

Eine Initiative des Bundesministeriums
für Bildung und Forschung

Plastik in der Umwelt

Quellen • Senken • Lösungsansätze

Verbundprojekt REPLAWA: Reduktion des Eintrags von Plastik über das Abwasser in die aquatische Umwelt

Schlussbericht

August 2022



GEFÖRDERT VOM
Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

FONA
Sozial-ökologische
Forschung
BMBF

Projektpartner

Prof. Dr. Holger Scheer, Dr. Tim Fuhrmann, Peter Wulf, Dr. Ingo Urban
Emscher Wassertechnik GmbH

Prof. Dr. Matthias Barjenbruch, Philipp Lau, Luisa Reinhold, Julia Stein
Technische Universität Berlin, Fakultät VI - Planen Bauen Umwelt, Institut Bauingenieurwesen, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft

Dr. Katrin Bauerfeld, Johanna Scheele
Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft

Prof. Dr. Anja P. Jakobi, Dr. Bastian Loges, Ronja Hänschen
Technische Universität Braunschweig, Department für Sozialwissenschaften, Institut für Internationale Beziehungen

Prof. Dr. Karl-Georg Schmelz, Dr. Issa Nafo, Andrea Holte
Lippeverband

Dr. Ulrich Grabbe, Dr. Thomas Fundneider
Mecana Umwelttechnik GmbH

Andreas Sack, Hansjörg Lenz, Sonja Winandi
Nordic Water GmbH

Dr. Jose Ordonez
MARTIN Systems GmbH

Stefanie Meyer
Stadtentwässerung Braunschweig GmbH

Dieses Dokument ist im Rahmen des Forschungsverbundprojekts „Reduktion des Eintrags von Plastik über das Abwasser in die aquatische Umwelt (REPLAWA)“ erstellt worden. Das REPLAWA-Verbundprojekt ist Teil des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt – Quellen, Senken, Lösungsansätze“. Der Forschungsschwerpunkt ist Teil der BMBF-Leitinitiative „Green Economy“ im Rahmenprogramm „Forschung für nachhaltige Entwicklung“ (FONA). Weitere Informationen siehe <https://bmbf-plastik.de>.

Dieses Dokument steht online zur Verfügung unter <https://www.replawa.de> und <https://bmbf-plastik.de>.

Stand: August 2022

Disclaimer

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) unter dem Förderkennzeichen 02WPL1445A ff. gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren/-innen.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----------|
| 1 Aufgabenstellung und Projektabwicklung | 12 |
| 1.1 Aufgabenstellung | 12 |
| 1.2 Voraussetzungen | 14 |
| 1.3 Projektstruktur und -partner | 14 |
| 1.3.1 Arbeitspakete | 14 |
| 1.3.2 Projektpartner | 15 |
| 1.3.3 Projektablauf..... | 16 |
| 1.4 Zusammenarbeit anderen Stellen | 16 |
| 1.5 Wesentliche Kostenpositionen des Projektes | 17 |
| 2 Bestimmung von Mikroplastik in der Siedlungswasserwirtschaft..... | 17 |
| 2.1 Definition von Mikroplastik..... | 17 |
| 2.2 Partikelzählung versus Massenbestimmung | 19 |
| 2.3 Analysemethodik für Mikroplastik in Abwasserproben..... | 19 |
| 2.3.1 Gesamtvorgehen | 19 |
| 2.3.2 Probenahme..... | 22 |
| 2.3.3 Probenaufbereitung im Feld | 28 |
| 2.3.4 Probenaufbereitung im Labor | 30 |
| 2.3.5 Mikroplastik-Detektion mit TED-GC/MS | 33 |
| 2.4 Analysemethodik für Klärschlammproben..... | 37 |
| 2.4.1 Probenahme auf der Kläranlage | 37 |
| 2.4.2 Reduktion der organischen Matrix mit Fenton-Aufschluss | 38 |
| 2.4.3 Validierungsmessungen zur Probeaufbereitung | 41 |
| 2.5 Analysemethodik für Bodenproben und Bodensickerwasser | 45 |
| 2.5.1 Probenahme im Feld..... | 45 |
| 2.5.2 Probenaufbereitung im Labor sowie MP-Detektion | 49 |
| 2.6 Untersuchungen mit PE-Dotierung und fluoreszenzmikroskopischer Detektion | 49 |
| 2.6.1 Versuchskläranlage | 49 |
| 2.6.2 Detektion mittels Fluoreszenzmikroskopie..... | 56 |
| 3 Mikroplastik-Belastung in Gewässern | 57 |
| 3.1 Ausgangssituation | 57 |
| 3.2 Untersuchungen in der Spree | 57 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 3.3 | Untersuchungen in der Lippe | 60 |
| 3.4 | Einordnung der Ergebnisse | 64 |
| 4 | Mikroplastikelimination in Kläranlagen | 66 |
| 4.1 | Ergebnisse der Untersuchungen auf großtechnischen kommunalen Kläranlagen | 66 |
| 4.1.1 | Ausgangslage | 66 |
| 4.1.2 | Kläranlagen als Senke für Mikroplastik | 66 |
| 4.1.3 | Ergebnisse der Untersuchungen auf den großtechnischen Kläranlagen | 67 |
| 4.1.4 | Quantifizierung des Mikroplastikrückhalts in Kläranlagen..... | 70 |
| 4.2 | Ergebnisse des Versuchskläranlagenbetriebs | 71 |
| 4.2.1 | Ergebnisse und Einordnung der Leistungsfähigkeit der biologischen Abwasserreinigung | 71 |
| 4.2.2 | Ergebnisse und Einordnung der Leistungsfähigkeit der Nachfiltrationen zur Feststoff- und PE-Reduktion | 73 |
| 4.3 | Synergieeffekte mit der weitergehenden Abwasserreinigung..... | 77 |
| 5 | Mikroplastik im Klärschlamm..... | 78 |
| 5.1 | Klärschlamm als Mikroplastik-Senke | 78 |
| 5.2 | Prozessschritte der Klärschlammbehandlung | 81 |
| 5.2.1 | Auswertung internationaler Studien | 81 |
| 5.2.2 | Untersuchungen zur anaeroben biologischen Stabilisierung | 84 |
| 5.2.3 | Untersuchungen zur Klärschlammmentwässerung | 86 |
| 5.2.4 | Exemplarische Bilanzierung des Mikroplastikverbleibs für eine Kläranlage GK 5 | 89 |
| 5.3 | Mikroplastik-Einträge über Klärschlamm in die Landwirtschaft | 90 |
| 5.3.1 | Hochrechnung und Einordnung | 90 |
| 5.3.2 | Bodensickerwasserqualität | 93 |
| 6 | Mikroplastik-Einträge über Niederschlags- und Mischwasser | 95 |
| 6.1 | Niederschlags- und Mischwasser als Eintragspfad für Mikroplastik | 95 |
| 6.2 | Orientierende Messungen | 97 |
| 6.3 | Einordnung der Ergebnisse | 99 |
| 6.4 | Grobabschätzung der MP-Einträge über die Siedlungswasserwirtschaft | 101 |
| 6.5 | Weiterer Untersuchungsbedarf..... | 104 |

| | |
|---|------------|
| 7 Sozialwissenschaftliche Analyse der Regulierungsvorschläge und -maßnahmen weltweit | 105 |
| 7.1 Verortung von Plastikregulierung in den Internationalen Beziehungen und Vorgehen..... | 105 |
| 7.2 Globale Plastikgovernance? Internationale Organisationen jenseits von Plastikfokus und verbindlichen Regeln | 107 |
| 7.3 Zwischen Verbot und Selbstregulierung? Nationale Anti-Plastik-Regulierung im internationalen Vergleich..... | 110 |
| 7.4 Vereint gegen die globale Plastikverschmutzung? Die Rolle von privaten Akteuren | 113 |
| 7.5 Problemstruktur und Dezentrierung als Hindernisse? Zur IB-Analyse internationaler Plastikregulierung..... | 115 |
| 7.5.1 Systematisierung | 115 |
| 7.5.2 Kontexte und Problemstruktur als Kooperationshindernis..... | 115 |
| 7.5.3 Dezentrierung als Regulierungshindernis | 116 |
| 7.6 Zwischen Konkurrenz und Lernen? Kausale Analyse zur Etablierung und Verbreitung unterschiedlicher Regulierungstypen | 118 |
| 8 Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen | 119 |
| 9 Veröffentlichungen und Ergebnisverbreitung | 123 |
| Danksagung | 124 |
| Literatur | 124 |
| Anlage: Dokument „Mikroplastik-Einträge über das Abwasser in die aquatische Umwelt – Handlungsempfehlungen und Erkenntnisse aus dem REPLAWA-Vorhaben zur Ermittlung und Verringerung von Mikroplastik-Einträgen im Bereich der Abwasserentsorgung“ (August 2022) | |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|--------------|--|----|
| Tabelle 2-1: | Betrachtete Polymere und Partikelgrößenbereiche in Abhängigkeit der Probenmatrix | 19 |
| Tabelle 2-2: | Probenahmeholumina und Entnahmetechnik für die einzelnen Probenahmestellen in der Siedlungswasserwirtschaft | 22 |
| Tabelle 2-3: | Polymerspezifische Abbauprodukte zur Identifizierung und Quantifizierung..... | 34 |
| Tabelle 2-4: | Die kombinierte Messunsicherheit u_c [%] berechnet aus Spannweitenkarten und Wiederfindungsraten für verschiedene Matrices und Polymere für die Detektion mittels TED-GC/MS..... | 36 |
| Tabelle 2-5: | Überblick beprobter Stoffströme der konventionellen Klärschlammbehandlung auf einer kommunalen Kläranlage GK 5 | 37 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Tabelle 2-6: | Überblick über Ansätze zur Reduktion organischer Matrixkomponenten in Umweltproben und qualitative Einordnung..... | 38 |
| Tabelle 2-7: | Zusammenfassung der Empfehlungen zur Durchführung des Fenton-Aufschlusses bei flüssigen kommunalen Klärschlämmen..... | 40 |
| Tabelle 2-8: | Fruchtfolge auf der Lysimeterfläche von 2016 bis 2021 | 45 |
| Tabelle 2-9: | Bodenphysikalische Analyseergebnisse (GGU, Bericht 5640/05) | 47 |
| Tabelle 2-10: | Technische Daten der Filtrationseinheiten..... | 52 |
| Tabelle 2-11: | Übersicht zum Betrieb des Belebtschlammsystems und des MBR | 52 |
| Tabelle 2-12: | Übersicht zum Betrieb der Filtereinheiten | 53 |
| Tabelle 2-13: | Probenahmeort, -gerät und -volumen der einzelnen Stoffströme der Versuchskläranlage | 55 |
| Tabelle 3-1 | Standort, Zeitpunkt und Randbedingungen der Untersuchungen in der Spree | 58 |
| Tabelle 4-1: | Liste der beprobten kommunalen Kläranlagen mit zusätzlichen Informationen zur Größenklasse (GK), dem Messzeitraum und der ggf. vorhandenen nachgeschalteten Filtrationstechnologie..... | 68 |
| Tabelle 4-2: | Saisonale Mittelwerte der Abwasserbelastung im Zulauf der biologischen Reinigungsstufen..... | 72 |
| Tabelle 4-3: | Mittlere Abwasserqualität und Reinigungsleistung des konventionellen Belebtschlammsystems und des MBR für den Zeitraum 11/2018 bis 06/2020..... | 73 |
| Tabelle 4-4: | Ergebnisse der Feststoff-Beprobungen und der auswertbaren PE-Beprobungen in nachgeschalteten Filtrationseinheiten bei Dotierung von fluoreszierenden PE-Partikeln direkt vor die Filter (Spannweiten und Mittelwerte) | 74 |
| Tabelle 4-5: | Ergebnisse der Feststoff-Beprobungen und der auswertbaren PE-Beprobungen in nachgeschalteten Filtrationseinheiten bei Dotierung von fluoreszierenden PE-Partikeln in das Belebungsbecken und vor die Filter (Spannweiten und Mittelwerte) | 75 |
| Tabelle 4-6: | Ergebnisse der thermogravimetrischen Referenzmessungen für den Polstoff- und den kontinuierlichen Sandfilter (n.d. = nicht detektierbar) | 76 |
| Tabelle 4-7: | Zusammenfassender Vergleich der PE-Detektionsergebnisse für Sand- und Polstofffilter (Probenahmetage 27.07., 27.08. und 02.09.2020)..... | 76 |
| Tabelle 5-1: | Zusammenfassung von Literaturdaten zur Mikroplastikpartikelbelastung (Anzahl) im Klärschlamm..... | 79 |
| Tabelle 5-2: | Ergebnisse der thermogravimetrischen Mikroplastikdetektion in den Stoffströmen der Schlammbehandlung für eine Kläranlage GK 5 (Probenahmekampagnen 06/2020 und 10/2020; Analyse: Gefriertrocknung, Mahlen, TED-GC/MS; ohne Größenklasseneinschränkung)..... | 80 |
| Tabelle 5-3: | Wesentliche Erkenntnisse aus der Ermittlung von Kennwerten zur Entwässerung von PE-dotierten ausgefaulten Überschussschlämmen und den Entwässerungsversuchen mit Zentrifuge und Kammerfilterpresse (nach Scheele, 2021)... | 86 |
| Tabelle 5-4: | Ergebnisse der Sickerwasserbeprobung im Lysimeterfeld..... | 94 |
| Tabelle 6-1: | MP-Massenkonzentrationen im abgeschlagenen Mischwasser des Mischwasserüberlaufs am RÜB Berlin-Bellermannstraße vom 12.07.2018..... | 98 |
| Tabelle 6-2: | Abwassermengen im Zulauf öffentlicher Abwasserbehandlungsanlagen, Stand: 2016 (DESTATIS, 2018); in Klammern sind die für das Jahr 2020 korrigierten Daten angegeben | 101 |
| Tabelle 6-3: | Überschlägig abgeschätzte Abwassermengen und Mikroplastikkonzentrationen entlang der Eintragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft..... | 104 |
| Tabelle 8-1: | Berechnete Unsicherheiten der einzelnen Schritte der angewendeten massebezogenen MP-Analytik | 120 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abbildung 1-1: Eintragspfade von Mikroplastik in die aquatische Umwelt (modifiziert nach Scheer und Fuhrmann, 2019)..... | 12 |
| Abbildung 2-1: Einteilung von festen Kunststoffemissionen nach Größenklassen..... | 18 |
| Abbildung 2-2: Arbeitsschritte von der Probenahme bis zur Detektion des MP-Gehalts..... | 20 |
| Abbildung 2-3: Aufbau des Teststandes zur systematischen Beschreibung der Messunsicherheit bei der Probenahme..... | 23 |
| Abbildung 2-4: Fließbild des ZKW Lübeck mit den eingetragenen Probenahmeorten für die MP-Bestimmung (Quelle des Fließbildes: Entsorgungsbetriebe Lübeck) | 23 |
| Abbildung 2-5: Automatischer Probenehmer auf einem 100 l fassenden Edelstahlbehälter zur Mikroplastikprobenahme im Zulauf der Kläranlage | 24 |
| Abbildung 2-6: Ereignisgesteuertes Probenahmesystem, mobil einsetzbar in Einstiegsöffnungen der Kanalisation | 24 |
| Abbildung 2-7: Probenahmeprogramm und Einteilung der Probenahmeflaschen für die Mischproben (A – D)..... | 25 |
| Abbildung 2-8: Aufbausituation der ereignisgesteuerten Probenahme im RÜB Hamm-Mattenbecke (auf der Kläranlage)..... | 26 |
| Abbildung 2-9: Liste relevanter Normen und Standardisierungen zur Gewässerprobenahme..... | 27 |
| Abbildung 2-10: Schematische Darstellung des Probenahme-Prinzip nach (Habersack et al., 2017) | 28 |
| Abbildung 2-11: RoSi (Rotierender Siebfilter): Apparatur zur Aufkonzentrierung der Feldproben.. | 29 |
| Abbildung 2-12: Schema der Probenaufbereitung | 30 |
| Abbildung 2-13: Vorbereitete Probenflaschen und Rückstände nach einmaligem Umfüllen | 31 |
| Abbildung 2-14: Vergleich der Messunsicherheiten in den verschiedenen Probenaufbereitungsschritten. | 32 |
| Abbildung 2-15: Filtrationseinheit mit zurückbleibendem Probenrest (links); beladener und unbeladener Mikrofiltrationstiegel (rechts)..... | 32 |
| Abbildung 2-16: Schematische Darstellung und Ablauf der Mikroplastik-Detektionsmethode mittels TED-GC/MS | 33 |
| Abbildung 2-17: Schematische Darstellung der MP-Massengehaltsbestimmung mit eingezeichneten Probenweg (durchgängige Linie) und Datenweg (gestrichelte Linie)..... | 35 |
| Abbildung 2-18: Umsetzung der Versuchsreihen zum Fenton-Aufschluss im Labor des ISWW für die Behandlung von Flüssigschlämmen (Fotos: K. Bauerfeld, 2019)..... | 39 |
| Abbildung 2-19: Methodische Vorgehensweise bei der Etablierung einer Methode zum Fenton-Aufschluss von Klärschlämmen | 39 |
| Abbildung 2-20: Zusammenhang zwischen Wasserstoffperoxid-Dosierung und Aufschlussgrad der organischen Substanz in Rücklaufschlammproben ($t = 24 \text{ h}$, $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ (30 %) = 1:4 v/v) | 40 |
| Abbildung 2-21: Mikroskopische Aufnahme von PE- und PET-Plättchen vor (oben) und nach 24 h Behandlung mit Fenton-Reagenz (Bilder: K. Bauerfeld, 2019) | 41 |
| Abbildung 2-22: Schema zum Vergleich der Fenton-Aufschlüsse | 42 |
| Abbildung 2-23: Wiederfindung für die Proben nach Fenton-Aufschluss..... | 42 |
| Abbildung 2-24: Wiederfindung für die Proben ohne Fenton-Aufschluss..... | 43 |
| Abbildung 2-25: Systematischer und zufälliger Fehler aus den Wiederfindungen für die Proben mit und ohne Fenton-Aufschluss im Vergleich | 44 |

| | | |
|-----------------|---|----|
| Abbildung 2-26: | Links: beprobte Lysimeterfläche mit Brunnen- und Lysimeterstandorten, gelbe Markierung = Ackerfläche und Beregnung seit 1962, orange Markierung = ehem. Plantage, Ackerfläche und Beregnung seit 2000 (Quelle: AVB, J. Schneider); rechts: Luftbild Lysimeterfläche (Quelle: Google Maps, 2020). | 45 |
| Abbildung 2-27: | Luftbild Referenzfläche (Quelle: Google Maps, 14.09.2020)..... | 46 |
| Abbildung 2-28: | Beprobung des Lysimeterfelds am 15.06.2020; rechts: Erdbohrstockprofil (Fotos. K. Bauerfeld)..... | 46 |
| Abbildung 2-29: | Bewuchs auf der Lysimeterfläche im November 2020 (Foto: J. Scheele, 2020)... | 48 |
| Abbildung 2-30: | Links: Blick in den Lysimeterschacht mit aufgedeckten Auffangbehältern und eingehängter Blindprobe; rechts: Tagessammelproben des Bodensickerwassers aus drei Tiefen (Fotos: J. Scheele, 2020) | 48 |
| Abbildung 2-31: | Schematischer Aufbau der Versuchskläranlage mit nachgeschalteten Filtrationseinheiten und parallel zum Belebungsbecken betriebenen MBR | 50 |
| Abbildung 2-32: | Links: Blick auf das Gelände der Versuchskläranlage mit Belebtschlamm-system sowie MBR und Polstofffilter in Containerbauweise (hinten links), daneben Mikrosieb und Sandfilter; rechts: Vorlagebehälter mit Suspension aus PE, Wasser und Ethanol (Fotos: S. Meyer, 2019)..... | 51 |
| Abbildung 2-33: | Links: Blick ins Innere des MBR-Containers mit Grobstofftank und Belebungs-becken; Mitte: Grobstofftank mit Sieb und Bürste; rechts: verbaute Membran-module im Filtrattank (Fotos: ISWW, S. Meyer, 2019)..... | 51 |
| Abbildung 2-34: | Nachgeschaltete Filtrationstechnologien: links: freistehender kontinuierlicher Sandfilter (DynaSand); Mitte: freistehendes Mikrosieb (DynaDisc); rechts: Frontansicht und Blick auf die Trommel des Polstofffilters | 51 |
| Abbildung 2-35: | Partikelgrößenverteilung des Dotierungsmaterials als Pulver und Suspension..... | 54 |
| Abbildung 2-36: | Zeiss Axioskop 40, aufgerüstet zur Fluoreszenzdetektion am ISWW der TU Braunschweig (links); fluoreszierendes PE-Partikel im Belebtschlamm (Mitte und rechts, grünlich) und blaue Eigenfluoreszenz von Fasern in der organischen Matrix (rechts) bei 10-facher Vergrößerung (Fotos: K. Bauerfeld, 2019) | 56 |
| Abbildung 3-1: | Standorte der MP-Untersuchungen in der Berliner Stadtspre (Bild oben); schematische Darstellung des Flussquerschnittes an der Röntgenbrücke mit Abmaßen und den Entnahmepunkten A – D (Bild unten) | 58 |
| Abbildung 3-2: | Gemittelte MP-Konzentrationen der Messungen innerhalb der Berliner Stadt-spre an der Röntgenbrücke | 59 |
| Abbildung 3-3: | Gemittelte MP-Konzentrationen der Messungen innerhalb der Berliner Stadt-spre an der Gotzkowskybrücke | 60 |
| Abbildung 3-4: | Übersicht der Messstellen im Gewässerabschnitt der Lippe in Hamm | 61 |
| Abbildung 3-5: | Drohnenaufnahme und Auswertung der ADCP-Strömungsmessung für die 1. / 2. Messkampagne des untersuchten Gewässerabschnittes in der Lippe zum Zeitpunkt einer Sedimentaufwirbelung im Seitenarm (Bild: Lippeverband) | 62 |
| Abbildung 3-6: | MP-Ergebnisse der ersten Messkampagne im Gewässerabschnitt der Lippe..... | 63 |
| Abbildung 3-7: | MP-Ergebnisse der zweiten Messkampagne im Gewässerabschnitt der Lippe..... | 63 |
| Abbildung 3-8: | MP-Massenkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Kläranlage Hamm-Matten-becke im Zeitraum vom 18.-20.05.2021 | 64 |
| Abbildung 4-1: | Austragspfade von Mikroplastik auf Kläranlagen | 67 |
| Abbildung 4-2: | Logarithmische Darstellung der MP-Messwerte im Zu-/Ablauf Sandfang, Ablauf Nachklärung und im Ablauf weitergehender Abwasserreinigung | 69 |
| Abbildung 4-3: | MP-Massenkonzentrationen (PE, PP, PS, PMMA, PET; 10 – 1.000 µm) in den einzelnen Reinigungsstufen der acht untersuchten Kläranlagen | 70 |

| | | |
|----------------|---|-----|
| Abbildung 4-4: | Größenordnungen von Eliminationsraten und Massenkonzentrationen für Mikroplastik in kommunalen Kläranlagen..... | 71 |
| Abbildung 4-5: | Zusammenhang zwischen Massekonzentration und Partikelanzahl für PE im Zu- und Ablauf der Filtertechnologien | 77 |
| Abbildung 5-1: | Ergebnisse der thermogravimetrischen Mikroplastikdetektion in den Stoffströmen der Schlammbehandlung für eine Kläranlage GK 5 (Probenahme-kampagnen 06/2020 und 10/2020; Analyse: Gefriertrocknung, Mahlen, TED-GC/MS - ohne Größenklasseneinschränkung)..... | 80 |
| Abbildung 5-2: | Vorstellbare Interaktionsmechanismen zwischen Mikroplastikpartikeln und Klärschlamm biomasse (nach Zhang und Chen, 2020, angepasst). | 83 |
| Abbildung 5-3: | Anzüchtung des PE-dotierten Überschussschlamm (links) und halbtechnische Faulung (rechts) am ISWW der TU Braunschweig (Fotos: J. Scheele 2021) | 84 |
| Abbildung 5-4: | Gasproduktion bei der Überschussschlammfäulung mit PE-Dotierung (bis zur 101-fachen Überhöhung von Realmesswerten, Ergebnisse nach Manicke, 2021 und Scheele, 2021)..... | 85 |
| Abbildung 5-5: | Qualitative vergleichende Bewertung der Entwässerungscharakteristik der untersuchten Ansätze mit bis zu 51-fach erhöhten MPP-Gehalten im ange-züchteten und ausgefauten Rohschlamm (Scheele, 2021)..... | 88 |
| Abbildung 5-6: | Untersuchungsergebnisse zum Mikroplastikpartikelverbleib bei der Faul-schlamm entwässerung mit Zentrifugen bei optimaler Konditionierung (+ Kondi) und schlechter Konditionierung (- Kondi) (Datengrundlage: Manicke, 2021 und Scheele, 2021)..... | 88 |
| Abbildung 5-7: | Überschlägige Bilanzierung des Mikroplastikverbleibs auf einer großtech-nischen Kläranlage GK 5 inklusive der Schlammbehandlung (ÜSE = Über-schussschlamm eindickung, FSE = Faulschlamm entwässerung)..... | 90 |
| Abbildung 5-8: | Abschätzung der Mikroplastikfrachten bei der Klärschlamm entsorgung in Deut-schland (¹ DESTATIS 2019, ² Mengenprognose nach Kläser und Langenohl 2020; Darstellung nach Bauerfeld, 2020b, angepasst) | 91 |
| Abbildung 5-9: | Sammelproben von Bodensickerwasser aus drei Entnahmetiefen (Fotos ISWW, J. Scheele, 2020) | 93 |
| Abbildung 6-1: | MP-Messwerte für das beprobte Mischwasserüberlaufereignis vom 18.05.2022 am RÜB auf der Kläranlage Hamm-Mattenbecke..... | 97 |
| Abbildung 6-2: | Mikroplastikkonzentrationen in Niederschlagswasserabfluss-Proben..... | 99 |
| Abbildung 6-3: | Eintragspfade von Mikroplastik aus der Siedlungswasserwirtschaft in Gewässer mit durchschnittlichen MP-Massengehalten | 100 |
| Abbildung 6-4: | Ermittlung der abflusswirksamen, an der Kanalisation angeschlossenen Fläche im Deutschlands..... | 102 |
| Abbildung 6-5: | Überschlägiges Modell zur Ermittlung der siedlungswasserwirtschaftlichen Abwassermengen für das Jahr 2020 | 103 |
| Abbildung 7-1: | Entwicklung der weltweiten Plastikregulierung nach Produkttypen..... | 111 |
| Abbildung 7-2: | Entwicklung der weltweiten Plastikregulierung nach Regulierungstypen, hier Verbot (Prohibition), Steuer (Taxation) und Abgabe (Levy) | 112 |
| Abbildung 7-3: | Verteilung der Regulierungstypen nach Kontinenten | 118 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|----------------------|--|
| ADCP | Acoustic Doppler Current Profiler (akustische Doppler-Strömungsmesser) |
| AFS | Abfiltrierbare Stoffe |
| AFS63 | Feinanteil der Abfiltrierbaren Stoffe <63 µm |
| BAM | Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung |
| BMBF | Bundesministerium für Bildung und Forschung |
| CSB | Chemischer Sauerstoffbedarf |
| DAS | Diammoniumsulfat |
| GC | Gas-Chromatographie |
| h_M | mittlere Gewässertiefe |
| IB | Internationale Beziehungen (politikwissenschaftliches Teilgebiet) |
| ISTD | interner Standard |
| KA | Kläranlage |
| MP | Mikroplastik |
| MPP | Mikroplastik-Partikel |
| MS | Massenspektrometrie |
| n | Anzahl |
| N₂ | Stickstoff |
| NGO | non-governmental organisation (Nichtregierungsorganisation) |
| PA | Polyamid |
| PBAT | Polybutylenadipat-Terephthalat |
| PE | Polyethylen |
| PET | Polyethylenterephthalat |
| PidU | „Plastik in der Umwelt“ (BMBF-Forschungsschwerpunkt) |
| PMMA | Polymethylmethacrylat |
| PP | Polypropylen |
| PS | Polystyrol |
| PVC | Polyvinylchlorid |
| Q | Durchfluss, Abfluss [m ³ /s] |
| RÜB | Regenüberlaufbecken |
| SBR | styrene-butadiene rubber (Styrol-Butadien-Kautschuk) |
| TED-GC/MS | Thermal-Extraktion-Desorption/Gas-Chromatographie/ Massen-Spektroskopie |

- TGA** Thermogravimetrische Analyse
- UBA** Umweltbundesamt
 - U_c** gesamte, kombinierte Messunsicherheit
 - U_{Rw}** zufällige Abweichung (Reproduzierbarkeit innerhalb des Labors)
 - U_b** systematische Abweichung (Verfahrens- und Laborbias)
 - v_M** mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]
 - η** Wirkungsgrad

1 Aufgabenstellung und Projektentwicklung

1.1 Aufgabenstellung

Kunststoffe sind in der heutigen Lebenswelt allgegenwärtig und in vielen Bereichen kaum zu ersetzen. Zunehmend verschmutzen Kunststoffe jedoch weltweit die aquatische Umwelt. Es bedarf daher wirkungsvoller Vermeidungs- und Verminderungsstrategien zum Schutz des Wassers als essenzielle Grundlage allen Lebens. Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) hat sich dieser Problematik mit dem interdisziplinären Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt – Quellen • Senken • Lösungsansätze“ (PidU) angenommen. Im Zeitraum 2017 – 2023 wurden insgesamt 20 Verbundprojekte und ein wissenschaftliches Begleitvorhaben gefördert (Ecologic Institute, 2022).

Innerhalb des BMBF-Forschungsschwerpunkts wurden durch das REPLAWA-Verbundprojekt Kunststoffemissionen in die aquatische Umwelt schwerpunktmäßig im Zusammenhang mit der Abwasserableitung und -behandlung untersucht. Der Fokus lag dabei auf dem Mikroplastik, genauer gesagt auf dem sogenannten kleinen Mikroplastik (Partikelgrößen 1 – 1.000 μm), da gerade für die kleinen Partikelgrößen die größten Herausforderungen in Bezug auf die Abwasserbehandlung bestehen.

Eintragungspfade von Mikroplastik

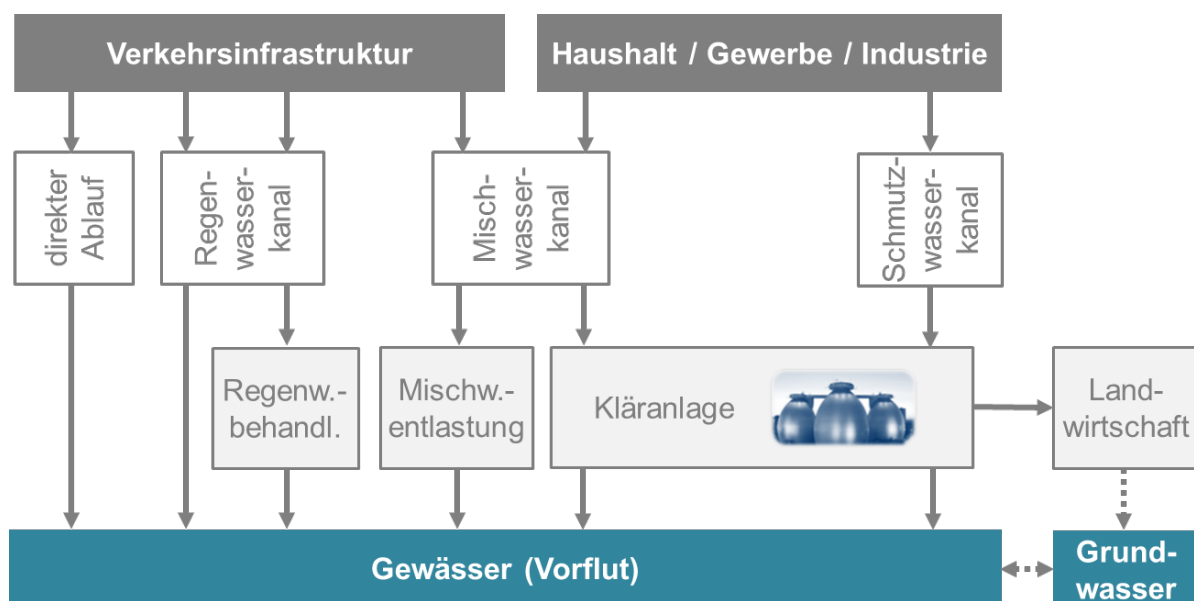


Abbildung 1-1: Eintragungspfade von Mikroplastik in die aquatische Umwelt (modifiziert nach Scheer und Fuhrmann, 2019)

Neben Einträgen durch Verwehungen, Littering und Bodenabtrag werden Mikroplastikpartikel auch über Schmutz-, Misch- und Niederschlagswasser in die aquatische Umwelt eingetragen. Dabei gelangt Mikroplastik über die Abwasserpfade grundsätzlich auf drei Wegen in die aquatische Umwelt (Abbildung 1-1):

- über das in Kläranlagen behandelte Schmutz- und Mischwasser bzw. über das Ausbringen des anfallenden Klärschlamm in der Landwirtschaft,
- über die Mischwasserentlastungen sowie
- über unbehandeltes oder in Regenwasserbehandlungsanlagen behandeltes Niederschlagswasser.

Im Rahmen des REPLAWA-Projektes wurde schwerpunktmäßig der erstgenannte Pfad über die Kläranlagen und den Klärschlamm untersucht. Zu den anderen Pfaden gab es orientierende Untersuchungen und Einordnungen.

Forschungsaufgaben

Im Zuge des REPLAWA-Projektes wurden insbesondere folgende Forschungsaufgaben angegangen:

- Entwicklung und Überprüfung geeigneter Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Detektionsmethoden für Abwasser und Klärschlamm.
- Entwicklung von Untersuchungsmethoden mittels dotiertem Mikroplastik.
- Bestandsaufnahme und quantitative Einordnung von Mikroplastik-Einträgen aus der Siedlungswasserwirtschaft in Gewässer.
- Ermittlung der Rückhalteleistung von Mikroplastik auf großtechnischen Kläranlagen und Bilanzierung der Mikroplastikstoffströme in der Abwasser- und Schlammbehandlung.
- Einordnung von Klärschlamm als Senke für das zurückgehaltene Mikroplastik.
- Praktische Erprobung und Bewertung des weitergehenden Rückhalts von Mikroplastik durch nachgeschaltete Filtrationsverfahren auf Kläranlagen.
- Weltweite sozialwissenschaftliche Analyse von internationalen Regulierungsansätzen für Kunststoffe zur Ableitung von Verminderungsstrategiemustern für Plastik-Einträge.
- Aufbereitung der Projektergebnisse für die Kernbotschaften des BMBF-Forschungsschwerpunkts (Hinzmann et al., 2022) sowie als Handlungsempfehlungen, die sowohl Kläranlagenbetreibern, Planern und Ausrüstern, als auch politischen und behördlichen Entscheidungsträgern eine Einordnung der Mikroplastik-Thematik für den Bereich der Siedlungswasserwirtschaft erlauben sollen.

Die genannten Handlungsempfehlungen sowie weiterer Forschungsbedarf wurden in dem als Anlage beigefügten Dokument „Mikroplastik-Einträge über das Abwasser in die aquatische Umwelt – Handlungsempfehlungen und Erkenntnisse aus dem

REPLAWA-Vorhaben zur Ermittlung und Verringerung von Mikroplastik-Einträgen im Bereich der Abwasserentsorgung“ (REPLAWA, 2022) zusammengestellt.

1.2 Voraussetzungen

Die REPLAWA-Projektpartner konnten umfangreiche wissenschaftliche und praktische Erfahrungen aus dem Bereich der Siedlungswasserwirtschaft bzw. zu sozialwissenschaftlichen Analysen einbringen. Rückblickend stand die Mikroplastik-Thematik zu Beginn des BMBF-Forschungsschwerpunkts trotz Vorläufervorhaben wie „Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf“ (OEMP) und „Mikroplastik im Wasserkreislauf“ (MiWa) jedoch noch am Anfang des Erkenntnisgewinns. So gab es zum Projektstart 2018 für den Bereich der Abwasser- und Schlammbehandlung keine etablierten Verfahren für die Probenahme, die Probenaufbereitung und die massenbezogene Mikroplastikdetektion. Selbst die Begrifflichkeit „Mikroplastik“ war nicht eindeutig definiert. Die vorliegenden, internationalen Literaturdaten zu Mikroplastikbelastungen in Gewässern und zum Rückhalt in Abwasseranlagen beruhten überwiegend auf Methoden der Partikelzählung. Diesen Untersuchungen lagen häufig unterschiedliche Größencluster der untersuchten Partikel und unterschiedliche Bezugsgrößen zugrunde, sodass die Absolutwerte der Zählungen untereinander Abweichungen von mehreren Zehnerpotenzen aufwiesen und nur schwierig vergleichbar waren.

Angesichts des begrenzten Umfangs an verfügbaren Grundlagen und Methoden bestand eine besondere Herausforderung der Projektbearbeitung darin, für die meisten der oben genannten Forschungsaufgaben jeweils zunächst die Entwicklung geeigneter Untersuchungsmethoden angehen zu müssen, was sich in vielen Fällen als deutlich aufwändiger erwies als zu Projektbeginn angenommen und zu deutlichen Verzögerungen im Projektverlauf geführt hat. Von dieser Problematik waren innerhalb des BMBF-Forschungsschwerpunkts auch alle anderen Projekte mit massebezogenen Messungen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft betroffen.

1.3 Projektstruktur und -partner

1.3.1 Arbeitspakete

Die Forschungsaufgaben des Verbundprojektes wurden in sieben Arbeitspakete übersetzt, deren Ergebnisse in den nachfolgenden Kapiteln 2 bis 7 zusammenfassend erläutert werden:

AP 1: Probenahme- und Analysenmethodik: Erarbeitung und Validierung der Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Detektionsmethodik für Mikroplastik in Abwasser und Schlamm.

AP 2: Bestandsaufnahme der Einträge in Gewässer: Bestandsaufnahme und Bewertung der Eintragswege von Mikroplastik in Gewässer, in die Landwirtschaft und in Grundwasser.

AP 3: Bestandsaufnahme und Bilanzierung auf großtechnischen Kläranlagen: Untersuchung und Bewertung des Mikroplastikrückhalts von großtechnischen Kläranlagen.

AP 4: Halbtechnische Untersuchungen zur Weiterentwicklung technischer Lösungen zur Abscheidung von Plastik: Bewertung und Optimierung der Rückhalteleistung von Mikroplastik durch Untersuchungen im halbtechnischen Maßstab an nachgeschalteten Filtrationsanlagen und zur Klärschlammfäulung mittels dotiertem Mikroplastik.

AP 5: Sozialwissenschaftliche Analyse von Regulierungsvorhaben und -maßnahmen weltweit: Zusammenstellung von Regulierungen zu Kunststoffen von staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren; Analyse von Akteursinteressen und Bewertung von politischen Maßnahmen.

AP 6: Handlungsempfehlungen zur Strategieentwicklung im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft: Handlungsempfehlungen zur Einordnung der Mikroplastik-Problematik und zur Reduzierung des Eintrags von Mikroplastik über das Abwasser in die aquatische Umwelt.

AP 7: Koordination des Verbundprojekts: Fachliche und organisatorische Koordination des Verbundprojekts bei der Ergebnisfindung und der -verbreitung sowie innerhalb des BMBF-Forschungsschwerpunkts.

1.3.2 Projektpartner

In das Verbundprojekt waren Verbundpartner aus der Wissenschaft sowie aus der Praxis mit ihren jeweiligen fachlichen Schwerpunkten eingebunden:

- **Emscher Wassertechnik GmbH (EW), Essen:** Ingenieurtechnische und wissenschaftliche Begleitung sowie Koordination des Verbundprojekts.
- **Technische Universität Berlin (TUB), Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft:** Entwicklung und Durchführung der Probennahme-, Probenaufbereitungs- und Detektionsmethodik zur Mikroplastik-Bestimmung sowie Untersuchungen von großtechnischen Anlagen.
- **Technische Universität Braunschweig (TU BS), Instituts für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW):** Methodenentwicklung zur Mikroplastik-Dotierung und -Detektion, Bilanzierung von Mikroplastik-Stoffströmen in der Abwasser- und Schlammbehandlung, sowie halbtechnische Untersuchungen zur weitergehenden Mikroplastikelimination durch Filtrationsanlagen.
- **Technische Universität Braunschweig (TU BS), Department für Sozialwissenschaften, Institut für Internationale Beziehungen (IIR):** Erhebung und sozialwissenschaftliche Analyse von Regulierungsmaßnahmen weltweit.
- **Nordic Water GmbH, Neuss:** Sandfiltration und Mikrosiebung zur Abscheidung von Mikroplastik.

- **Martin Systems GmbH, Berlin:** Membrantechnologie zur Abscheidung von Mikroplastik.
- **Mecana Umwelttechnik GmbH, Reichenburg, Schweiz:** Polstofffilter zur Abscheidung von Mikroplastik.
- **Lippeverband (LV), Essen:** Untersuchungen zu Mikroplastikeinträgen in das Gewässer Lippe unter Berücksichtigung von Regenwasserbehandlung und Kläranlage
- **Stadtentwässerung Braunschweig GmbH (SE|BS):** Bereitstellung des Standorts für die Versuchsanlagen und betriebliche Unterstützung auf dem Klärwerk Steinhof in Braunschweig

1.3.3 Projektablauf

Das REPLAWA-Verbundvorhaben wurde im Zeitraum 01/2018 – 12/2021 bearbeitet. Dieser Zeitraum umfasste zwei Verlängerungen aufgrund der Einschränkungen durch die Corona-Pandemie sowie Verzögerungen durch die sehr zeitaufwändige Methodenentwicklung insbesondere für die Probenahme, Probenaufbereitung und Mikroplastikdetektion (AP 1). Die aufwändige Mikroplastikanalytik führte auch zu einer Limitierung des verfügbaren Probenumfangs innerhalb des Verbundprojekts. Dennoch konnte eine weitgehende Ergebnisfindung für die meisten Arbeitsziele erreicht werden.

Das Vorhaben war aufgrund seiner Thematik durch eine im Vergleich zu sonstigen Forschungsvorhaben sehr hohen Anzahl an Anfragen und Ergebnispräsentationen gekennzeichnet, siehe auch Hinweis in Kapitel 9.

1.4 Zusammenarbeit anderen Stellen

Innerhalb des BMBF-Forschungsschwerpunkts wurde durch das Begleitvorhaben (Ecologic Institute, 2022) u. a. über Querschnittsthemen, Fachveranstaltungen und eine Webinar-Reihe (<https://bmbf-plastik.de/de/news/webinar-reihe-plastik-der-umwelt>) der Austausch zwischen den Verbänden angestoßen. Aufgrund des Fehlens von harmonisierten Analysemethoden für die massebezogene Mikroplastik-Bestimmung zu Projektbeginn war eine Abstimmung mit anderen Projekten, die vor ähnlichen Herausforderungen standen, unumgänglich und hilfreich. Insofern wird auch auf die Ergebnisdokumentationen der anderen Projekte verwiesen, die teilweise auf der Website <https://bmbf-plastik.de/de> oder über die verlinkten Projektwebsites verfügbar sind (die entsprechenden Links sind auch im Literaturverzeichnis zu diesem Bericht angegeben).

Der interdisziplinäre Austausch in dem fachlich breit angelegten BMBF-Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“ verhalf den Beteiligten zudem zu einem ganzheitlicheren Bild der komplexen Kunststoff-Problematik, zu dem die 20 Einzelvorhaben beigetragen haben.

Durch die zum Projektende zusammengestellten Kernbotschaften des BMBF-Forschungsschwerpunkts (Hinzmann et al., 2022) wurden zudem die Einzelergebnisse der Verbundprojekte zu gemeinsamen Standpunkten weiterentwickelt.

1.5 Wesentliche Kostenpositionen des Projektes

Bei Gesamtkosten von rund 2,4 Mio. € bilden über alle Verbundpartner hinweg die Personalkosten die größte Kostenposition des Verbundprojekts, da die vielfältigen Untersuchungen sehr zeit- und personalaufwändig waren und ein hohes Maß an Vorbereitungen, Abstimmungen und Auswertungen erforderten. Auch die intensive Ergebnisverbreitung erforderte entsprechenden Personaleinsatz.

Im Bereich der Sachkosten stellten einerseits die Analysetechnik an der TUB (insbesondere der Aufbau der TED-GC/MS) sowie die Untersuchungen der TU BS mit der Versuchskläranlage in Braunschweig einschließlich den Filteranlagen der drei Industriepartner die größten Kostenblöcke dar (wobei die Industriepartner jeweils einen hälftigen Eigenanteil getragen haben).

2 Bestimmung von Mikroplastik in der Siedlungswasserwirtschaft

2.1 Definition von Mikroplastik

„Mikroplastik“ ist ein umgangssprachlicher Sammelbegriff für feste Kunststoffemissionen und umfasst eine Vielzahl (> 200) von einzelnen Kunststoffen, die unterschiedliche Materialeigenschaften und chemische Zusammensetzungen aufweisen. Da es bislang keine einheitliche Definition für Mikroplastik gibt, wird auf die Begriffsbestimmungen in dem im BMBF-Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“ erarbeiteten Statuspapier „Mikroplastik-Analytik“ (Braun et al., 2020) sowie im Kompendium „Kunststoff in der Umwelt“ (Bertling et al., 2022) verwiesen.

Plastik in der Umwelt lässt sich anhand der Partikelgröße nach dem in Abbildung 2-1 dargestellten Schema einteilen. Häufig wird der Begriff „Mikroplastik“ auf den Partikelgrößenbereich $1 - 5.000 \mu\text{m}$ angewendet, einschließlich des „großen Mikroplastiks“ ($1 - 5 \text{ mm}$). Im Folgenden wird der Begriff „Mikroplastik“ jedoch gemäß der engeren Definition für den Größenbereich $1 - 1.000 \mu\text{m}$ verwendet, sofern nicht anders angegeben, da dieser eine sinnvolle methodische Anwendbarkeit der Analyseverfahren ermöglicht.

Ferner kann Mikroplastik nach Herkunft und Art der Entstehung weiter unterschieden werden zwischen in

- primäres Mikroplastik, das direkt in mikroskopischer Größe hergestellt und bspw. in Kosmetika, Hygiene- und Reinigungsprodukten oder als Basispellets zur weiteren Produktion eingesetzt wird, sowie
- sekundäres Mikroplastik, das durch Verschleiß und Zersetzung von Makroplastikteilen wie Verpackungsmaterial oder Textilien entsteht.

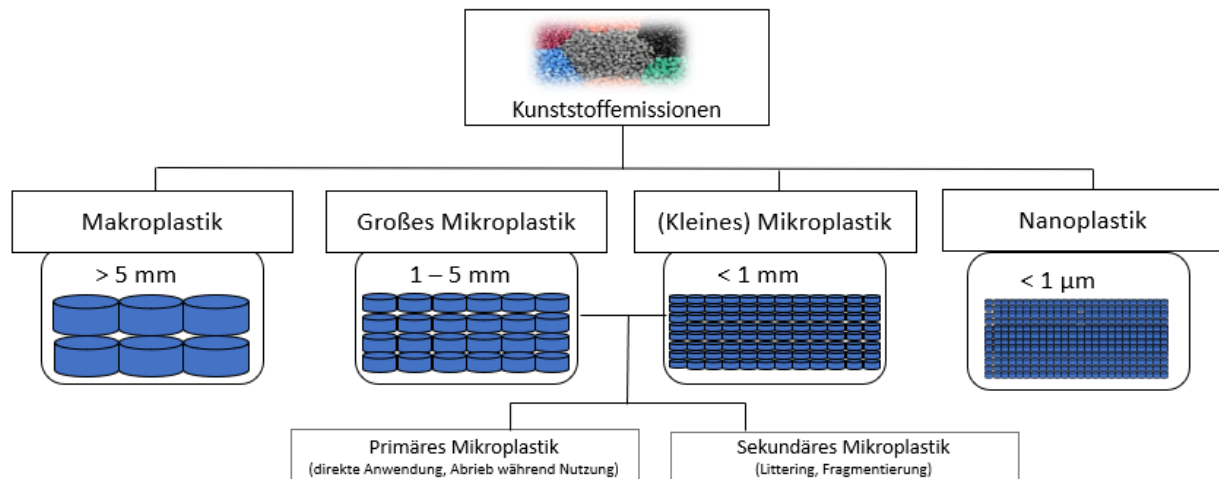


Abbildung 2-1: Einteilung von festen Kunststoffemissionen nach Größenklassen

Berücksichtigte Polymere

Mikroplastik umfasst eine Vielzahl an thermoplastischen und duroplastischen Kunststoffen sowie aus synthetischen Polymeren aufgebaute Elastomere (wie Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR), das als Marker für Reifenabrieb verwendet wird) (Braun et al., 2020). Im Zusammenhang der vorliegenden Ergebnisauswertung werden folgende Einzel-Polymere als Mikroplastik (MP) zusammengefasst:

- Polyethylen (PE)
- Polypropylen (PP)
- Polystyrol (PS)
- Polyethylenterephthalat (PET)
- Polymethylmethacrylat (PMMA)

Das Polymer PVC lässt sich (bis zum jetzigen Zeitpunkt) in Umweltproben mit der im Projekt gewählten Detektionsmethode nicht spezifisch bestimmen und konnte trotz des weltweit großen Produktionsvolumens im MP-Summenparameter nicht berücksichtigt werden. Des Weiteren konnten die Kunststoffe PA und SBR – letzterer als Marker für Reifenabrieb – erst zu einem weit fortgeschrittenen Zeitpunkt der Projektarbeiten in die Kalibriermessungen für die MP-Detektion aufgenommen werden und sind bei den vorliegenden Auswertungen daher nicht berücksichtigt worden.

In Abhängigkeit der Probenmatrix und aufgrund andauernder Optimierung der methodischen Vorgehensweise wurden im Rahmen der REPLAWA-Projektarbeiten für die unterschiedlichen Probenarten die in Tabelle 2-1 dargestellten Polymere und Größenfraktionen betrachtet.

Tabelle 2-1: Betrachtete Polymere und Partikelgrößenbereiche in Abhängigkeit der Probenmatrix

| Probenart | betrachtete Polymere | Partikelgrößenbereich | |
|---------------------|--|-------------------------------------|--------------------------------------|
| | | obere Trenngrenze [μm] | untere Trenngrenze [μm] |
| Kläranlagen | PE, PP, PS, (PMMA, PET) gemessen, nicht dargestellt | 1.000 | 10 |
| Mischwasser | PE, PP, PS, PMMA, PET | 5.000 | - |
| Niederschlagswasser | PE, PP, PS, (PMMA, PET) gemessen, nicht dargestellt | 5.000 | - |
| Gewässer | PE, PP, PS, (PMMA, PET) gemessen, nicht dargestellt | 5.000 | 10 |
| Sickerwasser | PE, PP, PS, (PMMA, PET) gemessen, nicht dargestellt | - | 5 |

2.2 Partikelzählung versus Massenbestimmung

Bei der Bestimmung von Mikroplastikvorkommen sind in Abhängigkeit von der Fragestellung grundsätzlich zwei Messgrößen zu unterscheiden:

- Partikelanzahl (MPP), entweder mit Flächenbezug (bei offenen Gewässern z. B. MPP/m², MPP/km²) oder Volumenbezug (MPP/m³), bestimmt durch spektroskopische Verfahren, vorwiegend genutzt zur ökotoxikologischen Bewertung;
- Massengehalte bzw. Konzentration mit Volumenbezug (z. B. mg/l, $\mu\text{g/l}$), bestimmt durch thermoanalytische Verfahren zur quantitativen Beschreibung der Abwasserzusammensetzung.

Bei Mikroplastikuntersuchungen zu Gewässern erfolgen Messwertangaben häufig in Partikelzahlen. In der Siedlungswasserwirtschaft ist dagegen die Angabe von Massenkonzentrationen bzw. daraus resultierenden Frachten üblich, bspw. zur Erstellung von Stoffstrombilanzen. Massengehalte sind auch aus regulatorischer Sicht eine wichtige Größe, um eine Einschätzung des Vorkommens vorzunehmen.

Eine Umrechnung zwischen den beiden Messgrößen Partikelanzahl und Massenkonzentration ist bei Umweltproben nicht möglich bzw. nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand für die Klassierung nach Größen, Formen und Dichten umzusetzen.

2.3 Analysemethodik für Mikroplastik in Abwasserproben

2.3.1 Gesamtvorgehen

Die zentralen Herausforderungen bei der MP-Bestimmung in Umweltproben sind die fehlende Standardisierung und der hohe technische Aufwand der Analyse. Die Literatur zur Thematik stellt eine Vielzahl verschiedener Methoden zur Probeaufarbeitung, Analytik und Auswertung vor. Die unterschiedlichen Vorgehensweisen erschweren jedoch eine retrospektive und vergleichende Betrachtung von Literaturbefunden. Der

Stand der Wissenschaft ist u. a. in dem Statuspapier „Mikroplastik-Analytik“ (Braun et al., 2020) zusammengefasst, das im Rahmen des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt“ erstellt wurde.

Aufgrund der vielfältigen Erscheinungsform der MP-Partikel vor allem in Bezug auf Dichte, Größe und Form liegt Mikroplastik als partikuläres Schwimm-, Schweb- und sedimentierbares Stoffgemisch vor und ist dementsprechend heterogen in den einzelnen Umweltkompartimenten (Boden, Wasser, Luft) verteilt. Hinzu kommt, dass unterschiedlich fortgeschrittene Alterungs- und Degradationsstufen der Mikroplastikpartikel, Agglomerationen und Koagulationen mit anderen Partikeln sowie die Bildung von Biofilmen auf der Oberfläche die Erfassung bei der Probenahme und die Identifizierung bei der anschließenden Detektion erschweren (siehe auch Hinweise zu Messunsicherheiten unten).

Grundlage der Untersuchung einer Umweltmatrix auf Mikroplastik ist das Messkonzept, welches die Auswahl der Detektionsverfahren, das Vorgehen bei der Probenahme sowie die Aufbereitung der Proben aufeinander abstimmt und festlegt.

Die an der TU Berlin (TUB) weiterentwickelte, allgemeine Methodik zur Mikroplastik-Massengehaltsbestimmung innerhalb des REPLAWA-Projektes ist in Abbildung 2-2 skizziert und umfasst die folgenden Analyseschritte:

- 1) Probenahme
- 2) Probenaufbereitung im Feld -> Erstellen einer Laborprobe
- 3) Probenaufbereitung im Labor -> Erstellen einer Analyseprobe
- 4) Detektion
- 5) Auswertung

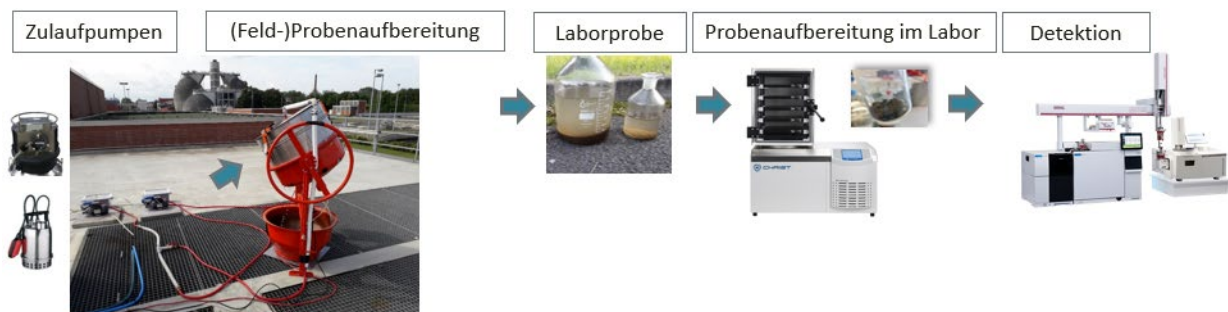


Abbildung 2-2: Arbeitsschritte von der Probenahme bis zur Detektion des MP-Gehalts

Die Bestimmung der MP-Massengehalte in Umweltproben ist eine feststoffbezogene Untersuchung. Das Probenahmevolumen ist in erster Linie von der gewählten Detektionsmethode und der damit verbundenen Bestimmungsgrenze sowie der zu untersuchenden Partikelgröße abhängig. Je nach Feststoffgehalt des zu untersuchenden Mediums sind zum Teil sehr große Probenvolumina (bspw. 2 – 3 m³ im Kläranlagenablauf) notwendig, um ausreichend Analyt für die MP-Detektion zu generieren. Die großen Probenvolumina erhöhen zwar die Repräsentativität der Probenahme, müssen jedoch (aus logistischen Gründen meist im Feld) ohne Kontaminationen und Verluste bis zu einem laborüblichen Volumen aufkonzentriert werden. Aufgrund der ubiquitären Verbreitung von Mikroplastik besteht während der gesamten analytischen Kette

die Gefahr der Probenkontamination. Es ist daher auf möglichst kunststofffreie Ausrüstungen und Arbeitsbedingungen sowie selbst auf den Abrieb von nicht mediumberührenden Teilen zu achten, bspw. bei persönlicher Schutzausrüstung (Textilien, Handschuhe, FFP2-Masken) oder bei Deckeln der Probenahmeflaschen. Eine Qualitätssicherung, die die Erhebung und Auswertung von Blindwerten begleitend zu allen Analyseschritten einschließt, ist in diesem Zusammenhang unabdingbar.

Messunsicherheiten

Ein Messergebnis ist ein Schätzwert einer Messgröße, welcher mit den Unsicherheiten aus dem gesamten Prozess der Messung behaftet ist und somit eine Differenz (Messabweichung) zum wahren Wert der Messgröße aufweist (DIN 1319-1, 1995). Werden Messungen unter scheinbar identischen Bedingungen wiederholt, werden die Messergebnisse aufgrund einer Vielzahl unkontrollierter Einflüsse in der Regel eine unvorhersagbare Streuung aufweisen. Die daraus resultierenden Messabweichungen werden als „zufällige Messabweichung“ bezeichnet. „Systematische Messabweichungen“ hingegen führen dazu, dass bei einer unendlichen Wiederholung der Messung das Zentrum der Verteilung (Mittelwert) der Messwerte gegenüber dem wahren Wert verschoben ist (DIN 1319-1, 1995; Kromidas, 2011).

