

TEXTE

65/2026

Abschlussbericht

# Monitoring und Modellierung von Mikroplastikeinträgen in Gewässer



TEXTE 65/2026

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt,  
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 26 325 0

# **Monitoring und Modellierung von Mikroplastikeinträgen in Gewässer**

Abschlussbericht

von

Elmar Ritz, PD Dr.-Ing. Stephan Fuchs  
Institut für Wasser und Umwelt (IWU)  
Fachbereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft  
Karlsruher Institut für Technologie (KIT)

apl. Prof. Dr. Volker Linnemann, Vanessa Spelthahn M.Sc.  
Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft  
(ISA)  
Forschungsgruppe Abwasserbehandlung  
RWTH Aachen University

Dr. Georg Dierkes  
Referat G2  
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)

Dr. rer. nat. Jochen Türk  
Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

# Impressum

**Herausgeber**

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

**Durchführung der Studie:**

Institut für Wasser und Umwelt (IWU)  
Wassergütewirtschaft  
Gotthard-Franz-Str.3; Geb. 50.31  
76131 Karlsruhe

**Abschlussdatum:**

Mai 2021

**Redaktion:**

Fachgebiet Abwassertechnikforschung  
Dr. Claus Gerhard Bannick, Dr. Ulrike Braun

**DOI:**

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-8046>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, April 2026

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

### **Kurzbeschreibung: Monitoring und Modellierung von Mikroplastikeinträgen in Gewässer**

Das Vorhaben fasst die derzeit verfügbaren Daten zu Mikroplastikkonzentrationen in verschiedenen Abflusskomponenten und Umweltkompartimenten zusammen und ergänzt diese durch ein Monitoring von zwei Regenüberlaufbecken und einem Regenklärbecken. Auf Basis der so erzeugten Datengrundlage soll eine Erstabschätzung der Mikroplastikeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands erfolgen. Trotz umfangreicher Untersuchungen ist festzuhalten, dass für die Ableitung repräsentativer, stofflicher Eingangsdaten sehr wenige verwertbare Studien vorliegen. Es wurden beispielsweise häufig Stichproben gezogen, die auch bei fachgerechter Analytik nur eine begrenzte Aussagekraft haben. Abflussvolumenproportionale Proben, die einen längeren Zeitraum abbilden, sind auf wenige Studien begrenzt. Darüber hinaus ist Methodenvielfalt in der Analytik groß und limitiert den Umfang der nutzbaren Daten zusätzlich.

Auf Grund der kleinen und inkonsistenten Datenlagen sind die ermittelten Einträge mit sehr großen Unsicherheiten verbunden. Nichts desto trotz lassen sich grundlegende Aussagen ableiten:

- ▶ Der Mikroplastikeintrag in die Oberflächengewässer umfasst nur einen Bruchteil der aus Freisetzungprozessen resultierenden Masse (ca. 330.000 t/a, Breitling et al. 2018).
- ▶ Die urbanen Eintragspfade Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen sind mit mehr als 70 % verantwortlich für den Gesamteintrag in die Oberflächengewässer.
- ▶ Die Daten- und damit auch die Kenntnislücken sind zu groß, um valide Modellergebnisse zu den Gesamteinträgen in die Oberflächengewässer Deutschlands zu erzeugen.

Zur Präzisierung der ermittelten Einträge und insbesondere zur Verbesserung der Kenntnislage zur Gesamtproblematik bedarf es weiterer, harmonisierter Monitoring Aktivitäten. Aus Gewässersicht sollten dabei insbesondere Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen Berücksichtigung finden. Unabhängig von den untersuchten Pfaden bezieht sich die erforderliche Harmonisierung auf:

- ▶ die Probenahme und –aufbereitung,
- ▶ die analysierten Partikelgrößen und Polymerarten sowie
- ▶ die analytischen Quantifizierungsmethoden.

### **Abstract: Monitoring and modeling of microplastic inputs into water bodies**

The project summarizes the currently available data on microplastic concentrations in various runoff components and environmental compartments and supplements these with monitoring of two storm overflow tanks and one storm water treatment basin. On the basis of the gained data, an initial assessment of microplastic inputs into Germany's surface waters was made. Despite extensive investigations, it should be noted that very few usable studies are available for deriving representative, input data. For example, samples taken as random samples, even with professional analysis, have only limited significance. Samples proportional to runoff volume that cover a longer period of time are limited to a few studies. In addition, the variety of methods used in the laboratory analysis is large and further limits the scope of the usable data.

Due to the small and inconsistent data sets, the determined inputs are associated with very large uncertainties. Nevertheless, basic statements can be derived:

- ▶ The microplastic input into surface waters only comprises a fraction of the mass resulting from release processes (approx. 330,000 t/a, Breitling et al. 2018).
- ▶ The urban input pathways of sewage treatment plant effluents, combined sewage overflows and rainwater discharges are responsible for more than 70% of the total input into surface waters.
- ▶ The data and thus the knowledge gaps are too large to generate valid model results on the total input into surface waters in Germany.

To specify the inputs determined and in particular to improve the knowledge of the overall problem, further harmonized monitoring activities are required. From a water body perspective, rainwater discharges and combined sewage overflows in particular should be taken into account. Regardless of the pathways examined, the necessary harmonization relates to:

- ▶ sampling and processing,
- ▶ the particle sizes and polymer types analyzed and
- ▶ the analytical quantification methods.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	VI
Tabellenverzeichnis.....	VII
Abkürzungsverzeichnis.....	IX
Zusammenfassung .....	1
Summary .....	3
1 Einführung.....	5
2 Grundlagen und Stand der Forschung.....	6
2.1 Definition Mikroplastik.....	6
2.2 Siedlungsentwässerung.....	6
2.3 Verbrauch, Quellen und Emissionen .....	7
2.4 Stoffeintragsmodellierung mit MoRE.....	9
2.5 Methoden zur Mikroplastikuntersuchung .....	10
2.6 Literaturdaten für urbane Systeme.....	12
2.6.1 Kläranlagenabläufe .....	13
2.6.2 Mischwasserbehandlungsanlagen.....	16
2.6.3 Straßenabflüsse .....	16
2.6.4 Regenwassereinleitungen.....	17
2.7 Weitere potenziell relevante Eintragspfade von Mikroplastik in Gewässer .....	18
2.7.1 Industrielle Direkteinleiter.....	18
2.7.2 Atmosphärische Deposition.....	19
2.7.3 Erosion von Ackerflächen .....	19
2.7.4 Mikroplastik im Klärschlamm .....	20
2.8 Zusammenfassung der Literaturrecherche .....	20
3 Material und Methoden .....	21
3.1 Probenahmestellen .....	21
3.1.1 RKB Ottostraße in Karlsruhe .....	21
3.1.2 RÜB 16 auf dem Gelände der Kläranlage Eppingen.....	23
3.1.3 RÜB 2 auf dem Gelände der Kläranlage Hockenheim .....	25
3.2 Probenahmen.....	26
3.2.1 Volumenproportionale Beprobung mit Feststoffsammler .....	26
3.2.2 Homogenisierte Mischprobe .....	28
3.2.3 Blindprobe .....	29
3.3 Probentransport und -lagerung .....	30
3.4 Datenauswertung.....	30
3.4.1 Zentralwerte und Streumaß .....	30

3.4.2	Volumengewichtete Konzentrationsberechnungen.....	30
3.4.3	Frachtberechnung .....	31
3.4.4	Reinigungsleitung und Wirkungsgrad.....	31
3.5	Analytik .....	32
3.5.1	Probenvorbereitung .....	32
3.5.2	Gravimetrie.....	33
3.5.3	Thermoanalytische Mikroplastikbestimmungen .....	34
3.5.4	Qualitätssicherung – Proben .....	35
3.5.5	Verwendete Geräte und Materialien .....	36
3.6	Hydrologische Modellierung zur Bestimmung des jährlichen Entlastungsvolumens im Einzugsgebiet 37	
3.6.1	Hydrologisches Modell Eingangsdaten.....	37
3.6.2	Modellaufbau .....	38
3.7	Stoffeintragsmodellierungen mit MoRE.....	39
3.7.1	Wasserhaushalt und Landnutzung .....	39
3.7.2	Modellierungsansätze in MoRE .....	41
4	Ergebnisse des Monitorings .....	42
4.1	Beschreibung der Einzelproben .....	42
4.2	Ergebnisse der Analyse .....	45
4.2.1	Gravimetrische Ergebnisse .....	45
4.2.2	Thermoanalytische Ergebnisse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) .....	46
4.2.3	Qualitätssicherung Proben .....	51
4.2.4	Diskussion und Einordnung über die AFS Literaturdaten .....	53
4.4	Ergebnisse der hydrologischen Modellierung.....	53
4.5	Flächenspezifische Frachten der Standorte .....	54
4.6	Eingangsdaten der Modellierung .....	55
5	Ergebnisse der deutschlandweiten Emissionen des urbanen Systems .....	56
5.1	Modellierte Gesamtemissionen je Fraktion und Ansatz .....	56
5.2.	Vergleich der modellierten Emissionen mit anderen Studien .....	56
5.3	Zusätzliche Emissionen industrieller Direkteinleiter.....	57
6	Abschätzungen zu nicht urbanen Mikroplastikquellen in Deutschland .....	58
6.1	Relevanz des Mikroplastikaufkommens überörtlichen Straßenflächen .....	58
6.2	Atmosphärische Deposition auf Wasseroberflächen.....	58
6.3	Abschätzung des Erosionspotenzials auf Ackerflächen.....	58
6.4	Frachten der Flüsse .....	59
7	Fazit .....	61
	Literaturverzeichnis.....	64

A	Anhang Materialien.....	72
A.1	Anhang zur Hydrologischen Modellierung der EZG .....	72
A.1.1	Vereinfachte Abschätzung des jährlichen Entlastungsvolumens .....	73
A.1.2	Validierung und Plausibilisierung .....	73
B	Anhang Daten.....	75
B.1	Auflistung der Einzelproben.....	75
B.2	Analyseergebnisse der Einzelproben .....	77
B.3	Kennwerte zu den thermoanalytischen Messungen.....	83
B.4	Aggregierte Probenmassen (PE, PP, PS) je Standort .....	84
B.5	Graphische Darstellung der Messergebnisse .....	86

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Systemkomponenten von Misch- und Trennsystem.....	7
Abbildung 2:	Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS) und Massenanteile der Korngrößen im Ablauf der Nachklärung.....	15
Abbildung 3:	Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS sowie SBR) und Massenanteile der Korngrößen im Straßenabfluss der Clayallee.....	17
Abbildung 4:	Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS sowie SBR) und Massenanteile der Korngrößen im Zulauf des Regenrückhaltebeckens im Trennsystem aus Hohenecken bei Kaiserslautern..	18
Abbildung 5:	Regenklärbecken Ottostraße.....	22
Abbildung 6:	RÜB und Probennehmer auf der KA Eppingen.....	23
Abbildung 7:	RÜB und Wasserstandsmessung auf der KA Hockenheim.....	25
Abbildung 8:	Probenahme mit Feststoffsammler am Klärüberlauf eines Regenüberlaufbeckens am Beispiel Eppingen.....	27
Abbildung 9:	Probenahmegerätschaften und Homogenisierung der Mischproben.....	28
Abbildung 10:	Fotos der Probenahme für den Verfahrensblindwert.....	29
Abbildung 11:	Probengefäß und Versandkisten.....	30
Abbildung 12:	Schematische Darstellung der Probenvorbereitung und Analytik für wässrige Proben.....	32
Abbildung 13:	Hydrologisches Modell des Einzugsgebiets der Kläranlage Hockenheim (MS).....	38
Abbildung 14:	Mittlere Sommer- und Winterniederschläge in Deutschland für die Jahre 2011 bis 2016..	39
Abbildung 15:	Validierungsergebnisse der Wasserbilanzen exemplarisch für das Jahr 2016.....	40
Abbildung 16:	Hockenheim RÜB 2: Entlastungstage und –Volumen im Jahr 2019.....	43
Abbildung 17:	Eppingen RÜB 16: Entlastungstage und –Volumen im Jahr 2019.....	43
Abbildung 18:	Ottostraße RKB: Einleitungstage und – Volumen im Jahr 2019.....	44
Abbildung 19:	Feststoffe nach Probenvorbereitung, gravimetrisch bestimmt, Standortübersicht.....	45
Abbildung 20:	Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS) der Korngrößenfraktionen je Standort.....	48
Abbildung 21:	Polymerkonzentrationen des IUTA Labors (Summe der Korngrößen 5 bis 5.000 µm).....	49
Abbildung 22:	Polymerkonzentrationen des BfG Labors (Summe der Korngrößen 5 bis 5.000 µm).....	50
Abbildung 23:	Aufbau des RKB Ottostraße im Längsschnitt.....	53
Abbildung 25:	Hydrologisches Modell des EZG Ottostraße (TS).....	72
Abbildung 26:	Hydrologisches Modell des EZG Eppingen (MS).....	72
Abbildung 24:	Mögliche Zusammenhänge relevanter Parameter mit der Mikroplastik-Konzentration.....	86

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Hauptquellen und Massen von Mikroplastik in Deutschland .....	8
Tabelle 2:	Wasserbilanz für Deutschland (Q im Mittel der Jahre 2015 und 2016) .....	10
Tabelle 3:	Übersicht zu den thermoanalytischen Studien kommunaler Kläranlagen (Probenahme im Ablauf der Nachklärung) .....	14
Tabelle 4:	Mikroplastikkonzentrationen in Abflüssen Industrieller Kläranlagen .....	19
Tabelle 5:	Übersicht der beprobten Anlagen .....	21
Tabelle 6:	Daten zum RKB Ottostraße .....	22
Tabelle 7:	Daten zum RÜB 16 und Einzugsgebiet auf der KA Eppingen .....	24
Tabelle 8:	Daten zum RÜB 2 und Einzugsgebiet auf der KA Hockenheim .....	26
Tabelle 9:	Verwendete Messsignale für die Steuerung der volumenproportionalen Beprobung .....	28
Tabelle 10:	Analytische Kenndaten in den thermischen Polymeruntersuchungsverfahren .....	34
Tabelle 11:	Mikroplastik Vergleichsuntersuchung Probenzusammensetzung .....	35
Tabelle 12:	Kennwerte der Niederschlagsmessstationen und Entfernungen zu den beprobten Anlagen .....	37
Tabelle 13:	Modellparameter SWMM: Abflussbildung für befestigte Flächen .....	38
Tabelle 14:	Statistische Güteparameter des Vergleichs zwischen gemessenen und modellierten Abflüssen für die Validierung der Wasserbilanzen .....	40
Tabelle 15:	Aggregierte Charakteristika der Einzelproben .....	42
Tabelle 16:	Gravimetrische Konzentrationen nach Probenvorbereitung .....	46
Tabelle 17:	Mikroplastikkonzentration der Summe PE, PP, PS ( $\pm 500 \mu\text{m}$ Korngrößenfraktionen), sowie SBR .....	47
Tabelle 18:	Mikroplastik Vergleichsuntersuchung .....	52
Tabelle 19:	Jährliche Gesamtabschläge der Einzugsgebiete .....	54
Tabelle 20:	Ableitung jährlicher flächenspezifischer Frachten der Standorte (Summe aus PE, PP, PS sowie SBR) .....	54
Tabelle 21:	Eingangsdaten für die Modellierung in MoRE (Polymersummen PE, PP, PS sowie SBR) .....	55
Tabelle 22:	Ergebnisse der Mikroplastik Modellierung (PE, PP, PS sowie SBR) in MoRE für das urbane System im Jahresmittel 2015 und 2016 .....	56
Tabelle 23:	Abschätzung des Erosionspotentials von Mikroplastik auf Ackerflächen in Deutschland .....	59
Tabelle 24:	Mikroplastikfrachten der Flüsse .....	60
Tabelle 25:	Zusammenfassung der Quantifizierten Eintragspfade von Mikroplastik (PE, PP, PS + SBR) in Gewässer .....	62
Tabelle 26:	Validierung der Hydrologischen Modelle anhand vergleichbarer Events .....	73
Tabelle 27:	Jährliche Entlastungsvolumina im Vergleich von Modell und vereinfachter Abschätzung .....	74
Tabelle 28:	Jährliche Entlastungsvolumina im Vergleich von Modell und vereinfachter Abschätzung .....	74
Tabelle 29:	Charakteristika der Einzelproben .....	75
Tabelle 30:	Thermoanalyse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) des Monitorings am RKB Ottostraße .....	77
Tabelle 31:	Thermoanalyse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) des Monitorings am RÜB Hockenheim .....	80
Tabelle 32:	Thermoanalyse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) des Monitorings am RÜB Eppingen .....	82
Tabelle 33:	Statistische Auswertung zu den Analytischen Kenndaten der Messungen für die Polymere (PE, PP, PS) .....	83

Tabelle 34:	Statistische Auswertung zu den Analytischen Kenndaten der Messungen für die Polymere (PET, PA, PVC, SBR).....	83
Tabelle 35:	Mittlere Mikroplastikgrößenverteilung (PE, PP, PS) der Proben je Standort und Fraktion..	84
Tabelle 36:	Mediane Mikroplastikkonzentration der Korngrößenfraktionen (PE, PP, PS) der Proben...	84
Tabelle 37:	Mikroplastikkonzentration der Korngrößenfraktionen (Summe PET, PA, SBR) der Proben	85
Tabelle 38:	Mediane Mikroplastikkonzentration der Korngrößenfraktionen (PET, PA, SBR) der Proben .....	85

## Abkürzungsverzeichnis

<b>μFTIR</b>	Mikro-Fouriertransformation-Infrarotspektroskopie
<b>a</b>	Jahr
<b>ABAG</b>	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
<b>A<sub>E,b</sub></b>	Summe aller befestigten Fläche des Einzugsgebiets
<b>AFS</b>	Abfiltrierbare Stoffe
<b>AFS63</b>	Abfiltrierbare Stoffe Korngröße < 63 μm
<b>ATR-FTIR</b>	engl.: Attenuated Total Reflection Fourier-transform infrared spectroscopy
<b>AU</b>	engl.: Analytical Unit
<b>BfG</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde
<b>BG</b>	Bestimmungsgrenze
<b>BÜ</b>	Beckenüberlauf
<b>c</b>	Konzentration
<b>d</b>	Tage
<b>DB</b>	Durchlaufbecken
<b>DSC</b>	Dynamische Differenzkalorimetrie
<b>E</b>	Ereignisbeprobung
<b>E.F.</b>	Emissionsfaktor
<b>EMC</b>	engl.: Event Mean Concentration (ereignisbezogene volumengewichtete Konzentration)
<b>EW</b>	Einwohner
<b>EZG</b>	Einzugsgebiet
<b>F</b>	Fracht
<b>FSS</b>	Feststoffsammler
<b>FTIR</b>	Fouriertransformation-Infrarotspektroskopie
<b>GC/MS</b>	Gaschromatographie Massenspektrometrie
<b>GV</b>	Glühverlust [%]
<b>h</b>	Stunden
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></b>	Wasserstoffperoxid
<b>ISA</b>	Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft der RWTH Aachen
<b>IUTA</b>	Institut für Energie- und Umwelttechnik
<b>KA</b>	Kläranlage
<b>KB</b>	Kalibrierbereich
<b>KÜ</b>	Klärüberlauf
<b>L</b>	Langzeitbeprobung
<b>Lf</b>	Leitfähigkeit
<b>MoRE</b>	engl.: Modelling of Regionalized Emissions (Open Source Software by IWU/WG)
<b>MP</b>	Mikroplastik
<b>MP</b>	Mischprobe
<b>MS</b>	Mischsystem

<b>MW</b>	Arithmetisches Mittel
<b>MWE</b>	Mischwasserentlastung
<b>N</b>	Mikroplastik-Partikelanzahl
<b>n</b>	Anzahl
<b>NG</b>	Nachweisgrenze
<b>NIR</b>	Nahinfrarot-Spektroskopie
<b>NR</b>	Naturkautschuk
<b>PA</b>	Polyamid
<b>PAK</b>	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
<b>PE</b>	Polyethylen
<b>PET</b>	Polyethylenterephthalat
<b>PP</b>	Polypropylen
<b>PS</b>	Polystyrol
<b>PVC</b>	Polyvinylchlorid
<b>Pyr-GC/MS</b>	engl.: Pyrolysis gas chromatography mass spectrometry
<b>Q</b>	Abflussvolumen pro Zeiteinheit
<b>q<sub>Amax</sub></b>	Maximale Oberflächenbeschickung während des Ereignisses
<b>q<sub>Amittel</sub></b>	Mittlere Oberflächenbeschickung während des Ereignisses
<b>RBF</b>	Retentionsbodenfilter
<b>RKB</b>	Regenklärbecken
<b>RÜB</b>	Regenüberlaufbecken
<b>RWE</b>	Regenwassereinleitung
<b>SBR</b>	Styrol-Butadien-Kautschuk
<b>SDS</b>	engl.: Sodium Dodecyl Sulfate
<b>SMC</b>	engl.: Site Mean Concentration (standortbezogene volumengewichtete Konzentration)
<b>SP</b>	Stichprobe
<b>spez. Feststofffracht</b>	Oberflächenpotential, spezifische jährliche AFS Fracht
<b>TED-GC/MS</b>	Thermoextraktions-Desorptions- Gaschromatographie Massenspektrometrie
<b>TGA-GC/MS</b>	Thermogravimetrische Gaschromatographie Massenspektrometrie
<b>TS</b>	Trennsystem
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt, Berlin
<b>V</b>	Volumen
<b>ZnCl<sub>2</sub></b>	Zinkchloridlösung

## Zusammenfassung

Das vorliegende Projekt hat das Ziel die urbanen Mikroplastikeinträge aus Kläranlagenabläufen, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen in die Gewässer Deutschlands zu quantifizieren. Die Fracht aus kommunalen Kläranlagen wurde auf Basis von Literaturdaten berechnet. Ein Datenbestand zu Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen wurde durch ein eigenes Monitoring erzeugt. Für die Ableitung repräsentativer Konzentrationsdaten wurde konsequent auf thermoanalytische Messergebnisse zurückgegriffen. Es hat sich bei der Recherche gezeigt, dass nur sehr wenige aussagekräftige Studien vorliegen, die thermoanalytisch gemessen haben. Nach Sichtung der national und international vorliegenden Literatur wurden nur 13 Datensätze für Kläranlagenabläufe, 7 aus –zuläufen, 5 aus Regenwassereinleitungen, sowie 7 Datensätze von Straßenabläufen (Gulliuntersuchung) als valide eingestuft. Außerdem konnten 10 Analysen zu Abläufen industrieller Kläranlagen und zwei Messungen im Klärschlamm zusammengetragen werden. Auf Grundlage dieser Datenbasis war eine Abschätzung der Einträge aus den Entwässerungssystemen für die drei Polymere Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und Polystyrol (PS) möglich. Die für Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) durchgeführte Abschätzung ist aufgrund der sehr geringen Datenverfügbarkeit mit hohen Unsicherheiten behaftet. Die Verbrauchsmengen von Plastik in Europa zeigen, dass die Polymere PE, PP und PS in Summe mehr als 50 % des jährlich in Umlauf kommenden Plastiks abbilden. Ein Vergleich mit den wenigen Mikroplastik Studien, in denen noch zusätzliche Polymerarten analysiert wurden, bestätigt, dies auch für Mikroplastik im Wasserkreislauf.

Literaturdaten (u.a. für Kläranlagen) sind meist für Mikroplastik mit Korngrößen  $>50\ \mu\text{m}$  verfügbar. Im Projekt wurde die Mikroplastik Analytik bis zur Partikelfraktion  $>5\ \mu\text{m}$  durchgeführt. Um dennoch eine möglichst vollständige Modellierung zu gewährleisten wurde für die Kläranlagen angenommen, dass eine untere Korngröße von  $5\ \mu\text{m}$  nur einen geringfügigen Effekt auf die Gesamtkonzentrationen hat. Denn einige Kläranlagenanalysen wurden bei einer unteren Korngröße von  $10\ \mu\text{m}$  durchgeführt: Hier war die kleinere Korngröße im Vergleich zu den Schwankungen der Einzelproben untereinander vernachlässigbar. Unter den genannten Bedingungen wurden Kläranlagenablaufkonzentrationen (Nachklärung) von  $3,5\ \mu\text{g/l}$  sowie eine Rückhalteleistung der Kläranlagen von 98 % abgeleitet.

Im eigenen Monitoring wurden an zwei Standorten die Klärüberläufe von Regenüberlaufbecken (RÜB) und an einem Standort der Klärüberlauf eines Regenklärbeckens (RKB) beprobt. Die Probenahme erfolgte volumenproportional mit Feststoffsammlern als Ereignismischprobe. Je 20 Liter homogenisierte Mischprobe wurden für die Mikroplastikanalyse verwendet. Insgesamt wurden 46 Umweltproben gewonnen, wovon 29 thermoanalytisch untersucht wurden. Zusätzlich wurden drei Proben zur Bestimmung des Verfahrensblindwerts entnommen, wovon nur eine erfolgreich thermoanalytisch untersucht wurde.

Die Proben wurden chemisch-enzymatisch vorbehandelt und einer Dichteseperation unterzogen. Anschließend folgte eine Fraktionierung über Siebe nach Größenklassen:  $5 - 10\ \mu\text{m}$ ,  $10 - 50\ \mu\text{m}$ ,  $50 - 100\ \mu\text{m}$ ,  $100 - 500\ \mu\text{m}$ ,  $500 - 1.000\ \mu\text{m}$ , sowie  $1.000 - 5.000\ \mu\text{m}$ . Es wurden 10 Proben mit dem Pyrolyse Gas Chromatograph Massenspektrometer (Pyr-GC/MS) und 20 Proben per Gaschromatographie mit Massenspektroskopie-Kopplung (TED-GC/MS) analysiert. Die Korngrößenfraktionen wurden einzeln analysiert. Mit der Pyr-GC/MS wurden die Polymere PE, PP und PS bestimmt, während mit der TED-GC/MS außer PE, PP und PS zusätzlich PA, PET und SBR analysiert wurden. Zur Vergleichbarkeit der beiden Analysemethoden erfolgte eine separate Qualitätssicherung sowohl mit Umweltproben als auch mit zugegebenen Polymeren.

Sowohl die Mikroplastik Konzentrationen, als auch die nachweisbaren Polymere und die Korngrößenverteilung zeigen am gleichen Standort eine sehr hohe Variabilität. Ein systematisches Verhalten ist nicht erkennbar. Für die im Monitoring gewonnenen Proben liegt die volmengewichtete

mittlere Konzentration für die Summe aus PE, PP und PS der Korngröße von 5 – 5.000 µm für Regenwassereinleitungen bei 7 µg/l (n = 15) und für Mischwasserentlastungen bei 97 µg/l (n = 14). Mit einem hydrologischen Schmutzfrachtmodell wurden aus den Konzentrationen Emissionsfaktoren abgeleitet. Diese liegen für Regenwassereinleitungen bei 36 g/(ha·a) und für Mischwasserentlastungen bei 200 g/(ha·a). Für SBR liegen Regenwassereinleitungen bei 11 µg/l (n = 12) und für Mischwasserentlastungen bei 26 µg/l (n = 8). Die Konzentrationen aus der Regenwassereinleitung wurden im Ablauf eines Regenklärbeckens mit Dauerstau gemessen. Vergleiche mit dem Zulauf eines anderen Regenrückhaltebeckens zeigen deutlich höhere Konzentrationen für PE, PP und PS von 800 µg/l und 240 µg/l für SBR (jeweils n =5).

