des Produktionswertes erwirtschaftet (FCIO 2014).

Das Erzeugungsprogramm der österreichischen Kunststoffverarbeiter reicht von Folien, Rohren, Schaumstoffen, Profilen, Fenstern und Türen, Fassadenelementen, Verpackungen, Möbeln und Kfz-Teilen bis hin zu Freizeit-, Sport- und Haushaltsartikeln und vielem mehr. Dabei werden als Produktionstechniken alle gängigen Verfahren wie Extrusion, Spritzen, Blasen, Schäumen, GfK-Verarbeitung etc. eingesetzt. Bei Aufsplittung des Umsatzes von rund 5 Mrd. € auf die einzelnen Produkthauptgruppen entfallen 42 % auf Halbzeug wie Platten, Folien, Schläuche und Profile, 16 % auf Verpackungsmittel und 14 % auf Baubedarfsartikel. 27 % sind sonstige Kunststoffwaren (FCIO 2014).

Produktpalette und Produktionstechniken

Infolge des kleinen Inlandsmarktes ist die Branche exportorientiert. Die Exportquote der Kunststoff verarbeitenden Betriebe liegt im Schnitt bei ca. 33 %. Manche Betriebe sind aber fast komplett auf Auslandsmärkte ausgerichtet. Im Jahr 2013 wurden Kunststoffwaren (aus Erzeugung und Handel) im Wert von ca. 3,4 Mrd. € im Export abgesetzt. Der größte Handelspartner ist Deutschland, das mit 1,2 Mrd. € ein Drittel aller Ausfuhren aufnimmt. Es folgen Frankreich (269 Mio. €), die Schweiz (242 Mio. €) und Italien (195 Mio. €); an fünfter Stelle liegt Tschechien (158 Mio. €). Kunststoffwaren werden in alle Kontinente und in fast alle Länder der Welt exportiert, darunter in die USA, Südafrika, Australien und China (FCIO 2014).

Exportanteil

Bei Importen von 2,9 Mrd. € verzeichnet der Kunststoffwarenssektor eine deutlich positive Handelsbilanz. Die wichtigsten Einfuhrpartner sind Deutschland mit 1,6 Mrd. €, gefolgt von Italien (203 Mio. €) und der Schweiz (118 Mio. €) (FCIO 2014).

Importanteil

3.4.3.2 Identifizierung potenziell relevanter Betriebe und ihrer relevanten Prozesse und Tätigkeiten

Im Hinblick auf die Fragestellung der gegenständlichen Untersuchung, inwieweit Betriebe der Kunststoffbranche und sogenannte Spülstellen für die Innenreinigung von Silo- und Tankwagen, deren Prozesse und Tätigkeiten als mögliche Quellen für Kunststoffeinträge in die Donau relevant sein können, werden folgende Beurteilungskriterien herangezogen:

- Die geografische Lage des Betriebs in Bezug zum Einzugsgebiet der Donau;
- die Größe bzw. Bedeutung des Betriebs (bezogen auf Produktionsvolumen/ Umsatz, Beschäftigte oder Betriebsfläche);
- die abgeleitete Abwassermenge (einschließlich etwaiger Produktions-, Kühl-, Spül-, Wasch- und Niederschlagswässer);
- Art und Weise der Abwasserableitung bzw. Niederschlagswasserbehandlung (Abwasserbehandlung, Kanalisation, Einleitung (direkt, indirekt), Versickerung).

Kriterien für möglichen Kunststoffeintrag in die Donau

Grundsätzlich fällt Abwasser bei der Herstellung von Kunststoffen als Reaktionswasser (bei Polykondensationen¹²), als Lösungs- oder Verdünnungsmittel bei Lösungs-, Emulsions- oder Suspensionsverfahren, bei der Produktreinigung,

Entstehung von Abwässern

¹² Produkte aus Polykondensationen sind i.d.R. die thermoplastischen Kunststoffe Polyamid, Polycarbonat, Polyester, Polyphenylenoxid, Polysulfon, Polyvinylacetat. Durch Polykondensation wird auch eine Vielzahl von Thermoplasten hergestellt (z. B. Phenolharze, Harnstoffharze, Thioharnstoffharze, Melaminharze, Polyesterharze, Alkydharze u. Ä. (BMLFUW 1999).

als Kondensat aus Destillationen, als Waschwasser aus der Abluftreinigung und der Anlagenreinigung sowie aus Spritz- und sonstigen Verlusten an (BMLFUW 1999).

**Prozess- und
Reinigungs-
abwasser**

Zahlreiche Verfahren der Kunststoffverarbeitung können heute trocken ausgeführt werden, sodass aus dem Verarbeitungsprozess selbst kein Abwasser anfällt. Abwasser von Kunststoff verarbeitenden Betrieben stammt primär aus der nassen Abluftreinigung¹³ und in geringem Umfang aus der Anlagenreinigung. Prozessabwasser fällt bei der Kunststoffverarbeitung jedenfalls bei der Folienproduktion an, wo Kunststofflösungen, Dispersionen oder Schmelzen auf ein Trägermaterial (Papier, Textil, Metalltrommeln, umlaufende Bänder) in ein Fällbad gegossen werden. Das Lösungsmittel wird verdampft und rückgewonnen; bei dieser Aufarbeitung und bei der Abluftreinigung fällt Abwasser an (BMLFUW 1999). Im Hinblick auf eine mögliche Freisetzung von Kunststoffpartikeln dürften diese Abwässer jedoch kaum relevant sein.

Sowohl bei der Herstellung als auch bei der Verarbeitung von Kunststoffen fällt häufig Kühlwasser an, welches zur Abfuhr überschüssiger Prozesswärme benötigt wird. Dieses Kühlwasser kommt i.d.R. mit dem herzustellenden bzw. zu verarbeitenden Produkt nicht in Berührung (Indirektkühlung), wird meist über eine entsprechende Rückkühlung im geschlossenen Kreislauf geführt und gilt daher nicht als Prozessabwasser (BMLFUW 1999). Bei der Verarbeitung von Kunststoffen zu Rohren und Profilen sowie beim Compounding und Kunststoffrecycling wird nach dem Extrudieren i.d.R. direkt mit Wasser gekühlt, wobei auch hier ein geschlossener Kühlwasserkreislauf mit entsprechender Rückkühlung zur Anwendung kommt. Verdunstetes Kühlwasser wird ergänzt, der geschlossene Kühlwasserkreislauf in periodischen Abständen (z. B. einmal im Jahr) abgeschlammmt und der Schlamm entsorgt.

**Niederschlags-
entwässerung**

Im Hinblick auf eine mögliche Freisetzung von Kunststoffpartikeln aus Betrieben der Kunststoffbranche dürfte außer dem Prozessabwasser und Abwasser aus der Anlagenreinigung vor allem auch die Niederschlagsentwässerung befestigter Flächen (z. B. versiegelte Flächen um Produktions- und Abfüllanlagen, Freilagerflächen, innerbetriebliche Fahrstraßen etc.) von Bedeutung sein, wo im Regelbetrieb neben einer Verunreinigung mit Mineralöl auch eine mit Kunststoffpartikeln auftreten kann.

Spülstellen zur Innenreinigung von Silo- und Tankwagen sind im Hinblick auf die Freisetzung von Kunststoffpartikeln dann von Interesse, wenn im Betrieb eine relevante Anzahl bzw. ein hoher Anteil an Transportfahrzeugen gereinigt wird, die zuletzt Kunststoffprodukte geladen hatten. Dann ist zu erwarten, dass das Waschabwasser der Spülstelle auch relevante Mengen an Kunststoffpartikeln enthält.

Bei der Betrachtung der Spülstellen nimmt der Betrieb der Logistik Werfring GmbH in Mannswörth/Schwechat eine Sonderstellung ein: Dieser Betrieb am Werksgelände der Borealis Polyolefine GmbH führt neben der Innenreinigung

¹³ Abluftreinigungsanlagen sind meist in die Produktions- und Verarbeitungsanlagen bzw. deren Entsorgungssysteme integriert; das Abluftwaschwasser aus den Waschsyste men wird gemeinsam mit sonstigem Abwasser behandelt. Da die Reinigung des Abluftwaschwassers am Teilstrom ein nicht gerechtfertigter Aufwand ist, wird auf die diesbezügliche Teilstromanforderung des § 4 Abs. 7 AAEV verzichtet (BMLFUW 1999).

von Silo- und Tankwagen auch große Teile der Transport- und Lagerlogistik für die Borealis Polyolefine GmbH durch, wie z. B. die Lagerhaltung von Sackware und Big-bags und Polymerzusätzen sowie den Umschlag bzw. die Konfektionierung von Produkten (Umfüllen von Sackware oder Big-bags in Silo-Lkw). Das Waschabwasser wird nach entsprechender Aufbereitung in einer CP-Anlage über den Schmutzwasserkanal (SW-Kanalisation) der Firma Borealis und der OMV in die Abwasserverbandskläranlage (ARA) Schwechat abgeleitet. Die Niederschlagswässer der Fa. Werfring werden fast ausschließlich versickert, lediglich von zwei befestigten Flächen wird das Regenwasser über die Reinwasserkanalisation von Borealis entwässert.

3.4.3.3 Techniken und Maßnahmen in Betrieben zur Vermeidung bzw. Verminderung des Kunststoffeintrags in Gewässer

Zur Überwachung der Abwässer betreffender Betriebe im Hinblick auf darin enthaltene Feststoffe (wie z. B. Kunststoffgranulat, -pellets, -flakes etc.) dient i.d.R. der allgemeine Parameter ‚abfiltrierbare Stoffe‘. Bei der wasserrechtlichen Bewilligung einer Einleitung von Abwasser aus betreffenden Betrieben oder Anlagen in ein Fließgewässer oder in eine öffentliche Kanalisation sind für diesen maßgeblichen Parameter die in den Anlagen der entsprechenden Abwasseremissionsverordnungen (AAEV bzw. AEVs) festgelegten Emissionsbegrenzungen vorzuschreiben. Zur Einhaltung der Emissionsbegrenzung für den Parameter ‚abfiltrierbare Stoffe‘ können von den Betrieben u. a. bestimmte technische Maßnahmen in Betracht gezogen werden (z. B. Polymerabscheider, Siebe, Zentrifugen etc.).

abfiltrierbare Stoffe

Die Anforderungen betreffend die Einleitung von Abwasser aus Betrieben oder Anlagen für die Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen, Gummi und Kautschuk sind in der branchenspezifischen Abwasseremissionsverordnung (AEV) Kunststoffe festgelegt. Für die Einleitung von Abwasser aus Spülstellen zur Innenreinigung von Silo- und Tankwagen ist die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV) mit den in Anlage A festgelegten Emissionsbegrenzungen anzuwenden. Tabelle 9 gibt einen Überblick über derzeit festgelegte Emissionsbegrenzungen für den allgemeinen Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ (total suspended solids, TSS) relevanter Abwasseremissionsverordnungen.

rechtliche Vorgaben

Tabelle 9: Überblick über die derzeit festgelegten Emissionsbegrenzungen für den allgemeinen Parameter „abfiltrierbare Stoffe“ in relevanten Abwasseremissionsverordnungen. Quelle: Umweltbundesamt

	AAEV	AEV Kunststoffe	AEV Kunstharze	CWW BREF 2003 ^{*)}	Draft CWW BREF 2014 ^{**)}
Abfiltrierbare Stoffe (TSS) [mg/l]	30 50 ^{*)} (Tagesmischprobe)	30 150 ^{****)} (Tagesmischprobe)	30 150 ^{****)} (Tagesmischprobe)	10–20 (Monatsmittelwert)	5,0–35 (Jahresmittelwert)
Absetzbare Stoffe [ml/l]	0,3 10 ^{**)}	-	-	-	-

^{*)} Indirekteinleitung, bei betrieblichen Abwässern mit vorwiegend ungelösten anorganischen Stoffen. Bei Einleitung in eine öffentliche Kanalisation dürfen keine Beeinträchtigungen des Betriebes von Kanalisations- und Abwasserreinigungsanlagen erfolgen.

^{**)} indirekteinleitung

- ***) *Indirekteinleitung. Im Einzelfall ist eine höhere Emissionsbegrenzung zulässig, wenn sichergestellt ist, daß es zu keinen Ablagerungen aufgrund einer Einleitung gemäß § 1 Abs. 2 AEV Kunststoffe/Kunsthharze kommt, die den Betrieb der öffentlichen Kanalisation oder der öffentlichen Abwasserreinigungsanlage stören.*
- +) *Reference Document on Best Available Techniques (BREF) in Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector (2003).*
- ++) *Zur Zeit der Berichterstellung war das CWW BREF in Überarbeitung. Der endgültige, vorliegende Entwurf zum überarbeiteten CWW BREF vom Juli 2014 sieht für TSS einen BAT-AEL Bereich von 5,0–35 mg/l als Jahresmittelwert vor. Der BAT-AEL ist bei einer Jahresfracht von über 3,5 t TSS/a anzuwenden. Der untere Wert des Bereiches wird typischerweise bei der Verwendung von Filtrationstechniken (z. B. Sandfiltration, Mikrofiltration, Ultrafiltration, Membranbioreaktor), der obere Wert des Bereiches bei der Verwendung von Sedimentation erreicht. Der vorliegende Entwurf des CWW BREF wurde im Artikel-13-Forum im Rahmen des Sevilla-Prozesses zur Überarbeitung der BAT-Dokumente von Österreich abgelehnt (Jahresmittelwerte, Verschlechterungsverbot, schwere Umsetzbarkeit in Österreich).*

Für die Einleitung von Niederschlagswasser und Mischwasser, welche mit Kunststoffpartikeln verunreinigt sein können, gilt ebenfalls die Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV). Demnach soll Niederschlagswasser mit anthropogenen Verunreinigungen aus Abschwemmungen von Flächen in Siedlungsgebieten mit Trennkanalisation, von stark frequentierten Verkehrsflächen sowie von sonstigen Flächen (§ 1 Abs. 1 Z. 3), sofern die Einleitung in ein Fließgewässer eine Veränderung der Wasserbeschaffenheit erwarten lässt, die das geringfügige Ausmaß übersteigt (§ 32 Abs. 1 WRG 1959), mit Maßnahmen nach dem Stand der Technik sowie unter Berücksichtigung der Forderung der Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit des betroffenen Fließgewässers gereinigt und eingeleitet werden. Allerdings gelten die Emissionsbegrenzungen der Anlage A (AAEV) nicht für Mischwasser aus Mischkanalisationen und Niederschlagswasser aus Regenwasserkanälen von Trennkanalisationen (§ 4 Abs. 2 Z. 13.1 und 13.2 AAEV). Für die Abwässer aus diesen beiden Herkunftsbereichen sollen die Emissionsbegrenzungen durch gesonderte Verordnungen festgelegt werden (§ 4 Abs. 3 AAEV), was bis dato noch nicht erfolgt ist. Das hat zur Folge, dass § 7 AAEV, betreffend die Überwachung der Begrenzungen für Abwasseremissionen für Abwasser aus Mischwasser aus Mischkanalisationen und Niederschlagswasser aus Regenwasserkanälen von Trennkanalisationen, nicht anwendbar ist (keine Überwachungsdaten verfügbar).

Borealis am Standort Schwechat

aktuelle Situation

Bei der Fa. Borealis ist derzeit ein historisch gewachsenes, zweistufiges Abscheidesystem in Betrieb. Direkt bei den einzelnen Produktionsanlagen befinden sich 13 kleine Abscheider; das sind Becken (z. T. mit Gegenstromprinzip) oder Schächte kombiniert (z. T. mit Trommelfiltern) zur Abscheidung von Kunststoffpartikeln und Feinanteilen. Zusätzlich bestehen aus den Jahren 2008 bis 2010 zwei große Abscheidebecken (mit zwei Umlenkschächten und Vorrichtungen zum Material-Austrag) zur Abscheidung von Pellets und Feinstoffen. Das größere der beiden Becken ist 50 m lang und 40 m breit (siehe Abbildung 49). Der Notüberlauf des einen Beckens wurde nach dem Starkregenereignis mit Pelletaustrag geschlossen.



Abbildung 49:
Polymerabscheibe
becken am
Betriebsgelände der
Borealis. © Borealis

Für Normalwasserstand befindet sich ein Stecksieb (1 mm Lochplatte) am Ablauf. Zusätzlich wurde ein Ölabscheider mit einer Plastikschürze (ca. 30 cm tief) am Wasserauslauf in die Schwechat angebracht. Alle Anlagen werden von einer eigens dafür zuständigen Person täglich durch Begehung überwacht, gewartet und bei Bedarf werden Pellets aus dem Lochblech und dem Ölabscheider entfernt¹⁴. Zum Zeitpunkt der Messungen war das Ablaufgerinne bei dem Stecksieb stark ausgekolkelt, sodass ein Rückhalt nicht gewährleistet war. Die Auskolkung wurde von Borealis am 29. Juni 2015 behoben, sodass das Lochblech wieder seine volle Funktion erfüllt (siehe Abbildung 50).¹⁵



Abbildung 50: Funktion des Stecksiebs am Ablauf des Reinwasserkanals der Borealis und Bodenabschluss des Stecksiebs/Lochblechs am Betonrechteckgerinne nach erfolgter Reparatur. © Borealis.

¹⁴ persönliche Mitteilung bei Besuch der Borealis Polyolefine GmbH am 12.02.2015

¹⁵ Schriftliche Mitteilung Borealis am 1. Juli 2015

Die bei den Wasch-Vorgängen anfallenden Wassermengen in der Fa. Borealis können durch Überlagerungen der prozessbedingten Teilströme und Niederschlagsmengen stark schwanken (Bereich Null bis 3.000 m³/h). Die Anlagen sind auf die maximalen Wassermengen ausgelegt. Dies gilt jedoch nicht für die danach eingebaute Pelletrückhaltevorrichtung (Stecksieb, siehe Kapitel 2.2.1)¹⁴.

Relevante Parameter für die Abscheideleistung des gesamten Systems sind

- der mitunter stark schwankende Wasserdurchsatz,
- die Dichte der Partikel im Verhältnis zu Wasser,
- die mengenmäßige und zeitliche Abscheideleistung der eingesetzten Aggregate inkl. Entwässerung der dabei entstehenden Feststofffraktion¹⁴.

weitere Planungen

Zum Zeitpunkt der Berichterstellung führte die Fa. Borealis gemeinsam mit der TU Wien und der TU Graz ein Erhebungs- und Optimierungsprojekt für das Kanalsystem und die Abscheideeinrichtungen direkt bei den Anlagen (Teilströme vor den beiden großen Absetzbecken) durch. Ziel des Projektes ist es, Mikroplastik-Emissionen präzise zu messen, um aufgrund der gefundenen Ergebnisse Abscheideanlagen für Mikroplastik entsprechend auslegen zu können¹⁴.

Im Zuge dieses Projektes werden Durchflussmessungen und Analysen durchgeführt, mit dem Ziel, Hotspots an den 13 kleinen Abscheidern und Filtern zu finden. Es bestehen Überlegungen, kleinere Becken zusammenzulegen, umzubauen und mit Pumpen und Austragvorrichtungen nachzurüsten, um die Abscheidung in der ersten Stufe zu verbessern. Augenmerk gilt den Pellets und dem Feinanteil im Wasser. An der Compoundanlage liegt die Dichte der Pellets (durch Beimengung von Gesteinsmehl zum Kunststoff) in etwa bei 1, wodurch die Pellets im Wasserstrom mitschwimmen und abfiltriert werden, während die PE- und PP-Pellets ansonsten auf dem Wasser aufschwimmen und v. a. auf diese Weise abgeschieden werden¹⁴.