Die Messunsicherheit ist die Eigenschaft eines einzelnen Messergebnisses bzw. das Maß für die Qualität einer Messung und als ein dem Messergebnis zugeordneter Parameter definiert, der die Streuung der Werte kennzeichnet. Diese kann dem Messergebnis beispielsweise in Form einer Standardabweichung zugeordnet werden (QUAM, 2012). Es gibt verschiedene Ansätze zur Schätzung der Messunsicherheit, abhängig vom Zweck der Schätzung und der verfügbaren Daten. In der Regel wird die Messunsicherheit nicht für jedes einzelne Messergebnis bestimmt, sondern als Kenngröße für ein Messverfahren ermittelt. Somit gilt die Messunsicherheit für einen Satz an Messergebnissen, der unter kontrollierten Bedingungen gewonnen wurde.

Innerhalb des REPLAWA-Projektes wurde die Qualität der generierten Messwerte in Anlehnung an die DIN ISO 11352:2013-03 mittels U-Wert bestimmt. Die Messunsicherheiten der einzelnen Analyseschritte werden in den folgenden Kapiteln jeweils beschrieben. In Kombination ergibt sich für den gesamten analytischen Prozess der hier beschriebenen MP-Bestimmung eine abgeschätzte Messunsicherheit von $\pm 85 \%$, siehe zusammenfassende Tabelle 8-1 auf S. 120.

Vor dem Hintergrund der Messunsicherheiten sind Messergebnisse zu Mikroplastikvorkommen generell kritisch zu hinterfragen, zumal noch keine harmonisierten Analyseverfahren vorliegen. MP-Daten sind daher eher als Angaben zur Größenordnung zu betrachten, die von den gegebenen Randbedingungen bei der Messung abhängig ist.

2.3.2 Probenahme

Beim bisherigen Stand der Technik (ISO-Reihe 5667) wird die Durchführung von Probenahmen insbesondere durch Aspekte der Durchführbarkeit versus der Repräsentativität bestimmt. Wegen der oben genannten unterschiedlichen Eigenschaften von Kunststoffpartikeln ist es praktisch nicht möglich, alle Kunststoffe in gleichem Ausmaß bei einer einzelnen Probenahme repräsentativ zu erfassen. Deswegen ist bei der Herstellung einer Feldprobe, also der eigentlichen Entnahme einer Teilmenge aus der Grundgesamtheit, vor allem auf eine zeitlich und räumlich repräsentative Erfassung zu achten. Bspw. sind zeitliche Schwankungen im Abwassersystem durch 24-h-Mischproben bzw. räumliche Schwankungen in einem Gewässerprofil durch Vielpunktprobenahmen auszugleichen. Da eine gute Durchmischung die Wahrscheinlichkeit erhöht, enthaltene Partikel ohne selektiven Ausschluss einzelner Partikel erfassen zu können, wurden bei der Wahl der Probenahmestellen bevorzugt turbulente Strömungsverhältnisse innerhalb des untersuchenden Systems berücksichtigt (z. B. nach einer Überfallkante oder Stellen mit erhöhter Fließgeschwindigkeit). Die üblicherweise entnommenen Probenahmeholumina sind in Tabelle 2-2 dargestellt:

Tabelle 2-2: Probenahmeholumina und Entnahmetechnik für die einzelnen Probenahmestellen in der Siedlungswasserwirtschaft

| (Ab-)Wasserart | Entnahmetechnik | Proben- volumen [l] |
|----------------------------|---|--------------------------------|
| Stationen auf Kläranlage | Schlauchpumpe (autom. Probennehmer) | 1 – 25 |
| Ablauf der Kläranlage | Tauch-/ Schlauchpumpe | 800 – 5.000 |
| Gewässer | Tauchpumpe | 600 – 6.000 |
| Niederschlagswasserabfluss | Schlauchpumpe (autom. Probennehmer) | 1 – 50 |
| Mischwasserabschlag | Schlauchpumpe (autom. Probennehmer) / Schöpfprobe | 1 – 10 |

Messunsicherheit bei der Probenahme

Aufgrund der Herausforderungen einer repräsentativen Erfassung bei der Probenahme wurde begleitend zu den In-situ-Untersuchungen ein Strömungsteststand im Technikum der TU Berlin entwickelt (siehe Abbildung 2-3), um anhand von modellhaften Wiederfindungs-Experimenten die Messunsicherheit bei der Probenahme quantitativ zu beschreiben.

Die Ergebnisse der Strömungsversuche sind in Lau (2021) aufgeführt und ergeben für die verwendeten Probenahmetechniken einen einseitig gerichteten, negativen Messfehler (Unterbefund) von 67 % (Schlauchpumpe) bis 87 % (Tauchpumpe). Die Untersuchungen haben allgemeingültigen Charakter und bewerten die Probenahme hinsichtlich der Repräsentativität in Abhängigkeit unterschiedlicher Prüfstoffe und Durchflüsse. Sie zeigen, dass durch die Probenahme in einem fließenden Medium Einfluss auf das zu untersuchende Stoffsystem genommen (= Veränderung der Strömungsbedingungen) und die partikuläre Belastung systematisch unterschätzt wird.

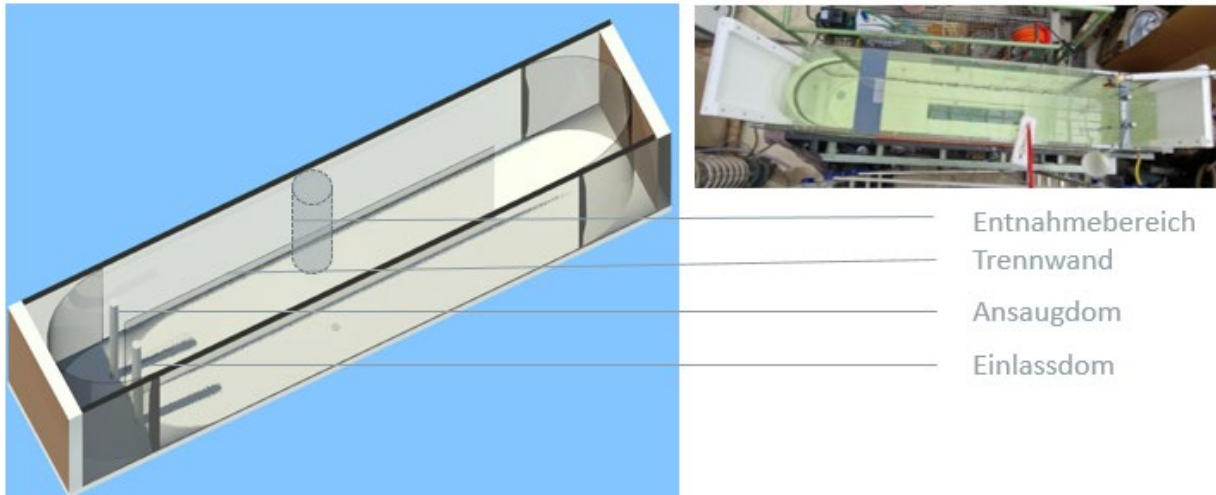


Abbildung 2-3: Aufbau des Teststandes zur systematischen Beschreibung der Messunsicherheit bei der Probenahme

Probenahme auf den Kläranlagen

In Abbildung 2-4 sind die Probenahmeorte für die Untersuchungen auf den großtechnischen Anlagen (Ergebnisse siehe Abschnitt 4.1) exemplarisch am Fließschema des Zentralkläwerks Lübeck dargestellt.

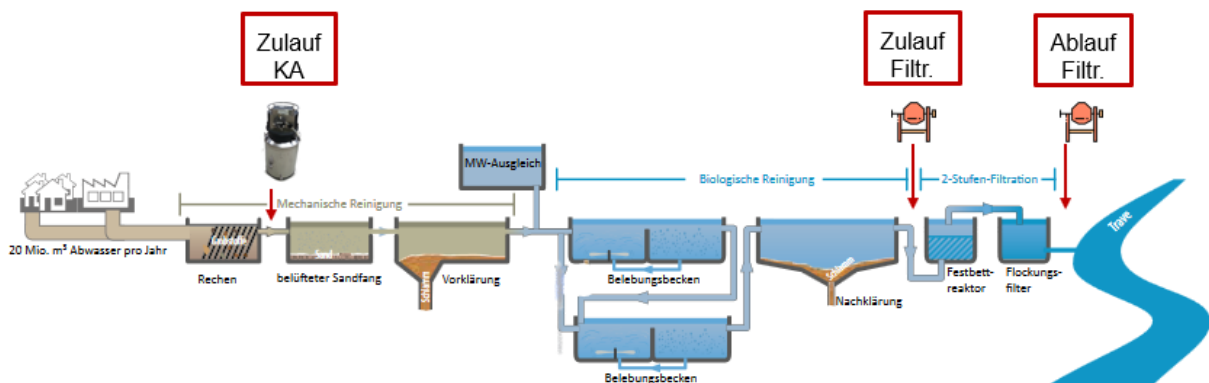


Abbildung 2-4: Fließbild des ZKW Lübeck mit den eingetragenen Probenahmeorten für die MP-Bestimmung (Quelle des Fließbildes: Entsorgungsbetriebe Lübeck)

Die Probenahme des feststoffreichen Abwassers im Zulauf der Kläranlage (Zu- bzw. Ablauf des Sandfangs) erfolgte mit einem automatischen Probenehmer (BasicEx 1 mobil, Fa. ORI). Das Probevolumen wurde über 24 h entnommen (Dosierung 125 ml alle 5 min), in einem Edelstahlbehälter gesammelt (siehe Abbildung 2-5) und anschließend weiter zu einer Laborprobe aufbereitet.



Abbildung 2-5: Automatischer Probenehmer auf einem 100 l fassenden Edelstahlbehälter zur Mikroplastikprobenahme im Zulauf der Kläranlage

Im Ablauf der Nachklärung bzw. im Ablauf der Abschlussfiltration sind aufgrund der sehr geringen Feststoffkonzentration größere Probenmehrvolumina notwendig. An diesen Stellen wurden Schlauch- bzw. Tauchpumpen installiert, die das Abwasser kontinuierlich über 24 h entnehmen.

Probenahme bei Niederschlagsereignissen

Zur Probenahme bei Niederschlagswasserentlastungen wird ein ereignisgesteuertes, automatisches Probennahmesystem verwendet, wie es in Abbildung 2-6 dargestellt ist.

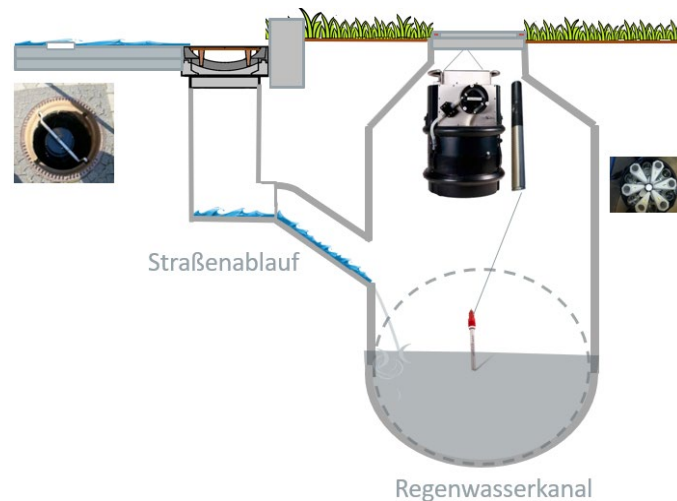


Abbildung 2-6: Ereignisgesteuertes Probennahmesystem, mobil einsetzbar in Einstiegsöffnungen der Kanalisation

Das Probenahme- und Messsystem, bestehend aus einem Datenlogger (Mlog, Fa. ORI Umwelttechnik GmbH & Co. KG) und einem Sensor für die Leitfähigkeit (LF) (ISM Sensors, Fa. Mettler Toledo), ist via Bluetooth mit einem automatischen Schlauchpumpen-Probenehmer (BasicEx 1 mobil, Fa. ORI Umwelttechnik GmbH & Co. KG) gekoppelt. Die Geräte sind ATEX-zertifiziert (ATmosphères EXplosives, gemäß Produktrichtlinie 2014/34/EU), lassen sich in Einstiegsöffnungen zum Kanalsystem installieren und über

Akkus (12 V) mobil betreiben, sodass Probenahmen bei intermittierenden Abflussschehen ermöglicht werden. Der LF-Sensor wird im Gerinne bzw. Kanal auf eine bestimmte Höhe oberhalb der Sohle platziert. Eine Ereignisprobenahme beginnt durch einen Trigger (Bluetooth-Signal), sobald ein durch den Sensor gemessenen Grenzwert überschritten bzw. Wasser erkannt wird. Die LF-Messwerte werden minütlich geloggt und die einzelnen Probenahmen während eines Ereignisses vom Probenehmer protokolliert. Die Proben werden während eines Ereignisses volumengleich und zeitproportional (C.T.C.V. = constant time constant volume sampling) nach dem in Abbildung 2-7 dargestellten Programm entnommen. Die Proben werden zu vier (A, B, C und D) Mischproben zusammengefügt und decken einen festgesetzten Bereich im zeitlichen Verlauf eines Ereignisses ab. Dabei wird ein besonderer Fokus auf die Anfangsver Verschmutzung („First Flush“) gelegt

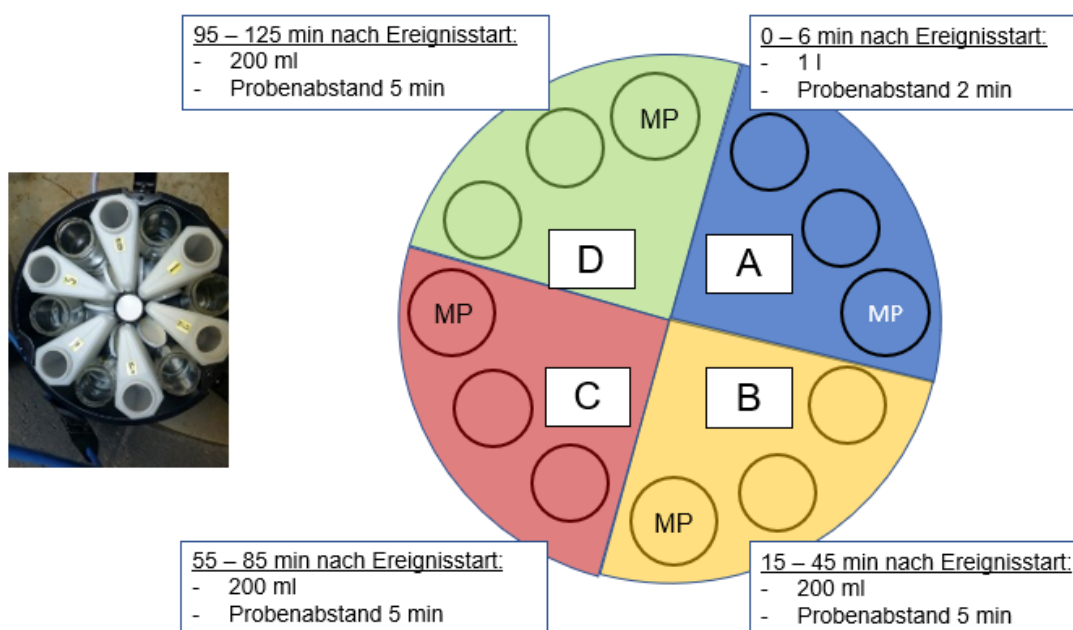


Abbildung 2-7: Probenahmeprogramm und Einteilung der Probenahmegefäße für die Mischproben (A – D)

Die Proben werden ohne weitere (Feld-)Probenaufbereitung in das Labor gegeben und ohne untere Trenngrenze auf MP analysiert.

Probenahme bei Mischwasserentlastungen

Die Probenahme bei Mischwasserentlastungen erfolgt analog zu den Niederschlagsereignissen mit Hilfe einer ereignisgesteuerten, automatischen Probenahme. Der automatische Probenehmer ist in diesem Anwendungsfall mit einem Höhengensensor (Drucksensor PSK 307, Fa. ORI Umwelttechnik GmbH & Co. KG) verbunden, der bei einer definierten Einstauhöhe (= Überlaufkante) im Regenüberlaufbecken (RÜB) nach einem voreingestellten Programm Proben entnimmt (12 Flaschen à 1 l werden mit einem Beprobungsabstand von 10 min über 2 h gefüllt). Der Entnahmeschlauch ist auf

der Höhe der Überlaufkante fixiert, sodass dasjenige Abwasser beprobt wird, welches bei einem Überlauf in die Vorflut abgeschlagen würde.

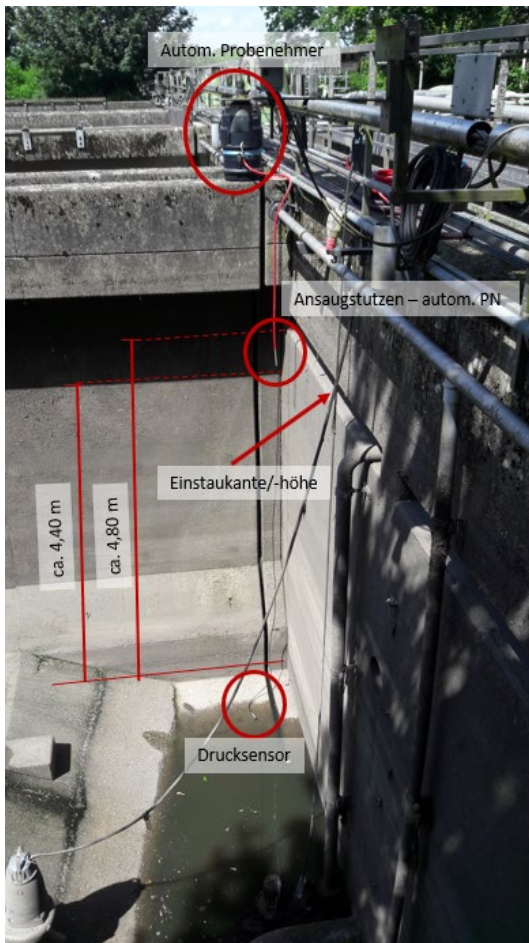


Abbildung 2-8: Aufbausituation der ereignisgesteuerten Probenahme im RÜB Hamm-Mattenbecke (auf der Kläranlage)

Probenahme im Gewässer

Bei der Methodenentwicklung zur Gewässer-Probenahme wurden u. a. die in Abbildung 2-9 aufgelisteten Normen- und Standardisierungsblätter ausgewertet.

Die Probenahme zur MP-Bestimmung ist generell an einer repräsentativen Erfassung der Feststofffracht ausgerichtet. Feststoffe in Fließgewässern werden in Geschiebe, Schweb- und Schwimmstoffen eingeteilt. Geschiebe sind die Feststoffe, die sich gleitend, rollend oder teilweise hüpfend an der Gewässersohle bewegen. Schwebstoffe sind Feststoffpartikel, die mit dem Wasser im statischen oder dynamischen Gleichgewicht stehen und durch Turbulenzen in Schwebelage gehalten werden. Sie machen meist den Hauptanteil der Feststoffe in Fließgewässern aus. Zu ihnen zählen mineralische und organische Partikel. Schwimmstoffe schwimmen auf der Wasseroberfläche oder im oberen Teil des Wasserkörpers und sind im Vergleich zu übrigen Feststoffen klein. Überschlänglich machen sie 2 – 5 % der Feststoffe in Flüssen aus (Maniak, 2016).

Entscheidend für das Schwebverhalten von Feststoffen ist die Sinkgeschwindigkeit der Partikel, die abhängig von der Strömung im Gewässer (Turbulenz, Viskosität und Dichte des Wassers) und von den Eigenschaften der Partikel (Korngröße, -form und -dichte) ist (Kern, 1999).

| <i>Nummer</i> | <i>Erscheinungs- jahr</i> | <i>Titel</i> |
|--------------------------|-------------------------------|--|
| ISO DIN 5667 Teil 1 | 2019 | Anleitung zur Fertigung von Probenahmeprogrammen und Probenahmetechniken – Entwurf |
| ISO DIN 5667 Teil 6 | 2016 | Anleitung zur Probenahme aus Fließgewässern |
| DIN 38402 Teil 24 | 2007 | Anleitung zur Probenahme von Schwebstoffen |
| ISO 5667 Teil 17 | 2008 | Guidance on sampling of bulk suspended solids |
| AQS-Merkblatt P – 8/3 | 2012 | Probenahme aus Fließgewässern |
| AQS-Merkblatt P – 8/4 | 2002 | Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten |

Abbildung 2-9: Liste relevanter Normen und Standardisierungen zur Gewässerprobenahme

Es ist davon auszugehen, dass die Verteilung und die Konzentration von Mikroplastik von den hydraulischen Bedingungen des Gewässers abhängig sind. Einflussfaktoren sind z. B. die Fließgeschwindigkeit, Turbulenzen und Wassertiefe.

Turbulenzen, die durch die Fließbewegung des Wassers auftreten, können eine Beförderung eines bereits abgesunkenen Wasser-Schwebstoff-Gemischs mit höheren Schwebstoffkonzentrationen in höhere Wasserschichten bewirken und umgekehrt (Habersack et al., 2017).

Die Fließgeschwindigkeit ist über den Gewässerquerschnitt ungleichmäßig verteilt. An den Ufern ist die Fließgeschwindigkeit am geringsten, wodurch sich in der Vertikalen ein Konzentrationsprofil ausbildet, das einen in Richtung der Sohle zunehmenden Feststoffanteil aufweist (Maniak, 2016; Hellmann, 1999). Beträgt die Fließgeschwindigkeit $\leq 0,2$ m/s, sinken größere Schwebstoffpartikel zunehmend zur Sohle ab und lagern sich dort an. Bei einem geringen Anstieg der Fließgeschwindigkeit können sich diese Teilchen wieder in Einzelpartikel auflösen und in Schwebstoffe übergehen. Untersuchungen von Hellmann (1999) haben gezeigt, dass im Allgemeinen die Schwebstoffkonzentration mit dem Abfluss zunimmt. Wird die Dynamik der abwasserbürtigen Schwebstoffe betrachtet, unterscheiden sich diese im Gegensatz zu den erosionsbedingten Schwebstoffen. Die „anthropogenen“ abwasserbürtigen Schwebstoffe nehmen mit steigendem Abfluss nicht zu; es wird vielmehr eine Verdünnung erwartet. Damit ergibt sich, dass anthropogene Schwebstoffe zu Niedrigwasserzeiten prozentual am stärksten sind. Abgesehen von der Situation bei eintretendem Starkregen: hierbei

strömt durch die Überlaufschwelle der Kanalnetze eine hohe Feststofffracht direkt in die Vorfluter. Es kann daher zu kurzfristigen, sehr hohen Schwebstoffgehalten im aufnehmenden Gewässer kommen. Diese fallen umso höher aus, je kleiner der Vorfluter und je dichter das Einzugsgebiet besiedelt ist.

Innerhalb des REPLAWA-Projektes wurde zur MP-Bestimmung im Gewässer exemplarisch die Vielpunktprobenahme nach Habersack et al. (2017) durchgeführt, dargestellt in Abbildung 2-10 (Ergebnisse der Messungen siehe Abschnitt 3.2). Um eine geeignete Entnahmestelle im Gewässer zu bestimmen, wurde im Vorfeld der Flussquerschnitt in Teilflächen aufgeteilt und für jede Teilfläche die mittlere Fließgeschwindigkeit ermittelt. Die Proben wurden aus mindestens drei verschiedenen Höhen der Wassersäule (oberflächennah, mittig, sohlennah) mit Hilfe von edelstahlgelagerten Tauchpumpen (Ebara BEST one M) in Flussabschnitten mit der höchsten Fließgeschwindigkeit entnommen, die einzeln, bzw. zur Reduzierung des Analyseaufwandes zu Mischproben vereinigt, ausgewertet werden.

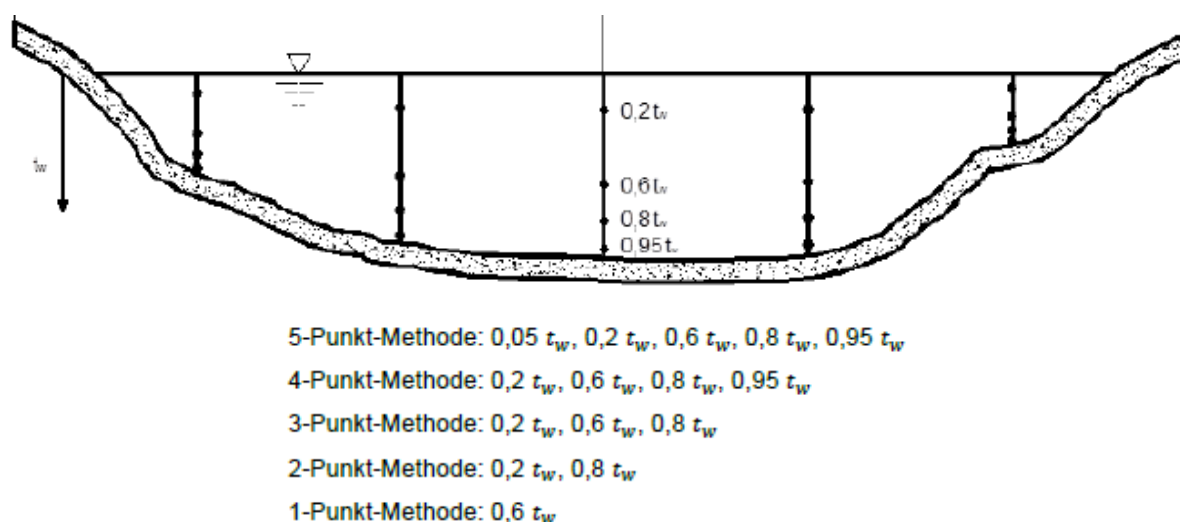


Abbildung 2-10: Schematische Darstellung des Probenahme-Prinzip nach (Habersack et al., 2017)

2.3.3 Probenaufbereitung im Feld

Die Erfassung von sehr feinen oder niedrig konzentrierten Feststoffpartikeln in der aquatischen Umwelt erfordert zum Teil sehr große Probenvolumina. So sind beispielsweise oftmals 2 – 3 m³ Kläranlagenablauf oder auch mehr sowie zu 6 m³ Oberflächenwasser notwendig (vgl. Tabelle 2-2), um ausreichend Probenmasse für eine thermoanalytische Mikroplastikbestimmung zu gewinnen. Um diese großen Probenvolumina in ein laborübliches Maß zu überführen, müssen die in der Probe enthaltenden Feststoffe aufkonzentriert werden. Publizierten MP-Messergebnissen liegen unterschiedlichen Maschen- und Lochweiten zur Aufkonzentrierung der Feststoffmatrix und damit des Mikroplastiks zugrunde, weshalb die Reproduzier- und Vergleichbarkeit der Ergebnisse ohne entsprechende Kontextinformationen kaum gegeben ist.

Ein in der Praxis bewährtes Prinzip ist die Feststoffseparation mittels Filtration bzw. Siebung. Problematisch bei der Fest-Flüssig-Trennung mittels Sieben ist die Bildung eines Filterkuchens, der die Maschen des Siebes verblockt und den Durchsatz vermindert. Im Rahmen der REPLAWA-Projektarbeiten wurde daher an der TUB eine Apparatur mit einem rotierenden und kontinuierlich freigespülten Siebfilter („RoSi“) entwickelt, siehe Abbildung 2-11. Der rotierende Siebfilter entspricht im Kern einem schräg geneigten, rotierenden Sieb, welches auf der Vorderseite kontinuierlich mit dem Feed beschickt und von der Rückseite mit Filtrat zurückgespült wird, wodurch der Aufbau eines Filterkuchens verhindert wird und eine teilautomatisierten Fest-Flüssig-Trennung mit einer definierten Untergrenze von bis zu 10 µm realisiert werden kann. Großvolumige Feldproben von mehreren Kubikmetern können so auf ein Volumen von ca. 2 l aufkonzentriert werden.

Dabei können Schöpfproben manuell aufgegeben oder ein automatisierter Zulauf mittels eines Schlauchs bzw. bei Ansaughöhen > 7 m mittels Tauchpumpe bei Spitzendurchflüssen bis zu 2 l/s eingestellt werden. Die Apparatur ist mobil einsetzbar und kann dauerhaft über längere Zeiträume (> 72 h) betrieben werden. Nach der Fest-Flüssig-Trennung werden die auf dem Sieb verbleibenden Feststoffe mit einem Drucksprüher (6 bar) zurückgespült, über einen Edelstahltrichter in Glasflaschen überführt und als Laborprobe gewonnen (Abbildung 2-11).



Abbildung 2-11: RoSi (Rotierender Siebfilter): Apparatur zur Aufkonzentrierung der Feldproben

Messunsicherheit bei der Probenaufbereitung im Feld mittels RoSi

Für die RoSi-Apparatur wurde anhand von halbtechnischen Versuchen mit einem PS-Pulver ($d_{50} = 298 \mu\text{m}$) eine Wiederfindungsrate von 98 % und eine Messunsicherheit von 4 % ermittelt. Das heißt, der Großteil der Partikel, der über die Probenahme erfasst und über den RoSi gegeben wird, findet sich auch in der Laborprobe wieder. Die

geringen Verluste sind durch Anhaftungen im Schlauch bzw. Sieb oder durch Schlupf (Partikel < 10 µm) zu erklären.

2.3.4 Probenaufbereitung im Labor

Bei der Probenaufbereitung im Labor müssen die Arbeitsschritte

- Fest-Flüssig-Trennung und
- Homogenisierung

berücksichtigt werden und wurden an der TUB bei der Methodenentwicklung innerhalb des Projektes nach dem in Abbildung 2-12 dargestellten Versuchsschema untersucht. Der Schwerpunkt der Untersuchungen wurde darauf ausgerichtet, eine analytschonende, kontaminations- und verlustfreie Aufbereitungsmethode zu finden. Das Bewertungskriterium war die PE-Wiederfindung anhand eines definiert in die Proben zugegebenen Millisil-PE-Gemisches. Zur Auswertung wurden die Feststoffmassen, die TGA-Massenverlustkurven sowie Vergleichsmessungen mit der TED-GC/MS herangezogen.

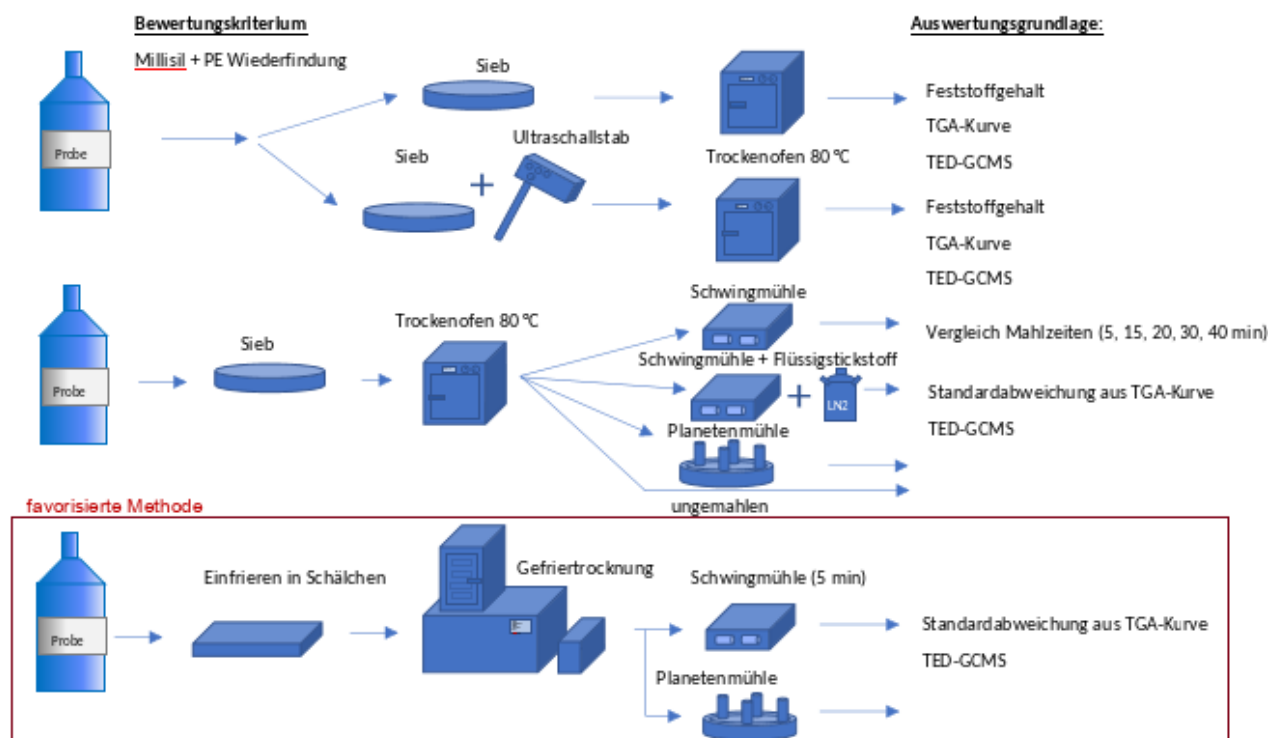


Abbildung 2-12: Schema der Probenaufbereitung

Die schonendste Aufbereitung des Analyts wird durch die Feststoffseparation mittels Gefriertrocknung (Beta LSC+, Fa. Martin Christ) gewährleistet. Dazu werden die gewonnenen Laborproben zunächst in Aluminium-Schalen überführt und für 52 h (0,370 mbar, 0 -> 25°C Stellflächentemperatur) getrocknet. Nach der Gewichtsbestimmung wird die Trockenmasse (TM) zur Homogenisierung für 5 min in einer

Schwingmühle bei 70 s^{-1} bzw. bei Feststoffmengen $\geq 1 \text{ g}$ in einer Planetenmühle gemahlen und anschließend als Analyseproben für die TED-GC/MS-Messung vorbereitet.

Messunsicherheit bei der Probenaufbereitung im Labor

Nachdem die Methodenentwicklung zur Probenaufbereitung abgeschlossen war, wurde die Messunsicherheit nach DIN ISO 11352 auf den vorliegenden Fall angepasst berechnet. Zunächst wurde die Unsicherheit mit Bezug auf die Massenverluste berechnet. Dafür wurden die einzelnen Schritte der Probenaufbereitung genauer untersucht. Für den Schritt der Gefriertrocknung wurde eine festgelegte Menge Feststoff eingewogen und mit 1 l vollentsalztes Wasser (VE-Wasser) in eine Probenflasche gegeben, um eine Probe zu simulieren. Diese Suspension wurde anschließend, dem Schema der Probenaufbereitung in Abbildung 2-12 folgend, gefriergetrocknet und ausgewogen (siehe Abbildung 2-13). Anhand der eingewogenen und am Ende zurückgehaltenen Masse wurde die systematische und zufällige Abweichung für den Schritt der Probentrocknung berechnet.

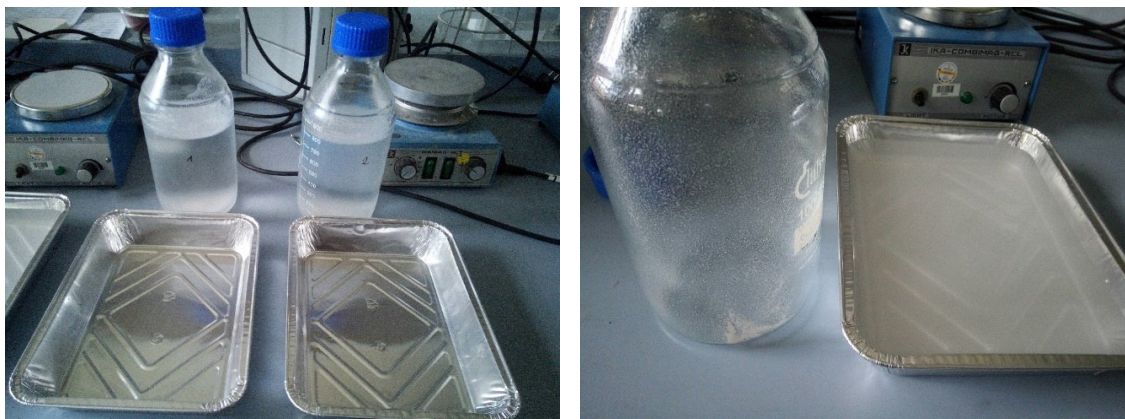


Abbildung 2-13: Vorbereitete Probenflaschen und Rückstände nach einmaligem Umfüllen

Für das Umfüllen wurde eine Aluschale leer und nach dem Trocknen und Umfüllen der Probe erneut gewogen, um die Probenrückstände in der Schale zu ermitteln. Für den Mahlverlust wurde die Probe in der Aluschale vor dem Mahlen und im Lagerungsglas nach dem Mahlen gewogen.

Abbildung 2-14 zeigt die Ergebnisse der berechneten Messunsicherheiten nur für den Massenverlust der einzelnen Probenaufbereitungsschritte. Eine Zusammenstellung aller berechneten Unsicherheiten der einzelnen Schritte ist in Tabelle 8-1 auf S. 120 gegeben. Der systematische Fehler beim Trocknen ist am höchsten (20 %), der größte zufällige Fehler entsteht beim Mahlen (14 %). Der Grund dafür könnte der Verlust von Partikeln durch die Anhaftung an Probenflaschen sein. Die Probenanzahl war für die Untersuchung des Verlusts beim Trocknen aufgrund des hohen Aufwandes und der geringen Kapazitäten der Gefriertrocknung auch am geringsten ($n = 4$). Der Gesamtfehler U_c als Kombination aus der systematischen und zufälligen Abweichung für die Probenaufbereitung beträgt 31 %.

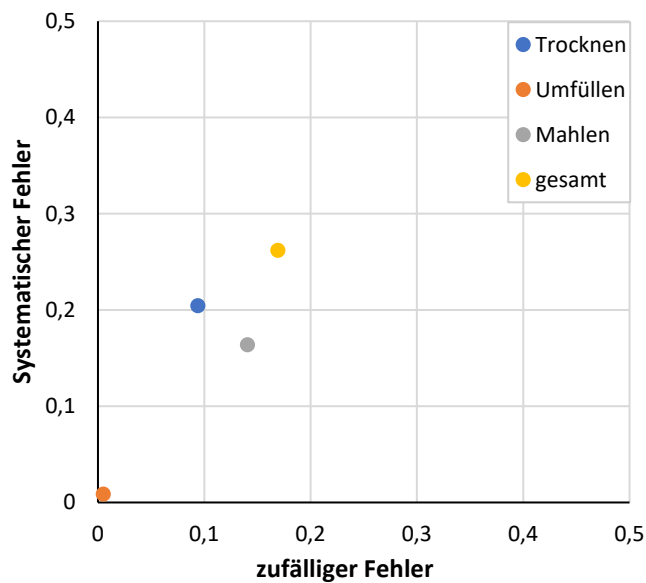


Abbildung 2-14: Vergleich der Messunsicherheiten in den verschiedenen Probenaufbereitungsschritten.

Probenaufbereitung feststoffarmer Proben

Bei feststoffarmen Proben, für die kein großes Probenvolumen für eine Aufkonzentrierung gewonnen werden konnte, wurden anfangs Mikrofiltertiegel (Fa. GKD) verwendet. Diese Tiegel sind mit einem Siebboden mit 5- μm -Maschenweite ausgestattet. Problematisch war die Filtrationseinheit, bei der immer ein Teil der Probe zurückbleibt, sowie Partikel in Rillen hängenbleiben. Das Aufgeben der Probe direkt in den Filter wird daher empfohlen. Weitere Validierungsuntersuchungen für die Mikrofiltertiegel-Methode sind angedacht.

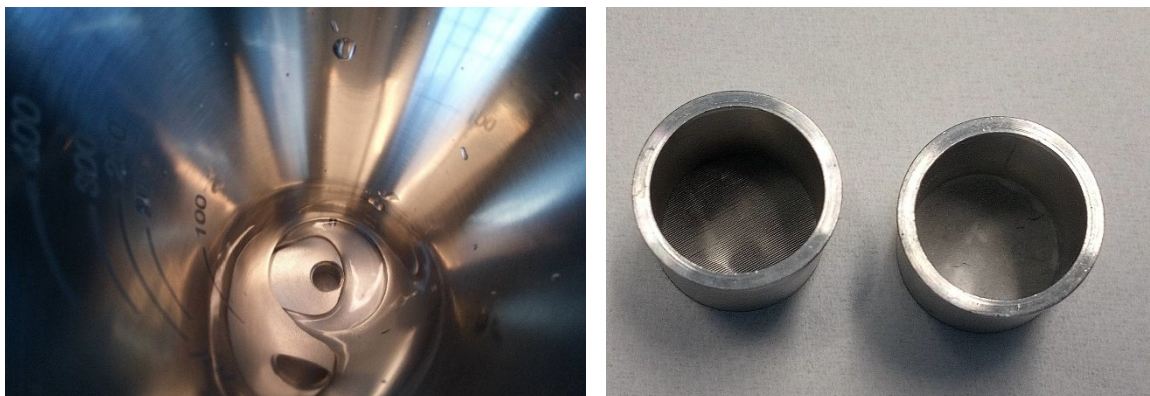


Abbildung 2-15: Filtrationseinheit mit zurückbleibendem Probenrest (links); beladener und unbeladener Mikrofiltertiegel (rechts)

Mit den Filtertiegeln wurden die Proben für das Sickerwasser aus Braunschweig, die Proben vom Retentionsbodenfilter Moselbach in Waltrop sowie die Proben des durch

die Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) durchgeführten PidU-Ringversuchs aufbereitet.

In der Weiterentwicklung des methodischen Vorgehens wurde im Projektverlauf auf die Mikrotiegel-Filtration verzichtet, stattdessen wurden mehrere Einzelproben mit einem Volumen von 1 – 2 l direkt, ohne weitere Fest-Flüssig-Trennung, in der Gefrier-trocknung aufbereitet und dementsprechend ohne untere Trenngrenze analysiert. Dies gilt für die Proben aus den Misch- und Niederschlagswasserentlastungen.

2.3.5 Mikroplastik-Detektion mit TED-GC/MS

Die MP-Detektion an der TUB erfolgte über eine TED-GC/MS, die sich aus der Kopp-lung einer Thermogravimetrischen Analyse (TGA/DSC 3+, Fa. Mettler Toledo) mit ei-ner Gas-Chromatographie (GC 7890, Fa. Agilent) und anschließender Massenspektro-metrie (5977 Agilent, Fa. GERSTEL) zusammensetzt (Abbildung 2-16).

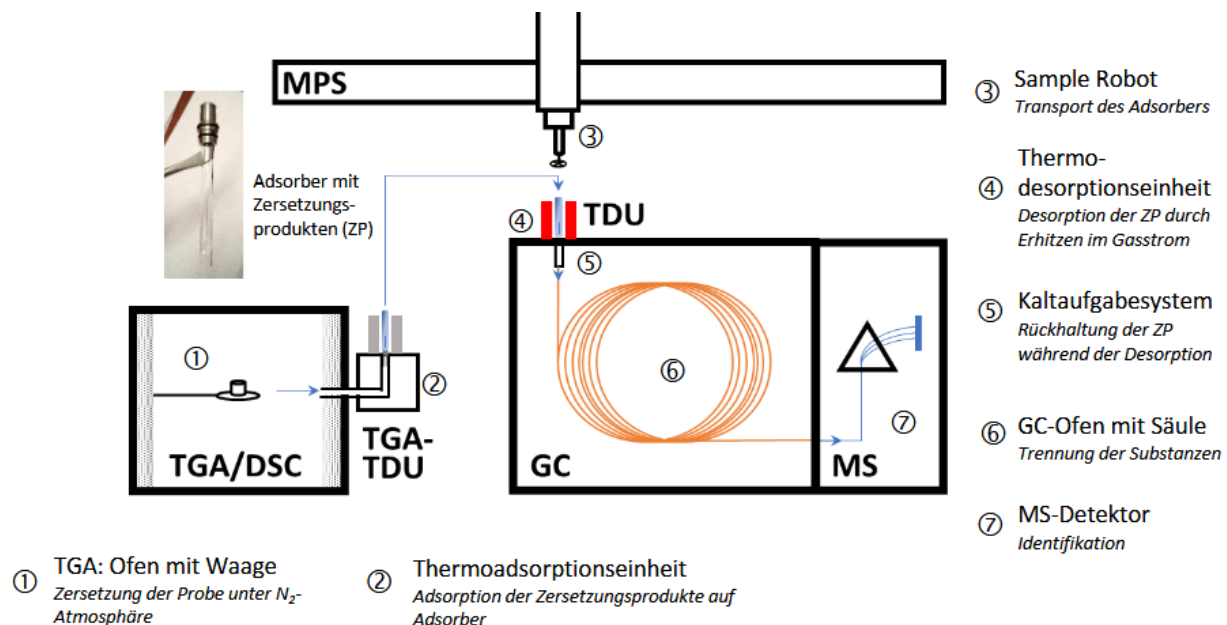


Abbildung 2-16: Schematische Darstellung und Ablauf der Mikroplastik-Detektionsmethode mittels TED-GC/MS

Für die Messung in der TED-GC/MS werden bis zu 10 mg Analyseprobe eingewogen. Dabei werden hitzebeständige Aluminiumoxid-Tiegel mit einer Fassung von 150 μ l bzw. 70 μ l verwendet. Als relative Bezugsgröße einer Messung wird in jeden Tiegel als interner Standard (ISTD) 4 μ l an 8-fach deuteriertes Styrol (PSS Polymers, BatchNo: psd 83096, PDI = 1,03), gelöst in Toluol, eingegeben.

Der Tiegel wird bei 25 $^{\circ}C$ in den Ofen gestellt, anschließend beginnt der Heizprozess in der TGA. Die Temperatur steigt mit einer Rate von 10,5 $^{\circ}C \text{ min}^{-1}$ auf 600 $^{\circ}C$ und wird dann 5 min gehalten. Während des Messvorganges werden die Pyrolyseprodukte mit einem Spülgas (50 ml N_2/min) über ein konditioniertes Thermodesorptions-Röhrchen, befüllt mit Adsorbentmaterial (Sorb-Stars Art. Nr. 50 100, Fa. ENVEA GmbH), geleitet.

Nach der TGA-Messung wird das Röhrchen mit dem beladenen Sorb-Star entnommen und in die Thermodesorptionseinheit (TDU) der GC geführt, dort erfolgt die thermische Desorption bei 280 °C. Die Analyten werden vor der GC-Aufgabe bei -100 °C kryoangereichert. Die Kühlung erfolgt mit flüssigem Stickstoff (N₂). Anschließend werden die Analyten mit dem Helium-Trägergas über die GC-Säule geleitet und chromatographisch getrennt. Für eine beschleunigte Trennung und schmalere Peaks wird ein Temperaturgradient von 30 – 300 °C eingestellt. Im Quadrupol-MS werden die Analyten mit 70 eV ionisiert und im Scan-Modus zwischen MZ 35-350 gemessen. Die Methode wurde von Dümichen, Barthel et al. (2015) übernommen und angepasst. Vor jeder Messreihe und nach jeweils 6 – 9 Einzelmessungen wird ein Blindwert gemessen. Im Blindwert ist ISTD enthalten, jedoch keine Probe. In jeder Messreihe wird zur Kontrolle mindestens ein Reinstoff-Standard und eine Probe mit Polymer-Spike gemessen und die Wiederfindung bestimmt. Die Standards werden in geringeren Massen zwischen 2 - 200 µg eingewogen. Die Daten aus den Kontrollmessungen dienen außerdem der Bestimmung der Messunsicherheit.

Tabelle 2-3: Polymerspezifische Abbauprodukte zur Identifizierung und Quantifizierung

| Polymer (Abk.) | Retentionszeit RT (min) | Quantifier (m/z) | Qualifier (m/z) | Summenformel | CAS-Nr |
|----------------|----------------------------|---------------------|--------------------|--|-------------|
| PE1_55, PE1_81 | 16 | 55/81 | 81/55, 95, 109 | C ₁₂ H ₂₂ | 5876-87-9 |
| PE2_55, PE2_81 | 19 | 55/81 | 81/55, 67, 95 | C ₁₃ H ₂₄ | 21964-48-7 |
| PE3_55, PE3_81 | 21 | 55/81 | 81/55, 95, 109 | C ₁₄ H ₂₆ | 21964-49-8 |
| PE4_55, PE4_81 | 24 | 55/81 | 81/55, 95, 109 | C ₁₅ H ₂₈ | 21964-50-1 |
| PE5_55, PE5_81 | 26 | 55/81 | 81/55, 96, 110 | C ₁₆ H ₃₀ | 21964-51-2 |
| PMMA1 | 4 | 100 | 69, 41, 39 | C ₅ H ₈ O ₂ | 80-62-6 |
| PP1 | 6 | 70 | 126, 83, 210 | C ₉ H ₁₈ | 19549-87-2 |
| PP2 | 13 | 111 | 69, 125, 210 | C ₁₂ H ₂₄ | 144043-16-3 |
| PP3 | 13 | 111 | 69, 125, 210 | C ₁₂ H ₂₄ | 144043-16-3 |
| PP4 | 19,7 | 111 | 69, 125, 210 | C ₁₅ H ₃₀ | 59920-26-2 |
| PP5 | 19,8 | 111 | 69, 125, 210 | C ₁₅ H ₃₀ | 59920-26-2 |
| PP6 | 20,1 | 111 | 69, 125, 210 | C ₁₅ H ₃₀ | 59920-26-2 |
| PS1 | 8 | 104 | 78, 51 | C ₈ H ₈ | 100-42-5 |
| PS2 | 30 | 91 | 104, 208 | C ₁₆ H ₁₆ | 16606-47-6 |
| PS3 | 43 | 91 | 117, 207 | C ₂₄ H ₂₄ | 18964-53-9 |
| PET1 | 13 | 105 | 77, 136, 51 | C ₈ H ₈ O ₂ | 93-58-3 |
| PET2 | 15 | 105 | 77, 51 | C ₉ H ₈ O ₂ | 769-78-8 |
| PET3 | 16 | 105 | 77, 122, 150 | C ₉ H ₁₀ O ₂ | 93-89-0 |
| PET4 | 18 | 105 | 122, 77, 51 | C ₆ H ₅ COOH | 65-85-0 |
| PET5 | 27 | 177 | 149, 105, 121 | C ₆ H ₄ (COOC ₂ H ₅) ₂ | 84-66-2 |
| PET6 | 26 | 175 | 104, 76 | C ₁₂ H ₁₀ O ₄ | 46492-29-9 |
| PA1 | 19 | 113 | 30, 84, 55 | C ₆ H ₁₁ NO | 105-60-2 |
| SBR1 | 20 | 158 | 104, 78, 117 | C ₁₂ H ¹⁴ | 4994-16-5 |

Die TGA/DSC-Werte werden zur Überprüfung der Homogenisierung in Form einer txt-Datei in einem python-Skript verarbeitet und statistisch ausgewertet. Zur Datenanalyse der Massenspektren wird die Software MSD ChemStation (Fa. Agilent

Technologies) verwendet. Darin wurde eine Quantisierungs-Datenbank mit den jeweiligen Abbauprodukten der Polymere (Tabelle 2-3) angelegt.

Die Quantifizierung eines Polymers erfolgt über eine externe Kalibrierung (mit Matrixbezug), dabei werden alle Abbauprodukte berücksichtigt. Der Messwert [μg] wird ins Verhältnis zum Analyseprobengewicht [mg] gesetzt. Der finale MP-Wert wird auf die Gesamtfeststoffmenge sowie das Probenahmevolumen bezogen und in [$\mu\text{g}/\text{l}$] angegeben. Der Ablauf der Proben- und Datenaufbereitung ist in Abbildung 2-17 zusammengefasst.

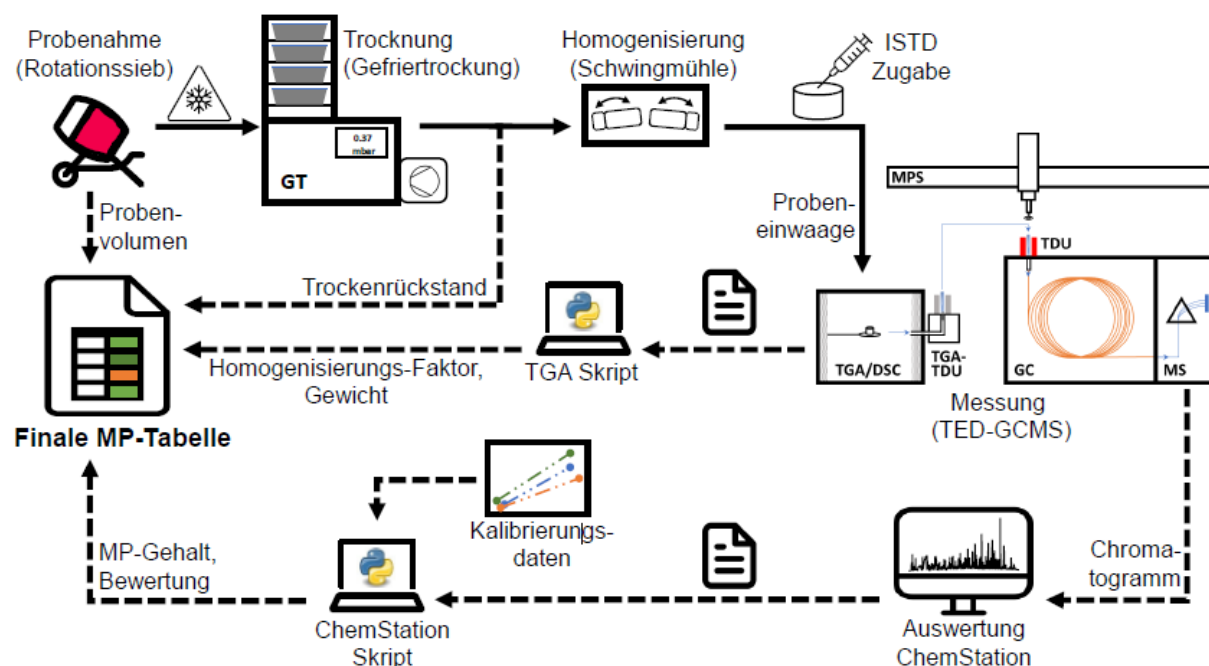


Abbildung 2-17: Schematische Darstellung der MP-Massengehaltsbestimmung mit eingezeichneten Probenweg (durchgängige Linie) und Datenweg (gestrichelte Linie)

Die Berechnung der Verfahrensstandardabweichung, Nachweis- und Bestimmungsgrenzen erfolgte nach DIN 32645:2008-11. In den REPLAWA-Untersuchungen der TUB konnten Nachweisgrenzen von 1,1 – 4,4 μg (0,01 – 0,04 M.-% der Analyseprobe) für die verschiedenen Polymere erreicht werden; in der Literatur sind unter anderem auch aufgrund unterschiedlicher Bestimmungsmethoden noch kleinere Werte zu finden (Duemichen et al., 2019).

Vermeidung von Kontaminationen

Zur Säuberung der Spritze wird vor und nach ISTD-Zugabe jeweils 10 x 10 μL Toluol aufgezogen und verworfen. Vor der finalen Zugabe des ISTD, werden auch von diesem 10 x 10 μL verworfen, um restliches Toluol aus der Spritze zu verdrängen. Der ISTD wird im Kühlschrank gelagert. Bei Abnahme der Peakfläche im Chromatogramm im Vergleich zu anderen Peaks wird neuer ISTD hergestellt. Nach jeder Messung wird der Pyrolyserückstand verworfen und die Tiegel für 4 h bei 1000 °C im Muffelofen ausgemuffelt. Die Thermodesorptions-Röhrchen werden wiederverwendet und nach

jeder Nutzung zunächst mit VE-Wasser, dann mit Methanol und Aceton gespült. Anschließend werden sie im Tube-Conditioner (Fa. GERSTEL) bei 300 °C für zwei Stunden mit N₂ als Inertgas und anschließend zusammen mit dem Adsorbiermaterial bei 250 °C für eine weitere Stunde konditioniert. Einmal wöchentlich bzw. bei einer höheren Anzahl von Reinstoff- oder Spike-Messungen auch zweimal wöchentlich wird die TGA/TDU und das TGA-Leerröhrchen gereinigt. Zur Reinigung werden die TDU-Einheit und der Teil mit der beheizten Leitung abgebaut. Der vordere Teil des Ofeneinganges der TGA wird ausgebaut. Alle Teile werden mit Ethanol mit Hilfe von Wattestäbchen gesäubert, bis keine Rückstände mehr an der Wattestäbchen zu sehen sind. Um Verunreinigungen zu vermeiden, werden während des gesamten Vorganges Baumwollhandschuhe getragen. Vor jeder Messung wird die TGA und die GC ausgeheizt. Dafür wird ein Tiegel ohne ISTD mit der Standard-Messmethode in der TGA gemessen. Die Pyrolyse-Produkte werden nicht auf einem Sorb-Star aufgefangen, sondern in ein Leerröhrchen geleitet. Nach jeder Messreihe wird die GC nochmals ausgeheizt. Zwischen den einzelnen Messungen wird die TGA mit Luft auf 900 °C aufgeheizt, um mögliche Pyrolysereste zu entfernen.

Messunsicherheit bei der MP-Detektion mittels TED-GC/MS

Die Bestimmung der Messunsicherheit der Analyse und der Methodvalidierung wurde nach DIN ISO 11352 (2013) durchgeführt. Die zufällige Abweichung stellt die Reproduzierbarkeit innerhalb des Labors dar, die systematische Abweichung den Verfahrens- und Laborbias. Beide Größen werden aus unterschiedlichen Datensätzen bestimmt und ergeben zusammen die kombinierte Standardunsicherheit u_c für die gesamte Analyse. Bei der Bestimmung wurden Matrixproben sowie synthetische Proben mit einer anorganischen Matrix (Millisil W4) verwendet und mit Polymeren gespiket. Die sich daraus ergebenden Messunsicherheiten sind für die einzelnen Polymere in Tabelle 2-4 dargestellt.