Mit dem Modellsystem MoRE wurde eine deutschlandweite Abschätzung der Mikroplastikemissionen aus urbanen Systemen vorgenommen. Für die Summen der Polymere PE, PP und PS im Korngrößenbereich von 5 µm bis 5.000 µm ergeben sich Einträge in Fließgewässer Deutschlands von 220 t/a (Jahresmittel 2015 und 2016). Dieser Gesamteintrag wird zu 13 % durch Kläranlagenabläufe zu 75 % durch Mischwasserentlastungen und zu 12 % durch Regenwassereinleitungen verursacht. Hinzu kommen SBR Einträge von 83 Tonnen pro Jahr.

Anzumerken ist, dass die vorgestellte Abschätzung sehr hohe Unsicherheiten aufweist. Werden für die Abschätzung der Regenwassereinleitungen Literaturdaten eines anderen Standortes genutzt (siehe zwei Absätze vorher), so steigen die Emissionen (PE, PP, PS) aus den Regenwassereinleitungen von 26 Tonnen auf 3.000 Tonnen pro Jahr an. Die Datenlage für Einträge aus Regenwassereinleitungen ist damit besonders inkonsistent.

Für weitere relevante Eintragspfade von Mikroplastik in Gewässer konnte die Größenordnung der Emission abgeschätzt werden. Demnach liegt der Eintrag von PE und PP aus der Industrieabwasserbehandlung nach den verfügbaren Zahlen bei ca. 10 Tonnen pro Jahr. PS wurde methodenbedingt (DSC) nicht erfasst. Für die Abschätzung der Mikroplastikemissionen durch Erosionsprozesse auf landwirtschaftlichen Flächen liegen nur inkonsistente Daten vor, so dass eine Erstabschätzung einen Eintrag zwischen 4 t/a und 80 t/a ergibt. Die Einträge in Gewässer aus überörtlichen Straßenflächen außerhalb von Siedlungsgebieten werden als nicht relevant erachtet, da die Regelentwässerung ohne Fassung über die Straßenschulter erfolgt. Einträge direkter atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen, liegen bei etwa 40 t/a. Obwohl die nicht urbanen Eintragspfade aufgrund fehlender Daten nur unzureichend abbildbar sind, zeichnet sich ab, dass die urbanen Systeme den bedeutendsten Anteil der Gesamteinträge von Mikroplastik in die Oberflächengewässer verursachen.

Zur Präzisierung der genannten Zahlen bedarf es weiterer Monitoring Aktivitäten auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens von der Probenahme bis zur analytischen Quantifizierung. Eintragspfade von besonderem Interesse sind in diesem Zusammenhang die Regenauslässe der Trennsysteme. Die Gegenüberstellung der in der Literatur dokumentierten Primäremission für Deutschland von 330.000 t/a mit den in diesem Vorhaben auf Grundlage von Umweltproben ermittelbaren Gesamtemission (PE, PP, PS, SBR) in Gewässer von ~400 t/a (SBR Anteil  $\hat{=}$  27 %) verdeutlicht die nach wie vor bestehenden Kenntnislücken zum Verbleib des Plastiks in der Umwelt. Dies gilt auch wenn berücksichtigt wird, dass nur ein Bruchteil (5 %) der Primäremission das Gewässersystem erreicht.

## Summary

The project aims to quantify urban microplastic inputs from wastewater treatment plant effluents, combined sewer overflows, and stormwater discharges into German surface waters. The load from municipal wastewater treatment plants was calculated based on literature data. A dataset for stormwater discharges and combined sewer overflows was generated through an own monitoring. Representative concentration data were derived consistently using thermoanalytical measurement results. It became apparent during the research that very few meaningful studies using thermoanalytical methods exist. After reviewing national and international literature, only 13 datasets for wastewater treatment plant effluents, 7 for influents, 5 for stormwater discharges, and 7 datasets for street runoff (gully investigation) were deemed valid. Additionally, 10 analyses of industrial wastewater treatment plant effluents and two measurements in sewage sludge were compiled. Based on this data, it was possible to estimate the inputs from drainage systems for the three polymers polyethylene (PE), polypropylene (PP), and polystyrene (PS). The estimate for styrene-butadiene rubber (SBR) is subject to high uncertainties due to very limited data availability. The consumption volumes of plastic in Europe show that PE, PP, and PS together represent more than 50% of the plastic put into circulation annually. A comparison with the few microplastic studies analyzing additional polymer types confirms this for microplastics in the water cycle as well.

Literature data are usually available for microplastics with grain sizes  $>50 \mu\text{m}$ . In this project, microplastic analysis was carried out down to the particle fraction  $>5 \mu\text{m}$ . To ensure a modeling as complete as possible, it was assumed for the wastewater treatment plants that the grain size  $< 5 \mu\text{m}$  has only a minor effect on the overall concentrations. Some wastewater treatment plant analyses were conducted with a grain size  $< 10 \mu\text{m}$ : here, the smaller grain size was negligible compared to the fluctuations between individual samples. Under these conditions, effluent concentrations (after secondary clarification) of  $3.5 \mu\text{g/l}$  and a retention efficiency of 98 % for wastewater treatment plants were derived.

In a monitoring program, the combined sewer overflow (CSO) at two locations and the the outlet of a stormwater treatment basin (STB) at one location were sampled. The sampling was carried out proportionally to volume with so called large volume samplers as event-composite samples. Twenty liters of homogenized composite samples were used for microplastic analysis. A total 46 environmental samples were collected, 29 of which were analyzed thermoanalytically. Additionally, three samples were taken to determine the procedural blank value, with only one successfully analyzed thermoanalytically.

The samples were chemically-enzymatically pretreated and subjected to density separation. They were then fractionated by sieves into size classes:  $5\text{-}10 \mu\text{m}$ ,  $10\text{-}50 \mu\text{m}$ ,  $50\text{-}100 \mu\text{m}$ ,  $100\text{-}500 \mu\text{m}$ ,  $500\text{-}1,000 \mu\text{m}$ , and  $1,000\text{-}5,000 \mu\text{m}$ . Ten samples were analyzed using pyrolysis gas chromatography-mass spectrometry (Pyr-GC/MS) and 20 samples using thermal extraction-desorption gas chromatography-mass spectrometry (TED-GC/MS). The grain size fractions were analyzed individually. The Pyr-GC/MS identified the polymers PE, PP, and PS, while the TED-GC/MS additionally analyzed PA, PET, and SBR alongside PE, PP, and PS. To ensure comparability of the two analytical methods, separate quality assurance was carried out with both environmental samples and added polymers.

Both the microplastic concentrations and the detectable polymers and grain size distributions show very high variability at the same site. No systematic behavior is discernible. For the samples obtained in the monitoring, the volume-weighted average concentration for the sum of PE, PP, and PS with a grain size of  $5\text{-}5,000 \mu\text{m}$  for stormwater discharges is  $7 \mu\text{g/l}$  ( $n = 15$ ) and for combined sewer overflows is  $97 \mu\text{g/l}$  ( $n = 14$ ). Emission factors were derived from the concentrations using a hydrological pollutant load model. These are  $36 \text{ g}/(\text{ha}\cdot\text{a})$  for stormwater outlet and  $200 \text{ g}/(\text{ha}\cdot\text{a})$  for combined sewer overflows. For SBR, the mean stormwater outlet concentration is  $11 \mu\text{g/l}$  ( $n = 12$ ), combined sewer overflows  $26 \mu\text{g/l}$  ( $n = 8$ ). The concentrations from the stormwater outlets were measured in the effluent of a permanently flooded

stormwater treatment basin. Comparisons with the influent of another stormwater retention basin show significantly higher concentrations for PE, PP, and PS of 800 µg/l and 240 µg/l for SBR (each n = 5).

The MoRE model system was used to estimate microplastic emissions from urban systems across Germany. For the sum of the polymers PE, PP, and PS in the grain size range of 5 µm to 5,000 µm, inputs into Germany's flowing waters amount to 220 t/a (annual average 2015 and 2016). This total input is caused by 13% from wastewater treatment plant effluents, 75% from combined sewer overflows, and 12% from stormwater discharges. Additionally, SBR inputs amount to 83 tons per year.

It should be noted that the presented estimation has very high uncertainties. If literature data from another location are used for the estimation of stormwater discharges (see two paragraphs above), emissions (PE, PP, PS) from stormwater discharges increase from 26 tons to 3,000 tons per year. Thus, the data situation for inputs from stormwater discharges is particularly inconsistent.

For other relevant pathways of microplastic emissions into surface waters, the magnitude of emissions could be estimated. Accordingly, the entry of PE and PP from industrial wastewater treatment, according to available figures, is about 10 tons per year. PS was not detected due to the method used (DSC). For estimating microplastic emissions from erosion processes on agricultural land, only inconsistent data are available, so an initial estimate results in an input between 4 t/a and 80 t/a. Emissions from overland roads are considered irrelevant, as regular drainage occurs over the road shoulder without capture. Direct atmospheric deposition on water surfaces amounts to about 40 t/a. Although non-urban pathways are inadequately represented due to a lack of data, it is evident that urban systems cause the most significant share of total microplastic entries into surface waters.

To refine the mentioned figures, further monitoring activities are required, based on a harmonized approach from sampling to analytical quantification. Emission pathways of particular interest in this context are the stormwater outlets of separated systems. Comparing the documented primary emission for Germany of 330,000 t/a with the total emission (PE, PP, PS, SBR) into waters of ~400 t/a (SBR share  $\hat{=}$  27 %) determined in this project from environmental samples highlights the still existing knowledge gaps regarding the fate of plastics in the environment. This holds true even when considering that only a small fraction (5 %) of the primary emission reaches the water system.

# 1 Einführung

Zwischen 1950 und 2015 wurden global 8,3 Milliarden Tonnen Plastik produziert. Während 30 % davon noch in Gebrauch sind, wurden von dem entstandenen Plastikabfall 9 % recycelt, 13 % verbrannt und 78 % über Deponien entsorgt oder in die Umwelt verbracht (Geyer et al. 2017). Insgesamt sind geschätzte 86 Millionen Tonnen im Meer akkumuliert (Jang et al. 2015). Die Plastikverschmutzung der Meere wurde bereits in den Siebzigern von Wong et al. (1974) untersucht. Der Begriff Mikroplastik wurde allerdings erst 2004 von Thompson et al. (2004) eingeführt. Ein Anstieg der Publikationen über Mikroplastik in Binnengewässer ist seit 2013 erkennbar (He et al. 2018). Trotz der vermehrten wissenschaftlichen und medialen Aufmerksamkeit, gibt es aktuell für Deutschland noch keine auf Umweltmessdaten basierenden quantitativen Abschätzungen der Mikroplastikeinträge in die Binnengewässer.

Ziel des vorliegenden Vorhabens ist die Quantifizierung von Mikroplastikemissionen urbaner Systeme. Hierzu werden die derzeit verfügbaren Daten zusammengetragen und verdichtet. Um methodische Fehler bei der Abschätzung der Frachten (t/a) zu vermeiden, wurden Ergebnisse aus spektroskopischen Untersuchungen außer Acht gelassen und konsequent nur thermoanalytisch ermittelte Konzentrationsdaten ( $\mu\text{g/l}$ ) genutzt. Der vorliegende Bericht stützt sich insbesondere auf den Ergebnissen der vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Projekte OEMP und RUSEKU. Komplementierend erfolgte im Projekt ein eigenes Monitoring an zwei Regenüberlaufbecken, sowie einem Regenklärbecken. Die labortechnische Analyse der Proben erfolgte am Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISA), der RWTH Aachen University, sowie der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und dem Institut für Energie und Umwelttechnik (IUTA).

Der vorliegende Bericht hat folgende Ziele:

- ▶ Ableitung differenzierter mittlerer Ablaufkonzentrationen bzw. Emissionsfaktoren zur Abbildung der Emissionen über Kläranlagenabläufe, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen.
- ▶ Durchführung einer deutschlandweiten Modellierung der urbanen Mikroplastikeinträge.
- ▶ Identifikation von Kenntnislücken im Bereich der Mikroplastikeinträge in Fließgewässer.

## 2 Grundlagen und Stand der Forschung

### 2.1 Definition Mikroplastik

In der Vergangenheit wurde Mikroplastik häufig als feste Kunststoffe und synthetische Polymere in der Größenordnung von 1 µm bis 5 mm definiert (Braun et al. 2018). Gemäß der ISO/TR 21960 Norm, welche im Februar 2020 erschienen ist, wird konsequent in „large microplastics“, welche den Größenbereich 1 mm – 5 mm abdecken und „microplastics“ (1 µm bis 1 mm) unterschieden. Sind die Partikel größer 5 mm wird von Makroplastik gesprochen (ISO/TC 61/SC 14 02). Außerdem wird zwischen primären und sekundärem Mikroplastik unterschieden (ISO/TC 61/SC 14 02; Kreider et al. 2010). Primäres Mikroplastik wird als solches direkt produziert und findet beispielsweise in Kosmetikprodukten Anwendung. Sekundäres Mikroplastik hingegen entsteht durch Fragmentierung und Degradation des Ursprungsprodukts; insbesondere durch Abrieb.

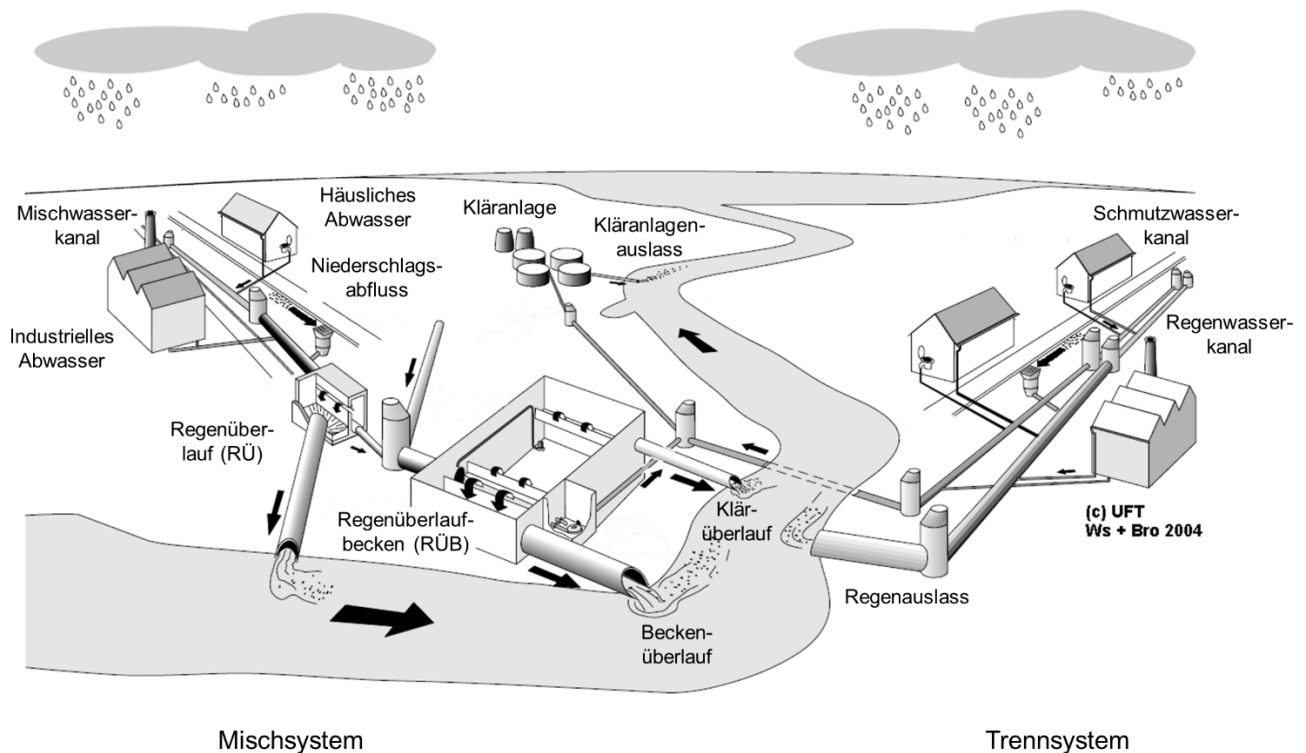
### 2.2 Siedlungsentwässerung

Die Siedlungs- und Verkehrsflächen in Deutschland werden für des Bezugsjahr 2016 zu 53,3 % im Mischsystem entwässert (Brombach und Dettmar 2019). Das Mischsystem (MS) zeichnet sich durch einen Kanal aus, in dem Schmutzwasser und Niederschlagswasser gemeinsam gesammelt und zur Kläranlage geführt werden. Ist der Bemessungszufluss zur Kläranlage erreicht, findet eine Zwischenspeicherung in Regenbecken und nachfolgend eine Behandlung der Mischwasserabflüsse in der Kläranlage statt. Übersteigt die Wassermenge die im Netz vorhandene Retentionskapazitäten, findet eine Entlastung des Mischwassers (MWE) in Oberflächengewässer statt. Deutschlandweit werden etwa 25.100 Regenüberlaufbecken (RÜB) und Stauraumkanäle (SK) mit einem Gesamtvolumen von ca. 16 Mio. m<sup>3</sup> betrieben (Destatis 2018).

Im Trennsystem (TS) werden das Schmutzwasser und der Niederschlagsabfluss in verschiedenen Kanälen abgeleitet. Der Niederschlagsabfluss wird in der Regel ohne Behandlung direkt in Oberflächengewässer eingeleitet. Nur bei potenziell hoher stofflicher Belastung wird eine Behandlung in Form von Sedimentations- (Regenklärbecken = RKB) oder Filtrationsanlagen (Retentionsbodenfilter = RBF) vorgesehen. Die Regenwasserbehandlung im Trennsystem ist somit eher die Ausnahme. Dies wird deutlich, wenn berücksichtigt wird, dass im Trennsystem bei zum Mischsystem vergleichbaren Flächenanteile, nur etwa 4.100 Becken betreiben werden (Destatis 2018). Abbildung 1 illustriert die Komponenten und Systemzusammenhänge der beiden Entwässerungssysteme.

In Bezug auf die Materialien der Kanäle ist anzumerken, dass der Anteil an Kunststoffrohren in der Kanalisation in Deutschland gemäß DWA-Umfrage fast 18 % beträgt (Berger et al. 2020).

**Abbildung 1: Systemkomponenten von Misch- und Trennsystem**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU, verändert nach Brombach et al. (2005).

### 2.3 Verbrauch, Quellen und Emissionen

Für das Jahr 2019 betrug die Gesamtnachfrage an Plastik in Deutschland gemäß Plastics Europe (2020) 12 Millionen Tonnen. Zusätzlich wurden etwa 0,4 Millionen Tonnen an Synthetischem Kautschuk nachgefragt (=3 % der Gesamtkunststoffe) (statista 2020). Der größte Anteil wird mit 40 % für Verpackungen genutzt, gefolgt vom Einsatz im Bausektor (20 %) und der Autoindustrie (10 %) (Plastics Europe 2020). Der Anteil der einzelnen Polymere an den Gesamtkunststoffen liegt für Polyethylen (PE) bei 30 %, für Polypropylen (PP) bei 19 %, und für Polyvinylchlorid (PVC) bei 10 %. Weiter liegen Polystyrol (PS), Polyethylenterephthalat (PET) und Polyurethan (PUR) bei Anteilen von 5 bis 10 %. Andere Polymere machen 19 % aus (Plastics Europe 2020). Damit sind PE und PP die am häufigsten genutzten Polymere.

In Deutschland entstehen bei Produktnutzungen (Reifenabrieb, Kosmetik etc.) gemäß einer Schätzung von Essel et al. (2015) jährlich 182.000 bis 423.000 Tonnen primäres und sekundäres Mikroplastik. Bertling et al. (2018) schätzen, dass 330.000 Tonnen Mikroplastik pro Jahr emittiert werden. Davon sind 11 % primäres Mikroplastik, während 89 % des Mikroplastiks sekundär durch Fragmentierung und Degradation entstehen. Die Studie spricht weiter von 116.000 Tonnen Makroplastikemissionen pro Jahr in Deutschland (Bertling et al. 2018). Jepsen et al. (2020) nennen in einer ähnlich angelegten Studie einen jährlichen Plastikeintrag in die Umwelt (ohne Littering) von 151.000 bis 253.000 Tonnen pro Jahr für Deutschland. Als größte Quellen identifizieren sie in absteigender Reihenfolge Verkehr, Bau, Landwirtschaft beziehungsweise Gartenbau.

Die von Bertling et al. (2018), Essel et al. (2015) sowie Jepsen et al. (2020) genannten Zahlen beruhen auf einem Top-Down Ansatz, so wird beispielsweise der Reifenabrieb über Absatzzahlen von Autoreifen quantifiziert. Bertling et al. (2018) quantifizieren in ihrer Studie primär Emissionen aus der Produktnutzung (Tabelle 1), die nicht immer mit dem Eintrag in die Umwelt gleichzusetzen sind.

Beispielsweise findet in kommunalen Kläranlagen eine Festlegung von Mikroplastik im Klärschlamm statt, so dass nur ein Teil der im Zulauf enthaltenen Frachten über den Wasserpfad in die Umwelt gelangen. Der Umfang des Transfers in andere Umweltkompartimente bleibt dabei zunächst unberücksichtigt. Die nachweisbaren Emissionen in die Umwelt dürften also weit niedriger liegen als die in Tabelle 1 aufgeführten Schätzwerte.

**Tabelle 1: Hauptquellen und Massen von Mikroplastik in Deutschland**

Quelle	Mikroplastikmengen	
	[t/a]	[%]
Abrieb Reifen	101.351	30,7
Freisetzung bei der Abfallentsorgung	24.981	7,6
Abrieb Bitumen und Asphalt	18.810	5,7
Pellet Verluste	15.015	4,6
Verwehungen von Sport- und Spielplätzen	10.874	3,3
Freisetzung auf Baustellen	9.661	2,9
Abrieb Schuhsohlen	8.993	2,7
Abrieb Kunststoffverpackungen	8.176	2,5
Abrieb Fahrbahnmarkierungen	7.508	2,3
Faserabrieb bei der Textilwäsche	6.336	1,9
Abrieb Farben und Lacke	5.363	1,6
Abrieb landw. genutzter Kunststoffe	3.713	1,1
Flockungsmittel	3.589	1,1
Abrieb Besen und Kehrmaschinen	3.160	1,0
Abrieb industrieller Verschleißschutz, Förderbänder	2.475	0,8
Rest	100.000	30
Summe	330.000	100

Quelle: Bertling et al. Bertling et al. (2018).

## 2.4 Stoffeintragsmodellierung mit MoRE

Für die Modellierung von Stoffeinträgen wird das Modellsystem MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) genutzt. MoRE ist ein Datenbankmodell, mit dem in einer Open Source Umgebung Stoffeinträge in Oberflächengewässer modelliert werden können. Hierzu werden Daten zu Flussgebietseigenschaften und -nutzungen mit stoffbezogenen Informationen und Prozessparametern verknüpft. Prozesse, die zu einer Veränderung der Massenflüsse während des Transportes führen, werden durch empirische Ansätze abgebildet. Das Modell errechnet so pfadspezifisch und regional differenziert die Stoffeinträge in Gewässer für die folgenden Eintragspfade:

- ▶ Kläranlagenabläufe
- ▶ Industrielle Direkteinleiter
- ▶ Direkteinleitung aus Altbergbaugebieten
- ▶ Abschwemmung und Erosion
- ▶ Oberflächenabfluss
- ▶ Dränagen
- ▶ Direkte atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche
- ▶ Kanalisationssysteme (Regenwasserkanäle und Mischwasserüberläufe)
- ▶ Häusliche Direkteinleiter
- ▶ Grundwasser
- ▶ Binnenschifffahrt

MoRE wird ständig weiterentwickelt und in einer Vielzahl von Anwendungen auf nationaler wie internationaler Ebene genutzt. Eine detaillierte Beschreibung der Modellansätze sowie der Eingangsdaten ist in Fuchs et al. (2010b); (2017) gegeben.

MoRE zeichnet sich neben den eingebundenen fachlichen Grundlagen insbesondere durch eine vollständige Dokumentation aller Eingangsdaten, Modellansätze und Ergebnisse sowie durch eine hohe Transparenz und Flexibilität aus. Diese Eigenschaften sind von besonderer Bedeutung, wenn wie im Fall von Mikroplastik, flussgebietsweite Betrachtungen bei lückenhafter Datenbasis durchgeführt werden sollen. Die in MoRE hinterlegten Komponenten des Gesamtabflusses für Deutschland sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

**Tabelle 2: Wasserbilanz für Deutschland (Q im Mittel der Jahre 2015 und 2016)**

Eintragspfade	Abfluss in Millionen m <sup>3</sup> /a
Abfluss über Grundwasser	68.101
Oberflächenabfluss über nicht versiegelte Flächen	14.779
Effektive Niederschläge auf Gewässeroberflächen	1.964
Dränagen	5.347
Kläranlagen >2000 EW (Jahresabwassermenge)	8.861
Regenwassereinleitungen	2.579
Mischwasserentlastungen	1.350
Sonstiger Abfluss über Kanalisationssysteme	410
<b>Gesamt</b>	<b>103.391</b>

Wasserbilanz aus MoRE – Quelle: KIT-IWU.

## 2.5 Methoden zur Mikroplastikuntersuchung

Mikroplastik wird in verschiedenen Umweltkompartimenten untersucht z.B. Abwasser (Lares et al. 2019; Murphy et al. 2016; Sun et al. 2019), Oberflächenwasser (Käppler et al. 2018; Mani et al. 2015), Straßenabflüssen (Sommer et al. 2018), aber auch in Böden (Möller et al. 2020)(Möller et al. 2020) , Sedimenten (Käppler et al. 2018) und Schwebstoffen (Hahn et al. 2019) oder Schlämmen (Campo et al. 2019).

Die direkte vollständige Identifizierung der chemischen Zusammensetzung von einzelnen Mikroplastikpartikeln in Umweltproben ist derzeit in der Routineanalytik nicht möglich (Möller et al. 2020). Außerdem stellt sich die Frage der Notwendigkeit einer hochaufgelösten Mikroplastikpartikelcharakterisierung bei der sehr großen Gesamtpartikelmenge, die in einem Einzugsgebiet nachzuweisen wären. Daher beschränkt sich der Nachweis von Mikroplastik auf die summarische Quantifizierung und Identifizierung der Polymerarten, um ein möglichst umfassendes Bild der Umweltbelastungen zu erlangen. Zu den Massenpolymeren, die häufig in der Umwelt nachgewiesen werden, gehören Polypropylen (PP), Polyethylen (PE), Polystyrol (PS), Polyvinylchlorid (PVC), Polyethylenterephthalat (PET), Styrene Butadiene Rubber (SBR) und Polyamid (PA).