Getestet wurden zum Zeitpunkt der Berichterstellung Hydrozyklonabscheider für Pellets und Feinstoffe, die eine zeitmäßig gute Abscheidung und Abtropfleistung zeigen. Diese könnten mobil eingesetzt und ggf. in Serie schaltet werden. Alternativ oder in Kombination könnten auch andere Abscheider wie z. B. Trommelsiebfilter mit geeigneter Bespannung und Bodenaustragsysteme eingesetzt werden. Ebenfalls in Überlegung war ein den beiden Becken nachgeschalteter Sandfilter, wobei jedoch die in diesen gelangende Feinfraktion genau zu betrachten wäre¹⁴.

Das Projekt mit der TU Wien und der TU Graz erfolgt in enger Zusammenarbeit mit den lokalen Behörden und soll bis Anfang 2016 abgeschlossen werden. In die Umsetzungsüberlegungen fließen neben den technischen Erkenntnissen (Durchflussmengen und Hotspots) auch Überlegungen hinsichtlich des BAT AEL von 10–20 mg/l (CWW Bref 2003) und 5–35 mg TSS/l (Draft CWW BREF 2014) ein. Der derzeitige Grenzwert für TSS liegt bei 30 mg/l. Die Umsetzung der Erkenntnisse wird zu einer weiteren Verringerung der abfiltrierbaren Stoffe führen¹⁴).

3.5 Ökologische Auswirkungen

3.5.1 Ergebnisse der Literaturrecherche

Die Literaturrecherche ergab einige Arbeiten zum Vorkommen und zu den Auswirkungen von Mikroplastik in der Tier- und Pflanzenwelt. Allerdings beziehen sich die meisten Studien auf marine Bereiche. Studien zu Auswirkungen auf Lebewesen im Süßwasser sind kaum verfügbar. Ökologische Auswirkungen auf die Tierwelt im marinen Bereich sind vor allem für Vögel, Seeschildkröten, Wale, Robben, Haie sowie generell Filtrierer beschrieben. Die Effekte gehen von physikalischen Auswirkungen bei größeren Plastikteilchen bis zu physiologischen Effekten bei kleinem Mikroplastik. Die folgenden physischen Gefährdungen werden häufig in Betracht gezogen (COLE et al. 2011, MOORE 2008):

- Verheddern in größeren Plastikabfällen,
- Verschlucken von Plastikabfall/Makroplastik,
- Verschlucken von Mikroplastik.

**physische
Gefährdungen**

Physiologische Effekte werden für kleine Mikroplastikteilchen (S-MPP) bei aquatischen Organismen beschrieben, indem Plastikteilchen im Gewebe aufgenommen werden und bei besonders kleinen Durchmessern auch in die Blutbahn gelangen. Entsprechende Körperreaktionen wurden beobachtet. Außerdem ist ein Übergang der inkorporierten Teilchen auf höhere trophische Ebenen (Nahrungskette) möglich. Viele Arbeiten melden dringenden Forschungsbedarf an, vor allem um die physiologischen Auswirkungen und deren Relevanz in Bezug zu natürlich vorkommenden, kleinsten Partikeln verstehen zu lernen.

**physiologische
Effekte**

3.5.1.1 Verheddern in größeren Plastikabfällen

Zumeist werden juvenile Organismen durch Plastikabfall verletzt oder sie verheddern sich darin und sind so in ihrer natürlichen Lebensweise gehindert (DERRAIK 2002, PEMBERTON et al. 1992, SAZIMA et al. 2002, GREGORY 2009, AZZARELLO & VAN FLEET 1987, BLIGHT & BURGER 1997, BARREIROS & BARCELOS 2001, BAIRD 2000, MOORE 2001). Stellvertretend für viele Schicksale kursiert im Internet das Bild einer Meeresschildkröte, die sich offensichtlich in der Jugend in einem starren Kunststoffteil verfangen hat, den sie im weiteren Lebensverlauf nicht mehr loswerden konnte. Das Wachstum des Tieres musste sich um diesen Fremdkörper anpassen, sodass sich der Panzer der Schildkröte im Lauf der Zeit stark tailliert entwickeln musste. Es ist anzunehmen, dass dies kein Einzelchicksal ist und es durch derartige Gegenstände zu Beeinträchtigungen mit Todesfolge von zahlreichen Lebewesen kommt. Vor allem Geisternetze, die von der Fischfangindustrie verloren oder absichtlich entsorgt wurden, treiben weiterhin in den Meeren und laufend verfangen sich marine Lebewesen darin und gehen zugrunde (MOORE 2008).

3.5.1.2 Verschlucken von makroskopischen Plastikteilchen

Marine Vögel sind besonders gefährdet, Plastikstücke mit Nahrung zu verwechseln. Verschluckte Plastikteile führen zu einem unterdrückten Hungergefühl und lösen eine Kette von Reaktionen aus, die bis zum Tod des Individuums führen können (AZZARELLO & VAN FLEET 1987). In der erwähnten Literatur werden wei-

tere betroffene Wirbeltierarten erwähnt und es wird eine Reihe von Effekten beschrieben. Grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass dies auch für Lebewesen in Süßwassergebieten gilt.

*Tabelle 10:
Anzahl und
Prozentanteil mariner
Arten, bei denen
Verheddern und
Verschlucken von
Plastik dokumentiert
wurde (Ek 2011).*

Art	Anzahl der Arten weltweit	Verheddern Anzahl (%)	Verschlucken Anzahl (%)
Meeresschildkröten	7	6 (86)	6 (86)
Seevögel gesamt	312	51 (16)	111 (36)
Pinguine	16	6 (38)	1 (6)
Lappentaucher	19	2 (10)	0
Albatrosse, Sturmvögel	99	10 (10)	62 (63)
Pelikane, Tölpel, Kormorane, Fregattvögel	51	11 (22)	8 (16)
Watvögel, Möwen	122	22 (18)	30 (33)
andere Vögel	–	5	0
marine Säugetiere gesamt	115	32 (28)	26 (23)
Bartenwale	10	6 (60)	2 (20)
Zahnwale	65	5 (8)	21 (32)
Ohrenrobben, Seelöwen	14	11 (79)	1 (7)
Hundsrobben	19	8 (42)	1 (5)
Seekühe	4	1 (25)	1 (25)
Seeotter	1	1 (100)	0
Fische	–	34	33
Krustazeen	–	8	0
Tintenfische	–	0	1

3.5.1.3 Aufnahme von Mikroplastik

Plastik in der (marinen) Umwelt wird nur äußerst langsam abgebaut. Es wird vermutet, dass für den Abbau einer PET-Flasche 450 Jahre nötig sind, für Angelschnüre bis zu 600 Jahre. Dennoch zerfallen Plastikgegenstände langsam und bilden sekundäre Mikroplastikpartikel, welche in der Wassersäule verteilt werden und dadurch in unterschiedlicher Weise mit den Meereslebewesen in Kontakt treten können.

Aufnahmeprozesse in die Nahrungskette

Grundsätzlich geht der Prozess der Plastikverteilung in den Meeren von der Entstehung sekundärer Mikroplastik durch Verwitterung über die Aufnahme durch Zooplankton und Fische direkt über das Absinken abgestorbener Planktons (inkl. des Mikroplastiks) bzw. durch Resuspension aus Faeces zum Meeresboden, wo Plankton für verschiedene andere Lebewesen als Nahrungsquelle verfügbar wird (Muscheln, Würmer, Schnecken). Diese Lebewesen dienen höheren trophischen Ebenen als Nahrungsquelle, womit Mikroplastik in der Nahrungskette weiter nach oben dringt (WRIGHT et al. 2013b).

Mikroplastik hat dieselbe Größe wie Sedimente und einige Planktonarten und ist daher für eine Reihe von Lebewesen (Detritivoren, Planktivoren) bioverfügbar (BROWNE et al. 2008, GRAHAM & THOMPSON 2009, MURRAY & COWIE 2011, THOMPSON et al. 2004). Dadurch kann Mikroplastik in diesen Organismen akkumulieren und innere Blockaden, Entzündungen und Verletzungen auslösen.

Schlüsselfaktor für die Aufnahme ist die Größe der Mikroplastikpartikel, da im Größenbereich von Plankton (μm -Bereich) nur sehr geringe Selektivität bei der Aufnahme erfolgen kann. Einer der größten Filtrierer, der Finnwal, nimmt in einem Zug rund 70.000 Liter Wasser auf und kann unmöglich zwischen Plastik und Plankton unterscheiden (FOSSI et al. 2012).

Die Aufnahme von Mikroplastik bei verschiedenen marinen Organismen wurde dokumentiert: marine Algen (Gattung *Scenedesmus*), Mikrozooplankton (*Strombidium sulcatum*), benthische Detritusfresser (*Arenicola marina*, *Holothuria floridana*), benthische Aasfresser (*Nephrops norvegicus*) bis zu Mesozooplankton und benthischen Suspensionsfressern (*Mytilus edulis*) (WRIGHT et al. 2013a). Andererseits zeigte eine Studie an Seeigeln (*Tripneustes gratilla*), dass diese Invertebraten Mikroplastik innerhalb von Stunden wieder ausscheiden können und dass bei den Konzentrationen in den Meeren derzeit von keiner Gefährdung für diese Spezies auszugehen ist (DWORJANYN et al. 2014). Ähnliches wird auch für den Strandflohkrebs (*Talitrus saltator*) berichtet (UGOLINI et al. 2013)

WATTS et al. (2013) zeigten, dass Strandkrabben (*Carcinus maenas*) Polystyrolpartikel über die Kiemen und durch Ingestion (vorexponierte Nahrung wie Muscheln) aufnehmen. Die Partikel waren im Gewebe bis zu drei Wochen lang nachweisbar. Der Autor verweist auch darauf, dass Kiemen eine Route zur Aufnahme der Partikel in den Organismus darstellen.

In Fischen (n = 1.203, 7 verschiedene Arten) der Nordsee wurden im Gesamtschnitt in 2,6 % der gesammelten Fische Kunststoffteilchen größer 0,2 mm Durchmesser bestimmt. Die meisten Funde stammten aus dem Ärmelkanal (33 % positive Funde). Die Autoren verweisen ausdrücklich auf die Gefahr der Verunreinigung der Proben mit Kleidungsfasern, da das Auftreten von Fasern (die schlussendlich nicht berücksichtigt wurden) nach der Installation von Reinluftanlagen drastisch zurückging (FOEKEMA et al. 2013).

Stets wird auf die Problematik hingewiesen, dass MPP (vor allem S-MPP) aufgrund des hohen Oberfläche/Masse-Verhältnisses hohe Konzentrationen an organischen Schadstoffen mit sich tragen, die das Potenzial zur Bioakkumulation aufweisen und schließlich über die Nahrungskette zum Menschen gelangen können.

Des Weiteren wird immer häufiger angeführt, dass MPP in den Weltmeeren als Transportmedium für potenziell invasive Arten dienen, die adsorbiert an deren Oberfläche zu fremden Regionen transportiert werden können. Die so erfolgte Kolonisierung und Verbreitung von Seepocken, Moostierchen (Bryozoa), Borstenwürmern (Polychaeta), Geißeltierchen (Dinoflagellata), Algen und Mollusken wurden an Plastikabfällen beschrieben (MASÓ et al. 2003, BARNES & MILNER 2005, GREGORY 2009).

**Bioakkumulation
von MPP**

**Verbreitung
potenziell invasiver
Arten**

3.5.1.4 Effekte durch Aufnahme von Mikroplastik

Akkumulierung

Bereits 1972 wurde ein Pfeilwurm (*Sagitta elegans*) mit einem 20 mm langen Objekt im Darm gefangen. Dieselben Objekte wurden auch im Fangnetz gefunden. Sie wurden als Polystyrol (PS) identifiziert, weshalb die Autoren davon ausgehen, dass es sich im Darm des Pfeilwurms um denselben Kunststoff handelte (CARPENTER et al. 1972).

**externe Anlagerung
von Plastikteilchen**

In Laborstudien (WRIGHT et al. 2013b) wurde gezeigt, dass Jakobsmuscheln 20 µm kleine Kügelchen aus Polystyrol im Verdauungstrakt aufnehmen, welche sich dort anreicherten. Ähnliches wurde bei Miesmuscheln beobachtet. Dies kann zu Blockierungen des Verdauungssystems führen und die Nahrungsaufnahme aufgrund des Sättigungsgefühls beeinträchtigen. Nanopartikel (20 nm) verminderten die Photosynthese bei Algen durch elektrostatisches Anhaften an den Zellen, offensichtlich durch Blockade des Sonnenlichts. Obwohl diese Studie sehr hohe Konzentrationen von Nanoplastik im Vergleich zu Umweltkonzentrationen verwendete, zeigt die Untersuchung, dass auch externe Anlagerung von Plastikteilchen zu einer Beeinträchtigung des Organismus führt.

Verlagerung ins Gewebe oder Ausscheidung

Durch das Fehlen entsprechender Enzyme werden Plastikteilchen in Organismen nicht abgebaut, sie werden als bio-inert beschrieben. Dennoch passen sie, wenn sie klein genug sind, durch Zellmembranen, gelangen in den Blutkreislauf und können im Gewebe eingelagert werden. Dies wurde bei der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) anhand von 3 µm und 9,6 µm großen Microspheres nachgewiesen. Vor allem kleinen Partikeln scheint die Passage durch die Zellspalte zu gelingen, die im Bereich von wenigen µm Durchmesser liegen. Dennoch fehlen noch viel Wissen zu diesen Vorgängen und der Vergleich von Effekten mit natürlich vorkommenden Partikeln derselben Größe wie z. B. Sediment (WRIGHT et al. 2013b, BROWNE et al. 2008, LFU 2014).

**physiologische
Auswirkungen**

Studien an Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) nach der Aufnahme von 1–80 µm großen Plastikpartikeln in den Verdauungstrakt zeigten Entzündungsreaktionen, welche normale physiologische Prozesse beeinträchtigen können. Dies kann Auswirkungen sowohl für den einzelnen Organismus als auch für die Population bedeuten (WRIGHT et al. 2013b).

Über die Ausscheidung von Mikroplastik durch marine Lebewesen ist noch sehr wenig bekannt. Untersuchungen bei Ruderfußkrebsen zeigten, dass der Organismus fähig war, nicht verwertbare Latexbeads (Durchmesser ~15 µm) innerhalb weniger Stunden wieder zu erbrechen oder über den Faeces auszuscheiden.

Effekte durch die Gestalt der Partikel

Potenzielle Effekte durch Mikroplastikpartikel hängen von der Form der Partikel ab. Sowohl Nano-Röhrchen als auch stäbchenförmige Silica-Nanopartikel zeigen (im Gegensatz zu runden Partikeln) verschiedene pathologische Effekte an Zellen, u. a. Entzündungen.

Im Verwitterungsprozess von Kunststoffen entsteht eine Reihe sekundärer Partikel, die unterschiedliche Formen annehmen (Fasern, unregelmäßig geformte Bruchstücke, Stäbchen, Kugeln etc.) und in unterschiedlicher Zahl in den verschiedenen Regionen auftreten. Für benthische und im Sediment lebende Organismen, die diesen Partikeln ausgesetzt sind, ergibt sich eine erhöhte Vulnerabilität gegenüber formabhängigen toxikologischen Effekten (WRIGHT et al. 2013a, HUANG et al. 2010, KÖHLER et al. 2014).

Funktion von Mikroplastik als Trojaner

Mikroplastik dient einigen Arten als zusätzliches Substrat zur Fortbewegung über die Ozeane, was auf natürliche Weise über Holz oder Bimsstein erfolgen würde. Mikroplastik wurde als wichtiges Substrat zur Eiablage des Wasserläufers (*Halobates sericeus*) identifiziert, was eine Änderung der Populationsstruktur bewirken kann, die wiederum Auswirkungen auf das Ökosystem zur Folge hat (GOLDSTEIN et al. 2012). Durch die Zunahme von Mikroplastik als Substrat für den Ferntransport von einzelnen Arten wird auch die biogeografische Verbindung von v. a. Krustazeen, Nesseltierchen und Moostierchen zunehmen.

Ferntransport einzelner Arten

Wege in die Nahrungskette

Lebewesen der unteren trophischen Ebenen, vor allem Invertebraten, nehmen Mikroplastik auf und akkumulieren es. Dadurch ist es sehr wahrscheinlich, dass Lebewesen der höheren trophischen Ebenen Mikroplastik durch ihre Beutetiere aufnehmen. Darüber hinaus besteht die Gefahr der Verwechslung von Makroplastik mit Beute, was für eine Reihe von Meeresbewohnern gut dokumentiert ist (siehe Tabelle 10).

Im Ärmelkanal wurden bei 10 Fischarten in einem Drittel der Tiere Plastikteilchen gefunden. Die meisten Teilchen bestanden aus Polyester und Polyamid, das hauptsächlich in Fischereimaterialien verwendet wird (LUSHER et al. 2012). Ähnliche Befunde sind auch aus dem Pazifik (North Pacific Central Gyre) bekannt, wo ebenso in rund einem Drittel aller Tiere Plastik in der Größe von 1–2,7 mm gefunden wurde (BOERGER et al. 2010). Die Tiefseefische der Gattung Myctophidae (Laternenfische) ernähren sich von Plankton, das sie in nächtlichen Streifzügen an der Meeresoberfläche jagen. Das Aussehen und die Größe der Plastikteilchen ähneln stark den Planktonarten, die normalerweise Beute dieser Tiere sind.

Wird aufgenommenes Mikroplastik nicht ausgeschieden und reichert sich im Fisch an, so gelangt es in die Nahrungskette, da Laternenfische von größeren Räubern (Thunfische, Tintenfische, Wale und Robben) gefressen werden. Mikroplastik (ca. 1 mm) aus Laternenfischen wurde bereits im Kot von Robben nachgewiesen (WRIGHT et al. 2013a). Die Autoren berichten von einer Zunahme des Mikroplastiks im Kot der Robben seit den 1990er-Jahren und von einer Zunahme der Partikel mit Durchmessern kleiner 0,5 mm.

Mikroplastikpartikel stellen sowohl eine Quelle als auch eine Senke für Schadstoffe dar. In ihrem Entstehungsprozess als sekundäre Mikroplastikpartikel werden im Kunststoff enthaltene Additive freigesetzt. Gleichzeitig kann die im Verhältnis zum Gewicht immer größer werdende Oberfläche der Mikroplastikpartikel Schadstoffe adsorbieren, die bei einer Aufnahme durch Organismen mit in die Nahrungskette gelangen. Es existieren keine Studien, die das Ausmaß dieses Schadstofftransportes quantifizieren oder in Relation zur Aufnahme durch natürlich vorkommende Teilchen (Schwebstoff, Sediment) stellen.

Adsorption von Schadstoffen

3.5.1.5 Mikroplastik in Lebewesen in Binnengewässern/Süßwasser

Eine erste Studie zu Auswirkungen von Mikroplastik in Süßwasserfischen beschreiben SANCHEZ et al. (2014). Es ist dies bis dato die einzige Studie in Süßwasserfischen, in der Gründlinge (*Gobio gobio*) in 11 französischen Flüssen untersucht wurden. In 12 % der untersuchten Fische wurden Mikroplastikteilchen im Verdauungstrakt gefunden.