Tabelle 2-4: Die kombinierte Messunsicherheit u_c [%] berechnet aus Spannweitenkarten und Wiederfindungsraten für verschiedene Matrices und Polymere für die Detektion mittels TED-GC/MS

| | $u_{c,Fluss}$ | $u_{c,KA Ablauf}$ | $u_{c,Schlamm}$ | $u_{c,Straße}$ | $u_{c,mean}$ |
|------|---------------|-------------------|-----------------|----------------|--------------|
| PE | 43 | 36 | 37 | 48 | 41 |
| PP | | 26 | | | 26 |
| PS | 31 | | 32 | | 32 |
| PMMA | | | 14 | 28 | 20 |
| PET | | 27 | | | 27 |

2.4 Analysemethodik für Klärschlammproben

2.4.1 Probenahme auf der Kläranlage

Im Rahmen der Projektarbeiten wurden von der TU Braunschweig (TU BS) Klärschlämme einer kommunalen Kläranlage der GK 5 beprobt, um die methodische Vorgehensweise für die Probenaufbereitung im Labor zu entwickeln (vgl. Abschnitt 2.4.2) und im Rahmen von Probenahmekampagnen die Mikroplastikbelastung der wesentlichen Stoffströme der Kläranlage zu erfassen.

Die Probenahme von Schlämmen der Abwasseraufbereitung (Primär-, Überschuss- und Faulschlamm) erfolgte dabei in Anlehnung an DIN EN ISO 5667-13:2011-08 als Stichprobe direkt aus Rohrleitungen nach Vorlauf bzw. aus zugehörigen Sammelbehältern.

Neben Primärschlamm aus der Vorklärung und Überschussschlamm aus der Nachklärung wurden entsprechend des konventionellen Schlammbehandlungspfades der Kläranlage auch Faulschlamm (flüssig und entwässert) sowie Zentrats im Juni und Oktober 2020 an jeweils zwei Probenahmetagen beprobt (Tabelle 2-5).

Im Oktober 2020 konnte zudem eine Stichbeprobung an wesentlichen Aggregaten der neuen Schlammbehandlung der Kläranlage, die eine Thermodruckhydrolysestufe für den Schlammaufschluss und eine nachfolgende Nährstoffrückgewinnung in Form der Fällung von Magnesiumammoniumphosphat (MAP) und Strippung von Diammoniumsulfat (DAS) vorsieht, erfolgen. Die Beprobung der Stoffströmung der neuen Schlammbehandlung hatte allein orientierenden Charakter, da diese zum Probenahmezeitpunkt noch in der Einfahrphase war und nicht störungsfrei lief.

Tabelle 2-5: Überblick beprobter Stoffströme der konventionellen Klärschlammbehandlung auf einer kommunalen Kläranlage GK 5

| Probe | Anzahl Proben | Methodik Probenahme | |
|---|------------------------------------|---------------------|-----------------------------|
| Konventioneller Schlammfad (Faulung + Entwässerung) | Primärschlamm (PS) | 3 | Stichprobe (direkt) |
| | Überschussschlamm (ÜSS) | 3 | Stichprobe (direkt) |
| | Faulschlamm (FS) | 2 | Stichprobe (direkt) |
| | Entwässerter Faulschlamm | 3 | Stichprobe (Sammelbehälter) |
| | Zentrats Faulschlamm- wässerung | 3 | Stichprobe (direkt) |
| | Zentrats ÜSS Eindickung | 3 | Stichprobe (direkt) |

Um eine Mikroplastikkontamination der Proben zu vermeiden, wurden Probenahmeapparaturen und -gefäße aus Glas oder Edelstahl eingesetzt. Zur Minimierung potenziellen Mikroplastikeintrags aus Abrieb von Schraubdeckeln und Dichtungen wurden diese mit Aluminiumfolie abgedeckt. Die Proben wurden gekühlt aufbewahrt bzw. Teilproben zur längerfristigen Lagerung vor Abgabe an das Labor der TU Berlin eingefroren.

2.4.2 Reduktion der organischen Matrix mit Fenton-Aufschluss

(Inter-)nationale Erfahrungsberichte zur Mikroplastikdetektion in Probematrizes mit hohem Anteil organischer Feststoffmasse (vgl. z. B. Liebezeit und Dubaish, 2012; Bergmann et al., 2015) ließen zu Beginn der Projektlaufzeit die Entwicklung einer angepassten Methodik zur Reduktion der organischen Störmatrix auch in Klärschlammproben unumgänglich erscheinen. Insbesondere für die spektroskopische Analytik wurde berichtet, dass komplexe organische Verbindungen in der Probe die Isolierung und Identifikation von Kunststoffen erschweren oder zu unzuverlässigen Ergebnissen führen können. In Folge wurden in verschiedenen Studien Verfahren, vor allem im Kontext zur Untersuchung von marinen Sedimenten aber auch auf Kläranlagen, erprobt, um diese Störmatrix zu reduzieren. Die nachfolgende Tabelle 2-6 fasst die Ansätze und ihre qualitative Einordnung zusammen.

Tabelle 2-6: Überblick über Ansätze zur Reduktion organischer Matrixkomponenten in Umweltproben und qualitative Einordnung

| Art des Aufschlusses | Aufschlussgrad organ. Trockenmasse | Erhalt Mikroplastik | Aufschlussdauer | Kosten | Quelle |
|--------------------------------------|------------------------------------|---------------------|-----------------|--------|--|
| enzymatisch | +/- | ++ | -- | - | Ivleva et al., 2017 |
| Lauge (z. B. NaOH, KCl) | +/- | -- | +/- | + | Cole et al., 2014; Nuelle et al., 2014 |
| Säure (z. B. HCl, HNO ₃) | +/- | -- | +/- | + | Claessens et al., 2013; Nuelle et al., 2014 |
| H ₂ O ₂ | + | +/- | + | + | Mintenig et al., 2014; Sujathan et al., 2017; Gies et al., 2019; Siegel u. Thyen, 2020 |
| Fenton | ++ | +/- | + | + | Tagg et al., 2016 Lusher et al., 2018 |

Insgesamt ließen die Ergebnisse der Literaturvorstudie den Fenton-Ansatz als vielversprechend für den Aufschluss organischer Trockenmasse bei gleichzeitigem Erhalt des Mikroplastiks erscheinen. Bei dieser Aufschlussvariante erfolgt die Oxidation der organischen Verbindungen mit H₂O₂ unter Zugabe eines Eisenkatalysators (FeSO₄ · 7 H₂O) bei niedrigen pH-Werten. Bei der Vorbehandlung von Proben für die MP-Detektion ist auf eine Gegenkühlung der Proben zu achten, damit die Wärmeentwicklung der i. d. R. exothermen Oxidationsreaktion nicht zu einer Veränderung der Kunststoffpartikel führt. Aufgrund der in der Literatur beschriebenen hohen Aufschlussgrade wurde dieses Oxidationsverfahren am ISWW der TU BS auch für die Aufbereitung von Klärschlämmen verwendet und weiterentwickelt (Abbildung 2-18). Dabei wurde in Vorversuchen ausgeschlossen, getrocknete Klärschlämme zu verwenden, da die Oxidationsreaktion bei diesen zu unkontrolliert und mit Matrixverlusten durch starkes Aufschäumen verläuft.

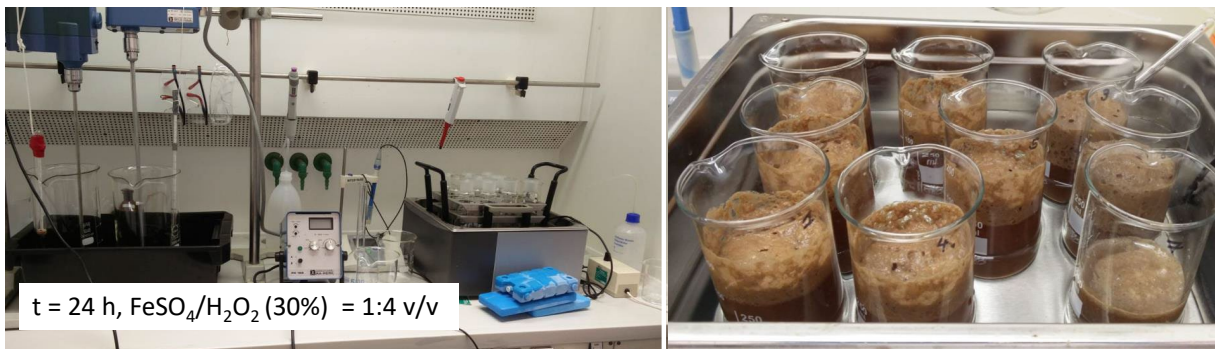


Abbildung 2-18: Umsetzung der Versuchsreihen zum Fenton-Aufschluss im Labor des ISWW für die Behandlung von Flüssigschlämmen (Fotos: K. Bauerfeld, 2019)

Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung verschiedener Klärschlammarten wurde bei der Methodenentwicklung zwischen Rücklaufschlamm als Rohschlamm mit hohem Anteil organischer Trockenmasse und Faulschlamm als stabilisiertem Schlamm differenziert. In einer Vielzahl an Untersuchungsreihen wurden aus der Literatur herausgearbeitete Einflussfaktoren auf die Oxidation der Organik für beide Schlammarten systematisch variiert. Die methodische Vorgehensweise ist in der nachfolgenden Abbildung 2-19 veranschaulicht.

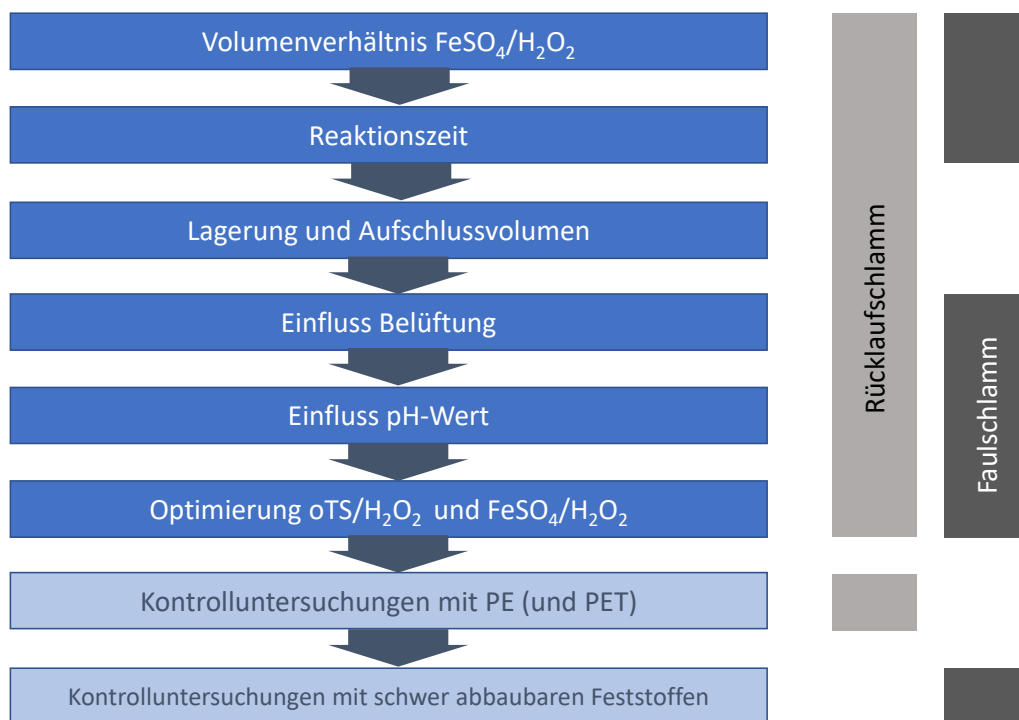


Abbildung 2-19: Methodische Vorgehensweise bei der Etablierung einer Methode zum Fenton-Aufschluss von Klärschlämmen

Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass die Reduktion der organischen Trockenmasse (η_{oTM}) maßgeblich vom Volumenverhältnis der Fenton-Reagenz (FeSO_4 -Katalysator : H_2O_2) und dem Verhältnis zur aufzuschließenden organischen Trockenmasse (H_2O_2 : oTM) der Probe abhängt. So kann beispielsweise anhand der Zusammensetzung der Feststoffmasse eines Rücklaufschlammes (oder Überschussschlammes) mit Hilfe von Abbildung 2-20 die Zugabe von H_2O_2 für einen gewünschten Zielaufschlussgrad annähernd abgeschätzt werden.

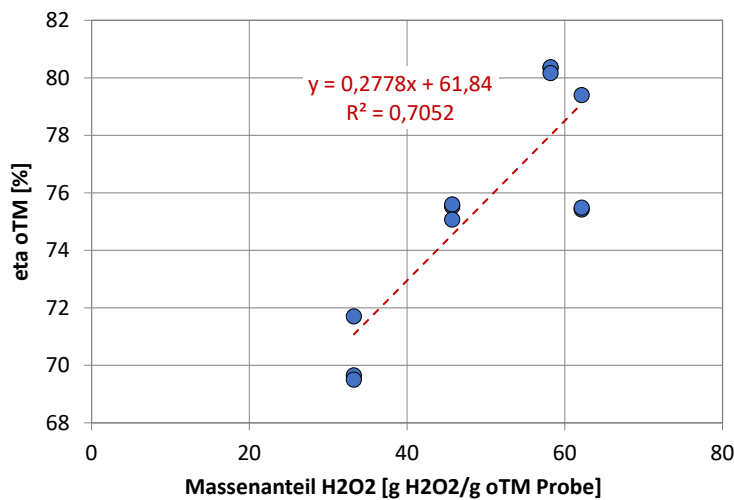


Abbildung 2-20: Zusammenhang zwischen Wasserstoffperoxid-Dosierung und Aufschlussgrad der organischen Substanz in Rücklaufschlammproben ($t = 24 \text{ h}$, $\text{FeSO}_4/\text{H}_2\text{O}_2$ (30 %) = 1:4 v/v)

Insgesamt konnten anhand der Untersuchungen die in Tabelle 2-7 zusammengestellten Empfehlungen für die Probenaufbereitung und die Durchführung des Fenton-Aufschlusses für kommunale Klärschlämme erarbeitet werden, wenn eine Reduktion der Matrixkomponenten für eine zuverlässige Mikroplastikdetektion erforderlich sein:

Tabelle 2-7: Zusammenfassung der Empfehlungen zur Durchführung des Fenton-Aufschlusses bei flüssigen kommunalen Klärschlämmen

| | Rücklaufschlamm | Faulschlamm |
|--|---|---|
| Aufschlussgrad organ. TM | >75 % | > 60% (Einzelfall > 45%) |
| c (FeSO₄·7 H₂O) | 20 g/l | 20 g/l |
| Temperaturmilieu | Umgebungstemperatur | |
| pH-Milieu | < 3 mit H ₂ SO ₄ (c=40%) Hohe Pufferkapazität im Faulschlamm = hohe Zugabevolumina Säure! | |
| FeSO₄/H₂O₂ (c=30%) | 1:4 v/v | 1:4 v/v |
| Probe/H₂O₂ (c=30%) | 1:1 v/v (bei ~5 g oTM/l) ca. 1:65 m _{oTM} /m _{H₂O₂} | 1:1 bis 1:2 v/v (bei ~26 g oTM/l) ca. 1: 25 m _{oTM} /m _{H₂O₂} |
| Reaktionszeit | 24 h | 2 h (bei 24 h keine weitere Erhöhung des Aufschlussgrades) |

Die vorgenannte, methodische Vorgehensweise wurde am ISWW der TU BS auch in Bezug auf den Erhalt von Mikroplastikpartikeln durch Zusatz von Kunststoffgranulat bzw. dünnwandigen Platten (PE und PET) verifiziert. Unter optischer Überwachung (Mikroskopie, siehe Abbildung 2-21) der Partikeleigenschaften konnte vor allem bei PE keine signifikante Degradation der Partikeloberflächen ermittelt werden. Bei PET zeichneten sich Spuren oberflächigen Materialangriffs ab. Ein Masseverlust konnte nicht festgestellt werden.

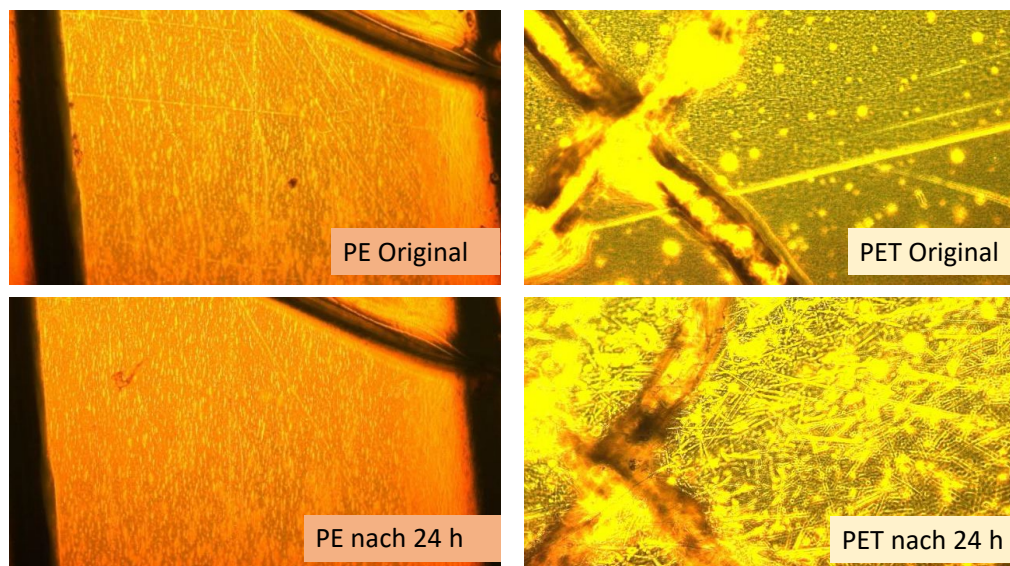


Abbildung 2-21: Mikroskopische Aufnahme von PE- und PET-Plättchen vor (oben) und nach 24 h Behandlung mit Fenton-Reagenz (Bilder: K. Bauerfeld, 2019)

2.4.3 Validierungsmessungen zur Probeaufbereitung

Die oben beschriebene methodische Vorgehensweise der TU BS zur Schlammproben-aufbereitung mittels Fenton-Reagenz wurde zu einem späteren Zeitpunkt im Projekt-verlauf durch Validierungsmessungen zur thermogravimetrischen Mikroplastikdetek-tion (TED-GC/MS) im Labor der TUB überprüft.

An der TUB wurden vier Schlammproben aus dem Klärwerk Steinhof in jeweils drei Teile geteilt und zwei Teile der Probe gespiket, siehe Abbildung 2-22. Die Teilung der Proben erfolgte nach Homogenisierung durch Schütteln. Da eine Homogenisierung bei Suspensionen schwierig ist, sollte hier besonders sorgfältig gearbeitet werden, um Fehlerquellen zu vermeiden. Einen ersten Ansatz zur Bewertung des Erfolgs der ho-mogenen Teilung können die TGA-Kurven (thermogravimetrische Analyse) liefern. Zunächst wurde die ungespikete Probe getrocknet und anhand des ermittelten Tro-ckenrückstands in die weiteren noch als Suspension vorliegenden Teilproben Polymer-pulver aus PE, PP, PS, PMMA und PET so zugegeben, das eine Konzentration von 10 µg/mg erreicht wurde. Über den Spike und die MP-Konzentration in der Original-probe konnte dann die Wiederfindung für die Proben mit und ohne Fenton-Aufschluss berechnet und verglichen werden.

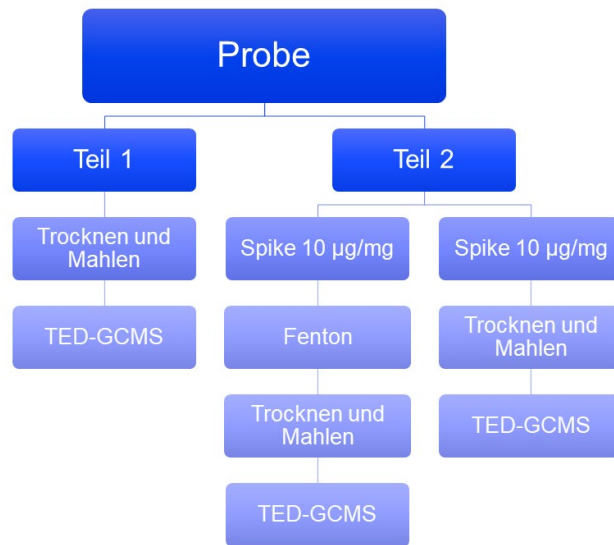


Abbildung 2-22: Schema zum Vergleich der Fenton-Aufschlüsse

Der Fenton-Aufschluss wurde nach der an der TU BS entwickelten Methode durchgeführt (siehe vorstehender Abschnitt 2.4.2). Für die Validierung des Fenton-Aufschlusses werden einerseits die Wiederfindungen ausgewertet und andererseits qualitativ die Chromatogramme betrachtet. Zusätzlich wurden die Messunsicherheiten für die Polymere mit und ohne Fenton-Aufschluss berechnet und verglichen.

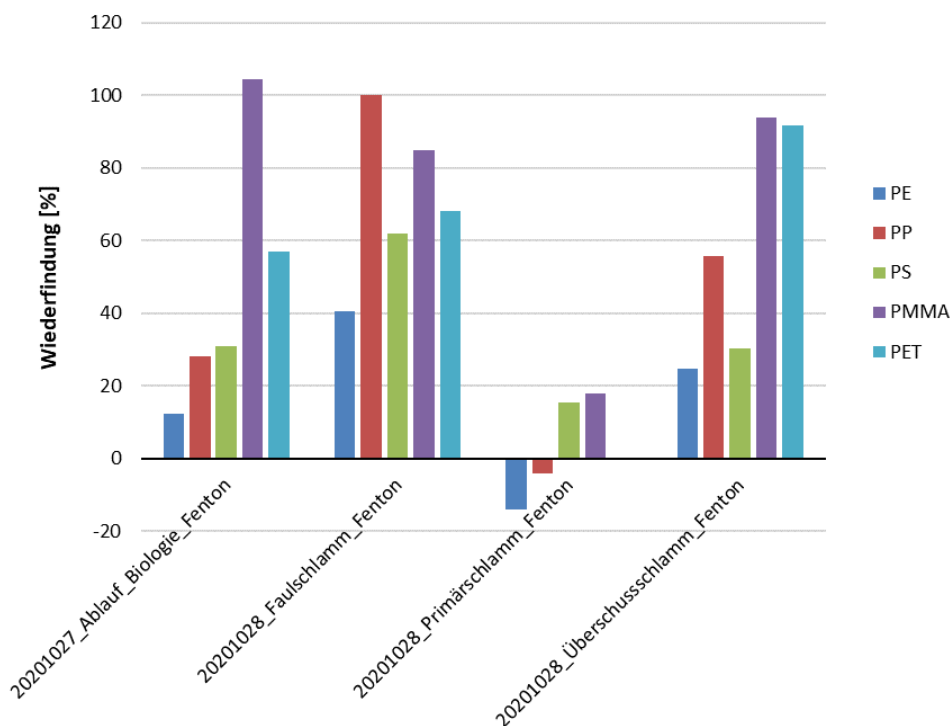


Abbildung 2-23: Wiederfindung für die Proben nach Fenton-Aufschluss

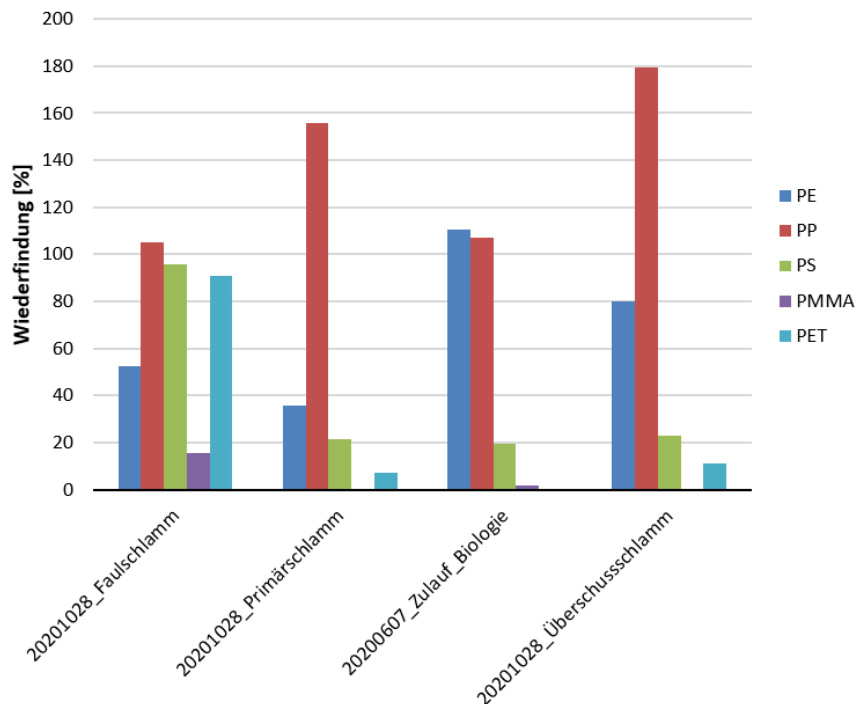


Abbildung 2-24: Wiederfindung für die Proben ohne Fenton-Aufschluss

Es ist auffällig, dass die Wiederfindungsraten stark schwanken und teilweise stark vom Sollwert (100 %) abweichen, was grundsätzlich auch auf die großen Unsicherheiten bezüglich einer homogenen Kunststoffdotierung von Schlammproben und der anschließenden Probenteilung zurückzuführen ist. Für die einzelnen Polymere ergibt sich im Vergleich der Proben mit und ohne Fenton-Aufschluss (Abbildung 2-23 vs. Abbildung 2-24) kein konsistentes Bild. Es werden bei PE und PP ohne Fenton-Aufschluss bzw. bei PET und PMMA mit Fenton-Aufschluss höhere Wiederfindungsraten erzielt.

Abbildung 2-25 zeigt den systematischen und zufälligen Fehler, berechnet nach DIN ISO 11352 unter Verwendung der Wiederfindungsdaten, im Vergleich für die mit und ohne Fenton aufgeschlossenen Proben.

Insgesamt ist bei der Auswertung zu beachten, dass die Anzahl der Messwerte mit drei Proben für die Fenton-Aufschlüsse und 3 – 7 Proben für die ohne Fenton aufgeschlossenen Proben sehr gering ist. Nach DIN ISO 11352 werden mindestens 6 – 10 Proben empfohlen. Bezüglich der Fehlerverteilung zeigt sich, dass der systematische Fehler gegenüber dem zufälligen Fehler überwiegt. Der zufällige Fehler wird zudem für alle Polymere durch den Fenton-Aufschluss geringer. Der systematische Fehler hingegen ergibt für PET und PMMA ohne Fenton-Aufschluss eine Abweichung von 80 bzw. 100 % – mit dem Fenton-Aufschluss wird dieser Wert auf 30 bzw. 10 % verbessert. Für die Polymere PS und PP ist der systematische Fehler etwa gleichbleibend, für PE verschlechtert der Fenton-Aufschluss die Abweichung von unter 40 auf ca. 75 %. Es ergibt sich keine klare Tendenz zur Auswirkung des Fenton-Aufschlusses auf die Abweichung der Messwerte vom Sollwert. Somit ergibt sich anhand der bestimmten Wiederfindungsraten keine Empfehlung für die Schlammaufbereitung.

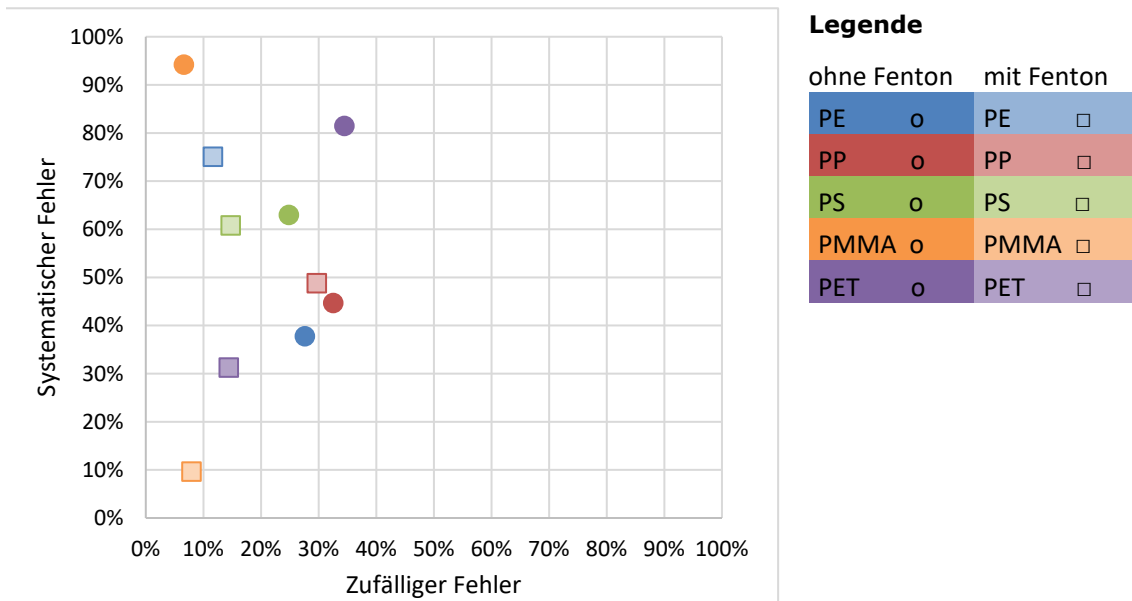


Abbildung 2-25: Systematischer und zufälliger Fehler aus den Wiederfindungen für die Proben mit und ohne Fenton-Auflösung im Vergleich

Zusätzlich zu den Wiederfindungen wurde an der TUB die Qualität der Chromatogramme bewertet. Durch den Fenton-Auflösung konnte eine wesentliche Verbesserung in der Peak-Auswertung erzielt werden. Die Ergebnisse sind also qualitativ mit weniger Unsicherheiten durch falsch identifizierte Peaks bzw. zu große oder kleine Integrationsflächen besetzt. Demgegenüber stehen mögliche Verluste beim Fenton-Auflösung während der Probenaufbereitung und der zusätzliche Arbeitsaufwand.

Die Methodenentwicklung zur Aufbereitung von Schlammproben ist mit den Arbeiten innerhalb des REPLAWA-Projektes nicht abgeschlossen. Es können keine abschließenden Aussagen darüber getroffen werden, ob der Fenton-Auflösung insgesamt eine MP-Detektion mittels TED-GC/MS verbessert. Es sind je nach Polymer unterschiedliche Tendenzen zu beobachten. Die Fehlerverteilung zeigt, dass die großen Unsicherheiten durch systematische Fehler verursacht werden. Wiederholungsmessungen und weitere Experimente sind zu empfehlen, um die systematischen Fehler näher bestimmen und entgegenwirkende Maßnahmen bei der Methodenoptimierung einbinden zu können – allerdings ist die homogene Probenentziehung und -teilung eine Grundvoraussetzung für solche Untersuchungen.

2.5 Analysemethodik für Bodenproben und Bodensickerwasser

2.5.1 Probenahme im Feld

Standorte für die Bodenprobenahme

Im Rahmen der Projektarbeiten wurden im Juni 2020 von der TU BS zwei landwirtschaftliche Nutzflächen im Umland Braunschweigs beprobt. Bei der einen Nutzfläche handelt es sich um ein Lysimeterfeld mit einer Gesamtfläche von 11,84 Hektar (Abbildung 2-26), die neben der Beprobung des Bodens auch eine Erfassung der Sickerwässer über Lysimeterschächte erlaubt. Die Fläche wird als Ackerland genutzt und mit wechselnder Fruchtfolge bestellt (Tabelle 2-8). Auf der Fläche befinden sich 4 Lysimeterschächte, sowie 6 Multilevel-Brunnen (Abbildung 2-26).

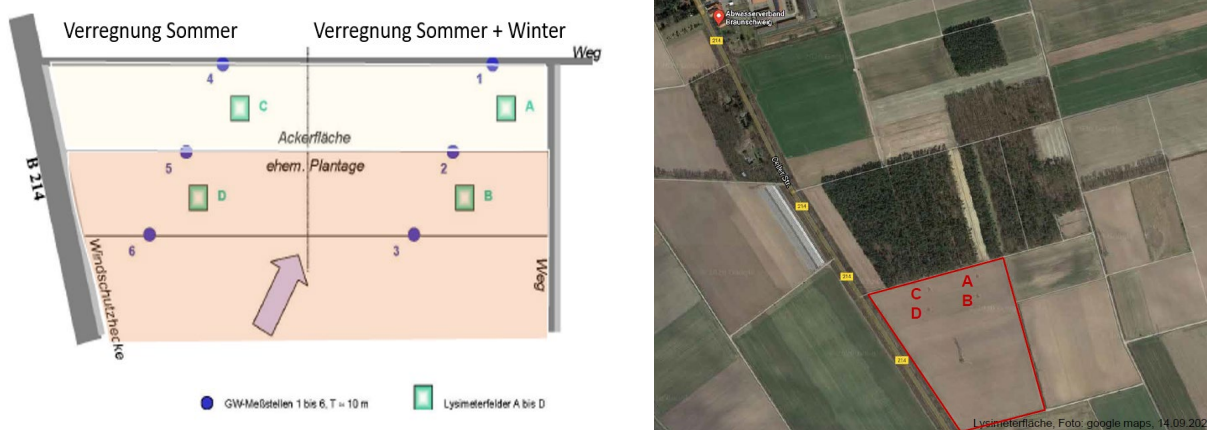


Abbildung 2-26: Links: beprobte Lysimeterfläche mit Brunnen- und Lysimeterstandorten, gelbe Markierung = Ackerfläche und Beregnung seit 1962, orange Markierung = ehem. Plantage, Ackerfläche und Beregnung seit 2000 (Quelle: AVB, J. Schneider); rechts: Luftbild Lysimeterfläche (Quelle: Google Maps, 14.09.2020).

Tabelle 2-8: Fruchtfolge auf der Lysimeterfläche von 2016 bis 2021

| Jahr | Hauptfrucht | Zwischenfrucht |
|------|----------------------------------|----------------|
| 2016 | Mais | - |
| 2017 | GPS-Roggen | Senf |
| 2018 | GPS-Roggen | Senf |
| 2019 | Winterweizen | Senf |
| 2020 | Mais | - |
| 2021 | Wintergerste (Aussaat Okt. 2020) | N/A |

Die Fläche wird mit gereinigtem Abwasser der örtlichen Kläranlage beregnet. Zusätzlich wird im Zeitraum von Anfang April bis Ende August jeweils ausgefauter Klärschlamm aufgebracht. Zum Zeitpunkt der Untersuchung wurde Mais angebaut

(Aussaat 14.04.2020), mit vorheriger Düngung von 28 m³/ha Gärsubstrat der Biogasanlage Hillerse. Bei der Probenahme am 15.06.2020 waren bereits ca. 30 cm hohe Pflanzen aufgelaufen. Die zweite Nutzfläche hat keine Düngungshistorie mit Abwasser und Klärschlamm und dient daher als Referenz (Abbildung 2-27). Eine überschlägige Bodenansprache lässt die Bodenart des Lysimeterfeldes als feinsandig-schluffig (und damit feinporiger Struktur und vergleichsweise dichter Lagerung) und das Referenzfeld als mittelsandig charakterisieren.



Abbildung 2-27: Luftbild Referenzfläche (Quelle: Google Maps, 14.09.2020)

Entnahme Bodenprobematerial

Die Probenahme erfolgte am 15.06.2020 gemeinsam durch Mitarbeitende des ISWW der TU Braunschweig und des FG Bodenkunde der TU Berlin sowie des Abwasserverbands Braunschweig. Für die Probenahme wurden mit Pürckhauer-Erdbohrstöcken aus drei Tiefen Bodenmaterial entnommen: 0 – 10 cm, 20 – 30 cm und 40 – 50 cm. Bodenmaterial aus dazwischen liegenden Tiefen wurde verworfen. Damit konnten sowohl Bodenkrume, Pflughorizont als auch tiefer liegende Schichten, die sich in der Zusammensetzung optisch und nach Bodenansprache unterschieden, beprobt werden.



Abbildung 2-28: Beprobung des Lysimeterfelds am 15.06.2020; rechts: Erdbohrstockprofil (Fotos. K. Bauerfeld)

Für die Probenahme im Untersuchungsfeld mit Klärschlamm- und Abwassereinträgen wurde um 3 der insgesamt 4 Lysimeterstandorte des Feldes ein 3x3-Zellenraster mit Teilflächen von je 10x10 m abgesteckt. Pro Teilfläche wurden vier Stiche durchgeführt, im Mittelfeld 12 Stiche, sodass um jedes Lysimeter ca. 1,5 kg Mischprobe pro Tiefe genommen werden konnten, die in Edelstahlbehältern aufbewahrt wurden.

Die Probenahme auf dem Referenzfeld erfolgte, indem in einem Abstand von ca. 10 m jeweils vier Probenahmen (in einer Reihe) stattfanden. Anschließend wurde die Probenahme ca. 10 m weiter ins Feld verlagert und es wurden ebenfalls vier Proben in einem Abstand von ca. 10 m genommen. Die Beprobung unterschiedlicher Tiefen erfolgte analog zum Lysimeterfeld.

Die spätere Bodenprobenaufbereitung erfolgt durch das FG Bodenkunde der TUB, die MP-Detektion durch das FG Siedlungswasserwirtschaft der TUB mittels TED-GC/MS.

Standort der Bodensickerwasserbeprobung

Für die Charakterisierung von Bodensickerwässern aus Flächen mit Klärschlamm- bzw. Abwasserdüngehistorie, konnte das Lysimeter A gemäß Abbildung 2-26 im November 2020 in drei Tiefen von 40, 80 und 120 cm beprobt werden. Das Beregnungs- und Niederschlagswasser durchläuft innerhalb eingelassener Stahlringe die Bodenmatrix, wird an deren Sohle gefasst und in den Entnahmeschacht geleitet, wo die Sickerwasserentnahme erfolgt (persönliche Mitteilung J. Schneider, 15.12.2020).

Eine überschlägige Bodenansprache zum Zeitpunkt der Entnahme der Bodenproben (s. o.) wies auf einen feinsandige-schluffige Textur. Bodenanalysen aus dem Jahr 2005 zeigen, dass an dem untersuchten Lysimeter ein 50 cm mächtiger Mutterbodenkörper mit darunterliegendem schluffigem Sandboden vorliegt. Grundwasser wird in einer Tiefe von 1,1 m unter der Geländeoberkante im März 2005 gefunden (GGU, Braunschweig, Abwasserverband, Lysimeter – Untersuchung des Bodens, Bericht 5640/05, 2005). Folgende bodenphysikalische Parameter sind bekannt:

Tabelle 2-9: Bodenphysikalische Analyseergebnisse (GGU, Bericht 5640/05)

| Schichttiefe | Lagerungsdichte | Porenziffer | Porosität | Feldkapazität | Wasserleitfähigkeit bei Sättigung | |
|----------------|----------------------|-------------|-----------|---------------|-----------------------------------|---------------------|
| | | | | | Median [cm/Tag] | Mittelwert [cm/Tag] |
| [cm] | [g/cm ³] | [-] | [Vol-%] | [Vol-%] | | |
| 0 – 5 | 1,70 | 0,56 | 35,73 | 19,98 | 129,25 | 279,43 |
| 20 – 25 | 1,61 | 0,64 | 38,82 | 17,25 | 708,52 | 1104,10 |
| 50 – 55 | 1,66 | 0,59 | 36,84 | 15,36 | 489,79 | 2890,92 |

Die Daten zeugen von einer mittel bis hohen Lagerungsdichte und einer guten Wasserleitfähigkeit bei einer Porosität vergleichbar mit Sandböden. Es lässt sich vermuten, dass bei entsprechenden Porendurchmessern auch Mikroplastikpartikel innerhalb der Bodenmatrix gemeinsam mit Sickerwässern transportiert werden können.

Im Sommer 2020 wurde Mais angebaut (Aussaat 14.04.2020), mit vorheriger Düngung von 28 m³/ha Gärsubstrat einer Biogasanlage. Im Versuchszeitraum ist bereits die Hauptfrucht des Folgejahres (Wintergerste) ausgesät (Aussaat Oktober 2020) und aufgelaufen. Den Zustand der Vegetation zum Zeitraum der Sickerwasserbeprobung im November 2020 zeigt Abbildung 2-29.

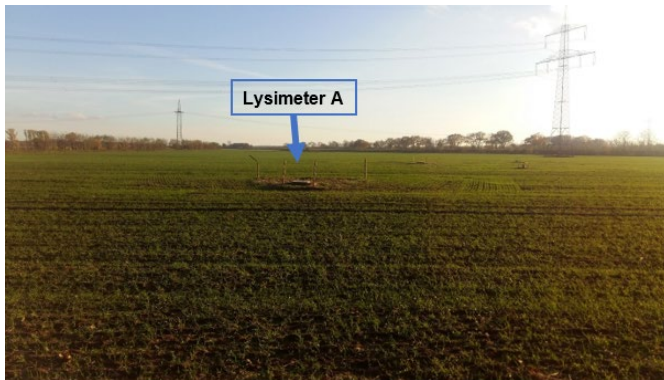


Abbildung 2-29: Bewuchs auf der Lysimeterfläche im November 2020 (Foto: J. Scheele, 2020)

Probenahme Bodensickerwasser

Die Probenahme im Lysimeterschacht erfolgte vom 12. – 19.11.2020 durch direktes Auffangen von Bodensickerwasser in Aluminiumgefäße direkt unter den Auslaufstutzen der Drainageleitungen in 40, 80 und 120 cm Tiefe. Die Entleerung und Volumendokumentation erfolgten täglich. Die Tagessammelproben wurden zu Mischproben für die drei Entnahmetiefen vereinigt und kühl gelagert. Zur Abschätzung möglicher Kontaminationen durch Ei- und Ausstieg in den Schacht wurde während des gesamten Beprobungszeitraumes eine Blindprobe, bestehend aus 5 l Leitungswasser, in den Schacht eingehängt. Die Mischproben und die Blindprobe wurden schließlich im Labor des ISWW homogenisiert und für eine AFS-Bestimmung (0,7-µm-Glasfaserfilter) bzw. für den Probeversand zur MP-Detektion an die TUB geteilt.

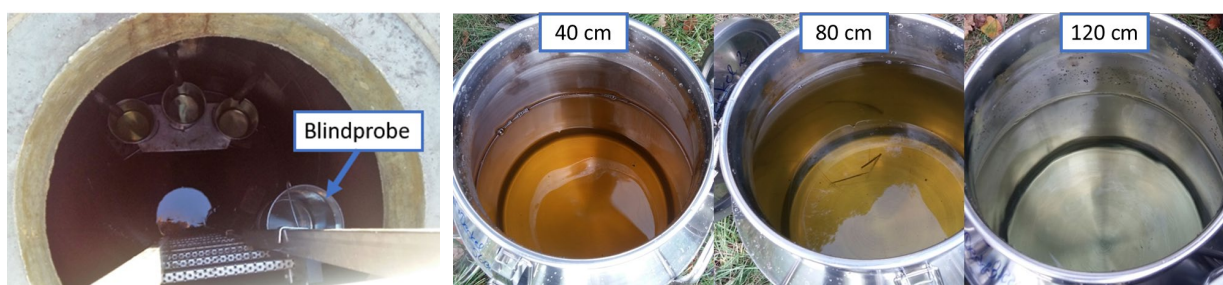


Abbildung 2-30: Links: Blick in den Lysimeterschacht mit aufgedeckten Auffangbehältern und eingehängter Blindprobe; rechts: Tagessammelproben des Bodensickerwassers aus drei Tiefen (Fotos: J. Scheele, 2020)

2.5.2 Probenaufbereitung im Labor sowie MP-Detektion

Für die vorgenannten Bodenproben wurde an der TUB wurde eine Versuchsdurchführung für einen oxidativen Aufschluss mittels Fenton-Reaktion bei Raumtemperatur zur Probenaufbereitung für den spezifischen Bodentyp erarbeitet. Dabei sollte das in den Bodenaggregaten gebundene MP freigesetzt und der für die Analytik störende Organikanteil reduziert werden. Bei der Untersuchung wurde verwittertes Referenzmaterial aus PE, PET und PBAT (Verwitterung nach DIN EN ISO 4892-2) verwendet. Für die einzelnen Kunststoffe wurde eine H_2O_2 -Konzentration ermittelt, bei der das verwitterte Mikroplastik abgebaut wird. Ab einer Konzentration von 30% für PBAT, 35% für PE und 40% für PET wurden erste Reduktionen des MP gemessen. Diese Werte flossen in die Versuchsdurchführung zur Bodenaufbereitung ein. Anhand der Bewertung der Versuchsparameter wurde abschließend eine Empfehlung formuliert, die eine zweimalige Zugabe eines Eisensulfat-Katalysators (FeSO_4 ; 20 g/l) im Verhältnis von 1:16 mit einer 25 %-igen bzw. 30 %-igen H_2O_2 -Lösung über 48 Stunden Reaktionszeit, bei Raumtemperatur gekühlt und einem pH-Wert von 3 vorsieht. Die Durchführung, die spezifisch an den Organikgehalt des Bodens und auf die Abbaukonzentrationen des verwitterten MP angepasst wurde, kann für weitere MP-Untersuchungen dieses Bodentyps angewendet werden und für weitere Bodenmatrizen als Grundlage dienen, wobei der Kohlenstoffgehalt der Bodenprobe als wichtiger Parameter der Oxidationsversuche vorab zu bestimmen ist. Die Reagenzien können anschließend über den Bezug von 20 ml H_2O_2 pro 50 mg Kohlenstoff und dem Verhältnis von 1:16 an FeSO_4 zum H_2O_2 -Volumen berechnet werden.

Die TED-GC/MS-Messungen der gespikten Bodenproben ergaben bei einem Fenton-Aufschluss mit 30 %-iger H_2O_2 Wiederfindungsraten von 21,5 % für PE und 0 % für PET. Zwar konnte durch den Aufschluss eine Organik-Reduktion von über 60 % erzielt werden, valide MP-Ergebnisse ließen sich mit der TED-GC/MS im Rahmen der Projektarbeiten jedoch nicht bestimmen. Aufgrund der komplexen Probenmatrix lassen sich die Proben nicht homogen teilen bzw. verlustfrei aufbereiten, sodass die Kunststoffe bisher nicht quantifiziert werden können. Die Untersuchungen zur Bodenmatrix werden an der TUB fortgeführt.

2.6 Untersuchungen mit PE-Dotierung und fluoreszenzmikroskopischer Detektion

2.6.1 Versuchskläranlage

Verfahrenstechnische Realisierung

Für gezielte Untersuchungen zum Mikroplastikverbleib bei der Abwasserreinigung standen dem Projektteam des ISWW der TU BS Anlagenbestandteile auf dem Klärwerk Braunschweig Watenbüttel-Steinhof zur Verfügung, die für MP-Dotierungsversuche mit Unterstützung des Abwasserverbands und der Stadtentwässerung Braunschweig im Rahmen der Projektarbeiten umgerüstet und wieder in Betrieb genommen

werden konnten. Somit stand für die Untersuchungen eine vollständige biologische Stufe mit zwei Nachklärbecken zur Kohlenstoffreduktion und intermittierender Denitrifikation zur Verfügung, die mit Ablaufwasser der Vorklärung der großtechnischen Kläranlage beschickt, aber ansonsten autark gesteuert werden konnte.

Ziel des Versuchskläranlagenbetriebs war mit Ausnahme der Phosphorelimination eine Realisierung der Ablaufgrenzwerte nach Größenklasse 5 der Abwasserverordnung, um die Ergebnisse auf andere Großkläranlagen übertragen zu können. Die Versuchsanlage entsprach äquivalent einer Anschlussgröße von rund 1.200 EW mit einem Belebungsbeckenvolumen von 200 m³ und zwei Nachklärbecken zu insgesamt 70 m³. Die Sauerstoffversorgung wurde über Streifenbelüfter gewährleistet und über eine Sauerstoffsonde geregelt. Die Steuerung der zeitlichen Wechsel zwischen Nitrifikation und Denitrifikation erfolgte über eine ionenselektive NH₄/NO₃-Sonde, sodass der Überwachungswert von 13 mg/l für N_{ges} zu jeder Zeit eingehalten werden konnte. Neben der Grenzwert-Steuerung wurde der Wechsel zwischen Nitrifikation und Denitrifikation auch zeitweise zeitlich gesteuert.

Zusätzlich wurde auf dem Versuchsgelände parallel zum Belebtschlammssystem auch ein Membranbiologie-Reaktor (MBR) des Projektpartners Martin Systems GmbH betrieben. Der biologischen Abwasserreinigung wurden drei Filtertechnologien weiterer Projektpartner nachgeschaltet, um diese hinsichtlich ihrer Abscheideleistung in Bezug auf dotierte PE-Partikel zu bewerten:

- kontinuierlicher Sandfilter (DynaSand, Körnung 1- 2 mm, Nordic Water GmbH)
- Mikrosieb (DynaDisc, PES-Siebgewebe 10 µm, Nordic Water GmbH) und
- Polstofffilter (OptiFiber PES-14, Mecana Umwelttechnik GmbH).

Die Filtereinheiten wurden mit Ablauf der Versuchskläranlage phasenweise und z. T. parallel beschickt. Sowohl in den Zulauf der Versuchskläranlage als auch den parallel betriebenen MBR wurden PE-Partikel aus einem Vorlagetank eingemischt. In späteren Phasen des Versuchskläranlagenbetriebs wurde zudem PE in den Ablauf der Belebungsstufe und schließlich direkt vor die nachgeschalteten Filter dosiert, um die Belastung dieser zusätzlichen Reinigungsstufen zu erhöhen.

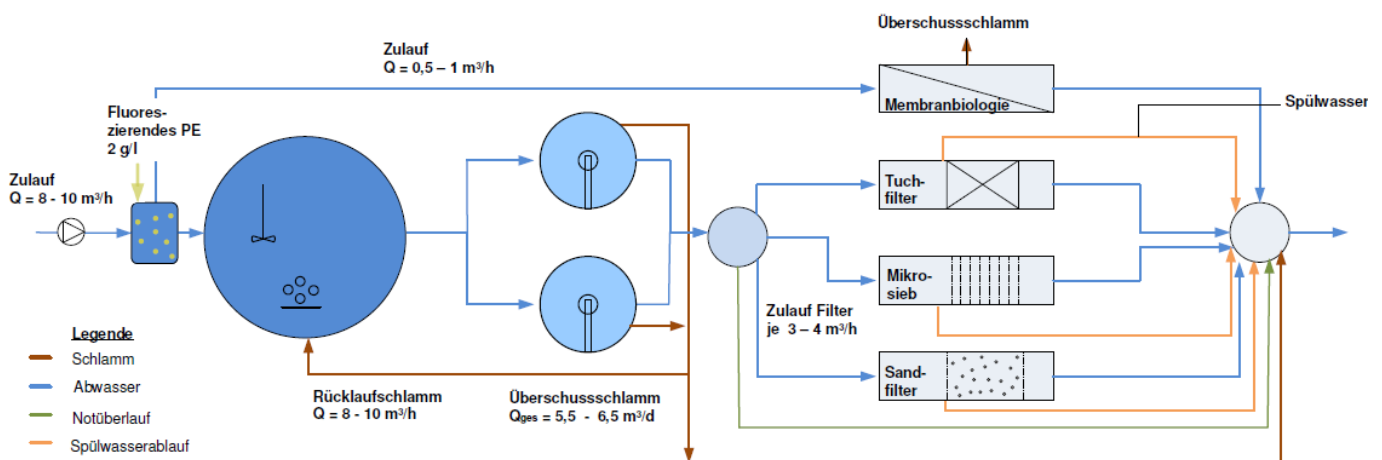


Abbildung 2-31: Schematischer Aufbau der Versuchskläranlage mit nachgeschalteten Filtrationseinheiten und parallel zum Belebungsbecken betriebenen MBR

Einen Überblick über das Set-up der Versuchskläranlage geben Abbildung 2-31 bis Abbildung 2-34. Die technischen Grunddaten der Filtrationstechnologien sind Tabelle 2-10 zu entnehmen. Hierbei ist zu beachten, dass die Angaben zum Energiebedarf bei Pilotanlagen deutlich höher als in der Großtechnik sind.



Abbildung 2-32: Links: Blick auf das Gelände der Versuchskläranlage mit Belebtschlamm-system sowie MBR und Polstofffilter in Containerbauweise (hinten links), daneben Mikrosieb und Sandfilter; rechts: Vorlagebehälter mit Suspension aus PE, Wasser und Ethanol (Fotos: ISWW, S. Meyer, 2019)

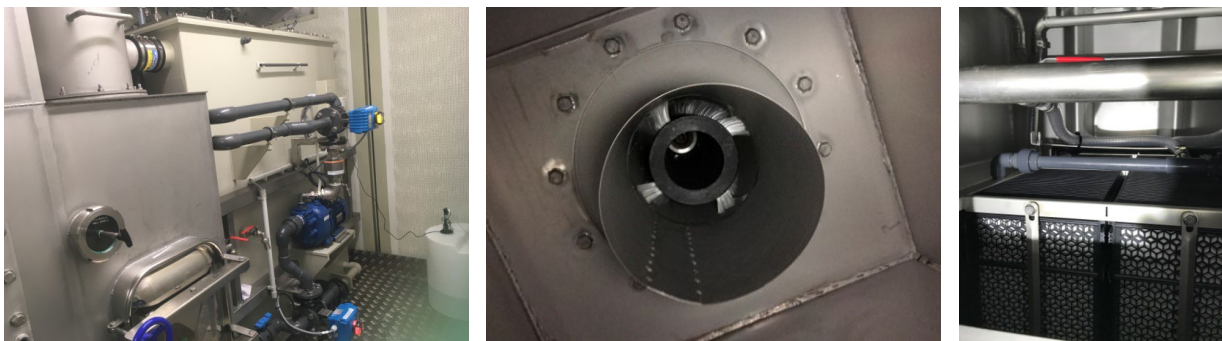


Abbildung 2-33: Links: Blick ins Innere des MBR-Containers mit Grobstofftank und Belebungsbecken; Mitte: Grobstofftank mit Sieb und Bürste; rechts: verbaute Membranmodule im Filtrattank (Fotos: ISWW, S. Meyer, 2019)



Abbildung 2-34: Nachgeschaltete Filtrationstechnologien: links: freistehender kontinuierlicher Sandfilter (DynaSand); Mitte: freistehendes Mikrosieb (DynaDisc); rechts: Frontansicht und Blick auf die Trommel des Polstofffilters

Tabelle 2-10: Technische Daten der Filtrationseinheiten

| | MBR Martin Systems GmbH | Polstofffilter Mecana Umwelt- technik GmbH | Mikrosieb Nordic Water GmbH | Kont. Sandfilter Nordic Water GmbH |
|--|--|---|--|---|
| Filterfläche [m²] | 50 | 0,5 | 2,8 | 0,7 |
| Filtermaterial | Polyester Membran (0,1 µm) | Polyester Polstoff (Mikrofaser PES-14) | Polyester-Siebgewebe (10 µm) | Quarzsand (Körnung 1 – 2 mm) |
| Max Zufluss [m³/h] | 1 | 7,5 | 30 | 10 |

Versuchsplanung für die Versuchskläranlage

Die Versuchskläranlage mit den verschiedenen verfahrenstechnischen Bestandteilen bot eine Vielzahl an Einstellungen zur Anpassung und Optimierung der Versuchsplanung an die Untersuchungsziele. Nach Anfahr- und Einfahrbetrieb der Belebtschlammstufe von Ende 2018 bis April 2019 wurden sukzessive die nachfolgenden Einstellungen zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit der Anlagenbestandteile durchfahren. Eine Übersicht des Anlagenbetriebs nebst Zuordnung der Lokalisierung der PE-Dosierung und eine zeitliche Einordnung geben Tabelle 2-11 und Tabelle 2-12.

Tabelle 2-11: Übersicht zum Betrieb des Belebtschlammsystems und des MBR

| Zeitraum | Belegung Zulaufvolumenstrom [m³/h] | MBR Zulaufvolumenstrom [m³/h] |
|--|--|---|
| Einfahrbetrieb | | |
| Ende 18 - 08.04.19 | 8 | |
| 09.04.19 - 29.04.19 | 10 | 0,5 |
| PE-Dosierung im Zulauf des Belebungsbeckens: | | |
| 08.07.19 - 16.09.19 | 10 | |
| 16.09.19 - 09.11.19 | 10 | 0,5 |
| 10.11.19 - 07.11.20 | 8 | 0,5 |
| PE-Dosierung im Zulauf des Belebungsbeckens und vor die Filtereinheiten: | | |
| 10.01.20 - 21.02.20 | 8 | 0,5 |
| 22.02.20 | 10 | 0,5 |
| PE-Dosierung im Zulauf des Belebungsbeckens: | | |
| 07.05.20 | 8 | 0,5 |
| PE-Dosierung vor die Filtereinheiten (keine Beprobung des Belebtschlammsystems) | | |
| 11.07.20 | 9 | |

Tabelle 2-12: Übersicht zum Betrieb der Filtereinheiten

| Zeitraum | Polstofffilter Zulaufvolumen- strom [m ³ /h] | Kont. Sandfilter Zulaufvolumen- strom [m ³ /h] | Mikrosieb Zulaufvolumen- strom [m ³ /h] |
|---|--|--|---|
| PE-Dosierung im Zulauf des Belebungsbeckens: | | | |
| 08.07.19-17.08.19 | 3 – 4 | 3 – 4 | |
| 19.08.19-18.09.19 | 4 | 4 | |
| 18.09.19-26.10.19 | 4 | | 4 |
| 28.10.19-03.12.19 | 3 | | 3-4 |
| PE-Dosierung im Zulauf des Belebungsbeckens und vor die Filtereinheiten: | | | |
| 10.01.20-09.02.20 | 2 | | 2 |
| PE-Dosierung vor die Filtereinheiten: | | | |
| 23.6.20-02.08.20 | 3 | 3 | |
| 25.07.20-06.09.20 | 3 | 3 | |

PE-Dotierung in die Versuchskläranlage und bei Versuchen zur Schlammbehandlung

Die Mikroplastikdotierung in die Versuchskläranlage erfolgte mit fluoreszierenden PE-Partikeln (10 – 500 µm) zu 1 – 2 g/l. Die Unterhaltung der Vorlage stellte sich als herausfordernd dar, da die gemahlene Partikel zur Agglomeration neigen. Durch Mischaggregate und unter Verwendung von Ethanol konnten die Partikel allerdings gut in Schwebe gehalten werden. Die Partikel wurden am ISWW gemahlen, entsprechend eines Peaks in der Größenverteilung gemäß Literaturdaten. Abbildung 2-35 zeigt das Ergebnis eines vergleichenden Partikelgrößenscans für das PE-Pulver und die PE-Suspension. Ein Unterschied zwischen dem gemahlene Material und der Beprobung der Suspension wird im Feinstpartikelbereich deutlich, denn das trockene Material weist einen Peak zwischen 7 und 10 µm auf, der bei der Suspension nicht wiederzufinden ist. Vermutet wird, dass anhaftende Biomasse im Vorlagetank bei Aufenthaltzeiten von bis zu drei Wochen die Dichte der Feinstpartikel verändern und ein Absinken der Partikel nicht komplett vermieden werden kann. Da die untere Grenze der Probennahme über die Aufkonzentrierungsapparatur RoSi (rotierender Siebfilter, siehe Abschnitt 2.3.3) allerdings bei 10 µm liegt, wird diesem Phänomen eine geringe Relevanz beigemessen.