Für eine Polymerbestimmung muss zunächst eine repräsentative Probe mit einer ausreichenden Menge an Analyten entnommen werden. Bei gering mit Mikroplastik belasteten Wässern wie Grundwasser oder Trinkwasser müssen bis zu 5.000 m<sup>3</sup> Wasser angereichert werden, um Mikroplastikpartikel nachweisen zu können. Dazu werden Netze oder Filter mit verschiedenen Maschenweiten von 5 µm bis ca. 300 µm verwendet. Die Wahl wird dabei von den Strömungsverhältnissen und dem für die Monitoringaufgabe benötigten anzureichernden Volumen beeinflusst. Die beladenen Filter werden feucht oder nach Trocknung bis zur weiteren Aufarbeitung gelagert. In stark feststoffhaltigen wässrigen Proben oder Feststoffen stellt die Isolierung der Mikroplastikpartikel aus der großen Menge anderer organischer und anorganischer Partikeln die größte Schwierigkeit dar. Das Umweltmedium und die Quantifizierungsmethode bestimmen die Probenvorbereitung und das Probenvolumen vor der analytischen Untersuchung. Zur Probenvorbereitungen kommen verschiedene enzymatische, chemische und physikalische Methoden zum Einsatz (ISO/TC 61/SC 14 02; Mani et al. 2019; Stock et al. 2019).

In der anschließenden Quantifizierung werden je nach Fragestellung unterschiedliche Bezüge/Einheiten gewählt. Daraus ergibt sich, dass Mikroplastikdaten beispielsweise mit den Einheiten Anzahl pro Volumen, Partikel pro Flächen, Partikel pro Masse, Masse pro Masse (Gehalt) oder Masse pro Volumen in der Literatur zu finden sind. Die Volumenangaben können sich dabei auf unterschiedliche Medien wie Flüssigkeiten oder Feststoffe beziehen. Eine Umrechnung von Partikelanzahl (N/l) auf eine Konzentration ( $\mu\text{g/l}$ ) ist durch die erforderlichen Vereinfachungen und Annahmen stark fehlerbehaftet. Wird für Fließgewässer ausschließlich Partikelzahlen (ohne weitere Eigenschaften wie Form und Größe) in eine Masse umgerechnet, kann der Fehlerfaktor bis zu  $10^5$  betragen (Cowger et al. (2019), auf Datenbasis von Schmidt et al. (2017)). Dabei nimmt die Partikelanzahl der niedrigen Partikelgrößen exponentiell mit der Abnahme der Größe zu (Cabernard et al. 2018). Die kleineren Partikeln sind damit in der zahlenmäßigen Erfassung überrepräsentiert, obwohl sie zur Gesamtmasse der Polymermassenanteile wenig beitragen (Enders et al. 2015; Erni-Cassola et al. 2017). Auch Primpke et al. (2020b) stehen einer Umrechnung von qualitativen FTIR Daten unter Nutzung von Partikelzahl, Form, Größe und Polymerart in Massen kritisch gegenüber: Mit den von Ihnen getesteten Proben wurden Überschätzungen und Unterschätzungen von bis zu der zehnfachen Masse für Kläranlagenabläufe berichtet. Proben mit hoher Partikelzahl, insbesondere der großen Partikel, zeigten die größten Abweichungen.

Darüber hinaus wird Plastik nach seiner Form (u.a. Fragmente, Pellets, Beads, Linien, Fasern, Folien) und der Art des Polymers klassifiziert. Während letzteres oft gut bestimmt ist, sind die Kriterien, die für die Charakterisierung nach Form verwendet werden, nicht immer einheitlich und klar voneinander abgrenzbar. Aktuell existiert international kein einheitliches Probenvorbereitungs- und Analysenprotokoll für Mikroplastik in Umweltmedien z.B. als ISO, CEN oder DIN-Norm, so dass die meisten Studien nur schwer vergleichbar sind (Primpke et al. 2020b). Ein erster internationaler Ansatz zur Harmonisierung der Größenklassen, der Begrifflichkeiten und Standardisierung in der Mikroplastikuntersuchung ist im ISO TC 61 (Plastics) erarbeitet und 2020 veröffentlicht worden (ISO/TC 61/SC 14 02).

In den Anfängen der Mikroplastikanalytik wurden ausschließlich manuelle mikroskopische Untersuchungen nach einer aufwendigen Probenvorbereitung beispielsweise durch Säuren, Laugen oder oxidierende Substanzen zur Entfernung von organischem Material und anschließender Mineralikentfernung durch Dichtentrennung angewandt (ISO/TC 61/SC 14 02). Diese Methode hat den Nachteil, dass das manuelle Auszählen oder die Identifikation von potenziellen Plastikfragmenten anhand Farbe und Form subjektiv ist. Allerdings kann hier zwischen primärem Mikroplastik – etwa Pellets und Microbeads – und sekundärem Mikroplastik in Form von Fragmenten und Fasern unterschieden werden. Um bessere Bilder der Partikel auf Oberflächen zu erhalten, wurde in einigen Arbeiten auch die Elektronenmikroskopie eingesetzt. Durch die höhere Auflösung können dabei auch charakteristische Polymerstrukturmerkmale zur Charakterisierung verwendet werden. Trotzdem bleibt auch hier ein hohes Maß an Unsicherheit bei der Mikroplastikbestimmung.

Heute werden überwiegend spektroskopische, thermoanalytische oder chemische Analysemethoden zur Mikroplastikuntersuchung in Umweltproben angewandt. Mit einigen spektroskopischen Methoden kann bei Verwendung eines IR-Mikroskopes neben der Partikelanzahl auch die Polymersorte bestimmt werden. Hierzu zählen die spektroskopischen Methoden Mikro-Fouriertransformation-Infrarotspektroskopie ( $\mu\text{FTIR}$ ) (Käppler et al. 2018), die Attenuated Total Reflection Fouriertransformation-Infrarotspektroskopie (ATR-FTIR) (Jung et al. 2018) oder Nahinfrarot-Spektroskopie (NIR) (Brandt et al. 2020; Chen et al. 2020; Piarulli et al. 2020; Zarfl 2019; Zhu et al. 2020).

Zur Identifizierung von Mikroplastikpartikeln hat sich in den letzten Jahren die Kombination von Infrarotspektroskopie und Mikroskopie etabliert. Hier werden die charakteristischen Spektren der einzelnen synthetischen Polymere räumlich sehr fein im  $\mu\text{m}$ -Bereich aufgelöst aufgenommen. Die Herausforderung ist dabei die Abgrenzung von Mikroplastikpartikeln von der umgebenden organischen Matrix. Die  $\mu\text{FTIR}$ -basierte Erfassung von Mikroplastik ist nicht auf einzelne Polymere beschränkt,

sondern kann auch auf eine Gruppe von Analyten erweitert werden. Die  $\mu$ FTIR hat mit 20  $\mu$ m Partikelauflösung bei wenigen Stunden Messzeit eine niedrigere Nachweisgrenze als die ATR-FTIR mit 500  $\mu$ m minimaler Partikelgröße, diese aber dafür eine kürzere Messzeit von nur wenigen Minuten. Die kleinsten Partikel mit einer Größe bis zu 10  $\mu$ m lassen sich mit der zur FTIR-Spektroskopie komplementären Raman-Spektroskopie nachweisen (Anger et al. 2018; Araujo et al. 2018; Kniggendorf und Roth 2020). Spektroskopische und optische Methoden sind für alle Fragestellungen geeignet, bei denen Form, Partikelanzahl, Oberflächenmorphologie und Polymersorte gefragt sind.

Bei den thermoanalytischen Methoden können alle Polymere unabhängig von der Partikelgröße aus der homogenisierten Probe untersucht werden, die auf einem Filter oder Netz mit einer unteren Maschenweite von meist ca. 0,5-300  $\mu$ m gesammelt wurden. Mit den thermoanalytischen Methoden wie der Curie-Punkt Pyrolyse-Gaschromatographie, gekoppelt mit der Massenspektrometrie (Pyr-GC/MS), der Thermoextraktions-Desorptions-GC/MS (TED-GC/MS) oder der Thermogravimetrie-GC/MS (TGA-GC/MS), lassen sich Polymersorten und Konzentrationen in Umweltmedien, ähnlich wie bei anderen Umweltschadstoffen, direkt bestimmen (Becker et al. 2020; Dierkes et al. 2019; Duemichen et al. 2019; Dümichen et al. 2017; La Nasa et al. 2020; Peñalver et al. 2019; Vilakati et al. 2020). Allerdings liefern diese Methoden neben der Konzentration keine Information zu Partikelanzahl, Farbe und Form. Eine Probenvorbereitung beziehungsweise Matrixentfernung ist nicht zwingend, wird aber zur Erhöhung der Bestimmungsgrenze oft durchgeführt. Die GC/MS ist eine seit vielen Jahren in der Schadstoffanalytik eingesetzte selektive und nachweisstarke Methode. Mit einem entsprechenden Aufgabesystem können Polymere in Umweltproben meist unter Sauerstoffausschluss bei mittleren Temperaturen zersetzt und die für jedes Polymer charakteristischen Pyrolyseprodukte identifiziert und quantifiziert werden. Neben den Massenpolymeren wird diese Methode zusammen mit der Elementanalytik auch zur Untersuchung von Reifenabrieb in Straßenabflüssen verwendet (Eisentraut et al. 2018).

Andere Methoden, wie die Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (LC-MS), Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA), Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (spICP-QQMS) oder Kernresonanzspektroskopie (NMR), konnten sich wegen der Matrixprobleme oder der geringen Löslichkeit der Analyten (hier Polymere) nicht durchsetzen, obwohl sie in der Charakterisierung von Reinstpolymeren eine wichtige Rolle spielen (Bolea-Fernandez et al. 2020; Kedzierski et al. 2020; Konde et al. 2020; Mallow et al. 2019; Müller et al. 2020; Ornik et al. 2020; Peez et al. 2019).

Die thermoanalytischen Methoden können aufgrund der Automatisierbarkeit und dem damit verbundenen höheren Probendurchsatz für Studien zur Frachtabschätzung und Umweltbelastung von verschiedenen Umweltmedien eingesetzt werden (Primpke et al. 2020a). Konzentrationsdaten für Mikroplastik sind darüber hinaus die Voraussetzung für Frachtabschätzungen oder bilanzartige Betrachtungen in Flussgebietsmodellen. Während bei den spektroskopischen Methoden Partikelgrößen optisch bestimmt werden können, kann vor der Thermoanalyse eine Fraktionierung der Partikelgrößen mittels Siebung oder Filtration erfolgen. Der Rückstand im Sieb (oder Filter) hat demnach eine größere Korngröße als die Maschenweite des Siebs (oder Filters).

Im vorliegenden Projekt wurden alle Mikroplastikuntersuchungen in Regen- und Mischwasserabflüssen mit thermoanalytischen Methoden Pyr-GC/MS und TED-GC/MS durchgeführt.

## 2.6 Literaturdaten für urbane Systeme

Bei der Zusammenstellung der Literaturdaten wurden nur Daten berücksichtigt, die mit thermoanalytischen Methoden erzeugt wurden. Die Konzentrationsangabe bezieht sich immer auf die Summe der untersuchten Massenpolymere PE, PP und PS. Die Polymersumme erwies sich im Laufe der Datenauswertung als weniger streuend und übersichtlicher darstellbar als die Angabe jedes Polymers und bildet mehr als 50 % der Gesamtplastiknachfrage in der EU ab (vgl. Kapitel 2.3). Sofern möglich sind zusätzlich SBR Konzentrationen aufgeführt. SBR wird gesondert betrachtet, da es reifenabriebsassoziiert

ist und damit eine separate Quelle bildet. Außerdem ist, wie sich in diesem Kapitel zeigt, die Probenzahl dafür kleiner. Als statistisches Maß wurden Mediane verwendet (siehe Kapitel 3.4.1). Für die Modellierung wurde die Polymersumme aus PE, PP und PS in die zwei Korngrößenfraktionen kleiner und größer 500 µm unterteilt (Begründung auf Grundlage der Monitoringergebnisse; Kapitel 4.2.2). SBR hingegen weist eine in der Literatur bekannte typische Größenverteilung auf (Bänsch-Baltruschat et al. 2020), sodass eine weitere Einteilung nach Größe nicht sinnvoll ist.

### 2.6.1 Kläranlagenabläufe

In Kläranlagen wurde Mikroplastik vergleichsweise häufig untersucht. Obwohl meist nur Partikelzahlen (N) veröffentlicht wurden, lassen sich erste Rückschlüsse ziehen: Der Großteil der Studien in Europa ermittelt spektroskopisch (N/l) aus dem Vergleich des Anlagenzulaufs mit dem Ablauf der Nachklärung Entfernungsraten von 95 % bis 99 % (Blair et al. 2019; Kang et al. 2018; Sun et al. 2019). Auch erste thermoanalytische Ergebnisse (µg/l) aus dem RUSEKU- (bisher unveröffentlicht) und REPLAWA-Projekten nennen Entfernungsraten von 97 bis 99 % im Ablauf der Nachklärung (Scheer und Fuhrmann 2021). Mit einer nachgeschalteten Filtration oder einem Membranbioreaktor können Entfernungsraten bis zu 99,99 % erreicht werden (Fuhrmann 2019; Talvitie et al. 2017).

Zur Ableitung von Eingangsdaten zur Abschätzung der Gesamtemissionen aus kommunalen Kläranlagen können nur die Ergebnisse von zwei Projekten (OEMP (2018) und RUSEKU (2021) und einer Publikation von Primpke et al. (2020b) genutzt werden. In allen weiteren Studien werden keine Angaben zu Mikroplastikkonzentrationen (µg/l) gemacht.

Tabelle 3 fasst die verfügbaren Daten zu Mikroplastikkonzentrationen in Kläranlagenabläufen bei Trockenwetterabfluss zusammen. Die zwei 24 Stunden Mischproben (siehe Tabelle 3 sowie Abbildung 2) aus dem Klärwerk Ruhleben haben auffallend hohe PE Konzentrationen (122 µg/l). In diesen Proben besteht die gemessene Mikroplastikkonzentration zu 99,7 % aus PE. Aufgrund der sehr hohen PE Konzentrationen werden die zwei Proben als nicht repräsentativ für eine mittlere Belastungssituation angesehen, und daher nicht für die weitere Ableitung verwendet.

Zur Ableitung einer repräsentativen Ablaufkonzentration für die Fraktion < 500 µm wurde der Median der Stichproben aus dem Klärwerk Ruhleben (OEMP 2018), der aus Kaiserslautern (RUSEKU, noch laufend) sowie denen aus Holdorf und Oldenburg (Primpke et al. 2020b) berechnet: Er liegt bei 2,7 µg/l, n = 11 (PE, PP, PS). Für die Fraktion > 500 µm wurde der Median von 0,5 µg/l, n = 7 (PE, PP, PS) aus den Stichproben aus Ruhleben und den Proben aus Kaiserslautern gebildet. Für die Gesamtkonzentration aus PE, PP und PS liegen Kläranlagenabläufe damit bei 3,3 µg/l. Eine SBR Konzentration wurde nur in den Kaiserslautern Proben gemessen: Der Median daraus liegt bei 0,3 µg/l, (n = 3).

**Tabelle 3: Übersicht zu den thermoanalytischen Studien kommunaler Kläranlagen (Probenahme im Ablauf der Nachklärung)**

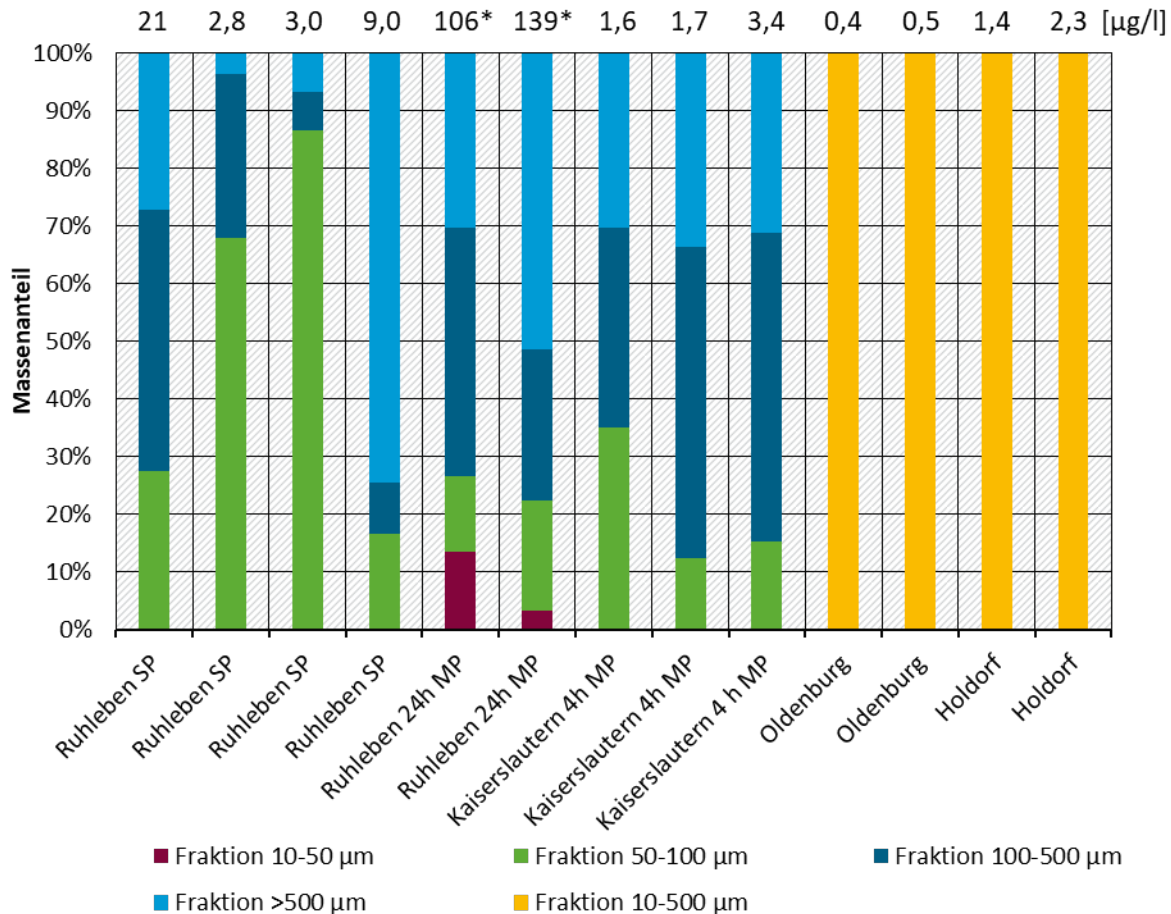
Studie	Standort	n	Ausbaugröße (Tsd. EW)	Probenahme	Methode	Polymere	Korngrößen [µm]	Median (PE,PP,PS) [µg/l]	Median (SBR) [µg/l]
OEMP (2018)	Ruhleben	4	1.600	SP	TED-GC/MS	PE, PS, PP	50 - >500	6,0	-
OEMP (2018)	Ruhleben	2	1.600	24h MP	TED-GC/MS	PE, PS, PP	10 - >500	122*	-
RUSEKU Projekt (unveröffent- licht)	Kaiserslautern	3	210	4h MP	TED-GC/MS	PE, PP, PS, PET, PA, Acrylate, SBR	50 - >500	7,6	0,25
Primpke et al. (2020b)	Holdorf	2	26	SP	Pyr-GC/MS	PE, PP, PS, PET, PA, PC, PVC, PMMA, PUR	10 - 500	0,45	-
Primpke et al. (2020b)	Oldenburg	2	210	SP	Pyr-GC/MS	PE, PP, PS, PET, PA, PC, PVC, PMMA, PUR	10 - 500	1,84	-

SP = Strichprobe, MP = Mischprobe

\* 24h Mischproben (MP) wurden als nicht repräsentativ eingestuft, da die vergleichsweise hohen Gesamtkonzentrationen in beiden Messungen zu 99,7 % auf PE zurückzuführen sind

Die Konzentrationen der Einzelproben und Anteile der Korngrößenfraktionen (als Summe PE, PP, PS) sind in Abbildung 2 zu entnehmen. Es zeigt sich eine hohe Variabilität zwischen den Standorten und den Einzelproben an einem Standort. Im Mittel liegt der Anteil der Fraktion 50 bis 100 µm (PE, PP, PS) bei 36 %, der Fraktion 100 bis 500 µm bei 34 % und der Fraktion (> 500 µm) bei 30 %. Die Fraktionsgrößen < 50 µm kann nur über die zwei 24 Stunden Mischproben aus Ruhleben abgeschätzt werden: Die 10 µm untere Korngröße erhöht die Probenmasse im Vergleich zur 50 µm unteren Korngröße (PE, PP, PS) um 8 %. Ohne Berücksichtigung, der als nicht repräsentativ eingestuften hohen PE-Konzentrationen, erhöht sich die Probenmasse (PP, PS) um 26 % durch die untere Korngröße von 10 µm.

**Abbildung 2: Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS) und Massenanteile der Korngrößen im Ablauf der Nachklärung**



SP = Stichprobe, MP = Mischprobe. Die 24h Mischproben aus Ruhleben weisen 99,7 gew. % PE auf. Aufgrund dieser Unregelmäßigkeiten werden die Proben als Ausreißer eingestuft.

Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Aus dem RUSEKU Projekt liegen außerdem vier 24 Stunden Mischproben des Trockenwetter Zulaufs der Kläranlage Kaiserslautern vor. Drei Proben haben eine untere Korngröße von 50 µm und eine Probe von 5 µm. Der Gewichtsanteil der 5 – 50 µm Fraktion macht in dieser Probe 3 % aus. Für die Summe aus PE, PP und PS liegt die Mediane Konzentrationen (>50 µm) bei 280 µg/l, für SBR bei 17 µg/l. Unter Annahme eines 98 % Rückhalts in der Nachklärung ergeben sich Ablaufwerte von 5,5 µg/l (PE, PP, PS) und 0,3 µg/l (SBR).

Für eine bessere Einordnung der vorgestellten Daten wird im Folgenden noch eine Publikation auf Grundlage von FTIR Spektroskopie herangezogen: Über die Analyse von Form, Polymerart und Größe der Partikel wird eine Masse geschätzt. So untersuchten Simon et al. (2018) die 10 größten Kläranlagen in

Dänemark und kommen auf eine Rückhalteleistung von 98,3 % Massenprozent, sowie eine Mediankonzentration von 2 µg/l (PE, PP, PS) bei 10 – 500 µm Partikelgröße.

Insgesamt wird die Relevanz von Kläranlagenabläufen für die Mikroplastikgesamtemissionen unterschiedlich beurteilt. Gemäß einer internationalen Metastudie von Cowger et al. (2019), die 23 Studien umfasst, kommen die Autoren von 18 Studien zu der Auffassung, dass Kläranlagenabläufe nennenswert zur Mikroplastikgesamtbelastung beitragen. In fünf Studien wird der Kläranlagenbeitrag als nicht relevant angesehen.

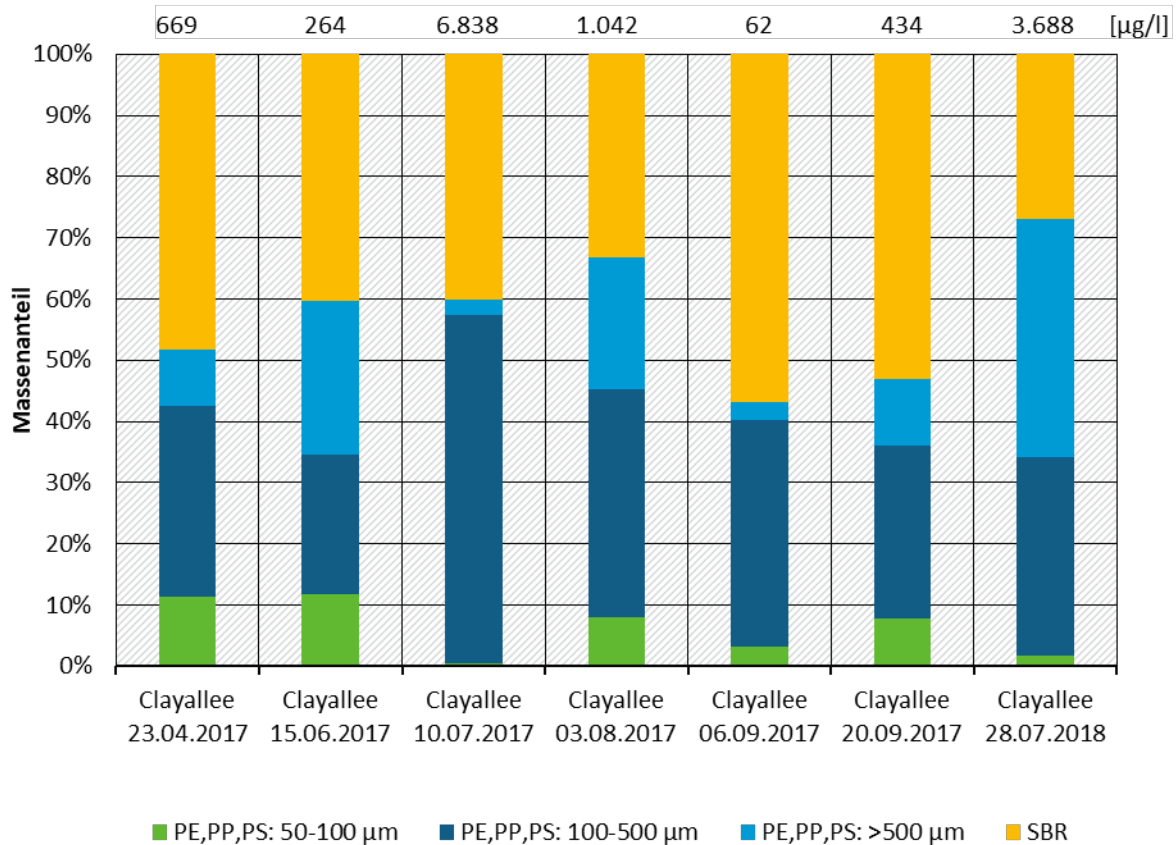
### 2.6.2 Mischwasserbehandlungsanlagen

Im Rahmen des OEMP-Projekts wurde ein Regenüberlaufbecken an der Bellermannstraße in Berlin mit zwei Stichproben beprobt (OEMP 2018). Die Probenahme erfolgte überwiegend an der Beckensohle nahe dem Zulauf (eine Teilprobe erfolgte in Nähe der Wasseroberfläche des Zulaufs). Beide Proben hatten verglichen mit der mittleren, jährlichen Entlastungskonzentration des RÜBs von 68 mg/l (Gantner und Barjenbruch 2012), eine auffallend hohe AFS-Konzentration (Mittel 164 mg/l). Die gemessenen Mikroplastik Konzentrationen von 2.760 µg/l (PE, PP, PS) und 63 µg/l (SBR) werden daher als nicht geeignet erachtet, um eine mittlere Belastungssituation für den Eintrag in Gewässer widerzugeben.