Unter Laborbedingungen wurde die Aufnahme von Mikroplastik bei Daphnien (*Daphnia magna*) untersucht und es wurde gezeigt, dass auch diese Art Mikroplastik sehr rasch aufnimmt, welches die Darmwand passiert (ROSENKRANZ et al. 2009). LAFORSCH et al. (2013) berichten über die Aufnahme von Mikroplastik bei weiteren Wasserorganismen: Ringelwürmern (Anneliden, *Lumbriculus variegatus*), Krebstieren (Crustazeen, *Daphnia magna*), Muschelkrebse (Ostracoden, *Notodromas monacha*) und Schnecken (Gastropoden, *Potamopyrgus antipodarum*).

3.5.1.6 Bewertung Microbeads in Kosmetika durch das BfR

Microbeads werden in Kosmetika zur Förderung der Reinigungseffizienz verschiedener Produkte (Peelingprodukte, Zahnpasten etc.) eingesetzt. Rund 80 % der Microbeads in am Markt befindlichen Produkten bestehen aus Polyethylen. Seltener werden Polypropylen, Polyurethan, Nylon oder Ethylen-Vinylacetat-Kopolymere verwendet. Je nach Produktart (Zahnpasta, Peelingprodukte, Duschgel, gewerbliche Handreiniger) sind sie zu 2–3 %, in Einzelfällen bis zu 15 % im Produkt enthalten. Die Größenverteilung von Microbeads aus Polyethylen, die in neuseeländischen Produkten untersucht wurden, variierte stark von 0,004–1,24 mm (FENDALL & SEWELL 2009). Angaben in europäischen Produkten sind nicht bekannt. Das deutsche Bundesinstitut für Risikobewertung BfR befasste sich mit der Frage, ob durch eine dermale oder orale Aufnahme von Microbeads aus Polyethylen eine gesundheitliche Gefahr für den Menschen ausgeht. Aufgrund der Größe und des verwendeten Materials ist bei derzeitigem Stand des Wissens nicht davon auszugehen, dass bei ordnungsgemäßer Nutzung kosmetischer Mittel, die PE-Microbeads enthalten, für die VerbraucherInnen ein Risiko entsteht (BfR 2014).

3.5.2 Ergebnisse der Abfrage des ENCA- und EPA-Netzwerks

Es wurden aus beiden Befragungen insgesamt vier direkte Antworten erhalten, die aber auf weitere Kontakte und Aktivitäten in weiteren Mitgliedstaaten verweisen. Somit wurden insgesamt Rückmeldungen aus den folgenden Staaten erhalten: Norwegen, Vereinigtes Königreich, Deutschland, Finnland, Schweden, Frankreich, Dänemark, Niederlande.

Studien in Vorbereitung

Die Rückmeldungen zeigen, dass einige Projekte derzeit im Anlaufen sind, wovon sich die meisten auf Plastikmüll in Meeresgebieten beziehen. Dabei werden relevante Quellen identifiziert und Auswirkungen der Verschmutzung mit Mikroplastik behandelt. Ebenso werden Mikroplastikpartikel in Kosmetika bestimmt und bewertet. Die Bewertung von Mikroplastik in Trink- und Abwasser wird vorbereitet. Darüber hinaus wurden Links zu (bekannten) Studien und AutorInnen in den Beantwortungen angeführt.

Es wurde darauf hingewiesen, dass das Thema Mikroplastik in der Umwelt Neuland ist, dass Methoden zur Erfassung und Bewertung erst erarbeitet werden müssen und dass Bedarf an der Harmonisierung und der Herstellung vergleichbarer Ergebnisse besteht.

3.5.3 Ökotoxikologische Aspekte

Wie in Kapitel 2.5.3 beschrieben, sind aus ökotoxikologischer Sicht vorrangig zwei Aspekte zu beachten. Dies sind toxische Wirkungen sowohl durch die im Plastik eingesetzten Additive als auch durch die Schadstoffe, die an den Plastikpartikeln vermehrt adsorbiert werden.

Kunststoffmaterialien werden zahlreiche Chemikalien zugesetzt, um deren Eigenschaften zu verbessern und zu erhalten. Dies sind beispielsweise Polymerisationshilfsmittel, Stabilisatoren, Schmier- und Gleitmittel, Weichmacher sowie auch Flammschutzmittel, Farbstoffe und Biozide. Manche dieser Stoffe sind chemisch nicht gebunden und können daher aus dem Material herausgelöst werden und in das Umgebungsmedium migrieren.

In allen Gewässern finden sich heutzutage zahlreiche Schadstoffe aus unterschiedlichen Quellen. Je nach physikalisch-chemischen Eigenschaften sind diese gelöst im Wasser oder an Schwebstoffe und Sedimente gebunden. Es ist bekannt, dass sich bestimmte Schadstoffe (z. B. PBT-Stoffe, siehe unten) bevorzugt an Plastikpartikel anlagern. Diese Stoffe können dann die Lebewesen, die sie über die Oberfläche, die Kiemen oder die Nahrung aufnehmen, schädigen. IVAR DO SUL & COSTA (2013) verfassten einen Überblicksartikel zu Mikroplastik und gehen darin auch auf diese Thematik ein. So konnte gezeigt werden, dass das Ausmaß der Adsorption von verschiedenen Faktoren abhängt – darunter der Art und auch der Färbung des Materials – aber auch von Alter, Größe der Partikel sowie Verschmutzungsgrad der Region. Offenbar akkumulieren Schwermetalle und organische Schadstoffe insbesondere an Polyethylen- und PVC-Mikroplastikpartikeln. Laut einer aktuellen Arbeit ist die Kapazität, PCBs zu adsorbieren, für Nanopartikel und Fullarene um 3 bis 4 Größenordnungen höher als die von organischen Bodensubstanzen oder Mikroplastik (VELCEBOER et al. 2014).

Unabhängig von der Quelle (Additiv oder Adsorptiv) haben zahlreiche dieser Chemikalien und Schadstoffe besorgniserregende bzw. gefährliche Eigenschaften und sie können daher entweder direkt auf das umgebende Gewebe wirken (z. B. reizend, gewebschädigend, entzündungsauslösend) oder auch in den Blutkreislauf aufgenommen werden und systemische Wirkungen auslösen. Hier sind insbesondere reproduktionstoxische, erbgutschädigende und krebserzeugende Wirkungen von Bedeutung. Diese schädigen einerseits das einzelne Individuum, können andererseits jedoch auch die Fortpflanzung beeinträchtigen und sich so auf die Fitness der Population auswirken. Dies hat wiederum Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im Gewässer.

Des Weiteren gibt es Stoffe, die besonders umweltschädigend sind, wie z. B. POPs¹⁶ (persistente organische Schadstoffe) oder PBT-Stoffe. PBT-Stoffe (persistente, bioakkumulierende und toxische Stoffe) sind äußerst langlebig, sie reichern sich in der Nahrungskette an und sind darüber hinaus toxisch. Häufig sind diese lipophil, d. h. fettliebend, sie reichern sich daher bevorzugt im Fettgewebe von Lebewesen an.

Im Folgenden sind einige Studien dargestellt, die Effekte durch Mikroplastik-assoziierte Chemikalien dokumentieren.

Migration der Additive

Adsorption von Schadstoffen

toxische Eigenschaften

¹⁶ POPs: Persistent Organic Pollutants: <http://chm.pops.int/>

Wachstum, Fitness, Überlebensrate

In Laborstudien konnte gezeigt werden, dass marine Bodenlebewesen (Würmer: *Arenicola marina*) bei Anwesenheit von Mikrostyrolpartikeln vermehrt POPs aufnehmen, während gleichzeitig ihr Wachstum verzögert wird (BESSELING et al. 2013). Weitere Studien zur Aufnahme und Anreicherung von Schadstoffen durch Mikroplastikpartikel zeigten, dass die Anreicherung der Chemikalien in den Würmern zur Verringerung von Fitness, Überlebensrate, Nahrungsaufnahme, Immunität und der Entgiftungskapazität führt (BROWNE et al. 2013).

Endokrine Wirkungen

Ebenfalls in Laborversuchen wurden endokrine Wirkungen der Chemikalienbelastung von Mikroplastik im japanischen Reisfisch (*Oryzias latipes*) untersucht. Die Fische wurden über zwei Monate einerseits

- a. keinem Mikroplastik,
- b. Mikroplastik aus dem Meer und
- c. fabriksneuem Mikroplastik (Polyethylen) ausgesetzt.

Es konnte gezeigt werden, dass die Exposition mit dem Mikroplastik aus dem Meer in männlichen Fischen zu genetischen Veränderungen des Sexualstoffwechsels führte. In weiblichen Fischen erfolgte derselbe Effekt auch bei Aufnahme des fabriksneuen Mikroplastik. In einem der männlichen Fische konnten auch Veränderungen im Gewebe der Keimzellen nachgewiesen werden. Die Autoren weisen darauf hin, dass dringender Forschungsbedarf besteht (ROCHMAN et al. 2014).

Veränderungen des Sexualstoffwechsels

3.5.4 Ergebnisse der Fischuntersuchungen in der Donau

Es wurden keine Plastikpartikel im Darm der Fische gefunden!

Parasitenbefall

Alle untersuchten Barben waren mit dem Acanthocephalen (Kratzer) *Pomphorhynchus laevis* befallen.

(Prävalenz: 100 %, Intensität: 1–425, Mittlere Intensität: 119,7, Abundanz: 119,7)

Von den drei untersuchten Döbel waren 2 mit *Pomphorhynchus laevis* befallen. (Prävalenz: 66,6 %, Intensität: 1–17, Mittlere Intensität: 9,0, Abundanz: 2,0)

Pomphorhynchus laevis ist ein häufiger Darmparasit von Süßwasserfischen. Die Parasiten setzen sich mit ihrem stachelbewehrten Vorderende in der Darmschleimhaut der Fische fest. Als Zwischenwirte fungieren Bachflohkrebse der Gattung Gammarus, infiziert werden bevorzugt Weißfische (Cyprinidae), wie Barben oder Döbel.

Der Parasit schädigt den Fisch vor allem durch Nahrungsentzug, was in den Wintermonaten zu Abmagerung und Schwächung der Fische führen kann. Sekundärinfektionen entstehen durch Perforation und Reizung der Mucosa. Trotz häufigem Auftreten und starkem Befall führt dieser Parasit kaum zum Tod der Fische, d. h. die Fische werden durch diesen Kratzer wenig beeinträchtigt. *Pomphorhynchus laevis* ist nicht auf Menschen übertragbar. Hohe Befallsintensitäten der Barben mit Acanthocephalen sind nicht ungewöhnlich und werden vor allem in großen Flüssen immer wieder beschrieben (MORAVEC et al. 1997).

Es konnten keine humanpathogenen Parasitenarten gefunden werden.

Als nächste Schritte sollten weitere Untersuchungen von Fischarten mit unterschiedlicher Ernährungsbiologie und ein internationales Forschungsprojekt über die Aufnahme und Auswirkung von Plastik auf Biota initiiert werden.

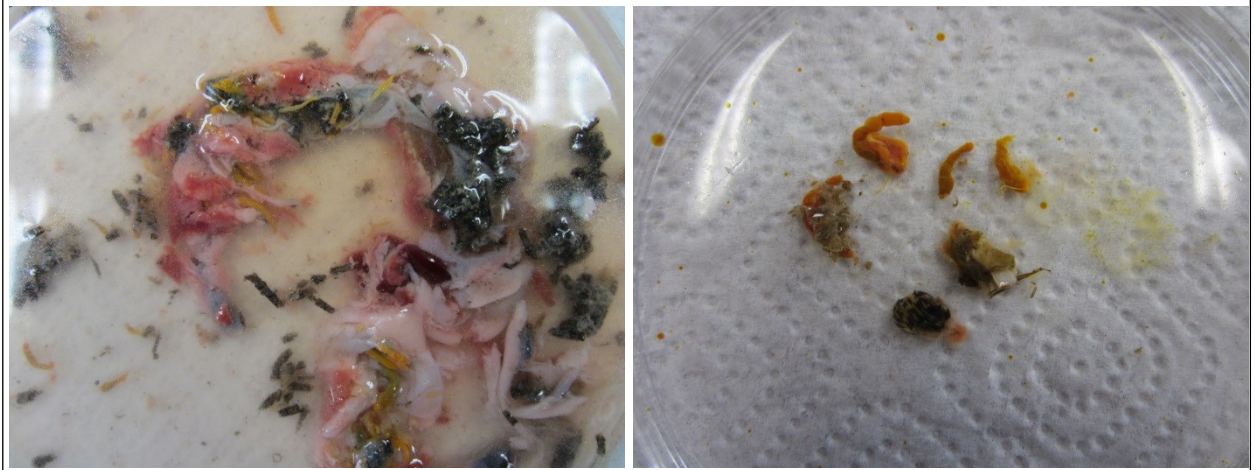


Abbildung 51: Nahrungspartikel und Parasiten aus dem Darm von Barben. © Konecny



Abbildung 52: Kratzer *Pomphorhynchus laevis* aus dem Darm von Barben. © Konecny



Abbildung 53: Kratzer *Pomphorhynchus laevis* aus dem Darm von Barben. © Konecny

3.6 Ergebnisse der Literaturrecherche

3.6.1 Vorkommen in der marinen Umwelt

- 1970: Atlantik, Planktonproben von Cape Cod (Massachusetts, USA) bis zur Karibik. Plastik in 62 % der 247 Proben (COLTON et al. 1974).
- 1985–1988: Pazifik, Planktonproben vom Japanischen Meer bis zur Beringsee. Plastik in 59 % der 203 Proben (DAY et al. 1990).
- 2001: MOORE et al. (2001) fanden im selben Gebiet im Maximum die dreifache Menge an Plastikteilchen und leiten daraus eine Zunahme der Belastung ab.
- 1960–1990: Archivierte Planktonproben im Nord-Atlantik zeigen eine Zunahme mikroskopischer Plastikteilchen (THOMPSON et al. 2004).
- 1999–2007: Nord-Pazifik; Plastikteilchen in allen Planktonproben (MOORE et al. 2001).
- 1994–1998: Plastikteilchen um Großbritanniens Küstenlinien verdoppelten sich (BARNES 2002).
- 1997: Zunahme der Plastikteilchen in Südgeorgien (Südatlantik) um das 14- bis 15-Fache in den Jahren 1990–1995 (WALKER et al. 1997).
- 1970–1990: Zunahme von Plastikteilchen in den Küstengebieten Japans um das 10-Fache in den Jahren 1970–1980. Beobachtung, dass in den 1990er-Jahren eine Verzehnfachung alle 2–3 Jahre stattfand (OGI et al. 1999).
- 2008: Kamilo Beach, Hawaii: 2.500 Plastikpartikel > 1 mm pro squarefoot (ca. 0,09 m²). 500 Partikel (20 %) waren pre-production pellets; auf Hawaii gibt es weder produzierende noch weiterverarbeitende Betriebe, sodass diese Partikel über weite Strecken angeschwemmt wurden (MOORE 2008).
- 2005: Balearen: Abfälle auf 32 Stränden enthielten im Sommer (Hochsaison) 38 % Plastikteilchen < 5 cm und 67 % im Winter (Nebensaison) (MARTINEZ-RIBES et al. 2007).
- 2011: Belgische Sedimente enthielten eine vergleichbar hohe Anzahl von Partikeln < 1 mm; höhere Mengen wurden in Hafengebieten gefunden (bis zu 213 Partikel/kg Sediment). Die Analyse von Sedimentschichten zeigte eine deutliche Zunahme der Partikel seit 1993, die mit dem Anstieg der Kunststoffproduktion im selben Zeitraum korrelierte (CLAESSENS et al. 2011).
- Eine Pilotstudie in westschwedischen Küstengebieten zeigte, dass Plastikteilchen mit > 80 µm in deutlich höherer Anzahl zu finden sind als mit > 450 µm. Die Dichte beträgt für 80 µm 150–2.400 Teilchen pro m³ (0,01–0,14 pro m³ für Teilchen > 450 µm). Besonders hohe Konzentrationen wurden in Hafengebieten gefunden (KIMO WEDEN 2004).
- 2005: Messungen in zwei Flüssen im Einzugsgebiet rund um Los Angeles an Plastikteilchen zwischen 1 mm und 5 mm zeigten, dass pro Tag einige Milliarden Teilchen in den Pazifik gespült werden. Die Autoren geben die gesamte Kunststoff-Emission durch die Flüsse mit bis zu 30 t pro 24 h an. Kleinere Teilchen (1–5 mm) treten in größerer Anzahl auf als größere (> 5 mm) (MOORE et al. 2004). Es ist zu beachten, dass dieser Maximalwert nach einem seltenen Regenereignis gemessen wurde und auf die damit verbundene Oberflächenabschwemmung zurückzuführen ist.

- Messungen im Jahr 2002 in der California Bay zeigten, dass rund 60 % der Masse von Plankton auf Plastikteilchen < 4,75 mm entfielen. Im North Pacific Gyre liegt dieser Anteil bei rund 30 %. Die Anzahl der Teilchen war in Kalifornien dreimal so hoch und bestand aus Fragmenten, die vom Land abgespült wurden. Dies zeigt sich durch hohe Messwerte nach (seltenen) Regenereignissen (MOORE et al. 2004).
- Messungen in der Tiefsee zeigten, dass in Tiefen zwischen 1.100 m und 5.000 m im Sediment Plastikpartikel mit Durchmessern < 1 mm zu finden sind und damit die entlegensten Orte der Erde erreicht wurden (VAN CAUWENBERGHE et al. 2013).

Die Größe der Plastikpartikel in den schwimmenden Müllinseln reicht von großen Plastikgegenständen bis zur Mikroplastik. Es wird angenommen, dass 70 % des Plastikmülls auf den Meeresboden sinken und 15 % frei im Wasser schwimmen. Weitere 15 % werden an die Strände gespült.

3.6.2 Vorkommen im Süßwasser

- MOORE et al. (2004) beschreiben für den Großraum Los Angeles den Transport von Plastikpartikeln durch die beiden Flüsse Los Angeles River und San Gabriel River. Beide Flüsse sind durch industrielle Beeinflussung gekennzeichnet und haben Durchflüsse von durchschnittlich 5–6 m³/s. Die Beprobungen fanden vor und nach Regenereignissen statt, um oberflächliche Abschwemmung mitbestimmen zu können. Kalifornische Gesetze verbieten die Emission von Plastikpartikeln größer als 5 mm, sodass die Studie Partikel < 5 mm untersuchte. Als Gesamtfracht für Partikel zwischen 1 mm und 5 mm wurden in drei Probennahmen rund 4,8 t pro Tag berechnet. Die Gesamtmasse aller Kunststoffteile, die durch die Flüsse in die Bucht von Los Angeles gespült werden, wurde mit 30 t pro Tag berechnet.
- In der Donau fanden LECHNER & KECKEIS (2014) auf der Suche nach Fischlarven Kunststoffpartikel. Neben Partikeln, die offensichtlich aus industrieller Produktion (Pellets, Spherules, Flakes) stammen, werden nicht zuordenbare Teilchen als „others“ bezeichnet, die wahrscheinlich aus Abfällen stammen. In einer ersten Messserie wurden überwiegend industrielle Partikel bestimmt, in einer folgenden Messserie war die Fraktion „others“ dominant. Die Driftdichte dieser Fraktion betrug zwischen 50 und 150 Partikel pro 1.000 m³ Wasser.
- Eine Studie am Gardasee untersuchte das Vorkommen von Mikroplastik (< 5 mm) und Makroplastik (> 5 mm) im Strandsediment (LAFORSCH et al. 2013). Die meisten Plastikteilchen wurden am nördlichen Ufer gefunden: 483 Makroplastikteile pro m² und 1.108 Mikroplastikteile pro m². Am südlichen Ufer wurden hingegen nur 8 Makroplastikteile pro m² und 108 Mikroplastikteilchen pro m² gefunden. Der Unterschied zwischen Süden und Norden wird durch die Windverhältnisse und unterschiedliche Anspülung erklärt. Generell wurden die Partikel als Fragmente größerer Teilchen eingestuft. Die Autoren schließen, dass Süßwasserkörper in ähnlichem Ausmaß belastet sind wie die Meere. In diesem Fall wurden vor allem sekundäre Mikroplastikpartikel identifiziert, die im Wasserkörper akkumulieren.
- Genfersee: Im Mittelwert wurden 51.556 Plastikpartikel pro km² im Pelagial gefunden (FAURE et al. 2013). Weitere Untersuchungen wurden in der Rhone bei Chancy an der schweizerisch-französischen Grenze durchgeführt, wo ca. 0,3 Plastikpartikel pro m³ transportiert werden.