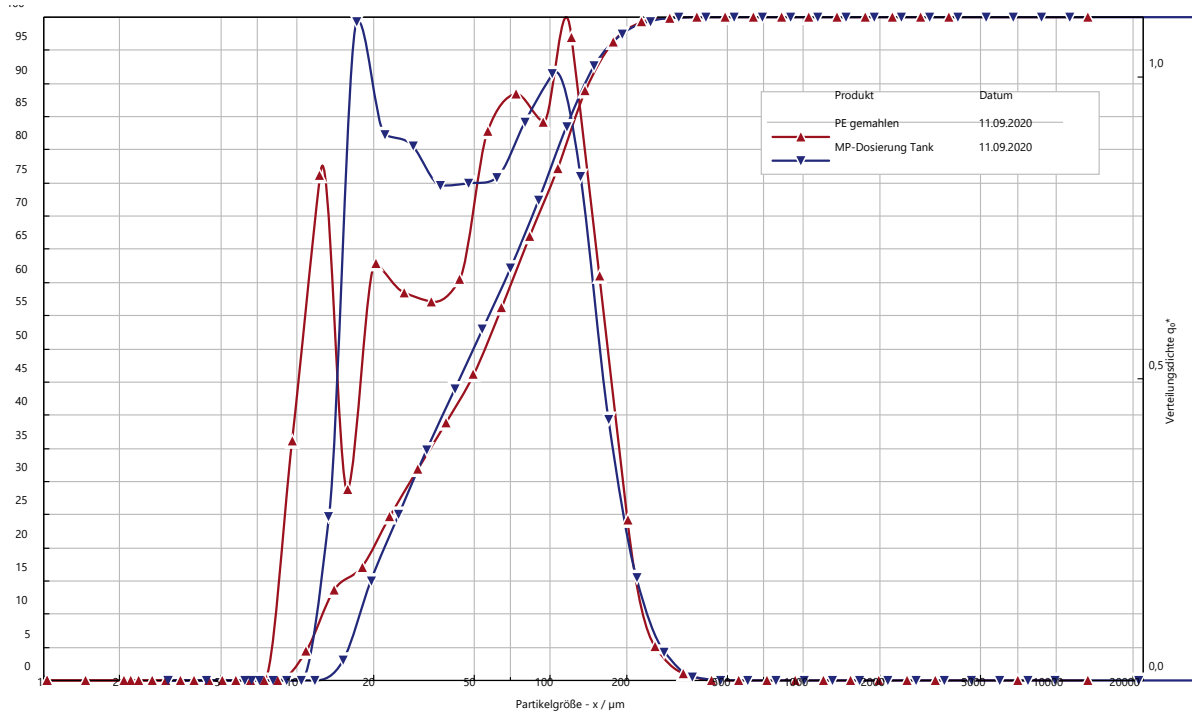


Abbildung 2-35: Partikelgrößenverteilung des Dotierungsmaterials als Pulver und Suspension

Da die Untersuchungen zur Schlammbehandlung aufgrund der Beschränkungen durch die Corona-Pandemie in 2020 an der Versuchskläranlage nicht unmittelbar stattfinden konnten und auch Laborarbeiten nicht bzw. nur personell sehr eingeschränkt möglich waren, erfolgten diese zeitversetzt, nachdem die Versuchskläranlage bereits außer Betrieb genommen worden war. In zwei Phasen wurden jeweils Überschussschlämme mit PE-Partikeln in Belebungsbecken im Technikum des ISWW nachträglich angezüchtet und standen dann für Batchfäulversuche und nachgängig für diskontinuierliche, halbtechnische Fäulversuche sowie Detailuntersuchungen zur Entwässerung zur Verfügung. Die in den Rohschlämme realisierten PE-Partikelkonzentrationen entsprachen dabei derjenigen der Versuchskläranlage (= 1-facher Ansatz) zuzüglich Ansätzen mit 11-fach, 51-fach und 101-facher Mikroplastikpartikelfracht. Die starke Überhöhung der Partikel sollte sicherstellen, mögliche MP-bürtige Zusammenhänge deutlicher zu identifizieren und von Matrixeffekten zu unterscheiden. Die Detektion der Partikel erfolgte in der Schlammmatrix sowie bei Entwässerungsversuchen im Schlammwasser und Pellet bzw. Filterkuchen (nach Resuspension) entsprechend der unten in Abschnitt 2.6.2 beschriebenen Methodik der Fluoreszenzmikroskopie.

Probenahme auf der Versuchskläranlage

Für die Versuchskläranlage einschließlich MBR müssen die Probenahmen für Standard-Abwasserparameter und die Probenahmen zur Analyse von PE-Partikeln unterschieden werden: Die Beprobung für die Standardabwasserparameter der Versuchskläranlage fand über den Zeitraum November 2018 bis September 2020 mit wenigen

zeitlichen Unterbrechungen alle zwei Tage statt; die PE-Beprobungen wurden nach Fertigstellung der RoSi an der TUB im Juli 2019 gestartet und bis September 2020 mit wenigen zeitlichen Unterbrechungen einmal die Woche durchgeführt. Die Probenahmen orientierten sich an der DIN 38402-11 (2009) und erfolgten entweder in Form von Stichproben (vor allem beim Klärschlamm) oder 24-h-Mischproben. Für den dauerhaften Einsatz und für den Winterbetrieb wurden die RoSi der TUB vom ISWW baulich modifiziert und optimiert. Die Details zur PE-Probenahme in den verschiedenen Stoffströmen der Versuchskläranlage sind in Tabelle 2-13 aufgeführt.

Tabelle 2-13: Probenahmeort, -gerät und -volumen der einzelnen Stoffströme der Versuchskläranlage

| Stoffstrom | Probenahme- stelle | Probenahmeort | Probenahme- gerät | Probenah- mevolu- men |
|--|---|---|---|-----------------------------|
| Zulauf Biologie (Ablauf Vorklä- rung) | Vorlageschacht | 24 h Mischprobe/ 48 h Probenahme (ab Mai 2020) | RoSi | ca. 230 l |
| Belebtschlamm konventionelle Belebungsanlage | Belebungsbecken | Stichprobe | 1000 ml-Schöpf- becher an Tele- skopstange | ca. 1 l |
| Überschuss- schlamm konven- tionelle Belebung | Überschuss- schlammleitung im Keller des Be- triebsgebäudes | Stichprobe | Kugelhahn | ca. 1 l |
| Ablauf Nachklä- rung | Zulauf zum Pol- stofffilter /Ablauf Nachklärbecken (ab 11.02.2020) | 24-h Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | Rosi | ca. 1000 l |
| Belebtschlamm MBR | Nitrifikations- kammer MBR | Stichprobe | Kugelhahn | ca. 1 l |
| Retentat MBR | Membrankammer MBR | Stichprobe | Kugelhahn | ca.1 l |
| Ablauf MBR | Filtrattank | 24-h-Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | Rosi | ca. 3000 l |
| Ablauf Polstoff- filter | Kugelhahn Ab- laufleitung Pol- stofffilter | 24-h-Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | Rosi | ca. 2200 l |
| Spülwasser Pol- stofffilter (ab Juni 2020) | Spülwasserlei- tung Polstoff- filter | 24-h-Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | automatischer Probenehmer mit anschließender Siebung über 10 µm | ca. 13 l |
| Ablauf Sandfilter | Filtratbereich des Behälters | 24-h-Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | automatischer Probenehmer | 1500 l |

| Stoffstrom | Probenahme- stelle | Probenahmeart | Probenahme- gerät | Probenahmevolu- men |
|---|-----------------------------------|---|---|------------------------|
| Spülwasser Sand- filter (ab Juni 2020) | Spülwasserlei- tung Sandfilter | 24-h-Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | automatischer Probenehmer mit anschließender Siebung über 10 µm | ca 18 l |
| Ablauf Mikrosieb | Filtratbereich des Behälters | 24-h-Mischprobe / 48 h Probenahme (ab 20.08.2019) | Rosi | 1200 l |

2.6.2 Detektion mittels Fluoreszenzmikroskopie

Die Detektion der PE-Partikel erfolgte durch Fluoreszenzmikroskopie und eine am ISWW entwickelte und während des Versuchsbetriebs fortlaufend optimierte Methodik zur Probenaufbereitung und (statistischen) Absicherung der Auszählungsergebnisse. Die wesentlichen optimierten Aufbereitungsschritte vor der optischen Detektion umfassen:

1. Homogenisierung der Proben durch Schütteln und Lagerung im Dunkeln bei Raumtemperatur für ca. 1 Woche zur Reduzierung der organischen Bestandteile (Störmatrix),
2. Zugabe von 44,10 g Ethanol (96 %; entsprechend 58,5 ml) auf 44,7 ml homogene (Misch-)Probe,
3. Lagerung im Dunkeln bei Raumtemperatur für ca. 1 Tag zur Elimination der die Mikroskopie störenden Luftblasen.

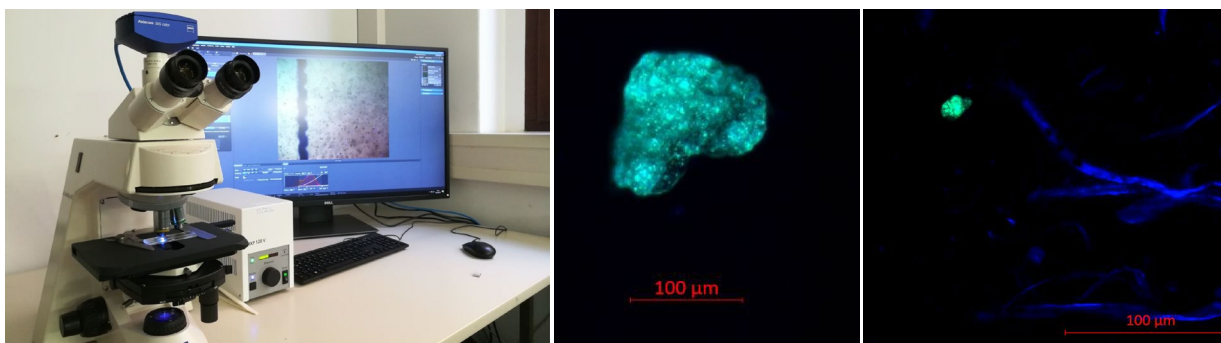


Abbildung 2-36: Zeiss Axioskop 40, aufgerüstet zur Fluoreszenzdetektion am ISWW der TU Braunschweig (links); fluoreszierendes PE-Partikel im Belebtschlamm (Mitte und rechts, grünlich) und blaue Eigenfluoreszenz von Fasern in der organischen Matrix (rechts) bei 10-facher Vergrößerung (Fotos: ISWW, K. Bauerfeld, 2019)

Die Auszählung der PE-Partikel erfolgte mit Zählkammern aus Glas. Pro Probe wurden für eine repräsentative Auszählung und statistische Absicherung 20 Zählkammern bei Durchlicht und Fluoreszenz-Auflicht im Dunkelfeld bei 100-facher Vergrößerung

ausgezählt. Abbildung 2-36 bietet einen optischen Eindruck des Mikroskopierstandes am ISWW der TU Braunschweig und des Detektionsergebnisses. Die untere Grenze der detektierbaren Partikelgröße ist durch die Auflösung des Mikroskops limitiert (hier im einstelligen Mikrometerbereich) und wurde im Rahmen der Projektarbeiten auch in Probematrizes ohne vorherige Aufkonzentrierung mit der RoSi (z. B. Klärschlämme) auf 10 µm festgelegt.

3 Mikroplastik-Belastung in Gewässern

3.1 Ausgangssituation

Für deutsche Binnengewässer wurde 2016 ein erster Sachstand zur Verunreinigung mit Mikroplastik ermittelt (UBA, 2017; Länderbericht, 2018). Bei den stichprobenartig und oberflächennah meist mittels Manta-Trawls mit Maschenweiten um 300 µm durchgeführten Probenahmen reichte die Anzahl der gefundenen Kunststoffpartikel von 2,9 MPP/m³ im Rhein bei Nackenheim bis 214,2 MPP/m³ in der Emscher. Messwerte für Mikroplastik in deutschen Gewässern, wie die vorgenannten Werte, lagen zu Beginn des BMBF-Forschungsschwerpunkts fast ausschließlich als Partikelanzahl vor. Da es bei deren Erhebung an harmonisierten Methoden für die Probenahme wie auch den analytischen Nachweis der Plastikpartikel fehlte, sind die ohnehin wenigen Ergebnisse allerdings nur schwer miteinander vergleichbar – im Länderbericht (2018) wurde folglich ein „enormer Optimierungsbedarf“ bei Probenahme und Analytik festgestellt.

Massebezogene MP-Messwerte für Gewässer waren nahezu nicht verfügbar. Zur Gewinnung orientierender Werte und zur Validierung der in Kapitel 2.3.2 beschriebenen Methoden zur Probenahme in Gewässern wurden im Rahmen des REPLAWA-Vorhabens zunächst punktuelle Gewässeruntersuchungen in der Spree (2020) und darauf aufbauend für einen Gewässerabschnitt an der Lippe (2021) durchgeführt. Auf eine ursprünglich geplante intensivere Beprobung und MP-Bilanzierung für den ausgesuchten Lippe-Abschnitt musste wegen Verzögerungen u. a. durch die langwierige Methodenentwicklung und wegen der aufwändigen massebezogenen Analytik verzichtet werden.

3.2 Untersuchungen in der Spree

Die Gewässeruntersuchungen wurden von der TU Berlin (TUB) an zwei Standorten der innerstädtischen Spree in Berlin zu den in Tabelle 3-1 dargestellten Messzeiträumen durchgeführt. Im Vorfeld erfolgten an den jeweiligen Standorten Feststoffuntersuchungen (AFS, AFS63), anhand derer geeignete Probenahmestellen für die MP-Untersuchungen innerhalb des Gewässerquerschnitts abgeleitet wurden.

Tabelle 3-1 Standort, Zeitpunkt und Randbedingungen der Untersuchungen in der Spree

| Standort | Probenahme- datum | maximale Ge- wässertiefe h_{\max} [m] | mittlere Fließge- schwindigkeit v_m [m/s] |
|------------------|----------------------|---|---|
| Röntgenbrücke | 06.02.2020 | 3,25 | <0,01 |
| | 05.03.2020 | 3,25 | <0,01 |
| Gotzkowskybrücke | 05.06.2020 | 2,90 | <0,01 |
| | 12.06.2020 | 2,90 | <0,01 |
| | 09.07.2020 | 2,90 | <0,01 |

Abbildung 3-1 zeigt die beiden Messstellen zur geographischen Einordnung im Stadtplan von Berlin, zusätzlich ist der Gewässerquerschnitt mit den Messpunkten (A – D) an der Röntgenbrücke schematisch dargestellt. Die Fließgeschwindigkeiten konnten optisch an der Wasseroberfläche erkannt, messtechnisch aber nicht bestimmt werden.



Karte: OpenStreetMaps 2022, veröffentlicht unter Open Data Commons, Open Database License (ODbL) v1.0

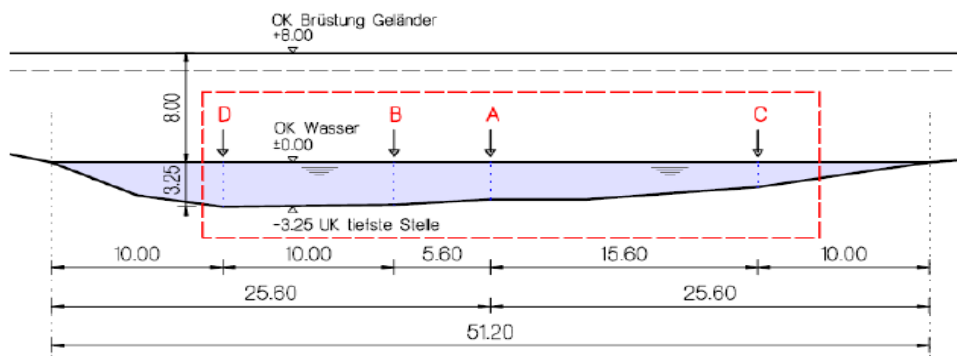


Abbildung 3-1: Standorte der MP-Untersuchungen in der Berliner Stadtspre (Bild oben); schematische Darstellung des Flussquerschnittes an der Röntgenbrücke mit Abmaßen und den Entnahmepunkten A – D (Bild unten)

Der Gewässerabschnitt im innerstädtischen Bereich von Berlin wird aufgrund des dichten Schiffverkehrs bei Wassertiefen von 2,90 – 3,25 m zusätzlich durchmischt. Die Proben wurden aus drei verschiedenen Höhen entnommen und einzeln ausgewertet. Anhand der vorlaufenden Feststoffuntersuchungen (AFS und AFS63, $TM_{\geq 10\mu m}$) ließ sich eine Tendenz zur Konzentrationserhöhung in steigender Tiefe feststellen. Unterschiede im Querprofil des Flusses konnten in den Untersuchungen nicht festgestellt werden.

Die gemittelten MP-Ergebnisse aller Probenahmetage wurden für die jeweiligen Entnahmehöhen als Mittelwerte zusammengefasst und für die Messungen an der Röntgenbrücke in Abbildung 3-2 sowie für die Gotzkowskybrücke in Abbildung 3-3 dargestellt. An den Entnahmestellen konnten MP in Konzentrationen zwischen 4,4 und 27,7 $\mu g/l$ nachgewiesen werden. Dabei dominiert massenmäßig PE in der gesamten Anzahl der Proben. PP und PS konnten in allen Proben detektiert und in Konzentrationen nahe der Bestimmungsgrenze bestimmt werden. PMMA und PET wurden in keiner Probe detektiert.

Die Ergebnisse zeigen an beiden Probenahmeorten im Mittel kaum relevante Konzentrationsunterschiede innerhalb der Wassersäule für die einzelnen Polymere. Lediglich hinsichtlich der gemittelten PP-Konzentration lässt sich eine Tendenz zur Schichtung der Partikel innerhalb der Wassersäule erkennen.

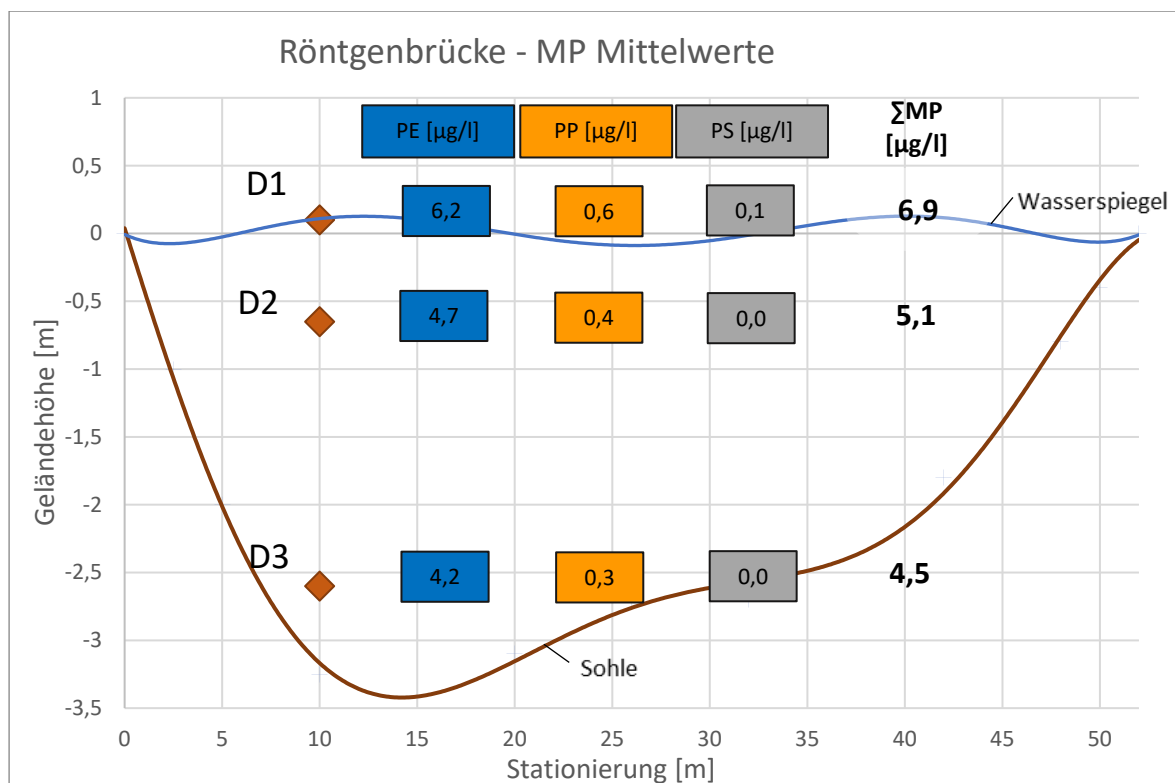


Abbildung 3-2: Gemittelte MP-Konzentrationen der Messungen innerhalb der Berliner Stadtspreewasser an der Röntgenbrücke

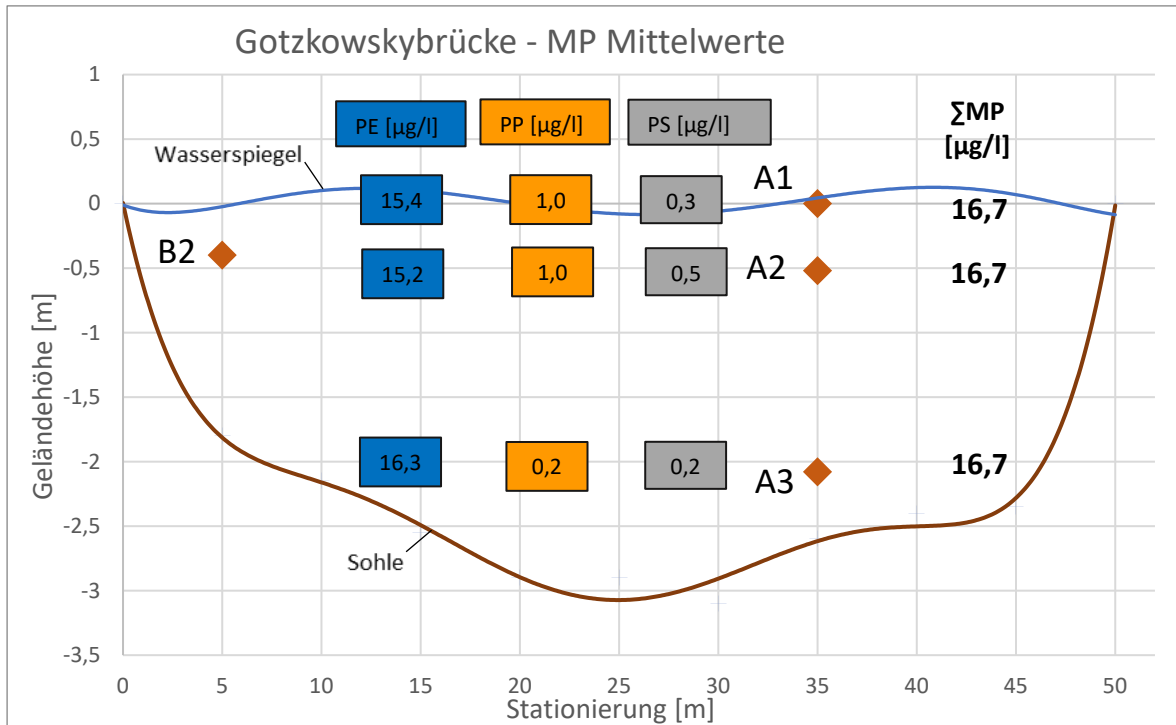


Abbildung 3-3: Gemittelte MP-Konzentrationen der Messungen innerhalb der Berliner Stadtspreewasser an der Gotzkowskybrücke

3.3 Untersuchungen in der Lippe

An der Lippe wurden in Zusammenarbeit der Projektpartner TU Berlin, Lippeverband und Emscher Wassertechnik GmbH in zwei Messkampagnen (18.-20.05.2021 und 14.-16.09.2021) Untersuchungen an einem Gewässerabschnitt durchgeführt, die eine Probenahme ober- sowie unterhalb der Einleitung der Kläranlage Hamm-Mattenbecke vorsah. Zusätzlich wurde bei der 1. Messkampagne der Zu- und Ablauf der Kläranlage beprobt, um den Eintrag von Mikroplastik aus punktuellen Einleitungen in die Lippe in diesem Gewässerabschnitt zu berücksichtigen. Die Messstellen sind in Abbildung 3-4 dargestellt.

An der Probenahmestelle oberhalb der Kläranlageneinleitung wurden innerhalb der Wassersäule über 3 Höhen jeweils 1.000 l entnommen und in Edelstahlbehältern zwischengespeichert. Die Probenahmestelle unterhalb der Kläranlageneinleitung befand sich unmittelbar nach einer im Gewässer angelegten Sohlschwelle. Die Wassertiefe hinter der Sohlschwelle betrug ca. 0,5 m, so dass von einer vollständigen Durchmischung des kompletten Wasserkörpers ausgegangen werden kann und die Proben (3.000 l) nur aus einer Höhe entnommen wurden. Die Feldproben der beiden Gewässermessstellen wurden zur Kläranlage Hamm-Mattenbecke transportiert, jeweils zu einer Tages-Mischprobe vereint und mit Hilfe der RoSi-Apparatur aufbereitet.



Abbildung 3-4: Übersicht der Messstellen im Gewässerabschnitt der Lippe in Hamm

Die Untersuchungen fanden der Jahreszeit entsprechend bei Niedrigwasserverhältnissen statt. Während der Messkampagnen wurden folgende Niederschlagsmengen aufgezeichnet:

- 18.05.2021 – 7,1 mm
20.05.2021 – 1,9 mm
20.05.2021 – 0 mm
7-Tagesumme Vorwoche – 28,6 mm
- 14.09.2021 – 0 mm
15.09.2021 – 9 mm
16.09.2021 – 0 mm
7-Tagessumme Vorwoche – 4,14 mm

Die Probenahmen wurden von Drohnenaufnahmen und Strömungsmessungen des Lippeverbands begleitet (Acoustic Doppler Current Profiler Strömungsmessungen – ADCP; Auswertung mit AGILA 7.6). Eine Zusammenfassung der Strömungsmessung ist in Abbildung 3-5 dargestellt.

Die ADCP-Messungen ergeben ein schlüssiges Bild für den untersuchten Gewässerabschnitt: der Abfluss im Gewässer ist unterhalb der Einleitstelle der Kläranlage größer als oberhalb. Das Abflussgeschehen an dieser Stelle ist durch den Kläranlagenablauf nur gering geprägt (1,3 – 3,6 %). Die ermittelten Einleitwerte der KA Hamm-Mattenbecke entsprechen der Abflussmessung auf der Kläranlage im Probenahmezeitraum. Zusätzlich konnte das Abflussgeschehen am gewählten Gewässerabschnitt durch Sedimentaufwirbelung im Seitenarm der Einleitstelle geprüft werden. Über Luftbilder mit

der Drohne (Abbildung 3-5) konnte beobachtet werden, dass das aufgewirbelte Sediment mit der Strömung in der Lippe stromabwärts mitgeführt wird (Advektion).

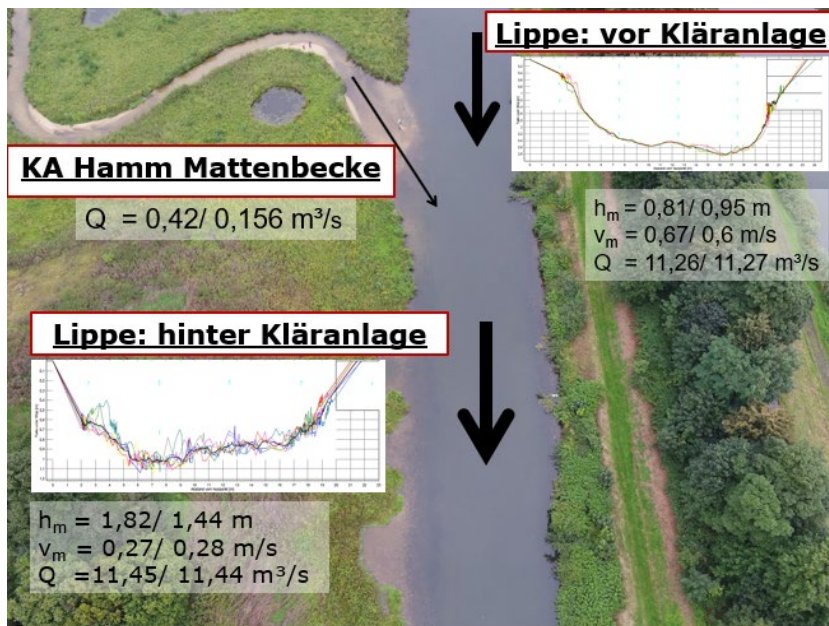


Abbildung 3-5: Drohnenaufnahme und Auswertung der ADCP-Strömungsmessung für die 1. / 2. Messkampagne des untersuchten Gewässerabschnittes in der Lippe zum Zeitpunkt einer Sedimentaufwirbelung im Seitenarm (Bild: Lippeverband)

In den Abbildung 3-6 und Abbildung 3-7 sind die MP-Massengehalte der Gewässerproben aus den zwei Messkampagnen dargestellt. Dabei sind die Gewässerproben jeweils eines Tages oberhalb („vor_KA“) sowie unterhalb („hinter_KA“) der Kläranlageneinleitung nebeneinander aufgetragen. Die Messwerte bewegen sich in Konzentrationsbereichen zwischen $0,5 - 5,8 \mu\text{g/l}$ und liegen jeweils in derselben Größenordnung. Es ist zu erkennen, dass an allen Messtagen unterhalb der Kläranlageneinleitung geringere MP-Konzentrationen bestimmt wurden als oberhalb. Die Konzentration oberhalb der Kläranlageneinleitung liegt im Mittel bei $3,9 \mu\text{g/l}$ und unterhalb bei $1,3 \mu\text{g/l}$. Die Konzentrationsunterschiede sind vor allem in Hinblick auf die angegebene Messunsicherheit ($\pm 85 \%$, siehe Kapitel 2.3.1) in ihrer Bedeutung nicht zu groß zu gewichten und stellen sich vermutlich infolge der durch die Änderung der Gewässermorphologie hervorgerufenen unterschiedlichen Probenahmebedingungen der beiden Messstellen ein.

In Abbildung 3-8 sind die Messergebnisse für die MP-Massengehaltsbestimmung in der Kläranlage Hamm-Mattenbecke logarithmisch dargestellt. Der gewichtete Mittelwert für den Zulauf (Ablauf Sandfang) und den Ablauf der Kläranlage ist farblich-transparent hinterlegt. Die MP-Konzentrationen im Ablauf schwanken zwischen $1,6 - 5,6 \mu\text{g/l}$ und liegen im Mittel bei $3,1 \mu\text{g/l}$, dabei macht PE den Großteil der gemessenen Kunststoffemissionen aus.

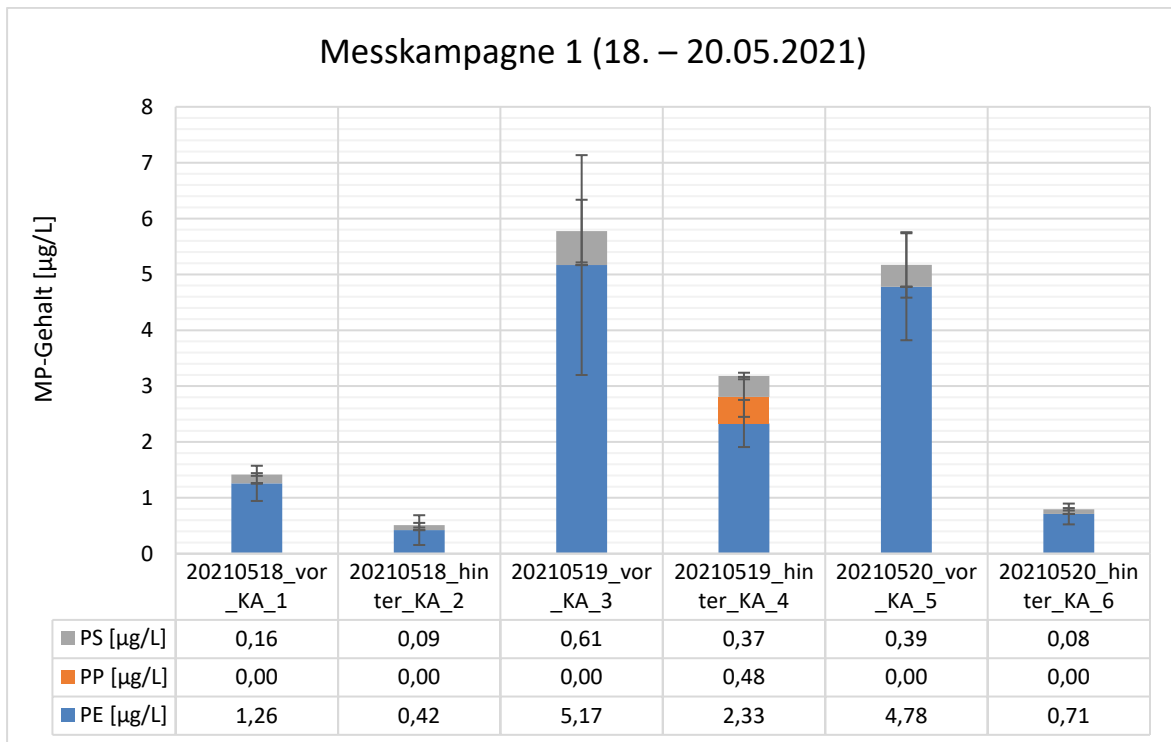


Abbildung 3-6: MP-Ergebnisse der ersten Messkampagne im Gewässerabschnitt der Lippe

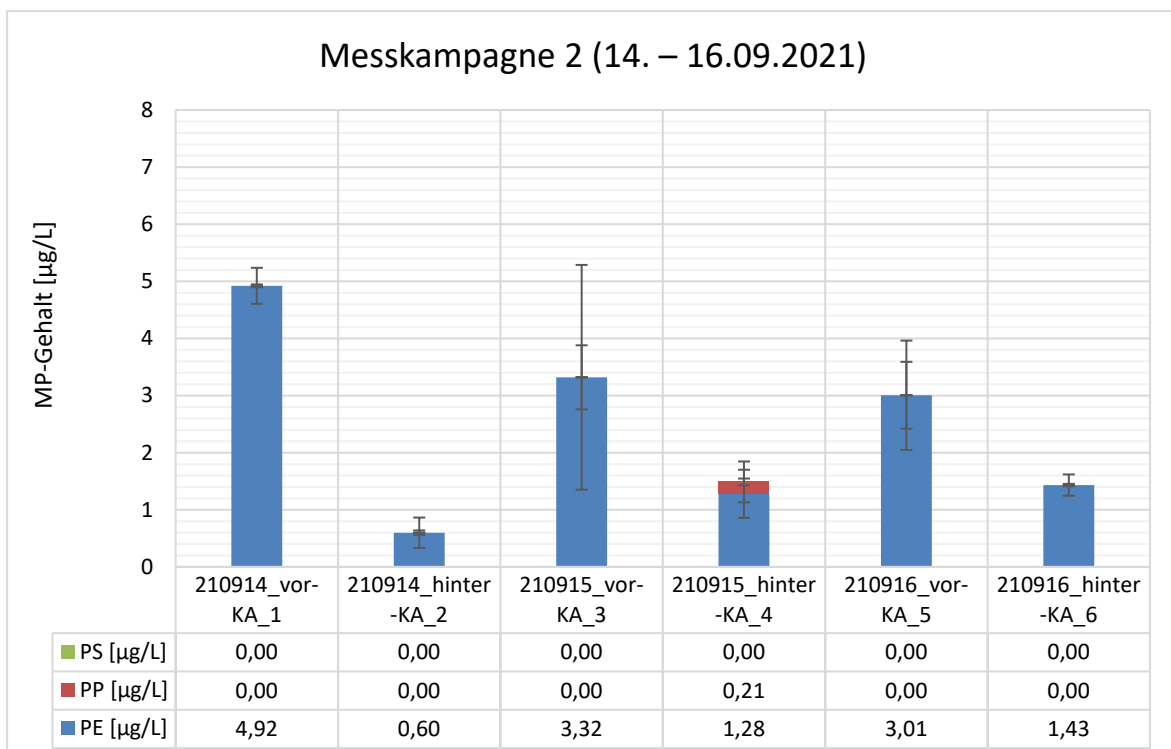


Abbildung 3-7: MP-Ergebnisse der zweiten Messkampagne im Gewässerabschnitt der Lippe

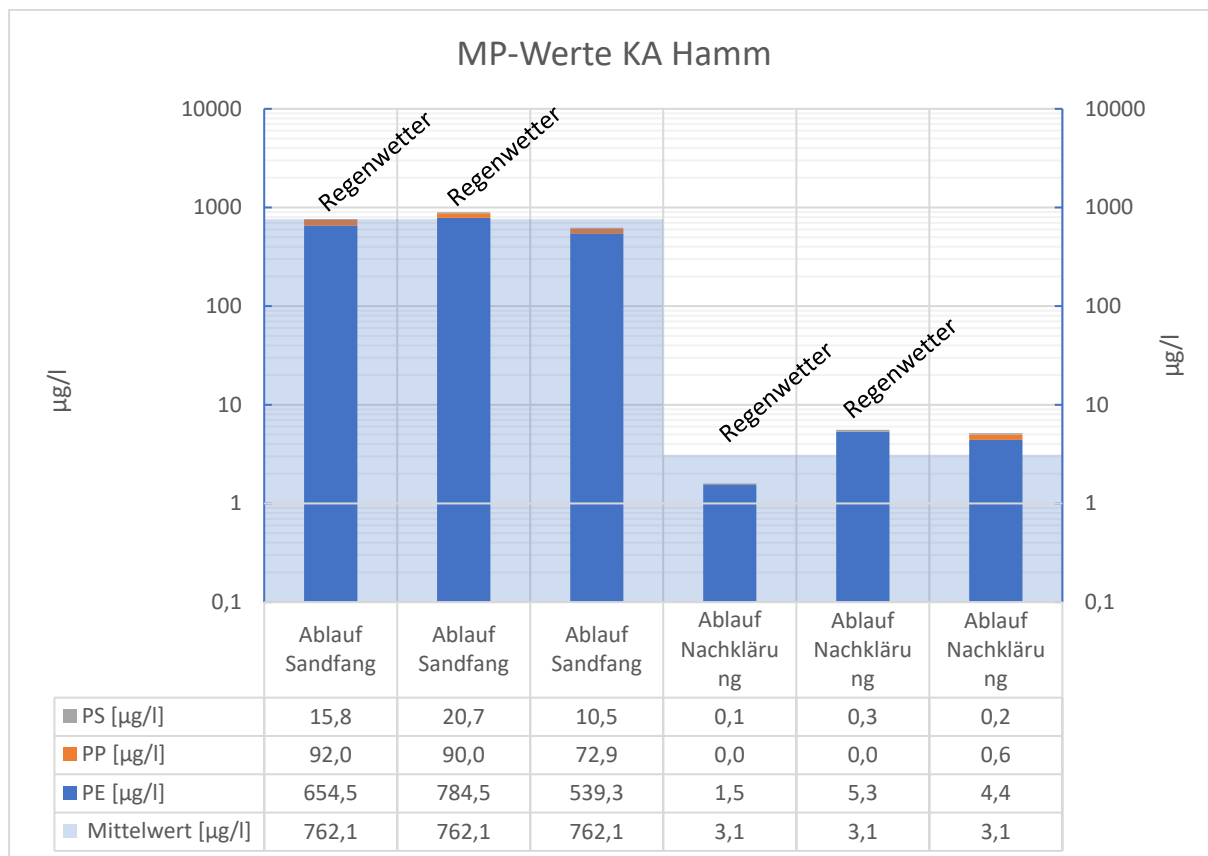


Abbildung 3-8: MP-Massenkonzentrationen im Zu- und Ablauf der Kläranlage Hamm-Mattenbecke im Zeitraum vom 18.-20.05.2021

3.4 Einordnung der Ergebnisse

In den beiden untersuchten Gewässern wurden standortübergreifend Konzentrationen im Bereich von 0,5 bis 27,7 µg/l gemessen, der Mittelwert ergibt sich zu 8,0 µg/l (n= 26) und liegt in einer Größenordnung vergleichbar zum Kläranlagenablauf, wie er für die Kläranlage Hamm-Mattenbecke aber auch für andere Anlagen ohne weitergehende Abwassereinigung ermittelt wurde (siehe Kapitel 4.1.2). Dies zeigt die (hohe) Grundbelastung mit Mikroplastik in den beiden untersuchten Gewässern (oder, je nach Sichtweise, die gute Reinigungsleistung der Kläranlagen).

Die im REPLAWA-Vorhaben gemessenen MP-Konzentrationen liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie Ergebnisse aus dem parallellaufenden MicBin-Projekt, bei dem in der Loisach bei Garmisch-Partenkirchen Werte um 5 µg/l und in der Ammer bei Oberammergau auch Werte > 10 µg/l ermittelt wurden (Partikelgröße > 10 µm; Detektion mittels Pyr-GC/MS) (Witzig et al., 2021). Die Werte liegen allerdings deutlich über den MP-Konzentrationen, die im MikroPlaTaS-Projekt gemessen wurden und bei 2,6 – 7,1 µg/m³ = 0,0026 – 0,0071 µg/l in der Ems und 27,9 – 86,2 µg/l = 0,0279 – 0,0862 µg/l in der Lippe (Partikelgröße 100 – 500 µm) liegen (Wend-Potthoff et al., 2022). Hierbei ist jedoch zum einen zu berücksichtigen, dass bei den Untersuchungen sowohl unterschiedliche Partikelgrößencluster als auch unterschiedliche Probenahmemethoden angewendet wurden und die Proben unter anderen hydraulischen

Verhältnissen gewonnen wurden. Dies zeigt einmal mehr, wie stark abhängig MP-Messwerte von solchen Randbedingungen sind.

Aufgrund fehlender Sedimentproben können für die untersuchte Spree und Lippe jeweils nur der Schwebstofftransport im Wasserkörper der beiden Gewässer bewertet werden. Die höchsten Konzentrationen werden an der Gotzkowskybrücke im dichtbesiedelten, innerstädtischen Bereich Berlins gemessen. Die Probenahmen fanden bei Trockenwetter statt, im Falle regenbedingter Misch- oder Niederschlagswassereinleitungen werden wegen der Bebauungs- und Verkehrsdichte zumindest zeitweise noch höhere Konzentrationen erwartet.

Aufgrund der zu geringen Datendichte sowie den enthaltenen Messungenauigkeiten bei der Mikroplastik- ($\pm 85\%$) und der Abflussbestimmung ($\pm 5\%$) wurde auf eine Frachtbilanzierung in den untersuchten Fließgewässern verzichtet.

Die durchgeführten orientierenden Untersuchungen in der Lippe zeigen anhand der Konzentrationswerte, dass sich eine MP-Bilanz für den untersuchten Gewässerabschnitt alleine über die Untersuchung von Wasserproben nicht schließen lässt. Aufgrund der Gewässermorphologie (hier bspw. die Sohlschwelle) wären Sedimentations- und je nach Abflussgeschehen auch Remobilisierungseffekte zu berücksichtigen. Die Sedimentation von Mikroplastik bzw. die Abnahme der MP-Partikelanzahl in Gewässerabschnitten mit niedrigen Fließgeschwindigkeiten wurde in Untersuchungen des Verbundprojekts MikroPlaTaS bestätigt (Hübner et al., 2020; Wendt-Potthoff, 2021; Wendt-Potthoff et al., 2022). Eine sedimentnahe Probenahme in der Lippe (Höhe Ruderclub in Abbildung 3-4) zeigt folgerichtig eine höhere Akkumulation im Flussbett. Die Strömungsversuche am Teststand der TUB zum modellhaften Partikeltransport (siehe Hinweise zu Messunsicherheiten im Abschnitt 2.3.2) zeigen zudem, dass beispielsweise Reifenabrieb aufgrund der Sinkeigenschaften mit einer Schwebstoffprobenahme gar nicht erfasst werden kann. Einzelne Wasserproben eignen sich daher auch nicht, um belastbare Aussagen zur Belastung eines Gewässers mit Mikroplastik zu treffen.

Für zukünftige Gewässeruntersuchungen wird daher empfohlen, neben Vergleichsproben im Gewässerquerschnitt und im Längsverlauf des Fließgewässers auch Sedimentprobenahmen zur Berücksichtigung der Sedimentations- und Remobilisierungseffekte vorzunehmen.

4 Mikroplastikelimination in Kläranlagen

4.1 Ergebnisse der Untersuchungen auf großtechnischen kommunalen Kläranlagen

4.1.1 Ausgangslage

Kläranlagen halten die Mikroplastikfrachten im Abwasserstrom zwischen dem Entstehungs- oder Freisetzungsort und dem als Vorflut dienenden Gewässer zurück (Abbildung 1-1). Wegen unterschiedlicher Probenahme- und Analysemethoden waren die zu Projektbeginn vorliegenden Messungen zum Rückhalt von Mikroplastik in Kläranlagen nur begrenzt vergleich- und reproduzierbar, aber sie deuteten in die Richtung, dass Mikroplastikpartikel in konventionellen Kläranlagen (Belebtschlammverfahren) weitgehend zurückgehalten und überwiegend über den Klärschlamm aus dem System ausgetragen werden (z. B. Mintenig et al., 2014; Talvitie et al., 2014; Klasmeier und Wissing, 2017; Frehland et al. 2018; Breitbarth und Urban, 2018). Die Untersuchungen basierten fast ausschließlich auf Partikelzahlen als Bezugsgröße. Sie wiesen abweichende Partikelgrößencluster und teilweise um mehrere Zehnerpotenzen voneinander abweichende Partikelzahlen für den Kläranlagenzu- und -ablauf auf. Für weitergehende Quantifizierungen des Mikroplastikrückhalts in Kläranlagen und die Bilanzierung des Rückhalts innerhalb der Kläranlage waren diese Angaben nur begrenzt nutzbar und massebezogene Untersuchungen notwendig, die im REPLAWA-Vorhaben aufgegriffen wurden.

Um in Kläranlagen einen weitergehenden Rückhalt von Mikroplastikpartikeln zu erzielen, können ergänzend zur mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung auch Filtrationsverfahren wie Tuchfiltration, Mikrosiebung, Raumfiltration (Sandfilter) und Membranverfahren eingesetzt werden. Da es nur wenige Studien mit Realdaten zur Entfernung von Mikroplastik durch Filtrationsanlagen gab (bspw. Mintenig et al., 2014), wurden im REPLAWA-Vorhaben gezielt Untersuchungen zum Rückhalt verschiedener Filtrationsverfahren anhand einer halbtechnischen Versuchskläranlage in Braunschweig sowie Probenahmen auf unterschiedlichen großtechnischen Kläranlagen durchgeführt.

4.1.2 Kläranlagen als Senke für Mikroplastik

Während des Reinigungsprozesses in der Kläranlage wird die Mikroplastikfracht im zufließenden Abwasser schrittweise reduziert. Als Senke wirken das Rechen- und Sandfanggut, das Leichtstoff-/Fettfanggut sowie der Klärschlamm (siehe Abbildung 4-1 und Kapitel 5.1).

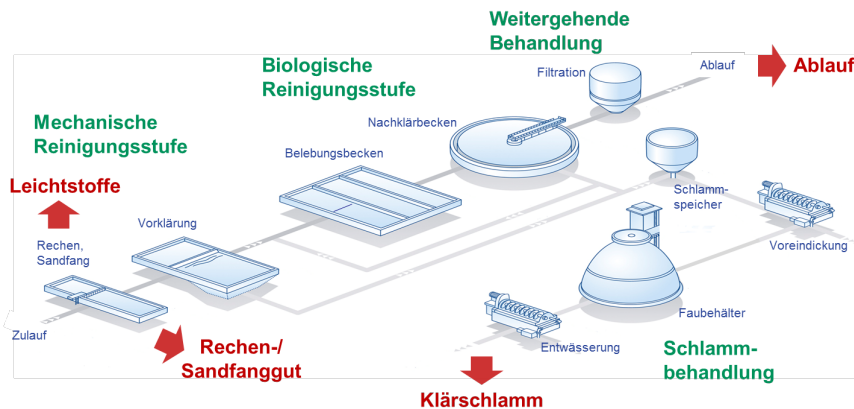


Abbildung 4-1: Austragspfade von Mikroplastik auf Kläranlagen

Größere Partikel (großes Mikroplastik > 1 mm und Makroplastik > 5 mm) lassen sich in der mechanischen Stufe von Kläranlagen generell besser abscheiden als kleines Mikroplastik. Schätzungsweise 80 – 90 % der Mikroplastikeinträge, vor allem größere Fraktionen, werden bereits vor der biologischen Stufe zurückgehalten (Talvitie und Heinonen, 2014), was durch die eigenen Messungen bestätigt wird (siehe Abbildung 4-4).

Kunststofffraktionen mit Partikelgrößen oberhalb des Mikroplastiks (> 5 mm) werden zu rund 100 % zurückgehalten (Breitbarth und Urban, 2018). Austräge größerer Kunststoffpartikel, wie sie 2018 an der Schlei zu beobachten waren, sind Ausnahmefälle, die auf unsachgemäße Betriebszustände oder im genannten Fall auf die unregelmäßige Zuführung von Kunststoffpartikeln über Co-Substrate zurückzuführen sind.

Wie Untersuchungen im SubµTrack-Projekt (Knoop et al., 2021) gezeigt haben, werden Kunststoffpartikel mit größerer Dichte eher durch Sedimentationsprozesse bei der Abwasserreinigung entfernt, entsprechend gelangen Kunststoffpartikel mit einer geringen Dichte eher in den Ablauf. Zudem werden große Partikel eines Polymers oder gleicher Dichte stärker zurückgehalten als kleine. Die Größenverteilung dreht sich zum Ablauf hin nahezu um, insbesondere bei Vorhandensein einer weitergehenden Filtration. Untersuchungen von Spelthahn et al. (2019) zeigen bspw. im Zulauf für Partikelgrößen von 1 – 5 mm einen Anteil von 45 % und für < 63 µm von 10 %, jedoch im Ablauf nach einer Sandfiltration Werte von < 10 % für Partikelgrößen von > 1 mm und 40 % für 20 – 63 µm.

4.1.3 Ergebnisse der Untersuchungen auf den großtechnischen Kläranlagen

Im Rahmen des REPLAWA-Vorhabens wurden die in Tabelle 4-1 aufgelisteten acht Kläranlagen beprobt. Diese sind überwiegend mit Filtrationsstufen unterschiedlicher Technologien ausgestattet. Die für die Kläranlagenuntersuchungen angewendete Methodik der Probenahme, Probenaufbereitung und MP-Detektion ist in Abschnitt 2.3 beschrieben.

Tabelle 4-1: Liste der beprobten kommunalen Kläranlagen mit zusätzlichen Informationen zur Größenklasse (GK), dem Messzeitraum und der ggf. vorhandenen nachgeschalteten Filtrationstechnologie

| Ort | GK | Ausbaugröße [EW] | Messzeitraum | Nachgeschaltete Filtrationstechnologie |
|-------------------------|------|------------------|--|--|
| Berlin (Münchehofe) | GK 5 | 350.000 | 30./31.10.2019 01./04.11.2019 04./05.11.2019 | Versuchsbetrieb Polstofffilter (Mikrofaser PES-14, Mecana) |
| Lübeck (Zentralkläwerk) | GK 5 | 428.000 | 06./07.08.2019 08./09.06.2021 09./10.06.2021 | 2-stufige Filtration (1. Festbettreaktor mit Methanol-Dosierung, 2. Feinfiltration mit FeClSO ₄ -Dosierung) |
| Rostock (Bramow) | GK 5 | 400.000 | 23./24.07.2019 01./02.06.2021 02./03.06.2021 | BIOFOR (Nitrifikation/Denitrifikation) |
| Braunschweig (Steinhof) | GK 5 | 275.000 | 16./17.06.2020 18./19.06.2020 27./28.10.2020 28./29.10.2020 | - |
| Hamm (Mattenbecke) | GK 4 | 70.000 | 18./19.05.2021 19./20.05.2021 20./21.05.2021 | - |
| Waren (Müritz) | GK 4 | 93.000 | 30./31.07.2019 14./15.06.2021 16./17.06.2021 | Kontinuierlicher Sandfilter (DynaSand, 1-2 mm, Nordic Water) |
| Malchow | GK 4 | 20.000 | 13./14.08.2019 21./22.06.2021 22./23.06.2021 | Kontinuierlicher Sandfilter (DynaSand, 1-2 mm Nordic Water) |
| Neustrelitz | GK 4 | 100.000 | 15./16.08.2019 | Flockungsfiltration mit Raumschichtfilter (0,7-8 mm) |

In Abbildung 4-2 sind die an der TUB ermittelten MP-Messergebnisse logarithmisch als Balken-Diagramm aufgetragen. Die Balken sind farblich nach den Anteilen der jeweiligen Kunststoffarten (PE, PS, PP) untergliedert. Farblich-transparent hinterlegt ist der MP-Mittelwert je Behandlungsstufe, der sich gewichtet nach dem Probenahmevolumen der Messungen (i. d. R. drei je Anlage) ergibt.

Die MP-Konzentration nimmt in den Kläranlagen mit dem Verlauf der Abwasserbehandlung schrittweise ab. Die gemessenen Zulaufkonzentrationen liegen bei 2,5 – 13,6 mg/l, im Mittel bei 9,3 mg/l (n = 4), bzw. bei 0,5 – 11,0 mg/l, gemittelt bei 3,1 mg/l, im Ablauf des Sandfangs (n = 22). Im Ablauf der konventionellen Abwasserbehandlung werden Werte von 0,001 – 0,034 mg/l mit einem Mittelwert von 0,008 mg/l = 8 µg/l (n = 24) erreicht. Im Ablauf der weitergehenden Abwasserbehandlung mittels Filtration werden Konzentrationen von <0,0001 (Bestimmungsgrenze) – 0,005 mg/l, im Mittel von 0,001 mg/l = 1 µg/l erzielt.

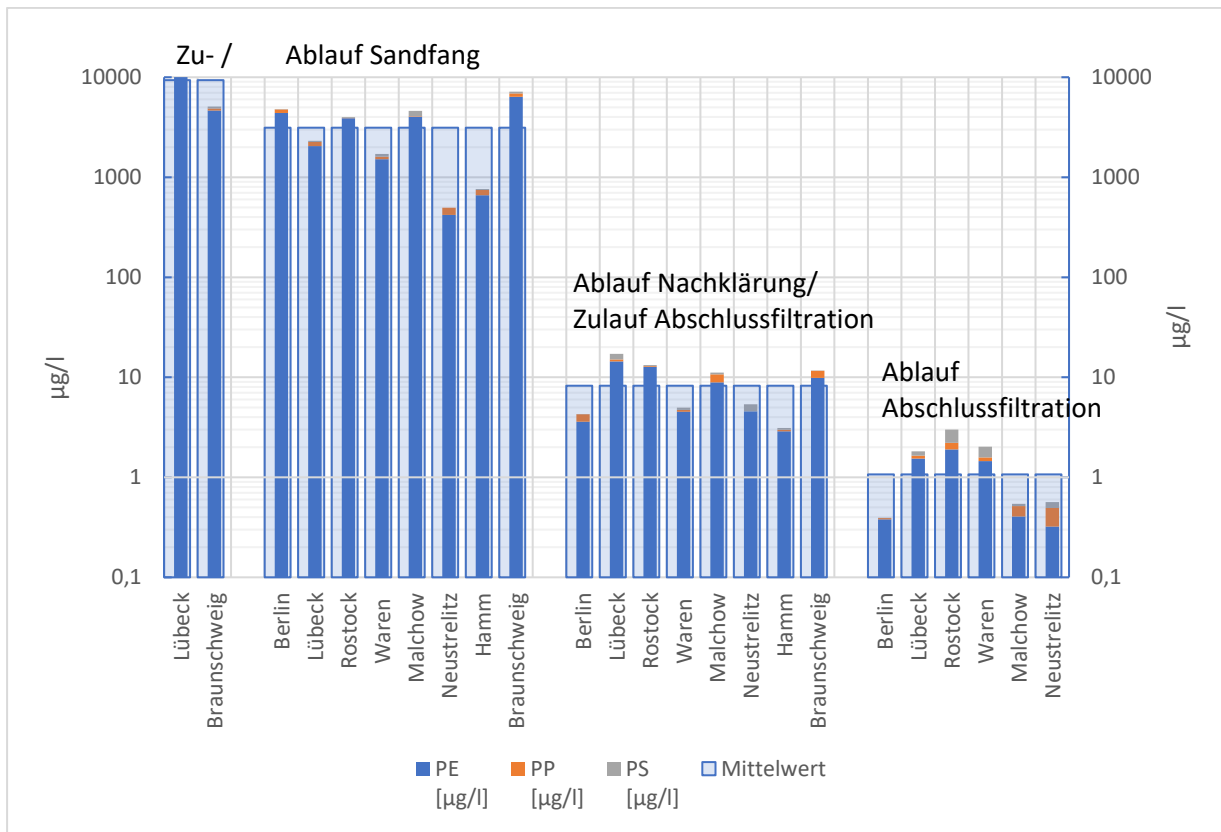


Abbildung 4-2: Logarithmische Darstellung der MP-Messwerte im Zu-/Ablauf Sandfang, Ablauf Nachklärung und im Ablauf weitergehender Abwasserreinigung

PE macht den Großteil der gemessenen Kunststoffe aus (weit über 90 %). Die überproportionalen PE-Befunde könnten auf eine systematische Überbestimmung der PE-Fraktion hindeuten, jedoch ließ sich diese anhand der Untersuchungen nicht erhärten. Wie in Abbildung 4-3 zu den einzelnen Reinigungsstufen der Kläranlagen gut erkennbar, zeigen die Mikroplastikeliminationen auf den acht Anlagen unterschiedlicher Größenklassen jeweils die gleiche Größenordnung. Diese Werte werden durch Untersuchungen von anderen Forschungsvorhaben im BMBF-Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“ (bspw. Funck et al., 2020) sowie Literaturdaten (Spelthahn et al., 2019) überwiegend bestätigt, obwohl die Untersuchungen teilweise mit unterschiedlichen Verfahren durchgeführt wurden (bspw. MP-Detektion über Pyr-GC/MS). Dagegen weisen einzelne unveröffentlichte Daten aus Berlin große Unterschiede bis zum Faktor 10^3 auf. Solche Abweichungen sind auf unterschiedliche Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Detektionsmethoden zurückzuführen, bspw. bei der Reduzierung der in der Probenmatrix enthaltenen Organik über einen Fenton-Aufschluss. In der biologischen Reinigungsstufe lässt sich eine Aufkonzentrierung der MP-Partikel feststellen (siehe Abbildung 4-3). Die Ablauf-Werte der konventionellen Belebung verweisen auf die Inkorporation in die Biomasse und auf den Austrag des Mikroplastiks über den Schlammfad.