### 2.6.3 Straßenabflüsse

Untersuchungen innerhalb des OEMP-Projekts an Gulliabflüssen der Clayallee in Berlin ergeben für die Summe aus PE, PP, PS einen Median von 346 µg/l. Die SBR Konzentration liegt bei 324 µg/l und ist mit 47 % Anteil das häufigste Polymer. Bei sieben Ereignissen wurden 9 – 96 Liter Abfluss beprobt. Obwohl nur Abflussspitzen beprobt werden sollten, wurden im Mittel etwa 70 % des Ereignisses erfasst. Die untere Korngröße liegt bei 50 µm. Die Analytik erfolgte mit der TED-GC/MS. Direkte Reifenabriebsemissionen sind, bedingt durch die analytische Methode TED-GC/MS, über das Polymer (SBR) kalkulierbar. SBR ist ein geeigneter Marker, weil das Polymer ein Hauptbestandteil von Reifen ist. Da Reifen zu etwa 11 % aus SBR bestehen, lassen sich beide Größen näherungsweise ineinander umrechnen (Eisentraut et al. 2018). Abbildung 3 verdeutlicht sie Massenanteile der Korngrößenfraktionen als Polymersumme PE, PP, PS der Gulliuntersuchungen. Zusätzlich ist der SBR Anteil aufgetragen. Die Spannweite der Einzelproben reicht für PE, PP und PS von 27 µg/l bis 4.090 µg/l. Feststoffuntersuchungen in Straßenabflüssen zeigen, dass besonders hohe Konzentrationen vor allem durch das Vorhandensein der groben Fraktion verursacht werden (Fuchs et al. 2010a). Für Mikroplastik ist dies nicht aus den Daten der Clayallee ableitbar.

**Abbildung 3: Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS sowie SBR) und Massenanteile der Korngrößen im Straßenabfluss der Clayallee**

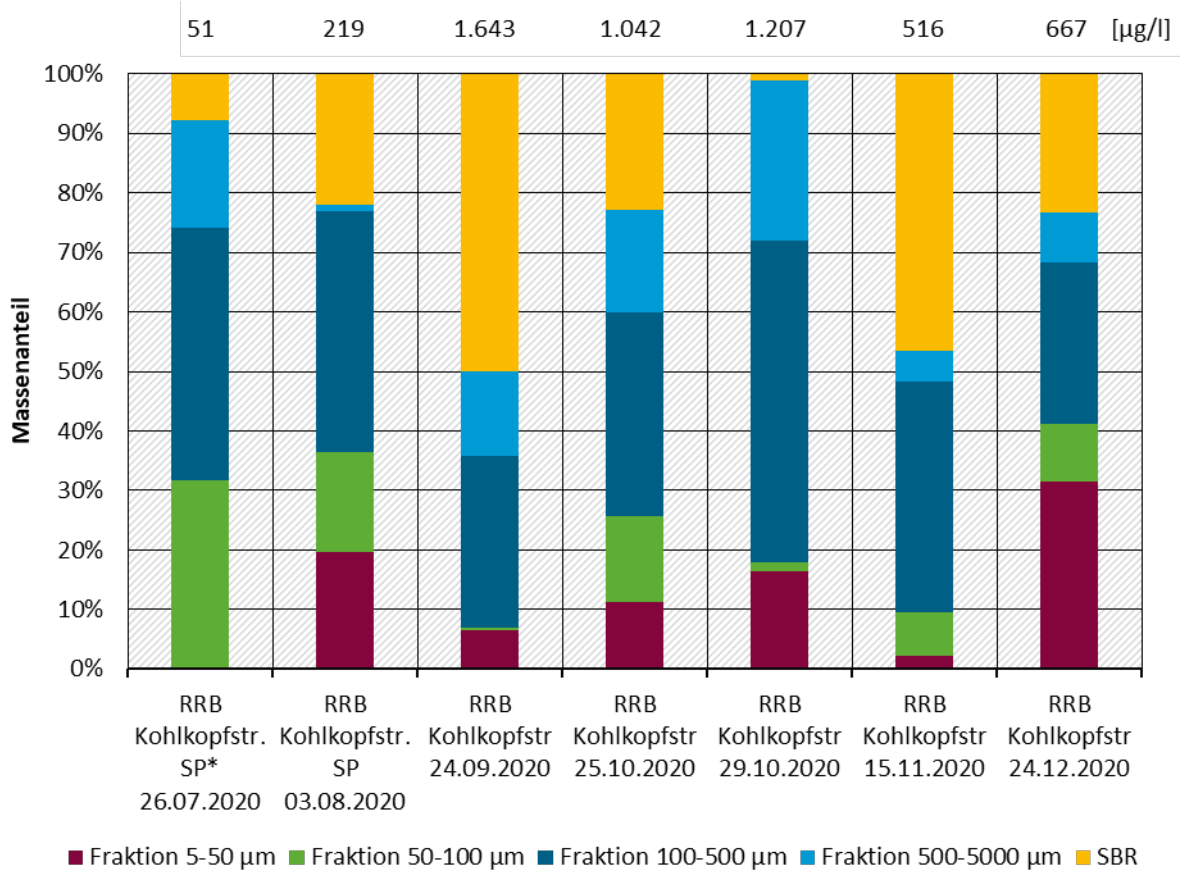


Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

### 2.6.4 Regenwassereinleitungen

Im RUSEKU-Projekt wurde in Kaiserslautern (Ortsteil Hohenecken) an der Kohlkopfstraße der Zulauf eines Regenrückhaltebeckens (RRB) mit Notüberlauf im Trennsystem beprobt (bisher unveröffentlicht). Das Einzugsgebiet ist ein reines Wohngebiet (ohne mehrgeschossige Hochhäuser), sowie ohne nennenswerte Verkehrsbelastung. Eine einzugsgebietsbedingte hohe Mikroplastikfracht ist daher nicht zu erwarten. Die befestigte versiegelte Fläche ( $A_{E,b}$ ) beträgt 7 ha. Der Jahreszufluss zum RRB für 2020 betrug 46.000 m<sup>3</sup>. Die Beprobung erfolgte im Jahr 2020 volumenproportional mit einem Feststoffsammler, die Analytik mit der TED-GC/MS (Abbildung 4). Da die AFS-Konzentrationen der Stichproben von 400 mg/l als zu hoch für mittlere Bedingungen angesehen wurden, erfolgt die Medianbildung exklusive der beiden Stichproben (also mit  $n = 5$ ). Die mediane AFS Konzentration der volumenproportionalen Proben liegt bei 77 mg/l, und liegt damit innerhalb des für Wohngebiete typischen Wertespektrums von 30 bis 100 mg/l (Schmitt et al. 2010). Die Konzentration der Polymere PE, PP und PS liegt bei 804 µg/l ( $n = 5$ ). Die SBR Konzentration bei 238 µg/l. Die Schwankungen der Konzentrationen aus PE, PP und PS liegen in der groben Fraktion (> 500 µm) etwas höher, als in der kleinen Fraktion (< 500 µm). Da die meisten Regenwassereinleitungen (ohne vorgeschaltetes Regenklärbecken) direkt in Gewässer einleiten, werden die Zulaufproben des RRBs als repräsentativ erachtet um eine mittlere Belastungssituation wiederzugeben.

**Abbildung 4: Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS sowie SBR) und Massenanteile der Korngrößen im Zulauf des Regenrückhaltebeckens im Trennsystem aus Hohenecken bei Kaiserslautern**



\* Die Fraktion 5 – 50 µm wurde nicht gemessen. SP = Stichprobe. Die anderen Probenahmen sind volumenproportional erfolgt.

Quelle: bisher unveröffentlichte Daten RUSEKU; eigene Darstellung, KIT-IWU

## 2.7 Weitere potenziell relevante Eintragspfade von Mikroplastik in Gewässer

### 2.7.1 Industrielle Direkteinleiter

Industrielle Direkteinleiter können eine weitere relevante Quelle für Mikroplastikeinträge sein. In Österreich wurde für die Donau geschätzt, dass etwa 10 % der Mikroplastikbelastung aus direkten Einträgen der Industrie stammen (Hohenblum et al. 2015). Für den Zweig der Kunststoffindustrie (inkl. Weiterverarbeitung) in Deutschland geben Barkmann et al. (2020) an, dass die größten Betriebe in einem von 37 Industrieparks ansässig seien. Bitter und Lackner (2020) haben im Zuge des EmiStop Projekts drei Abläufe industrieller Kläranlagen aus solchen Industrieparks mit der DSC (Differential scanning Calorimetry) Methode quantifiziert. PE, PP, PA und PET wurden in absteigenden Konzentrationen gemessen. Tabelle 4 zeigt die Konzentrationen.

**Tabelle 4: Mikroplastikkonzentrationen in Abflüssen Industrieller Kläranlagen**

Studie	Art	n	Probe- nahme	Methode	Polymere	Untere Korngröße [µm]	Median (PE,PP) 10- 5000 µm [µg/l]
Bitter und Lackner (2020)	KA 1- Ablauf: Abwasser wird in kommunaler Kläranlage überführt	4	SP	DSC	PE, PP, PA, PET	10	12,2
Bitter und Lackner (2020)	KA 2- Ablauf	3	SP	DSC	PE, PP, PA, PET	10	21,2
Bitter und Lackner (2020)	KA 3- Ablauf	3	SP	DSC	PE, PP, PA, PET	10	1,6

### 2.7.2 Atmosphärische Deposition

Die Mehrzahl der Studien kommen zu dem Fazit, dass die atmosphärische Deposition ein relevanter Eintragspfad für Mikroplastik ist (Allen et al. 2019; Bergmann et al. 2019; Cai et al. 2017; Dris et al. 2016; Klein und Fischer 2019). Klein und Fischer (2019) bestimmen spektroskopisch die Mikroplastikdeposition in der Metropolregion Hamburg. Es wurden verschiedene Gebiete mit urbanem bis ländlichem Charakter (ein landwirtschaftliches Feld und zwei Wälder) beprobt. Die Partikelzahlen waren in ländlichen Gebieten nahe Hamburg durchweg höher (insbesondere in Wäldern) als in Städtischen. Die Autoren vermuten einen Zusammenhang mit der größeren Akzeptorflächen der vegetations-/waldbedeckten Flächen. Ein ähnlicher Zusammenhang besteht für die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Im laufenden BMBF-Projekt PLAWES wurde für das gesamte Weser Einzugsgebiet eine atmosphärische Deposition (Nass- und Trocken) von 232 Tonnen pro Jahr genannt: 70 % davon kommt aus nasser Deposition (Laforsch 2021). Beprobt wurde an 4 Standorten in einem Transekt von Nord-Bayern bis zur Zugspitze. Auf den ersten Blick konträr, zeigen hier städtische Gebiete höhere Depositionsraten als ländliche. Aber während Klein und Fischer ländliche Flächen im Umfeld Hamburgs messen, sind bei Laforsch abgelegene ländliche Regionen beprobt. Zusammenfassend scheint die Atmosphärische Deposition im urbanen und suburbanen Umland damit höher als in abgelegenen ländlichen Regionen. Außerdem spielen Windgeschwindigkeit und Niederschlagsereignisse eine Rolle für atmosphärischen Transport (Allen et al. 2019; Dris et al. 2016).

Panko et al. (2019) messen mit der Pyr-GC/MS Feinstaub in Straßennähe in London, Tokyo und Los Angeles. Sie analysieren die Polymersumme aus SBR, Natural Rubber (NR) und Butadiene Rubber (BR). Die Polymere haben 0,06 % Massenanteil an PM<sub>2.5</sub> (n = 82) gemessen wurde bei einer mittleren PM<sub>2.5</sub>-Konzentration von 15 µg/m<sup>3</sup>. Für PM<sub>10</sub> haben die Polymere einen Massenanteil von 0,49 % (n = 23) bei einer mittleren PM<sub>10</sub>-Konzentration von 40 µg/m<sup>3</sup>. Unice et al. (2019) kommen zu ähnlichen Ergebnissen und gehen für den gesamten Reifen- und Straßenabrieb von 2 % Massenanteil an PM<sub>10</sub> aus.

### 2.7.3 Erosion von Ackerflächen

Erste Messungen für Oberbodengehalte wurden spektroskopisch von Vollertsen et al. (2017) ermittelt: Hier lag der Median für Ackerböden (n = 5) ohne Klärschlammauftrag bei 12 mg/kg (PE, PP, Nylon). Zu Mikroplastikpartikeln im Erosionsgut von Ackerflächen liegen keinen verwertbaren Studien vor. Im laufenden Forschungsvorhaben MicBin des BMBF-Schwerpunktes Plastik in der Umwelt werden unter

anderem Berechnungsversuche zur Erosion durchgeführt (Zumbülte 2021). Eine erste eigene Abschätzung unter Annahme verschiedener mittlerer Oberbodengehalte findet sich im Ergebnisteil (Kapitel 6.3).

#### 2.7.4 Mikroplastik im Klärschlamm

Dierkes et al. (2019) untersuchten u.a. Klärschlammproben mit der Pyr-GC/MS aus zwei Klärwerken in Deutschland mit einer Ausbaugröße von 70.000, sowie 170.000 Einwohnerwerten. Die zwei Umweltproben wiesen einen Gehalt von 3.000 mg/kg (PE, PP, PS) und 3900 mg/kg (PE, PP, PS) auf. In den noch laufenden Projekten RUSEKU und REPLAWA aus dem BMBF Forschungsschwerpunkt Plastik in der Umwelt werden Schlammproben analysiert, sodass die Datenbasis bis Ende 2021 größer sein wird.

### 2.8 Zusammenfassung der Literaturrecherche

Die Anzahl thermoanalytischer Messungen ist aktuell für die betrachteten Eintragspfade gering. Aus den wenigen Studien konnten 13 Messdaten in Kläranlagenabläufen, vier aus Kläranlagenzuläufen sowie sieben Messungen von Straßenabläufen, zwei aus Mischwasserentlastungen und sieben Messungen aus Regenwassereinleitungen zusammengetragen werden. Außerdem liegen zehn Messungen in Abläufen industrieller Kläranlagen vor, sowie zwei Messungen an Klärschlamm. Häufig liegen Konzentrationsangaben für PE, PP und PS und die Korngrößenfraktionen 50 bis >500 µm vor. PE hat gefolgt von PP und PS in den Umweltproben die größten Gewichtsanteile (exkl. SBR). Die berichteten Gesamtkonzentrationen schwanken sehr stark, sowohl zwischen den Einzelproben eines Standortes als auch zwischen den Standorten. Bei den Kläranlagenabläufen wirkt sich eine kleinere untere Korngröße von 5 µm gegenüber 50 µm nur marginal auf die Gesamtkonzentrationen aus: Die zusätzlichen 3 bis 30 % Massenanteile erschienen gegenüber den hohen Schwankungsbreiten der Einzelmessungen vernachlässigbar. Die ausgewerteten Literaturdaten zeigen nur teilweise, dass die grobe Fraktion des Mikroplastiks mit Korngrößen >500 µm besonders hohe Schwankungsbreiten aufweist. Theoretisch wäre dies erwartbar, da bereits wenige große Partikel hohe Konzentrationsänderungen zu Folge haben: Beispielsweise wiegt eine 1000 µm große PE Kugel etwa 500 µg.

Aus der insgesamt sehr schlechten Datengrundlage lassen sich die folgenden Orientierungswerte für die Polymersummen aus PE, PP und PS sowie SBR ableiten:

- ▶ Kläranlagenablauf<sup>1</sup>: 3,3 µg/l (PE, PP, PS) und 0,3 µg/l (SBR).
- ▶ Für Kläranlagen wird ein Wirkungsgrad von 98 % angenommen. Der Zulauf liegt demnach bei 163 µg/l (PE, PP, PS) und 13 µg/l (SBR).
- ▶ Straßenablauf: 350 µg/l (PE, PP, PS) und 320 µg/l (SBR).
- ▶ Regenwassereinleitung: 800 µg/l (PE, PP, PS) und 240 µg/l (SBR).

Für weitere potentiell relevante Eintragspfade von Mikroplastik in Fließgewässer, wie Erosion und atmosphärischen Deposition liegen keine verwertbaren Polymer Konzentrationen oder Gehalte vor. Sofern möglich wurde auf laufende Forschungsvorhaben verwiesen.

---

<sup>1</sup> Probenahme Ablauf Nachklärbecken, Trockenwetter

## 3 Material und Methoden

### 3.1 Probenahmestellen

Im Zuge des Monitorings wurden drei Regenbecken in Baden-Württemberg beprobt. Am Standort „Ottostraße“ in Karlsruhe wurde der Ablauf eines Regenklärbeckens beprobt. An den Standorten „Kläranlage Hockenheim“ und „Kläranlage Eppingen“ wurden Mischwasserentlastungen der dort vorhandenen Regenüberlaufbecken beprobt. Alle Beprobungen wurden mit Feststoffsammlern (Kapitel 3.2.1) durchgeführt.

**Tabelle 5: Übersicht der beprobten Anlagen**

Standort	Bezeichnung	Ableitungssystem	Lage	Lat.°	Long.°
Ottostraße	RKB, offenes rechteckiges DB	Trennsystem	Wohn & Gewerbegebiet in Karlsruhe	48.996649	8.430626
Eppingen	RÜB, zwei Rechteckbecken im Nebenschluss	Mischsystem	letztes Becken, auf der Kläranlage	49.141382	8.924915
Hockenheim	RÜB, Rundbecken im Hauptschluss	Mischsystem	letztes Becken, auf der Kläranlage	49.329202	8.527225

#### 3.1.1 RKB Ottostraße in Karlsruhe

Das Becken ist ein offenes, rechteckiges Durchlaufbecken im Dauerstau mit einem Gesamtvolumen von 650 m<sup>3</sup> und einer Oberfläche von 259 m<sup>2</sup>. Die Beprobung erfolgte mit einem Feststoffsammler am Klärüberlauf. Der Anlagenzufluss wurde über eine Ultraschall-Kreuzkorrelationssonde; (Nivu Flow 750, Fa. Nivus) im Zulaufrohr ermittelt. Zu- und Abfluss sind aufgrund der hydraulischen Verhältnisse des Dauerstaubeckens gleichzusetzen. Das zu 100 % im Trennsystem entwässerte Einzugsgebiet befindet sich in Karlsruhe und weist eine gemischte Nutzung aus Wohn- und Gewerbefläche auf. Weitere Daten zum Regenklärbecken Ottostraße und dem Einzugsgebiet sind Tabelle 6 zusammengefasst. Die Flächennutzungsdaten wurden mithilfe von GIS ermittelt.

**Abbildung 5: Regenklärbecken Ottostraße**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Tabelle 6: Daten zum RKB Ottostraße**

Parameter	Wert
Volumen	650 m <sup>3</sup>
Oberfläche	259 m <sup>2</sup> (28 x 9,4)
Mittlere Geländeneigungsgruppe	1
Summe aller befestigten Fläche des EZG (A <sub>E,b</sub> )	36 ha

### 3.1.2 RÜB 16 auf dem Gelände der Kläranlage Eppingen

Das Regenüberlaufbecken 16 auf der Kläranlage in Eppingen an der Elsenz ist ein rechteckiges, aus zwei Teilbecken bestehendes, Durchlaufbecken im Nebenschluss. Die Probenahmestelle wurde auf Höhe des Klärüberlaufs, kurz vor der Spülkippe eingerichtet (Abbildung 6). Das beprobte Teilbecken hat ein Volumen von 270 m<sup>3</sup> und eine Oberfläche von 62 m<sup>2</sup>. Die Kläranlage ist für eine Kapazität von 31.350 Einwohnerwerten (EW) ausgelegt und ist an eine versiegelte Fläche (A<sub>E,b</sub>) von 391 ha angeschlossen (Tabelle 7). Das Speichervolumen im Mischsystem beträgt 11.030 m<sup>3</sup> bzw. 28,2 m<sup>3</sup>/ha. Alle genannten Daten sind Betreiberdaten.

**Abbildung 6: RÜB und Probennehmer auf der KA Eppingen**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Tabelle 7: Daten zum RÜB 16 und Einzugsgebiet auf der KA Eppingen**

Parameter	Wert
Volumen (Teilbecken)	270 m <sup>3</sup>
Oberfläche (Teilbecken)	61,7 (12,6 x 4,9) m <sup>2</sup>
Drosselabfluss zur KA	242 l/s
Trockenwetterabfluss zur KA	67,79 l/s
Summe aller befestigten Fläche des EZG im MS (A <sub>E,b</sub> )	340 ha
Mittlere Geländeneigungsgruppe	2
Summe Speichervolumen MS	11.030 m <sup>3</sup>
Ausbaugröße KA	31.350 EW

### 3.1.3 RÜB 2 auf dem Gelände der Kläranlage Hockenheim

Das beprobte Regenüberlaufbecken 2 befindet sich auf der Kläranlage in Hockenheim. Die Einleitung der Kläranlage findet in den Kraichbach statt. Das Becken ist ein rundes Durchlaufbecken im Hauptschluss mit einem Gesamtvolumen von  $1.414 \text{ m}^3$  und einer Oberfläche von  $531 \text{ m}^2$ . Die Kläranlage ist für eine Kapazität von 55.000 Einwohnerwerten ausgelegt. Die versiegelte Fläche im Mischsystem beträgt 398 ha. Das Speichervolumen im Mischsystem beträgt  $14.928 \text{ m}^3$  bzw.  $37,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Der Drosselabfluss zur Kläranlage beträgt 330 l/s. Weitere Daten sind in Tabelle 8 aufgeführt. Alle genannten Werte sind Betreiberdaten. Am Standort wurden zwei Feststoffsammler installiert.

Abbildung 7: RÜB und Wasserstandsmessung auf der KA Hockenheim



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Tabelle 8: Daten zum RÜB 2 und Einzugsgebiet auf der KA Hockenheim**

Parameter	Wert
Volumen	1.414 m <sup>3</sup>
Durchmesser	26,0 m
Drosselabfluss zur KA	330 l/s
Trockenwetterabfluss zur KA	57,26 l/s
Summe aller befestigten Flächen des EZG im MS (A <sub>E,b</sub> )	398 ha
Mittlere Geländeneigungsgruppe	1
Summe Speichervolumen MS	14.928 m <sup>3</sup>
Ausbaugröße KA	55.000 EW

## 3.2 Probenahmen

### 3.2.1 Volumenproportionale Beprobung mit Feststoffsammler

Das KIT hat sich in den vergangenen 20 Jahren intensiv mit dem Monitoring von Regenwasserbehandlungsanlagen und dem Eintrag von Schadstoffen aus urbanen Gebieten befasst (z.B. Eyckmanns-Wolters et al. 2013; Fuchs et al. 2010a; Kemper et al. 2015). Ein Fokus lag dabei auf der Erfassung und Charakterisierung von Feststoffen. Hierzu wurde ein neuartiges Probenahmesystem mit Feststoffsammlern entwickelt, das die bekannten Schwächen konventioneller Probenehmer ausschließt und über das Herstellen einer „Langzeitmischprobe“ eine sichere Abschätzung mittlerer Konzentrationen erlaubt. Durch das große Probenvolumen ergibt sich die Möglichkeit partikelassoziierte Mikroschadstoffe zu analysieren um mittlere Konzentrationen des Ereignisses sicher zu erfassen.

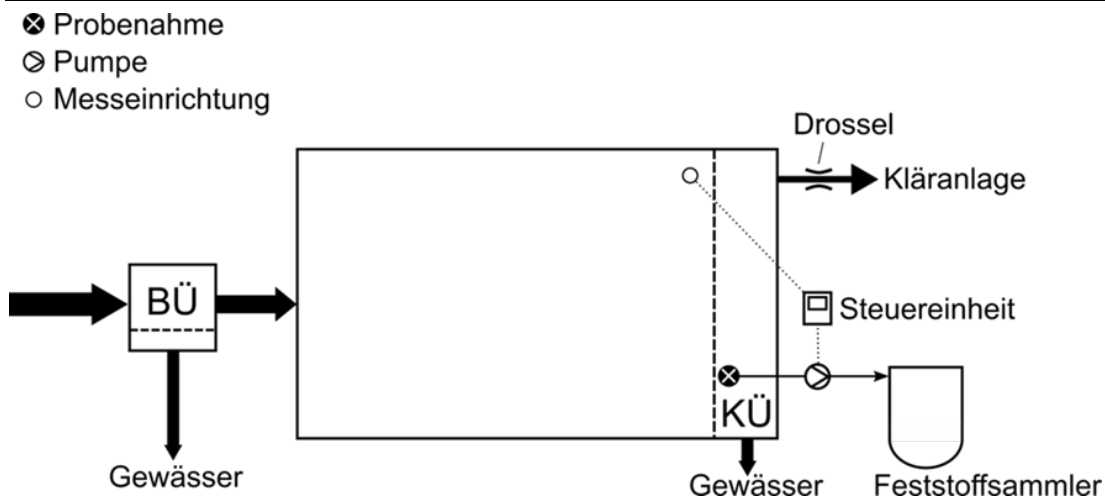
Zur ereignisbasierten- und volumenproportionalen Beprobung mittels Feststoffsammler wurden die ausgewählten Messstellen wie folgt ausgerüstet:

- ▶ 950L Edeltank mit Deckel (Feststoffsammler)
- ▶ Edelstahl Schmutzwasser Tauchpumpe (Makita PF 1110)
- ▶ Steuerungseinheit (HP Technik µCon AQUA)
- ▶ Ultraschall- oder Druckmesssonde zur Abflussbestimmung
- ▶ Trinkwasserschlauch (Quarzflex Water Super ¾ Zoll) zwischen Pumpe und Tank (aus PUR, Innendurchmesser 19 mm)
- ▶ Separate Edelstahl Schmutzwasser Tauchpumpe zur Homogenisierung (Nowax 1771036421A)
- ▶ Edelstahl Probenschöpfer 2 l
- ▶ Holzhütte (Einhausung)

Abbildung 8 zeigt schematisch die Probenahme mit Feststoffsammler am Klärüberlauf eines Regenüberlaufbeckens. Die Ansteuerung der Probenahme erfolgt über Messsignale, die von den üblichen Messeinrichtungen (Ultraschall- oder Drucksonden) an eine für diesen Anwendungsfall entwickelte Steuerungseinheit weitergeleitet werden. Diese berechnet anhand hinterlegter Kennlinien den Entlastungsabfluss und aktiviert in definierten Volumenintervallen die Probenahmepumpe. Durch eine geeignete Konfiguration der Teilproben und Intervalle werden Entlastungsereignisse über ihre gesamte Dauer repräsentativ beprobt. Der Sammelbehälter fasst Mischproben mit einem Volumen von bis zu 950 l. Am Standort RKB Ottostraße und am Standort RÜB Eppingen wurde je ein Feststoffsammler installiert. Am Standort RÜB Hockenheim wurde mit zwei Feststoffsammlern beprobt. Damit konnte sowohl eine Langzeitbeprobung, die mehrere Regenereignisse mit je kleinerem Teilprobenvolumen erfasst, als auch eine Ereignisbeprobung, die einzelne Regenereignisse mit einem größeren Teilprobenvolumen realisiert werden.