- An den Großen Seen in den USA/Kanada wurde 2012 eine Studie mittels 333 µm Planktonnetz durchgeführt (ERIKSEN et al. 2013). Bei 21 Messstellen wurden durchschnittliche Belastungen von 43.000 Partikel pro km² erhoben. Eine Messstelle, welche unterhalb von zwei großen Städten lag (Lake Erie), zeigte 466.000 Partikel pro km². Rund 20 % der augenscheinlich für Plastik gehaltenen Partikel (< 1 mm) wurden als Aluminiumsilikat aus Flugasche von Kohlekraftwerken identifiziert. Dies zeigt die Schwierigkeit der Unterscheidung von Plastik zu anderen Materialien in dieser Größenordnung. Die Autoren vermuten, dass die Mikroplastikpartikel aus Kosmetika stammen (Microbeads), die durch kommunale Abwässer in den See gelangten. Die hohe Plastikdichte im Lake Erie übertrifft die belastetsten Proben in den Ozeanen, relativiert sich aber dadurch, dass diese Partikel kleiner und leichter sind und daher, bezogen auf das Gewicht, deutlich weniger Plastik enthielten (FROKLAGE et al. 2013). Am Lake Huron wurden in einer Studie an Strandsedimenten Proben an 7 Stellen gezogen und insgesamt 85 m² Strand beprobt. Es wurden in Summe 3.209 Plastikteilchen gefunden, von denen 2.984 als industrielle Pellets, 108 als Fragmente (Abfall) und 117 als Styropor identifiziert wurden. Durch die natürliche Strömung im See wurde vor allem an den südlichen Stränden Material gefunden, im Norden gar nichts. Die Autoren schließen daraus, dass industrielle Quellen in der Nähe der Fundstellen die Haupteintragsquellen sind (ZBYSZEWSKI & CORCORAN 2011).
- Der in der Mongolei gelegene Hovsgolsee entspricht vom Volumen ungefähr dem Lake Erie (Große Seen, USA/Kanada) bei ungefähr einem Zehntel der Fläche. Der See ist Teil eines Nationalparks, die Besiedlung dieses Gebietes ist äußerst dünn mit zwei Ortschaften mit je rund 3.000 Einwohnerinnen/Einwohnern. Es gibt kein Abfallmanagement im Umkreis. Plastik wurde mittels 333 µm-Netz gesammelt. Im Durchschnitt wurden im Pelagial 20.264 Partikel pro km² (als Fragmente und Filme) gefunden. Dies ist absolut zwar weniger als Messungen in den Ozeanen und in den amerikanischen Großen Seen zeigen, aber aufgrund der extrem niedrigen Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet ein immenser Wert. Ein weiterer Faktor ist die Verweilzeit des Wassers im Hovsgolsee (300–600 Jahre) gegenüber den Großen Seen (~ 20 Jahre, Lake Huron). Eine weitere Zunahme der Mikroplastikbelastung durch Verwitterung wird angenommen (FREE et al. 2014).

*Tabelle 11:
Vergleich der Belastung
mit Mikroplastik ver-
schiedener Süßwasser-
seen (> 333 µm,
Oberflächenbeprobung;
ERIKSEN et al. 2013).*

See	Fläche km ²	Bevölkerung EinwohnerInnen	Verweilzeit Jahre	Partikeldichte/km ⁻²	
				durchschn.	max
Genfersee	584	950.000	12	51.556	82.713
Lake Superior	82.097	673.000	173	5.391	12.645
Lake Huron	59.565	3.000.000	21	2.779	6.541
Lake Erie	25.655	12.400.000	3	105.503	466.305
Lake Hovsgol	2.760	6.000	600	20.264	44.435

Die Studie zeigt außerdem, dass das Volumen-/Oberflächenverhältnis der Seen Einfluss auf die Partikeldichte hat. Da die am häufigsten verwendeten Kunststoffe PE und PP aufschwimmen und sich an der Oberfläche anreichern, bestimmt dieses Verhältnis natürlich die Partikeldichte mit. Weitere Faktoren sind die Verweilzeit/Umschlagszeit des Gewässers und die Einträge durch die im Einzugsbereich wohnende Bevölkerung.

- In der Themse wurden an sieben Stellen mittels Aalreusen Proben am Grund gesammelt und in Summe mehr als 8.000 Kunststoffteile identifiziert. Große Mengen wurden im Bereich von Kläranlagen erfasst. Die Studie zeigt, dass der Anteil von Kunststoff in der fließenden Welle nicht unterschätzt werden darf (MORRITT et al. 2014).
- Untersuchungen im Mündungsgebiet des Yangtze Flusses in China (ZHAO et al. 2014) zeigten Folgendes: MPP > 0,5 mm wurden vor allem im Mündungsgebiet des Flusses gefunden. Die Verteilung der Partikel nahm mit abnehmendem Durchmesser zu. Es wurden vor allem Fasern, Granulate und Filme bestimmt. Das Einzugsgebiet beherbergt 23 Mio. EinwohnerInnen. Die Mikroplastikdichte im Ostchinesischem Meer war deutlich niedriger als im Yangtse-Mündungsgebiet, weshalb die Autoren schließen, dass der Fluss relevante Mengen einträgt. Aufgrund des hohen Faseranteils wird der Haupteintrag aus den Städten angenommen. Dennoch wird der hohe Anteil der Schifffahrt als Quelle mit angegeben. Angaben über kommunale Entsorgung und Abwasserreinigung fehlen.

Generell lassen sich aus diesen Studien die folgenden Schlüsse ziehen:

Fazit

- Es existieren zahlreiche Studien für marine Gebiete, die eine Zunahme der Belastung mit Mikroplastik belegen. Für Binnengewässer und Süßwasservorkommen sind nur wenige Studien vorhanden.
- Kleinere Teilchen kommen in größerer Anzahl vor als größere Teilchen. Sie entstehen durch Verwitterung.
- Die Konzentrationen von Mikroplastik sind teilweise 6- bis 7-fach höher als natürlich vorkommendes Plankton. Mikroplastik verteilt sich zwischen Oberfläche und Grund der Meere (und Binnengewässer) und tritt in die Nahrungskette ein.
- Siedlungsgebiete beeinflussen das Vorkommen von Mikro- und Makroplastik; die Teilchen treten als Microbeads, Pellets bzw. Fragmente von Abfällen (Littering) auf. Durch Oberflächenabschwemmung (z. B. nach Regenereignissen) sind regional sehr große Belastungen feststellbar.
- Es gibt keine einheitlichen oder gar normierten Methoden zur Probennahme und Messung von Mikroplastik. Teilweise werden Ergebnisse in unterschiedlichen Dimensionen angegeben, die nicht miteinander verglichen werden können. Die Messwerte streuen teilweise enorm.
- Es besteht großer Forschungsbedarf, um das Ausmaß und die Auswirkungen von Mikroplastik in der Umwelt bzw. für den Menschen abschätzen zu können.

3.7 Pakt “Zero Pellet Loss” am 12. März 2015

Am 12. März 2015 hat Bundesminister Andrä Rupprechter gemeinsam mit dem Fachverband der Chemischen Industrie Österreich (FCIO) die Initiative „Zero Pellet Loss“ beschlossen (siehe auch Anhang).

In einem ersten Schritt wird ein praxisbezogener 10-Punkte-Maßnahmen-Plan umgesetzt:

10-Punkte-Plan

1. Sicherstellung, dass an allen Ladestellen Auffangkörbe verwendet werden
2. Strategische Platzierung von Granulatbehältern zur Entsorgung vor Ort

3. Überprüfung aller Gullys auf korrekt installierte Siebe
4. Sorgfältige Versiegelung von Massengutbehältern vor der Verschiffung
5. Kontrolle von Massengutbehältern auf saubere Leerung
6. Sicherstellung, dass das Dach der Silowagen nach dem Beladen frei von Granulat ist
7. Installation zentraler Absaugsysteme, wo dies praktikabel ist
8. Sorgfältige Entsorgung von losem Granulat
9. Schulungen der MitarbeiterInnen
10. Information der Logistikpartner

Es ist vorgesehen, dass die WKO ein Jahr danach einen Bericht über die Umsetzung der Zero Pellet Loss-Initiative vorlegen wird.

Operation Clean Sweep Programm

Die Fa. Borealis hat sich als **Operation Clean Sweep Programm**-Partner neben 20 weiteren Unternehmen der Kunststoffbranche zur Umsetzung der Initiative "Zero Pellet Loss" verpflichtet (siehe auch Anhang 3). Das Operation Clean Sweep Programm soll Pelletverluste in die Meeresumwelt verhindern. Die Forcierung des Clean Sweep Programms ist das Ergebnis der Gespräche zwischen den wichtigsten Organisationen der Kunststoffindustrie – von Rohstoffherstellern über Kunststoffverarbeiter bis hin zur Verpackungsindustrie. Das Programm hat zum Ziel, entlang der gesamten Kunststoffwertschöpfungskette bewährte Praktiken zu kommunizieren und anzuwenden, die Pelletverluste in der Produktion, auf dem Transport und während der Umwandlung der Pellets in Waren des täglichen Lebens verhindern (OPC 2015).

3.8 Stakeholder Veranstaltung am 12. März 2015

Die Ergebnisse des Projektes Plastik in der Donau wurden am 12. März 2015 in einer Pressekonferenz des Herrn Bundesministers Rupprechter vorgestellt. Am Nachmittag desselben Tages wurde durch das Projekt-Konsortium eine Stakeholder Veranstaltung abgehalten, in der in Vorträgen über die Ergebnisse des Projektes berichtet und mit den Teilnehmerinnen und Teilnehmern diskutiert wurde. Eingeladen waren neben den Projektauftraggebern Stakeholder aus Verwaltung, Wissenschaft, Gewerbe und Industrie sowie von NGOs.

Themenschwerpunkte

Neben der Präsentation der Ergebnisse bestand die Gelegenheit zu Fragen und Antworten und Diskussion der Ergebnisse. Dabei wurden folgende Punkte besprochen:

- Die Frage, „wie viel Mikroplastik vertragen die Gewässer bzw. die Umwelt?“ kann derzeit nicht beantwortet werden, da keine ausreichenden Bewertungsmethoden zur Verfügung stehen. Entsprechender Forschungsbedarf ist gegeben.
- Im Nationalpark Donau Auen werden regelmäßig Uferreinigungsaktionen durchgeführt, bei denen große Mengen an Plastik (vor allem größere Objekte) gesammelt werden. Dies könnte in weiteren Studien verwendet werden, um die Dynamik (Ablagerung, Remobilisierung, Verwitterung) genauer zu studieren. Außerdem könnten Daten aus wiederkehrenden biologischen Studien genutzt werden, um Zeitreihen der Plastikbelastung zu erstellen.

- Es gibt derzeit kein standardisiertes methodisches Herangehen zur Messung von Mikroplastik. Entsprechende Anstrengungen müssen auf europäischer Ebene erfolgen, um Daten vergleichbar zu machen.
- Vermeidung von Emission bedeutet auch Vermeidung von ersetzbaren Anwendungen. Ein Ausstieg aus dem Einsatz von Mikroplastik in Kosmetika scheint geboten und ist relativ einfach umsetzbar.

3.9 Stakeholder Conference “Eliminating Plastic and Microplastic Pollution – an urgent need“

Viele der oben aufgeworfenen Fragen sind nur auf europäischer Ebene zu beantworten. Aus diesem Grund organisierte das BMLFUW gemeinsam mit dem Umweltbundesamt und dem Netzwerk der europäischen Umweltagenturen (EPA Network) im Rahmen der lettischen Ratspräsidentschaft eine Stakeholder Konferenz in Brüssel. Ziele der Konferenz waren es,

Ziele der Konferenz

- eine verstärkte Bewusstseinsbildung zum Thema Plastik und Mikroplastikverschmutzung in Gewässern zu erreichen und die entsprechenden Akteure zu vernetzen;
- einen Informationsaustausch über Quellen, Vorkommen und Wirkung von Plastik und Mikroplastik in Gewässern, insbesondere in Flüssen und Meeren, zu erreichen;
- einen Erfahrungsaustausch über die in Einzelbereichen bereits gesetzten Initiativen zur Eliminierung der primären und sekundären Mikroplastikverschmutzung zu betreiben und konkrete zukünftige Schritte mit Fokus auf die Bekämpfung der Verschmutzungen an der Quelle zu identifizieren

Rund 110 internationale Stakeholder aus Politik, Verwaltung, Wissenschaft, Industrie und NGOs berieten eineinhalb Tage lang über das Thema. Als dringende Maßnahmen zur Verbesserung des Wissens wurde vor allem herausgearbeitet, dass es keine rechtlich bindende Definition von Mikroplastik gibt und die Methodik zur Beprobung und Messung nicht einheitlich ist. Es sind auch noch weiterführende Schritte notwendig, um in der EU zu einem Gesamtbild über Vorkommen, Quellen und Wirkung von Mikroplastik in den Gewässern bzw. Meeren zu kommen. Auch das Fehlen von Bewertungsmethoden für eine Risikobeurteilung für Mensch und Umwelt wurde thematisiert.

Ergebnisse der Konferenz

Weitere Maßnahmen wurden festgehalten:

- Als erster Schritt soll das Thema Mikroplastik in den Europäischen Umweltbericht SOER aufgenommen werden.
- Maßnahmen gegen die Verschmutzung durch primäres und sekundäres Mikroplastik müssen primär an der Quelle ansetzen.
- Die EU soll hinsichtlich einer Kreislaufwirtschaft die Führungsrolle übernehmen. Wichtig sind insbesondere Innovationen auf Material- und Produktseite (Ersatz, Design), um das Problem an der Quelle zu beheben, sowie Maßnahmen beim Abfallmanagement, um ein europaweit hohes Niveau in allen Mitgliedstaaten zu erreichen.
- Die EU muss ihre Verantwortung gegenüber Drittstaaten wahrnehmen. Durch Unterstützung bei der Umsetzung von Maßnahmen könnten dadurch bedeutende Kunststoffeinträge in Gewässer und Meere verringert werden.

4 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Kern der vorliegenden Studie ist die Untersuchung der Donau auf Mikroplastik in der fließenden Welle. Es wurde erstmals ein fundiertes Verteilungsprofil für Mikroplastik erhoben und auf Basis der Ergebnisse wurden Transport und Fracht für zwei Messstellen im österreichischen Donauverlauf berechnet. Die Ergebnisse bilden wesentliche Grundlagen zum Verständnis des Plastiktransportes in der fließenden Welle und zeigen, dass die Erstellung eines Quer- und Tiefenprofils Voraussetzung für eine verlässliche Aussage über Transport/Fracht des Mikroplastiks im Gewässer ist. Dennoch ist die Methode mit hohem logistischem Aufwand und entsprechenden Kosten verbunden.

Die wichtigsten Schlussfolgerungen der einzelnen Teilaspekte des Projektes werden im Folgenden zusammengefasst.

4.1 Generelle Schlussfolgerungen hinsichtlich Mikroplastik

- Es fehlt eine eindeutige Definition für Mikroplastik. Weder die Beschreibung der Größe der Partikel noch deren Zusammensetzung sind verbindlich geregelt. Eine im Allgemeinen angewandte Größeneinteilung sowie die Bezeichnung nach der Herkunft ist im Kapitel 1.1 beschrieben.
- Es fehlen methodische Vorgaben für die Beprobung und Bestimmung von Mikroplastik in der Umwelt. Derzeit können Messergebnisse kaum miteinander verglichen und bewertet werden. Das Vorgehen auf europäischer Ebene sollte koordiniert werden, um ohne Zeitverlust einen größtmöglichen Nutzen aus den vielen derzeit entstehenden Forschungsarbeiten ziehen zu können. Dies beginnt bei einer einheitlichen Definition, was unter Mikroplastik zu verstehen ist.
- Aufgrund der Größenbereiche, die Mikroplastik umfasst, bestehen Gefährdungen in unterschiedlichen Ausprägungen, die mehrere trophische Ebenen betreffen. Dies beginnt bei der Möglichkeit der Verwechslung mit Nahrung oder der Gefahr durch Strangulation bei größeren Plastikteilen und geht bis zu physiologischen Wirkungen von Mikropartikeln. Es fehlen Aussagen zur Wirkrelevanz von Mikroplastik für Mensch, Tier und Umwelt auf Basis wissenschaftlicher Bewertungsmethoden.
- Die in der österreichischen Donau gemessenen Konzentrationen von Mikroplastik und Plastik bewegen sich im Bereich von Spurenschadstoffen. Es ist davon auszugehen, dass im weiteren Flussverlauf bedeutendere Mengen eingetragen werden.

4.2 Durchführung und Ergebnisse der Messungen

Im Rahmen des Projektes wurden erstmals an einem Fließgewässer Messungen des Kunststofftransportes durchgeführt, die sowohl die Tiefenvarianz als auch die räumliche Verteilung über das Querprofil hinweg umfassten. Dazu musste zuerst eine Methodik entwickelt werden, die auch an großen Fließgewässern und bei höheren Fließgeschwindigkeiten zuverlässig und wiederholbar anwendbar ist. Auch bezüglich der Analysemethodik mussten geeignete Verfahren gefunden werden, um – basierend auf den einzelnen Messpunkten – den Transport im Querprofil zu ermitteln und schließlich eine Abschätzung der Jahresfracht durchführen zu können.

Entwicklung einer Methodik

Nach der erfolgreichen Entwicklung der Methodik, wurden an der Hainburger und der Aschacher Straßenbrücke jeweils 5 Vielpunktmessungen über das Querprofil bei unterschiedlichen Durchflussverhältnissen durchgeführt. An beiden Messstellen konnte eine hohe Tiefenvarianz festgestellt werden.