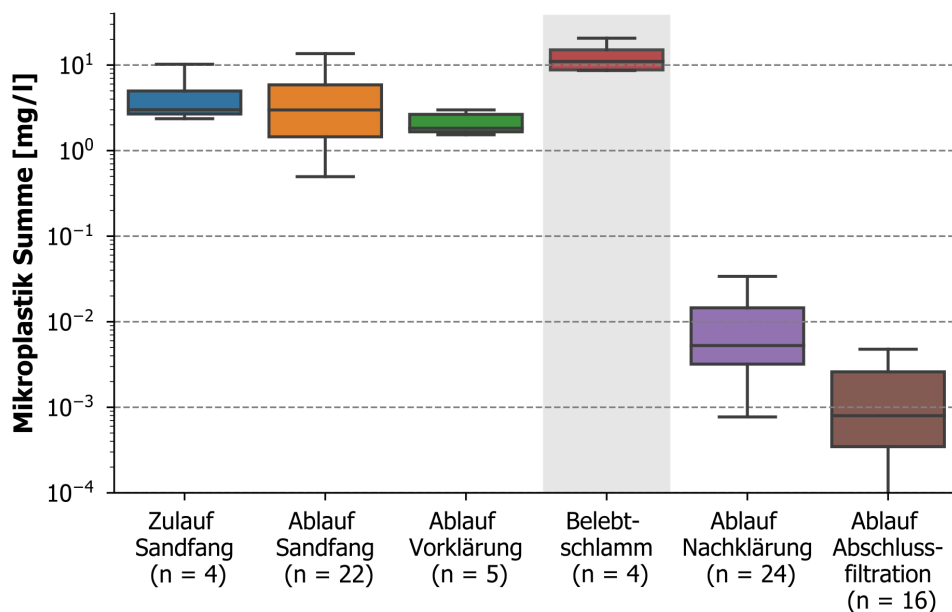


Abbildung 4-3: MP-Massenkonzentrationen (PE, PP, PS, PMMA, PET; 10 – 1.000 µm) in den einzelnen Reinigungsstufen der acht untersuchten Kläranlagen

4.1.4 Quantifizierung des Mikroplastikrückhalts in Kläranlagen

Wie bereits ausgeführt, sind publizierte Messergebnisse von Mikroplastikkonzentrationen wegen fehlender Standards bei der Mikroplastikbestimmung und fehlender Detailangaben zu den Analyseverfahren meist nicht direkt vergleichbar. Obwohl es bei den Absolutwerten zu großen Unterschieden kommt, liegen die relativen Eliminationsraten für die gesamte Kläranlage oder einzelne Behandlungsstufen allerdings oftmals in vergleichbaren Größenordnungen. So deuten frühere Untersuchungen, fast ausschließlich auf Basis von Partikelzahlen, in die Richtung, dass Mikroplastikpartikel im konventionellen Klärprozess (Rechen, Sandfang, ggf. Vorklärung, Belebungsverfahren) in Größenordnungen von mindestens 90 – 96 % zurückgehalten werden (z. B. Mintenig et al., 2014; Talvitie und Heinonen, 2014; Klasmeier und Wissing, 2017; Frehland et al., 2018; Siegel und Thyen 2020).

Neuere massenbezogene Messwerte aus dem REPLAWA-Vorhaben oder auch von Spelthahn et al. (2019) zeigen jedoch höhere Eliminationsraten in einer Größenordnung von über 99 % (entspricht Reduzierung um ca. 2 – 3 Log-Stufen) bei konventioneller mechanisch-biologischer Abwasserreinigung sowie Größenordnungen um 99,9 – 99,99 % (ca. 3 – 4 Log-Stufen) bei nachgeschalteten Filtrationsverfahren wie Sandfiltern, Mikrosieben und Polstofffiltern. Diese Elimination auch durch die Untersuchungsergebnisse der Versuchsanlage der TU BS bestätigt, die in Abschnitt 4.2.2 beschrieben werden.

Abbildung 4-4 zeigt eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse des REPLAWA-Vorhabens im Abgleich mit weiteren Angaben aus BMBF-Forschungsschwerpunkt und Literaturdaten. Die MP-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf (wobei hierunter teilweise auch Werte nach dem Rechen bzw. Sandfang subsummiert wurden)

liegen zusammenfassend in einer Größenordnung von $10^0 - 10^1$ mg/l. Im Ablauf konventioneller Klärprozesse werden Größenordnungen von $10^{-3} - 10^{-1}$ mg/l erreicht. Bei nachgeschalteten Filtrationsverfahren ergeben sich Größenordnungen von $10^{-4} - 10^{-3}$ mg/l, als Faustwert könnte man hier eine Größenordnung um 1 µg/l annehmen.

PE und PP bilden den größten Anteil unter den untersuchten Kunststoffen, zusammen meist deutlich über 90 %.

Der massenbezogene Anteil der MP-Partikel am gesamten Feststoff ergibt sich bei einer überschlägigen Kalkulation mit den üblichen 5 – 6 mg/l AFS im Kläranlagenablauf und einer mittleren MP-Ablaufkonzentration gemäß Abbildung 4-4 in einer Größenordnung von im Mittel unter 1 %. Tatsächliche Werte aus den REPLAWA-Messungen liegen im Bereich von 0,2 – 6,3 %.

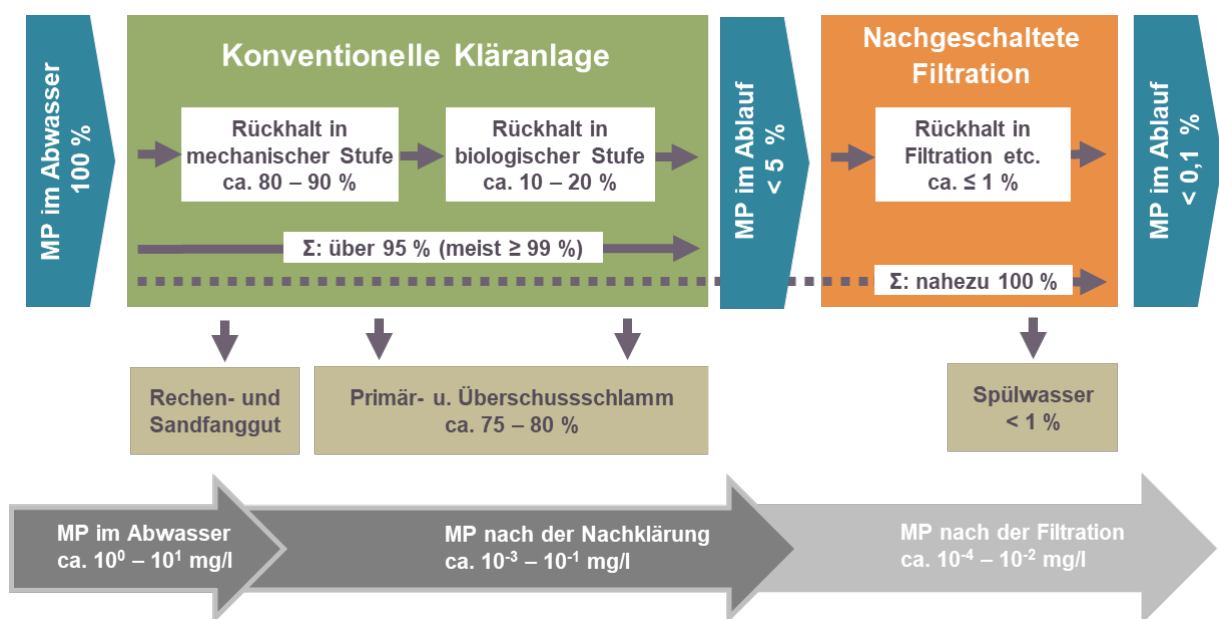


Abbildung 4-4: Größenordnungen von Eliminationsraten und Massenkonzentrationen für Mikroplastik in kommunalen Kläranlagen

Auch wenn weitere Validierungen und Verdichtungen von Messwerten noch nötig sind, zeigen die bisherigen Untersuchungen bereits deutlich, dass Kläranlagenabläufe als Eintragspfad für Mikroplastik in die aquatische Umwelt nur eine untergeordnete Rolle spielen.

4.2 Ergebnisse des Versuchskläranlagenbetriebs

4.2.1 Ergebnisse und Einordnung der Leistungsfähigkeit der biologischen Abwasserreinigung

Die in Abschnitt 2.6.1 beschriebene Versuchskläranlage in Braunschweig, die für die Dotierungsversuche mit PE-Partikeln betrieben wurde, sollte die Reinigungsziele einer vergleichbaren Großkläranlage der GK 5 abbilden, allerdings ohne Phosphorelimination. Über den gesamten Untersuchungszeitraum von November 2018 bis Juni 2020

wurde die konventionelle Belebung mit 7,5 bis 10 m³/h vorgeklärtem Abwasser beschickt. Für die parallel betriebene Membranbiologie (MBR) wurde ein Teilstrom von 0,5 m³/h genutzt. Trotz baulicher Optimierungen während des Betriebs konnte an der halbertechnischen MBR-Versuchsanlage keine Steigerung bzw. deutliche Variation des Zulaufvolumens realisiert werden, da der Transmembrandruck sehr sensibel mit sofortigem Anstieg schon auf geringfügige Erhöhungen des Zulaufstroms reagierte.

Die Qualität des Ablaufs der großtechnischen Vorklärung im Zulauf zu den beiden biologischen Reinigungsstufen unterlag deutlichen saisonalen Schwankungen, auf die mit angepasster Betriebsführung entsprechend reagiert werden musste. Tabelle 4-2 zeigt die saisonalen Schwankungen für die Nährstoffkonzentrationen aber auch die Feststoffbelastung auf.

Wie zu erkennen ist, wurde die Mikroplastikdotierung (Auswertung siehe unten in Abschnitt 4.2.2) im Frühjahr 2020 in der letzten Betriebsphase der Versuchskläranlage deutlich erhöht.

Tabelle 4-2: Saisonale Mittelwerte der Abwasserbelastung im Zulauf der biologischen Reinigungsstufen

| Parameter | Einheit | Winter 2018/2019 | Sommer 2019 | Winter 2019/2020 | Frühjahr 2020 |
|--------------------|---------|-----------------------|--------------------------|---------------------------------|--------------------------|
| | | Q=8 m ³ /h | Q=10 m ³ /h | Q=7,5 m ³ /h | Q=8 m ³ /h |
| | | | PE-Dosierung Biologie | PE-Dosierung Biologie+Filter | PE-Dosierung Biologie |
| CSB | [mg/l] | 858 | 594 | 661 | 685 |
| CSB _f | [mg/l] | 448 | 288 | 350 | 364 |
| N _{ges} | [mg/l] | 85,3 | 62 | 80 | 74 |
| NH ₄ -N | [mg/l] | 63,7 | 40,5 | 68,4 | 43 |
| P _{ges} | [mg/l] | 10,4 | 7,3 | 10,7 | 9,2 |
| CSB: N: P | | 83 : 8,2: 1 | 81 : 8,5 : 1 | 57 : 7,5 :1 | 74: 8 : 1 |
| AFS | [mg/l] | 224 | 99,6 | 67 | 115 |
| PE-Partikel | [MPP/l] | - | 3,5 | 3,5 | 55 |

Trotz der schwankenden Zulaufbedingungen erfolgte die Nährstoffelimination in der konventionellen biologischen Stufe über den gesamten Betriebszeitraum – mit wenigen Ausnahmen bei Tageswerten – im Mittel sehr zuverlässig. Die Mittelwerte relevanter Parameter im Zu- und Ablauf über den gesamten Untersuchungszeitraum sind in Tabelle 4-3 vergleichend zum MBR zusammengefasst.

Es wird deutlich, dass beide biologischen Verfahren im Mittel den angestrebten CSB-Einleitergrenzwert für Kläranlagen der GK 5 mit 75 mg/l weit unterschreiten. Die konventionelle Belebungsanlage hält zudem im Mittel den Einleitergrenzwert für N_{ges} von 13 mg/l zuverlässig ein, wohingegen die NO₃-N-Ablaufwerte der Membranbiologie im Mittel mit 17 mg/l bereits über dem N_{ges}-Grenzwert liegen. Trotz vorgenommener baulicher Veränderungen (Umfahrung des Grobstofftanks) in Abstimmung mit dem Hersteller ließ sich die Denitrifikationsleistung der Membranbiologie nicht steigern.

Demzufolge war ein Stickstoffabbau durch die Membranbiologie-Anlage nur bedingt möglich. Anders als geplant und ausgelegt fand in beiden biologischen Reinigungsstufen eine erhebliche biologische Phosphorelimination statt.

Tabelle 4-3: Mittlere Abwasserqualität und Reinigungsleistung des konventionellen Belebtschlammssystems und des MBR für den Zeitraum 11/2018 bis 06/2020

| Parameter | Einheit | Zulauf | Ablauf MBR | Abscheidegrad MBR [%] | Ablauf kovent. Belebung | Abscheidegrad Belebung [%] |
|-------------------------|---------|--------|------------|-----------------------|-------------------------|----------------------------|
| CSB | [mg/l] | 697 | 28 | 96 | 48 | 93 |
| CSB_f | [mg/l] | 364 | 26 | | 33 | |
| N_{ges} | [mg/l] | 79 | 19 | 75 | 11 | 86 |
| NH₄-N | [mg/l] | 60 | 0,2 | | 0,6 | |
| NO₃-N | [mg/l] | | 17 | | 6,4 | |
| P_{ges} | [mg/l] | 10 | 2,2 | 77 | 4,6 | 63 |
| AFS | [mg/l] | 120 | 0,4 | 99 | 14 | 82 |
| PE-Partikel | [MPP/l] | 41 | 0 | 100 | 1,8 | 94 |

Bezüglich der Nährstoffelimination konnten somit zusammenfassend über den Untersuchungszeitraum die Reinigungsziele für die Versuchskläranlage erreicht und ein repräsentativer und mit wenigen Ausnahmen stabiler Betrieb als Voraussetzung für die Übertragbarkeit der Dotierungsergebnisse gewährleistet werden.

In Bezug auf die Feststoffabscheidung und die PE-Elimination haben die Untersuchungen gezeigt, dass die Membranbiologie zuverlässig alle Plastikpartikel (erfasst wurden über die RoSi-Aufkonzentrierung Partikel >10 µm) und nahezu alle Feststoffe entfernt. Die konventionelle Belebung scheidet im Mittel 94 % der dotierten Mikroplastikpartikel ab, obwohl die Feststoffreduktion im Allgemeinen mit im Mittel 82 % Abscheidegrad etwas geringer ausfiel. Eine veränderte Betriebsführung für die konventionellen Biologie (Erhöhung des Zulaufvolumenstroms, Veränderung der Steuerung im Belebungsbecken von Grenzwert auf Zeitsteuerung u. ä.) führte zu keinem signifikanten Einfluss auf die PE-Elimination.

4.2.2 Ergebnisse und Einordnung der Leistungsfähigkeit der Nachfiltrationen zur Feststoff- und PE-Reduktion

Ergebnisse der Dotierungsversuche auf der Versuchskläranlage

Auf der Versuchskläranlage wurden verschiedene Szenarien zur PE-Dotierung umgesetzt, um den Verbleib der PE-Partikel bei der biologischen Abwasserreinigung und der nachgeschalteten Filtration zu ermitteln. Dabei konnten in den einzelnen Messkampagnen die Filtertechnologien jeweils in Intensivmessphasen (siehe Tabelle 2-11 und Tabelle 2-12) parallel betrieben werden.

Insgesamt lieferten alle drei Filtertechnologien unter den gegebenen Untersuchungsbedingungen hohe Abscheideraten für Feststoffe (bis zu 88,43 %, ermittelt als AFS > 0,7 µm) und sehr hohe Reduktionsraten für Mikroplastikpartikel >10 µm (bis zu 99,9 %).

Tabelle 4-4 fasst die Ergebnisse der Messkampagne des parallelen Betriebs von Polstoff- und kontinuierlichem Sandfilter zusammen. Dabei wird deutlich, dass die Feststoffretention für beide Technologien mit sehr niedrigen verbleibenden Konzentrationen im Ablauf der Filter vergleichbar hoch ist und somit beide Filter deutlich zu einer Reduzierung der Feststofffracht im Kläranlagenablauf beitragen können. Bei der Mikroplastikbestimmung in den über die RoSi aufkonzentrierten Proben zeigt sich, dass die Ablaufwerte des Sandfilters im Vergleich höher liegen und mit hoher Varianz behaftet sind. Insgesamt liegen für den Sandfilter weniger Daten zur Mikroplastikretention vor, da Auszählungen von Probenahmetagen mit betrieblichen Problemen und/oder Schwierigkeiten bei der Probenaufkonzentration mittels RoSi nicht in die vergleichende Auswertung einfließen konnten und aufwändige Optimierungs- und Wartungsarbeiten (u. a. Abdeckung des Filterkopfs gegen Biofilmbildung und Verwehungen, Reinigungsarbeiten, Optimierung der RoSi) während der Untersuchungsphasen nicht vollumfänglich die erwünschten Verbesserungen brachten. Eine endgültige Einordnung der Ergebnisse der PE-Retention des Sandfilters erfordert daher unbedingt weitergehende Untersuchungen unter optimierten Randbedingungen.

Tabelle 4-4: Ergebnisse der Feststoff-Beprobungen und der auswertbaren PE-Beprobungen in nachgeschalteten Filtrationseinheiten bei Dotierung von fluoreszierenden PE-Partikeln direkt vor die Filter (Spannweiten und Mittelwerte)

| | Zulauf Filter | Polstofffilter (PES-14) | Kont. Sandfilter (1-2 mm) |
|----------------------------|----------------------------|--|--|
| AFS [mg/l] | 3,46 – 7,79 5,74 ± 1,44 | 0,77 – 6,50 2,61 ± 1,61 | 0,84 – 4,54 2,76 ± 1,22 |
| ηAFS [%] | | 33,82 – 83,00 65,03 ± 15,11 | 36,86 – 75,72 54,21 ± 13,53 |
| PE [MPP/l] | 126,0 ± 107,4 | 2,3 ± 2,5 | 56,8 ± 44,3* |
| ηPE [%] | | 93,9 – 99,9 | 65,9 – 99,1* |
| Anzahl der PE-Bestimmungen | 12 | 9 | 4 |

* von 12 Messungen sind 4 verwertbar (Erläuterungen siehe Text)

Die Erklärungsansätze für die ermittelten variierenden Mikroplastik-Abscheideleistungen des kontinuierlichen Sandfilters sind vielfältig und können auf das technische Design, den Anlagenbetrieb und/oder auf die Untersuchungsbedingungen zurückzuführen sein:

- Das technische Set-up des verwendeten Filters (v. a. des Labyrinths) könnte die Bildung von Biofilmen auf PE-Partikeln im Filterkopf begünstigt haben, so dass beim Aufspülen des Filterbettes in den periodischen Rückspülzyklen ein erhöhter Abtrieb der Partikel ermöglicht war.

- Mit der Verwendung von PE-Partikeln für die Dotierung und damit einer Kunststofffraktion geringer Dichte, ist vorstellbar, dass die Partikel durch seitlichen Auftrieb im Filterkopf vermehrt mit dem Filterablauf ausgetragen wurden.
- Limitiert durch den Zulaufvolumenstrom aus der Belebung wurde der Sandfilter bei Filtergeschwindigkeiten von 3,7 – 4,4 m/h und damit im unteren/mittleren Belastungsbereich betrieben. Wie sich die Abscheideleistungen für PE-Partikel bei höheren Filtergeschwindigkeiten mit bis zu 10 m/h darstellen, konnte nicht untersucht werden. Weitergehende Untersuchungen sollten zudem auch feinere Sandkörnungen (0,7 – 1,2 mm) berücksichtigen.

In Tabelle 4-5 sind die Ergebnisse der Messkampagne zum parallelen Betrieb von Polstoff- und Mikrosieb aufgezeigt. Die Untersuchungsergebnisse zeigen für beide Technologien sowohl für die Feststoffe insgesamt als auch die PE-Partikel sehr hohe Retentionsraten. Die Ergebnisse der dargestellten Messkampagne bestätigen für den Polstofffilter zudem die Feststoff- und Mikroplastikretention aus der der Untersuchungsphase mit direkter Mikroplastikdotierung vor den Filtern (vgl. Tabelle 4-4).

Tabelle 4-5: Ergebnisse der Feststoff-Beprobungen und der auswertbaren PE-Beprobungen in nachgeschalteten Filtrationseinheiten bei Dotierung von fluoreszierenden PE-Partikeln in das Belebungsbecken und vor die Filter (Spannweiten und Mittelwerte)

| | Zulauf Filter | Polstofffilter (PES-14) | Mikrosieb (PES 10 µm) |
|----------------------------|------------------------------|--|--|
| AFS [mg/l] | 5,68 – 18,60 12,38 ± 6,68 | 2,43 – 6,86 3,92 ± 1,75 | 3,15 – 7,60 4,73 ± 1,64 |
| ηAFS [%] | | 55,25 – 77,89 66,94 ± 10,17 | 41,38 – 88,43 64,12 ± 16,56 |
| PE [MPP/l] | 53,3 ± 39,5 | 0,9 ± 2,0 | 5,3 ± 6,2 |
| ηPE [%] | | 99,1 ± 1,7 | 92,3 ± 3,7 |
| Anzahl der PE-Bestimmungen | 5 | 5 | 5 |

Ergebnisse thermogravimetrischer Referenzmessungen

Für die Einordnung der PE-Rückhaltung insbesondere des Polstoff- und des kontinuierlichen Sandfilters aus dem Versuchskläranlagenbetrieb wurden zusätzlich zur optischen Detektion der dotierten fluoreszierenden PE-Partikel über die Fluoreszenzmikroskopie an der TU BS für ausgewählte Probenahmetage auch thermogravimetrische Referenzmessungen an der TUB durchgeführt. Die Referenzmessungen hatten zum Ziel, die Ergebnisse der Partikelzählungen durch thermogravimetrische Ermittlung von Massekonzentrationen zu validieren und einordnen zu können. Die Ergebnisse der TED-GC/MS Analytik sind in Tabelle 4-6 dargestellt.

Tabelle 4-6: Ergebnisse der thermogravimetrischen Referenzmessungen für den Polstoff- und den kontinuierlichen Sandfilter (n.d. = nicht detektierbar)

| | | | PE | PP | PS |
|------------|-----------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| 27.07.2020 | Zulauf Filtration | [µg/l] | 54,0 | 0,8 | 0,5 |
| | Ablauf Sandfilter | [µg/l] | 15,9 | 0,2 | 0,4 |
| | Elimination | [%] | 70,7 | 75,7 | 33,6 |
| | Ablauf Polstofffilter | [µg/l] | 0,4 | n.d. | n.d. |
| | Elimination | [%] | 99,2 | | |
| 27.08.2020 | Zulauf Filtration | [µg/l] | 21,7 | 0,6 | 0,3 |
| | Ablauf Sandfilter | [µg/l] | 2,7 | n.d. | 0,3 |
| | Elimination | [%] | 87,5 | | 0,0 |
| | Ablauf Polstofffilter | [µg/l] | 0,1 | n.d. | 0,01 |
| | Elimination | [%] | 99,4 | | 98,1 |
| 02.09.2020 | Zulauf Filtration | [µg/l] | 28,5 | 0,4 | 0,2 |
| | Ablauf Sandfilter | [µg/l] | 5,8 | n.d. | 0,1 |
| | Elimination | [%] | 79,5 | | 71,6 |
| | Ablauf Polstofffilter | [µg/l] | 0,3 | n.d. | 0,03 |
| | Elimination | [%] | 99,1 | | 88,2 |

Im Zu- und Ablauf der Filtrationseinheiten konnten mit der TED-GC/MS-Analytik die Kunststoffarten PE, PP und PS mit Dominanz des PE's detektiert werden, dessen Konzentration sich aus den dotierten Partikeln zuzüglich der Hintergrundbelastung der Kläranlage summiert. Die Massenkonzentrationen im Zulauf zu den Filtern lagen für die Kunststoffarten PP und PS bereits <1 µg/l und ließen sich durch die Retention in beiden Filteraggregaten weiter senken. Für PE zeigte sich ebenfalls eine deutliche Reduktion der Ablaufkonzentrationen. Hierbei bestätigt sich im direkten Vergleich der Daten aus der Partikelanzahl mit der Ermittlung der Massenkonzentration die bereits im vorherigen Abschnitt beschriebenen Auffälligkeiten im Vergleich der Filtertechnologien.

Tabelle 4-7: Zusammenfassender Vergleich der PE-Detektionsergebnisse für Sand- und Polstofffilter (Probenahmetage 27.07., 27.08. und 02.09.2020)

| | PE-Partikelanzahl [MPP/l] | PE-Massekonzentration [µg/l] |
|------------------------|------------------------------|---------------------------------|
| Zulauf Filtration | 62,6 – 206,9 | 21,7 – 54,0 |
| Ablauf Sandfilter | 0,5 – 58,9 | 2,7 – 15,9 |
| Elimination [%] | 65,9 – 99,1 | 70,7 – 87,5 |
| Ablauf Polstofffilter | 0,8 – 5,0 | 0,1 – 0,4 |
| Elimination [%] | 97,1 – 98,8 | 99,1 – 99,4 |

Tabelle 4-7 stellt die Ergebnisse beider Detektionsmethoden für PE gegenüber und zeigt gleichermaßen die Schwankungsbreite der Messergebnisse auf. Es zeigen sich

sowohl bei der Partikelzählung als auch bei der Bestimmung der Massenkonzentrationen höhere Varianzen bei der Ermittlung der Ablaufqualität des Sandfilters.

Untersuchung der Korrelation zwischen Partikelanzahl und thermogravimetrischer Detektion

Trotz vergleichbarer Leistungseinschätzung des Sand- und Polstofffilters entsprechend der Partikelanzahl und der thermogravimetrischen Detektion lässt sich keine eindeutige Korrelation zwischen der PE-Partikelanzahl und der PE-Massekonzentration ableiten (vgl. Abbildung 4-5). Eine Korrelation ist auch bei Clusterbildung der Messdaten im niedrigen Konzentrationsbereich ($< 1 \mu\text{g/l}$) und höheren Konzentrationsbereich ($> 1 \mu\text{g/l}$) nicht darstellbar (ohne Abbildung). Damit deuten die Ergebnisse darauf hin, dass selbst Dotierungsversuche mit einer Polymerart definierter Eigenschaften keine einfache „Umrechnung“ von Partikelanzahlen in Massekonzentrationen erlauben. Auch ein Zusammenhang zur Feststoffkonzentration (AFS $> 0,7 \mu\text{m}$) ist weder für die Partikelanzahlen noch die Massekonzentrationen aufzeigbar (ohne Abbildung).

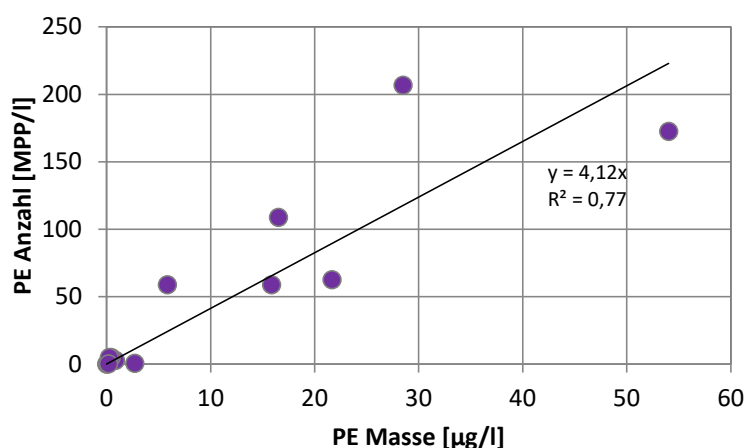


Abbildung 4-5: Zusammenhang zwischen Massekonzentration und Partikelanzahl für PE im Zu- und Ablauf der Filtertechnologien

4.3 Synergieeffekte mit der weitergehenden Abwasserreinigung

Bei der technischen und wirtschaftlichen Betrachtung des Einsatzes von Filtrationsverfahren zur Rückhaltung von Mikroplastikpartikeln sind Synergien mit anderen Ansätzen der weitergehenden Abwasserbehandlung in Betracht zu ziehen (für die in den kommenden Jahren eine zunehmende Relevanz erwartet wird). Dies gilt zumindest bei Verfahren zur Verringerung der Emissionen von Spurenstoffen, pathogenen Bakterien, antibiotikaresistenten Organismen und Phosphorverbindungen, mit denen ein Rückhalt partikulärer Abwasserinhaltsstoffe erzielt wird.

Bei Kläranlagen mit einer weitergehenden Abwasserreinigung zur Elimination von Mikroschadstoffen (auch als „4. Reinigungsstufe“ bezeichnet) und bei Anlagen zur Erzielung einer weitestgehenden Phosphorelimination, die in einigen Regionen Deutschlands zunehmend umgesetzt werden, kommen nachgeschaltete Filtrationsstufen zur Anwendung, wie sie auch im Rahmen des REPLAWA-Vorhabens untersucht wurden (siehe vorstehenden Abschnitt 4.2). Sowohl bei der Elimination von Mikroschadstoffen als auch bei der weitestgehenden Phosphorelimination ist eine möglichst effiziente Rückhaltung von partikulären Bestandteilen im Kläranlagenablauf sicher zu stellen (vgl. bspw. Fundneider et al., 2020). Damit wird auch die in Abschnitt 4.1 beschriebene zusätzliche Reduzierung der Mikroplastikemissionen durch nachgeschaltete Filtrationstechnologien erreicht. Aufgrund dieser direkten Synergieeffekte zwischen den Anwendungen führt hätte eine Zunahme von Anlagen zur Elimination von Mikroschadstoffen auch einen positiven Effekt auf die Reduzierung von Mikroplastikemissionen in Gewässer.

Eine eigenständige Regulierung von Mikroplastikemissionen aus Kläranlagen in Form von Grenzwerten für die Mikroplastik-Konzentration im Kläranlagenablauf ist derzeit nicht absehbar. Jedoch kann die synergetische Reduzierung von Mikroplastikemissionen als Argument in die politisch und fachlich diskutierten Fragestellungen zur Elimination von Mikroschadstoffen und zu erhöhten Anforderungen an die Phosphorelimination einfließen. Betreiber von Abwasseranlagen können solche Aspekte zumindest in Einzelfällen proaktiv bei der technischen Umsetzung von Filtrationsstufen berücksichtigen, bspw. bei erhöhten Mikroplastikkonzentrationen im Zulauf von Abwasseranlagen aufgrund von industriellen oder verkehrlichen Quellen.

5 Mikroplastik im Klärschlamm

5.1 Klärschlamm als Mikroplastik-Senke

Bilanziert man den Verbleib der Mikroplastikpartikel im Zulauf der Kläranlage über den Gesamtprozess der Abwasserbehandlung (Abbildung 4-4), so lässt sich die in der mechanischen Reinigungsstufe inkl. Rechen und Sand-/Fettfang entfernte Mikroplastikfracht nach Spelthahn et al. (2019) und Talvitie und Heinonen (2014) grob auf 80 – 90 % des Zulaufs beziffern. Für die biologische Stufe werden 10 % (Talvitie und Heinonen, 2014) bis 20 % (Meyer und Bauerfeld, 2020) angegeben. Insgesamt werden rund 75 – 80 % der Zulauffracht im Rohschlamm inkorporiert (vgl. Fuhrmann et al., 2021). Zu beachten ist, dass diese Werte auf unterschiedlichen Analysemethoden beruhen, sodass die absoluten Messwerte teilweise nicht vergleichbar sind. Die relativen Größenordnungen korrelieren jedoch zueinander.

Für Rohschlämme sind nur sehr vereinzelt Mikroplastikbelastungen veröffentlicht worden, da vor allem die Analyse im heterogenen Primärschlamm sehr herausfordernd ist. In der Regel wird ein Schwerpunkt daher auf die Erfassung im (homogeneren)

stabilisierten Klärschlamm gesetzt, sodass sich dadurch die Qualität des Klärschlammes in Bezug auf einen Entsorgungsweg (stoffliche Verwertung vs. thermische Verwertung) einordnen lässt.

Die verfügbaren Daten zur Klärschlammbelastung beziehen sich aktuell in (inter-)nationalen Studien nahezu ausschließlich auf **Partikelzählungen**. Eingehende Auswertungen konnten dabei keinen Zusammenhang zwischen den Randbedingungen bzw. der Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung sowie der Schlammbehandlung und der Mikroplastikbelastung aufzeigen (Bauerfeld, 2020a). Vielmehr zeigte sich auch hier, dass Messwerte zur Mikroplastikpartikelkonzentration nur orientierenden Charakter haben können, da sich sowohl die Analysemethoden als auch die betrachteten Partikelgrößen in den einzelnen Studien unterscheiden. Tabelle 5-1 fasst die in der Literatur verfügbaren Ergebnisse für anaerob stabilisierte Schlämme unter Berücksichtigung des Entwässerungsschrittes zusammen.

Tabelle 5-1: Zusammenfassung von Literaturdaten zur Mikroplastikpartikelbelastung (Anzahl) im Klärschlamm

| | Einheit | Spannbreite der Messwerte | Median | Mittelwert | Anzahl ausgewerteter Studien |
|--|----------|---------------------------|--------|------------|------------------------------|
| Faulschlamm (vor und nach Entwässerung) | MPP/g TM | 0 – 10.380 | 34 | 730,4 | 23 |
| Entwässerter Faulschlamm | MPP/g TM | 0 – 9.379 | 40,2 | 729,9 | 16 |
| Faulschlämme vor Entwässerung | MPP/g TM | 2,7 – 6,630 | 48,5 | 735 | 10 |
| Schlammwasser (Eindickung und Entwässerung) | MPP/l | 475 – 10.400 | 625 | 2551 | 4 |

In weiten Teilen kongruent ist in (inter-)nationalen Studien aber, welche Polymerarten im Klärschlamm vorrangig detektiert werden. So ermittelten Siegel und Thyen (2020) für eine norddeutsche Kläranlage, dass die primären Kunststoffarten im Rohschlamm PE und PP (insgesamt 67 % der Partikelanzahl, Partikelgröße 1 – 5 mm) gefolgt von PET (7 %) ausmachten. Auch Magni et al. (2019) ordneten 60 % (Partikelgröße 0,001 – 5 mm, Großkläranlage in Norditalien), Lusher et al. (2018) 78 % (Partikelgröße 0,05 – 5 mm, verschiedene Kläranlagen in Norwegen) der Partikelanzahlen den Polymeren PE, PP und PET aus der Ermittlung eines vergleichbar breiten Polymerpektrums zu. Die dominanten Polymerarten im Klärschlamm sind dabei den klassischen Verpackungsmaterialien zuzuordnen, die auch einen Großteil der Kunststoffproduktion und des Verbrauchs in Industrienationen ausmachen (vgl. Fuhrmann et al., 2021).

Tabelle 5-2: Ergebnisse der thermogravimetrischen Mikroplastikdetektion in den Stoffströmen der Schlammbehandlung für eine Kläranlage GK 5 (Probenahme-kampagnen 06/2020 und 10/2020; Analyse: Gefriertrocknung, Mahlen, TED-GC/MS; ohne Größenklasseneinschränkung)

| Schlammart | MP | Einheit | Bemerkung |
|-------------------------------------|-------|---------|----------------------------------|
| eingedickter Primärschlamm | 8,17 | mg/g TM | Mittelwert aus 3 Probenahmetagen |
| eingedickter ÜSS | 8,00 | mg/g TM | Mittelwert aus 3 Probenahmetagen |
| Faulschlamm | 9,63 | mg/g TM | Mittelwert aus 2 Probenahmetagen |
| entwässerter Faulschlamm | 10,71 | mg/g TM | Mittelwert aus 3 Probenahmetagen |
| Zentrat Überschussschlammeindickung | 4,85 | mg/g TM | Mittelwert aus 2 Probenahmetagen |
| Zentrat Überschussschlammeindickung | 7,79 | mg/l | Mittelwert aus 3 Probenahmetagen |
| Zentrat Faulschlammentwässerung | 5,10 | mg/g TM | Mittelwert aus 3 Probenahmetagen |
| Zentrat Faulschlammentwässerung | 28,77 | mg/l | Mittelwert aus 3 Probenahmetagen |

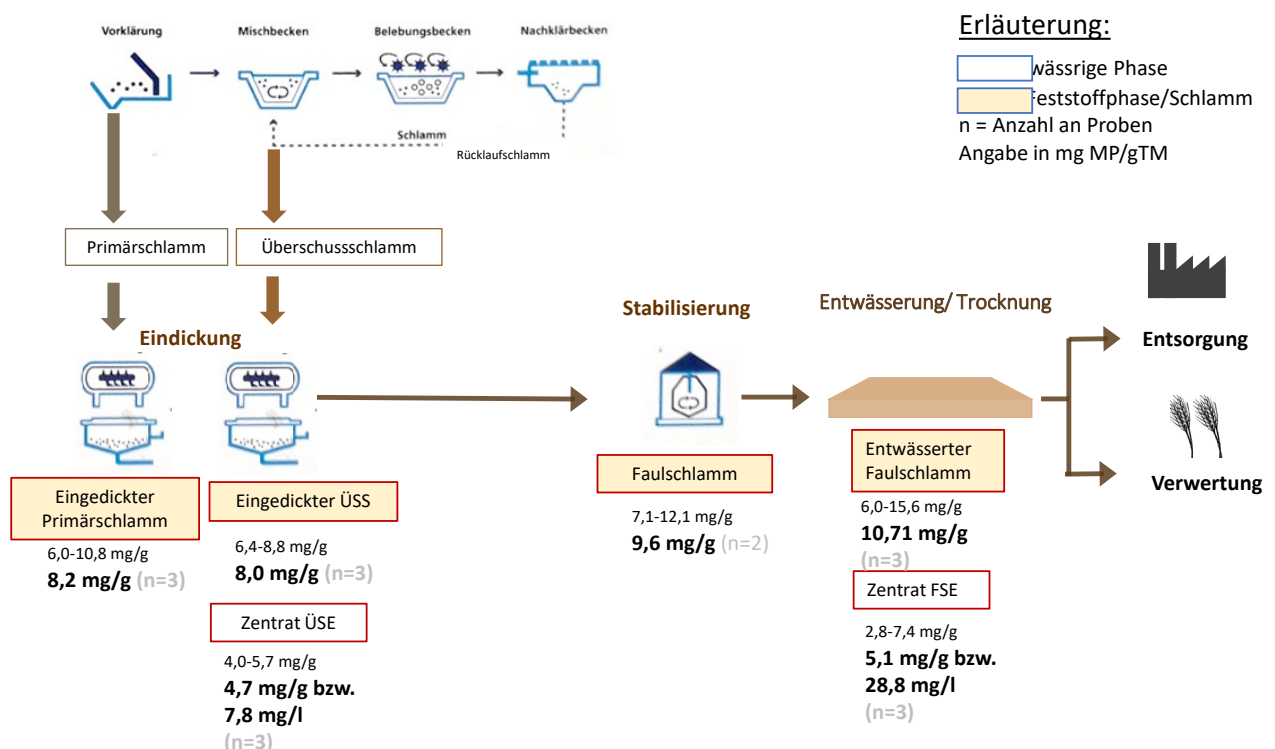


Abbildung 5-1: Ergebnisse der thermogravimetrischen Mikroplastikdetektion in den Stoffströmen der Schlammbehandlung für eine Kläranlage GK 5 (Probenahme-kampagnen 06/2020 und 10/2020; Analyse: Gefriertrocknung, Mahlen, TED-GC/MS - ohne Größenklasseneinschränkung)

Lediglich einige wenige Einzelmessungen zu **Massenkonzentrationen** lassen eine Einschätzung der Mikroplastikfracht im Faulschlamm zu und erlauben damit direkte Rückschlüsse auf eine potenzielle Befrachtung der aufnehmenden Umweltkompartimente. So beschreiben Dierkes et al. (2019) für die Polymere PE, PP und PS Konzentrationen im Klärschlamm von 3,7 – 3,9 mg MP/ g TM. Die Ergebnisse einer großtechnischer Beprobungskampagne auf einer kommunalen Kläranlage der GK 5 innerhalb des REPLAWA-Projektes liegen vergleichbar im ein- bis zweistelligen Promillebereich der Massenkonzentration und sind in Tabelle 5-2 zusammengefasst bzw. Abbildung 5-1 verdeutlicht (vgl. Fuhrmann et al., 2021).

5.2 Prozessschritte der Klärschlammbehandlung

5.2.1 Auswertung internationaler Studien

Eine zuverlässige Bilanzierung der Mikroplastikfrachten für einzelne Prozessschritte der Klärschlammbehandlung wird durch die Herausforderungen, die die komplexe Klärschlammmatrix an die Probenaufbereitung und Detektion von Mikroplastikpartikeln stellt, erschwert. Auch hier widerspricht die Heterogenität der Untersuchungsansätze und -ziele (inter-)nationaler Studien bisher klaren Aussagen zum Mikroplastikverbleib (Bauerfeld, 2020a).

Dennoch ist eine wichtige Fragestellung, inwiefern Mikroplastikpartikel die Schritte der Klärschlammbehandlungskette beeinflussen können. Dabei soll im Folgenden die anaerobe Klärschlammstabilisierung sowie die mechanische Entwässerung in den Fokus rücken. Nach DWA-Angaben werden rund 76 % des anfallenden Klärschlammes (bezogen auf die Einwohnerwerte) anaerob behandelt (DWA, 2003; aktuellere Daten nicht verfügbar), sodass Auswirkungen von Mikroplastikemissionen auf die Schlammfäulung hochgerechnet rund 1,6 Mio. Mg der jährlichen Klärschlamm-trockenmasse betreffen. Vor Abgabe an die stoffliche oder thermische Verwertung erfolgt i. d. R. zur Masse- und Volumenreduktion eine Entwässerung des Faulschlammes. Dabei werden bezogen auf die Behandlungskapazität bevorzugt Zentrifugen (47 %) und Kammerfilterpressen (32 %) genutzt (DWA-M 366, 2013). Aufgrund der Relevanz der anaeroben Stabilisierung und der mechanischen Entwässerung wurden am ISWW gezielte Recherchen und praktische Untersuchungen, aufbauend auf Grundkenntnissen und Hypothesen aus der Literatur zur Klärschlammfäulung und Entwässerung mit Zentrifugen und Kammerfilterpressen durchgeführt. Basis der praktischen Untersuchungen waren in einer Belebungsstufe angezüchtete, PE-dotierte Überschussschlämme und die Detektion des PE-Verbleibs bei den Verfahrensschritten durch Fluoreszenzmikroskopie (vgl. Abschnitt 2.6.2).

Die in der „frühen“ Literatur zum Einfluss der Klärschlammbehandlung auf den Mikroplastikverbleib wiederholt zitierte Vermutung, dass Mikroplastik bei anaeroben Abbauprozessen ebenfalls degradiert werden kann (Mahon et al, 2017), ließ sich durch nachfolgende Studien nicht belegen (vgl. u. a. Allassali et al., 2018; Chan et al., 2021). Eine Mineralisierung ist auch bei thermophilen Prozessen nach derzeitigem

Stand des Wissens unwahrscheinlich, vor allem im Hinblick auf die vergleichsweise kurzen Verweilzeiten von 10 - 30 d in der großtechnischen Faulung (Gómez und Michel, 2013; Gómez Barrantes, 2013). Anaerobe Prozesse können aber zu einer Alterung der Partikel und Veränderung von Partikelgröße und -oberfläche durch Einwirkung mechanischer Kräfte führen (Allassali et al., 2018). Dieser Zusammenhang ließ sich auch für die Bioabfallvergärung aufzeigen (Kranert, 2020).

In der Literatur werden vielfältige Interaktionsmechanismen zwischen Mikroplastikpartikeln und der Klärschlamm-Biomasse im Zusammenhang mit (anaeroben) Stabilisierungsprozessen dargestellt. Einen guten Überblick bieten Zhang und Chen (2020). Vordergründig werden ausgehend von in einer Biomassematrix mit aufkonzentrierten Mikroplastikpartikeln die Adsorption und Desorption gelöster organischer bzw. anorganischer (Spuren-)Stoffe und Additive beschrieben. Je nach Polymerart und -konzentration wurde die Wirkung auf die biologische Stabilisierung differenziert eingeschätzt. So soll PVC beispielsweise stimulierend auf die Löslichkeit, bei höheren Konzentrationen aber auch inhibierend auf die Hydrolyse und Versäuerung durch Freisetzung von BPA (Wei et al., 2019) wirken. Polyamiden hingegen wird eine verstärkende Wirkung von Enzymaktivitäten durch Freisetzung des Monomers Caprolactam zugeordnet (Chen et al., 2021). Im Allgemeinen wird von einer hemmenden oder toxischen Wirkung der Freisetzung von kunststoffbürtigen Spurenstoffen auf biologische Stabilisierungsprozesse bei Überschreiten kritischer Konzentrationen ausgegangen (Hatinoğlo und Sanin, 2021; He et al., 2021). Insbesondere PE (Wei et al., 2019a) werden deutliche negative Effekte auf die Faulgas- und Methanbildung bei der anaeroben Stabilisierung von Biomasse zugeschrieben.

Eine Einbindung von Kleinstpartikeln in die Klärschlamm-Matrix kann durch die Ausbildung von EPS (extrapolymere Substanzen) der Mikroorganismen begünstigt werden (Zhang und Chen, 2020). Damit gelangen die Partikel in ihre unmittelbare Nähe. Inwiefern sich durch diese Verteilungsphänomene Zusammenhänge zu den Schlammgemeinschaften ableiten lassen (z. B. das Entwässerungsverhalten) ist nicht bekannt. Es gibt allerdings Hinweise darauf, dass Mikroplastikpartikel die Bildung reaktiver Sauerstoffspezies katalysieren, unabhängig von den Milieubedingungen, die wiederum zellschädigend auf die Klärschlamm-Biozönose wirken können.

Abbildung 5-2 fasst die möglichen Interaktionsmechanismen zwischen Biomasse und Mikroplastikpartikeln schematisch zusammen.

Hervorzuheben ist, dass die hier zusammengefassten Interaktionsprozesse zwar mit hoher Detailtiefe, aber singulär und überwiegend nicht in komplexen Matrices wissenschaftlich beschrieben sind. Bis dato ließen sich die o. a. Erkenntnisse für die Schlammstabilisierung unter Praxisbedingungen nicht aufzeigen.

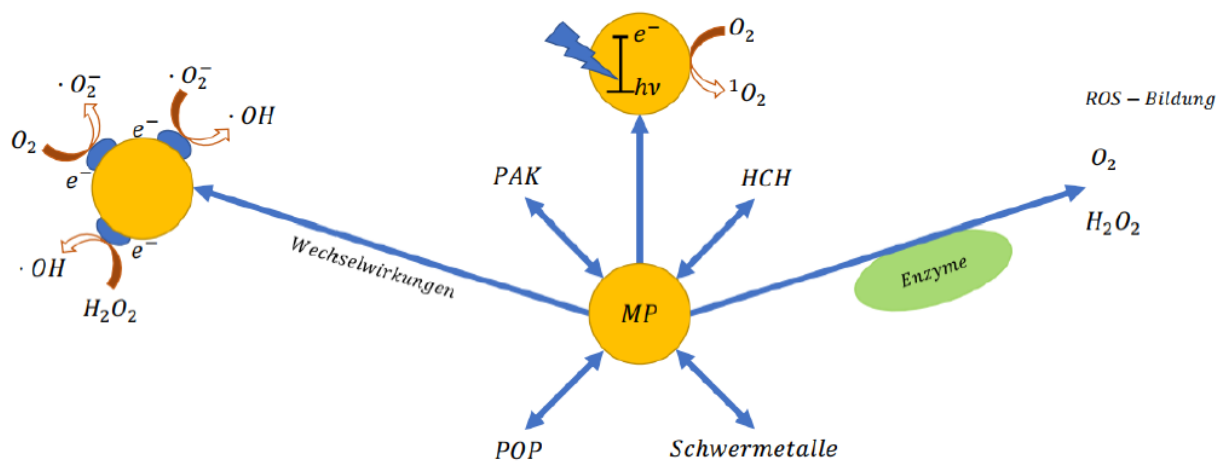


Abbildung 5-2: Vorstellbare Interaktionsmechanismen zwischen Mikroplastikpartikeln und Klärschlamm-Biomasse (nach Zhang und Chen, 2020, angepasst).

Für den Prozessschritt der Klärschlamm-Entwässerung werden ebenfalls in Abhängigkeit der Polymerart Beobachtungen in Bezug auf die Mikroplastikbelastung der nachgängig zu entsorgenden Klärschlamm-Biomasse beschrieben. Sie resultieren allerdings unmittelbar aus Ergebnissen von Entwässerungsversuchen auf Kläranlagen (vgl. Talvitie et al., 2017; Sun et al., 2019) und sind eher als Einzelergebnisse interpretierbar. Im Vordergrund ist hierbei der Transfer von Kunststoffpartikeln aus der Biomasse-Matrix in das Schlammwasser zu sehen. Dieser entsteht durch das Einwirken von Zentrifugalkräften bei der Entwässerung auf Zentrifugen und Dekantern, resultierend aus Dichteunterschieden, sowie durch das Anlegen von Anpressdrücken bei der Entwässerung mit Filterpressen. Bis zu einem Drittel der Kunststoffpartikel können demnach bei der mechanischen Entwässerung aus der Schlamm-Matrix in das Schlammwasser übergehen.

Da das Schlammwasser als Zentrat oder Filtrat i. d. R. in den Kläranlagen-Zulauf rückgeführt wird, sollte es somit bei einer Bilanzierung der Mikroplastikfrachten auf Kläranlagen als signifikanter Stoffstrom berücksichtigt werden.

Basierend auf den dargelegten Erkenntnissen aus internationalen Studien zum Themenkomplex der Klärschlamm-Behandlung ließen sich für die Untersuchungen der TU BS zum Mikroplastik-Einfluss zwei grundsätzliche Hypothesen für einen klassischen Schlamm-Behandlungspfad aus Faulung und Entwässerung ableiten:

1. Die Mikroplastikfracht im Klärschlamm wird bei der Faulung nicht reduziert. Hohe Mikroplastik-Konzentrationen können zu einer Reduktion der Faulgas- bzw. Methanausbeute bei der anaeroben Stabilisierung führen.
2. Bei der Entwässerung kommt es vornehmlich zu einer Anreicherung von Polymeren geringer Dichte in das Schlammwasser.

5.2.2 Untersuchungen zur anaeroben biologischen Stabilisierung

Die Hypothese, dass hohe Mikroplastikkonzentrationen einen negativen Einfluss auf die anaerobe biologische Stabilisierung haben können, ließ sich für Untersuchungen unter kontrollierten Laborbedingungen ableiten. Während anaerober Abbauprozesse reduzierte sich bei hohen PE-Partikelanzahlen sowohl die Faulgas- als auch die Methanausbeute (Wei et al., 2019), siehe vorstehendes Abschnitt 5.2.1. Dieses Phänomen ließ sich bisher unter realitätsnahen Bedingungen der anaeroben Klärschlammbehandlung nicht bestätigen.

Vor diesem Hintergrund wurde am ISWW der TU BS die Faulung unter Einfluss von Mikroplastikpartikeln eingehend untersucht. Dabei wurde Überschussschlamm genutzt, der unter hohen und erhöhten PE-Gaben in der Belebungsstufe (vgl. Versuchskläranlagenbetrieb) gezielt angezchtet wurde. Die Faulung wurde im Batch- und semikontinuierlichen halbtechnischen Betrieb in Anlehnung an die VDI Richtlinie 4630 (2016) unter mesophilen und thermophilen Bedingungen über mind. 28 d durchgeführt (Abbildung 5-3).

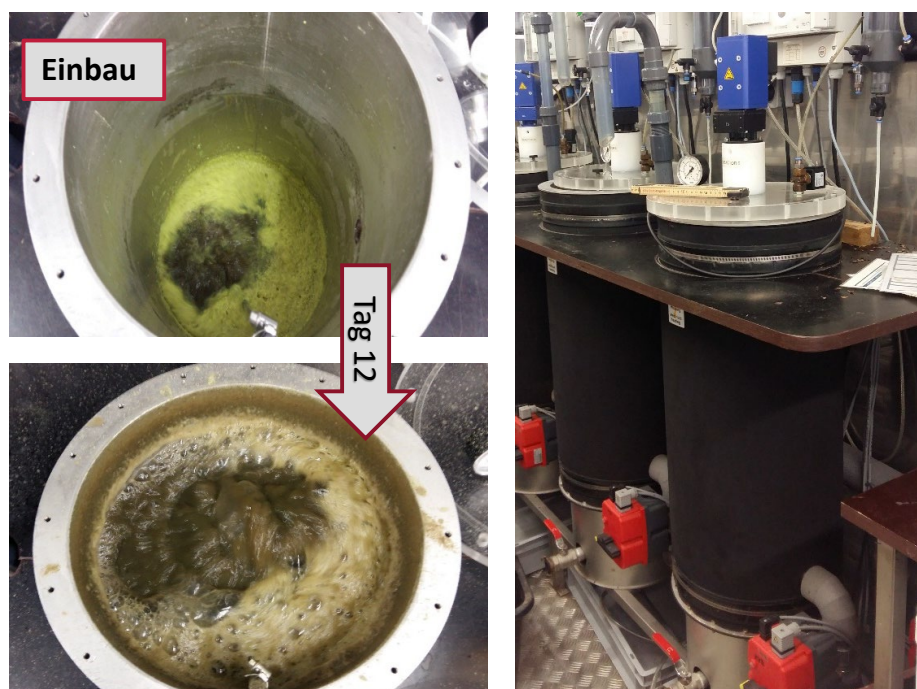


Abbildung 5-3: Anzuchtung des PE-dotierten Überschussschlammes (links) und halbtechnische Faulung (rechts) am ISWW der TU Braunschweig (Fotos: ISWW, J. Scheele 2021)

Im Ergebnis zeigt sich für die verschiedenen PE-beladenen Ansätze gegenüber einer Referenz ein veränderter Gasertrag und damit eine veränderte Methanausbeute - allerdings ohne eindeutige Abhängigkeit der Gasproduktion von der ursprünglichen Partikeldosierung und der Faultemperatur (Abbildung 5-4). Auch die chemisch-physikalische Charakterisierung der Schlämme deutet in keiner Untersuchungsreihe auf einen

signifikanten Einfluss der Mikroplastikpartikelkonzentrationen auf die Schlammbeschaffenheit, von der sich eine Veränderung des Faulverhaltens ableiten ließe.

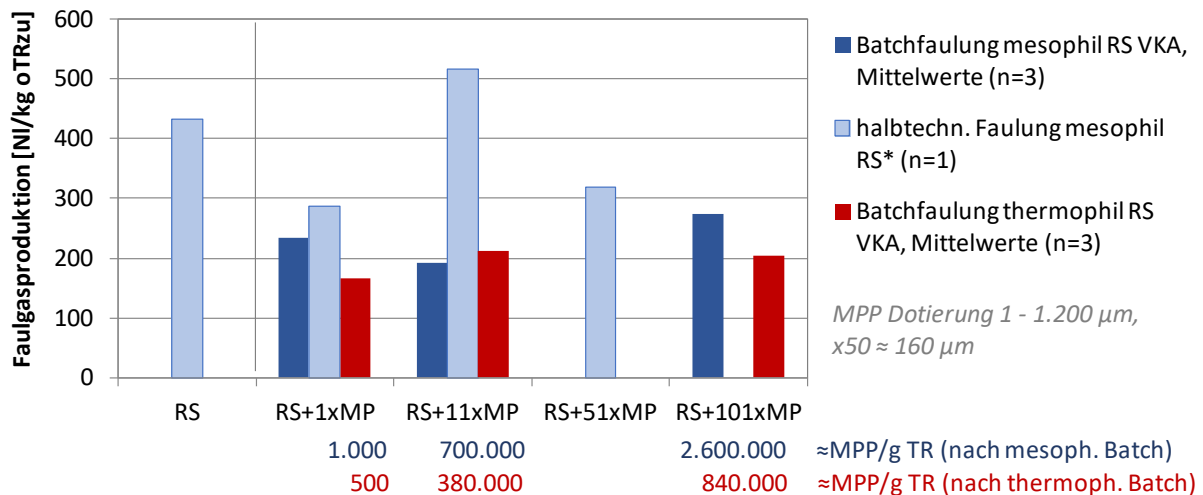


Abbildung 5-4: Gasproduktion bei der Überschussschlammfäulung mit PE-Dotierung (bis zur 101-fachen Überhöhung von Realmesswerten, Ergebnisse nach Manicke, 2021 und Scheele, 2021)

Der erreichbare Stabilisierungsgrad (Abbaugrad η_{oTR} bzw. η_{CSB}) als weiterer üblicher Parameter zur Charakterisierung der anaeroben Stabilisierung lässt sich für die untersuchten Schlämme nicht anhand von Messergebnissen in den Faulschlämmen quantifizieren, da bei der Bestimmung sowohl der organischen Trockenmasse als auch des CSB die Kunststoffpartikel miterfasst werden. Eine rechnerische Bilanzierung des theoretischen oTR bzw. CSB abzüglich der ursprünglichen Mikroplastikgabe bei der Anzucht bzw. basierend auf den Auszählungsergebnissen, lässt keine Korrelation zwischen Mikroplastikzugabe im Rohschlamm und den jeweiligen Abbaugraden ziehen. Damit unterstreicht die Erfassung der Schlammzusammensetzung die Ergebnisse der Gasbildung, dass keine signifikanten Zusammenhänge zwischen Schlammqualität (bzgl. MP-Konzentration) und Stabilisierungserfolg aufgezeigt werden können.