Alle Komponenten des Feststoffsammlers mit langer Kontaktzeit zur Probe (Tank, Hähne) sind in Edelstahl ausgeführt, um Minder- bzw. Mehrbefunde aufgrund von Adsorptions- und Desorptionsprozessen von Schadstoffen allgemein zu minimieren. Die Probe ist durch einen Deckel auf dem Tank von Außeneinwirkungen, wie atmosphärische Deposition, geschützt.

**Abbildung 8: Probenahme mit Feststoffsammler am Klärüberlauf eines Regenüberlaufbeckens am Beispiel Eppingen**



BÜ = Beckenüberlauf, KÜ = Klärüberlauf.

Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Tabelle 9: Verwendete Messsignale für die Steuerung der volumenproportionalen Beprobung**

Standort	Beckentyp	Signal	Abflussberechnung
Ottostraße	RKB – Durchlaufbecken im Dauerstau	Ultraschall-Durchflussmessung im Zulaufkanal	Linear zur Messung
Eppingen	RÜB - Rechteckbecken im Nebenschluss	Wasserstand im Becken	Poleni- Formel, weil Wehr am KÜ
Hockenheim	RÜB - Rundbecken im Hauptschluss	Wasserstand im Becken	Polynom, weil runder KÜ

**Abbildung 9: Probenahmegerätschaften und Homogenisierung der Mischproben**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

### 3.2.2 Homogenisierte Mischprobe

Nach Regenereignissen, die den Feststoffsammler gefüllt haben, wird aus dem Feststoffsammler eine homogenisierte Mischprobe entnommen. Zur Homogenisierung wird die Probe im Behälter mit einer Tauchpumpe ca. 5 Minuten umgewälzt (siehe Abbildung 9). Mit einem Edelstahlschöpfer (Abbildung 10, rechts unten) werden Stichproben entnommen und in zwei 10 Liter Edelstahl Probenahmekannen abgefüllt (Abbildung 10, links). Nach der Probenahme wird der Feststoffsammler entleert und gereinigt. Dazu werden mit dem Fensterwischer (Abbildung 9) Wände und Boden geschrubbt und mit Wasser nachgespült. Das Probenahmepersonal wurde anhand einer Probenahmевorschrift in die Vorgehensweise eingewiesen und führt für jede Probenahme ein Protokoll.

### 3.2.3 Blindprobe

Zur Validierung der im Projekt gemessenen Mikroplastikkonzentrationen wurden drei Verfahrensblindwerte gezogen. Eine Blindprobe ist Grundwasser direkt aus dem Hydranten (Abbildung 10). Die Kanne wurde dazu vorher mit dem Grundwasser gespült. Die zwei anderen Blindproben sind Verfahrensblindwerte, in denen möglichst gleiche Bedingungen, im Vergleich mit der normalen Probenahme, hergestellt werden. Konkret wurde die Schmutzwassertauchpumpe statt Regenwasser mit Grundwasser aus einem Hydranten gespeist (Abbildung 10). Porengrundwasser wurde mithilfe einer stationären Saugpumpe direkt über dem Hydranten entnommen und in ein 200 Liter Metallfass geleitet. Die Tauchpumpe wurde daher statt ins Regenklärbecken unten in das Fass gelegt. Nach einer Stunde Grundwasserförderung zum Spülen der Leitung wurde Wasser in den Feststoffsammler gepumpt. Der Tank wurde mit 20 Pumpvorgängen befüllt. Damit wurden die im Normalbetrieb vorhandenen Stopp- und Startphasen der Pumpe nachgestellt. Nachdem der Tank des Feststoffsammlers voll war, wurden nach dem Homogenisieren (wieder mit der dafür üblichen Tauchpumpe) 20 Liter in zwei Edelstahlkannen abgeschöpft. Vor der Blindprobenahme wurde der Tank, die Pumpen der Schlauch und der Probenschöpfer mit Grundwasser gespült. So wurde sichergestellt werden, dass die Blindprobe möglichst wenig Plastik aus den vorhergehenden Proben enthält. Alle Weiteren mit der Probe in Kontakt kommenden Gerätschaften (u.a. Probekannen) wurden nicht extra gereinigt, um realistische Bedingungen sicherzustellen. Die Kleidung bestand zur Blindprobenahme ausschließlich aus Baumwolle.

**Abbildung 10: Fotos der Probenahme für den Verfahrensblindwert**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

### 3.3 Proben transport und -lagerung

Die Proben werden bei Probenahmen in der Regel am selben Tag versandt. Da Mikroplastik sehr lange Haltbarkeitszeiten hat, ist eine Lagerung der Proben unproblematisch. Für den Versand der Proben wurden isolierte Transportboxen für die Edelstahlkannen genutzt (Abbildung 11).

**Abbildung 11: Probengefäß und Versandkisten**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

### 3.4 Datenauswertung

#### 3.4.1 Zentralwerte und Streumaß

Gegenüber dem arithmetischen Mittelwert ist der Median als robustes Mittelwertmaß zu bewerten (Helsel et al. 2020). Er ist weniger empfindlich gegenüber Ausreißern und gut geeignet für die bei Umweltdaten typisch auftretenden rechtsschiefen Werteverteilungen (Limpert et al. 2001). Als Streumaß findet der mittlere Quartilsabstand (engl. Quartile Deviation (QD)) Verwendung. Er gibt die halbe Intervallbreite an, in dem 50 % der Messwerte liegen. Er orientiert sich am Median als Zentralwert und berechnet sich als:

$$QD = \frac{(Q_3 - Q_1)}{2}$$

#### 3.4.2 Volumengewichtete Konzentrationsberechnungen

Durch die Herstellung einer ereignisrepräsentativen Mischprobe mit dem Feststoffsammler stellen grundsätzlich alle im Projekt entstanden Proben die Event Mean Concentration (EMC, zu Deutsch „Ereignisbezogene mittlere Konzentration“) dar. Zur weiteren Verarbeitung der Daten im Sinne einer stabilen volumengewichteten Konzentration für den Standort, wurde neben dem Median mit der „Site Mean Concentration“ (SMC, oder zu Deutsch dem Standortmittelwert) gearbeitet. Der standortbezogene volumengewichtete Mittelwert wurde berechnet als:

$$SMC = \frac{\sum_{i=1}^n EMC_i \cdot V_{e,i}}{\sum_{i=1}^n V_{e,i}}$$

mit SMC = standortbezogene volumengewichtete Konzentration, EMC = ereignisbezogene mittlere Konzentration,  $V_e$  = ereignisbezogenes Überlaufvolumen,  $n$  = Anzahl Proben. Zur Gewichtung wurde jeweils nur der beprobte Anteil des Entlastungsvolumens verwendet.

### 3.4.3 Frachtberechnung

Die vorgenommene Frachtberechnung wurde anhand folgender Formel berechnet:

$$F_a = V_a \cdot c_a$$

mit der jährlichen Fracht  $F_a$ , dem jährlichen Volumen  $V_a$  und der mittleren jährlichen Konzentration ( $c_a$ ). Frachtberechnungen erfolgten sowohl mit der Medianen- als aus der standortbezogenen volumengewichteten Konzentration (SMC).

Weitergehend kann eine flächenspezifische, jährliche Fracht des Einzugsgebietes (Oberflächenpotenzial) errechnet werden. Es setzt sich zusammen aus:

$$\text{spez. Fracht}_a = \frac{c_a \cdot V_a}{A_{E, b}}$$

Mit *spez. Fracht* als flächenspezifischer jährlicher Frachtabtrag, dem jährlichen Entlastungs- oder Einleitungsvolumen  $V_a$ , und  $c_a$  als der standortbezogenen mittleren Konzentration *SMC* oder der jährlichen Medianen Konzentration. Wobei  $A_{E, b}$  die Summe aller befestigten Flächen im Einzugsgebiet darstellt.

### 3.4.4 Reinigungsleitung und Wirkungsgrad

Während bei Kläranlagen von Reinigungsleistung gesprochen wird, wird für Sedimentationsanlagen ein Wirkungsgrad errechnet. Die Berechnung ist gleich und die Begriffe damit Synonym:

$$\text{Reinigungsleistung} = \frac{C_{\text{Zulauf}} - C_{\text{Ablauf}}}{C_{\text{Zulauf}}}$$

Wobei  $C_{\text{Ablauf}}$  die Konzentration am Kläranlagenablauf bzw. Klärüberlauf beim Sedimentationsbecken darstellt.  $C_{\text{Zulauf}}$  ist die Zulaufkonzentration der Kläranlage oder des Sedimentationsbeckens. Werden Reinigungsleistung oder der Wirkungsgrad in Prozent angegeben, wird die Formel mit 100 multipliziert.

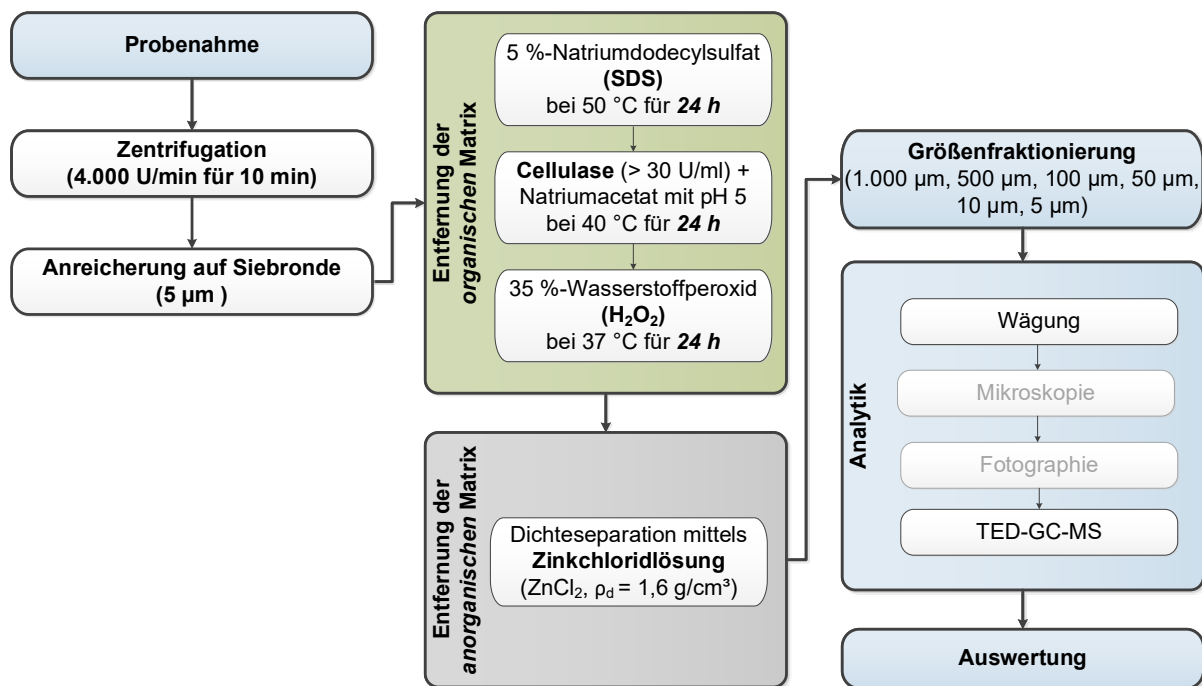
### 3.5 Analytik

#### 3.5.1 Probenvorbereitung

Für viele spektroskopische Methoden muss vor der Analytik die organische und anorganische Matrix entfernt werden, um zum einen ausreichend Mikroplastikpartikel auch in schwach belastetem Material nachweisen zu können und um zum anderen niedrige Hintergrundwerte bei der Analytik zu erreichen. Daneben lassen sich matrixangereicherte Proben sicherer und einfacher einer Größenfraktionierung unterziehen. Hierbei werden die in den Proben enthaltenen Biomasse- sowie (an-)organische Bestandteile und viskose Anlagerungen entfernt. Die Probenvorbereitung erfolgte in Anlehnung an eine Methode von Löder et al. (2017) und wurde u.a. zeitlich optimiert und vereinfacht, da eine vollständige Matrixentfernung bei Anwendung der thermoanalytischen Analysemethoden nicht zwingend ist. Die hier beschriebene Probenvorbereitung dauert fünf Tage.

Abbildung 12 zeigt den schematischen Ablauf der Probenvorbereitung ab dem Zeitpunkt der Probenahme, über die Zentrifugation, Anreicherung der Probenmasse auf einer Siebronde, die organische und anorganische Matrixentfernung, die Größenfraktionierung und Analytik bis zur Auswertung.

**Abbildung 12: Schematische Darstellung der Probenvorbereitung und Analytik für wässrige Proben**



Quelle: eigene Darstellung ISA

Zunächst wird jede Probe bei 4.000 Umdrehungen pro Minute für 10 Minuten zentrifugiert. Der Überstand wird dann mittels Vakuumfiltrationseinheit auf einer Edelstahl-Filterrönde mit 5 µm Maschenweite (d = 47 mm) angereichert. Das während der Zentrifugation entstandene Pellet wird mit der verbleibenden flüssigen Phase ebenfalls auf der gleichen Filterrönde angereichert. Je nach Probenbeschaffenheit ist eine Filterrönde nicht ausreichend, sondern verblockt frühzeitig. In diesem Fall werden weitere Filterrönden (Anzahl nach Bedarf) zur Anreicherung der Probe verwendet.

Alle Ronden werden anschließend über mindestens 24 Stunden getrocknet und gewogen (M1). Die Filterrönden wurden vor der Anreicherung ebenfalls über mindestens 24 Stunden getrocknet und das Leergewicht (M0) wurde bestimmt, so dass die Probenmasse über die Differenz der Wägedaten (M1-M0) ermittelbar ist. Danach wird die organische Hintergrundmatrix durch ein dreistufiges chemisch-

enzymatisches Verfahren entfernt. Dafür werden die benötigten Ronden in ein Becherglas gegeben und mit verschiedenen Chemikalien und Enzymen versetzt.

1. Zugabe und Einwirkung von 5 %-Natriumdodecylsulfat (engl.: Sodium Dodecyl Sulfate (SDS)) bei 50 °C für 24 Stunden
2. Zugabe und Einwirkung von Cellulase (> 30 U/ml) und Natriumacetat mit pH 5 bei 40 °C für 24 Stunden
3. Zugabe und Einwirkung von 35 %-Wasserstoffperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) bei 37 °C für 24 Stunden

Zwischen den jeweiligen Behandlungsschritten werden die Ronden vakuumfiltriert. Für die Entfernung der organischen Hintergrundmatrix werden insgesamt 3 Tage benötigt.

Die verbleibende anorganische Matrix wird mittels Dichteseperation (ZnCl<sub>2</sub>; ρ<sub>d</sub> = 1,6 g/cm<sup>3</sup>) abgetrennt. Die Dichte der Lösung wurde in Abhängigkeit der höchsten Dichte der im Projekt zu untersuchenden Massenpolymere Polyamid (PA), Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS) und Polyvinylchlorid (PVC) ausgewählt.

Die Filterronden werden über einen Scheidetrichter mit der Zinkchloridlösung (ZnCl<sub>2</sub>, ρ<sub>d</sub> = 1,6 g/cm<sup>3</sup>) abgespült. Der Trichter wird dann auf 60 ml ZnCl<sub>2</sub> aufgefüllt. Nach einer Stunde Standzeit ist die Separation beendet. Zur Freisetzung möglicher Polymere, die durch andere Partikel überlagert wurden und nicht aufschwimmen konnten, wird die Lösung geschwenkt. Anschließend wird die Lösung und die darauf abgelagerten Mikroplastikpartikel abgelassen.

Das verbleibende Material wird mit Hilfe einer Siebkaskade (1.000 µm-, 500 µm-, 100 µm-, 50 µm-, 10 µm, 5 µm-Maschenweite) fraktioniert und für mindestens 24 Stunden bei 30°C getrocknet. Die zur Fraktionierung benötigten Filterronden wurden vor der Verwendung getrocknet und gewogen (M2). Die vorgenannten Trennschnitte wurden in Anlehnung an die im BMBF Verbundprojekt *Plastik in der Umwelt* vorgeschlagenen Fraktionen gewählt (Braun et al. 2020). Die Fraktionierungsanlage wurde bezüglich Ihrer Wiederfindungsrate geprüft und die Machbarkeit des Probenhandlings mit realen Medien, auch unter Zugabe von Polymerproben, nachgewiesen.

Die fraktionierten Proben werden im Anschluss einer gravimetrischen Messung (M3) unterzogen und weitergehend auf die Polymerarten untersucht. Die Differenz M2-M3 ergibt den Mikroplastikgehalt der Probe.

Die Filterronden, die zur Anreicherung und Größenfraktionierung eingesetzt werden bestehen aus Edelstahl und werden von der GKD Gebrüder Kufferath AG individuell für das Projekt gefertigt.

Die Analytik umfasst die gravimetrische Bestimmung der Probenmasse und thermoanalytischen Untersuchung nach (Duemichen et al. 2019) bzw. (Dierkes et al. 2019). Mit Hilfe der Probenmasse bezogen auf ein definiertes Probevolumen werden Konzentration im Misch- bzw. Regenwasser berechnet.

### 3.5.2 Gravimetrie

Um Konzentrationen und Frachten der Mikroplastikpartikel in den Überläufen der Regenbecken bestimmen zu können, wird neben der Thermoanalytischen Analyse der Polymerbestandteile auch auf Wägedaten, die während der Probenvorbereitung ermittelt werden, zurückgegriffen. Die leeren Filterronden und die mit der Probe beladenen Filterronden werden zu Beginn des Vorbereitungsverfahrens und nach den diversen Behandlungsschritten gewogen, so dass die Matrixentfernung gravimetrisch nachvollziehbar ist. Zur Bestimmung der Massen wird eine MSA Analysewaage der Firma Sartorius AG verwendet.

### 3.5.3 Thermoanalytische Mikroplastikbestimmungen

Die matrixabgereicherten Proben wurden zum Teil der Pyrolyse-GC/MS nach Flüssighochdruckextraktion PLE-Pyr-GC/MS (Dierkes et al. 2019) und zum anderen Teil der TED-GC/MS (Duemichen et al. 2019) zugeführt. In der PLE-Pyr-GC/MS wurden die vorbehandelten Ronden direkt der Analyse zugeführt.

Für die TED-GC/MS wurden die Feststoffbestandteile von den Ronden im Ultraschallbad vorbehandelt und mit einer Tensidlösung abgespült und auf einem Cellulose-Ester Filter angereichert. Der Filtrückstand dann in einen Tiegel überführt und nach Abdampfen mit Ethanol als Suspension in das Analysenvial der TED-GC/MS überführt.

In der TED-GC/MS werden die Mikroplastikpartikel dabei thermisch unter Stickstoff (N<sub>2</sub>)-Atmosphäre in einem Ofen zersetzt. Die Zersetzungsprodukte werden auf einer Adsorptionsphase angereichert. Nach der Anreicherung erfolgt die Desorption der Adsorptionsphase in einer Thermodesorptionseinheit des GC/MS. Außerdem werden hierbei die charakteristischen Zersetzungsprodukte chromatografisch getrennt und massenspektrometrisch identifiziert. Folgende umweltrelevante Massenpolymere können dabei quantifiziert werden: Polypropylen (PP), Polyethylen (PE), Polystyrol (PS), Polyamid (PA) und Styrol-Butadien-Gummi (SBR).

Mit der Pyrolyse-GC/MS nach vorgeschalteter Flüssighochdruckextraktion (PLE-Pyr-GC/MS) können für PP niedrige Bestimmungsgrenzen erreicht werden. Bei PE und PS ist die Bestimmungsgrenze in der TED-GC-MS niedriger (9faches Signal/Rauschverhältnis). Die automatisierte Extraktion umfasst eine Vor-Extraktion mit Methanol und anschließender PLE mittels Tetrahydrofuran. Die Extrakte wurden mit Silicagel versetzt, ein interner Standard zugesetzt und getrocknet. Dieses Polymerangereicherte SiO<sub>2</sub> wurde gemahlen und ein Aliquot der Pyr-GC/MS zur Analytik zugeführt. Bei den Untersuchungen wurde der Fokus auf die Massenpolymere PE, PP und PS gelegt.

Mit der Pyrolyse-GC/MS nach vorgeschalteter Druckflüssigextraktion (PLE-Pyr-GC/MS) können niedrige Bestimmungsgrenzen erreicht werden. Die automatisierte Extraktion umfasst eine Vor-Extraktion mit Methanol und anschließender PLE mittels Tetrahydrofuran. Die Extrakte wurden mit Silicagel versetzt, ein interner Standard zugesetzt und getrocknet. Dieses polymerangereicherte SiO<sub>2</sub> wurde gemahlen und der Pyr-GC/MS zur Analytik zugeführt. Bei den Untersuchungen wurde der Fokus auf die Massenpolymere PE, PP und PS gelegt.

**Tabelle 10: Analytische Kenndaten in den thermischen Polymeruntersuchungsverfahren**

Polymer	PLE-pyr-GC/MS			TED-GC/MS		
	BG µg	Kalibration µg	Quantifier m/z	BG µg	Kalibration µg	Quantifier m/z
PS	8	10-1000	104	0,4	8-150	109
PE	7	10-5000	97	3	5-150	130
PP	7	10-5000	126	23	8-120	154
PET	-			5	3-145	105
PA	-			34	3-143	113
SBR	-			19	8-161	158

### 3.5.4 Qualitätssicherung – Proben

Zur Qualitätssicherung der thermoanalytischen Verfahren werden Mischwasserproben (RÜB) und Schlämme aus der Regenentwässerung (RKB Ottostraße, die im Projekt entnommen wurden) aufbereitet, teilweise mit bekannten Polymergehalten aufgestockt und neben einem Standard in beiden Laboren untersucht. Jede der 5 Proben wurde mit dem Handmörser homogenisiert, dreifach abgefüllt und den Laboren zur Analytik zugesandt. Die Matrixentfernung bzw. Aufbereitung erfolgten gemäß dem Schema in Abbildung 12 vorgenommen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 dargestellt. Bei der Probe 2020-02477 handelt sich um eine aufbereitete RÜB-Probe aus dem Mischsystem. Die Probe 2020-02438 ist eine aufbereitete RKB Schlammprobe aus der Ottostraße. Die Teilproben 1-3 sind die aufbereiteten Hintergrundmatrixproben. Die Teilproben 7-9 sind die mit Polymeren dotierten Hintergrundmatrixproben. Die Sollwerte stellen die zugesetzte Menge an Polymer dar. Die aufbereitete Probenmatrix wurde mit dem Mörser homogenisiert und dann in die Vials abgefüllt. Für die Aufstockung wurde die aufbereitete Probenmatrix nach der Homogenisierung mit dem Polymer dotiert und erneut mit dem Mörser vor der Teilabfüllung homogenisiert. Alle dotierten Proben lagen über den Bestimmungsgrenzen der beiden Messverfahren.

**Tabelle 11: Mikroplastik Vergleichsuntersuchung Probenzusammensetzung**

Probennummer	Einwaage Menge mg	Soll PE µg	Soll PET µg	Soll PS µg	Soll PA µg	Soll PP µg
2020-02477-1	2,06	-	-	-	-	-
2020-02477-2	2,00	-	-	-	-	-
2020-02477-3	2,09	-	-	-	-	-
2020-02477-7	2,11	+50	+49	+45	+43	+46
2020-02477-8	2,03	+50	+49	+45	+43	+46
2020-02477-9	2,11	+50	+49	+45	+43	+46
2020-02438-1	2,00	-	-	-	-	-
2020-02438-2	2,03	-	-	-	-	-
2020-02438-3	1,98	-	-	-	-	-
2020-02438-7	2,02	+55	+50	+40	+46	+45
2020-02438-8	2,09	+55	+50	+40	+46	+45
2020-02438-9	1,98	+55	+50	+40	+46	+45
2021-00412	25	50	50	50	50	50
2021-00412	25	50	50	50	50	50
2021-00412	25	50	50	50	50	50

### 3.5.5 Verwendete Geräte und Materialien

Nachfolgend sind die verwendeten Geräte innerhalb der Probenvorbereitung und Analyse am ISA aufgelistet:

- ▶ Zentrifuge: Universalzentrifuge Heraeus® Megafuge® 1.0R, Thermo Scientific
- ▶ Vakuumfiltration: Labor-Vakuum-System LVS, Ilmvac
- ▶ Waage: Cubis® Lab Balance MSA inkl. Windschutz und Ionisator, Sartorius AG
- ▶ Mikroskop: Olympus BX60 mit Kamera Infinity 2-2 von Lumenera Corporation, 4-fache Vergrößerung, gespeichert mit dem Programm Image Pro von Media Cybernetics
- ▶ Kamera: Nikon Coolpix A300
- ▶ Edelstahl-Filterronden: Maschenweiten 5, 10, 50, 100, 500, 1.000 µm, individuell für das Projekt gefertigt, GKD Gebrüder Kufferath AG, Düren
- ▶ Methrom, Gerstel, Agilent TED-GC/MS System und Probenvorbereitungsgerätschaften (Duemichen et al. 2019)
- ▶ Thermo/Dionex, Agilent PLE-Pyr-GC/MS und Probenvorbereitungsgerätschaften (Dierkes et al. 2019), PLE mittels Edge-Extraktionseinheit CEM

### 3.6 Hydrologische Modellierung zur Bestimmung des jährlichen Entlastungsvolumens im Einzugsgebiet

Für das Mischsystem wird mithilfe eines fiktiven Zentralbeckens gemäß dem DWA-A 102-2 (2019) für die im Monitoring berücksichtigten Kläranlageneinzugsgebiete eine Entlastungswassermenge modelliert. Die Modellierung erfolgt mit der Software SWMM (Storm Water Management Model) Version 5.1 [EPA, USA].

#### 3.6.1 Hydrologisches Modell Eingangsdaten

Für die hydrologische Modellierung wurden stündlich aufgelöste Niederschlagsdaten vom Deutschen Wetterdienst (DWD) verwendet. Im Gegensatz zu synthetischen Niederschlagsreihen erlauben diese einen Vergleich der tatsächlich gemessenen Abflüsse mit den modellierten und damit eine Plausibilisierung der Modellergebnisse. Tabelle 12 zeigt die Standortkennwerte und Entfernungen der Niederschlagsmessstationen zu den Probenahmestandorten. Alle Eingangsdaten zum Modellaufbau im Mischsystem sind Betreiberdaten (siehe Kapitel 3.1).