Vielpunktmessungen an 2 Standorten

Tendenziell wurden höhere Kunststoffmengen bei den Proben nahe der Wasseroberfläche im Vergleich zu den Messungen in der Mitte der Wassersäule sowie an der Gewässersohle festgestellt. In Aschach konnte speziell bis Mittelwasser klar eine höhere Plastikkonzentration oberflächennah erkannt werden, während in Hainburg schon bei niedrigeren Durchflüssen aufgrund der höheren Turbulenz auch höhere Werte in den unteren Tiefenschichten vorkamen. Die Studie hat also gezeigt, dass die Kunststoffe nicht ausschließlich den Schwimmstoffen sondern großteils eher den Schwebstoffen zuzuordnen sind. Auch bezüglich der Lage im Querprofil konnten Tendenzen festgestellt werden. In Aschach wurden höhere Konzentrationen im rechten Brückenjoch festgestellt, in Hainburg wurden Unterschiede im Bühnenfeld sichtbar und auch ufernah konnte eine höhere Konzentration festgestellt werden. Somit ist die Lage der Probennahme im Profil ein wichtiges Kriterium und entscheidend für die Beprobungsmethodik.

Ergebnisse

Auch der Zeitpunkt der Probennahme spielt eine wichtige Rolle. Der Transport, aber auch die Konzentration des Kunststoffes sind abhängig von den an der Donau herrschenden Durchflussverhältnissen. An beiden Messstellen war ein Ansteigen der Kunststoffkonzentration bei größeren Durchflüssen zu beobachten. In Aschach lag der Transport (Gesamtplastik) bei RNQ zwischen 6,6 kg/d und 15,7 kg/d. Im Vergleich dazu waren es bei mittleren bis höheren Wasserständen rund 100 kg/d. In Hainburg betrug der Plastiktransport bei RNQ rund 11 kg/d, bei mittleren bis höheren Wasserständen bis zu 223 kg/d. Für das Hochwasserereignis (HQ₃) musste der Transport aufgrund technischer Defekte des Lkw auf Basis von nur 2 Messlotrechen extrapoliert werden. Der gewonnene Wert ist dementsprechend mit großen Unsicherheiten behaftet und wurde auf ca. 600 kg/d festgelegt. Auch bei der Kunststoffkonzentration (mg/1.000m³) konnte ein signifikanter Anstieg mit dem Donaudurchfluss festgestellt werden.

Grundsätzlich wurden für den Transport im Querprofil deutlich niedrigere Werte festgestellt, als jene, die von LECHNER & KECKEIS. (2014) basierend auf den ufernahen Messungen abgeschätzt wurden (rund 338 kg pro Tag ausgehend von 3,91 g/s). Bei dem Vergleich der beiden Messstellen konnte gezeigt werden, dass bei RNQ ein ähnlicher Plastiktransport an beiden Messstellen zu finden ist, bei höheren Durchflüssen steigt dieser jedoch signifikant an und die Transportrate erreicht in Hainburg einen zwei- bis dreifach höheren Wert als in Aschach.

Der durchschnittliche Plastiktransport für Mikroplastik in Aschach liegt zwischen 6 und 40 kg pro Tag und in Hainburg zwischen 6 und 66 kg pro Tag. Die Werte für den Plastiktransport für alle Fraktionen betragen in Aschach 10 bis 59 kg pro Tag und in Hainburg 7 bis 161 kg pro Tag.

Durch die bisherigen Messungen konnten Transportfunktionen generiert werden, die aufgrund der wenigen Messpunkte allerdings noch eine sehr große Unsicherheit aufweisen. Mit Hilfe der Durchfluss-Jahresganglinien (2009 bis 2014) konnte auch die Plastikfracht pro Standort und Jahr abgeschätzt werden. Die Plastikfracht in Hainburg liegt grundsätzlich jahresabhängig beim 2- bis 3-fachen Wert von Aschach. Die Jahresfracht für Mikroplastik liegt im betrachteten Zeitraum in Aschach bei < 7 t/a und in Hainburg bei < 17 t/a. Bei Betrachtung des gesamten Plastiks liegt der Wert für die Jahresfracht in Aschach bei 14 t/a und in Hainburg bei 41 t/a.

Zusammenfassend liefert diese erste Studie wertvolle Grundlagendaten, um die Charakteristika des Plastiktransportes in der fließenden Welle besser verstehen zu können. Darüber hinaus wurde mit der Entwicklung eines Messgerätes und einer geeigneten Methodik zur Probenaufbereitung und Datenauswertung eine wichtige Basis zur einheitlichen Beprobung von Plastik in Fließgewässern gelegt. Diese Datengrundlage sollte durch weitere Messungen verdichtet und ergänzt werden. Speziell während der Sommermonate sollten zusätzliche Messungen stattfinden, da fast alle bisherigen Beprobungen während der Wintermonate stattgefunden haben und ein – mitunter sogar starker – saisonaler Aspekt nicht ausgeschlossen werden kann.

Die Lage und die flussmorphologische Situation einer Messstelle haben wesentlichen Einfluss auf die räumliche Verteilung des Plastiks. In einem strömungsberuhigten Abschnitt der Donau ist eine deutliche Schichtung der Partikel zu erkennen, in der frei fließenden Strecke nicht. Der Ort der Probennahme und der Ansatz einer Vielpunktentnahme stellen wichtige Kriterien für die Qualität des Messergebnisses dar.

Mit steigendem Durchfluss nehmen auch die Konzentration und der Transport der Plastikteilchen zu und es bildet sich ein Unterschied zwischen den beiden Messstellen aus. Die berechneten Transportmengen liegen deutlich unter früher publizierten Werten (siehe Kapitel 3.1).

**weitere Messungen
erforderlich**

**weitere Ergebnisse
der Untersuchungen**

- Rund 90 % der Kunststoffe in der Donau stammen aus diffusen Quellen. Dazu zählen Einträge von Kunststoffen, die durch unsachgemäße Handhabung, natürliche Verwitterung oder mechanische Zerstörung entstehen oder durch achtlose Entsorgung in die Umwelt gelangen. Durch Oberflächenabschwemmung, Windeintrag oder Abwasser gelangen sie in die Oberflächengewässer.
- Bruchstücke (sekundäres Mikroplastik) umfassen mehr als die Hälfte der beprobten Partikel. Sie sind durch Bruch- oder Risskanten gekennzeichnet und entstanden augenscheinlich aus größeren Produkten. Die Einträge sind auf Littering und Abschwemmung oder Einwehung in die Donau zurückzuführen.
- Pellets können eindeutig industrieller Herkunft zugeordnet werden. Sie stammen entweder aus der Produktion oder Verarbeitung oder gelangen auf dem Logistikweg, beispielsweise durch Verlust oder Spülung des Transportbehälters, in die Umwelt. In Aschach wurden rund 4 %, in Hainburg rund 10 % der Partikelmasse als Pellets identifiziert.

- Einzelne Kunststoffpartikel sind in fast allen gezogenen Proben zu finden. Sie haben linsenförmige Gestalt (Flakes), sind grün und weisen Anzeichen auf, die sowohl auf spanabhebende wie thermische Entstehungsprozesse hinweisen. Der Massenanteil der Flakes beträgt in Aschach 2,1 %, in Hainburg 2,8 %. Ihre Herkunft konnte bislang nicht geklärt werden.
- Einzelne Partikel zeigen Verwitterungserscheinungen und deuten auf einen langen Verbleib in der Umwelt hin.
- Am Ufer der Donau wurden Kunststoffabfälle gefunden, die teilweise bereits verwittert sind und die Bildung von sekundärem Mikroplastik sichtbar machen.
- Je nach Durchfluss in der Donau und der betrachteten Fraktion, liegt der Anteil der Pellets aus dem Ablauf der Fa. Borealis zwischen 0,02 % und 4 % (Mikrokunststoff) bzw. 0,01 % und 3 % bei Betrachtung des Gesamtkunststoffes.

4.3 Abfallmanagement

- In Österreich fielen im Jahr 2012 rund 875.000 t Kunststoffe in Abfällen an. Dieses Aufkommen ist seit 1994 mit einer Rate von rund 0,8 % pro Jahr gestiegen.
- Aus Gewässern werden jährlich mehr als 2.300 t Kunststoffabfälle aus Kraftwerksrechen, Rechengut von Kläranlagen, der Kanalreinigung und Schlamm aus Kläranlagen abgetrennt.
- Rund 1.200 t an Abfallkunststoffen werden in Sammelcontainern an Straßen und öffentlichen Plätzen sowie durch die Straßenreinigung als Teil des Straßenkehrichts gesammelt.
- Die Menge an Kunststoffabfällen, die durch Abfallsammlungen im Gelände eingeholt werden könnte, wird auf jährlich zwischen 250 t und 370 t geschätzt.
- Das Littering von Kunststoffteilen bei Freiluftveranstaltungen ist sehr hoch, da aus Sicherheitsgründen Kunststoffbehälter eingesetzt werden, die jedoch während und unmittelbar nach der Veranstaltung intensiv eingesammelt werden bzw. die gegen Pfand ausgegeben werden.

4.4 Siedlungswasserwirtschaft

- Kläranlagen entfernen Mikroplastik über die verschiedenen Reinigungsstufen aus dem Abwasser. Die Anzahl der Untersuchungen ist jedoch gering.
- Die vermeintlich hohe Anzahl von Partikeln relativiert sich in Bezug auf ihre Masse deutlich und liegt im Bereich der Konzentrationen vieler organischer Spurenstoffe.
- Mikroplastik wird u. a. über den Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt.
- Mischkanalisationen stellen bei Erreichen der Kapazitätsgrenzen der Kläranlagen eine potenzielle Quelle für Mikroplastik in die Vorfluter dar. Dies gilt generell für Trennkanalisationen, die bei Regenereignissen Abschwemmungen von Flächen eintragen.

4.5 Produktion und Verarbeitung von Kunststoffen

- In Österreich werden jährlich rund 1,11 Mio. t Kunststoffe hergestellt. Dies beschränkt sich im Wesentlichen auf vier Produkte, die von drei Herstellern produziert werden.
- Rund 560 verarbeitende Betriebe sind mit der Herstellung von Kunststoffwaren beschäftigt. Die Hälfte der Arbeitsplätze befindet sich in Niederösterreich und Oberösterreich und im Einzugsgebiet der Flüsse Traun, Traisen, Schwechat und Fischa.
- Die betriebliche Freisetzung von Kunststoffpartikeln kann in erster Linie über das Waschwasser der Produktreinigung, die Abluftreinigung (inkl. Kühlturmabschlämmen) sowie aus der Anlagen-, Behälter- und Siloreinigung erfolgen. Relevant ist außerdem die Niederschlagsentwässerung befestigter betrieblicher Flächen (z. B. versiegelte Flächen um Produktions- und Abfüllanlagen, Freilagerflächen, innerbetriebliche Fahrstraßen etc.), über die Kunststoffverluste industrieller Tätigkeiten in die Umwelt freigesetzt werden können.
- Staubemissionen können bei Betrieben der Kunststoffbranche insbesondere bei Trocknungsprozessen, beim innerbetrieblichen Transport und Produktumschlag auftreten und führen durch Windverfrachtung zum anschließenden Eintrag von Kunststoffstäuben in die Oberflächengewässer.
- Es existieren bewusstseinsbildende Initiativen bei Herstellern und Verbänden zur Vermeidung von Kunststoffemissionen in die Umwelt.

4.6 Ökologische Aspekte

- Für Plastikteile größer als 5 mm Durchmesser gelten vor allem mögliche physikalische Beeinträchtigungen durch Verheddern sowie Verschlucken und Auslösen von Beeinträchtigungen (Entzündungen, Verletzungen, unterdrücktes Hungergefühl).
- Mikroplastikteilchen haben dieselbe Größe wie Plankton oder Sedimente und sind daher für zahlreiche Organismen bioverfügbar. Dies ist für eine Reihe von marinen Organismen, besonders filtrierende Lebewesen, beschrieben.
- Mikroplastik kann in Organismen (z. B. Würmern) angereichert werden und zur Blockierung des Verdauungssystems führen.
- Entsprechend kleine Partikel können im Gewebe eingelagert werden, in die Blutbahn gelangen und somit normale physiologische Prozesse beeinträchtigen. Stäbchenförmige Strukturen fördern die Bildung von Entzündungen.
- Mikroplastik dient einigen Arten als Substrat zur Fortbewegung im Wasserbereich. Veränderungen von Populationsstrukturen wurden bereits beobachtet.
- Lebewesen der unteren trophischen Ebene nehmen Mikroplastik auf und transferieren es in höhere trophische Ebenen – und damit in die Nahrungskette.
- Es existieren wenige Studien zu Vorkommen und Auswirkungen an Süßwasser-Lebewesen.
- Bei der Zerkleinerung zu Mikroplastik werden Additive im Kunststoff freigesetzt, die in das Umgebungsmedium migrieren.

- Aufgrund der hohen Oberfläche im Vergleich zum Volumen können Umweltschadstoffe an Mikroplastik adsorbieren. Diese können in Organismen weitere toxische Effekte bewirken, die Wachstum, Fitness und Überleben gefährden.
- Es existieren derzeit keine Bewertungsmethoden, die die Auswirkungen von Mikroplastik auf Organismen ausreichend bewerten, um eine Gefährdung für die Umwelt und/oder den Menschen ableiten zu können.
- Das BfR geht beim derzeitigen Stand des Wissens davon aus, dass Microbeads, die in kosmetischen Produkten eingesetzt werden, bei bestimmungsgemäßem Gebrauch keine Gefährdung für den Anwender/die Anwenderin darstellen.

5 EMPFEHLUNGEN

Bestimmungsmethoden und Belastungssituation

- Entwicklung einer auf europäischer Ebene standardisierten Probenahme- und Bestimmungsmethode für Kunststoff in der Umwelt. Erarbeitung einer einheitlichen Definition von Mikroplastik und darauf abgestimmte Beprobungs- und Messmethoden;
 - Ergebnisse verschiedener Studien sind derzeit nicht vergleichbar. Beispielsweise führen ausschließlich von der Oberfläche von Gewässern abgeschöpfte Proben zu Fehleinschätzungen der Kunststoff-Frachten (Vielpunktmessung notwendig).
- Europaweite Messungen in Fließgewässern zur Analyse der Belastungssituation;
 - Ein Überblick über die Belastungssituation ermöglicht eine Abschätzung der Quellen und Eintragspfade und damit die Entwicklung gezielter Maßnahmen.
- Ergänzende Untersuchungen zur Relevanz verschiedener Eintragspfade;
 - Als signifikanter Eintragspfad kommen beispielsweise Niederschlagsentwässerungen, Trennkanalisationen bzw. Mischwasserentlastungen in Betracht, da diese vielfach große Flächen entwässern und (zumindest unter gewissen Bedingungen) direkt in die Oberflächengewässer eingeleitet/entlastet werden. Zum Ausmaß von Mikroplastik in Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen aus Trennkanalisationen sind derzeit keine Daten verfügbar. Entsprechende Untersuchungen wären notwendig.
- Forschungsarbeiten bzw. Entwicklung von Methoden zur toxikologischen und ökotoxikologischen Bewertung von Mikroplastik;
 - Die Auswirkung der gefundenen Mengen von Mikroplastik kann gegenwärtig nicht abgeschätzt werden. Damit fehlt auch eine wesentlich Grundlage für die Diskussion etwaiger Grenzwerte.

Abfallmanagement und Littering

- Setzen von bewusstseinsbildenden Maßnahmen in all jenen Bereichen, wo es zu signifikanten Einträgen kommt. Das gilt für die allgemeine Öffentlichkeit (gezielter Einkauf, ordnungsgemäße Entsorgung) ebenso wie für Personal in Produktion und Handel;
- Unterstützen von „Anti-Littering-Kampagnen“, mit jährlich wechselnden Themenschwerpunkten;
 - Zur Unterstützung einer solchen breit angelegten „Anti-Littering-Initiative“ wird empfohlen, ein Maßnahmenscreening durchzuführen, um Best-Practice-Beispiele anderer Staaten oder auf regionaler Ebene zu identifizieren.

- Beiträge zur Hebung oder zumindest Stabilisierung des Mehrweg-Getränkeverpackungsanteils;
- Maßnahmen der Förderung und Bewusstseinsbildung die zu einer Verlängerung der Nutzungsdauer, Weiterverwendung von Produkten und Komponenten (Ersatzteile) und damit zu weniger Materialverbrauch und weniger Abfall führen. (Stärkung der Re-Use- und Sharing-Wirtschaft);
- Fortschreibung des Abfallvermeidungsprogramms des Bundes-Abfallwirtschaftsplans;
- Reduktion der Lebensmittelabfälle über die gesamte Wertschöpfungskette, da damit auch die in diesem Bereich schwer zu substituierenden Einwegverpackungen verringert werden.

Produktion, Verarbeitung und Logistik

- Rasche Umsetzung des Zero Pellet Loss Paktes, der von Bundesminister Rupprechter gemeinsam mit dem Fachverband der chemischen Industrie beschlossen wurde sowie Forcierung des Operation Clean Sweep Programms (siehe Anhang des Reports);
 - Diese Maßnahme könnte eine sehr schnelle Reduktion an bereits identifizierten Quellen bewirken und hätte darüber hinaus eine Beispielswirkung für andere Bereiche. Über den 10-Punkte-Maßnahmen-Plan des Zero Pellet Loss Paktes hinausgehend werden folgende Maßnahmen empfohlen:
 - Die Reinigung von Transportbehältern (z. B. Silowagen) sollte mit entsprechenden Schritten zur Abscheidung von Kunststoffpartikeln aus Waschwasser oder trocken erfolgen. Eine zusätzliche Kontrolle durch die Firma, an deren Standort eine Reinigung durchgeführt wird, hat sich als zweckmäßig erwiesen;
 - Die Wartung und Kontrolle von Abscheide- und Reinigungseinrichtungen sollte durch explizit dafür zuständige Personen erfolgen;
 - Wo es sinnvoll eingesetzt werden kann, ist ein Vier-Augenprinzip hilfreich (z. B. Kontrolle der Lkw-Sauberkeit am Werkstor);
- Bei der Wahl und Auslegung von Abscheidevorrichtungen für Kunststoffpartikel und Feinmaterial aus Abwasser sollte Augenmerk auf die maximal erwartete Wassermenge gelegt werden, da die zu behandelnden Wasserströme stark schwanken können. Auch wäre die sehr unterschiedliche Dichte und Korngröße der Partikel zu berücksichtigen;
- Einsatz von Behälter für die Sammlung und Zwischenlagerung von Kunststoffabfällen, die so konstruiert sind, dass Kunststoffe nicht ausgeblasen werden können.

Weitere Empfehlungen

- Prüfung der Wirksamkeit freiwilliger Maßnahmen zur europaweiten Beendigung des Einsatzes von Mikroplastik in Produkten und erforderlichenfalls Verbot auf europäischer Ebene.