In der Literatur wird wiederholt beschrieben, dass die anaerobe Stabilisierung biogener Abfälle die Partikelgrößenverteilung beeinflussen kann (vgl. Kranert, 2020 und Alassali et al., 2018). Außerdem werden Tendenzen zu einer Reduzierung (isolierter) Mikroplastikpartikel beschrieben, vor allem im thermophilen Milieu. Dieser Zusammenhang ließ sich durch Messungen der Partikelgrößenverteilungen im Rohschlamm und in den Faulschlämmen der verschiedenen Ansätze am ISWW nicht nachweisen. Insgesamt kann damit basierend auf den Untersuchungsergebnissen am ISWW kein signifikanter Effekt selbst stark erhöhter Mikroplastikpartikelbelastungen auf die anaerobe Stabilisierung in Bezug auf Gasproduktion und Stabilisierungsgrad abgeleitet werden. Eine (mechanische) Degradation der Partikel ist ebenfalls nicht aufzeigbar.

5.2.3 Untersuchungen zur Klärschlammmentwässerung

Mit den Faulschlämmen, die aus den in Abschnitt 5.2.2 beschriebenen Stabilisierungsversuchen resultierten, wurden Entwässerungsversuche mit einer halbtechnischen Kammerfilterpresse und Zentrifuge durchgeführt. Der Fokus der Untersuchungen lag auf der Ermittlung des erreichbaren Feststoffgehaltes sowie des Transfers von Mikroplastikpartikeln aus der Schlammmatrix in das Schlammwasser beim Entwässerungsvorgang. Zudem wurden verschiedene Schlammkennwerte zur Charakterisierung der Entwässerung erfasst.

Die nachfolgende Tabelle 5-3 fasst die Erkenntnisse der Untersuchungen zum Einfluss der Mikroplastikpartikelkonzentrationen auf die Schlammkennwerte und die Entwässerungsversuche sowie ihre Bedeutung in Bezug auf die Entwässerbarkeit qualitativ zusammen. Aus der Erfassung der Entwässerungsparameter geht hervor, dass die Schlämme insgesamt eher als schlecht entwässerbar einzustufen sind. Dies ist dem Feinanteils der Matrix und nicht einem alleinigen Effekt der PE-Partikel zuzuordnen. Der Bedarf an polymeren Flockungsmitteln (bis zur Optimierung des Zeta-Potentials) war mit bis zu 38 g WS/kg TM überdurchschnittlich hoch. Maximal konnte in den Entwässerungsversuchen ein Feststoffanteil von 18,8 % TR erreicht werden, was im Bereich schlecht entwässerbarer Schlämme großtechnischer Anlagen liegt (Meyer, 2021).

Tabelle 5-3: Wesentliche Erkenntnisse aus der Ermittlung von Kennwerten zur Entwässerung von PE-dotierten ausgefaulten Überschussschlämmen und den Entwässerungsversuchen mit Zentrifuge und Kammerfilterpresse (nach Scheele, 2021)

| Parameter | Wesentliche Erkenntnis | Bedeutung für die Entwässerbarkeit |
|--|--|--|
| Partikelgrößenverteilung (PGV) | Keine signifikante Veränderung der Spannbreite x90/x10 und der mittleren Partikelgröße x50 durch MPP-Dotierung; insgesamt hoher Feinanteil | Generell eher schlechte Entwässerbarkeit der untersuchten Schlämme |
| Mikroskopie | Sehr hoher Feinanteil der Schlämme unabhängig der MPP-Konzentration | Schlechte Entwässerbarkeit |
| Viskosität | Steigt mit zunehmender MPP-Konzentration | Schlechtere Entwässerbarkeit bei höheren MPP-Konzentrationen |
| Konditioniermittelbedarf (Kriterium Optimum Zeta-Potential) | Bei erhöhten MPP-Konzentrationen geringerer Konditioniermittelbedarf | k.A., da individuell optimiert für Entwässerung |

| | | |
|--|---|--|
| Spezifischer Filtrationswiderstand | Insgesamt alle Schlämme sehr gut filtrierbar mit Tendenz zu positiver Beeinflussung höherer MPP-Konzentrationen | Tendenziell bessere Entwässerbarkeit bei höheren MPP-Konzentrationen |
| Abtropfversuch | Sinkende (Anfangs-)Wasserabgabegeschwindigkeit mit zunehmender MPP-Konzentration | Schnellere Wasserabgabe bei geringen MPP-Konzentrationen |
| TR(A) | Kein Zusammenhang zwischen MPP-Konzentration und freiem Wasseranteil feststellbar | Ähnliche erreichbare Feststoffgehalte bei mechanischer Entwässerung |
| Entwässerung mit Zentrifuge | Entwässerungsergebnis (TR-Gehalt) korreliert positiv mit MPP-Konzentration und Betriebseinstellungen; sehr gute Abscheidegrade (>99,5%) erreichbar | Bei höheren MP-Konzentrationen höherer Endfeststoffgehalt erreichbar (bei optimierter Konditionierung) |
| Entwässerung mit Kammerfilterpresse (KFP) | Ergebnisse stark schwankend, keine finale Aussage möglich; Filtrate stärker feststoff- und CSB _h -belastet als Zentrifuge (Abscheidegrade > 98,5%) | Keine Zusammenhänge zwischen Entwässerungsergebnis und MPP-Konzentration aufzeigbar |

Im Vergleich beider mechanischer Entwässerungsverfahren, der Filtration mit einer Kammerfilterpresse sowie der Zentrifugation mit einer Ultrazentrifuge (angelehnt an großtechnische Betriebsbedingungen), zeigt sich ein sehr gutes Entwässerungsergebnis in Bezug auf die Schlamwwasserqualität (hoher Abscheidegrad). Die Untersuchungen mit der Zentrifuge lieferten allerdings insgesamt verlässlichere (in Bezug auf die betriebsstabile Durchführung) und damit aussagekräftigere Ergebnisse. Hier konnte ein Zusammenhang zwischen erhöhter Mikroplastikpartikelkonzentration und dem Entwässerungsergebnis dargestellt werden. Auch für einzelne Parameter zur Charakterisierung des Entwässerungsverhaltens ließ sich ein positiver Einfluss erhöhter Mikroplastikpartikelkonzentrationen in den Faulschlämmen zeigen. Es kann vermutet werden, dass Mikroplastikpartikel strukturegebend bei der Entwässerung wirken und die Wasserabgabe positiv beeinflussen (vgl. Tabelle 5-3: positive Korrelation beim Filtrationswiderstand). Da jedoch die Ergebnisse der Charakterisierung der Entwässerbarkeit (Tabelle 5-3) kein eindeutiges Bild liefern (vgl. bildhafte Darstellung in Abbildung 5-5) und auch nicht die Unterschiede im Entwässerungserfolg der beiden verschiedenen mechanischen Entwässerungsaggregate erklären, ist nicht auszuschließen, dass weitere, u. a. betriebliche Einflüsse mögliche Auswirkungen auf die Schlammstruktur überlagern.

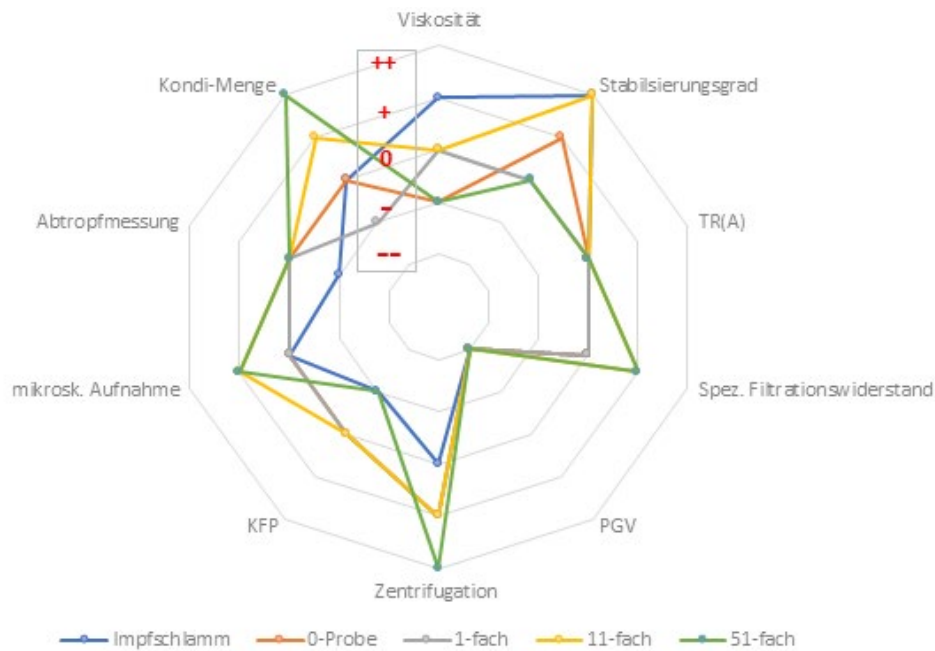


Abbildung 5-5: Qualitative vergleichende Bewertung der Entwässerungscharakteristik der untersuchten Ansätze mit bis zu 51-fach erhöhten MPP-Gehalten im angezüchteten und ausgefaulten Rohschlamm (Scheele, 2021)

In Bezug auf die Bewertung der Verfrachtung von Mikroplastikpartikeln von der Klärschlammatrix in das Schlammwasser, lassen sich v. a. die betriebsstabil erarbeiteten Ergebnisse der Entwässerungsversuche mit einer Zentrifuge nutzen. Hier zeigte sich im Wesentlichen ein starker Einfluss der Konditionierung:

- Bei optimaler Konditionierung (entspricht einem hohen Feststoffabscheidegrad) lässt sich der Partikeltransfer in das Zentrat zusammenfassend auf < 10 % der Partikelanzahl beziffern, > 80 % verbleiben in der Schlammmatrix.
- Bei schlechter Konditionierung, z. B. durch Einsparen von polymeren Flockungsmitteln, gehen hingegen bis zu 30 % der Mikroplastikpartikel in das Zentrat über.

Eine Abhängigkeit zur ursprünglich vorhandenen Mikroplastikpartikelbelastung der Faulschlämme lässt sich wiederum nicht darstellen.

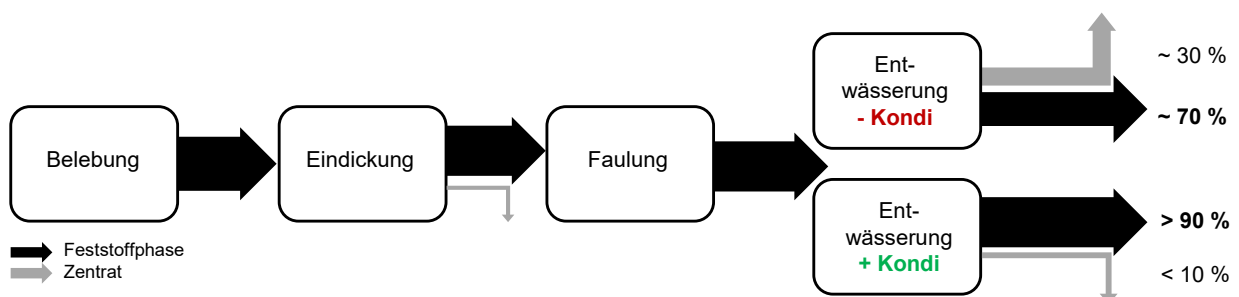


Abbildung 5-6: Untersuchungsergebnisse zum Mikroplastikpartikelverbleib bei der Faulschlammmentwässerung mit Zentrifugen bei optimaler Konditionierung (+ Kondi) und schlechter Konditionierung (- Kondi) (Datengrundlage: Manicke, 2021 und Scheele, 2021)

Damit zeigen die Untersuchungsergebnisse zur Faulschlammmentwässerung mit PE-anereicherten Schlämmen insgesamt, dass die Mikroplastikpartikelkonzentration keine eindeutige Wechselbeziehung zu den Entwässerungscharakteristika und zum Entwässerungsergebnis aufzeigt. In Bezug auf einzelne Parameter und insbesondere bei der Nutzung von Zentrifugen ergeben sich Anhaltspunkte für eine positive Korrelation. Vielmehr beeinflussen betriebliche Parameter und die Beschaffenheit der Schlammmatrix selbst die Leistungsfähigkeit der Entwässerung bzw. überlagern wahrscheinlich mögliche Effekte auf die Schlammstruktur. Für den Übergang von Mikroplastikpartikeln in das Schlammwasser lässt sich die Konditionierung als der wesentliche Einflussfaktor auf den Verbleib des Mikroplastiks in der Faulschlammmatrix respektive auf die Qualität des Zentrates identifizieren. Bis zu rund 1/3 der Mikroplastikpartikelfracht im Faulschlamm lassen sich im Zentrat bei zur Großtechnik vergleichbaren Betriebseinstellungen der Zentrifuge und bei optimaler Konditionierung detektieren. Damit liegen die Bilanzergebnisse der Untersuchungen des ISWW im Rahmen von Literaturergebnissen (z. B. Sun et al, 2019; Talvitie et al., 2017).

5.2.4 Exemplarische Bilanzierung des Mikroplastikverbleibs für eine Kläranlage GK 5

Die Ergebnisse der Beprobungskampagnen auf einer kommunalen Kläranlage der GK 5 (vgl. Abschnitte 2.4.1 und 5.1) lassen unter Einbeziehen von Betriebsdaten eine überschlägige Bilanzierung der Mikroplastikfrachten von der Abwasserreinigung bis zur Klärschlammmentsorgung zu. Dabei verteilen sich bei der betrachteten Kläranlage, die bei der Abwasserreinigung entzogenen Mikroplastikfrachten nahezu gleichermaßen auf den Primär- und Überschussschlamm. Unter Berücksichtigung des Zentrates der Überschussschlammeindickung und der Belastung des Klarwassers ergibt sich für die Abwasserreinigung eine Bilanzlücke von rund 18 %. Bei der Faulung des Rohschlammgemisches lassen sich lediglich rund 50 % der Mikroplastikfracht, die der Schlammbehandlung zugeführt wird, beziffern. Abzüglich der Mikroplastikfracht im Zentrat der Faulschlammmentwässerung ergibt sich somit für die Schlammbehandlung eine Bilanzlücke von 43 % (Abbildung 5-7).

Die rechnerischen Bilanzlücken können insgesamt auf folgende Einflüsse zurückgeführt werden:

- nicht quantifizierter Mikroplastikaustrag mit Ölen und Fetten (= Input Faulung),
- keine durchgängige messtechnische Erfassung sowie Ungenauigkeiten bei der Erfassung von Volumenströmen,
- Messunsicherheiten/Schwankungen bei Probenahme und Analytik (MP-Analytik, Feststoffgehalte der Stoffströme als wesentlicher Bezugsparameter),
- Inhomogenitäten der Schlammproben,
- diskontinuierliche interne Rezirkulation der Prozesswässer.

Insbesondere in der Verfahrenskette der Schlammbehandlung scheint die Bilanzlücke relativ hoch. In der Regel gelten Nährstoff- und Feststoffbilanzen in der Schlammbehandlung bei Fehlbeträgen < 10 % als geschlossen und zuverlässig. Wenn man

allerdings allein die vielfältigen Einflussfaktoren auf die Mikroplastikanalytik und die auf vielen Kläranlagen nicht lückenlose Mengenerfassung der relevanten Stoffströme einbezieht, dann liegt ein Fehlbetrag um den Faktor 2 als Ergebnis sich addierender Fehlermöglichkeiten im Rahmen dessen, was zur Mikroplastikthematik derzeit geleistet werden kann. Die aufgezeigten Fehlbeträge sind zudem vergleichbar mit Angaben zur Mikroplastikbilanz auf Kläranlagen aus der Literatur (vgl. Rasmussen et al., 2021).

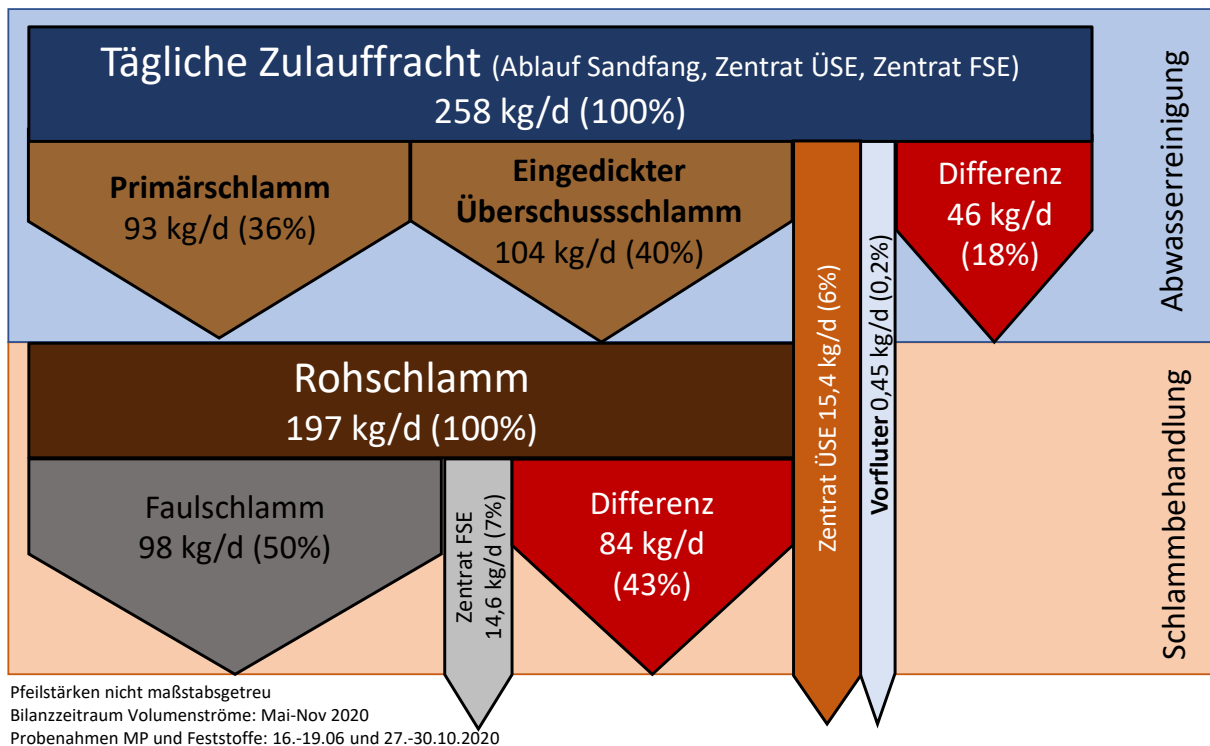


Abbildung 5-7: Überschlägige Bilanzierung des Mikroplastikverbleibs auf einer großtechnischen Kläranlage GK 5 inklusive der Schlammbehandlung (ÜSE = Überschussschlammeindickung, FSE = Faulschlammmentwässerung)

5.3 Mikroplastik-Einträge über Klärschlamm in die Landwirtschaft




5.3.1 Hochrechnung und Einordnung

Der Mikroplastikfracht im Klärschlamm kommt eine besondere Bedeutung bei der stofflichen Verwertung des Schlammes zu, wenn die Partikel anders als bei der thermischen Verwertung auf landwirtschaftliche Nutzflächen verbracht werden und Prozesse in Bodenökosystemen beeinflussen (Büks et al., 2020) bzw. in weitere Umweltkompartimente verlagert werden können (Zhang et al., 2020). Bei der thermischen Verwertung ist davon auszugehen, dass die Kunststoffpartikel mitverbrannt und somit eliminiert werden. Bei den Entsorgungswegen der Klärschlämme blickt man in Deutschland auf eine dynamische Historie zurück, die vor allem durch sukzessive

Veränderungen im Dünge- und Abfallrecht beeinflusst ist. Lag der Anteil stofflich verwerteten Klärschlamms in den 1990er Jahren noch bei deutlich über 60 %, hat sich dieser Anteil auf aktuell rund 25 %, entsprechend 0,44 Mio. Mg TR/a (DESTATIS, 2019; Bezugsjahr 2018) reduziert (vgl. Fuhrmann et al., 2021).

Legt man die im REPLAWA-Projekt ermittelten in Tabelle 5-2 aufgeführten Angaben zu Massenkonzentrationen an Mikroplastik im entwässerten Faulschlamm zu Grunde (im Mittel 10,71 mg MP/g TM), sind damit im Jahr 2018 insgesamt 4.659 Mg Mikroplastik auf landwirtschaftliche Flächen (2.994 Mg) und im Landschaftsbau (1.665 Mg) eingetragen worden.

Im Zuge der Neuregelung der Klärschlamm Entsorgung nach novelliertem Abfallrecht wird spätestens 2032 die direkte stoffliche Verwertung für den Großteil des anfallenden Klärschlamms ausgeschlossen. Damit reduziert sich die fortschreitende Akkumulation von Mikroplastikpartikeln auf den aufnehmenden Böden. Prognosen von Kläser und Langenohl (2020) ordnen 2032 lediglich 7 % der Klärschlamm Masse der stofflichen Verwertung bei insgesamt nahezu gleichbleibendem Klärschlamm anfall zu. Damit beliefe sich bei gleichbleibender Belastung des Klärschlamms der Jahreseintrag an Mikroplastik für aufnehmende Böden künftig auf rund 1.300 Mg (Abbildung 5-8). Basierend auf dieser Hochrechnung reduzieren sich aufgrund der Änderung der gesetzlichen Randbedingungen mittelfristig die Gesamteinträge an Mikroplastik bei der stofflichen Klärschlammverwertung um rund 72 % (vgl. Fuhrmann et al., 2021).

| | |  Thermische Verwertung |  Landwirtschaft |  Landschaftsbau |
|-------------------------------------|------------------|---|---|--|
| Klärschlamm 2018¹ | Mio Mg TM | 1,29 | 0,28 | 0,16 |
| davon MP (10,71 mg/g TM) | Mg | 13.866 | 2.994 | 1.665 |
| Klärschlamm 2032² | Mio Mg TM | 1,60 | 0,12 | 0 |
| davon MP (10,71 mg/g TM) | Mg | 17.136 | 1.302 | 0 |

- 72%

Summe Klärschlammverbleib \neq 100%
 → geringfügige Abweichung Frachtsummen

Abbildung 5-8: Abschätzung der Mikroplastikfrachten bei der Klärschlamm Entsorgung in Deutschland (¹DESTATIS 2019, ²Mengenprognose nach Kläser und Langenohl 2020; Darstellung nach Bauerfeld, 2020b, angepasst)

Darüber hinaus begrenzt die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 2017, §14) die maximal zulässige Klärschlamm aufbringung auf landwirtschaftliche Nutzflächen auf 5 Mg TM/ha in drei Jahren. Dieser Wert kann in Ausnahmen auf 10 Mg TM erhöht, aber auch abhängig von einer gemäß Düngerverordnung (DüV, 2017) zu erstellenden Nährstoffbilanz für den aufnehmenden Boden geringer ausfallen. Unter Berücksichtigung der oben genannten Mikroplastikkonzentrationen im Klärschlamm ergeben sich somit

bei einer landwirtschaftlichen Verwertung aktuell rechnerische Mikroplastikeinträge von bis zu 17,85 kg MP/(ha·a).

Bei der stofflichen Verwertung biogener Abfälle aus Sekundärrohstoffdünger ist allerdings nicht allein der Klärschlamm als Quelle für Mikroplastikemissionen anzusehen. Auch Komposte und Gärreste (v. a. aus der Biabfallvergärung) können in Abhängigkeit der Qualität der Ausgangsstoffe mit Mikroplastik verunreinigt sein. Die Datenlage zur Mikroplastikkontamination, die aus Partikelzählungen resultiert, ist allerdings bis dato sehr übersichtlich und bezieht sich häufig auf die Fraktion 1 – 5 mm. Bei den wenigen verfügbaren Angaben zu Mikroplastik-Massekonzentrationen im Kompost fällt eine hohe Spannweite der Ergebnisse über mehrere Größenordnungen auf. So benennen Braun et al. (2020) für die Fraktion < 1 mm 0,01 – 2,16 mg MP/kg TM, Bläsing und Amelung (2018) für die Fraktion > 1 mm 2,38 – 180 mg MP/kg TM. In diese Spannweite lassen sich auch Ergebnisse von Müller et al. (2020, nur PET), allerdings ohne Größenklassifikation, einordnen. Damit liegt die Mikroplastikbelastung etwa ein bis zwei Größenordnungen unterhalb derer von Klärschlämmen, kann aber für einzelne Polymerarten durchaus im Konzentrationsbereich des Klärschlammes liegen (Müller et al., 2020). Bei der Kompostverwertung kann die zulässige Aufbringungsmenge nach DümV (2012) mit 20 – 30 Mg TM/ha in drei Jahren ein Vielfaches der zulässigen Aufbringungsmenge des Klärschlammes betragen. Rechnerisch ergeben sich damit jährliche Mikroplastikfrachten im einstelligen Bereich an kg/(ha·a). Auch Gärreste aus der Biobabfallvergärung können Mikroplastikpartikel enthalten. Massekonzentrationsangaben finden sich bei Müller et al. (2020) und liegen bei 210 bis 777 mg/kg und können somit um ein Vielfaches höher sein als im (Biobabfall-)Kompost.

Ein besonderes Augenmerk muss künftig auch auf die Qualität der Produkte der Phosphorrückgewinnung gelegt werden, da diese je nach verwendeter Technologie und in Abhängigkeit der Reinheit der Ausgangsprodukte ebenfalls mit Mikroplastik verunreinigt sein können. Hier muss ein Fokus v. a. auf die Phosphatfällung aus Schlammwasser (ggf. auch nach Desintegration) gelegt werden. Es können bei schlechtem Abscheidegrad in der Entwässerung mit der Suspensa auch Mikroplastikpartikel in Fällprodukte inkorporiert werden (Bauerfeld, 2020b). Dabei kann die Belastung der Schlammwässer in Abhängigkeit der Leistungsfähigkeit der Entwässerung bis zu 30 % der im Faulschlamm enthaltenen Mikroplastikpartikelfracht betragen (vgl. Abschnitt 5.2.3). Orientierende Messungen zur Massekonzentration im Zentrat der Faulschlammmentwässerung zeugen von 28,77 mg MP/l bzw. 5,1 mg MP/g TM (vgl. Tabelle 5-2).

Im Rahmen des REPLAWA-Monitorings wurden auf einer großtechnischen Kläranlage, auf der künftig MAP aus Zentraten einer zweistufigen Faulung mit Thermodruckhydrolyse des Überschussschlammes gefällt und DAS gewonnen werden soll (siehe Abschnitt 2.4.1), exemplarische Stichproben gewonnen. Für das MAP-Fällprodukt ließen sich Massekonzentrationen im Mittel von 0,57 mg MP/g TM ermitteln. Da sich die Anlagen zum Nährstoffrecycling zum Zeitpunkt der Probenahmen in 2020 noch in der Einfahrphase befanden und nicht betriebsicher liefen, können die ermittelten Massekonzentrationen an Mikroplastik nur zur groben Abschätzung der Größenordnung dienen. In der DAS-Lösung konnte kein Mikroplastik analysiert werden, da es zu spontanen Auskristallisationen in den Proben kam und somit keine homogene Matrix zu analysieren war.

5.3.2 Bodensickerwasserqualität

Auf der Lysimeterfläche (Abbildung 2-26) konnten im November 2020 Bodensickerwasserproben als Sammelproben zur orientierenden Qualitätserfassung beprobt und analysiert werden. Wie in Abschnitt 2.5.1 beschrieben, konnte somit die Qualität infiltrierten Wassers aus der Beregnung in 40, 80 und 120 cm ermittelt werden. Im Probenahmezeitraum wurden insgesamt lediglich 0,7 mm Niederschlag registriert, so dass die Bodensickerwasserqualität nahezu unbeeinflusst durch Auswaschung von Regen erfasst werden konnte. Die Beregnung der landwirtschaftlichen Nutzfläche mit Abwasser und Faulschlamm stellt sich für das Bezugsjahr 2020 wie folgt dar:

- Klärschlammmenge: insgesamt 1.225 kg TM/(ha·a) bei 7 Beregnungen mit je 175 kg TM/ha,
- Beregnungsmenge Abwasser: insgesamt 630 mm/(ha·a) bei 18 Beregnungen mit je 35 mm/ha (11 davon ohne Klärschlamm).

Die Beregnung mit Abwasser erfolgte dabei Ende Februar, im Juni, sowie im November. Die Beregnung mit Faulschlamm erfolgte im Juli und August. Die Beregnung im November ist außerplanmäßig für die im Rahmen von REPLAWA durchgeführte Sickerwasserbeprobung erfolgt. Die Beregnung erfolgte an den Tagen 1, 5 und 7 mit je 35 mm, entsprechend 150 mm Gesamtberegnungsmenge im Versuchszeitraum. Mit einer Versickerungsfläche von 1 m² je Stahlring werden entsprechend jeweils 150 l auf die Oberflächen der Stahlringe verregnet. Mit der Niederschlagshöhe von 0,7 mm im Probenahmezeitraum sind somit 150,7 l auf die Oberflächen der Bodenpassagen aufgetragen worden.

Die folgenden Abbildungen zeigen die entnommenen Sammelproben zum Ende der Probenahme an. Sehr gut erkennbar ist, dass die Proben in geringeren Entnahmetiefen eine stärkere bräunliche Färbung zeigen als die Probe aus 120 cm. Bei keiner Probe konnte eine Trübung erfasst werden (Methodik: Lichtschwächung). In der Probe aus 80 cm sind ebenfalls grobe Partikel (Pflanzenrückstände) erkennbar, die vermutlich durch Einrieselungen beim Öffnen/Schließen des Entnahmeschachtes zu erklären sind.

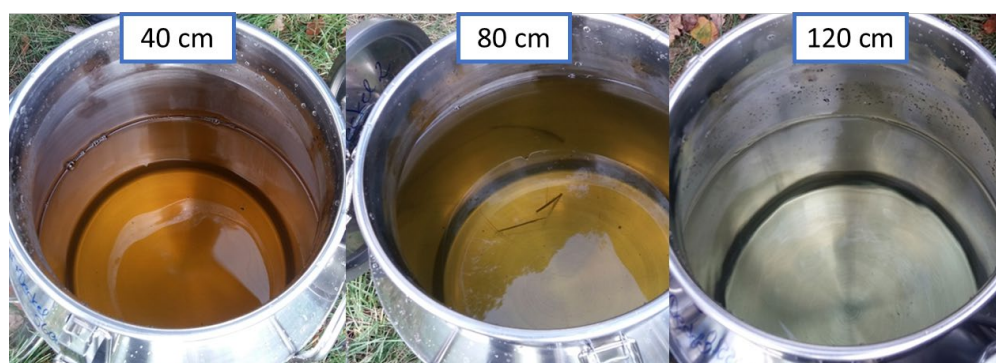


Abbildung 5-9: Sammelproben von Bodensickerwasser aus drei Entnahmetiefen (Fotos ISWW, J. Scheele, 2020)

Die Sickerwasserproben wurden auf abfiltrierbare Feststoffe (AFS > 0,7 µm) und Mikroplastik untersucht. Die Ergebnisse sind in nachfolgender Tabelle 5-4 enthalten.

Tabelle 5-4: Ergebnisse der Sickerwasserbeprobung im Lysimeterfeld

| Probe | AFS (>0,7 µm) | TS (>5 µm) | Polymerarten [µg/mg] | | | | | Summe MP | Summe MP |
|-----------------|-------------------|---------------|----------------------|----|-----|------|-----|-------------|-------------|
| | [mg/l] | [mg/l] | PE | PP | PS | PMMA | PET | [µg/mg] | [µg/l] |
| 40 cm | 2,894 (±0,179) | 1,12 | 50,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50,70 | 56,7 |
| 80 cm | 3,095 (±0,018) | 1,71 | 8,68 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8,68 | 14,8 |
| 120 cm | 1,099 | 0,76 | 29,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29,70 | 22,5 |
| Blind- probe | 4,487 | 1,55 | 0 | 0 | 3,7 | 0 | 0 | 3,7 | 5,7 |

In Bezug auf die AFS Konzentrationen zeigt sich, dass die Blindprobe vermutlich aufgrund ihrer Positionierung am Entnahmeschacht durch Öffnen/Schließen und den Einstieg mit Feststoffen verunreinigt wurde, diese aber nur zu einem geringen Anteil aus Kunststoffpartikeln bestehen. Zudem konnten rein optisch viele größere Partikel in der Blindprobe ausgemacht werden, die auf eine Kontamination von der Oberfläche hinweisen. Die Fraktionierung der Feststoffkonzentrationen zeigt zudem auf, dass alle Proben einen hohen Feinanteil zwischen 0,7 und 5 µm aufweisen, der jedoch bei der Mikroplastikdetektion mit der Mikrofiltriertiegel-Methode (für Partikel > 5 µm) bei der TED GC/MS nicht erfasst wird.

Die Mikroplastikdetektion zeigt, dass im Sickerwasser, wie auch bei Klärschlämmen und im Abwasser, PE die relevante Mikroplastikfraktion ist. Das oberflächennahe Sickerwasser ist dabei am höchsten belastet. Ein Tiefenprofil mit der Tendenz zu sinkenden Mikroplastikkonzentrationen mit der Beprobungstiefe lässt sich nicht aufzeigen. Die Blindprobe ist lediglich mit PS (wiederum vermutlich über den Einstiegschacht, z. B. aus Dichtungsmaterial und kunststoffbeschichteten Stufen) kontaminiert, welches sich aber nicht in den Sickerwasserproben detektieren ließ.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Bodensickerwasserproben eine relativ hohe Mikroplastikkonzentration aufweisen, die um etwa ein Zehnfaches der Ablaufqualität einer Kläranlage entspricht. Damit sind die Proben auch um etwa den Faktor 10 höher belastet als das Beregnungswasser, das während des Beprobungszeitraums aufgebracht wurde. Die Messwerte geben damit Anlass zur Vermutung, dass Mikroplastik zu einem nicht unerheblichen Anteil vertikal mit dem Bodenwasser durch die Poren des schluffigen Sandbodens verlagert wird. Da die Wasserleitfähigkeit der beprobten Bodenart äußerst hoch ist, ist trotz hoher Lagerungsdichte davon auszugehen, dass ein schneller Transport von Wasser erfolgt (vgl. u. a. Ren et al., 2021 und Wu et al., 2018). Da die hohen Konzentrationen nicht durch das Beregnungswasser während der Probenahme zu erklären sind, wird vermutet, dass die Flächen durch die Klärschlammverregnung mit Mikroplastik belastet sind und akkumulierte Partikel vertikal durch die Bodenmatrix transportiert werden können.

Weitere vertikale Transportmechanismen von Mikroplastik in Böden stellen der Transport mit Bodenorganismen wie Regenwürmern und Collembolen (vgl. u. a. Huerta

Lwanga et al., 2017; Rillig et al., 2017b) oder auch die Bodenbearbeitung und Ernte (vgl. Liu et al., 2018; Rillig et al., 2017a) dar. Letzterer, „trockener“ Transport trägt jedoch nur indirekt zum Austrag mit dem Sickerwasser bei, indem dadurch Mikroplastik in tiefere Schichten verlagert wird, wo es bei eventuellem Eintrag von Sickerwasser ausgespült wird. Bei den hier vorgestellten Ergebnissen spielen diese Faktoren aber nur eine untergeordnete Rolle, da u. a. das Lysimeter selbst keiner landwirtschaftlichen Bearbeitung ausgesetzt ist.

Bei der Interpretation der Mikroplastikbefunde im Rahmen des REPLAWA-Projektes ist anzumerken, dass die Mikroplastikdetektion über die Mikrotiegelmethode noch nicht abschließend für Proben mit geringem Feststoffgehalt validiert ist und damit die Ergebnisse unbedingt auf Plausibilität überprüft werden müssten. Zum aktuellen Zeitpunkt können jedoch keine Ergebnisse internationaler Studien zur Bodensickerwasser oder Grundwasserbelastung zur Einordnung der REPLAWA-Befunde herangezogen werden, da die verfügbaren publizierten Daten ausschließlich auf Partikelzählungen beruhen.

6 Mikroplastik-Einträge über Niederschlags- und Mischwasser

6.1 Niederschlags- und Mischwasser als Eintragspfad für Mikroplastik

Wie in Kapitel 4 dargelegt, wird in Kläranagen die in kommunalem Abwasser enthaltene Fracht an Mikroplastik weitgehend zurückgehalten (massebezogen $\geq 99\%$). Es ist daher davon auszugehen, dass der Eintrag von Mikroplastik über Kläranlagen in Gewässer nur eine untergeordnete Rolle spielt. Überschlägige Abschätzungen und Modellierungsansätze lassen für die Kläranlagenabflüsse einen Anteil von deutlich unter 3 % an den Mikroplastik-Emissionen in die aquatische Umwelt vermuten.

Deutlich größere Einträge von Mikroplastik werden über Mischwasserabschläge und Regenwassereinträge bzw. über den direkten Abfluss von Verkehrsflächen vermutet (vgl. Eintragspfade in Abbildung 1-1). Jedoch stehen gerade für diese Eintragspfade belastbare Daten zu Mikroplastikstoffströmen noch weitgehend aus. Eine fundierte Bewertung der Relevanz der MP-Einträge und des Potenzials für Emissionsminderungen ist daher bisher nicht möglich.

Für den Bereich der industriellen Einträge, die auch Niederschlagsabflüsse von industriell und gewerblich genutzten Flächen einschließen, wird auf die Ergebnisse des Emi-Stop-Projekts verwiesen (Barkmann et al., 2021).

Der MP-Eintrag in Gewässer durch ungeklärtes kommunales Abwasser erfolgt neben den direkten Niederschlagsabflüssen insbesondere über Mischwasserüberläufe, wenn die Mischwasserkanalisation infolge von Starkregenereignissen überlastet ist. Das

abgeschlagene Volumen an den Mischwasserüberläufen wird nur teilweise erfasst. Das Umweltbundesamt schätzt, dass 1 – 3 % des kommunalen Abwassers in Deutschland über Mischwasserüberläufe in Oberflächengewässer gelangen (UBA, 2017). Es wird angenommen, dass sich Mischwasserüberläufe zu rund 10 % aus Abwasser und rund 90 % aus Regenwasser zusammensetzen (DWA-A 102, 2020). Die qualitative Zusammensetzung variiert stark in Abhängigkeit von der Niederschlagsdynamik und dem Einzugsgebiet. Bisher gibt es nur wenige Studien, die sich mit den Mikroplastikemissionen durch Mischwasserüberläufe befassen, da die Probenahme der hochvolatilen Abflüsse eine große Herausforderung darstellt.

Reifenabrieb als wesentlicher Teil der Mikroplastiks

Insbesondere durch die UMSICHT-Konsortialstudie (Bertling et al., 2018) sind Mikroplastikemissionen von Verkehrsflächen als besonders relevante Mikroplastik-Eintragsquelle in den Fokus der Fachöffentlichkeit geraten, bei der zudem ein hohes ökotoxikologisches Risiko vermutet wird (Lechthaler, 2022). Nach Bertling et al. (2018) sind über 50 % der erfassten Mikroplastikemissionen in Deutschland dem Verkehrssektor zuzurechnen (1.548 von 2.880 g/(E-a)), verursacht durch Abrieb von Reifen, Fahrbahnen und Markierungen. Alleine der auf Verkehrsflächen anfallende Reifenabrieb wird für Deutschland in einer Größenordnung von rund 100.000 t/a abgeschätzt (Bertling et al., 2018; Venghaus et al., 2021; Baensch-Baltruschat et al., 2021).

Der Verbleib des Reifenabriebs u. a. in der ableitenden Kanalisation war und ist Gegenstand mehrerer Untersuchungen (bspw. RAU, siehe Venghaus et al., 2021, oder RoadTox, siehe Lechthaler, 2022). Ansätze zur Quantifizierung der Reifenabrieb-Frachten über die unterschiedlichen Eintragspfade in die Umwelt bestehen u. a. von Baensch-Baltruschat et al. (2021). Dabei sind unter anderem zu berücksichtigen:

- Durch nicht von der Kanalisation erfasste Abflüsse von Verkehrsflächen gelangen Mikroplastikpartikel ohne Frachtreduzierung direkt in den Böden von angrenzenden Flächen.
- Bei Verkehrsflächen, die über die Mischwasserkanalisation entwässert werden, kann davon ausgegangen werden, dass ein nahezu vollständiger Mikroplastikrückhalt in der Kläranlage erfolgt. Bisher liegen jedoch keine belastbaren Daten zu Konzentrationen von Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) als Marker für Reifenabrieb im Ablauf von Kläranlagen vor.
- Welche Anteile des Reifenabriebs sich in den vorgelagerten Bauwerken der Misch- und Niederschlagswasserkanalisation ablagern und ggf. bei Starkregenereignissen über die Mischwasserentlastung ausgetragen werden, lässt sich derzeit nicht beziffern.
- Gleiches gilt für Verkehrsflächen, die über eine Regenwasserkanalisation entwässert werden. Sofern Anlagen zur Regenwasserbehandlung vorhanden sind, kann von einem zumindest teilweisen Rückhalt des Reifenabriebs durch Sedimentation ausgegangen werden. Bisher ist jedoch unklar, inwieweit die Partikel bei Starkregenereignissen remobilisiert werden können.

- Abgesehen von den Ableitungen über den Wasserpfad wird ein Teil des Reifenabriebs durch Verwehungen über den Luftweg in die Umgebung transportiert. Die bisher publizierten Annahmen hierzu weisen allerdings eine große Spannweite auf.

6.2 Orientierende Messungen

Da zu Massenkonzentrationen von Mikroplastik in Mischwasserabschlägen und Niederschlagswassereinleitungen keine belastbaren Messdaten vorlagen, wurden im RE-PLAWA-Projekt durch die TUB orientierende Einzelmessungen an zwei Örtlichkeiten vorgenommen. Die angewandte Methodik zur Durchführung repräsentativer, ereignisgesteuerter Probenahmen wird in Abschnitt 2.3.2 beschrieben.

Messwerte aus Mischwasserentlastungen

Am RÜB auf der Kläranlage Hamm-Mattenbecke konnte am 18.05.2021 ein Mischwasserüberlaufereignis beprobt und im zeitlichen Verlauf von vier Stunden drei Proben ausgewertet werden. Abbildung 6-1 zeigt den Verlauf der MP-Konzentrationen aus dem Regenüberlaufbecken.

Die gemessenen Konzentrationen liegen zwischen 8,5-28,9 mg/l. Zu Beginn des Regenüberlaufereignisses ist die Mikroplastik-Konzentration doppelt so hoch wie im weiteren Verlauf. Während des Ereignisses wurden alle Kunststoffe detektiert, PE ist in Probe 1 (14 Uhr) und Probe 3 (18 Uhr) und PET in Probe 2 (15 Uhr) dominant.

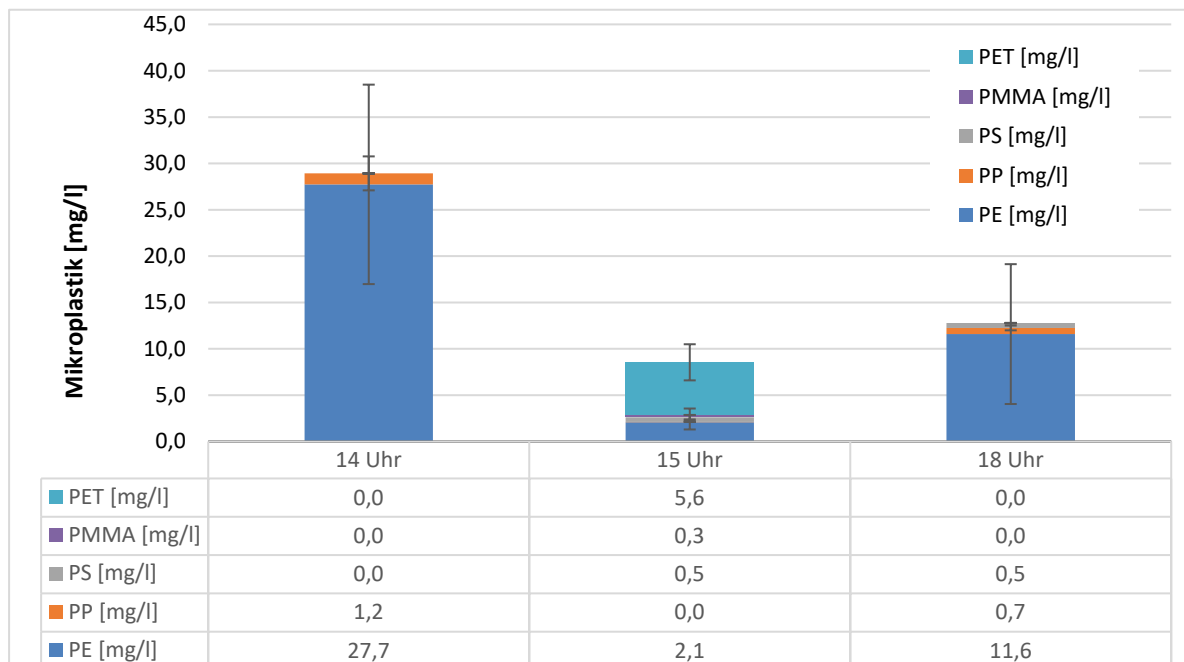


Abbildung 6-1: MP-Messwerte für das beprobte Mischwasserüberlaufereignis vom 18.05.2022 am RÜB auf der Kläranlage Hamm-Mattenbecke

Zum Vergleich der Ergebnisse wurde die Rückstellprobe eines Mischwasserüberlaufereignisses am RÜB Berlin-Bellermannstraße vom 12.07.2018 gemessen. Die

Ergebnisse sind in Tabelle 6-1 dargestellt und bestätigen mit einer MP-Konzentration von 33 mg/l die Größenordnung der am RÜB Hamm-Mattenbecke ermittelten Konzentrationsbereiche.

Stichbeprobungen von Spelthahn et al. (2019) am RÜB der Kläranlage Aachen-Soers ergaben geringere MP-Konzentrationen von im Mittel rund 0,3 mg/l. Die Spreizung der Messwerte von den drei Probenahmeorten zeigt die Notwendigkeit vertiefter Untersuchungen unter Einbeziehung der Einzugsgebietscharakteristik und Niederschlagsdaten.

Die Messungen ergeben für Mischwasserentlastungsereignisse etwa 10³-fach höhere Konzentrationswerte als im Ablauf von Kläranlagen, siehe Abschnitt 4.1.3. Trotz der insgesamt relativ geringen Einleitungsmengen wird daher eine beträchtliche Menge an Mikroplastik über Mischwasserabschläge in Oberflächengewässer eingetragen. Dies verdeutlicht die Relevanz von unbehandelten Abwassereinleitungen für die Verschmutzung von Gewässern. Im Sinne des Gewässerschutzes sind die Mischwasserabschläge daher verstärkt ins Visier zu nehmen.

Tabelle 6-1: MP-Massenkonzentrationen im abgeschlagenen Mischwasser des Mischwasserüberlaufs am RÜB Berlin-Bellermannstraße vom 12.07.2018

| PN-Datum | Probenart | Ort | Größe | PE [µg/l] | PP [µg/l] | PS [µg/l] | PMMA [µg/l] | PET [µg/l] | Summe [µg/l] |
|------------|-----------------------|----------------------------|----------------|--------------|--------------|--------------|----------------|---------------|-----------------|
| 12.07.2018 | RÜB- Ab- schlag | Beller- mann- straße | 10 – 500 µm | 18.277 | 1.478 | 2.370 | 1.874 | 9.011 | 33.010 |

Messwerte zum Niederschlagswasserabfluss

Die Proben wurden im Einzugsgebiet der Wolfsburger Entwässerungsbetriebe entnommen. Dazu wurden temporäre Messstellen innerhalb des Kanalnetzes an Entlastungsbauwerken eingerichtet und betrieben. In dem Messzeitraum vom 28.07. bis 10.12.2021 konnten vier Ereignisse beprobt werden. Zu diesen haben sich 15 Proben ergeben, von denen acht Stück aufgrund zu geringer Feststoffmengen nicht auf Mikroplastik analysiert werden konnten. Die Konzentrationen der auswertbaren Proben sind in Abbildung 6-2 dargestellt.

Es zeigen sich MP-Konzentrationen im Bereich von 41 – 868 µg/l und eine Spitzenbelastung bis 12.416 µg/l, wobei PE wiederum den größten Anteil der gemessenen Kunststoffe darstellt. Die Einzelwerte zeigen eine zeitliche Dynamik der MP-Konzentrationen und damit der ins Gewässer abgeschlagenen MP-Frachten. Ein First-Flush-Effekt lässt sich anhand dieser MP-Messungen nicht bestätigen. Für eine solche Einordnung und weitergehende statistische Auswertungen wären eine größere Zahl von Beprobungen in Kombination mit detaillierteren Kontextinformationen zum Einzugsgebiet (Art der angeschlossenen Flächen, Fließzeiten etc.) und den für die Abschläge ursächlichen Niederschlagsereignissen erforderlich.

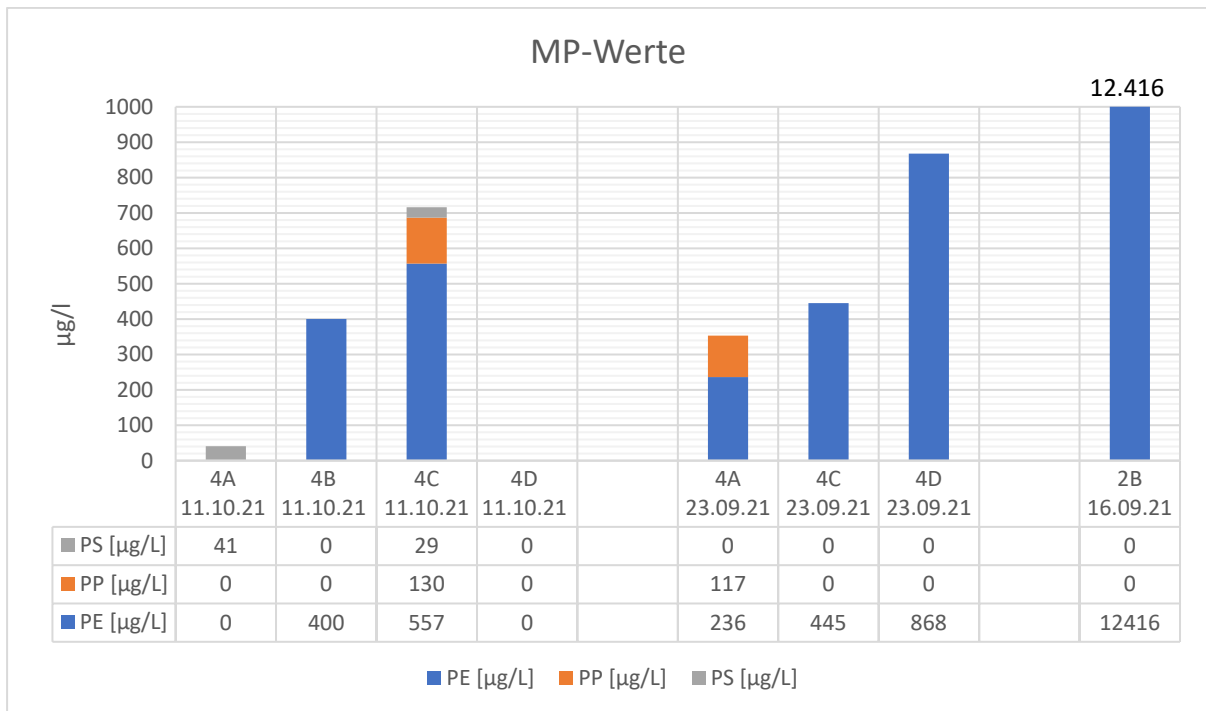


Abbildung 6-2: Mikroplastikkonzentrationen in Niederschlagswasserabfluss-Proben

Im Rahmen des REPLAWA-Vorhabens wurden ergänzend auch Stichproben aus dem Ablauf eines Retentionsbodenfilters des Lippeverbands (RBF Moselbach in Waltrop) genommen, der zur Behandlung des zufließenden Misch- bzw. Niederschlagswassers dient. Gemäß der Mikroplastik-Detektion an der TUB lagen in den Proben alle gemessenen Polymere bis auf PP unter der Nachweisgrenze, es zeigten sich jedoch ungewöhnlich hohe PP-Konzentrationen. Da PP u. a. in FFP2-Masken verwendet wird, werden die Befunde auf Kontaminationen zurückgeführt. Da die Probengewinnung zudem nicht gemäß der sonstigen Probennamemethodik nach Abschnitt 2.3 erfolgt ist, wurden Messwerte des RBF verworfen. Die niedrigen Werte für die Polymer lassen jedoch als orientierende Werte einen guten Rückhalt von Mikroplastik im RBF vermuten. Dies ist durch gezielte und methodisch verbesserte Untersuchungen jedoch zu validieren.

6.3 Einordnung der Ergebnisse

Ziel der von der TU durchgeführten, orientierenden Messungen war zum einen die Erprobung der in Abschnitt 2.3.2 erläuterten Methodik für ereignisgesteuerte Probenahmen und zum anderen die Gewinnung erster Einzelwerte als Ausgangspunkt für spätere vertiefte Untersuchungen. Das methodische Vorgehen der ereignisgesteuerten Probenahme ist für die Untersuchungen geeignet und hat sich in der Praxis bewährt. Dabei ist der hohe personelle und zeitliche Aufwand für den Betrieb der temporären Messstellen zu beachten. Bei der automatischen Probenahme aus fließenden Medien ist ein systematischer Unterbefund zu berücksichtigen, da die partikuläre Verschmutzung nicht repräsentativ erfasst wird. Systematische Untersuchung im halbtechnischen Maßstab quantifizieren den Fehler bei der automatischen Probenahme mit 67 – 87 % (siehe Abschnitt 2.3.2). Daher wird speziell für Langzeituntersuchungen eine

zusätzliche Beprobung des Sediments empfohlen, weil die Bestimmung der Verschmutzung ausschließlich in der flüssigen Phase nur einen variablen Anteil der Gesamtfracht erfasst und für eine ganzheitliche Betrachtung unzureichend ist. Unabhängig von den zu betrachtenden Parametern sollte in jedem Fall eine parallele Durchflussmessung sichergestellt werden, um die Emissionen einschätzen und die Frachten bilanzieren zu können. Bezüglich der MP-Massengehaltsbestimmung ist das Probenahmenvolumen anzupassen: da im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen bei 1 l Volumen in acht von 15 Proben nicht ausreichend Trockenmasse für die Analyse gewonnen werden konnte, wird ein Volumen von mind. 3 – 5 l für thermoanalytische Detektionsverfahren empfohlen.

Die zum jetzigen Stand noch rudimentäre Datengrundlage bzgl. Mikroplastik in Misch- und Niederschlagswasserabflüssen erschwert es, die vorliegenden MP-Konzentrationen der beprobten Ereignisse adäquat einzuordnen. Zum Vergleich können an dieser Stelle die im Rahmen des REPLAWA-Projektes erfolgten Messungen an den weiteren Einleitstellen herangezogen werden. In Abbildung 6-3 sind die gemittelten MP-Konzentrationen für alle im Rahmen der REPLAWA-Projektarbeiten durchgeführten Messungen zu den unterschiedlichen Eintragungspfaden aus der Siedlungswasserwirtschaft (Kapitel 3 – 6) einschließlich des Misch- und Niederschlagswassers zusammengestellt. Ein Vergleich der in Abbildung 6-3 dargestellten Eintragungspfade verdeutlicht, dass die Niederschlagswasserabflüsse neben den Mischwasserüberläufen die höchsten MP-Konzentrationen aufzeigen und deutlich über den Konzentrationen der Kläranlagenabläufe liegen.