**Tabelle 12: Kennwerte der Niederschlagsmessstationen und Entfernungen zu den beprobten Anlagen**

Standort	Zugehörige Anlage	ID	Lat.°	Long.°	Mittlerer Jahresniederschlag (1990 – 2018)	Entfernung zur Anlage [m]	Höhendifferenz zur Anlage [m]
Rheinstetten	Ottostraße	4177	48.972621	8.330074	752* mm	7.820	1
Sachsenheim	KA Eppingen	4349	48.95689	9.071028	701 mm	23.100	61
Waghäusel-Kirrlach	KA Hockenheim	5275	49.244489	8.537446	632 mm	9.430	8

\*Verfügbarkeit nur von 2009 bis 2017

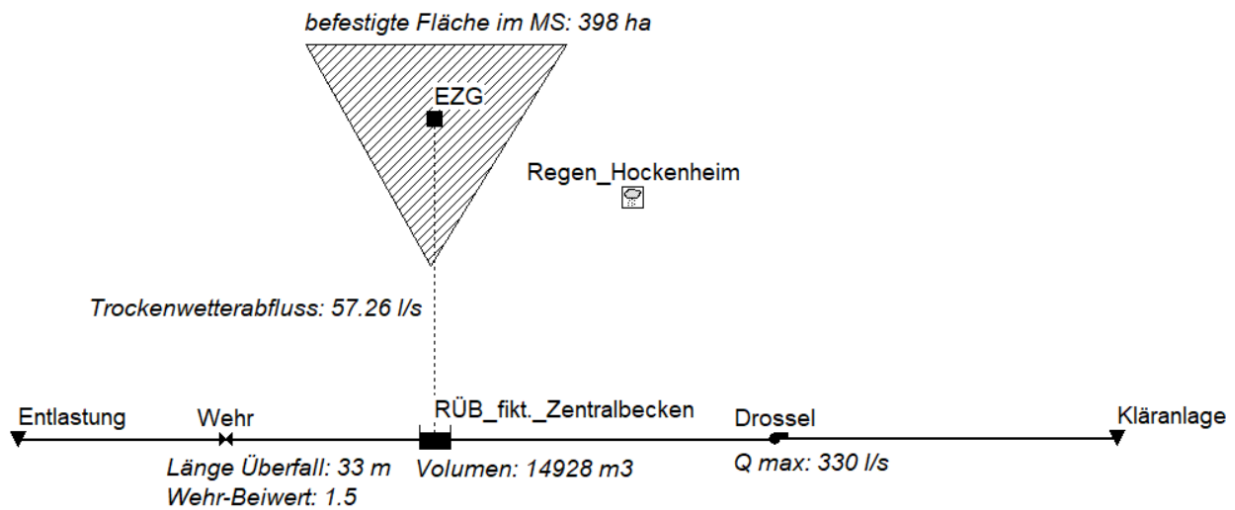
### 3.6.2 Modellaufbau

Die Entlastungsmengen der Einzugsgebiete der Kläranlagen Eppingen und Hockenheim wurden mit dem Ansatz des fiktiven Zentralbeckens abgeschätzt. Das fiktive Zentralbecken repräsentiert die Summe aller Beckenvolumen in Einzugsgebiet. Abbildung 13 zeigt den Modellaufbau beispielhaft am Einzugsgebiet der Kläranlage Hockenheim. Die anderen Modelle sind im Anhang (Abbildung 24, Abbildung 25). Im Trennsystem Ottostraße gibt es keine Weiterleitung zur Kläranlage. Das dort untersuchte Becken stellt den Endpunkt des Entwässerungssystems dar, sodass letztlich nur der Jahresniederschlagsabfluss modelliert wird.

**Tabelle 13: Modellparameter SWMM: Abflussbildung für befestigte Flächen**

Parameter	Bezeichnung SWMM	Wert	Einheit
Rauigkeitsbeiwert	N-Imperv	0.01	-
Benetzungs- & Muldenverluste	Dstore-Imperv	2.3	mm
Flächenanteil ohne Muldenverluste	Zero-Imperv	0	%

**Abbildung 13: Hydrologisches Modell des Einzugsgebiets der Kläranlage Hockenheim (MS)**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

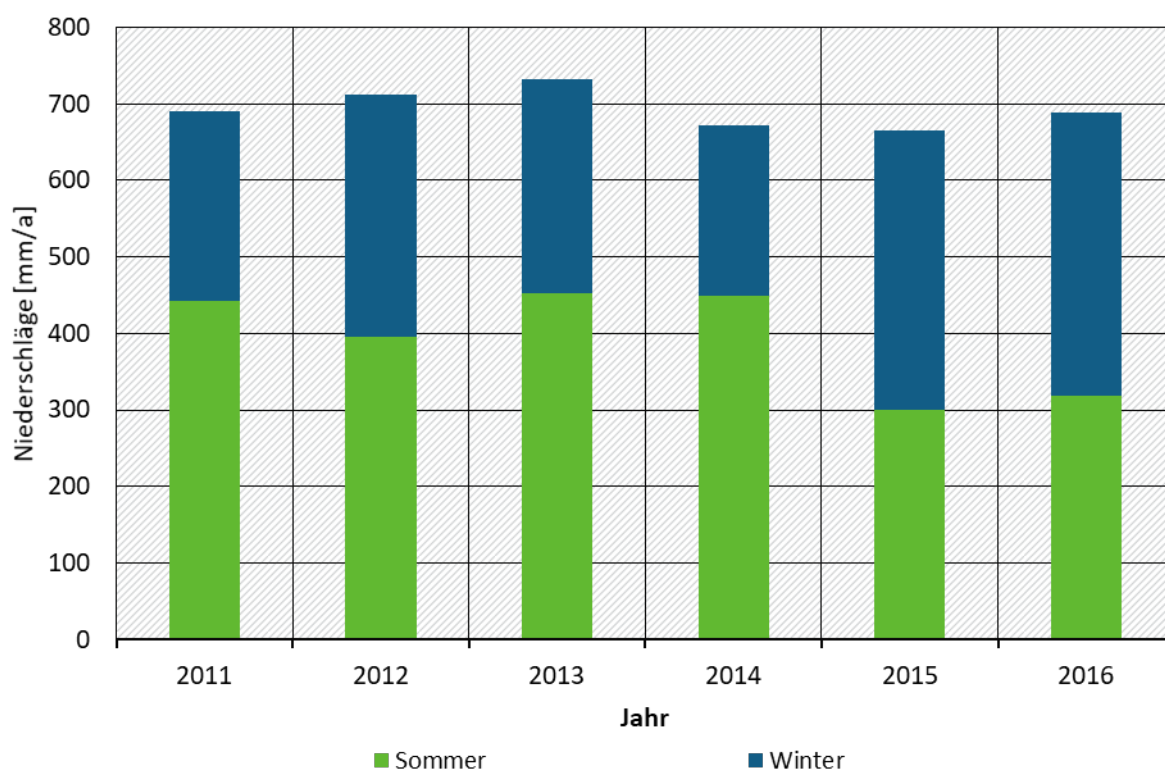
### 3.7 Stoffeintragsmodellierungen mit MoRE

Die Programmstruktur von MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) wurde bereits in Kapitel 2.4 aufgeführt. Im Folgenden werden die Eingangsdaten sowie die Modellansätze für die Modellierung von Mikroplastikemissionen erläutert.

#### 3.7.1 Wasserhaushalt und Landnutzung

Die Berechnung der mittleren Gebietsabflüsse pro Analysegebiet wurden für die Jahre 2015 bis 2016 nach der in Fuchs et al. (2010b) und Venohr et al. (2008) beschriebenen Methode durchgeführt. Für jedes Analysegebiet wurde der Gesamtabfluss als Differenz der jeweiligen Gebietsniederschlagssummen und Evapotranspiration berechnet. Diese wurden anschließend in flächenspezifische mittlere Gebietsabflüsse umgerechnet, entlang des Fließpfades aufsummiert und an Abflusspegeln kalibriert (Tabelle 14). Für das Jahr 2015 konnten 149 Pegel für die Kalibrierung genutzt werden, für 2016 waren es 138 Pegel.

**Abbildung 14: Mittlere Sommer- und Winterniederschläge in Deutschland für die Jahre 2011 bis 2016**



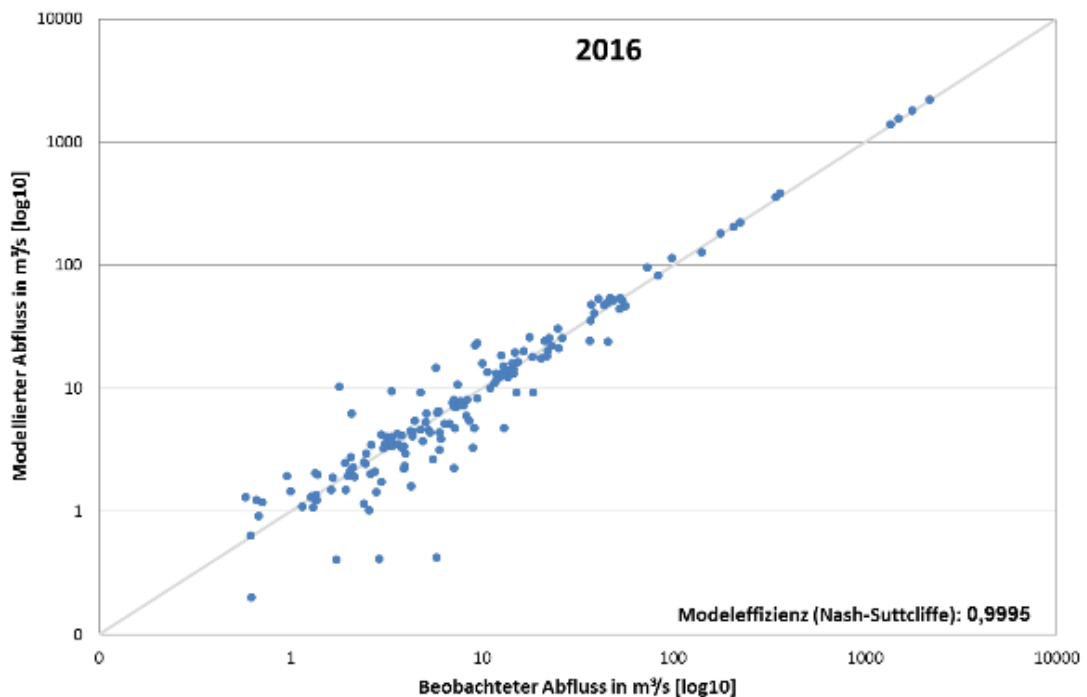
Quelle: Eigene Darstellung, KIT-IWU

Die Validierung erfolgte anhand eines zweiten Datensatzes an Pegelraten, die nicht für die Kalibrierung verwendet wurden. Die Ergebnisse der Validierung zeigen eine gute Modellgüte (Tabelle 14). Die Abweichungen zu den Pegelraten sind bei kleinen Abflüssen am größten (siehe Abbildung 15), da dort lokale Effekte dominieren, die bei der Modellierung nicht abgebildet werden. Besonders dynamische hydrologische und mikroklimatische Prozesse spielen bei kleinen Abflüssen eine Rolle, die durch die räumliche und zeitliche Auflösung der verwendeten Niederschlags- und Evapotranspirationsdaten nicht wiedergegeben werden können.

**Tabelle 14: Statistische Güteparameter des Vergleichs zwischen gemessenen und modellierten Abflüssen für die Validierung der Wasserbilanzen**

Jahr	Anzahl Abflusspegel	Mittlerer Abfluss gemessen [m <sup>3</sup> /s]	Mittlerer Abfluss modelliert [m <sup>3</sup> /s]	Mittlerer Fehler [%]	Modelleffizienz (Nash-Sutcliffe)
2015	165	52,18	53,29	28,1	0,9992
2016	161	63,34	64,29	29,4	0,9995

**Abbildung 15: Validierungsergebnisse der Wasserbilanzen exemplarisch für das Jahr 2016**



Quelle: Eigene Darstellung, KIT-IWU

Für die Abwassermenge der kommunalen Kläranlagen  $\geq 2.000$  EW wurden die Daten der Länder für die Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie der Berichtsjahre 2008 und 2010 verwendet (UBA 2013). Der Datensatz liefert eine punktgenaue Information über die zur Lage der kommunalen Kläranlagen und ihrer Einleitstellen.

In MoRE wurde für die Flächennutzungsarten der Open Data Datensatz CORINE Land Cover (CLC) 2012 [Copernicus Land Monitoring Service, ESA] verwendet. Für die Erstellung der innerörtlich versiegelten Flächen wurde CLC 2012 mit dem ESA Datensatz „Imperviousness 2012“ verschnitten, der eine Auflösung von 20 m aufweist. Die in MoRE genutzte innerörtlich versiegelte Fläche beträgt 15.956 km<sup>2</sup>.

### 3.7.2 Modellierungsansätze in MoRE

Die Modellierung der Mikroplastikemissionen in die Oberflächengewässer erfolgt für die kommunalen Kläranlagen >2000 EW über eine Multiplikation einer repräsentativen mittleren Ablaufkonzentration mit der in den Anlagen behandelten Jahresabwassermenge ( $F = c * Q$ ).

Die Quantifizierung der über Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen eingetragenen Mikroplastikfrachten basiert auf einer flächenspezifischen Fracht ( $g/(ha*a)$ ). Also der jährlichen Fracht, die auf den zugehörigen versiegelten Flächen (Misch- oder Trennsystem) zum Abtrag mit dem Niederschlagsabfluss bereitsteht. Hierbei wird unterstellt, dass diese Fracht im langjährigen Mittel vollständig und unabhängig von der Variabilität des Niederschlags ausgetragen wird.

## 4 Ergebnisse des Monitorings

### 4.1 Beschreibung der Einzelproben

Die Probenahme erfolgte im Zeitraum von Juli 2018 bis Oktober 2019. Insgesamt wurden 46 Proben entnommen (Tabelle 15) sowie drei Verfahrensblindwerte erzeugt. An jedem Standort gibt es mindestens 10 Proben. Für die Rückhalteleistung der Becken ist die Oberflächenbeschickung ( $q_A$ ) während der Ereignisse relevant (Fuchs 2017), daher wurde sie in Tabelle 15 mitaufgeführt. Durch die Herstellung einer volumenproportionalen Ereignismischprobe mit dem Feststoffsammler stellen grundsätzlich alle Proben die Event Mean Concentration (EMC) dar. Nicht alle Ereignisse konnten vollständig erfasst werden. Neben technischen Problemen haben unerwartet große Regenereignisse dazu geführt, dass der Feststoffsammler bereits vor dem Ereignisende gefüllt war. Die Einstellungen bei der Probenahme sind immer ein Kompromiss zwischen hohem Gesamtvolumen im Tank und der maximal erfassbaren Ereignisgröße. Tabelle 29 im Anhang zeigt die Probencharakteristika der Einzelproben.

**Tabelle 15: Aggregierte Charakteristika der Einzelproben**

Ort	n	Beprobungszeitraum	Überlaufdauer MW	Überlaufvolumen MW	$q_{Amax}$ MW	$q_{Amittel}$ MW	Anteil des Ereignisses beprobt MW
			[h]	[m <sup>3</sup> ]	[m/h]	[m/h]	[%]
Ottostraße	20	07.2018-10.2019	20:44	5.408	5,0	1,1	91
Hockenheim - Ereignis	8	03.2019-10.2019	13:18	10.733	5,6	2,5	65
Hockenheim - Langzeit	7	03.2019-10.2019	24:53	16.015	4,9	2,2	94
Eppingen	10	06.2019-10.2019	10:39	8.017	20	7,4	46*

$q_{Amax}$  = maximale Oberflächenbeschickung während des Ereignisses,

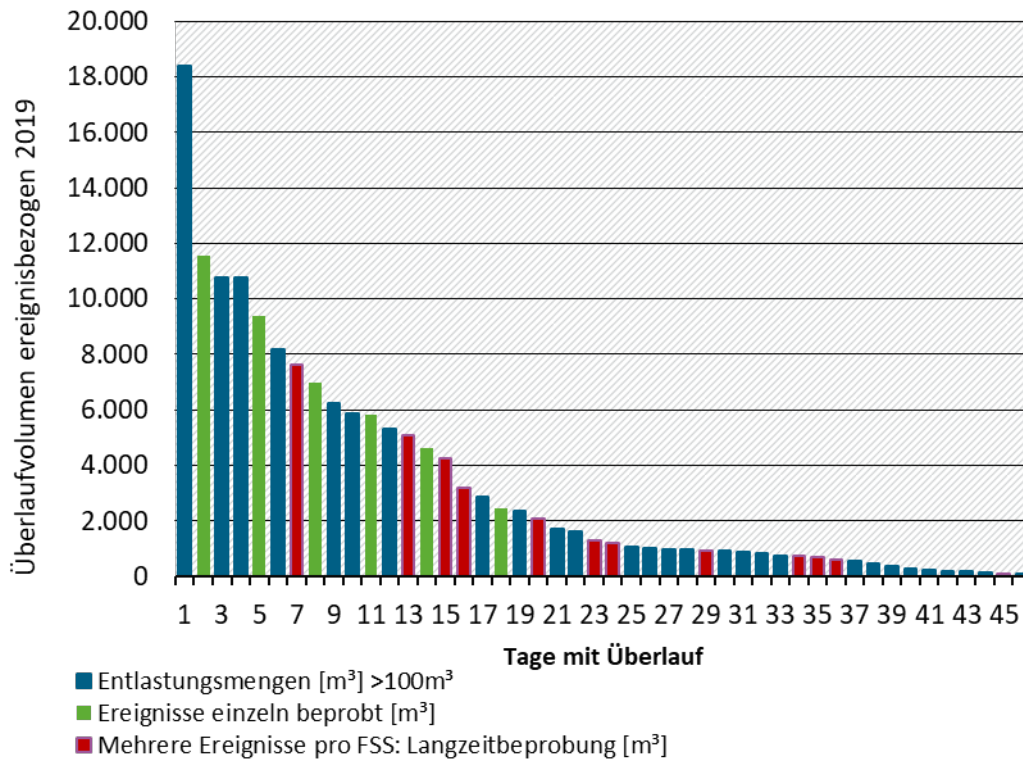
$q_{Amittel}$  = mittlere Oberflächenbeschickung während des Ereignisses

MW = Arithmetischer Mittelwert

\*5 Proben sind als Stichproben zu betrachten, da die Abflussproportionalität nicht gewährleistet werden kann. Diese sind mit 1 % Anteil eingerechnet.

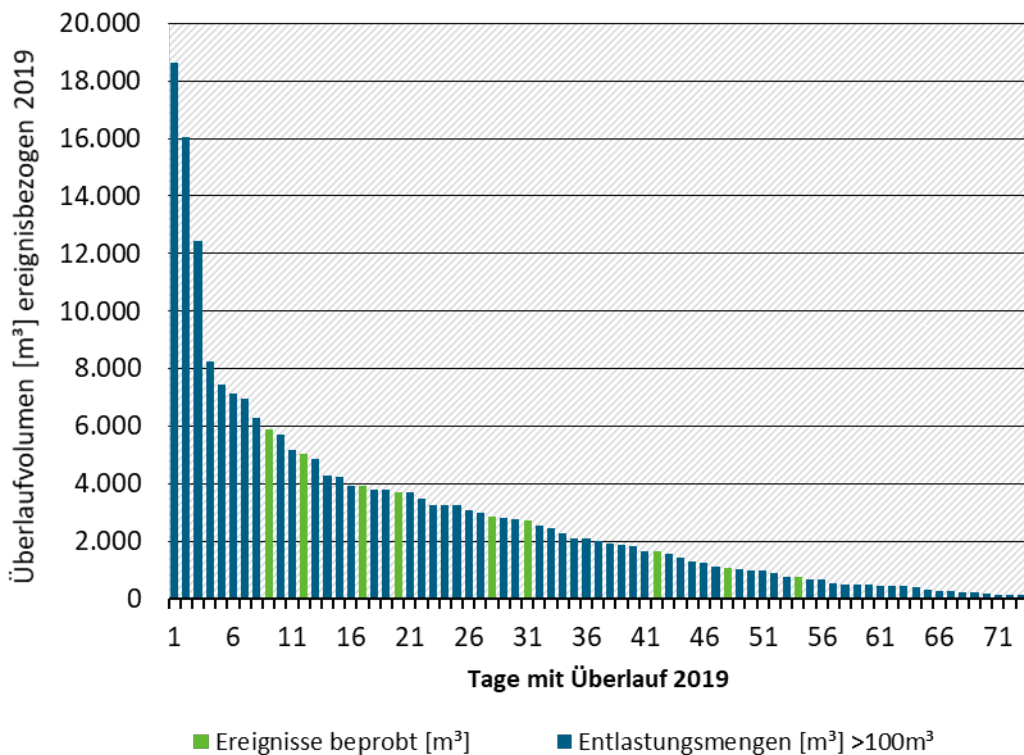
Zur Darstellung der Repräsentativität der Messkampagne zeigen Abbildung 16, Abbildung 17 und Abbildung 18 die Klärüberlaufvolumen von 2019 der Messsonden an den beprobten Becken. Die grün bzw. rot gefärbten Säulen stellen erfolgreich vorbereitete Proben der Ereignisse (n =36) dar. Die rot gefärbten Ereignisse wurden im Zuge der Langzeitbeprobung am Standort Hockenheim erfasst. Für den Standort Ottostraße wurden die drei in 2018 genommenen Proben in Abbildung 18 ebenfalls als Ereignisse für 2019 aufgetragen. Die Probenahmen aller Standorte decken verschiedene Ereignisgrößen ab, sodass für jeden Standort eine valide Abschätzung der emittierten Jahresfracht durchgeführt und standortspezifische jährlichen Frachten abgeleitet werden können.

**Abbildung 16: Hockenheim RÜB 2: Entlastungstage und –Volumen im Jahr 2019**



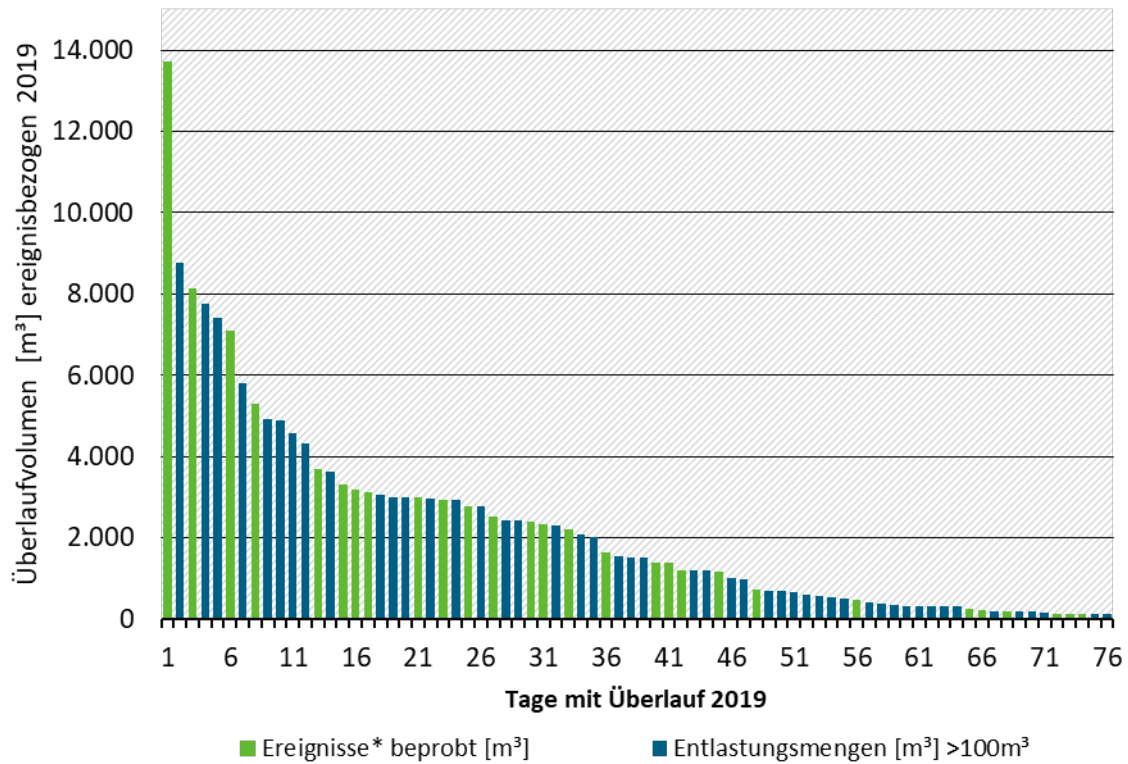
Klärüberlaufvolumen ereignisbezogen 2019, Betreiberdaten. Gesamtentlastungsmenge: 154.000 m³ bei 296 h Überlauf.  
Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Abbildung 17: Eppingen RÜB 16: Entlastungstage und –Volumen im Jahr 2019**



Klärüberlaufvolumen ereignisbezogen 2019, Betreiberdaten. Gesamtentlastungsmenge: 220.000 m³ bei 670 h Überlauf.  
Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Abbildung 18: Ottostraße RKB: Einleitungstage und – Volumen im Jahr 2019**



\*Tage an denen die Probenahme stattfand. Oft wurden mehrere kleine Ereignisse gemeinsam beprobt. Die Anzahl der beprobten Ereignisse >100 m<sup>3</sup> (n=28) ist damit höher als die Probenanzahl (n=16).

Gesamtvolumen im Jahr 2019 = 174.000 m<sup>3</sup>, bei insgesamt 814 h Überlauf. Die Messung erfolgte durchgehend vom 25.01.2019 bis zum 31.12.2019.

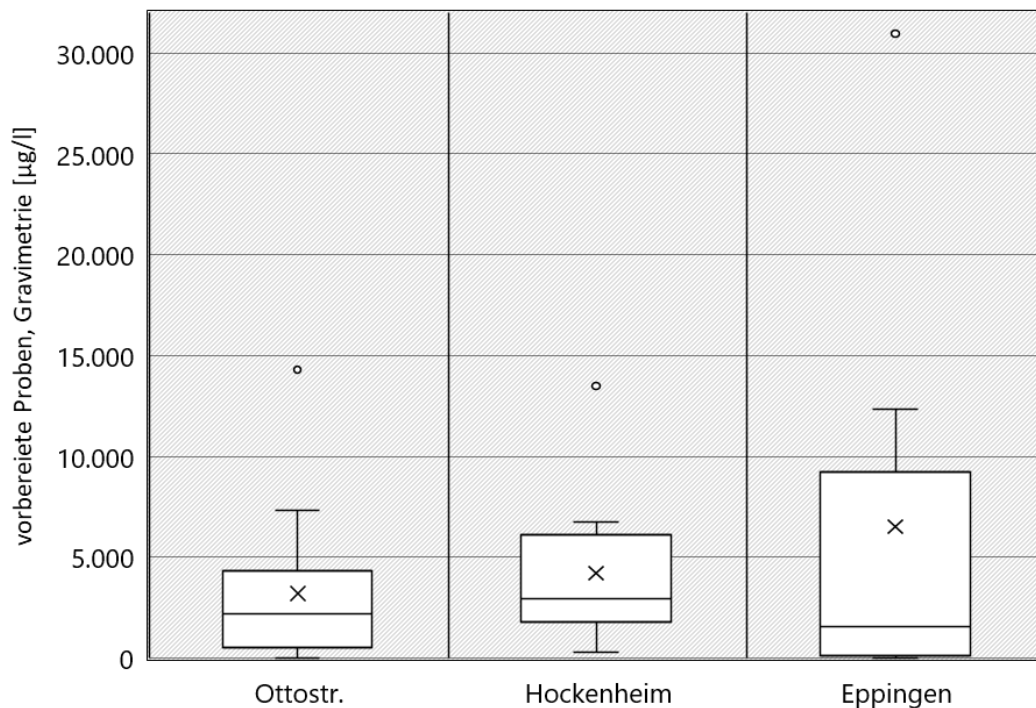
Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

## 4.2 Ergebnisse der Analyse

### 4.2.1 Gravimetrische Ergebnisse

Einen Überblick über die Ergebnisse der Wägung nach Matrixentfernung liefert Abbildung 19. Von den 46 genommenen Proben konnten 36 gravimetrisch untersucht werden. Für den Standort Ottostraße (RKB) liegen 16 plausible Messergebnisse vor, aus Hockenheim 10 (RÜB) und aus Eppingen 9 (RÜB). Von den 7 Langzeitproben des Standorts Hockenhaims war nur bei 3 die Matrixentfernung erfolgreich. Der Verfahrensblindwert, der mit der Pyr-GC/MS analysiert wurde, liegt in der Wägung bei 50 µg/l. Der Median aus allen Mischwasserproben liegt bei 2.714 µg/l und damit in der gleichen Größenordnung wie der Median der Proben aus dem RKB 2.168 µg/l. Die Mischwasser Standorte Hockenheim liegen bei 2.931 µg/l und, Eppingen bei 1.581 µg/l.