- Um eine Verringerung der Mikroplastikbelastung zu erreichen, sind Ansätze an der Quelle (beim Verursacher) Lösungen am „Ende der Pipeline“ aus Gründen der Effektivität und der Kosten vorzuziehen.
- Verstärkung der Information und Kommunikation der Umwelteigenschaften von Produkten und Dienstleistungen und Steigerung der Nachfrage für umweltschonendere Produkte. Weiterführung und Vernetzung bestehender Initiativen.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- ANDRADY, A. (2011): Microplastics in the marine environment. *Marine pollution Bulletin* 62 (2011): 1596–1605.
- ARA – Altstoff Recycling Austria (2013): Leistungsreport 2012 – Nachhaltigkeitsbericht. Wien. <http://www.ara.at/d/presse/publikationen/ara-leistungsreport.html>
- ARA – Altstoff Recycling Austria (2014): Leistungsreport 2013 – Nachhaltigkeitsbericht. Wien. <http://www.ara.at/d/presse/publikationen/ara-leistungsreport.html>
- ARA UNTERMARCH (2014): Vorklärbecken. Schweiz. <http://www.arauntermarch.ch/vorklaerbecken.htm> (abgerufen am 25.08.2014).
- ART – Asamer Rubber Technology (2014): Technik/Anlage/Umwelt/Prinzip. <http://www.art.asamer.at/de/technikanlageumweltprinzip>
- ARTHUR, C.; BAKER, J. & BAMFORD, H. (2008): Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic. *Marine Debris*. Sept 9–11; NOAA Technical; Memorandum NOS-OR&R-30, 530.
- AWI – Alfred Wegener Institut (2014): Mintenig, S.; Int-Veen, I.; Löder, M. & Gerdt, G.: Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburg-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Abschlussbericht.
- AWV EISENSTADT (2012): WC-Papier am Bachufer – oder: Die Geheimnisse des Mischwassers. Eisenstadt. <http://www.awv-eisenstadt.at/index.php/aktuelles-lesen/wc-papier-am-bachufer-oder-die-geheimnisse-des-mischwassers.html>
- AZZARELLO, M.Y. & VAN VLEET, E.S. (1987): Marine birds and plastic pollution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1987, 37: 295–303.
- BAIRD, R.W. & HOOKER, S.K. (2000): Ingestion of plastic and unusual prey by a juvenile harbour porpoise. *Mar. Pollut. Bull.* 2000, 40: 719–720.
- BARNES, D. (2002): Invasions by marine life on plastic debris. *Nature* 416 (25): 808–809.
- BARNES, D.K.A. & MILNER, P. (2005): Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Mar. Biol.*, 146: 815–825.
- BARNES, D.K.A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R.C. & BARLAZ, M. (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364: 1985–1998.
- BARREIROS, J.P. & BARCELOS, J. (2001): Plastic ingestion by a leatherback turtle *Dermochelys coriacea* from the Azores (NE Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 2001, 42: 1196–1197.
- BDSV – Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen (2012): BREF für Großshredderanlagen. Berlin. http://www.bdsv.org/downloads/BREF_Grossschredder.pdf.
- BESSELING, E.; WEGNER, A.; FOEKEMA, E.M.; HEUVEL-GREVE, M.J. & KOELMANS, A. (2013): Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environ. Sci. Technol.* 47: 593–600.
- BETTS, K. (2008): Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans. *Environmental Science & Technology* 42: 8995.

- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2014): Polyethylenhaltige Mikro Kunststoffpartikel: Gesundheitsrisiko durch die Verwendung von Hautreinigungs- und Zahnpflegemitteln ist unwahrscheinlich. Stellungnahme Nr. 032/2014 des BfR vom 3. Jänner 2014.
- BLIGHT, L.K. & BURGER, A.E. (1997): Occurrence of plastic particles in sea-birds from the eastern north pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 1997, 34: 323–325.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008): Schwebstoffe im Fließgewässer – Leitfaden zur Erfassung des Schwebstofftransportes, Wien.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (1999): AEV Kunststoffe Erläuterungen. Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen, Gummi und Kautschuk (BGBl. II Nr. 8/1999). (abgerufen am 05.05.2014).
http://www.bmlfuw.gv.at/dms/lmat/wasser/wasser-oesterreich/wasserrecht_national/abwasser_emissionsbegrenzung0/wasserrecht_chem_prozesse/AEVKunststoffe/Erlaeuterungen-AEV-Kunststoffe--BGBl-II-Nr-8_1999/Erlaeuterungen%20AEV%20Kunststoffe%2C%20BGBl%20II%20Nr%208_1999.pdf
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2014): Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich – Statusbericht 2013. Wien. www.bundesabfallwirtschaftsplan.at.
- BOERGER, C.; LATTIN, G.; MOORE, S. & MOORE, C. (2010): Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Mare Pollution Bulletin* 60: 2275–2278.
- BOREALIS POLYOLEFINE GMBH (2015): Borealis Schwechat. (abgerufen am 15.7.2015).
<http://www.borealisgroup.com/de-at/schwechat/>
- BREER, J. (2007): Stadtreinigung und Umweltschutz. Müllhandbuch 3912. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BROWNE, M.; GALLOWAY, T. & THOMPSON, R. (2007): Microplastics – an emerging contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and Management* 3: 559–561.
- BROWNE, M.; DISSANAYAKE, A.; GALLOWAY, T.; LOWE, D. & THOMPSON, R. (2008): Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42: 5026–5031.
- BROWNE, M.A.; GALLOWAY, T.S. & THOMPSON, R.C. (2010): Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science & Technology* 44: 3404–3409.
- BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S.J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T. & THOMPSON, R. (2011): Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* 2011, 45 (21): 9175–9179.
- BROWNE, M.A.; NIVEN, S.J.; GALLOWAY, T.S.; ROWLAND, S.J. & THOMPSON, R.C. (2013): Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Curr Biol.* 23 (23): 2388–92.

- BYKOVSKAYA-PAVLOVSKAYA, I.E.; GUSEV, A.V.; DUBININA, N.A.; IZYUMOVA, T.S.; SMIRNOVA, I.L.; SOKOLOVSKAYA, G.A.; SHTEIN, G.A.; SHULMAN, S.S. & EPSHTEIN, V.M. (1962): Key to the Parasites of Freshwater Fishes of the U.S.S.R. I. Akad. N. SSSR, Moskau, Leningrad. pp. 1–776.
- CARPENTER, E.; ANDERSON, S.; HARVEY, G.; MIKLAS, H. & PECK, B. (1972): Polystyrene spherules in coastal waters. *Science* 178 (4062): 749–750.
- CAUWENBERGHE VAN, A.; VANREUSEL, A.; MEES, J. & JANSSEN, C. (2013): Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* 182: 495–499.
- CLAESSENS, M.; MEESTER, S.D.; LANDUYT, L.V.; CLERCK, K.D. & JANSSEN, C.R. (2011): Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2199–2204.
- COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C. & GALLOWAY, T. (2011): Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2588–2597.
- COLTON, J.; KNAPP, F. & BURNS, B. (1974): Plastic particles in surface waters of the Northwestern Atlantic. *Science* 9 August. pp. 491–497.
- DAY, R.; SHAW, D. & IGNELL, S. (1990): The quantitative distribution and characteristics of neuston plastic in the North Pacific Ocean 1985–1988. In: Shomura, R. & Godfrey, M. (Eds.): Proceedings of the second International Conference of Marine Debris, 2-7 April 1989, Honolulu, Hawaii, NOAA Technical Memo, NMFS, NOAA-TM-NMFS-SWFSC-154.
- DERRAIK, J.G.B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 842–852.
- DG ENV – Directorate General Environment (2011): In-depth report, Plastic waste: ecological and human health impacts. DG ENV, November 2011.
- DVWK (1986): Schwebstoffmessungen, Regeln zur Wasserwirtschaft Nr. 125/1986; Kommissionsvertrieb Verlag.
- DWORJANYN, S.; KAPOS, K.; MOS, B. & KELAHER, B. (2014): Ingestion of Microplastic has limited impact on a marine larva. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48 (3): 1638–1645.
- EBBESMEYER, C. (2008): Personal communication. In: Moore, C. (2008): Synthetic Polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108: 131–139.
- ECO-CONSEIL (2009): Ausmaß, Qualität und Implikationen von Littering im Großherzogtum Luxemburg. Mondorf-Les-Bains, Luxemburg.
www.environnement.public.lu/dechets/
- EK – Europäische Kommission, Directorate General Environment (2011): In-depth report, Plastic waste: ecological and human health impacts. DG ENV, November 2011.
- ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; FARLEY, H. & AMATO, S. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 77 (2013): 177–182.
- FAURE, F.; CORBAZ, M.; BAECHER, H.; NEUHAUS, V. & DE ALENCASTRO, L. (2013): Pollution due to Plastic and microplastics in Lake Geneva. Koblenz, Germany. In: 6th International Conference on Water Resources and Environmental Research.

- FCIO – Fachverband der Chemischen Industrie Österreichs (2014):
Branchengruppe Kunststoffe. (abgerufen am 03.09.2014).
<http://kunststoffe.fcio.at/DE/kunststoffe.fcio.at/HomepageKunststoffe.aspx>
- FEHRINGER, R. & BRUNNER, P.H. (1997): Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der
Kunststoffverwertung in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und
Familie, Monografien Band 80. Wien.
- FENDALL, L. & SEWELL, M. (2009): Contributing to marine pollution by washing your face:
Microplastics in facial cleaners. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1225–1228.
- FOEKEMA, E.; GRUIJTER, C.; MERGIA, M.; VAN FRANEKER, J.; MURK, A. & KOELMANS, A.
(2013): Plastic in North Sea Fish. *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47 (15): 8818–
8824.
- FOSSI, M.; PANTI, C.; COPPOLA, D.; GIANNETTI, M.; MARSILI, L. & MINUTOLI, R. (2012): Are
baleen whales exposed to the threat of Microplastics? A case study of the
Mediterranean fin whale. *Marine Pollution Bulletin* 64 (11): 2374–2379.
- FREE, C.; JENSEN, O.; MASON, S.; ERIKSEN, M.; WILLIAMSON, N. & BOLDGIV, B. (2014): High-
levels of microplastic pollution in large, remote mountain lake. Article in Press,
Marine Pollution Bulletin.
- FROKLAGE, R.; LANT, C.; MISBAH, A.; O'LEARY, E. & PAYTON, E. (2013): Assessing and
Mitigating Plastic Pollution in Lake Huron. Hydra Horizons Consulting.
- GALGANI, F.; FLEET, D.; FRAENKER, J.; KATSANEVAKIS, S.; MAES, T.; MOUAT, J.; OOSTERBAAN,
L.; POITOU, I.; HANKE, G.; THOMPSON, R.; AMATO, E.; BIRKUN, A. & JANSSEN, C.
(2010): Task group 10 report: marine litter. In: Zampoukas, N. (Ed.): *Marine
Strategy Framework Directive*, JRC, IFREMER & ICES.
- GALGANI, F.; HANKE, G.; WERNER, S. & DE VREES, L. (2013): Marine Litter within the
European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*
70 (6): 1055–1064.
- GOLDSTEIN, M.; ROSENBERG, M. & CHENG, L. (2012): Increased oceanic microplastic debris
enhances oviposition in an endemic pleagic insect. *Biology Letters* 8 (5): 817–
820.
- GRAHAM, E.R. & THOMPSON, J.T. (2009): Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers
(Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology
and Ecology* 368: 22–29.
- GREGORY, M. (1996): Plastic 'scrubbers' in hand cleansers: a further (and minor) source
for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin* 32: 867–871.
- GREGORY, M. (2009): Environmental implications of plastic debris in marine settings –
Entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien
invasions. *Philos. Trans. R. Soc. B* 2009, 364: 2013–2025.
- GREGORY, M. & ANDRADY, A. (2003): Plastic in the marine environment. In: Andrady, A.L.
2003 (Ed.): *Plastics and the environment* (pp. 379–401). New Jersey: John Wiley
& Sons Inc.
- GRIFFITT, R. et al. (2009): Comparison of Molecular and Histological Changes in
Zebrafish Gills Exposed to Metallic Nanoparticles. *Toxicol. Sci.* 107 (2): 404–415.
- HAÖ – Hydrologischer Atlas Österreich (2007): In: Fürst, J. (ed.). *Lebensministerium &
IWHW, BOKU*.

- HELCOM (2014): BASE project 2012–2014: preliminary study on Synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. HELCOM Baltic Sea Action Plan.
- HUANG, X.; TENG, X.; CHEN, D.; TANG, F. & HE, J. (2010): The effect of the shape of mesoporous silica nanoparticles on cellular uptake and cell function. *Biomaterials* 31 (3): 438–448.
- IU – Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik & Saubermacher (2014): Sortieranaysen für Restmüll aus der Steiermark. Seebenstein.
http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/10168259_4336659/d8cfd42f/Endbericht_RM-Analysen_2012-2013_Steiermark_vom_2014-02-20.pdf
- IVAR DO SUL, J. & COSTA, M. (2013): The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environ Pollut.* 185: 352–64.
- KIMO SWEDEN (2004): Small plastic particles in Coastal Swedish waters. downloaded from www.n-research.se
- KÖHLER, A.; VON MOOS, N.; FRITSCH, J. & LÖDER, M. (2014): Aufnahme von Mikroplastik in Muscheln. In: Mikroplastik in der Umwelt. Statuskolloquium am 03.07.2014. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- LAFORSCH, C.; IMHOF, H.K.; IVLEVA, N.P.; SCHMID, J. & NIESSNER, R. (2013): Contamination beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Curr Biol* 2013, 23 (19): 867–868.
- LANER, D. & BRUNNER, P.H. (2008): KRIGEZ – Kriterien zur Trennung von Siedlungsabfall aus Industrie und Gewerbe als Voraussetzung zur Zuordnung zu Behandlungsverfahren. TU-Wien. <http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/>
- LECHNER, A. & KECKEIS, H. (2014): The Danube so colorful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution* 188 (2014): 177–181.
- LESLIE, H.A. & VAN VELZEN, M.J.M. (2013): Microplastic Survey of the Dutch Environment. Novel Data set of microplastics in North Sea Sediments, Treated Waste Water Effluents and Marine Biota. Amsterdam, Institute for Environmental Studies, VU University.
- LESLIE, H.A.; MOESTER, M.; DE KREUK, M. & VETHAAK, A.D. (2012): Verkennende studie naar ozing van microplastics door rwzi's. (Pilot study on emissions of microplastics from wastewater treatment plants). *H₂O* 2012, 14/15: 45–47 (Dutch).
- LIEBEZEIT, G. (2013): Forscher warnt vor Plastikteilchen in Honig und Wasser. Firmen kündigen Verzicht auf Plastikkugeln bei Produktion von Zahnpasta und Creme an. <http://www.abendblatt.de/ratgeber/wissen/article121994672/Forscher-warnt-vor-Plastikteilchen-in-Honig-und-Wasser.html> (abgerufen am 24.11.2014).
- LFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2014): Mikroplastik in der Umwelt. Statuskolloquium am 3.7.2014.
- LUSHER, A.; MCHUGH, M. & THOMPSON, R. (2012): Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67 (1–2): 94–99.

- MARGOLIS, L. et al. (1982): The use of ecological terms in parasitology. Report of an ad hoc committee of the American Society of Parasitologists. *J. Parasitol.*, 68 (1): 131–133.
- MARK, F.E.; BRUNNER, M.; ACKERMANN, R. & WIRZ, CH. (1998): Charakterisierung und Entfrachtung von Reststoffen aus Autoschredderanlagen. *Müll und Abfall*, 12/1998, S. 747.
- MARTINEZ-RIBES, L.; BSTERRETXEA, G.; PALMER, M. & TINTORE, J. (2007): Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. *Scientia Marina* 71(2): 305–314.
- MASÓ, M.; GARCÉS, E.; PAGÈS, F. & CAMP, J. (2003): Drifting plastic debris as a potential vector for harmful algal bloom (HAB) species. *Sci. Mar.* 67: 107–111.
- MOORE, C.J. (2008): Synthetic Polymers in the Marine Environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* 108 (2008): 131–139.
- MOORE, C.J.; MOORE, S.L.; LEECASTER, M.K. & WEISBERG, S.B. (2001): A comparison of plastic and plankton in the north Pacific central gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 2001, 42: 1297–1300.
- MOORE, C.J.; LATTIN, G.L. & ZELLERS, A.F. (2004): Density of Plastic Particles found in zooplankton trawls from Coastal Waters of California to the North Pacific Central Gyre. Algalita Marine Research Foundation, 148N. Marina Drive, Long Beach, CA 90803, USA.
- MORAVEC, F.; KONECNY, R.; BASKA, F.; RYDLO, M.; SCHOLZ, T.; MOLNAR, K. & SCHIEMER, F. (1997): Endohelminthfauna of barbel, *Barbus barbus* (L.) under ecological conditions in Central Europe. *Academia Praha* 3/1997, 96 pp.
- MORRITT, D.; STEFANOUDIS, D.; PEARCE, D.; CRIMMEN, O. & CLARK, P. (2014): Plastic in the Thames: A river runs through it. *Marine Pollution Bulletin* 78: 1–2, 196–200.
- MURRAY, F. & COWIE, P. (2011): Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus*. *Mar Pollut Bull.* Jun;62(6): 1207–1217.
- N+P GROUP BV (2014): Papierindustrie. Nieuw Bergen, Niederlande. <http://www.np-recycling.nl/de/projekte/38-papierindustrie>.
- NEUDORFER, M. (2014): „Hui statt pfui“: 660 Kilogramm Müll bei Flurreinigung gesammelt. Bad Wimsbach-Neydharting. <http://www.meinbezirk.at/oberoesterreich/themen/flurreinigung.html>
- NEWS – news network world internetservice GmbH (2014): trend Top 500. Österreichs erfolgreichste Unternehmen. (abgerufen am 02.09.2014). <http://www.trendtop500.at/>.
- NIEMCZYK, B. & WÜNSCHE, G. (2004): Reject und Reststoffentsorgung aus Altpapier. http://www.voithpaper.com/applications/twogether/vp_de_twogether17_05_meri_d.pdf.
- NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration (2014): <http://marinedebris.noaa.gov/research/detecting-microplastics-marine-environment> (abgerufen am 8.8.2014)
- OGI, H.; BABA, N.; ISHIHARA, S. & SHIBATA, Y. (1999): Sampling of plastic pellets by two types of neuston net and plastic pollution in the sea. *Bull. Fac. Sish. Hokkaido Univ.* 50 (2): 77–91.

- OPC– Operation Clean Sweep (2015): Operation Clean Sweep ®. (abgerufen am 15.7.2015). <http://www.opcleansweep.org/>.
- PEMBERTON, D.; BROTHERS, N.P. & KIRKWOOD, R. (1992): Entanglement of Australian fur seals in man-made debris in Tasmanian waters. *Wildl. Res.* 19: 151–159.
- PETROVIĆ, B. (2012): Umweltgesamtrechnungen – Modul Materialflussrechnung, Zeitreihe 1960 bis 2010. Statistik Austria, Wien. www.statistik.at.
- PLADERER, C.; KLOUD, V. et al. (2002): Erhebung und Darstellung des Sperrmüllaufkommens in Wien – Sortier- und Inputanalyse 2001. MA 48 Wien. <http://www.wien.gv.at/meu/fdb/pdf/sperrmuell-715-ma48.pdf>.
- PLADERER, C.; GANGLBERGER, E. et al. (2004): Vermeidung von Baustellenabfällen in Wien. Magistratsabteilung 48 Wien.
- PLASTICSEUROPE (2014): Mobilität. <http://www.plasticseurope.de/anwendungsgebiete/mobilitat.aspx>.
- ROCHMAN, C. M.; HOH, E.; KUROBE, T. & THE, S. J. (2013): Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Nature, Scientific Reports*, Vol. 3. doi:10.1038/srep03263.
- ROCHMAN, C.M.; KUROBE, T.; FLORES, I. & TEH, S.J. (2014): Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment. *Sci Total Environ.* 493: 656–61.
- ROSENKRANZ, P.; CHAUDHRY, Q.; STONE, V. & FERNANDES, T.F. (2009): A comparison of nanoparticle and fine particle uptake by *Daphnia magna*. *Environ Toxicol Chem* 2009, 28: 2142–2149.
- RYAN, P.G.; MOORE, C.J.; VAN FRANKEKER, J.A. & MOLONEY, C.L. (2009): Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos. T. Roy. Soc. B* 2009, 364: 1999–2012.
- SANCHEZ, W.; BENDER, C. & PORCHER, J.M. (2014): Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. *Environ Res* 2014, 128: 98–100.
- SAZIMA, I.; GADIG, O.B.F.; NAMORA, R.C. & MOTTA, F.S. (2002): Plastic debris collars on juvenile carcharhinid sharks (*Rhizoprionodon lalandii*) in southwest Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 2002, 44: 1147–1149.
- SCHELKER, R. & GEISSELHARDT, P. (2011): Projekt „Kunststoff-Verwertung Schweiz“. Redilo im Auftrag des BAFU, Bern. www.bafu.admin.ch/abfall/01472/
- SCHNEIDER, F. & LEBERSORGER, S. (2009): Untersuchung der Lebensmittel im Restmüll in einer oberösterreichischen Region. Projektbericht im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilungen Umweltschutz und Land- und Forstwirtschaft. http://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/US_lebensmittel_restmuell.pdf.
- SCHNEIDER, F. & LEBERSORGER, S. (2011): Niederösterreichische Restmüllanalyse und Detailanalyse der Feinfraktion 2010/2011 in NÖ. Die Niederösterreichischen Abfallverbände, ABF-BOKU. St. Pölten, Wien. www.noel.gv.at/Umwelt/Abfall/
- SCIENCE FOR ENVIRONMENT POLICY & DG ENVIRONMENT NEWS ALERT SERVICE (2011): In Depth Report. Plastic Waste: Ecological and Human Health Impact. November 2011.