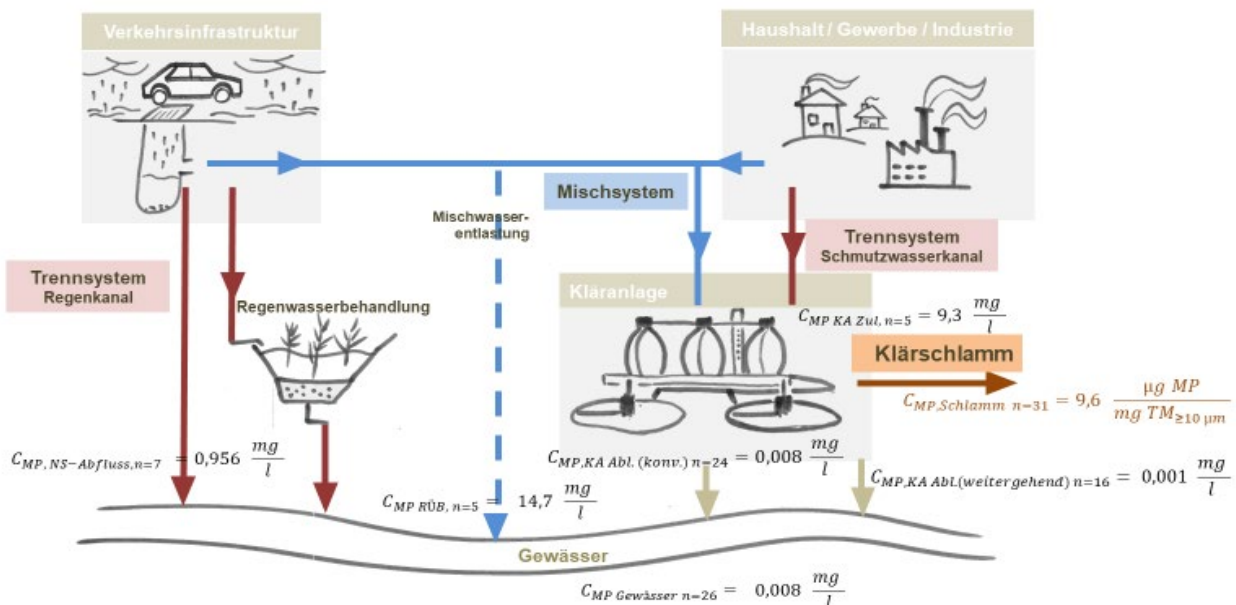


Abbildung 6-3: Eintragungspfade von Mikroplastik aus der Siedlungswasserwirtschaft in Gewässer mit durchschnittlichen MP-Massengehalten

Hohe Zahl an Einleitstellen in Gewässer

In Bezug auf die Erhebung vertiefter Daten zu MP-Einträgen über Misch- und Niederschlagseinleitungen in Gewässer sowie die Ableitung von relevanten Entlastungspotenzialen sind die unterschiedlichen in der Praxis eingesetzten Einrichtungen zur Behandlung des Abwassers in der Misch- und Regenwasserkanalisation zu berücksichtigen, wie Regenüberlaufbecken (RÜB), Stauraumkanäle (SKU, SKO), Regenklärbecken (RKB), Retentionsbodenfilter (RBF) etc.

Die große Zahl an einzelnen Einleitstellen aus der Misch- und Regenwasserkanalisation stellt eine besondere Herausforderung für mögliche Maßnahmen zur Verringerung von Mikroplastikeinträgen dar. Nach Dettmar und Brombach (2019) gibt es in Deutschland (Datengrundlage 2016) offiziell 25.123 Regenüberlaufbecken und Stauraumkanäle, 20.385 Regenüberläufe im Mischsystem sowie 4.133 Regenklärbecken in der Regenwasserkanalisation. Die tatsächliche Zahl an Einleitstellen dürfte sehr viel höher liegen, da Ableitungen von Verkehrsflächen gerade im ländlichen Bereich oder von Autobahnen in den vorgenannten Daten nicht enthalten sind. Problematisch im Hinblick auf Emissionsminderungen zeigt sich zudem die Berücksichtigung der Abflüsse von Verkehrsflächen außerhalb der Siedlungsbebauung, die weder gefasst noch gereinigt werden.

6.4 Grobabschätzung der MP-Einträge über die Siedlungswasserwirtschaft

Aufgrund der geringen Datendichte wurde auf eine explizite Frachtberechnung zu einzelnen, lokalen Eintragspfaden verzichtet. Um die Größenordnung der Kunststoffemissionen über die Siedlungswasserwirtschaft in Deutschland dennoch grob abschätzen zu können, wird zu den in Abbildung 6-3 dargestellten Konzentrationen zusätzlich die Abwassermengen der einzelnen Eintragspfade berechnet, um daraus eine Gesamtfracht abzuleiten.

Grundlage für die Berechnung sind die vom Statistischen Bundesamt erfassten charakteristischen Abwassermengen (DESTATIS, 2018; Stand: 2016), die in Tabelle 6-2 dargestellt sind. Die Daten aus dem Erhebungsjahr 2016 werden als Einwohnergleichwerte mit dem Bevölkerungsstand aus dem Jahr 2020 korrigiert und sind in Tabelle 6-2 in Klammern angegeben.

Tabelle 6-2: Abwassermengen im Zulauf öffentlicher Abwasserbehandlungsanlagen, Stand: 2016 (DESTATIS, 2018); in Klammern sind die für das Jahr 2020 korrigierten Daten angegeben

| Schmutzwasser [Mio. m³] | Fremdwasser [Mio. m³] | Niederschlagswasser [Mio. m³] |
|---|---|---|
| 5.054 (5.094) | 2.050 (2.127) | 2.475 (2.451) |
| 53 % | 21 % | 26 % |

Für die weiteren Abschätzungen werden zwei wesentliche Stoffströme unterschieden:

- zum einen das Schmutzwasser, das sich aus dem Abwasser der angeschlossenen Haushalte, Gewerbe und Industrien sowie durch einen Anteil Fremdwasser (z. B. Grundwassereintrag in die Kanalisation, Einlauf von Regenwasser über Schachtdeckel, Fehlan schlüsse, etc.) zusammensetzt und zum anderen
- der Niederschlagswasserabfluss, welcher im Ereignisfall (Niederschlagsereignis, Schneeschmelze) aus den Siedlungsgebieten abfließt.

Diese Stoffströme werden entweder gemeinsam im Mischsystem oder jeweils separat im Trennsystem (mit Regen- bzw. Schmutzwasserkanalisation) abgeleitet.

Das Niederschlagswasser, das nicht zur Kläranlage gelangt und über Punkt- oder diffuse Quellen in die Gewässer entlastet wird, wird nicht durchgängig erfasst und muss abgeschätzt werden. Dafür wird für das gesamte Bundesgebiet der Direktabfluss mit Hilfe der mittleren Niederschlagshöhe (mm) und der abflusswirksamen, versiegelten Siedlungs- und Verkehrsfläche (abzüglich der Grün- und Freiflächen sowie der Außerortsstraßen) bestimmt. Für die Ermittlung der abflussrelevanten Teilflächen werden die Flächenangaben von DESTATIS (2020a) sowie DESTATIS (2020b) genutzt, die in Abbildung 6-4 zusammengefasst dargestellt sind.



Abbildung 6-4: Ermittlung der abflusswirksamen, an der Kanalisation angeschlossenen Fläche im Deutschlands

Für die Bestimmung der versiegelten Siedlungs- und Verkehrsfläche wird ein durchschnittlicher Versiegelungsgrad von 45,1 % (UBA, 2020) und ein Abflussbeiwert von 0,7 für Siedlungs- bzw. 0,9 für Verkehrsflächen (DWA-A/M 102, 2022) angenommen. Die mittlere Niederschlagshöhe aus dem Jahr 2020 von 705 mm (DWD, 2020) wird aufgrund von systematischen Benetzungs- und Verdunstungsverlusten am Messgerät gegenüber dem auf der Erdoberfläche auftretenden Niederschlag um 8,9 % erhöht und korrigiert mit 767,6 mm angenommen. Daraus ergibt sich im Bundesgebiet ein Direktabfluss von ca. 12.900 Mio m³.

Der Gesamtabfluss wird regional unterschiedlich im Misch- oder Trennsystem abgeleitet bzw. behandelt. Die genaue Verteilung dieses Abflusses ist unbekannt. Während Mischwassersysteme in Süddeutschland weit verbreitet sind, ist in Nord- und Ostdeutschland häufiger das Trennsystem eingesetzt (Dettmar, Brombach, 2019); als Folge der Vorgabe des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, 2009) wird der Anteil des Trennsystems zukünftig weiter steigen. Im Zuge gesonderter Recherchen für die einzelnen Bundesländer wurde eine Verteilung des Direktabflusses berechnet (Zhang, 2022). Demnach werden im deutschlandweiten Mittel 28,9 % des Niederschlagswassers in der Misch- und 71,1 % über die Trennkanalisation abgeleitet. Diese Aufteilung wird in einem überschlägigen Modell nach Abbildung 6-5 zur weiteren Aufteilung der anfallenden Abwassermengen verwendet.

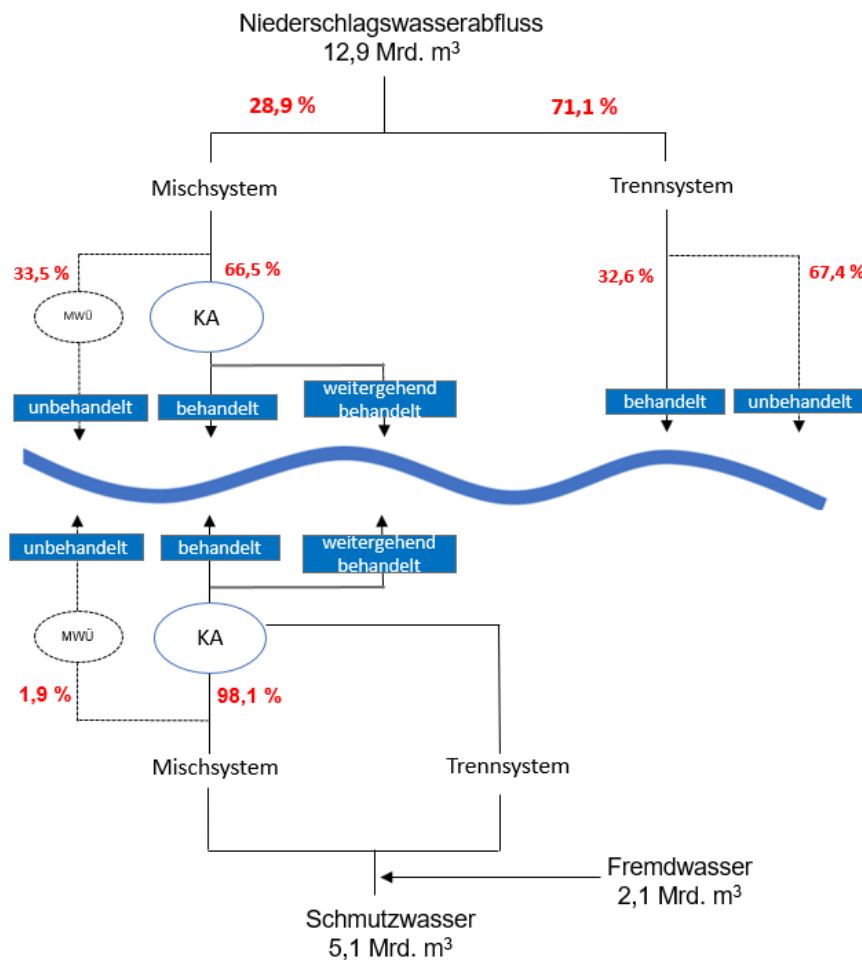


Abbildung 6-5: Überschlüssiges Modell zur Ermittlung der siedlungswasserwirtschaftlichen Abwassermengen für das Jahr 2020

Über die Mischwasserkanalisation wird der Niederschlagswasserabfluss zusammen mit dem Schmutzwasser zur Kläranlage geführt und behandelt bzw. über Mischwasserüberläufe unbehandelt in die Gewässer abgeschlagen. Der Anteil an abgeschlagenem Abwasser ist stark abhängig vom Einzugsgebiet, den Reinigungskapazitäten der angeschlossenen Kläranlagen sowie den Niederschlagsdynamiken. Für die Berechnung des Volumens der deutschlandweiten Mischwasserüberläufe wird vom kalkulierten Abfluss im Mischsystem die anteilig in Kläranlagen behandelte jährliche Niederschlagsmenge sowie das Auffangvolumen der Regenentlastungsanlagen im Mischsystem abgezogen. Bei einem Mischwasserüberlaufereignis wird von einem Mischungsverhältnis des Schmutz- zu Niederschlagswasser von 1:9 ausgegangen (DWA-A 102, 2020). Daher wird eine entsprechende Menge des Mischwasserüberlaufs aus dem Niederschlagswasser als unbehandelter Pfad des Schmutzwassers aus dem Mischsystem in die Gewässer angenommen.

Bezogen auf den Kläranlagenablauf sind bereits 17 % der Kläranlagen mit einer weitergehenden Reinigung bzw. Abschlussfiltration ausgestattet (Destatis, 2018), was ca. 13 % der gesamten auf Kläranlagen behandelten Abwassermenge entspricht.

Im Trennsystem wird der Niederschlagswasserabfluss je nach Verschmutzungsgrad behandelt, bevor er in ein Oberflächengewässer eingeleitet wird. Derzeit sind keine Informationen verfügbar, welche Mengen des Abflusses gereinigt, zeitweise gereinigt oder zwischengespeichert werden und welche Mengen unbehandelt in Oberflächengewässer eingeleitet werden. Den Berechnungen Zhang (2022) zur Folge werden in Deutschland im Trennsystem 67,4 % des Abflusses unbehandelt und 32,6 % über eine Behandlungsanlage in die Gewässer abgeschlagen.

Ferner sind die Reinigungsleistungen der Behandlungsanlagen unbekannt, die Effizienz hängt vom Verhältnis des Beckenvolumens zum Einzugsgebiet, von der Abflussmenge und vom Bemessungsregenenertrag ab. Es wird anhand von AFS-Erfahrungswerten von Schleifenbaum et al. (2016) und durch Untersuchungen der TUB (Projekte DSWT und OEMP) ein Wirkungsgrad der Behandlungsanlagen von 40 % angesetzt.

Aus den vorstehend grob abgeschätzten Abwassermengen und den MP-Konzentrationen in Abbildung 6-3 lassen sich überschlägige MP-Frachten und eine Gewichtung der Eintragspfade bestimmen, die in Tabelle 6-3 dargestellt sind.

Tabelle 6-3: Überschlägig abgeschätzte Abwassermengen und Mikroplastikkonzentrationen entlang der Eintragspfade aus der Siedlungswasserwirtschaft

| Eintragspfad | Abwassermenge [m³] | MP-Konzentration [mg/l] | Überschlägige MP-Fracht [Mg/a] | Prozentualer Anteil [%] |
|---|--------------------------------------|---|---------------------------------------|--------------------------------|
| Kläranlagenablauf | 9.672 Mio. m ³ | 0,008 (konventionell) 0,001 (weitergehend) | 68,6 | 0,2 |
| Mischwasserüberlauf | 1.404 Mio. m ³ | 14,7 | 20.650,7 | 72,9 |
| Regenabfluss Trennsystem - unbehandelt | 6.174 Mio. m ³ | 0,956 | 5.902,8 | 20,8 |
| Regenabfluss Trennsystem – behandelt | 2.984 Mio. m ³ | 0,574 (40 % Reinigung ggü. ohne Behandlung) | 1.711,9 | 6,0 |
| Gesamt | 20.235 Mio. m ³ | - | 25.205,0 | 100 |

Aufgrund der mangelhaften Datengrundlage sowohl für die qualitative als auch für die quantitative Bestimmung insbesondere zu den Misch- und Niederschlagswassereinleitungen sind die absoluten Zahlenwerte in Tabelle 6-3 mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet und dienen ausschließlich dem relativen bzw. tendenziellen Vergleich der Eintragspfade. Die überschlägigen Ergebnisse zeigen dabei die eindeutige Tendenz, dass die größten MP-Einträge in Gewässer aus unbehandelten Misch- und Niederschlagswassereinleitungen stammen. Weitere und detailliertere Bilanzierungen sind derzeit in Bearbeitung.

6.5 Weiterer Untersuchungsbedarf

Zu Misch- und Niederschlagswassereinleitungen liegen bisher keine systematisch, nach harmonisierten Messmethoden ermittelte und anhand von detaillierten Angaben zu den Einzugsgebieten und Niederschlagsereignissen bewertete Messdaten zu MP-

Massenkonzentrationen vor. Da Misch- und Niederschlagswassereinleitungen als wesentlicher Eintragspfad von Mikroplastik in Gewässer vermutet werden, besteht hier erhöhter Untersuchungsbedarf, um diese Einträge quantifizieren und bewerten zu können.

Neben dem ohnehin hohen analytischen Aufwand für die massenbezogene MP-Analytik sind aufgrund des dynamischen Abflussverhaltens von Misch- und Niederschlagswasserabflüssen zusätzliche Herausforderungen für die Erlangung von repräsentativen, ereignisabhängigen Messwerten zu berücksichtigen. Dazu fehlt bisher auch das Verständnis für die zeitliche Verteilung der Mikroplastik-Frachten bei Abschlagsereignissen.

Es fehlen zudem Daten für eine Beurteilung des Mikroplastik-Rückhalts in den unterschiedlichen Anlagen zur Mischwasser- und Niederschlagswasserbehandlung (wie Regenüberlaufbecken, Regenklärbecken, Retentionsbodenfilter sowie Aggregaten mit Lamellenseparatoren, Filtereinsätzen etc.). Bekannte Abscheideleistungen solcher Anlagen bspw. für sedimentierbare Stoffe lassen sich auf Mikroplastik als Vielstoffgemisch mit unterschiedlichen werkstofflichen Eigenschaften (Größe, Dichte, Formgebung) nicht direkt übertragen. Auch ist der Transport und Verbleib von Mikroplastik innerhalb der Abwasserinfrastruktur – insbesondere für den auf Verkehrsflächen anfallenden Reifenabrieb, der als eine der größten Mikroplastikquellen gilt – noch größtenteils unklar.

Bei weiteren Mikroplastik-Untersuchungen ist auch zu prüfen, welche Relevanz der für die Bewertung der stofflichen Belastung von Niederschlagswasser in der Arbeits-/Merkblattreihe DWA-A/M 102 (2020 – 2022) eingeführte Referenzparameter AFS63 in Bezug auf Kunststoffemissionen hat.

7 Sozialwissenschaftliche Analyse der Regulierungsvorschläge und -maßnahmen weltweit

7.1 Verortung von Plastikregulierung in den Internationalen Beziehungen und Vorgehen

Das sozialwissenschaftliche Arbeitspaket des REPLAWA-Vorhabens legt mit der Analyse von weltweiter Plastikregulierung einen Fokus auf unterschiedliche Initiativen: Zum einen adressiert es jene Aktivitäten, die auf internationaler Ebene entstanden sind, zum anderen untersucht es auch nationale Maßnahmen, aber aus einer international vergleichenden Perspektive. Hinzu kommt ein analytisches Interesse an nicht-staatlichen Akteuren und deren Aktivitäten hinsichtlich einer Vermeidung von Verschmutzung durch Plastik. Dies umfasst Nichtregierungsorganisationen (NGOs), private Akteure wie Unternehmen und Verbände oder hybride Initiativen, in denen

staatliche und nichtstaatliche Akteure im Sinne einer Public Private Partnership (PPP) zusammenarbeiten.

Konkret trägt das Arbeitspaket aus dem politikwissenschaftlichen Teilgebiet der Internationalen Beziehungen (IB) in mehreren Schritten zur Wissensvermehrung über Regulierungsvorschläge und -maßnahmen bezüglich Plastik bei: In einem ersten Schritt wurden Regulierungsinitiativen von internationalen Akteuren systematisch recherchiert und aufbereitet. Auf Grundlage dieser Recherche entstanden zwei Datenbanken:

- eine davon zu staatlicher Regulierung („PlasticsReg“) sowie
- eine zu zivilgesellschaftlichen Regulierungsinitiativen.

Diese wurden anschließend zur systematischen Untersuchung regulativer Aktivitäten genutzt. Dies umfasste insbesondere die Analyse der Interessen der staatlichen wie privaten Akteure und deren Auswirkungen auf die Regulierung sowie die kausalanalytische Erklärung der Wahl bestimmter Regulierungsinstrumente.

Während der Bearbeitung des Projektes zeigten sich zwei Herausforderungen, die mit dem Gegenstand der Analyse zu tun haben: Die Implikationen einer grundsätzlichen Unterscheidung zwischen Mikro- und Makroplastik für die Regulierung sowie die Dynamik bei den nationalen Regulierungsmaßnahmen während der Bearbeitungszeit. Wie bekannt, wird generell zwischen Mikro- und Makroplastik unterschieden (siehe Abbildung 2-1). Innerhalb von Mikroplastik muss zudem noch zwischen primärem und sekundärem Mikroplastik differenziert werden, wobei nur ersteres in dieser Größe produziert wurde, während letzteres durch Verwitterung und Abrieb von Makroplastik entsteht. Dies ist deshalb relevant, weil die empirische Bestandsaufnahme zeigt, dass beide Mikroplastikarten in der Umwelt vorgefunden werden. Die Untersuchungen aus dem Bereich der Siedlungswasserwirtschaft zeigen, dass die eingetragenen Mikroplastikpartikel nur zu einem gewissen Anteil primäres Mikroplastik ist, aber auch sekundäres Mikroplastik auffindbar ist. Eine Analyse des Regulierungsgegenstandes „Mikroplastik“ hätte somit nur einen kleineren Ausschnitt der Grundgesamtheit von Plastik im Abwasser abgedeckt.

Auch hätte die immense Dynamik wie Varianz der gesamten Regulierungsmaßnahmen kaum dargestellt werden können, wenn allein auf primäres Mikroplastik geschaut worden wäre. Letztlich wurden sämtliche Regulierungsbestrebungen zu Plastik zum Untersuchungsgegenstand, weil die strikte Trennung von Mikro- und Makroplastik die komplexe Realität der Eintragsquellen von Plastik in die Umwelt nicht abbilden kann. Außerdem hat sich die internationale Regulierung während der Projektlaufzeit sehr dynamisch weiterentwickelt, sodass sich Trends und Muster während der Bearbeitung kontinuierlich veränderten. Dies hat die Datenerhebungsphase verlängert, sodass das Projekt letztendlich sogar über die Verregelung zwischen 1993 und 2021 signifikante Befunde anbieten kann.

Vorgehen bei der sozialwissenschaftlichen Analyse

Im Folgenden werden die Ergebnisse des sozialwissenschaftlichen Arbeitspakets dargestellt, indem zunächst die globale Regulierungsebene im Sinne einer Global Plastics

Governance kritisch evaluiert wird. Auch, weil es auf internationaler Ebene bislang nur wenig Regulierung gibt, die sich zentral mit Plastik beschäftigt, erscheinen die nationalen Aktivitäten in Summe umso relevanter für eine Begrenzung der globalen Plastikverschmutzung. In diesem Zusammenhang liefert die Projektdatenbank *PlasticsReg* einen Datensatz, der genutzt werden kann, um die nationale Regulierung in international vergleichender Perspektive darzustellen und Muster wie Trends zu identifizieren. Auf der Grundlage der zweiten Datenbank zu internationalen Aktivitäten privater Akteure können die Ergebnisse zur nationalen Regulierung gespiegelt werden, indem vorgestellt wird, wie Nichtregierungsorganisationen (NGOs), Unternehmen oder Verbände sowie hybride Konstellationen (etwa PPP) auf die zunehmende Plastikverschmutzung reagieren. Dann werden zentrale Ergebnisse der Analyse von Akteursinteressen, Problemstruktur und dezentrierten Normdynamiken für die Wahrscheinlichkeit von Kooperation und die Effektivität von Regulierungsmaßnahmen dargestellt. Abschließend wird die Frage nach der Erklärung unterschiedlicher Verbreitungsmuster in der Regulierung diskutiert.

7.2 Globale Plastikgovernance? Internationale Organisationen jenseits von Plastikfokus und verbindlichen Regeln

Die Dynamik der politischen Praxis übersetzt sich auch in die Forschung zu Regulierungsfragen. In den letzten Jahren ist eine Vielzahl von Forschungsergebnissen veröffentlicht worden, die den Ist-Zustand nationaler Regulierungen abbildet und dabei unterschiedliche Aspekte beleuchtet (Xanthos, Walker 2017, Behuria 2021). Allerdings zeigen sich innerhalb dieser Studien gleichermaßen Muster wie Lücken. Aufgrund ihres Backgrounds in der Geographie, im Völkerrecht, in den Umweltwissenschaften oder durch eine interdisziplinäre Perspektive sind sie nur am Rande an der Erklärung spezifischer Regulierung interessiert bzw. stellen oftmals allein die Frage nach dem Vorhandensein von Regulierung. Zudem haben viele Studien entweder einen Fokus auf einzelne Staaten, Regionen und/oder bestimmte Plastikprodukte (Adam et al., 2020; Bezerra et al., 2021; Farrelly et al., 2021; Ortiz et al., 2021). Deshalb ist das Feld bestimmt durch Fallstudien, die nur durch einen Ausschnitt internationaler Verregulung gekennzeichnet sind und auch Regulierungsfragen nicht zwingend in den Mittelpunkt stellen.

Die IB ermöglichen eine spezifische Perspektive auf die internationale Bearbeitung von Umweltproblemen, die sich mit dem Konzept von Global Environmental Governance umreißen lässt. Mit Global Governance ist ein Zusammenspiel verschiedener Trends gemeint, die eine gewisse Abkehr von staatsgeleiteter Außenpolitik bedeutet, die sich vor allem mit Sicherheitsfragen beschäftigt (Dingwerth, Pattberg, 2006; Barnett, Pevehouse, Raustiala, 2021). Stattdessen wird davon ausgegangen, dass Akteure jenseits von Staaten für die globale Steuerung wichtiger werden, da sie bestimmte Problemlösungskapazitäten zu Verfügung stellen können. Dadurch diversifizieren sich auch Steuerungsinstrumente, die von klassischer Diplomatie über völkerrechtliche Verträge bis hin zu Blaming und Shaming via öffentlichen Druck reichen können. Ein solcher Akteurspluralismus findet sich aber nicht nur auf der globalen

Ebene, sondern umfasst auch die regionale, nationale wie lokale Ebene. Gerade die Umweltpolitik bietet sich als Beispiel für die Wichtigkeit unterschiedlicher politischer Ebenen an und verdeutlicht zudem, dass von verschränkten Ebenen ausgegangen werden muss. Dabei impliziert Global Governance kein Global Government, also weder Weltstaat noch Weltregierung, sondern fokussiert allein auf das Steuern, das Regieren und Regulieren als politische Praxis. Weil Global Governance jedoch ein plurales Mehrebenensystem darstellt, in dem unterschiedliche Akteure diverse Steuerungsformen nutzen, verschiebt sich Autorität im System. Der Staat als bisheriger Herrschaftsmonopolist wandelt seine Rolle und wird zum Herrschaftsmanager (Genschel, Zangl, 2008). Global Environmental Governance untersucht nun das Zusammenspiel von Akteuren und Ebenen im Bereich der Umweltpolitik und analysiert dazu die spezifische Institutionalisierung des Politikfeldes.

Dementsprechend fügt sich die Analyse von Plastikregulierung in die Untersuchung anderer Bereiche von Global Environmental Governance ein: Auch bei diesen geht es um die Vermeidung oder Regulierung von bestimmten Stoffen, aber auch um diverse Praktiken, die zu Schutz der Natur und Umwelt beitragen (Biermann, Pattberg, 2012; Dauvergne, Alger, 2018).

Internationale und regionale Organisationen mit Regulierungsinitiativen

Somit ergibt sich aus Sicht der IB zunächst, von der globalen Ebene zu analysieren, welche Initiativen es zur Bearbeitung des globalen Problems der Plastikverschmutzung bereits gibt. Dabei stellen vor allem Internationale Organisationen (IOs) zentrale Bezugspunkte für Regulierungsinitiativen dar. Prinzipiell gilt dabei, dass die globale Umweltpolitik sektoral aufgebaut ist, d. h., dass es zu verschiedenen Umweltproblemen auch entsprechend unterschiedliche Regulierung gibt (Breitmeier, 2018). In Ergänzung zu den spezifischen Fragen von Klima, Ozon oder Biodiversität, haben sich in den letzten Jahren auch die Sustainable Development Goals der UN (SDGs) als Fixpunkt für umweltregulatorische Fragen entwickelt. Die SDGs stellen einen übergeordneten ökologischen, ökonomischen und sozialen Rahmen für Nachhaltigkeit und Entwicklung bereit. Für die Frage nach internationaler Plastikverschmutzung zeigte sich, dass es innerhalb der UN unterschiedliche Initiativen von Unterorganisationen oder Gremien gibt, etwa UNEPs „Global Partnership of Marine Litter“ oder die „Clean Seas Campaign“. Auch andere IOs wie die Weltbank haben mit dem „Problue fund“ Programme aufgelegt, die in diesem konkreten Fall finanziell unterstützen sollen. Von Regulierung in einem völkerrechtlichen Sinne sind die Aktivitäten aber weit entfernt und stellen stattdessen Vorschläge oder Empfehlungen dar. Hinzu kommen IOs oder rechtliche Abkommen, in den Kunststoffen und ihre Regulierung peripher thematisiert werden, etwa innerhalb der Welthandelsorganisation (WTO) und in Abkommen zu maritimen Frage wie dem Seerechtsübereinkommen der UN (UNCLOS), dem Internationalen Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) oder in der London Convention (Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen).

Letztlich gibt es aber nur zwei Foren, in denen eine spezifische Regulierung von Plastik global diskutiert wird bzw. bereits vorliegt:

Innerhalb des Basler Übereinkommens über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle und ihrer Entsorgung gibt es seit 2019 eine verbindliche Regulierung, wie mit Exporten von Kunststoffmüll umgegangen werden kann. Neben einer Transparenzpflicht für Exporteure sieht die Ergänzung sowohl die finanzielle wie wissensbasierte Unterstützung von Recyclingkapazitäten in Importländern als auch eine generelle Reduzierung des Handels mit Kunststoffmüll vor (Basel Convention, 2022).

Bei der United Nations Environment Assembly (UNEA) handelt es sich um das zentrale Gremium der Vereinten Nationen im Umweltbereich. Seit 2014 wird dort auch die Mikroplastik-Thematik sowie die Kunststoffverschmutzung der Ozeane diskutiert und auch eine internationale Expert:innenkommission wurde dazu eingerichtet. Allerdings scheiterten wiederholt Vorschläge einer verbindlichen Regulierung zur Reduzierung von Kunststoffmüll. Erst im Februar 2022 konnte die Aufnahme von Regierungsgesprächen für ein verbindliches Kunststoffabkommen beschlossen werden (UNEA, 2022).

Auf international regionaler Ebene zeigt sich ein sehr uneinheitliches Bild:

Die höchste Regulierungstätigkeit ist bei der Europäischen Union (EU) beobachtbar (Hentschel, Kaser, 2019; Calisto Friant/Vermeulen, Salomone, 2021; Palm et al., 2022). Eine 2018 verabschiedete Kunststoffstrategie zielt auf die Vermeidung von Plastikabfällen durch die Erhöhung der Recyclingquoten von Kunststoff, während der neue EU-Aktionsplan für eine Kreislaufwirtschaft im März 2020 die Kunststoffstrategie vertieft und auf Wertschöpfungsketten unterschiedlicher Produktgruppen abzielt. Konkretisiert wurde die EU-Regulierung zudem durch zwei Richtlinien, die die Mitgliedsstaaten umsetzen müssen: Die Plastiktütenrichtlinie von 2015 und die Einwegkunststoffrichtlinie von 2019. Schließlich hat auch die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) eine weitreichende Beschränkung von primärer Mikroplastik vorgeschlagen, über die die Mitgliedstaaten noch 2022 abstimmen sollen (ECHA 2022).

Bei den anderen Regionalorganisationen gibt es dagegen weniger systematische und vor allem aufgrund ihrer anders gearteten Rechtsförmigkeit auch weniger verbindliche Initiativen: Die Afrikanische Union, der Verband Südostasiatischer Nationen (ASEAN) oder die Karibische Gemeinschaft (CARICOM) oder der Gemeinsame Markt Südamerikas (MERCOSUR) haben zwar die Problematik der Kunststoffverschmutzung erkannt, aber bislang noch keine systematischen Antworten darauf entwickelt.

Etwas anders sieht es bei den nicht-formalen Zusammenschlüssen von Staaten wie den G7 oder dem Commonwealth aus, die mit der Ocean Plastic Charter oder der Commonwealth Clean Ocean Alliance zumindest Aktionspläne vorgelegt haben, die allerdings auch nicht rechtlich bindend sind.

Insgesamt kann also festgestellt werden, dass eine Vielzahl internationaler wie regionaler Organisationen mittlerweile tätig wird, die genutzten Instrumente aber weitgehend unverbindlich bleiben und auch nicht zwingend an der Plastikproblematik ansetzen, sondern dies im Zuge ihrer Beschäftigung mit Weltmeeren oder Chemikalien folgte. Das größte Potential kommt dabei der UNEA-Initiative zu, die einen

entsprechenden völkerrechtlichen Vertrag vorbereiten soll. Weil aber auf globaler Ebene die deklaratorische Praxis (noch) überwiegt, steigt die Relevanz anderer Akteure bei den Regulierungsanstrengungen, wenn die Verschmutzung durch Plastik effektiv bearbeitet werden soll.

7.3 Zwischen Verbot und Selbstregulierung? Nationale Anti-Plastik-Regulierung im internationalen Vergleich

Da die systematische Bestandsaufnahme zur Regulierung internationaler Akteure zeigt, dass bislang keine globale Regulierung zu Plastik etabliert wurde und dass dort, wo doch globale Verregelung stattfindet, Plastik nicht den Fokus der Regulierung darstellt, werden stattdessen nationale Regulierungen für eine globale Kunststoffreduzierung umso entscheidender. Prinzipiell haben Staaten dazu mehrere Instrumente, die sich regulierungstheoretisch bestimmen lassen: Formen direkter Regulierung sind dabei zumeist Verbote, während andere Instrumente wie Steuern oder Gebühren konkrete Anreizstrukturen schaffen, bei denen Akteure wählen können, ob und wie sie auf die indirekte Steuerung reagieren. Schließlich nutzen auch staatliche Regulierungen zunehmend das Instrument der Selbstkoordination bzw. Selbstregulierung der Akteure vor dem Schatten der Hierarchie (Levi-Faur, Kariv-Teitelbaum, Medzini, 2021; Stewart, 2007; Djelic, Sahlin-Andersson, 2006). Welche Form gewählt wird und welche Muster sich über Zeit oder in verschiedenen Regionen zeigen, sind Fragen, die auf der Basis der im Projekt konzipierten Datenbank zu staatlicher Regulierung beantwortet werden sollten.

Auswertung der Datenbank zu staatlicher Regulierung

Die Datenbank „PlasticsReg“ (online verfügbar über die Webseite des Instituts für Internationale Beziehungen der TU Braunschweig unter <https://www.tu-braunschweig.de/ib/forschung/projekte/replawa/plasticsreg-datenbank>) erfasst nationale Gesetze, die Plastik als Regulierungsgegenstand haben, insbesondere die Inhalte und Strategien dieser Regulierungen. Dabei enthält PlasticsReg die Plastikregulierung aller 193 UN-Mitgliedsstaaten, die zwischen 1993 und 2022 auf nationaler Ebene eingeführt wurden und stellt ein Novum in der Datenbereitstellung für Fragen der Plastikregulierung dar, eine Totalerhebung von staatlichen Initiativen lag bislang nicht vor. Bestehende Datenbanken konzentrierten sich auf bestimmte Regionen, Zeiträume oder Politikfelder (Karasik et al., 2020). Innerhalb der Datenbank wurden die Fälle anhand der Plastikprodukttypen klassifiziert, auf die die Regulierung zielt: Single-Use Plastik, Plastiktüten, Microbeads und Styropor wurden dabei als zentrale Produktkategorien identifiziert. Zudem enthält PlasticsReg umfassende Informationen über die Art der Regulierung, die Regulierungsinstrumente, die adressierten Akteure, die angegebenen Begründungen sowie die Entwicklung der Policies im Zeitverlauf. Hinsichtlich der Plastikproduktregulierungen werden Verbote, Steuern oder Abgaben sowie Selbstregulierung unterschieden. Mögliche Adressaten einer Regulierung stellen Produzenten, Großhändler, Importeure, Konsumenten oder staatliche Entitäten dar. Die

Begründungen, die zur Rechtfertigung für die Einführung einer Policy angegeben werden, umfassen Umweltschutz, infrastrukturelle oder ökonomische Aspekte, die Harmonisierung mit Standards der Europäischen Union und den Schutz der menschlichen Gesundheit. Schließlich wird die zeitliche Dimension der globalen Verbreitung nationaler Plastikproduktregulierungen in zweierlei Weise abgetragen: Während für jeden Staat das Jahr der Einführung der ersten Regulierung erfasst wird, werden die Regulierungen in den jeweiligen Produktkategorien auch über die Jahre klassifiziert, in denen die erste und die neueste Policy eingeführt wurden. Außerhalb des Erkenntnisinteresses von PlasticsReg befinden sich jedoch subnationale Policies, aber auch jene, die die Entsorgungsphase des Plastikproduktlebenszyklus oder die Implementierung der einzelnen Regulierungen adressieren.

Somit legt PlasticsReg inhaltlich die Datengrundlage zur Beantwortung der Frage, wie Staaten regulativ auf die Plastikverschmutzung reagieren und welche Policies sie verabschieden. Konkret tragen die Daten zur Beantwortung der Fragen bei, wie sich die Regulierungen über die Zeit international verbreiten, wo sich welche Regulierungen finden lassen und welche Varianz sich ergibt, wenn die unterschiedlichen Regulierungen international verglichen werden.

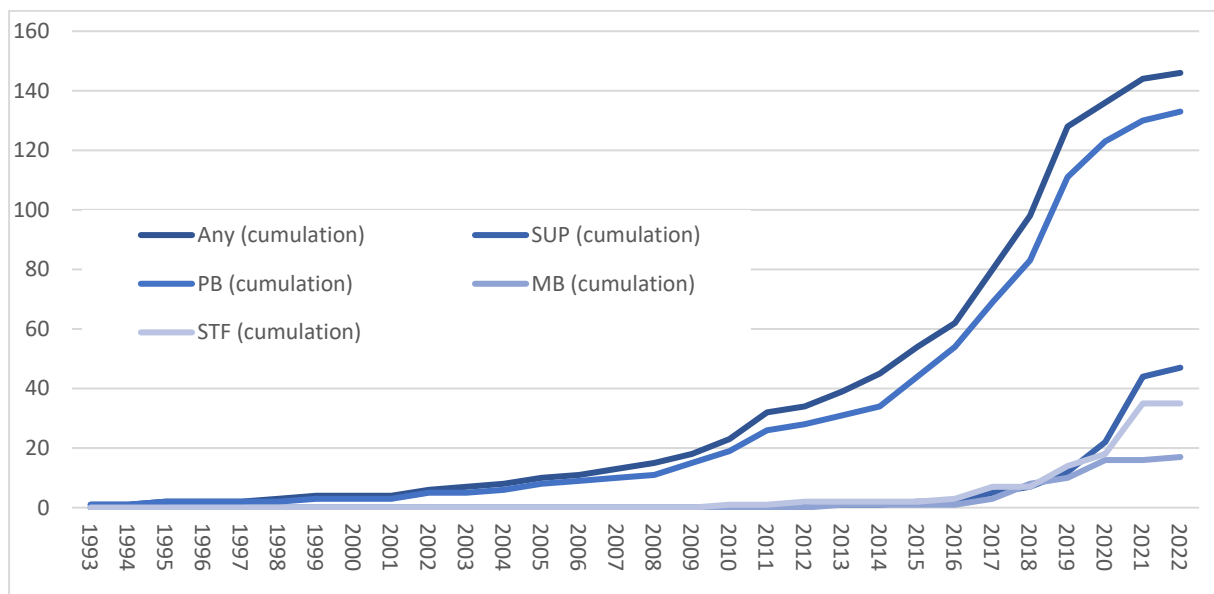


Abbildung 7-1: Entwicklung der weltweiten Plastikregulierung nach Produkttypen

Der erste Befund ist, dass Plastikregulierung über Zeit zugenommen hat und sich dabei hinsichtlich der regulierten Produkte – Plastiktüten (PB), Single-Use Plastik (SUP), Microbeads (MB) und Styropor (STF) – ausdifferenziert hat. Wie Abbildung 7-1 zeigt, haben mittlerweile über 146 Staaten eine entsprechende Regulierung etabliert. Zeitlich machte die Plastiktütenregulierung den Anfang und stellt fast 50% aller Regulierungen in PlasticsReg dar. Zudem lässt sich eine Beschleunigung der Etablierung von Regulierungen in den letzten Jahren feststellen: Hatten in den 1990er Jahren erst vier Staaten eine Anti-Plastik-Regulierung, waren es 2013 immerhin 39, 2018 bereits 98 Staaten, also die Hälfte aller Staaten überhaupt, und 2021 schließlich 144.

Allerdings zeigen sich große regionale Unterschiede darin, was und wie reguliert wird. Generell sind Europa und Ozeanien die beiden Regionen, in denen die meisten Staaten mindestens eine Plastikregulierung haben: 93 % aller europäischen Staaten und knapp 79 % aller Staaten Ozeaniens. Bei den Produkten fällt angesichts der Daten auf, dass Plastiktüten weltweit am häufigsten reguliert sind, ihr Anteil an regionaler Plastikregulierung allerdings erheblich variiert: Während sie 90 % aller Regulierung auf dem afrikanischen Kontinent ausmachen, liegt ihr Anteil in den amerikanischen Staaten bei nur 40 %. Single-Use-Plastik wird genau wie Microbeads vor allem in Europa reguliert.

Wie Abbildung 7-2 verdeutlicht, nutzen Staaten unterschiedliche Regulierungstypen in variierendem Maße: Vor allem wird auf Verbote gesetzt, während indirekte Steuerung über Steuern und Abgaben weitaus weniger genutzt wird. Die Regulierung zu Plastiktüten illustriert das Verhältnis recht gut: Weltweit sind 66% der Plastiktütenregulierungen Verbote und nur 23 % Abgaben oder Steuern. Selbstregulierung kommt international mit 3,4 % aller Regulierungen zu Plastik kaum und jenseits der europäischen Staaten gar nicht vor.

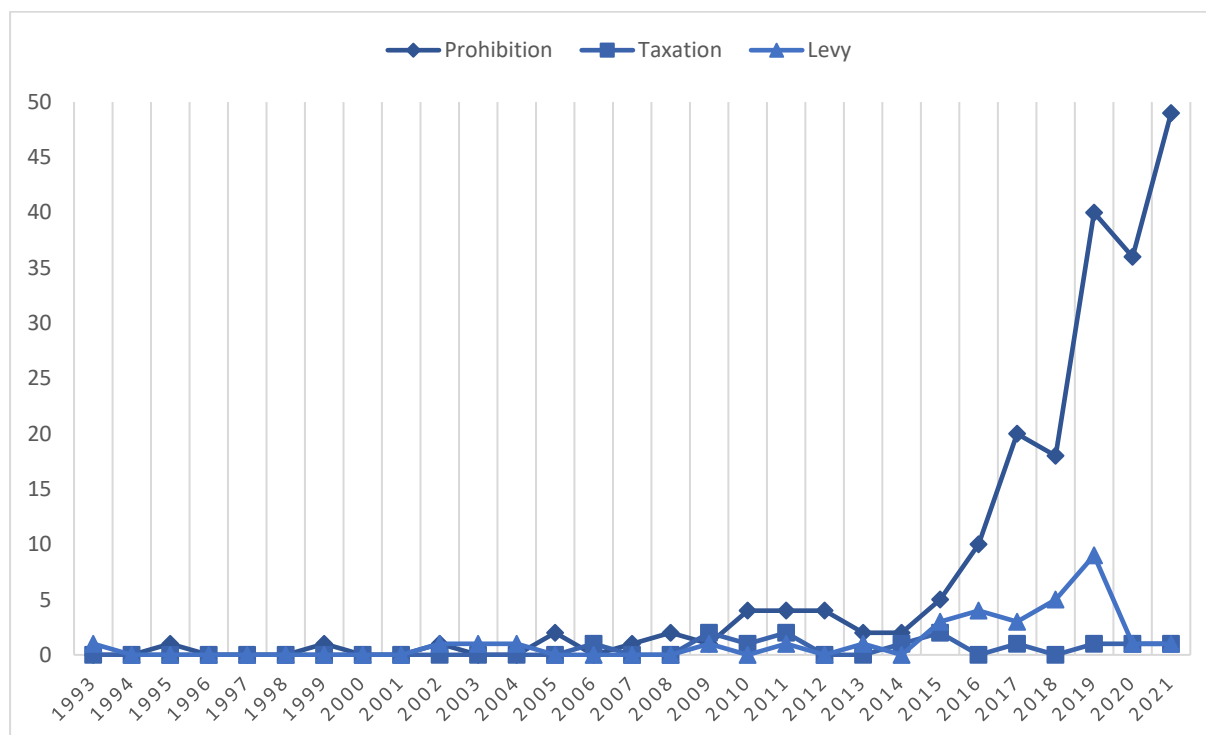


Abbildung 7-2: Entwicklung der weltweiten Plastikregulierung nach Regulierungstypen, hier Verbot (Prohibition), Steuer (Taxation) und Abgabe (Levy)

Es lassen sich insgesamt sehr unterschiedliche Muster finden, die gesondert analysiert werden. Zwei Anmerkungen sind aber im Hinblick auf die starke Verbreitung von Verboten zu machen: Einerseits gelten sie als ein relativ günstiges und vermeintlich hartes Regulierungsinstrument, andererseits zeigen jedoch verschiedene Studien, dass die Implementierung und Überwachung solcher Verbote komplex ist und nicht überall gelingt. Somit darf der Effekt, der von Verboten ausgeht, nicht überschätzt werden und sollte durch Fallstudien geprüft werden. Dennoch spricht die starke Verbreitung

von Verboten dafür, den Großteil der Regulierungen tatsächlich als Anti-Plastik-Policies zu interpretieren.

7.4 Vereint gegen die globale Plastikverschmutzung? Die Rolle von privaten Akteuren

Jenseits der staatlichen wie zwischenstaatlichen Regulierung thematisieren auch weitere Akteure zunehmend Fragen danach, ob und wie Plastik besser reguliert werden kann, sodass eine Verschmutzung von Ökosystemen durch Makro- oder Mikroplastik ausbleibt. So unterschiedlich wie die Akteure sind, die unter dem Label „private Akteure“ zusammengefasst werden, nämlich NGOs, Unternehmen oder Verbände, so divers ist dabei auch der jeweilige Fokus der Initiativen (Loges, Jakobi, 2020; Dauvergne, 2018a):

Viele Unternehmen, die einen größeren Anteil an Plastikverbrauch und dementsprechend auch an der Entstehung von Plastikmüll haben, wie Coca-Cola, Starbucks, McDonalds, Colgate-Palmolive, Unilever oder Johnson & Johnson haben Initiativen gestartet, um ihre Nutzung von Plastik zu reduzieren oder besseres Recycling zu gewährleisten. Ähnliche Aktivitäten lassen sich auch bei bestimmten Verbänden wie dem World Plastic Council, Plastic Europe, PLASTIC oder Cosmetics Europe finden, die eigene Maßnahmen ergriffen haben, mit denen sie zur Vermeidung von Plastikverschmutzung beitragen möchten. Allerdings zeigt sich auch, dass unternehmerische Kampagnen andere Narrative setzen, indem sie etwa auf der Seite „This is Plastics“ der Plastics Industries Association auf die Vorzüge von Kunststoffen fokussieren und die Notwendigkeit von Plastik für Hygiene oder Sicherheit betonen. Jenseits individueller Aktivitäten haben sich auch neue Zusammenschlüsse von Unternehmen in Initiativen etabliert, etwa die Alliance to End Plastic Waste, an der sich 70 transnationale Unternehmen beteiligen und die durch vor allem technische Innovationen versucht, die Plastikproblematik zu lösen. Auf der anderen Seite des Spektrums privater Akteure finden sich neben Umwelt-NGOs wie Greenpeace, die auch die Plastikverschmutzung thematisieren, weitere NGOs und NGO-Netzwerke wie Break free from Plastic oder die Plastic Pollution Coalition, deren Hauptanliegen die weitgehende Reduzierung von Plastikmüll und Plastikverschmutzung ist. Ihre Aktivitäten umfassen unterschiedliche Instrumente und Strategien, von Informationskampagnen für Konsument:innen, über lokale Strandsäuberungsaktionen bis hin zur Erzeugung von Druck auf Unternehmen oder Staaten.

Auswertung der Datenbank zu nicht-staatlichen Akteuren

Zur Rolle privater Akteure wurde die Datenbank „International Actions Against Plastic Pollution“ mit dem Fokus auf nicht-staatliche Akteure entwickelt. Sie beschreibt 106 Fälle von international organisierten, transnational ausgerichteten Anti-Plastik-Aktivitäten, die zwischen 2015 und 2019 existierten. Somit stellt die Datenbank nur einen Ausschnitt der Governance-Bestrebungen nicht-staatlicher Akteure im Bereich der internationalen Plastikregulierung dar. Das Ziel der Datenbank ist es dennoch, einen

Überblick über Aktivitäten zu geben und deren strategische Ausrichtung zu systematisieren, indem die Ziele der Aktion, Strategien zur Erreichung dieser Ziele, adressierte Plastikprodukte und Akteure sowie die kommunizierte Motivation der Akteure abgetragen werden.

Eine deskriptive Auswertung der Datenbank verdeutlicht, dass es zwischen NGOs und Unternehmen bzw. Verbänden durchaus Gemeinsamkeiten gibt. So verweisen alle untersuchten Initiativen grundlegend auf den Schutz der Umwelt vor Plastikverschmutzung als die zentrale Motivation. Allerdings zeigen sich bereits an den kommunizierten Zielen ihrer Aktivität wesentliche Unterschiede: Während 80 % der NGOs in der Vermeidung von Plastik ihren Beitrag zur Reduzierung sehen, zielen 60 % der Aktionen von Unternehmen und Verbänden auf eine Verringerung der Plastikverschmutzung durch technische Lösungen, vor allem durch Recycling. Demgegenüber kommunizieren nur 27 % der NGO-Initiativen dieses Ziel überhaupt. Aus diesen Unterschieden speist sich auch die Varianz bezüglich konkreter Aktivitäten, genutzter Strategien sowie adressierter Akteure und Plastikprodukte. Unternehmen und Verbände setzen häufig auf konkrete Projekte (35 %), die sie unterstützen, während NGOs zu einem Großteil über Kampagnen arbeiten (54 %). Auch die genutzten Strategien spiegeln die divergierenden Ziele und Aktivitäten wider: Unternehmen/Verbänden fokussieren auf Innovationen (50 %) oder die Einrichtung von Recyclingsystemen (45 %), NGOs hingegen in 85 % aller Kampagnen auf die Erhöhung der Aufmerksamkeit für die Problematik, indem Informationen bereitgestellt werden (39 %). Dabei zielen beide Akteursgruppen vorrangig auf Konsument:innen (NGOs: 88 %, Unternehmen/Verbände: 70 %), aber auch Unternehmen werden in ähnlichem Maße adressiert (NGOs: 39 %, Unternehmen/Verbände: 30 %). Zwar sehen NGOs im Vergleich zu Unternehmen auch in stärkerem Maße den Staat als Adressat (20 % zu 10 %), allerdings richtet sich nur ein kleiner Anteil der NGO-Kampagnen an Staaten, um deren Regulierungsmaßnahmen über sozialen Druck zu beeinflussen. Gleiches gilt für die Adressierung von Unternehmen, deren Verhalten bei 39 % der Initiativen von NGOs im Fokus standen. Schließlich unterstreichen die Gegenstände der jeweiligen Aktivitäten erneut die Unterschiede in der Ausrichtung innerhalb der privaten Akteure: Während sich fast die Hälfte aller NGO-Initiativen generell gegen Plastik richtet, fokussieren die Unternehmen bei ihren Initiativen am häufigsten auf Verpackungsmaterialien (50 %).

Insgesamt zeigt sich also, dass private Akteure globale Plastikverschmutzung sehr unterschiedlich diskutieren und die Probleme samt Lösungen divergierend beurteilen. Somit kann jenseits von einer grundsätzlichen Einsicht, dass Plastik nicht in die Umwelt gelangen sollte, kaum von einer vereinten Anstrengung durch NGOs, Unternehmen und Verbände zur Vermeidung von Plastikverschmutzung ausgegangen werden. Zugleich muss aber aus methodischer Perspektive angemerkt werden, dass die Datenbank gerade aufgrund der erheblichen Dynamik in der Zivilgesellschaft in diesem Bereich lediglich einen Ausschnitt aller Aktivitäten darstellt und keine Repräsentativität beanspruchen kann. Dies unterscheidet sie grundlegend von den Daten zu staatlichen Initiativen, die die gesamten UN-Staaten abbilden konnten. Dennoch werfen auch die deskriptiven Ergebnisse dieser Datenbank ein Schlaglicht auf die unterschiedlichen Interessen und Perspektiven innerhalb des Feldes privater Akteure.

7.5 Problemstruktur und Dezentrierung als Hindernisse? Zur IB-Analyse internationaler Plastikregulierung

7.5.1 Systematisierung

Um die komplexen Herausforderungen zu systematisieren, die mit Plastik und seiner transnationalen Governance verbunden sind, hat das Projektteam den Gegenstand auf der Grundlage der Daten aus unterschiedlichen theoretisch-konzeptionellen Perspektiven analysiert. So konnte aus Sicht der regimetheoretischen Kooperationstheorie verdeutlicht werden, dass Plastik ein komplexer Gegenstand für Regulierung ist und Problemstruktur, Akteursinteressen wie regulative Kontexte erheblich zu einem Ausbleiben internationaler Kooperation beitragen. Zudem zeigt sich aus Sicht der Normenforschung, dass die Dezentrierung von Problemdefinitionen und Werten bezüglich der Regulierung sowie Lösungsvorschlägen im globalen Kontext eine effektive Regulierung unwahrscheinlicher macht. Schließlich untersucht die kausalanalytische Regression unterschiedliche Muster der internationalen Verbreitung von Regulierungstypen und erklärt ihre jeweiligen Mechanismen.

7.5.2 Kontexte und Problemstruktur als Kooperationshindernis

Wie oben bereits deutlich wurde, sind unterschiedliche Akteure in Regulierungsmaßnahmen und -initiativen eingebunden. Bislang blieben jedoch die Kontexte außen vor, in denen genannte Aktivitäten stattfinden und von denen die Akteure in ihren Identitäten wie Handlungen geprägt sind. Ähnlich den Akteuren sind auch diese Kontexte unterschiedlicher, konkret politischer, rechtlicher, institutionell-bürokratischer, ökonomischer oder wissenschaftlich-technologischer Natur (Jakobi, Loges, Päthe, 2019). Dabei führen Kontexte zu je eigenen Effekten und Implikationen für eine mögliche Regulierung, nicht zuletzt, weil sie sich überlagern oder miteinander interagieren. Mit Blick auf den politischen Kontext muss auf nationale Unterschiede im umweltpolitischen Aktivismus, aber auch im politischen System sowie in den Präferenzen für bestimmte Formen der Beteiligung und Regulierungsinstrumente verwiesen werden. Diese Differenzen des politischen Kontextes summieren sich in einer empirischen Diversität nationaler, regionaler wie internationaler Regulierung. Aus rechtlicher Perspektive zeigt sich zudem erhebliche Varianz in der Regulierung bezüglich ihrer Ebene (national, regional, international), ihres Gegenstands (Plastik oder verwandte Thematiken wie Chemikalien oder Müllverbringung) sowie ihrer Spezifität und Härte (präzise und verbindliche Regulierung vs. weichere Empfehlung). Auch der institutionell-bürokratische Kontext führt zu spezifischen Effekten, weil nicht nur die Zuständigkeiten von nationalen wie internationalen Organisationen variieren können, sondern auch innerhalb dieser Einheiten unterschiedliche Organisationskulturen, Abstimmungsprozeduren oder Wissensbestände relevant werden. In der Praxis führt das dazu, dass bestimmten Gremien die Zuständigkeit zur Bearbeitung übertragen wird und so organisationsspezifische Pfadabhängigkeiten die Regulierung (mit)bestimmen. Auch ökonomische Kontexte haben Effekte auf die Regulierung, weil es nicht nur einen globalen Markt für Plastik und Plastikprodukte, sondern auch für Plastikmüll gibt.

Die unterschiedlichen Abhängigkeiten nationaler Ökonomien von diesen Industrien dürften somit auch die Möglichkeiten nationaler wie internationaler Governance beeinflussen. Schließlich spielt wissenschaftliche, professionelle wie auch technologische Expertise eine maßgebliche Rolle. Dies beginnt mit disziplinären Perspektiven auf die Problematik, übersetzt sich aber auch in Methoden der Bestandsaufnahme oder Risikoabwägung bezüglich der Plastikverschmutzung. In Summe stellen diese Kontexte multiple Hintergründe von Regulierungsmaßnahmen dar, die systematisch miteinbezogen werden müssen. Sie formen zudem die Interessen der Akteure und tragen zur spezifischen Wahrnehmung von Problemen bei.

Das Fehlen einer umfassenden wie übergreifenden Plastikregulierung lässt sich daher mit Blick auf die unterschiedlichen Problemperezeptionen innerhalb der Praxis von Plastikgovernance erklären. Ausgehend von regimetheoretischen Annahmen hängt die Wahrscheinlichkeit des Zustandekommens von Kooperation von der Wahrnehmung des Problems ab. Im sog. problemstrukturellen Ansatz der Regimetheorie (Hasenclever, Mayer, Rittberger, 1997) wird argumentiert, dass Akteure konfligierende Perzeptionen eines Gegenstandes haben können, welche sich in unterschiedlichen Konfliktkonstellationen ausdrücken können: differenziert wird zwischen Konflikten über Mittel, Interessen und Werte. Bei Mittelkonflikten herrscht bereits Konsens über Problem wie auch mögliche Lösungen, weil es ein gemeinsames Ziel gibt. Der Konflikt beschränkt sich allein auf die Wahl der Instrumente, die eingesetzt werden sollen, und somit ist Kooperation sehr wahrscheinlich. Bei Interessenkonflikten hängt die kooperative Einigung von der Art der Interessen ab, ist aber zumeist durch Anreize und Veränderung der Kosten-Nutzen-Kalkulation lösbar, sodass Kooperation voraussetzungsreich, aber dennoch möglich ist. Bei Wertekonflikten hingegen lässt sich kaum Kooperation verwirklichen, weil die beteiligten Akteure die Problemwahrnehmung des jeweils anderen aus normativen Gründen ablehnen. Wo dies mit Bezug auf Plastik geschieht, kommt Kooperation in der Regulierung nicht zustande. Das können Situationen sein, wo die Wahrnehmungen von NGOs und Plastikherstellern innenpolitisch aufeinandertreffen und nicht vermittelt werden können oder wo internationale Regulierung ausbleibt, weil Staaten mit starker Plastik- oder Ölindustrie ihre Wettbewerbsfähigkeit absolut bewerten.