**Abbildung 19: Feststoffe nach Probenvorbereitung, gravimetrisch bestimmt, Standortübersicht**



Boxplot Beschreibung: Mittelwert = Kreuz, Median = horizontale in der Box, Obere (untere) Boxbegrenzung = 3 (bzw. 1) Quartil, Whisker = 1,5\* Interquartilabstand (IQR) nach Tukey, Punkte sind Ausreißer.

Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Tabelle 16 zeigt die Medianen Konzentrationen je Korngrößenfraktion und gibt die Schwankungsbreite als mittlerer Quartilsabstand (QD) an. Die Größenverteilungen der Proben ergeben kein systematisches Bild und lassen keine Unterscheidung der Regenwasser- und Mischwasserproben zu. Es konnte auch kein Zusammenhang zwischen der Höhe der Gesamtkonzentration und dem vermehrten Vorkommen einer Feststofffraktion gefunden werden.

**Tabelle 16: Gravimetrische Konzentrationen nach Probenvorbereitung**

Standort	n	Konzentrationen [µg/l] der Fraktionen [Median / QD]						Gesamt µg/l
		5-10 µm	10-50 µm	50-100 µm	100-500 µm	500-1000 µm	1000-5000 µm	
Ottostr.	16	87 / 93	65 / 227	88 / 119	100 / 129	510 / 652	135 / 183	2168 / 1533
Hockenheim	10*	819 / 392	242 / 325	247 / 307	82 / 43	215 / 100	144 / 61	2931 / 1651
Eppingen	9	211 / 89	78 / 227	314 / 118	101 / 153	331 / 647	201 / 118	1581 / 1757
Verfahrens blindwert	1**	0,0	4,5	2,5	3,0	38,5	1,5	50

\*Ereignis- und Langzeitmischproben wurden in der Tabelle zusammengefasst, da die Gravimetrie keinen Unterschied erkennen ließ.

\*\*Die zwei weiteren Blindproben wurden unfraktioniert gewogen: Grundwasser lag bei 702 µg/l, der Verfahrensblindwert bei 733 µg/l.

#### 4.2.2 Thermoanalytische Ergebnisse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS)

10 Proben wurden mit der Pyrolyse-GC/MS auf die Polymere PE, PP und PS hin analysiert. Mit der TED-GC/MS wurden 20 Proben auf die Polymere PE, PP, PS, PET, PA und SBR erfolgreich untersucht. Aufgrund eines Defekts an der TED-GC/MS gingen die beiden zusätzlichen Blindproben (Verfahrensblindwert und Grundwasser für den Verfahrensblindwert) aus der Ottostraße sowie zwei Proben aus Eppingen (siehe Anhang Tabelle 32: Probe Ereignisbeginn 01.10.2019 und 06.10.2019) verloren bzw. sind unvollständig. In der Datenanalyse wurde für Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze die halbe Bestimmungsgrenze angesetzt. Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden auf Null gesetzt. Für Werte oberhalb des Kalibrierbereichs wurde der Messwert vom Ende des Kalibrierbereichs genutzt. Einige Werte waren oberhalb der Bestimmungsgrenze, aber unterhalb des Kalibrierbereichs der TED-GC/MS; hier wurde die Bestimmungsgrenze angesetzt. Eine Aussage für die Konzentrationen außerhalb des Kalibrierbereichs ist, aufgrund der fehlenden Kalibrierung, nicht möglich.

Für die 10 Proben aus der Pyr-GC/MS wurden je 6 Korngrößenfraktionen untersucht (n = 60). In jeder der 60 Analysen wurden ein oder mehrere Polymere oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Für PE lagen 18 % der Proben unter der Bestimmungsgrenze, für PP 50 % und für PS 33 %. Die 20 untersuchten TED-GC/MS Proben bilden 116 Analysen; Eine Fraktion (aus Eppingen 5 - 10 µm) kam leider abhanden. Ebenso drei Fraktionen (10-50 µm, 500-1000µm, 1000-5000 µm der Probe) einer anderen Probe aus Eppingen (siehe Anhang Tabelle 32). Von den 116 erfolgreich durchgeführten TED-GC/MS Analysen wurde bei 70 % ein oder mehrere Polymere oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Für PE sind 61 % der Analysen unterhalb der Nachweisgrenze und 2 % oberhalb des Kalibrierbereichs. Für PP sind 96 % unter der Nachweisgrenze und 1 % oberhalb des Kalibrierbereichs. Für PS sind 53 % der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze, keine oberhalb des Kalibrierbereichs. 39 % der PET Analysen sind unterhalb der Nachweisgrenze, keine oberhalb des Kalibrierbereichs. Für PA sind 80 % der Analysen kleiner Nachweisgrenze und 2 % oberhalb des Kalibrierbereichs. Für SBR sind 72 % unterhalb der Nachweisgrenze, sowie 4 % oberhalb des Kalibrierbereichs. Erweiterte Statistik zu Kalibrierbereichen bzw. Nachweis- und Bestimmungsgrenzen finden sich im Anhang (Tabelle 33, Tabelle 34).

Tabelle 17 zeigt standortbezogenen die Mikroplastikkonzentrationen als Mediane und volumengewichtete Standortmittelwerte der Polymersummen aus PE, PP und PS. Konzentrationen zu PET, PA und SBR sind im Anhang Tabelle 38 aufgeführt. Abbildung 20 zeigt die Einzelfraktionen der Polymersummen PE, PP und PS je Standort als Boxplot. Es wird ersichtlich, dass die grobe

Korngrößenfraktion (>500 µm) für Hockenheim größere Streuungen aufweist; die hohen Werte der groben Fraktion (1000-5000 µm) sind auf PS zurückzuführen (siehe nächster Absatz). Aufgrund dessen wurde für die Modellierung entschieden die Polymersumme aus PE, PP und PS in die zwei Korngrößenfraktionen kleiner und größer 500 µm aufzuteilen. Abbildung 21 und Abbildung 22 illustrieren die Anteile der Polymere in den Einzelproben. Aus diesen Abbildungen wird ersichtlich, dass Proben desselben Standortes, was die Polymere angeht, stark variieren. Ein Trend kann nicht abgeleitet werden. Insgesamt ist das häufigste Polymer PE gefolgt von PS und PP in absteigender Reihenfolge. Konzentrationen zu den Einzelproben sind im Anhang (Tabelle 30, Tabelle 31, Tabelle 32) gelistet.

Der Verfahrensblindwert liegt mit einer Konzentration von 15 µg/l oberhalb der gemessenen Proben vom Standort Ottostraße. Im Verfahrensblindwert (Analytik mit Pyr-GC/MS) wurden alle untersuchten Polymere etwa gleichverteilt nachgewiesen. Außerdem waren alle Fraktionsgrößen vorhanden. Etwas überrepräsentiert ist die Fraktion mit 1000 bis 5000 µm, welche mit 6,5 µg/l bei 43 % Gewichtsanteil liegt. Diese Fraktion besteht zu 55 % aus PP, zu 42 % aus PE und zu 3 % aus PS. Die zusätzlich am KIT erfassten Begleitparameter (AFS = 1,5 mg/l, GV = 20 %, Lf = 1200 µS/cm, pH = 7,05, O<sub>2</sub> = 7 mg/l, Härte = 29 °dH, Nitrat = 3,6 mg/l und Ammonium = 0,02 mg/l) ließen insgesamt keine Besonderheiten im Grundwasser oder Parameteränderungen durch den Feststoffsammler erkennen.

**Tabelle 17: Mikroplastikkonzentration der Summe PE, PP, PS (±500 µm Korngrößenfraktionen), sowie SBR**

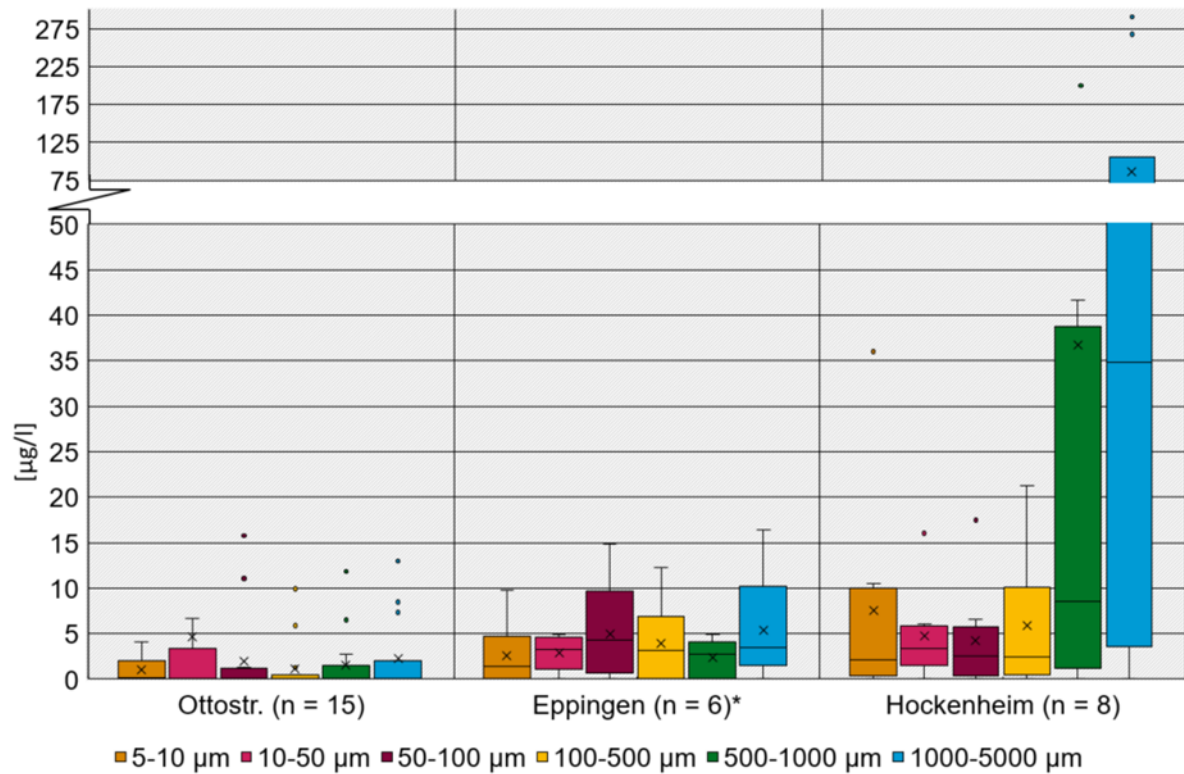
Standort	n	PE, PP, PS Median		PE, PP, PS SMC		SBR	
		PE,PP,PS / SBR	5 - 500 µm [µg/l /QD]	500 - 5.000 µm [µg/l /QD]	5 - 500 µm [µg/l]	500 - 5.000 µm [µg/l]	Median
Ottostr.	15 PE,PP,PS / 12 SBR	1,84 / 3,0	0,01 / 2,9	4,56	2,47	0,0 / 0,6	10,6
Hockenheim	8 PE,PP,PS / 5 SBR	19,5 / 12,1	55,4 / 119,3	27,0	135,3	10,5 / 23,8	39,1
Eppingen	6* PE,PP,PS / 3* SBR	11,7 / 9,7	6,7 / 3,4	11,6	5,8	3,2 / 2,5	3,2
Verfahrens blindwert	1 PE,PP,PS	7,6	7,6				

Messwerte aus der Pyr-GC/MS und TED-GC/MS sind zusammen aufgeführt.

\* Eine Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionieren erfolgreich analysiert werden.

Bei einer anderen Probe wurde die 5-10 µm Fraktion nicht erfolgreich analysiert (Einzelproben siehe Anhang Tabelle 32).

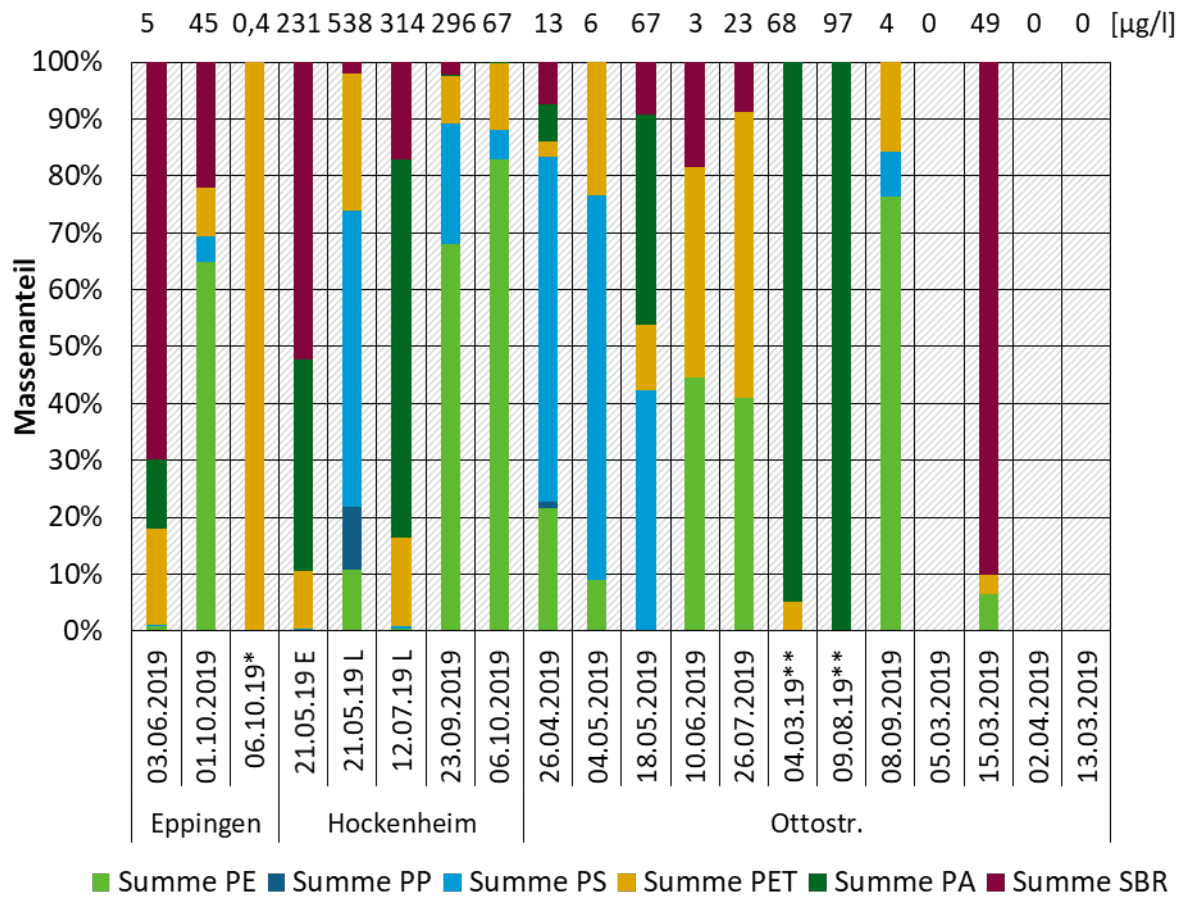
**Abbildung 20: Mikroplastikkonzentrationen (PE, PP, PS) der Korngrößenfraktionen je Standort**



Eine Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionen erfolgreich analysiert werden.

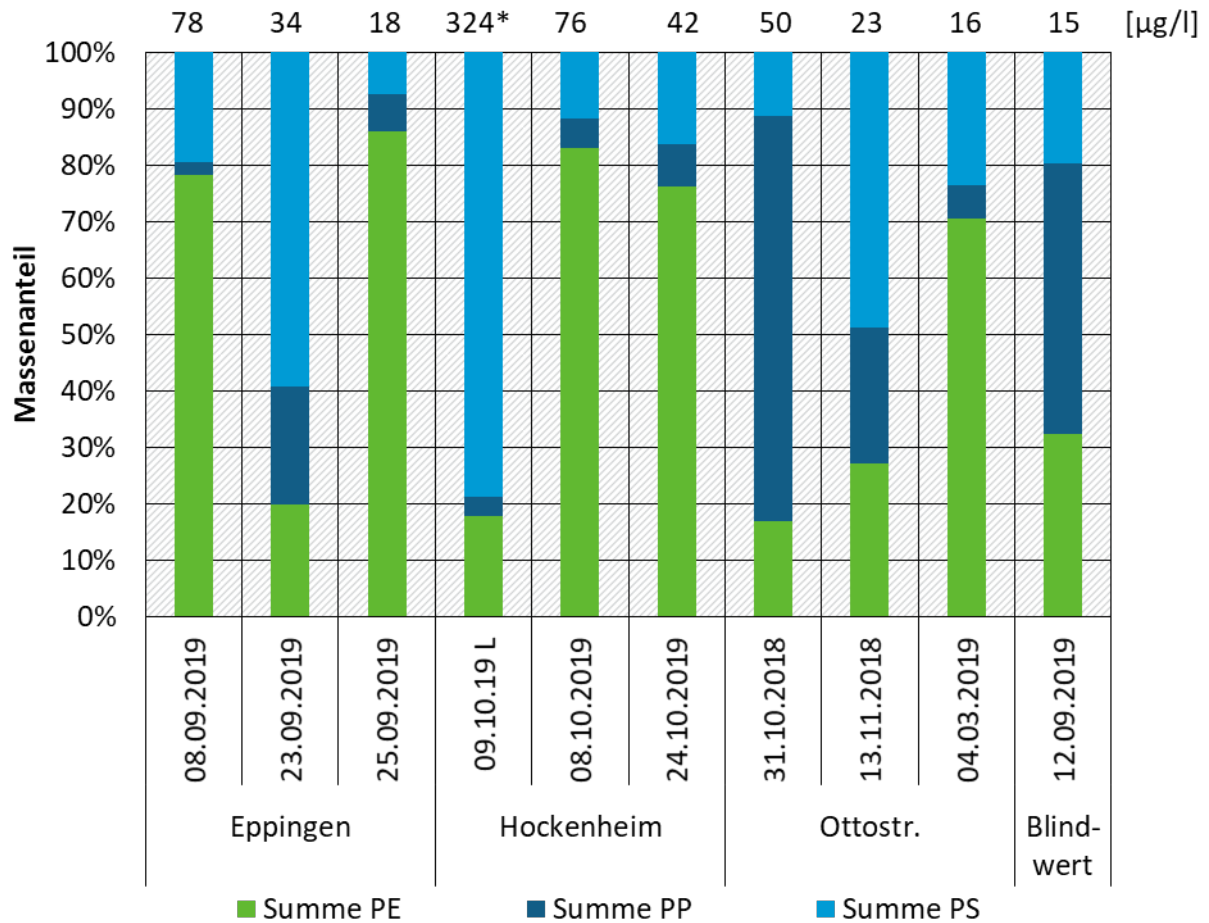
Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Abbildung 21: Polymerkonzentrationen des IUTA Labors (Summe der Korngrößen 5 bis 5.000 µm)**



\* Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionieren erfolgreich analysiert werden.  
 \*\* PA-Konzentrationen vermutlich Artefakt. Da auch die Laborblindproben diese enthielten.  
 Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

**Abbildung 22: Polymerkonzentrationen des BfG Labors (Summe der Korngrößen 5 bis 5.000 µm)**



\* Ausreißer in der 1000-5000 µm Fraktion: ein 4,96 mg schweres PS Partikel wurde entdeckt und händisch ausgewogen, mit ATR-FTIR identifiziert.

Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Zusammenfassend liegen die volumengewichteten Standortmittelwerte (SMC) der Korngrößen 5 – 5.000 µm für die Summe aus PE, PP, PS, sowie SBR bei:

- ▶ Hockenheim (RÜB): 162 µg/l (PE, PP, PS) und 39 µg/l (SBR).
- ▶ Eppingen (RÜB): 17 µg/l (PE, PP, PS) und 3 µg/l (SBR).
- ▶ Ottostraße (RKB): 7 µg/l (PE, PP, PS) und 11 µg/l (SBR).

Die in diesem Vorhaben erzeugten Werte sind im Vergleich mit der Literaturrecherche (Kapitel 2.6) niedrig: Für Regenwassereinleitungen (Zulauf RRB) wurden 1040 µg/l (PE, PP, PS + SBR) berichtet. Zur Plausibilisierung: Das würde für das Regenklärbecken Ottostraße einem Wirkungsgrad von 98 % Rückhalt entsprechen. Die Partikel wären demnach größtenteils im Schlamm ( $\cong$  Sediment) des RKBs zu finden. Das bestätigt sich nicht, wie der untersuchte Schlamm des RKBs Ottostraße zeigt: Die zurückgehaltenen Mikroplastikkonzentrationen liegen in der Schätzung um die ~1 µg/l (PE, PP, PS). Der Sedimentationswirkungsgrad damit liegt bei 10 bis 15 % (Eingangsdaten: AFS- Rückhalt, siehe Kapitel 4.2.4; Jahresabfluss 2019, Mikroplastikgehalt Schlamm: ~0,02 µg/mg).

Weiter lassen sich für Regenüberlaufbecken Mischungskonzentrationen aus Schmutzwasser und Regenwasser bilden: Werden aus der Literaturrecherche die Konzentrationen für Kläranlagenzuläufe angesetzt (180 µg/l der Polymere PE, PP, PS + SBR), zeigen sich weitere Diskrepanzen: Weder mit den Literaturkonzentrationen für Straßenblauf von 670 µg/l (PE, PP, PS + SBR), noch mit denen für Regenwassereinleitungen 1040 µg/l (PE, PP, PS + SBR), lassen sich die gemessenen Mischwasserentlastungskonzentrationen ableiten. Dies gilt auch, wenn ein Sedimentationswirkungsgrad von 20 % im RÜB angenommen wird.

### 4.2.3 Qualitätssicherung Proben

Die Ergebnisse der Vergleichsproben sind in Tabelle 11 dargestellt. Probe 2020-02477 (aufbereitete RÜB-Matrix), Probe 2020-02438 (aufbereitete RKB Matrix bzw. Schlamm aus dem RKB Ottostraße) und Probe 2020-00412 (Aluminiumoxid/Polymerreferenzmischung). Die Teilproben 1-3 sind die aufbereiteten Hintergrundmatrixproben (native Umweltproben). Die Teilproben 7-9 sind die mit Polymeren dotierten Hintergrundmatrixproben. Die Sollwerte stellen die zugesetzte Menge an Polymer zur aufbereiteten Hintergrundmatrix dar, weshalb der Messwert je nach Hintergrundwert der verwendeten Matrixprobe höher sein kann. Labor 1 (L1) verwendet zur Analyse die oben beschriebene PLE-Pyr-GC/MS und Labor 2 (L2) die TED-GC/MS.

**Tabelle 18: Mikroplastik Vergleichsuntersuchung**

Probennummer	Soll	L1	L2	Soll	L2	Soll	L1	L2	Soll	L2	Soll	L1	L2
	PE µg	PE µg	PE µg	PET µg	PET µg	PS µg	PS µg	PS µg	PA µg	PA µg	PP µg	PP µg	PP µg
2020-02477-1	-	<BG	<BG	-	21	-	31	<BG	-	<BG	-	<BG	<BG
2020-02477-2	-	<BG	<BG	-	18	-	33	<BG	-	<BG	-	<BG	<BG
2020-02477-3	-	<BG	<BG	-	21	-	36	<BG	-	<BG	-	<BG	<BG
2020-02477-7	+50	<BG	43	+49	53	+45	155	62	+43	50	+46	6,1	61
2020-02477-8	+50	<BG	<BG	+49	13	+45	106	<BG	+43	531	+46	36	<BG
2020-02477-9	+50	<BG	<BG	+49	31	+45	65	19	+43	61	+46	73	44
2020-02438-1*	-	<BG	<BG	-	29	-	5,1	<BG	-	426	-	11	58
2020-02438-2*	-	<BG	<BG	-	18	-	15	25	-	197	-	9,5	<BG
2020-02438-3*	-	<BG	<BG	-	34	-	23	<BG	-	46	-	14	44
2020-02438-7	+55	142	<BG	+50	28	+40	60	28	+46	338	+45	146	80
2020-02438-8	+55	144	<BG	+50	23	+40	76	20	+46	336	+45	91	148
2020-02438-9	+55	159	<BG	+50	37	+40	76	19	+46	418	+45	77	73
2021-00412	50	<BG	<BG	50	<BG	50	67	1	50	66	50	51	27
2021-00412	50	<BG	<BG	50	<BG	50	58	<BG	50	<BG	50	54	12
2021-00412	50	<BG	<BG	50	<BG	50	71	<BG	50	<BG	50	35	14

\*Schlamm aus dem RKB Ottostraße.

Die Ergebnisse zeigen sowohl eine hohe Schwankungsbreite in den einzelnen Wiederholmessungen der Labore als auch im Vergleich zwischen den Laboren. Ein genereller Trend ist hierbei bei keiner Methode erkennbar. Die aufgestockten Gehalte lagen teilweise in der richtigen Dimension im Vergleich zum Sollwert und untereinander. PE und PET wurden in der Referenzprobe nur unzureichend wiedergefunden (<BG). Hier ist die Aluminiumoxidmatrix vermutlich die Ursache für ein anderes Pyrolyse- und damit Anlaytenspektrum als bei den Matrixproben oder den Kalibrationen mit Polymerstandards. Dieses führt dann zu Minderbefunden bis nicht mehr quantifizierbaren Ergebnissen, da die Gehaltsbestimmung auf der Quantifizierung spezifischer Pyrolyseprodukte beruht. Bezogen auf die Mittelwerte der Wiederholmessungen wurden bei PP und PS gute Übereinstimmungen in den Analysemethoden festgestellt.