- SMITH, C. J.; SHAW, B. J. & HANDY, R.D. (2007): Toxicity of single walled carbon nanotubes to rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*): Respiratory toxicity, organ pathologies, and other physiological effects. *Aquatic Toxicology* 94–109.
- STADTSCHREIBER, F. (2005): Alttextilien in der Steiermark. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, FA19D – Abfall- und Stoffflusswirtschaft Referat I – Kommunale Abfallwirtschaft, Graz.
http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/10209750_4334719/83093cb0/024%20Bericht%20Alttextiliensammlung_Steiermark.pdf.
- THOMPSON, R. C. et al. (2004): Lost at Sea: Where Is All the Plastic?, *Science*, Vol. 304, 2004; 843.
- UGOLINI, A.; UNGHERESE, A.; CIOFINI, M.; LAPUCCI, A. & CAMAITI, M. (2013): Microplastic debris in sandhoppers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 129: 19–22.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Frischenschlager, H.: Stand der Technik bei der Herstellung und Verarbeitung von Polystyrol. Interner Bericht. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Binner, E. & Denner, M.: Evaluierung des Abfallannahmeverfahrens für MBA-Abfälle zur Deponierung – AMBA. Reports, Bd. REP-0112. Umweltbundesamt, Wien
- UMWELTBUNDESAMT (2009a): Oliva, J.; Bernhardt ,A.; Reisinger, H.; Domenig, M. & Krammer, H.-J.: Klärschlamm – Materialien zur Abfallwirtschaft. Reports, Bd. REP-0221. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2009b): Tesar, M. & Öhlinger A.: Elektroaltgerätebehandlung in Österreich – Zustandsbericht 2008. Reports, Bd. REP-0199. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Frischenschlager, H.: Flüchtige organische Verbindungen. Mineralölindustrie, petrochemische und Kunststoff verarbeitende Industrie. Reports, Bd. REP-0293. Umweltbundesamt, Wien.
- VABÖ – Verband Abfallberatung Österreich (2014): Umstrittene Grenzgänger: Abfälle oder Waren? VABÖ-Newsletter August/September 2014.
http://www.vaboe.at/includes/newsletter/VABOE_Newsletter_AugSept_2014.php
- VELZEBOER, I.; KWADIJK, C.J. & KOELMANS, A.A. (2014): Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environ Sci Technol.* 48(9): 4869–76.
- VERBUND (2006): Umwelt- und Forschungsdaten 2005. Schriftenreihe der Forschung im Verbund Band 97, Wien.
- VKE – Verband Kunststoffherzeugende Industrie (2003): Kunststoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Frankfurt/Main.
http://www.plasticseurope.de/Documents/Document/20100730095659-Kunststoffe_in_E_und_E.pdf
- VOGEL, E.; STEINER, M. & QUICKERT, A. (2009): Siebgestützte Restmüllanalysen im Land Steiermark. TBU. Innsbruck.
<http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/ziel/46548/DE/>
- WALKER, T.; REID, K.; ARNOULD, J. & ROXALL, J. (1997): Marine debris surveys at Bird Island, South Georgia 1990–1995. *Mar. Pollut. Bull.* 34 (1): 61–65.

- WATTS, A.; LEWIS, C.; GOODHEAD, R.; BECKETT, S.; MOGER, J.; TYLER, C. & GALLOWAY, T. (2013): Uptake and Retention of Microplastics by the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Environ. Sci. Technol.* 2014, 48 (15): 8823–8830.
- WEBB, H.; ARNOTT, J.; CRAWFORD, R. & IVANOVA, E. (2013): Plastic Degradation and its Environmental Implications with Special Reference to Poly(ethylene terephthalat). *Polymers* 2013, 5: 1–18.
- WIKIPEDIA (2012): Faulschlamm.
[http://de.wikipedia.org/wiki/Faulschlamm_\(Abwassertechnik\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Faulschlamm_(Abwassertechnik)) (abgerufen am 25.08.2014)
- WIKIPEDIA (2014): Rechen (Kläranlage).
[http://de.wikipedia.org/wiki/Rechen_\(Kl%C3%A4ranlage\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Rechen_(Kl%C3%A4ranlage)) (abgerufen am 25.08.2014)
- WRIGHT, S.; THOMPSON, R. & GALLOWAY, T. (2013a): The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178 (2013): 483–492.
- WRIGHT, S.; ROWE, D.; THOMPSON, R. & GALLOWAY, T. (2013b): Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Curr. Biol.* 23: 1031–1033.
- WÜRTEMBERGER, A. (2003): Littering in der Tiroler Alpen. *Waste Magazin* (2003) 4: 10–11.
- ZBYSZEWSKI, M. & CORCORAN, L. (2011): Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada. *Water Air Soil Pollut* (2011) 220: 365–372.
- ZHAO, S.; ZHU, L.; WANG, T. & LI, D. (2014): Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observation on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 86, 1–2: 562–568.

Internetlinks

<http://label-online.de/label/tetra-pak/> (abgerufen am 25.08.2014).

Rechtsnormen und Leitlinien

AAEV – Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (BGBl. Nr. 186/1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen.

AEV Kunstharze – Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung von Kunstharzen (BGBl. Nr. 667/1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung von Kunstharzen (AEV Kunstharze).

AEV Kunststoffe – Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen, Gummi und Kautschuk (BGBl. II Nr. 8/1999): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus der Herstellung und Verarbeitung von Kunststoffen, Gummi und Kautschuk (AEV Kunststoffe).

Industrieemissions-Richtlinie (IE-RL; RL 2010/75/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung). ABl. Nr. L 334.

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; RL 2000/60/EG): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. Nr. L 327. Geändert durch die Entscheidung des Europäischen Parlaments und des Rates 2455/2001/EC. ABl. Nr. L 331, 15/12/2001.

Wasserrechtsgesetz 1959 (WRG; BGBl. Nr. 215/1959 i.d.g.F.): Kundmachung der Bundesregierung vom 8.9.1959, mit der das Bundesgesetz, betreffend das Wasserrecht, wiederverlautbart wird.

WRG-Novelle 2011 (BGBl. Teil I Nr. 14/2011): Änderung des Wasserrechtsgesetzes 1959.

7 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AAEV.....	Allgemeine Abwasser-Emissionsverordnung
AEV.....	Abwasser-Emissionsverordnung
ADCP.....	Acoustic doppler current profiler
ARA.....	Abfall Recycling Austria AG
ATR-FTIR.....	Attenuated Total Reflection Fourier Transform Infrared Spectroscopy
ATR-IR.....	Attenuated Total Reflection Infrared Spectroscopy
BAT.....	Best Available Techniques
BAT-AEL.....	Emission Level Associated to BAT
BfR.....	Bundesinstitut für Risikobewertung (DE)
BMLFUW.....	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserrwirtschaft
BREF.....	Best Available Techniques Reference Document
CP-Anlage.....	Chemisch-physikalische Abfallentsorgungsanlage
CWW.....	Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector
EEA.....	European Environment Agency
EK.....	Europäische Kommission
ENCA.....	Network of European Nature Conservation Agencies
EPA.....	Network of European Environmental Protection Agencies
EPS.....	expandierbares Polystyrol
EW.....	Einwohnerwert
FCIO.....	Fachverband der chemischen Industrie Österreichs
GfK.....	Glasfaserverstärkter Kunststoff
HQ ₁	Abfluss bei einjährlichem Hochwasserstand
HSQ.....	Abfluss bei höchstem Schifffahrtswasserstand
IE-RL.....	Industrieemissionsrichtlinie
IR.....	Infrarot Spektroskopie
L-MPP.....	Large Microplastic Particle
MBA.....	mechanisch biologische Abfallbehandlung
MPP.....	Microplastic Particles
MQ.....	Abfluss bei Mittelwasserstand
OMV.....	OMV Aktiengesellschaft, früher Österreichische Mineralölverwaltung ÖMV

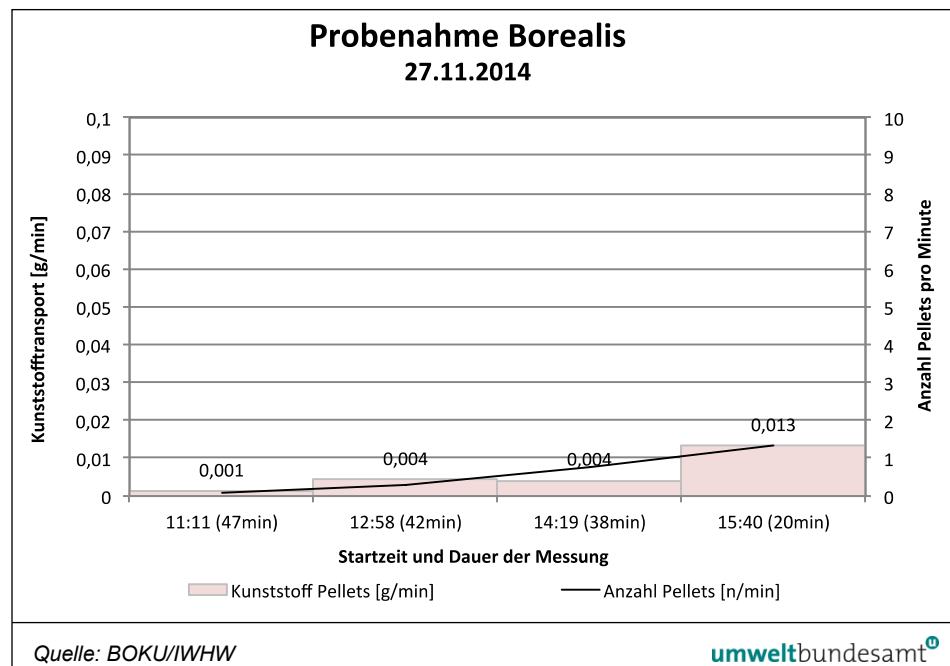
ÖNACE	Statistische Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft (Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne)
PBT-Stoffe.....	persistente bioakkumulierende toxische Stoffe
PE	Polyethylen
PET	Polyethyleneterephthalat
PMMA	Polymethylmethacrylat
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PU	Polyurethan
PVC.....	Polyvinylchlorid
RNQ.....	Abfluss bei Regulierungsniederwasser
S-MPP.....	Small Microplastic Particle
SN.....	Schlüsselnummer
SOER.....	State of the Environment Report; herausgegeben von der Europäischen Umweltagentur EEA
SW-Kanalisation.....	Schmutzwasserkanalisation
TS	Trockensubstanz
TSS	Total suspended solids, Gesamtschwebstoffgehalt
WKO	Wirtschaftskammer Österreich
WRG	Wasserrechtsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Symbol	Bedeutung	Dimension
$C_{Bor,p,y}$	Konzentration der Pellets p pro Messung y (Fa. Borealis)	g/m^3
$C_{Bor,y}$	Gesamtkonzentration an Kunststoff pro Messung y (Fa. Borealis)	g/m^3
$C_{PI_{Mikro},i,j}$	Konzentration Mikroplastik pro Messnetz j	g/m^3
$C_{PI_{Ges},i,j}$	Konzentration Gesamtplastik pro Messnetz j	g/m^3
$\overline{C_{PI_{Mikro}}}$	Gewichtete mittlere Mikroplastikkonzentration pro Messung y	$g/1.000m^3$
$\overline{C_{PI_{Ges}}}$	Gewichtete mittlere Gesamtplastikkonzentration pro Messung y	$g/1.000m^3$
$\overline{C_{PI_{Mikro},i,h}}$	Mittlere Mikroplastikkonzentration pro Messhöhe und Lotrechte	g/m^3
$\overline{C_{PI_{Ges},i,h}}$	Mittlere Gesamtplastikkonzentration pro Messhöhe und Lotrechte	g/m^3
h	Messhöhe (Oben, Mitte, Unten)	-
i	Messlotrechte	-
j	Fangnetz	-
$m_{Bor,p,y}$	Masse der Pellets p pro Messung y (Fa. Borealis)	g
$m_{Bor,y}$	Gesamtmasse an Kunststoff pro Messung y (Fa. Borealis)	g
$m_{PI_{Mikro},i,j}$	Masse Mikroplastik pro Messnetz j und Lotrechte i	g
$m_{PI_{Ges},i,j}$	Gesamtmasse Plastik pro Messnetzj und Lotrechte i	g
$q_{PI_{Mikro},i,j}$	Plastiktransportrate Mikroplastik pro Messnetz j und Lotrechte i	$g/(m^2*s)$
$q_{PI_{Ges},i,j}$	Plastiktransportrate Gesamtplastik pro Messnetz j und Lotrechte i	$g/(m^2*s)$
$q_{PI_{Mikro},i}$	Plastiktransportrate Mikroplastik pro Lotrechte i	$g/(m*s)$
$q_{PI_{Ges},i}$	Plastiktransportrate Gesamtplastik pro Lotrechte i	$g/(m*s)$
$n_{Bor,p,y}$	Anzahl der Pellets f pro Messung y (Fa. Borealis)	-
$n_{Bor,y}$	Gesamtzahl der Kunststoffteilchen pro Messung y (Fa. Borealis)	-
$N_{Bor,p,y}$	Teilchenrate der Pellets f pro Messung y (Fa. Borealis)	Anzahl/s
$N_{Bor,y}$	Teilchenrate des gesamten Kunststoffes pro Messung y (Fa. Borealis)	Anzahl/s
Q	tatsächlicher Durchfluss	m^3/s
$Q_{PI_{Mikro}}$	Plastiktransport Mikroplastik	g/s
$Q_{PI_{Ges}}$	Plastiktransport Gesamtplastik	g/s
p	Pellets	-
$t_{w,i}$	Wassertiefe pro Lotrechtei	m
$t_{d,y}$	Messdauer pro Messung y	min
$v_{i,j}$	Fließgeschwindigkeit im Messnetz j der Lotrechte i	m/s
$V_{i,j}$	Gefiltertes Wasservolumen (Durchsatz) pro Messnetz j und Lotrechte i	m^3
$V_{Bor,p}$	Tagesfracht Pellets (Fa. Borealis)	g/Tag
V_{Bor}	Tagesfracht Gesamtkunststoff (Fa. Borealis)	g/Tag
$V_{PI_{Ges}}$	Jahresfracht Gesamtplastik	kg
$V_{PI_{Mikro}}$	Jahresfracht Mikroplastik	kg

8 ANHANG

In den nachfolgenden Diagrammen lässt sich die zeitliche Variabilität des Kunststofftransports detailliert über den jeweiligen Messtag abbilden. Zusätzlich werden in den Grafiken auch die Anzahl der gefangenen Pellets pro Minute dargestellt (Abbildung 54 bis Abbildung 57). Des Weiteren stellte sich bei der Auswertung heraus, dass neben den offensichtlichen Plastikpellets ein mengenmäßig erheblicher Anteil an Plastikflusen anfällt. Es handelt sich hierbei um kleinste Plastikfäden, die in der angeführten Methodik nur qualitativ und nicht quantitativ bestimmt wurden. Diesem Befund wird weiter nachgegangen (siehe auch Verweis zu techn. Teil Fa. Borealis, Kapitel 3.4.3.3).

Abbildung 54:
Fa. Borealis – Messung
vom 27.11.2014.
Kunststofftransport in
g/min sowie Anzahl der
Pellets pro Minute bei
den Einzelmessungen
(Beginnzeit und Dauer
in Minuten).



Messung am 27.11.2014

Am 27.11.2014 wurden die ersten drei Messungen bis zur Vollfüllung des Netzes durchgeführt. Dadurch ergibt sich eine längere Messdauer und mögliche Schwankungen im Plastiktransport bzw. im Durchfluss können daher weniger gut abgebildet werden. Da im Vergleich zu den anderen Messtagen sowohl der Plastiktransport als auch der mittlere Tagesdurchfluss in ihrer Größenordnung nicht stark abweichen, dürfte an diesem Tag der Algentrieb geringer gewesen sein. Dieser bewirkte an den übrigen Messtagen ein rascheres Verlegen des Netzes und eine Vollfüllung in kürzerer Zeit. Des Weiteren ist in Abbildung 54 ein gleichmäßiger Anstieg des Plastiktransportes und der gefangenen Pellets pro Minute über den Messtag erkennbar, die Werte liegen jedoch vergleichsweise niedrig. Ein derartiges Verhalten lässt sich an keinem anderen Messtag erkennen.

Messung am 04.12.2014

Auch die ersten zwei Messungen am 04.12.2014 wurden bis zur Vollfüllung des Netzes durchgeführt. Der Kunststofftransport ist ähnlich niedrig wie am ersten Messtag, nur die zweite Messung um die Mittagszeit lag etwas höher. Im Zeitraum zwischen der dritten (Startzeit 12:27 Uhr) und der sechsten Messung (Startzeit 14:24 Uhr) kam es augenscheinlich zu einem deutlichen Anstieg im Durchfluss. Dieser bewirkte eine schnellere Verlegung des Netzes und eine Re-

duktion der Messzeit bis zur Vollfüllung. Ob die Ursache dieser Verlegung erhöhter Algentrieb war, kann nicht genau bestimmt werden. Bei der letzten Messung verringerte sich der Durchfluss wieder und es kam zu einer deutlich langsameren Füllung des Messnetzes, was sich wiederum in einer längeren Messzeit und einem geringeren Kunststofftransport widerspiegelt. Der mittlere Tagesdurchfluss lag jedoch auch an diesem Messtag nur geringfügig über den Werten der anderen Messungen (siehe Tabelle 5).

Die Anzahl der Pellets pro Minute schwankten an diesem Messtag stark –jedoch wiederum auf niedrigem Niveau. Ein näherer Zusammenhang zwischen der Anzahl der Pellets und den oben beschriebenen Rahmenbedingungen lässt sich in diesem Fall nicht erkennen.