7.5.3 Dezentrierung als Regulierungshindernis

Um die divergierenden Interessen systematisch sichtbar zu machen, kann eine normtheoretische Sicht auf bestehende Regulierungen und Regulierungsinitiativen instruktiv sein. Normen stellen dabei grundsätzlich kollektive Angemessenheitsstandards dar (Finnemore, Sikkink, 1998) und besitzen als soziale Phänomene eine dreigliedrige Struktur: Sie beziehen sich auf Probleme, indem sie bestimmte Werte zur Beurteilung dieser Probleme heranziehen und auf deren Grundlage ein verändertes Verhalten vorschlagen, das im Sinne einer normativen Problemlösung wirkt (Winston 2018). Um Normen zu fördern, fungieren diverse Akteure als internationale oder nationale Normunternehmer, weshalb die Normenforschung sogenannte normative Dynamiken analysiert, also Prozesse der Etablierung, Verbreitung und Durchsetzung von Normen. Vorliegende Studien argumentierten bezüglich Plastikregulierung, dass sich

zunehmend Anti-Plastik-Normen etablieren und auch wirkungsmächtig werden (Dauvergne, 2018; Winston, 2018). Zudem – so ein weiteres Argument – komme es zu einer Verbreitung solcher Normen vom Globalen Süden in Richtung des Globalen Nordens, was ein sehr ungewöhnliches Beispiel von „südlichem“ Normunternehmertum sei (Clapp, Swanston, 2009; Knoblauch, Mederake, Stein, 2018). Allerdings basieren die genannten Ergebnisse zur Normsetzung und Normdiffusion auf Analysen, die sich auf bestimmte Produkte fokussierten und somit nur einen Bruchteil aller Regulierungen wie Regulierungsinitiativen repräsentieren.

Angesichts der Vielfältigkeit der Problematisierungen von unterschiedlichen Plastikprodukten, ihren normativen Bezügen sowie den abgeleiteten Verhaltensänderungen durch recht unterschiedliche Akteure entsteht aber eine „Dezentrierung“ von Normdynamiken. Dezentrierung wird deutlich, wenn Plastik empirisch nicht nur als Umweltproblem, sondern auch als Gesundheitsrisiko für Menschen und Tiere, als Wirtschaftsgut, aber auch als Problem für Infrastruktur gesehen wird, weil Plastiktüten etwa im Monsun wichtige Abflusssysteme verstopfen. Auch die Werte, die Akteure dem jeweiligen Problem beimessen, variieren in der Empirie und reichen von Umwelt- und Naturschutz über Ideen von Verzicht und Zero Waste bis hin zu ökonomischen oder technologischen Aspekten von Innovation. Schließlich werden vor diesem Hintergrund divergierende Lösungen für die Plastikproblematik vorgeschlagen: Verbote bestimmter Produkte oder Stoffe, aber auch verbesserte Recyclingsysteme und bewusstere Kaufentscheidungen durch Konsument:innen. Letztlich entspricht die Summe dieser unterschiedlichen Dynamiken aber nicht mehr den Befunden zu spezifischen Plastikprodukten, sondern stellt ein sehr uneinheitliches Mosaik unterschiedlicher Prozesse auf nationaler wie internationaler Ebene dar, dessen politische Problemlösung im Sinne einer effektiven Regulierung differenzierter betrachtet werden sollte (Loges, Jakobi, 2020).

Dabei muss eine solche Dynamik nicht per se ein Problem für effektive Verregelung darstellen. Forschung zu globaler Klimagovernance konnte zeigen, dass multiple Regulierung auf unterschiedlichen Ebenen auch eine „polyzentrische“ Steuerung (Ostrom, 2010) ermöglicht, wenn diese Ebenen und Regulierungen praktisch ineinandergreifen. Dennoch kommt das REPLAWA-Projekt durch seine international vergleichende Perspektive auf die Regulierung unterschiedlicher Produkte zu einem dezidiert anderen Ergebnis bezüglich der Möglichkeiten von effektiver Verregelung als Studien, die sich nur mit einzelnen Produkten und/oder Regionen beschäftigt haben: Die verschiedenen Aktivitäten, die unterschiedliche Akteure auf verschiedenen Ebenen über diverse Instrumente initiierten, greifen kaum systematisch ineinander und summieren sich somit nicht zu einem kohärenten Arrangement auf globaler Ebene etwa im Sinne polyzentrischer Governance (Loges, Jakobi, 2020). Aus dieser Sicht wäre ein völkerrechtlicher Vertrag als Dach wichtig, um den unterschiedlichen Normdynamiken einen normativen Fixpunkt bereit zu stellen. Die aktuellen Prozesse im Kontext der UNEA-Beschlüsse könnten hier neue Impulse bereitstellen, indem sie u. a. auch gemeinsame, zentrierte Vorstellungen zum grundlegenden Problem, entsprechenden Werten und beabsichtigten Verhalten entwickeln.

7.6 Zwischen Konkurrenz und Lernen? Kausale Analyse zur Etablierung und Verbreitung unterschiedlicher Regulierungstypen

Wie bereits dargestellt, zeigen quantitative Analysen der Daten aus der PlasticsReg-Datenbank eine große Varianz in der Regulierung zwischen Regionen, aber auch in Bezug auf die Gegenstände (Plastikprodukte), die reguliert werden sollen, oder auf die Instrumente, die genutzt werden (Verbote, Steuern, Abgaben, Selbstregulierung). Die folgende Abbildung 7-3 illustriert dies anhand der Verteilung von Regulierungstypen nach Kontinenten.

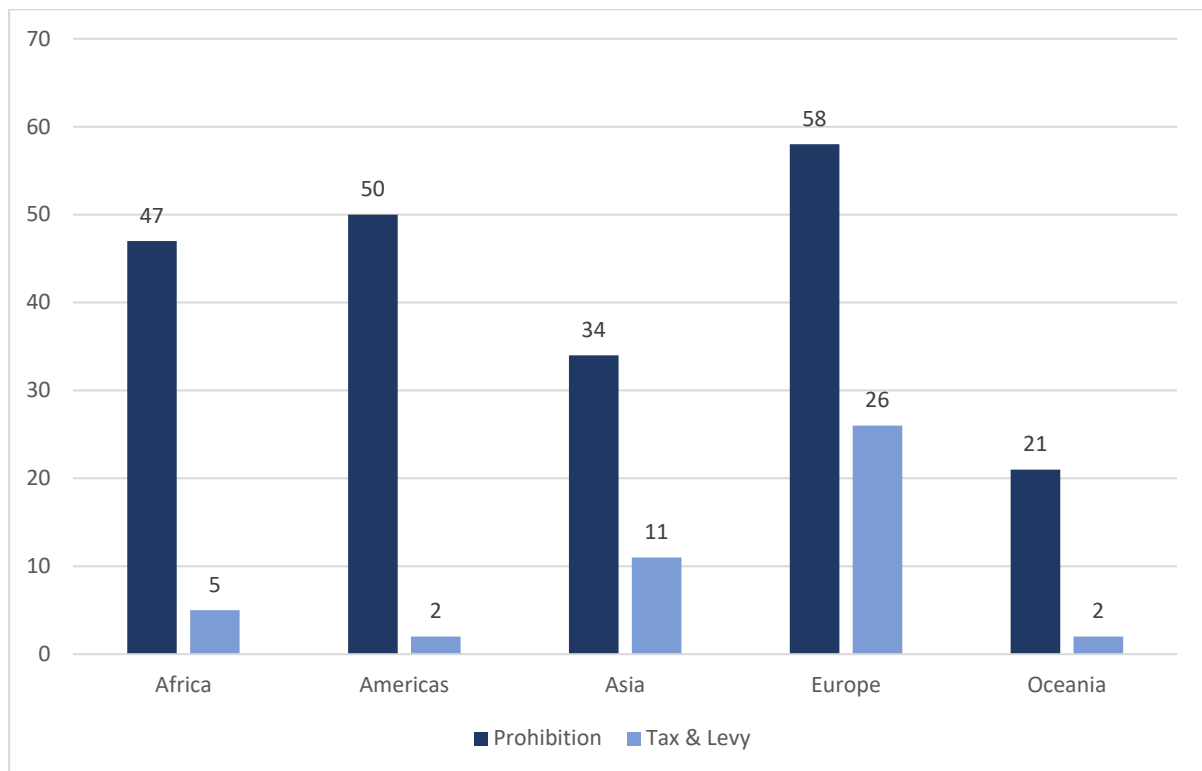


Abbildung 7-3: Verteilung der Regulierungstypen nach Kontinenten

Aus Sicht der IB stellt sich angesichts dieses Befunds die Frage, warum bestimmte Typen von Regulierung sich international verbreiten. Dabei geht die Forschung zu internationaler Diffusion, also zur Verbreitung von Policies oder Normen davon aus, dass idealtypisch vier Mechanismen solche Verbreitungsprozesse bestimmen und demnach als Erklärung empirisch geprüft werden sollten: Zwang, Konkurrenz, Lernen oder Imitation (Dobbins, Simmons, Garrett, 2007; Gilardi, 2011). Das Arbeitspaket aus den IB untersucht derzeit konkurrierende Hypothesen zu diesen Mechanismen vergleichend mittels statistischer Auswertungen (Jakobi, Loges, Hänchen, i.V.) und geht damit innerhalb der Forschung zu internationaler Plastikregulierung eine bestehende Lücke an. Über eine solche kausalanalytische Bestimmung wird auch deutlich, wie unterschiedliche Regulierungstypen und ihre Häufung grundsätzlich zu bewerten sind, da u. a. der Zusammenhang von staatlichen Kompetenzen und Regulierungsinstrumenten untersucht wird. Zu letztgültigen Ergebnissen dieser Regressionsanalyse

kann auch die Webseite des Instituts für Internationale Beziehungen der TU Braunschweig konsultiert werden, wo unter <https://www.tu-braunschweig.de/ib/forschung/projekte> die Resultate und der Veröffentlichungsort der Analyse ausgewiesen werden. Auch der Zugriffsort für die Datenbank ist dort abrufbar.

8 Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen

Mikroplastik wird über Schmutz-, Misch- und Niederschlagswasser in die aquatische Umwelt eingetragen. Entsprechend bestehen im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft vielfältige Eintragspfade insbesondere über Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen, punktuelle Einleitungen von Niederschlagswasser und den direkten Niederschlagswasserabfluss von Verkehrs-, Gewerbe und Wohnbauflächen. Zur Beurteilung der Mikroplastikeinträge über die verschiedenen Abwasserpfade wurden im REPLAWA-Vorhaben die methodischen Grundlagen erarbeitet und Realdaten erhoben. Ein Schwerpunkt lag auf dem Bereich der Kläranlagen, die zu Beginn des Vorhabens noch als eine wesentliche Quelle von Mikroplastikeinträgen in Gewässer angenommen wurden.

Methodenentwicklung für die Mikroplastik-Analyse und -Dotierung

Im Rahmen des REPLAWA-Projekts wurde die notwendige Methodik für die Probenahme, Probenaufbereitung und Mikroplastik-Detektion in Abwasser- und Schlammproben erarbeitet. Hierzu wurden – auch in Zusammenarbeit mit anderen Projekten des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt“ – insbesondere die Probenaufbereitung im Feld durch rotierende Siebfilter (RoSi), die Probenaufbereitung von wässrigen und feststoffreichen Proben im Labor sowie die Mikroplastik-Detektion mittels TED-GC/MS (weiter-)entwickelt.

Die im REPLAWA-Vorhaben forcierte Bestimmung von Mikroplastik-Massenkonzentrationen in Abwasser- und Schlammproben bleibt allerdings mit sehr hohem zeitlichem und gerätetechnischem Aufwand verbunden. Für Untersuchungen von Verfahrensstufen auf Kläranlagen wurde daher eine Methodik zur Dotierung von fluoreszierenden Mikroplastikpartikeln und der Analyse über Fluoreszenzmikroskopie ausgearbeitet.

Für den Abgleich mit Literaturwerten und die Bewertung der Mikroplastikemissionen über die oben genannten Abwasserpfade bestehen jedoch weiterhin Herausforderungen aufgrund unterschiedlicher Messgrößen (Partikelzahl vs. Massengehalt) und variierender Partikelgrößen-Cluster sowie der weiterhin ausstehenden Standardisierung/Harmonisierung der Methoden zur massenbezogenen Mikroplastik-Analytik für Umweltproben.

Begrenzter Datenumfang

Vergleichswerte aus der Literatur weisen aufgrund unterschiedlicher Erhebungsmethoden große Abweichungen von teilweise mehreren Zehnerpotenzen auf. Ohne detaillierte Kontextinformationen sind absolute Mikroplastik-Messwerte daher kaum reproduzier- und vergleichbar.

Der hohe Aufwand für die Mikroplastik-Analytik hat die Anzahl an gewonnenen Daten auch im REPLAWA-Vorhaben begrenzt. Dies schränkt die Belastbarkeit von Aussagen zur Mikroplastik-Befunden ein. Daher verbleibt das Erfordernis einer deutlichen Verbreiterung der Datenbasis auf Basis harmonisierter Methoden.

Messungenauigkeiten

Um die Leistungsfähigkeit der entwickelten Analysemethoden und die Qualität der innerhalb des Vorhabens generierten Daten einordnen zu können, wurde die Messgenauigkeit der einzelnen Analyseschritte über Kalibrierungsmessungen mit einem unabhängigen Referenzmessverfahren (mit Hilfe von Wiederfindungsexperimente) bestimmt. Die Messungenauigkeiten (U_C) der einzelnen Analyseschritte sind nachfolgend zusammengefasst:

Tabelle 8-1: Berechnete Unsicherheiten der einzelnen Schritte der angewendeten massebezogenen MP-Analytik

| | |
|---|-------------------------------|
| U_C , Probenahme | $\pm 67 - 87 \%$ |
| U_C , Probenaufbereitung im Feld | $\pm 4 \%$ |
| U_C , Probenaufbereitung im Labor | $\pm 31 \%$ |
| U_C , Detektion | $\pm 20 - 41 \%$ |
| U_C, Analyse gesamt | $\pm 85 \%$ |

Für das gesamte Analyseverfahren lässt sich eine kombinierte Messunsicherheit von $\pm 85 \%$ abschätzen, die bei der Interpretation der Daten einbezogen werden muss. Den größten Anteil machen dabei die Messunsicherheiten der Probenahme aus, die mit Hilfe eines Versuchstandes quantifiziert und einbezogen werden konnten. Die Messunsicherheit bei der Probenahme ist einseitig gerichtet und weist einen Unterbefund bei der Erfassung von Feststoffen auf. Die Untersuchungen hatten einen allgemeingültigen Charakter und können unabhängig von der MP-Bestimmung auch für weitere partikuläre Parameter (bspw. AFS, AFS63) angenommen werden.

Die Messunsicherheiten der weiteren Analyseschritte gelten nur für die im Zusammenhang mit der in diesem Bericht erhobenen Datensätze und können nicht auf andere Verfahren übertragen werden. Die hohen Messunsicherheiten zeigen jedoch, dass MP-Messergebnisse generell kritisch zu hinterfragen sind, zumal noch keine harmonisierten Analyseverfahren vorliegen. Aus dem Abgleich mit anderen Projekten konnten jedoch aus den REPLAWA-Messergebnissen klare Trendaussagen zu den in diesem Bericht beschriebenen Mikroplastik-Befunden getroffen werden.

Elimination von Mikroplastik in Kläranlagen

Die Untersuchungen zu massenbezogenen Eliminationsraten von Mikroplastik in acht kommunalen Kläranlagen zeigen, dass in konventionellen mechanisch-biologischen Kläranlagen Mikroplastik zu über 99 % (ca. 2 – 3 Log-Stufen) aus dem Abwasserstrom eliminiert wird. Mit nachgeschalteten Filteranlagen wie kontinuierlichen Sandfiltern, Polstofffiltern oder Mikrosieben lassen sich die Mikroplastikemissionen um weitere 1 – 2 Log-Stufen auf Eliminationsraten von bis zu 99,99 % (ca. 3 – 4 Log-Stufen) reduzieren. Mit Membrananlagen werden Werte von nahezu 100 % erreicht. Diese Größenordnungen ließen sich auch in Dotierungsversuchen mit fluoreszierenden PE-Partikeln auf einer halbtechnischen Versuchskläranlage bestätigen.

Die genannten massebezogenen MP-Eliminationsraten werden größenordnungsmäßig durch massebezogene Untersuchungen anderer Forschungsverbände des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt“ bestätigt. Insbesondere frühere partikelbezogene Auswertungen kommen teilweise zu etwas niedrigeren Werten. Methodenübergreifend kann von einer MP-Elimination in konventionellen Kläranlagen von mindestens 95 % ausgegangen werden.

Klärschlamm als Mikroplastik-Senke

In den Kläranlagen wird bis zu 80 % des entfernten Mikroplastiks (Partikelgrößen bis zu 5 mm) in den Klärschlamm verfrachtet. Die Aufkonzentrierung im Klärschlamm wird insbesondere dann relevant, wenn dieser bodenbezogen verwertet wird und Mikroplastikpartikel damit in andere Umweltkompartimente ausgetragen werden. Die noch wenig belastbaren Datengrundlagen zu MP-Massenkonzentrationen im Klärschlamm erlaubt aktuell nur eine näherungsweise Abschätzung der Verfrachtung von Mikroplastik über Klärschlamm in die Umwelt. Diese Daten sind zukünftig auch in den Kontext der Belastung anderer biogener Reststoffe zur bodenbezogenen Verwertung, wie Komposte und Gärreste, zu stellen.

Eintragspfade von Mikroplastik in Gewässer

In Abbildung 6-3 sind die im RELAWA-Projekt gemittelten MP-Konzentrationen für die unterschiedlichen Eintragspfade von Mikroplastik aus der Siedlungswasserwirtschaft zusammengestellt.

Auch wenn weitere Auswertungen noch ausstehen, kann davon ausgegangen werden, dass Kläranlagen als Punktemissionsquellen für Gewässer nur einen geringeren Anteil an den gesamten direkten Mikroplastikemissionen beitragen, vermutlich in einer Größenordnung von deutlich unter 3 %.

Größere MP-Emissionen werden vor allem bei Mischwasserentlastungen und Niederschlagswassereinleitungen, unter anderem bei Abläufen von Verkehrsflächen, gesehen. Überschlägige Berechnungen zeigen dabei die eindeutige Tendenz, dass die größten MP-Einträge in Gewässer aus unbehandelten Misch- und Niederschlagswasserströmen stammen. Für eine detaillierte quantitative Beurteilung dieser Eintragspfade fehlen aber bisher die notwendigen Datengrundlagen.

Mikroplastik in Gewässern

Die im REPLAWA-Vorhaben durchgeführten orientierenden Untersuchungen in Gewässern haben gezeigt, dass Mikroplastik-Belastungen in den untersuchten Gewässern in Größenordnungen von im Mittel mehreren Mikrogramm/Liter – und damit in der Größenordnung von Kläranlagenabläufen – nachweisbar sind. Es wurde deutlich, dass Mikroplastik-Bilanzen für einzelne Gewässerabschnitte alleine über Untersuchung von Wasserproben nicht schließen lassen, da Sedimentations- und Remobilisierungseffekte eine erhebliche Rolle spielen. Zur Beurteilung des Stofftransportes wird daher empfohlen, für zukünftige Gewässeruntersuchungen neben Vergleichsproben im Gewässerquerschnitt und im Längsverlauf des Fließgewässers auch Sedimentprobenahmen vorzunehmen.

Regulierung von Plastik

Auch wenn international eine zunehmende Dynamik in der Plastikregulierung über die letzten Jahre beobachtet werden kann, zeigen sich doch große Unterschiede bezüglich der Regulierungsebenen, -gegenstände und der genutzten -instrumente.

Auf internationaler Ebene gab es lange Zeit eher eine Verregelung, die sich auf Meere und die Verschmutzung maritimer Räume fokussierte, aber kaum Regulierung, die konkret Plastik und Plastikverschmutzung adressiert hat. Erst seit 2022 sind Initiativen der Umweltversammlung der Vereinten Nationen politisch virulent geworden, indem eine Vorbereitungskommission für ein globales Plastikabkommen eingesetzt wurde. Anders als bei bisherigen Initiativen ist das Ziel hier, eine verbindliche globale Regulierung zu etablieren.

Die internationale Analyse im Rahmen des REPLAWA-Vorhabens zeigt, dass die Regulierungsdynamik regional erheblich variiert, allerdings hat keine Regionalorganisation jenseits der EU bisher Maßnahmen verabschiedet, die über Empfehlungen und Aktionspläne hinaus gingen. Somit ist die nationale Regulierung zur Vermeidung von Plastikverschmutzung entscheidend, wenn das Problem aktiv bearbeitet werden soll.

Für die nationale Regulierung verzeichnet die erarbeitete Datenbank PlasticsReg eine große Varianz bezüglich der regulierten Gegenstände – zumeist einzelne Produkte, insbesondere Plastiktüten, aber kaum spezifische Stoffe – sowie hinsichtlich der genutzten Instrumente, die mehrheitlich Verbote sind. Auch wenn bestimmte regionale oder produktspezifische Trends zu beobachten sind, zeigt sich doch ein sehr heterogenes Muster von Regulierungen, das bestimmte Teilaspekte der Problematik bearbeitet. Allerdings ist in den meisten Fällen die nationale Regulierung nicht holistisch auf die Verschmutzungsproblematik ausgerichtet und sieht keine integrierte Regulierung des Lebenszyklus von Plastik vor. Hintergrund dafür dürften auch die unterschiedlichen Akteursinteressen sein, die im Projekt analysiert wurden.

Abgeleitete Handlungsempfehlungen und weiterer Forschungsbedarf

Die Untersuchungen des REPLAWA-Vorhabens im Rahmen des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt“ haben einen großen Erkenntnisgewinn zu

Mengen, Verbleib und Reduktionsmöglichkeiten von Mikroplastik in Abwasser erbracht. Allerdings besteht neben der erforderlichen Datenverdichtung weiterhin vertiefter Forschungsbedarf für viele Teilbereiche der Siedlungswasserwirtschaft, der durch die bisherigen Untersuchungen deutlich präzisiert werden konnte. Ergänzend zu den Kernbotschaften des BMBF-Forschungsschwerpunkts (Hinzmann et al., 2022) wurden die aus dem REPLWA-Vorhaben abgeleiteten Erkenntnisse und Handlungsempfehlungen sowie der identifizierte Forschungsbedarf in dem als Anlage beigefügten Dokument „Mikroplastik-Einträge über das Abwasser in die aquatische Umwelt – Handlungsempfehlungen und Erkenntnisse aus dem REPLAWA-Vorhaben zur Ermittlung und Verringerung von Mikroplastik-Einträgen im Bereich der Abwasserentsorgung“ (REPLAWA, 2022) zusammengestellt.

Es wird auch auf parallel erarbeitete Empfehlungen anderer Projekte des BMBF-Forschungsschwerpunkts verwiesen, bspw. den Synthesebericht zum Projekt PLASTRAT (Schaum et al., 2021) oder die Handlungsempfehlungen zu industriellen Mikroplastikemissionen (Barkmann et al., 2022).

9 Veröffentlichungen und Ergebnisverbreitung

Aufgrund des hohen Interesses am Projektthema kam es zu einer für Forschungsvorhaben im Abwasserbereich ungewöhnlich hohen Anzahl an Ergebnispräsentationen. Dies betraf insbesondere Präsentationen in den aufgrund der Corona-Pandemie stark forcierten Online-Veranstaltungen aber auch Anfragen zur Mitwirkung bei Formaten für einen breitere Öffentlichkeit, wie bspw. Zeitungsinterviews oder Informationsstationen bei Themenradtouren. Das REPLAWA-Verbundprojekt hat zudem aktiv an der Gestaltung mehrerer Ausgaben der Webinar-Reihe des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt“ mitgewirkt, deren Präsentationen und Videomitschnitte teilweise auf der Website des Begleitvorhabens verfügbar sind (<https://bmbf-plastik.de/de/news/webinar-reihe-plastik-der-umwelt>).

Eine Zusammenstellung von Fachpublikation und -präsentationen sowie sonstiger Aktivitäten der Öffentlichkeitsarbeit (2018 – 2022) ist auf der Projekt-Website des REPLAWA-Vorhabens unter <https://www.replawa.de> abrufbar.

Danksagung

Das Verbundprojekt „Reduktion des Eintrags von Plastik über das Abwasser in die aquatische Umwelt“ (REPLAWA) wäre ohne die Förderung durch das BMBF (Förderkennzeichen 02WPL1445A bis 02WPL1445F) nicht zustande gekommen. Die Projektpartner danken dem BMBF und dem Projektträger PTKA für die finanzielle Unterstützung und für die zielorientierte Zusammenarbeit. Wir danken dabei auch den beteiligten Projektpartnern aus dem Bereich der gewerblichen Wirtschaft, die mit ihren Eigenleistungen zur Realisierung des Vorhabens und insbesondere bei der Umsetzung der Versuchsanlagen beigetragen haben.

Unser Dank gilt darüber hinaus den anderen Forschungsverbänden im BMBF-Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“ und dem übergeordnet koordinierenden Ecologic Institute für die gute Zusammenarbeit.

Literatur

- AbfKlärV, 2017: Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung - AbfKlärV), vom 27.09.2017, zuletzt geändert am 19.06.2020.
- Adam, I., Walker, T.R., Bezerra, J.C., Clayton, A., 2020: Policies to Reduce Single-use Plastic Marine Pollution in West Africa. *Marine Policy* 116: 103928.
- Alassali, A.; Moon, H.; Picuno, C.; Meyer, R.S.A.; Kuchta, K., 2018: Assessment of polyethylene degradation after aging through anaerobic digestion and composting. In: *Polymer Degradation and Stability* 158, S. 14–25. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2018.10.014.
- Baensch-Baltrusch, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F., Reifferscheid, G., 2021: Tyre and road wear particles - A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. In: *Science of the Total Environment*, Volume 752, Jan. 2021, 141939, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141939>.
- Barkmann, L., Bitter, E., Bitter, H., Czapla, J., Engelhart, M., Hunger, C., Kerpen, J., Lackner, S., Masch, M., Nunez, T., Raber, W., Steglich, A., Weber, F., Wolff, S., 2021: EmiStop Schlussbericht, Identifikation von industriellen Plastik-Emissionen mittels innovativer Nachweisverfahren und Technologieentwicklung zur Verhinderung des Umwelteintrags über den Abwasserpfad. Online verfügbar unter: https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2022-01/2021-12-30_EmiStop_02WPL1444A_Schlussbericht_Final_komprimiert.pdf.
- Barkmann, L., Weber, F., Raber, W., Masch, M., Wolff, S., Bitter, H., Bitter, E., Kerpen, J., Lackner, S., Engelhart, M., 2022: Industrielle Mikroplastikemissionen – Handlungsempfehlungen. Veröffentlichung im Projekt EmiStop, online verfügbar unter: https://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/20230/1/Handlungsempfehlungen_%20final_digital.pdf.
- Barnett, M., Pevehouse, J., Raustiala, K. (Eds.), 2021: *Global Governance in a World of Change*. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781108915199
- Basel Convention, 2022: Plastic Waste. [http://www.basel.int/Implementation/Plasticwaste/Overview\(archived\)/tabid/6068/Default.aspx](http://www.basel.int/Implementation/Plasticwaste/Overview(archived)/tabid/6068/Default.aspx).

- Bauerfeld, K., 2020: Klärschlamm als Senke für Mikroplastik jetzt und in Zukunft? Fachtagung der Kommission Bodenschutz beim UBA (KBU) zum Weltbodentag 2020: Kunststoffe in der Umwelt – Ein Problem für unsere Böden, oder nur falscher Alarm? 03.12.2020, online.
- Bauerfeld, K., 2020a: Ergebnisse der Literatordatenauswertung zu Mikroplastikkonzentrationen. In: Meyer, S. und Bauerfeld, K.: Mikroplastikverbleib in kommunalen Kläranlagen und im Klärschlamm. DWA Seminar Mikroplastik im Abwasser – ein Problem? 01.10.2020, Kassel.
- Bauerfeld, K., 2020b: Klärschlamm als Senke für Mikroplastik jetzt und in Zukunft? Kunststoffe in der Umwelt – Ein Problem für unsere Böden, oder nur falscher Alarm? KBU Konferenz, 03.12.2020, online.
- Behuria, P., 2021: Ban the (Plastic) Bag? Explaining Variation in the Implementation of Plastic Bag Bans in Rwanda, Kenya and Uganda. *Environment and Planning C, Politics and Space* 39 (8). <https://doi.org/10.1177%2F2399654421994836>.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Hg.). 2015: *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, online verfügbar unter <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-3-319-16510-3.pdf>, zuletzt geprüft am 08.12.2018.
- Bertling, J., Bannick, C. G., Brinkmann, L., Barkmann, L., Braun, U., Knoblauch, D., Kraas, C., Mederake, L., Nosić, F., Philipp, B., Sartorius, I., Schmitt, H., Stein, U., Wencki, K., Wendt-Potthoff, K., Woidasky J., 2022: *Kunststoff in der Umwelt – ein Kompendium*, 2. Auflage 2022, <https://doi.org/10.24406/umsicht-n-647638>, online verfügbar unter https://bmbf-plastik.de/de/Publikation/Kompendium_Kunststoff-in-der-Umwelt_2022.
- Bertling, J., Bertling, R. und Haman, L., 2018: *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Kurzfassung der Konsortialstudie*, Hrsg.: Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Oberhausen, Juni 2018.
- Bezerra, J.C., Walker, T.R., Clayton, A., Adam, I., 2021: Single-use plastic bag policies in the Southern African development community. *Environmental Challenges* 3, 100029.
- Biermann, F., Pattberg, P. (Eds.), 2012: *Global Environmental Governance Reconsidered*. Cambridge.
- Bläsing, M., Amelung, W., 2018: Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. In: *The Science of the total environment* 612, S. 422–435. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.
- Braun, M., Mail, M., Heyse, R., Amelung, W., 2020: Plastic in compost: Prevalence and potential input into agricultural and horticultural soils. In: *The Science of the total environment*, S. 143335. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143335.
- Braun, U. et al., 2020: Mikroplastik-Analytik, Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren. Statuspapier im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Plastik in der Umwelt - Quellen • Senken • Lösungsansätze“, Stand: November 2020, https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2020-11/Statuspapier_Mikroplastik%20Analytik_Plastik%20in%20der%20Umwelt_2020.pdf.
- Breitbarth, M., Urban, A. I., 2018: Kunststoffe in kommunalen Kläranlagen – Eintrag und Verteilung in ausgewählten Kläranlagen. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 2018 (65), Nr. 9, S. 800-807.
- Breitmeier, H., 2018: Sektorale Ordnungspolitik im Wandel: Internationale Umweltregime. In: Albert, M., Deitelhoff, N., Hellmann, G. (Eds.). *Ordnung und Regieren in der Weltgesellschaft*. Wiesbaden, pp. 185-209.
- Broß, L., Badenberg, S. C., Krause S., Schaum, C., 2020: Abfiltrierbare Stoffe als Begleitparameter - Ist die Vergleichbarkeit von Messergebnissen gegeben? In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 67, Nr. 1, 2020, S. 28-36.
- Büks, F., van Schaik, L., Kaupenjohann, M., 2020: Mikroplastik aus Klärschlämmen hat das Potenzial Bodenleben zu schädigen. In: *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, Jg. 13, Nr. 9, 2020, S. 1-5.

- Calisto Friant, M., Vermeulen, W., Salomone, R., 2021: Analysing European Union Circular Economy Policies: Words versus Actions. *Sustainable Production and Consumption* 27, pp. 337-353.
- Chand, Rupa; Rasmussen, Lasse Abraham; Tumlin, Susanne; Vollertsen, Jes, 2021: The occurrence and fate of microplastics in a mesophilic anaerobic digester receiving sewage sludge, grease, and fatty slurries. In: *The Science of the total environment* 798, S. 149287. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149287.
- Chen, H., Tang, M., Yang, X., Tsang, Y. F., Wu, Y., Wang, D., Zhou, Y., 2021: Polyamide 6 microplastics facilitate methane production during anaerobic digestion of waste activated sludge. In: *Chemical Engineering Journal* 408, S. 127251. DOI: 10.1016/j.cej.2020.127251.
- Claessens, M., van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B.; Janssen, C. R., 2013: New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin* 70 (1-2), pp. 227–233.
- Clapp, J., Swanston, L., 2009: Doing Away with the Plastic Shopping Bags, International Patterns of Norm Emergence and Policy Implementation. *Environmental Politics* 18 (3), pp. 315-332.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., Galloway, T. S., 2014: Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific reports* 4, p. 4528.
- Dauvergne, P., 2018a: The Power of Environmental Norms, Marine Plastic Pollution and the Politics of Microbeads. *Environmental Politics* 27 (4), pp. 579-597.
- Dauvergne, P., 2018b: Why is the Global Governance of Plastic Failing the Ocean? *Global Environmental Change* 51, pp. 22-31.
- Dauvergne, P., Alger, J. (Eds.), 2018: *A Research Agenda for Global Environmental Politics*. Cheltenham.
- DESTATIS, 2018: Umwelt Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung – Öffentliche Abwasserbehandlung und -entsorgung – 2016, Fachserie 19 Reihe 2.1.2, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DESTATIS, 2019: Pressemitteilung Nr. 479 vom 12. Dezember, 2019, https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2019/12/PD19_479_32214.html.
- DESTATIS, 2020a: Flächennutzung, Bodenfläche insgesamt nach Nutzungsarten in Deutschland. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DESTATIS, 2020b: Flächennutzung, Fläche für Siedlung und Verkehr betrug 51 489 Quadratkilometer zum Stichtag 31.12.2019. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- Dettmar, J., Brombach, H., 2019: Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. In: *KA Korrespondenz Abwasser*, 2019 (66), Nr. 5, S. 354-364.
- Dierkes, G., Lauschke, T., Becher, S., Schumacher, H., Földi, C., Ternes, T., 2019: Quantification of microplastics in environmental samples via pressurized liquid extraction and pyrolysis-gas chromatography, *Anal. Bioanal. Chem.*, 411, 2019, S. 6959–6968, <https://doi.org/10.1007/s00216-019-02066-9>.
- DIN 1319, 1995: Grundlagen der Meßtechnik- Teil 1: Grundbegriffe (DIN 1319-1: 1995). Januar 1995.
- DIN ISO 11352, 2013: Wasserbeschaffenheit – Abschätzung der Messunsicherheit beruhend auf Validierungs- und Kontrolldaten (ISO 11352:2012). März 2013.
- DIN EN ISO/IEC 17025, 2005: Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien. August 2005.
- Dingwerth, K., Pattberg, P., 2006: Was ist Global Governance? *Leviathan*, Vol. 34 (3), pp. 377-399.
- Djelic, M.-L., Sahlin-Andersson, K., 2006: Introduction, A World of Governance, The Rise of Transnational Regulation. In M.-L. Djelic & K. Sahlin-Andersson, Eds., *Transnational Governance, Institutional Dynamics of Regulation*. Cambridge. pp. 1-28.

- Dobbin, F., Simmons, B., Garrett, G., 2007: The Global Diffusion of Public Policies: Social Construction, Coercion, Competition, or Learning? *Annual Review of Sociology* 33:1, pp. 449-472.
- Duemichen, E., Eisentraut, P., Celina, M., Braun, U., 2019: Automated thermal extraction-desorption gas chromatography mass spectrometry: A multifunctional tool for comprehensive characterization of polymers and their degradation products, *Journal of Chromatography A*, 1592, 2019, S. 133-142. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2019.01.033>.
- DüV, 2017: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenschutzmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV), vom 26.05.2017, zuletzt geändert am 28.04.2020.
- DWA-A/M 102, 2020 - 2022: Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Arbeits- und Merkblattrihe, Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWA-M 366, 2013: Merkblatt Maschinelle Schlammbehandlung. Februar 2013, Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- DWD (2020): Klimastatusbericht Deutschland Jahr 2020. DWD, Geschäftsbereich Klima und Umwelt, Offenbach, online verfügbar: <https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/klimastatusbericht.html>
- ECHA, 2022: Mikroplastik. <https://echa.europa.eu/de/hot-topics/microplastics>.
- Ecologic Institute, 2022: Plastik in der Umwelt – Quellen • Senken • Lösungsansätze. Forschungsschwerpunkt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). Website des übergreifenden Begleitvorhabens, erstellt vom Ecologic Institut gemeinnützige GmbH, Berlin, www.bmbf-plastik.de.
- Farrelly, T.A., Borrelle, S.B., Fuller, S., 2021: The Strengths and Weaknesses of Pacific Islands Plastic Pollution Policy Frameworks. *Sustainability* 13:1252, <https://doi.org/10.3390/su13031252>.
- Finnemore, M. and Sikkink K., 1998: International Norm Dynamics and Political Change. *International Organization*, 52 (4), pp. 887-917.
- Frehland, S., Schmiedgruber, M., Kägi R., Mitrano, D., 2018: Fate and Transport of Particulate Plastics in a Pilot Scale Wastewater Treatment Plant (WWTP). Vortrag bei der Konferenz MICRO 2018, Lanzarote, 19.-23.11.2018.
- Fuhrmann, T., Urban, I., Scheer, H., Lau, P., Reinhold, L., Barjenbruch, M., Bauerfeld, K., Meyer, S., 2021: Mikroplastik-Emissionen aus Kläranlagen - Welche Rolle spielt die Abwasserbehandlung? *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, Jg. 68, Nr. 9, pp. 730-741.
- Funck, M., Yildirim, A., Nickela, C., Schramm, J., Schmidt, T. C., Türk, J., 2020: Identification of microplastics in wastewater after cascade filtration using Pyrolysis-GC-MS, *MethodsX*, 7, 2020, <http://dx.doi.org/10.1016/j.mex.2019.100778>.
- Fundneider, T., Alejo, L. and Lackner, S., 2020: Tertiary phosphorus removal to extremely low levels by coagulation-flocculation and cloth-filtration. In: *Water Science and Technology*, 82 (1), S. 131-143.
- Genschel, P., Zangl, B., 2008: Metamorphosen des Staates: Vom Herrschaftsmonopolisten zum Herrschaftsmanager. *Leviathan*, Vol. 36 (3), pp. 430-454.
- Gies, E.A., LeNoble, J.L., Noela, M., Etemadifar, A., Bishay, F., Hall, E.R., Ross, P.S., 2020: Retention of microplastics in a major secondary wastewater treatment plant in Vancouver, Canada. *Marine Pollution Bulletin*, 133 (2018), pp. 553-561.
- Gilardi, F., 2012: Transnational diffusion: Norms, Ideas, and Policies. In Carlsnaes, W., Risse, T., Simmons, B.A. (Eds.). *Handbook of International Relations*. London, pp. 453-477.
- Gómez Barrantes, E. F., 2013: Biodegradation of bio-based plastics and anaerobic digestion of cavitated municipal sewage sludge. Dissertation. The Ohio State University, Ohio.
- Gómez, E. F.; Michel, F. C., 2013: Biodegradability of conventional and bio-based plastics and natural fiber composites during composting, anaerobic digestion and long-term soil incubation. In:

- Polymer Degradation and Stability 98 (12), S. 2583–2591. DOI: 10.1016/j.polymdegrad-stab.2013.09.018.
- Habersack, Helmut; Haimann, Marlene; Kerschbaumsteiner, Willibald; Lalk, Petra (2017): Schwebstoffe im Fließgewässer. Leitfaden zur Erfassung des Schwebstofftransportes, Auflage 2.
- Hasenclever, A., Mayer, P., Rittberger, V., 1997: Theories of International Regimes. Cambridge.
- Hatinoğlu, M. Dilara; Sanin, F. Dilek, 2021: Sewage sludge as a source of microplastics in the environment: A review of occurrence and fate during sludge treatment. In: Journal of Environmental Management 295, S. 113028. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113028.
- He, Z.-W., Yang, W.-J., Ren, Y.-X., Jin, H.-Y., Tang, C.-C., Liu, W.-Z. et al., 2021: Occurrence, effect, and fate of residual microplastics in anaerobic digestion of waste activated sludge: A state-of-the-art review. In: Bioresource Technology 331, S. 125035. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125035.
- Hellmann, H., 1999: Qualitative Hydrologie - Wasserbeschaffenheit und Stoff-Flüsse. Mit 90 Tabellen. Hrsg. von Hans-Jürgen Liebscher. Berlin, Stuttgart: Borntraeger, Lehrbuch der Hydrologie, Hrsg. von Hans-Jürgen Liebscher, 2.
- Hentschel, A., Kaser, S., 2019. Von Plastiktüten und Einwegplastikprodukten - Rechtlicher Umgang mit Plastik auf europäischer und nationaler Ebene. In: Hebel, T./Hofmann, E./Proelß, A./Reiff, P. (Eds.), Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts, S. 55-94.
- Hinzmann, M., Knoblauch, D., Mederake, L., Schritt, H., Stein, U. (Hrsg.), 2022: Kernbotschaften zum Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“. Download unter <https://bmbf-plastik.de/de/Publikation/Kernbotschaften>.
- Hübner, M. K., Michler-Kozma, D. N., Gabel, F. (2020): Microplastic concentrations at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. In: Fundamental and Applied Limnology, 194(1), p. 49 – 56, DOI: 10.1127/fal/2020/1307.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling E., Koelmans, A. A., Geissen, V., 2017: Incorporation of microplastics from litter into burrows of Lumbricus terrestris. In: Environmental pollution (Barking, Essex: 1987) 220 (Pt A), S. 523–531. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.096>.
- Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., Niessner, R., 2017: Mikroplastik in aquatischen Ökosystemen. Angew. Chem. 129 (7), pp. 1744–1764.
- Jakobi, A.P., Loges, B., Hänschen, R., i. V.: Regulatory Activism against Plastic Pollution: Assessing Anti-Plastics Policies Worldwide.
- Jakobi, A.P., Loges, B., Päthe, D., 2019: The Transnational Governance of Plastics. Actors, Structures and Processes. Arbeitspapier, http://www.replawa.de/wordpress/wp-content/uploads/2020/12/Jakobi-Loges-Päthe_2019_The-Transnational-Governance-of-Plastics.pdf.
- Karasik, R., Vegh, T, Diana, Z., Bering, J., Caldas, J., Pickle, A., Rittschof, D., Viridin, J., 2020: 20 Years of Government Responses to the Global Plastic Pollution Problem: The Plastics Policy Inventory. NI X 20-05. Durham, NC.
- Kern, U., 1999: Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern. Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser (DVWK Schriften, 128).
- Kläser & Langenohl, 2020: Statement in: Zukunft der Klärschlamm Entsorgung in vielen Punkten offen, EU-Recycling 06/2020, S.24, <https://eu-recycling.com/Archive/27750>.
- Klasmeier, J., Wissing, M., 2017: Waschmaschinenablauf als mögliche Eintragsquelle von Textilfasern (Mikroplastik) in Gewässer, Abschlussbericht, Universität Osnabrück, https://www.nlwkn.niedersachsen.de/startseite/aktuelles/presse_und_offentlichkeitsarbeit/pressemittelungen/neue-studie-klaeranlagen-bremsen-mikrofasern-aus-154426.html.
- Knoblauch, D., Mederake, L., Stein, U., 2018: Developing Countries in the Lead – What Drives the Diffusion of Plastic Bag Policies? Sustainability 10 (6). <https://doi.org/10.3390/su10061994>.

- Knoop, O., Al-Azzawi, M.S.M., Bannick, C.-G., Beggel, S., Ronja, A., Binder, D., Elsner, M., Eslahian, K., Freier, K.P., Funck, M., Geist, J., Gierig, M., Götz, A., Griebler, C., Hunger, C., Ivleva, N.P., Kunaschk, M., Meier, F., Müller, R., Obermaier, N., Pfaffl, M.W., Reichel, J., Schönbauer, S., Schwaferts, C., Türk, J., Wolf, C., Zhou, Y., Drewes, J.E., 2021: Tracking von (Sub)Mikroplastik unterschiedlicher Identität – Innovative Analysetools für die toxikologische und prozesstechnische Bewertung. Schlussbericht zum BMBF-geförderten Vorhaben SubµTrack, online verfügbar unter https://www.cee.ed.tum.de/fileadmin/w00cbe/sww/pdf/SubuTrack_Schlussbericht.pdf.
- Kranert, M., 2020: Mikrokunststoffe in Produkten aus Bioabfall – Einträge in Böden, Fachtagung der Kommission Bodenschutz beim UBA (KBU) zum Weltbodentag 2020: Kunststoffe in der Umwelt – Ein Problem für unsere Böden, oder nur falscher Alarm? 03.12.2020.
- Kromidas, S., 2011: Handbuch Validierung in der Analytik, 2. Auflage 2011, Wiley-VCH, Weinheim, ISBN: 978-3-527-32938-0.
- Länderbericht, 2018: Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands. Bundesländerübergreifende Untersuchungen in Baden-Württemberg, Bayern, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz. Teil 1: Kunststoffpartikel in der oberflächennahen Wasserphase. Karlsruhe, Augsburg, Wiesbaden, Recklinghausen, Mainz, 2018, https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/6_sonderreihen/L%C3%A4nderbericht_Mikroplastik_in_Binnengew%C3%A4ssern.pdf.
- Lau, P., 2021: Methodik und Fehlergrößen bei der Probenahme. PidU-Webinar #9: Mikroplastik in Kläranlagen – Messung, Ergebnisse, Einordnung, online, 14.12.2021, online verfügbar: <https://bmbf-plastik.de/de/veranstaltung/webinar-mikroplastik-kläranlagen>.
- Lechthaler, S., 2022: Reifenabrieb im Fokus – über die Rolle des Straßenverkehrs auf Mikroplastik-Emissionen. Vortrag im WebSeminar „Mikroplastik im (Ab)wasser“ des DWA-Landesverbands NRW, online, 11.08.2022.
- Lenz, R., Labrenz, M., 2018: Small Microplastic Sampling in Water: Development of an Encapsulated Filtration Device, *Water*, No. 10, 2018, S. 1055 ff.
- Levi-Faur, D., Kariv-Teitelbaum, Y. & Medzini, R., 2021: Regulatory Governance: History, Theories, Strategies, and Challenges. *Oxford Research Encyclopedia of Politics*. Retrieved from <https://oxfordre.com/politics/view/10.1093/acrefore/9780190228637.001.0001/acrefore-9780190228637-e-1430>.
- Liebezeit, G., Dubaish, F., 2012: Microplastics in beaches of the East Frisian islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 89 (1), S. 213–217. DOI: 10.1007/s00128-012-0642-7.
- Loges, B., Jakobi, A.P., 2020: Not more than the sum of its parts: de-centered norm dynamics and the governance of plastics. *Environmental Politics* 29(6), pp. 10004-1023.
- Lusher, A. L., Hurley, R. Vogelsang, C., Nizzetto, L., Olsen, M., 2018: Mapping microplastics in sludge, NIVA-report, RAPPORT L.NR. 7215-2017.
- Magni, S., Binelli, A., Pitturea, L., Avio, C. G., Della Torre, C., Parenti, C. C., Gorbi, S., Regoli, F., 2019: The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of the Total Environment*, Vol. 652, pp. 602-610, doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.269.
- Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., Morrison, L., 2017: Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. In: *Environmental science & technology* 51 (2), S. 810–818. DOI: 10.1021/acs.est.6b04048.
- Maniak, U., 2016: Hydrologie und Wasserwirtschaft. 7. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Manicke, J., 2021: Untersuchungen zum Verbleib von Mikroplastik während der Behandlung von Überschussschlamm. Masterarbeit am ISWW der TU Braunschweig.
- Meyer, S., 2021: mündliche Mitteilung Entwässerungsergebnisse Kläranlage Braunschweig Watenbüttel-Steinhof.

- Meyer, S., Bauerfeld, K., 2020: Mikroplastikverbleib in kommunalen Kläranlagen und im Klärschlamm. DWA Seminar „Mikroplastik im Abwasser – ein Problem?“, 01.10.2020, Kassel.
- Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M. Gerdts, G., 2014: Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie. Hg. v. Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (OOWV), Niedersächsischer Landesverband für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Biologische Anstalt Helgoland. Helgoland.
- Müller, A., Goedecke, C.; Eisentraut, P., Piechotta, C.; Braun, U., 2020: Microplastic analysis using chemical extraction followed by LC-UV analysis: a straightforward approach to determine PET content in environmental samples. In: *Environ Sci Eur* 32 (1). DOI: 10.1186/s12302-020-00358-x.
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, E., 2014: A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental pollution* (Barking, Essex: 1987) 184, pp. 161–169.
- Ortiz, A.A., Sucozhañay, D., Vanegas, P., Martínez-Moscoso, A., 2020: A Regional Response to a Global Problem, Single Use Plastics Regulation in the Countries of the Pacific Alliance. *Sustainability* 12:8093, <https://doi.org/10.3390/su12198093>.
- Ostrom, E., 2010: Polycentric systems for coping with collective action and global environmental change. *Global Environmental Change*, 20 (4), pp.550-557.
- Palm, E., Hasselbalch, J., Holmberg, K., Nielsen, T.D., 2022: Narrating plastics governance: policy narratives in the European plastics strategy. *Environmental Politics*, 31 (3), pp. 365-385, DOI: 10.1080/09644016.2021.1915020.
- PlasticsEurope (Association of plastic manufacturers), EPRO (European plastics Recycling and Recovery Organisations), 2019: *Plastics – the Facts 2019 – An analysis of European plastics production, demand and waste data*. online abrufbar unter <https://www.plasticseurope.org/de/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>.
- Ellison, S.L.R., Williams, A., 2012: *Quantifying uncertainty in analytical measurement*. 3. Aufl.; EURACHEM/CITAC Guide (Hrsg.), online verfügbar unter https://www.eurachem.org/images/stories/Guides/pdf/QUAM2012_P1.pdf.
- Rasmussen, L.A., Iordachescu, L., Tumlin, S., Vollertsen, J., 2021: A complete mass balance for plastics in a wastewater treatment plant - Macroplastics contributes more than microplastics. *Water Research*, Vol. 201, 1.8.2021, doi.org/10.1016/j.watres.2021.117307.
- REPLAWA, 2022: *Mikroplastik-Einträge über das Abwasser in die aquatische Umwelt – Handlungsempfehlungen und Erkenntnisse aus dem REPLAWA-Vorhaben zur Ermittlung und Verringerung von Mikroplastik-Einträgen im Bereich der Abwasserentsorgung*. August 2022, online abrufbar unter <https://www.replawa.de/publikationen> und <https://bmbf-plastik.de/de/ergebnisse>.
- Rillig, M., Ingraffia, R., de Souza Machado, A.A., 2017a: Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. In: *Frontiers in plant science* 8, S. 1805, <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805>.
- Rillig, M., Zirsch, L., Hempel, S., 2017b: Microplastic transport in soil by earthworms. In: *Scientific Reports* 7 (1), S. 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>.
- Schaum, C., Krause, S., Wick, N., Oelmann, J., Schulte-Oelmann, U., Klein, K., Stieß, I., Raschewski, L., Sunderer, G., Birzle-Harder, B., Wencki, K., Levai, P., Maelzer, H.-J., Schertzingler, G., Pannekens, H., Dopp, E., Ternes, T., Dierkes, G., Schweyen, P., Sul, J., 2021: *Lösungsstrategien zur Verminderung von Einträgen von urbanem Plastik in limnische Systeme - PLASTRAT - Synthesebericht*. Mitteilungen Nr. 134, Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München, Download unter <https://athene-forschung.unibw.de/doc/137063/137063.pdf>.
- Scheele, J., 2022: *Verbleib von Mikroplastikpartikeln bei der Stabilisierung und Entwässerung von Überschussschlämmen*. Masterarbeit am ISWW der TU Braunschweig.

- Scheer, H., Fuhrmann, T., 2019: Rückhalt von Mikroplastik in Kläranlagen. Vortrag und Beitrag in: Tagungsband zum 37. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft „Mikroplastik – Herausforderungen und Lösungen für die Siedlungswasserwirtschaft“ am 05.09.2019 in Bochum, Schriftreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 79, S. 41-48, ISSN 0178-0980.
- Schleifenbaum, R., Henrichs, M., Uhl, M., 2016: Simulationsstudien zur Wirkung von Regenklärbecken. Fachberichte Regenwasserbewirtschaftung, gwf Wasser Abwasser, 1/2016, S. 76–84.
- Siegel, H., Thyen, E., 2020: Pilotscreening nach Mikroplastik am Zentralkläwerk Lübeck – Aufkommen und Verteilung von Mikroplastik in einer kommunalen Kläranlage. KA Korrespondenz Abwasser Abfall, Jg .67, Nr. 2, pp. 105-111.
- Spelthahn, V., Dolny, R., Giese, C., Giebel, K., Leuchthaler, S., Pinnekamp, J., Linnemann, V., 2019: Mikroplastik aus Mischsystemen. Beitrag zur 52. Essener Tagung am 20.-22.03.2019. In: GWA - Gewässerschutz, Wasser & Abwasser, Bd. 250, Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft a. d. RWTH Aachen.
- Stewart, R. B., 2007: Instrument Choice. In Bodansky, D., Bruneé, J., Hey, E. (Eds.) The Oxford Handbook of International Environmental Law. Oxford, pp. 147-181.
- Sujathan, S., Kniggendorf, A-K., Kumar, A., Roth, B., Rosenwinkel, K.-H., Nogueira, R. 2017: Heat and Bleach: A Cost-Efficient Method for Extracting Microplastics from Return Activated Sludge. Archives of environmental contamination and toxicology 73 (4), pp. 641–648.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C., Ni, B.-J., 2019: Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. Water Research, Vol. 152, pp. 21-37, doi:10.1016/j.watres.2018.12.050.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M. C., Ni, B.-J., 2019: Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. Water Research, Vol. 152, pp. 21-37, doi:10.1016/j.watres.2018.12.050.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., Koistinen, A., 2017: How well is microlitter purified from wastewater? - A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. Water Research, Vol.109, pp. 164-172, doi:10.1016/j.watres.2016.11.046.
- Talvitie, J., Heinonen, M., 2014: Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant, Hrg.: HELCOM – Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinki.
- UBA, 2017: Wasserwirtschaft in Deutschland, Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Hrsg.: Umweltbundesamt und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, 2017, ISSN 2363-832X, online verfügbar unter www.umweltbundesamt.de/publikationen, Kap. 3.8 Einträge von Kunststoffen in die Umwelt.
- UBA, 2020: Siedlungs- und Verkehrsfläche, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Online verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-bodenland-oekosysteme/flaeche/siedlungsverkehrsflaeche#anhaltender-flachenverbrauch-fursiedlungs-und-verkehrszweckezuletzt>; geprüft: 06.07.2021
- UNEA, 2022: Resolution adopted by the United Nations Environment Assembly on 2 March 2022. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/39640/K2200733> - UNEP-EA-5-RES-14 - ADVANCE.pdf.
- Venghaus, D., Schmerwitz, F., Reiber, J., Sommer, H., Lindow, F., Herper, D., Pohrt, R., Barjenbruch, M., 2021: Reifenabrieb in der Umwelt – RAU, Abschlussbericht BMBF-Vorhaben (FKZ: 13NKE011), Berlin, online verfügbar: https://www.rau.tu-berlin.de/fileadmin/fg118/RAU/20210728_Abschlussbericht_RAU_FINAL_Team.pdf.
- Wendt-Potthoff, K., 2021: Vorkommen und Verhalten von Mikroplastik in Staubereichen. In: Webinar #3: Mikroplastik in Talsperren und Staubereichen am 29.07.2021, Webinar-Reihe des BMBF-Forschungsschwerpunkts „Plastik in der Umwelt“, Videomitschnitt unter <https://bmbf-plastik.de/de/veranstaltung/webinar-mikroplastik-in-talsperren-und-staubereichen>.

- Wendt-Potthoff, K., Drago, C., Ebke, P., Fueser, H., Gabel, F., Hägerbäumer, A., Höss, S., Jongsmä, R.; Kruckenfellner, L., Leiser, R., Michler-Kozma, D., Philipp, B., Rauchschalbe, M-T., Traunspurger, W., Völkner, C., Weithoff, G., Wieprecht, M., 2022: Mikroplastik in Talsperren und Stau-bereichen: Sedimentation, Verbreitung, Wirkung (MikroPlaTaS). Abschlussbericht, online verfü-gbar: [https://www.ufz.de/index.php?de=20939&pub_data\[function\]=showFile&pub_data\[PUB_ID\]=26028](https://www.ufz.de/index.php?de=20939&pub_data[function]=showFile&pub_data[PUB_ID]=26028).
- Wei, W., Huang, Q.-S., Sun, J., Dai, X., Ni, B.-J., 2019: Revealing the Mechanisms of Polyethylene Microplastics Affecting Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge. In: *Environmental science & technology* 53 (16), S. 9604–9613. DOI: 10.1021/acs.est.9b02971.
- Winston, C., 2018: Norm structure, diffusion, and evolution: A conceptual approach. *European Journal of International Relations*, 24 (3), pp. 638-661.
- Witzig, C., Wörle, K., Földi, C., Rehm, R., Reuwer, A.-C., Ellerbrake, K., Cieplik, S., Rehorek, A., Freier, K., Dierkes, G., Wick, A., Ternes, T., Fiener, P., Klasmeier, J., Zumbülte, N., 2021: Mikroplastik in Binnengewässern – Untersuchung und Modellierung des Eintrags und Verbleibs im Do-naugebiet als Grundlage für Maßnahmenplanung. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsprojekt MicBin, online verfügbar unter: https://www.micbin.de/download/Abschluss_MicBin_02-11-2021-Final.pdf.
- Wu, X., Lyu, X., Li, Z., Gao, B., Zeng, X., Wu, J., Sun, Y., 2019: Transport of polystyrene nanoplas-tics in natural soils: Effect of soil properties, ionic strength and cation type. In: *The Science of the total environment* 707, S. 136065. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136065>.
- Xanthos, D., Walker, T., 2017: International Policies to reduce Plastic Marine Pollution from Single-Use Plastics (Plastic Bags and Microbeads): A Review. *Marine Pollution Bulletin* 118 (1-2).
- Zhang, B., Yang, X., Chen, L., Chao, J., Teng, L., Wang Q., 2020: Microplastics in soils: a review of possible sources, analytical methods and ecological impacts. *J. of Chem. Technol. and Biotech-nol.*, 95, 2020, S. 2052–2068.
- Zhang, C., Chen, Y., 2020: Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 382, 122955, doi.org/10.1016/j.cej.2019.122955.
- Zhang, L., 2022: Estimation of microplastic inputs from urban water management, Masterarbeit am Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft der TU Berlin (unveröffentlicht)