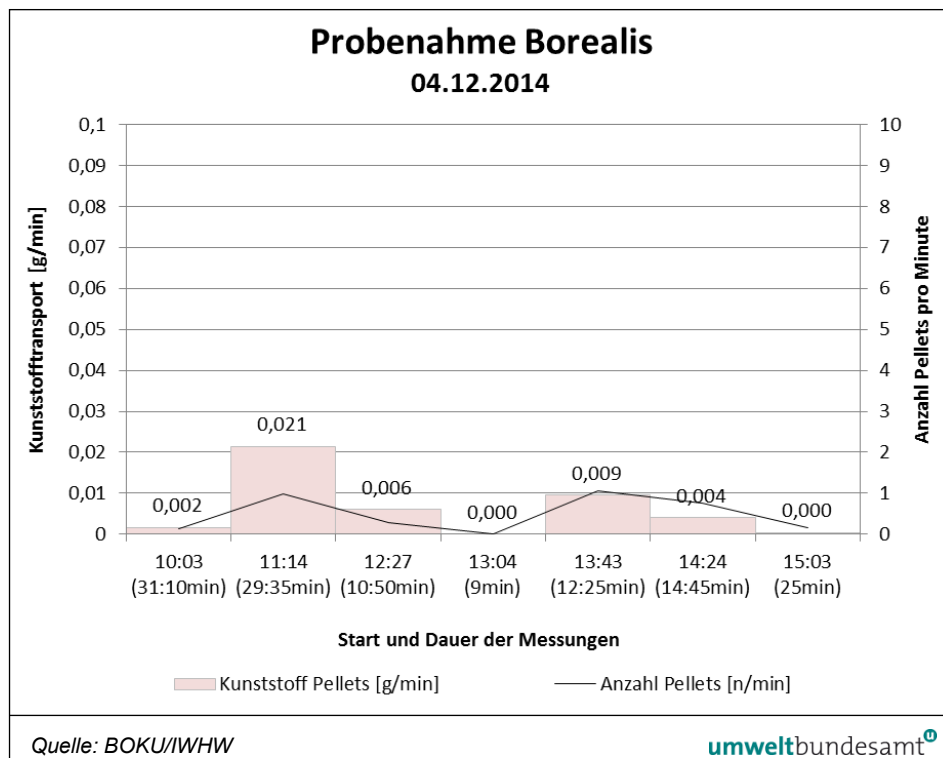
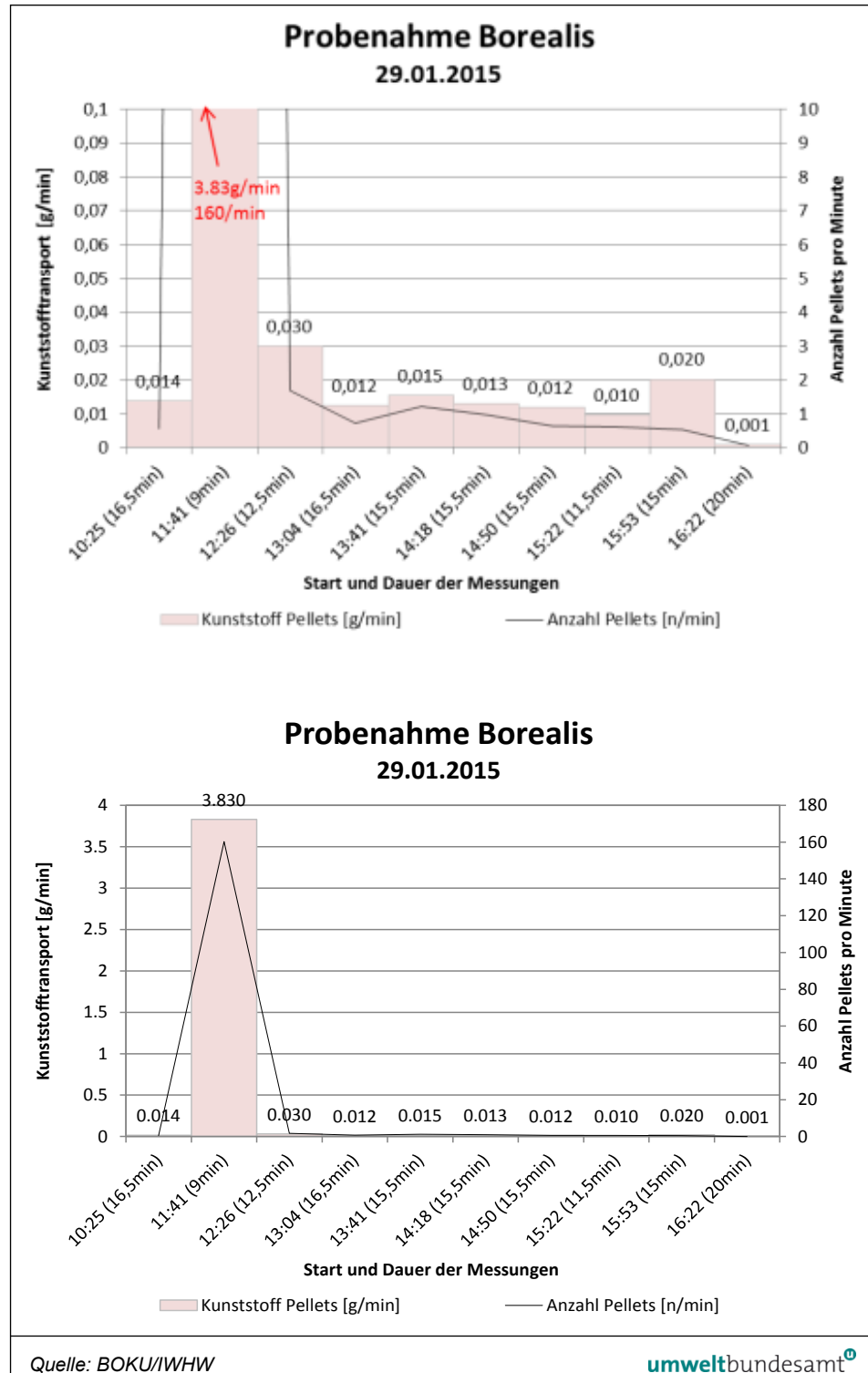


Abbildung 55:
Fa. Borealis – Messung vom 04.12.2014. Kunststofftransport in g/min sowie Anzahl der Pellets pro Minute bei den Einzelmessungen (Beginnzeit und Dauer in Minuten).

Auch bei der Messung am 29.01.2015 lag der mittlere Tagesdurchfluss im Bereich der Werte der anderen Messtage. Trotzdem kam es augenscheinlich während der zweiten Messung um 11:41 Uhr zu einer leichten Steigerung des Durchflusses. Schon bei der Reinigung des Messnetzes fiel die große Anzahl an vorwiegend schwarzen Pellets auf. Dieser erste Eindruck spiegelt sich auch nach der Aufbereitung der Messung (siehe Abbildung 56) wider. Allein bei dieser Messung wurden 1.443 Pellets gefangen. Das entspricht rund 160 Pellets pro Minute bzw. einem Kunststofftransport von 3,83 g/min während dieser Messung. Alle übrigen Messwerte liegen im Bereich der bisherigen Messtage.

Messung am 29.01.2015

Abbildung 56:
 Fa. Borealis – Messung
 vom 29.01.2015.
 Kunststofftransport in
 g/min sowie Anzahl der
 Pellets pro Minute bei
 den Einzelmessungen
 (Beginnzeit und Dauer in
 Minuten); oben:
 Skalierung gemäß
 anderer Messtage;
 unten: Skalierung
 angepasst an die
 Transportspitze.



**Messung am
 06.02.2015**

Auch bei der Messung am 06.02.2015 lässt sich ein geringerer Kunststofftransport in den Vormittagsstunden und eine darauffolgende Spitze zur Mittagszeit eindeutig erkennen (siehe Abbildung 57). Ein Zusammenhang zwischen den etwas höheren Kunststofftransportwerten am Nachmittag und der feuchteren Witterung (siehe Tabelle 5) lässt sich nicht eindeutig feststellen.

Am frühen Nachmittag konnte eine zweite Spitze im Kunststofftransport erfasst werden. Hier dürfte es sich wohl um Pellets mit eher geringerem Durchmesser gehandelt haben, da die Anzahl der Pellets zwar hoch ist, das Gewicht die Mittagsspitze aber nur geringfügig übersteigt.

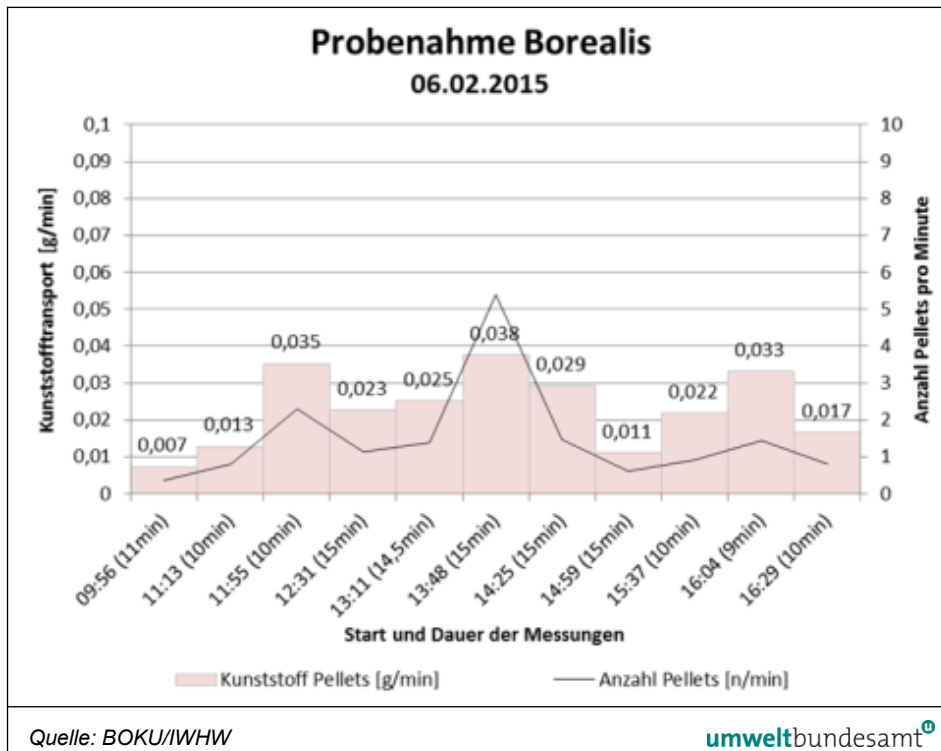


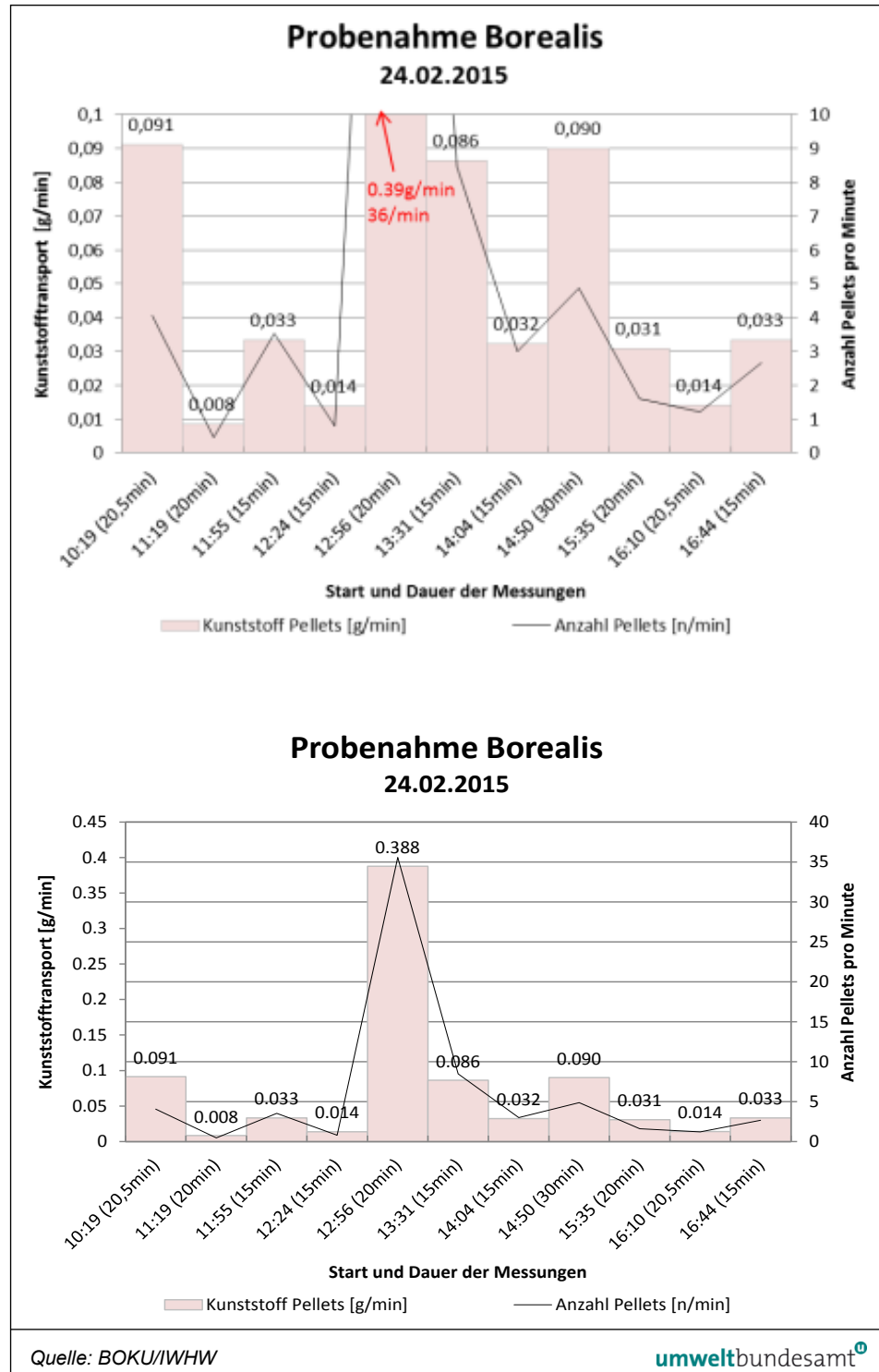
Abbildung 57:
Fa. Borealis – Messung vom 06.02.2015.
Kunststofftransport in g/min sowie Anzahl der Pellets pro Minute bei den Einzelmessungen (Beginnzeit und Dauer in Minuten). Quelle: BOKU/IWHW

Die Messungen am 24.02.2015 wurden zur Gänze bei durchgehend schwachem Niederschlag durchgeführt. Es ist erkennbar, dass der Kunststofftransport bei fast allen Messungen höher liegt als an den bisherigen Messtagen. Außerdem ist erkennbar, dass die Anzahl der Pellets und der Transport während den Messungen stark schwanken –es hat den Anschein, als ob das Kunststoffmaterial schwallartig auftritt (siehe Abbildung 58). Dennoch lässt sich auch an diesem Messtag eine Mittagsspitze im Kunststofftransport und bei der Anzahl der Pellets beobachten. Diese Werte liegen jedoch bei Weitem nicht im Bereich des absoluten Maximums vom 29.01.2015.

Messung am 24.02.2015

Im Unterschied zu den übrigen Messungen fällt bei der Messung am 24.02.2015 auch der deutliche höhere Kunststofftransport während der ersten Messung am Vormittag auf.

Abbildung 58:
 Fa. Borealis – Messung
 vom 24.02.2015.
 Kunststofftransport in
 g/min sowie Anzahl der
 Pellets pro Minute bei
 den Einzelmessungen
 (Beginnzeit und Dauer in
 Minuten) oben:
 Skalierung gemäß
 anderer Messtage;
 unten: Skalierung
 angepasst an die
 Transportspitze.





Pakt „Zero Pellet Loss“

Eine Initiative von Bundesminister Andrä Rupprechter
gemeinsam mit dem Fachverband der Chemischen Industrie Österreichs

Rund 100 Millionen Tonnen Kunststoffabfall befinden sich in den Weltmeeren und verursachen dort Probleme für Tier und Mensch. Die Kunststoffindustrie ist sich der Problematik bewusst und will dieser Entwicklung durch Optimierungsprozesse und breit angelegte Informationskampagnen in der eigenen Branche entgegenreten.

In einem ersten Schritt wird ein praxisbezogener 10-Punkte Maßnahmen-Plan umgesetzt:

1. Sicherstellung, dass an allen Ladestellen Auffangkörbe verwendet werden
2. Strategische Platzierung von Granulatbehältern zur Entsorgung vor Ort
3. Überprüfung aller Gullys auf korrekt installierte Siebe
4. Sorgfältige Versiegelung von Massengutbehältern vor der Verschiffung
5. Kontrolle von Massengutbehältern auf saubere Leerung
6. Sicherstellung, dass das Dach der Silowagen nach dem Beladen frei von Granulat ist
7. Installation zentraler Absaugsysteme, wo dies praktikabel ist
8. Sorgfältige Entsorgung von losem Granulat
9. Schulungen der MitarbeiterInnen
10. Information der Logistikpartner



Der Fachverband der Chemischen Industrie Österreichs verpflichtet sich, in das von ihm betriebene Responsible Care Programm entsprechende Regelungen zur Verhinderung von Granulatverlusten aufzunehmen.



Anhang 3



Pledge to Prevent Resin Pellet Loss

Our organisation recognises the importance of preventing the loss of resin pellets into the environment and is committed to implementing the Operation Clean Sweep® programme.

We will be an OCS Programme Partner, strive towards "Zero Pellet Loss" and make changes to:

- 1 Improve our worksite(s) set up to prevent spills;
- 2 Have in place internal procedures towards «zero pellet loss» goals;
- 3 Provide employee training and accountability for spill prevention, containment, clean-up and disposal;
- 4 Audit our performance regularly;
- 5 Comply with all applicable local and national regulations governing pellet containment;
- 6 Encourage our partners (contractors, transporters, distributors etc.) to join the programme as well

Company Pledge to Prevent Resin Pellet Loss

Name of the organisation : BOREALIS AG
Address: 121 TOWER, WAGRATHERSTRASSE 17-19
City: WIEN Zip Code: 1120 | Country: AUSTRIA

Company / Site Manager / Responsible Person
Name and Title: MARK GARRETT / CEO
Email Address: MARK.GARRETT@BOREALISGROUP.COM
Phone: +43-1-22400-311 Fax: +43-1-22400-303



Date: 10/12/2014

Signature: [Handwritten Signature]

Please send back by FAX: +32 2 675 3935 or MAIL: in@plastics-europe.org

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Der Report „Plastik in der Donau“ untersucht das Vorkommen von Plastik in der fließenden Welle der Donau in Österreich. Es wurde eine Messmethode entwickelt, um eine repräsentative Probenahme zu gewährleisten und Transport und Jahresfracht zu berechnen. Für den Eintrag von Plastik in die Donau sind vor allem diffuse Quellen verantwortlich. Zur Verringerung der Belastung von Fließgewässern werden europaweit einheitliche Messmethoden wie auch Maßnahmen im Abfallmanagement, zum Thema Littering und im Bereich Produktion und Verarbeitung empfohlen wie auch ein verstärkter Dialog unter den Stakeholdern auf europäischer Ebene.

Die Studie wurde unter Leitung des Umweltbundesamtes gemeinsam mit der BOKU und ViaDonau im Auftrag des BMLFUW und der Bundesländer NÖ, OÖ und Wien durchgeführt.