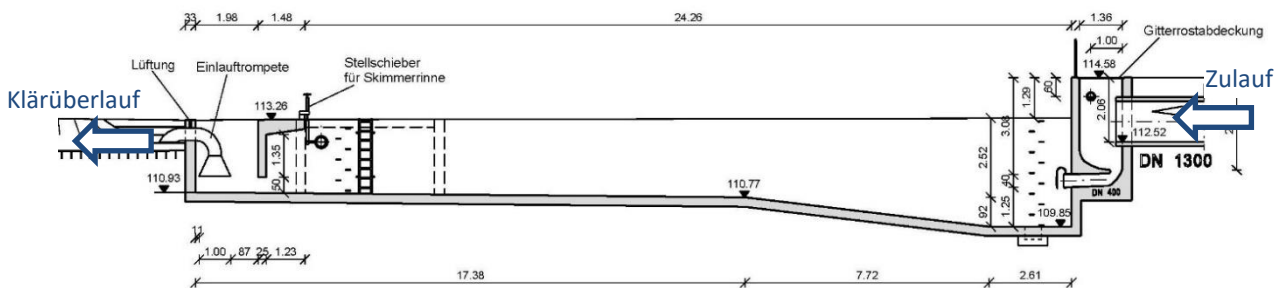
Weitere Untersuchungen zur Aufklärung von methodischen Unterschieden sind zukünftig notwendig. Desweiteren können auch Inhomogenitäten die teilweise hohen Varianzen begründen, aber nicht die Minderbefunde beim PE. Die Messergebnisse der realen Proben für die Modellierung wurden ohne Datensatzeliminierung verwendet, da keine Methode ausgeschlossen werden konnte. Die Ergebnisse der Polymerbestimmungen sind aber methodisch bedingt mit hohen Unsicherheiten behaftet.

#### 4.2.4 Diskussion und Einordnung über die AFS Literaturdaten

Wie die Begleitparameter (inbs. AFS), von den im Vorhaben thermoanalytisch bestimmten Proben, der Regenüberlaufbecken Eppingen ( $AFS_{\text{Median}} = 59 \text{ mg/l}$ ) und Hockenheim ( $AFS_{\text{Median}} = 74 \text{ mg/l}$ ) zeigen, liegen diese in dem aus der Literatur bekannten Wertespektrum (25 – 75 % Quartil) von 35 -100 mg/l (Nickel und Hörner 2021). Die Publikation basiert auf 168 volumenproportionalen Einzelproben aus 12 RÜBs in Deutschland. Die im Vorhaben erfolgte Probenahme und Probenauswahl wird damit für die RÜBs als repräsentativ erachtet.

Da insbesondere die Mikroplastikkonzentrationen des Regenklärbeckens Ottostraße niedrig sind, wird im Folgenden das Becken genauer betrachtet. Abbildung 23 verdeutlicht den Aufbau des Regenklärbeckens Ottostraße im Dauerstau.

**Abbildung 23: Aufbau des RKB Ottostraße im Längsschnitt**



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Die AFS63 Zulaufkonzentration des Regenklärbeckens Ottostraße liegt im Median bei 49 mg/l ( $n = 27$ ) (Kemper et al. 2015). Die erfassten Begleitparameter aus diesem Projekt ergaben eine mittlere AFS63 Ablaufkonzentration der Ottostraße von 24 mg/l ( $n = 11$ ). Obwohl die Messungen mit dem vorliegenden Projekt keine zeitlichen Überschneidungen haben, waren die Regenereignisse in vergleichbaren Größenordnungen, sodass ein AFS63 Wirkungsgrad (über die hier gemessenen Ablaufkonzentrationen) der Anlage von 50 % abgeschätzt werden kann. Das entspricht dem Wert der auch von Kemper et al. (2015) für die Ottostraße ermittelt wurde. Die Probenahme kann also als repräsentativ für das Becken angesehen werden.

Als Vergleichswert sind für ein Regenklärbecken im Dauerstau in der Literatur 40 % Wirkungsgrad (AFS63) zu finden (Eyckmanns-Wolters et al. 2013): Im genannten Projekt wurde für 9 RKBs verschiedener Bauart ein medianer AFS63 Wert von 29 mg/l ( $n = 43$ ) am Klärüberlauf gemessen. Die Einordnung des RKBs Ottostraße in Vergleich mit anderen Regenklärbecken wird damit ebenfalls als repräsentativ erachtet.

Denkbar wäre, dass das Mikroplastik im beprobten Dauerstaubecken äußerst gut zurückgehalten wird (bzw. sedimentiert). Die „Sedimentationsthese“ würden zwei Vorträge der BMBF Abschlusskonferenz „Plastik in der Umwelt“ unterstützen, in denen Mikroplastik in Talsperren bereits in der Vorsperre gut zurückgehalten wurde (Wendt-Potthoff 2021). Außerdem wird in der Kläranlage bereits vor der biologischen Stufe 80 bis 90 % der Mikroplastikmasse entfernt (Scheer und Fuhrmann 2021).

Hochrechnungen der Schlammproben aus dem RKB-Sediment der Ottostraße ergeben einen Mikroplastik Sedimentationswirkungsgrad von 10-15 % (Kapitel 4.2.2).

#### 4.4 Ergebnisse der hydrologischen Modellierung

Tabelle 19 zeigt die jährliche Überlaufdauer und Gesamtentlastungsmengen der Einzugsgebiete aus der hydrologischen Modellierung. Die Überlaufdauer des fiktiven Zentralbeckens in Eppingen im hydrologischen Modell fällt mit 300 Stunden pro Jahr überdurchschnittlich hoch aus. Die Betreiberdaten des beprobten RÜBs sind mit einer Überlaufdauer von 671 Stunden im Jahr 2019 noch höher. Am RÜB

Hockenheim liegt die Überlaufdauer des fiktiven Zentralbeckens im Modell für 2019 mit 289 Stunden, gleichauf mit den Betreiberdaten des beprobten RÜBs von 297 Stunden für 2019. Die Überlaufdauer des RKBs Ottostraße liegt im Modell für das Jahr 2019 mit 4.300 Stunden deutlich oberhalb der 900 Stunden an denen Niederschlag im Einzugsgebiet fiel. Vermutlich liegt die Ursache am geringen Gefälle des Einzugsgebiets Ottostraße. Die Jahresabflüsse des Modells von 2019 hingegen stimmen gut mit der Messung von 174.000 m<sup>3</sup> überein.

**Tabelle 19: Jährliche Gesamtabschläge der Einzugsgebiete**

Jahr	Hockenheim		Eppingen		Ottostraße	
	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Gesamtüberlaufdauer [h]	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Gesamtüberlaufdauer [h]	Volumen [m <sup>3</sup> ]	Gesamtüberlaufdauer [h]
2015	618.088	214	769.257	208	141.196	3.577
2016	1.052.963	329	926.510	304	192.049	4.273
2017	896.510	249	826.138	302	213.571	4.494
2018	660.878	199	685.223	249	149.405	3.625
2019	791.935	289	897.939	284	183.390	4.273

#### 4.5 Flächenspezifische Frachten der Standorte

In Tabelle 20 sind die aus den thermoanalytisch bestimmten Konzentrationen der Polymere PE, PP und PS sowie SBR auf Basis der volumengewichteten Standortmittelwerte (SMC) dargestellt, und über die Jahresabflüsse und befestigten Flächen im jeweiligen Einzugsgebiet zu flächenspezifischen jährlichen Frachten zusammengefasst.

**Tabelle 20: Ableitung jährlicher flächenspezifischer Frachten der Standorte (Summe aus PE, PP, PS sowie SBR)**

Standort	5-500 µm (PE,PP,PS)		500-5.000 µm (PE,PP,PS)		SBR	
	SMC	Spez. Fracht aus SMC	SMC	Spez. Fracht aus SMC	SMC	Spez. Fracht aus SMC
	[µg/l]	[g/(ha·a)]	[µg/l]	[g/(ha·a)]	[µg/l]	[g/(ha·a)]
Ottostraße (RKB), n=15	4,56	23,2	2,47	12,6	10,63 (n=12)	54,2
Eppingen (RÜB), n=6	11,6	30,5	5,8	15,2	3,2 (n=3)	8,3
Hockenheim (RÜB), n=8	27,0	53,8	135,3	269,1	39,1 (n=5)	77,8

Jährliche Abflüsse für 2019 aus der hydrologischen Modellierung mit SWMM.

## 4.6 Eingangsdaten der Modellierung

Die Modellierung findet für die Summe aus PE, PP und PS für die kleinen Korngrößen von 5 – 500 µm und für die grobe Fraktion von 500 – 5.000 µm statt (Begründung siehe Kapitel 4.2.2). Das Elastomer SBR wird extra modelliert, da es andere Quellen (Reifenabrieb) hat und bekannte Größenverteilungen aufweist (Bänsch-Baltruschat et al. 2020). Kläranlagen wurden mit dem Konzentrationsansatz modelliert ( $F = c \cdot Q$ ). Für Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen wurden flächenspezifische Frachten als Eingangsdaten genutzt; Sie wurden mit SMC Konzentrationen und den Jahresabflüssen des Einzugsgebiets gebildet (siehe vorheriges Kapitel). Weil für Mischwasserentlastungen zwei Standorte beprobt wurden erfolgte die Bildung der spezifischen Fracht als gewichteter Mittelwert der Proben beider Standorte. Tabelle 21 fasst die Eingangsdaten für die Modellierung in MoRE zusammen.

**Tabelle 21: Eingangsdaten für die Modellierung in MoRE (Polymersummen PE, PP, PS sowie SBR)**

Eintragspfad	Korngrößen-fractionen	Probenzahl	Konzentration [µg/l]	Spez. Fracht [g/(ha·a)]
Kläranlagenabläufe	5- 500 µm (PE,PP,PS)	11	2,7	-
	> 500 µm (PE,PP,PS)	7	0,6	
	SBR	3	0,3	
Mischwasserentlastungen	5- 500 µm (PE,PP,PS)	14	-	43,8
	> 500 µm (PE,PP,PS)	14		160,3
	SBR	8		51,7
Regenwassereinleitungen	5- 500 µm (PE,PP,PS)	15	-	23,2
	> 500 µm (PE,PP,PS)	15		12,6
	SBR	12		54,2
Regenwassereinleitungen (Variante Kaiserslautern)	5- 500 µm (PE,PP,PS)	5	-	3.397
	> 500 µm (PE,PP,PS)		873	
	SBR		1.695	

## 5 Ergebnisse der deutschlandweiten Emissionen des urbanen Systems

### 5.1 Modellierte Gesamtemissionen je Fraktion und Ansatz

Wie in Kapitel 3.7 erläutert, erfolgt die deutschlandweite Stoffeintragsmodellierung von Mikroplastik (PE, PP, PS) sowie SBR in Fließgewässer den Eingangsdaten aus Tabelle 21. Die Ergebnisse der Stoffeintragsmodellierung des urbanen Systems sind in Tabelle 22 zusammengefasst. Kläranlagenabläufe tragen 11 %, die Mischwasserentlastungen 68 % und die Regenwassereinleitungen 21 % zu den modellierten Mikroplastikeinträgen (PE, PP, PS, SBR) bei. Wird für den Eintragspfad der Regenwassereinleitungen die Messdaten aus Kaiserslautern (Zulauf eines RRB im Trennsystem mit TED-GC/MS) verwendet, so verschiebt sich dieses Verhältnis: Kläranlagenabläufe tragen 1 %, die Mischwasserentlastungen 5 % und die Regenwassereinleitungen 95 % bei. Die Berechnung der Variante Kaiserslautern verdeutlicht die Datenunsicherheit.

**Tabelle 22: Ergebnisse der Mikroplastik Modellierung (PE, PP, PS sowie SBR) in MoRE für das urbane System im Jahresmittel 2015 und 2016**

Eintragspfad	Stoffeinträge Fließgewässer in Deutschland [t/a]			
	Fraktion 5 bis 500 µm (PE, PP, PS)	Fraktion 500 bis 5000 µm (PE, PP, PS)	SBR	Summe
KA Ablauf	23,9	5,3	2,7	32
MWE (n=14)	35,3	129,2	41,7	206
RWE (n=15)	16,5	9,0	38,7	64
RWE (Variante Kaiserslautern, RRB n=5)	2.422,7	622,6	1.208,9	4.254

### 5.2. Vergleich der modellierten Emissionen mit anderen Studien

Insgesamt gibt es kaum verwertbare Studien zur Modellierung von Mikroplastikeinträgen in Gewässer:

Auf Basis spektroskopischer Analysen (FTIR) der 10 größten Kläranlagen Dänemarks publizieren Simon et al. (2018) einwohnerspezifischen Emissionen von 0,24 g/(EW\*a). Für Deutschland würde sich daraus ein Eintrag von 20 t/a (PE, PP, PS bei 10 -500 µm) ergeben. Mit MoRE wurde für die 5-500 µm Fraktion ein Eintrag von 25 t/a modelliert.

Im Rahmen des OEMP-Projekts modellierten Mieke et al. (2018) Mikroplastikemissionen für Berlin. Die modellierten Emissionen PE, PP, PS wurden für Schmutzwasser mit 17 t/a und für Regenwasser mit 21 t/a angegeben. Zum Vergleich: Die mit MoRE ermittelten Mikroplastikfrachten liegen für Berlin bei 3,4 t/a, wobei auf Kläranlagenabläufe 0,6 t/a entfallen. Die größten Unterschiede entstehen durch die Kläranlagenablaufkonzentration, welche bei Mieke et al. (2018) mit 73 µg/l (n = 4, KW-Ruhleben) deutlich über der für die Hochrechnung in diesem Vorhaben genutzte Konzentration von 3,3 µg/l liegen. Diese Abweichung für Kläranlagenkonzentrationen geht auf die Nutzung unterschiedlicher statistischer Kennwerte (Mediane vs. Mittelwert) und den Umstand zurück, dass sich die Datengrundlage für Kläranlagenabläufe verbessert hat; Zwei Messwerte, die bei Mieke Verwendung finden, wurden in der vorliegenden Studie ausgeschlossen.

Schernewski et al. (2020) schätzen über Partikelzahlen (20 – 500 µm) die Mikroplastikeinträge (PE, PP) in die Ostsee. Es werden nur die Eintragspfade Kläranlagenabläufen, ungeklärtes Abwasser sowie Mischwasserüberläufe und Regenwassereinleitungen als Summe betrachtet. Davon machen Kläranlagenabläufe 23 % der Emissionen aus, Mischwasserentlastungen und Regenwassereinleitungen zusammen 66 % aus. Die restlichen Anteile gehen auf ungeklärte Abwässer zurück.

Kawecki und Nowack (2019) modellieren für die Schweiz Mikroplastikemissionen in Gewässer von 1,8 g/(EW·a). Die Modellierung basiert auf einer Analyse der Materialflüsse von 7 Polymeren (PE, PP, PS, PET, PVC, EPS). Als Eintragspfade werden Kläranlagenabläufe, Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen berücksichtigt: 20 % der Einträge gehen von Kläranlagenabläufen aus, die restlichen 80% von Mischwasserüberläufen oder Regenwassereinleitungen. Für Deutschland würde sich aus den Schweizer Eingangsdaten eine Mikroplastikemission in Gewässer von 140 t/a ergeben.

### **5.3 Zusätzliche Emissionen industrieller Direkteinleiter**

Eine erste Abschätzung mit den vom Statistischen Bundesamt (DeStatis 2018) veröffentlichten jährlichen Ableitungsmengen aus betriebseigenen Abwasserbehandlungsanlagen (1.019 Mio. m<sup>3</sup>/a) ergibt bei einer Konzentration von 10 µg/l (Kapitel 2.7) einen Gesamtmikroplastikeintrag von 10,3 Tonnen (PE, PP) pro Jahr in Deutschland.

## 6 Abschätzungen zu nicht urbanen Mikroplastikquellen in Deutschland

### 6.1 Relevanz des Mikroplastikaufkommens überörtlichen Straßenflächen

Die Gullibeprobungen der Clayallee (OEMP 2018) legt nahe das PE, PP, PS und SBR im Straßenabfluss in nennenswerten Mengen vorkommen. Auch Messungen von Dierkes et al. (2019) in Böden des Straßenrands deuten darauf hin. An einer Kreuzung in Köln finden sie 900 mg/kg (PE, PP, PS), n = 2. Während innerörtliche Straßen in der Modellierung mit MoRE über den Pfad der Regenwassereinleitungen und Mischwasserentlastungen bereits integriert sind, blieben die Straßen außerhalb der Siedlungsgebiete unberücksichtigt.

Obwohl der Mikroplastikeintrag der überörtlichen Straßenflächen (Autobahnen, Bundes-, Land- und Kreisstraßen) in die Umwelt als relevant erachtet wird, sind die überörtlichen Straßen außerhalb der Siedlungsgebiete für Mikroplastikeinträge in Gewässer marginal. Das Entwässerungssystem der Straßen ist zu berücksichtigen: Fast immer versickern die Abflüsse und das Mikroplastik verbleibt in Bankett und Böschung (Kocher et al. 2010; Welker et al.; Wik und Dave 2009). Nur in wenigen Ausnahmefällen, wenn eine Versickerung nicht möglich ist, oder die Straße in einem Wasserschutzgebiet ist, wird in Gewässer eingeleitet (FGSV-514 2016). Hier erfolgt meist eine Behandlung vor der Einleitung in Gewässer.

### 6.2 Atmosphärische Deposition auf Wasseroberflächen

Brahney et al. (2020) schätzen, dass in den Nationalparks der USA, trotz ihrer Abgelegenheit, insgesamt pro Jahr um die 2.000 Tonnen Mikroplastik über Nasse- und Trockene Deposition abgelagert werden. Wobei die Polymere PE, PP, PS, PA, PVC, PET, PTFE (=Teflon), PVDF und Nylon mit einem FTIR Mikroskop analysiert wurden. Über Partikelzahlen wurden Massen geschätzt. Werden die Zahlen auf Deutschland für direkte Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (ins. Seen) übertragen, ergeben sich 35 Tonnen pro Jahr. Die Polymere PE, PP und PS machen 30 % der Teilchenanzahl aus, sodass etwa 10 Tonnen pro Jahr (PE, PP, PS) eingetragen würden.

Im laufenden BMBF-Projekt PLAWES wurde für das Weser Einzugsgebiet eine Gesamtdeposition von 232 Tonnen pro Jahr genannt (siehe Kapitel 2.7), (Laforsch 2021). Für die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen (insb. Seen) würde das für Deutschland Emissionen von 43 Tonnen pro Jahr bedeuten.

### 6.3 Abschätzung des Erosionspotenzials auf Ackerflächen

Eine grobe Einschätzung der Erosionsrelevanz von Mikroplastik kann über Oberbodengehalte vorgenommen werden. Erste Messungen für Oberbodengehalte wurden spektroskopisch von Vollertsen et al. (2017) ermittelt: Hier lag der Median für Ackerböden (n = 5) ohne Klärschlamm auftrag bei 12 mg/kg, wobei 90 % Anteil auf PE und PP entfallen und 10 % auf Nylon. Dierkes et al. (2019) misst u.a. Klärschlamm (n = 2) mit der Pyr-GC/MS und kommt auf Gehalte von 3500 mg/kg (PE, PP, PS). Obwohl der Auftrag von Klärschlamm (und Kompost) auf Ackerböden als relevant angesehen wird, gehen die Autoren der vorliegenden Studie von deutlich geringeren mittleren Umweltgehalten in Oberböden aus. Tabelle 23 zeigt eine Abschätzung des Bodenabtrags auf Ackerflächen in Deutschland unter Annahme von hypothetischen Oberbodengehalten. Der Gesamtbodenabtrag über Ackerflächen beträgt in der Schätzung 17 Millionen Tonnen pro Jahr. Der Sedimenteintrag wird auf 780.000 Tonnen pro Jahr geschätzt. Die Berechnung erfolgte mit MoRE und basiert auf der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) nach Schwertmann et al. (1987). Weitere Informationen zu den genutzten Faktoren finden sich bei Fuchs et al. (2010b). In Tabelle 23 wird, unter der Annahme eines durchschnittlichen Mikroplastik Oberbodengehalts, für Deutschland der Mikroplastik Bodenabtrag und -Eintrag in Gewässer geschätzt. Für

Mikroplastikpartikel, wurden dieselben Eigenschaften wie für normale Bodenpartikel (bspw. Silikat) angenommen. Der errechnete Sedimenteintrag ist nur ein erster Überschlag um Größenordnungen aufzuzeigen. Die geringe Dichte der Plastikpartikel im Vergleich zu Silikat- und Gesteinspartikel lässt eine gute Mobilisierbarkeit vermuten. Möglich wären auch Sorptionseffekte, Einschluss in Bodenaggregate oder Bewuchs der Partikel, die wiederum die Eigenschaften (z.B. Dichte) verändern und damit ein anderes Abtrags- und Sedimenteintragsverhältnis zu Folge hätten.

**Tabelle 23: Abschätzung des Erosionspotentials von Mikroplastik auf Ackerflächen in Deutschland**

Oberbodengehalt mg/kg	MP-Bodenabtrag t/a	MP-Eintrag in Gewässer* t/a
5	85	4
10	170	8
25	430	20
50	860	40
100	1.700	80

Grundlage: hypothetischer Oberbodengehalt, Bodenabtrag nach ABAG-Gleichung

\*unter der Annahme, dass das Verhältnis Bodenabtrag zu Sedimenteintrag gleich ist wie bei normalen Ackerbodenpartikeln.

Den Autoren ist keine Studie bekannt, die zu Vergleichszwecken herangezogen werden könnte. Im laufenden BMBF Forschungsprojekt MicBin wird aber über Berechnungsversuche am Erosionspotential und Eintrag von Mikroplastik in Gewässern geforscht (Zumbülte 2021).

## 6.4 Frachten der Flüsse

Aufgrund der Abfluss bedingten Konzentrationsschwankungen sind auch für Flussfrachten nur Abschätzungen verfügbar: Laut Wagner et al. (2019) werden aus urbanen Pfaden in 20 % der Zeit im Fluss 90 % der Plastikfrachten transportiert. Auch Hohenblum et al. (2015) messen ein Anstieg der Mikroplastikkonzentrationen bei höherem Durchfluss in der Donau. Sie berechnen in Aschach an der Donau in Österreich (nahe der Deutschen Grenze) eine jährliche Fracht von knapp 7 Tonnen pro Jahr. In dieser Studie wurde die Mikroplastikjahresfracht mithilfe einer Transportfunktion an die hydrologischen Verhältnisse angepasst. Wobei nur Partikel größer 500 µm erfasst wurden. Urgert (2015) schätzt, dass der Rhein etwa 40 Tonnen Mikroplastik pro Jahr ins Meer transportiert, wobei Partikel >125 µm betrachtet wurden (Tabelle 24). Eine Hochrechnung der Mikroplastik Konzentrationen aus dem Rhein bei Rees (0,6 µg/l, ((Urgert 2015)) mit der Netto Wassermenge aus Deutschlands Flüssen ins Meer (108 km<sup>3</sup>/a, (Hirschfeld und Fritz 2003)) ergibt Emissionen von 60 Tonnen pro Jahr.

Als Vergleichsmessung eines stark belasteten Flusses kann der Teltow-Kanal in Berlin herangezogen werden (Tabelle 24). Die Konzentration wurden im Zuge des MiWa-Projekts gemessen und liegt bei etwa 15 µg/l (PE, PP, PS). Die im Gegensatz zu den Einträgen in Fließgewässer vergleichsweise niedrigen Frachten vom Fluss ins Meer sind grundsätzlich nichts Ungewöhnliches. In einer Modellierung von Reifenabriebsemissionen schätzen Unice et al. (2019) einen Stoffeintrag in die Seine (Frankreich) von 13.500 t/a, während „nur“ 450 t/a (=3 %) ins Meer abtransportiert werden. Scherer et al. (2020) nennen insbesondere die Flusssedimente als bedeutende Senke für Mikroplastik. Im Sediment der Elbe messen sie mit der Pyr-GC/MS im arithmetischen Mittel 57 mg/kg (PE, PP, PS) bei einer Korngröße von 20 – 125 µm.

**Tabelle 24: Mikroplastikfrachten der Flüsse**

Fluss	Q [km <sup>3</sup> /a]	Konzentration	Korngröße [µm]	Methode	Polymere	MP- Fracht [t/a]	Studie
Rhein	72,5	0,56 µg/l	125 – 5.000	Stereomikroskop, dann FTIR & Raman, Gravimetrie	v.a. PE	40	(Urgert 2015)
Donau	46	0,08 µg/l	500 – 5.000	ATR-FTIR, Gravimetrie	v.a. PE, PP	7	(Hohenblum et al. 2015)
Teltow- Kanal		~ 15 µg/l	50 - >500	TED-GC/MS	PE, PP, PS		(MiWa 2020)

## 7 Fazit

In Bezug auf das Erstellen einer Massenbilanz liegen sehr wenige verwertbare Studien vor. Die Probenahme findet selten volumenproportional statt. Häufig werden Stichproben gezogen, die dann auch bei fachgerechter Analytik nur begrenzte Aussagekraft aufweisen. Die Methodenvielfalt in der Analytik limitiert den Umfang der nutzbaren Daten zusätzlich. Zwar wurde über Ringversuche mit verschiedenen Analysemethoden und Laboren eine gewisse Harmonisierung erreicht, dennoch sind die spektroskopischen Analysen nur bedingt mit den thermoanalytischen Verfahren vergleichbar und für die quantitative Betrachtung nutzbar. Auch in Bezug auf die Bestimmung einzelner Polymere zeigen spektroskopische und thermoanalytische Methoden unterschiedliche Ergebnisse.

Im vorliegenden Vorhaben wurden konsequent nur thermoanalytische Werte für die Modellierung verwendet. Die Bestimmung der Polymerarten PE, PP und PS zeigt sich in der Analytik mit verschiedenen thermoanalytischen Verfahren als gut durchführbar. PE macht in der Regel die größten Anteile aus. Je nach Labor und Verfahren werden zusätzliche Polymere wie SBR, PA, PET, NR und weitere bestimmt. Eine breite Datenbasis ist jedoch noch nicht verfügbar, sodass eine Modellierung aktuell nur mit PE, PP, PS und SBR möglich ist. Wie ein Vergleich mit den Produktionsmengen und der verfügbaren Analytik zeigt, machen die drei erstgenannten Polymere auch mehr als 50 % der Massen aus. SBR war das häufigste Polymer bei Straßenabflüssen.

Mit dem Modellsystem MoRE wurde eine deutschlandweite Abschätzung der Mikroplastikemissionen aus urbanen Systemen vorgenommen. Für die Summen der Polymere PE, PP, PS und SBR im Korngrößenbereich von 5 µm bis 5.000 µm ergeben sich urbane Einträge in Fließgewässer Deutschlands von 300 t/a (Jahresmittel 2015 und 2016). Dieser Gesamteintrag wird zu 11 % durch Kläranlagenabläufe zu 68 % durch Mischwasserentlastungen und zu 21 % durch Regenwassereinleitungen verursacht. Der SBR Anteil der urbanen Emissionen liegt bei 27 %.

Für weitere relevante Eintragspfade von Mikroplastik in Gewässer konnte die Größenordnung der Emission abgeschätzt werden. Demnach liegt der Eintrag von PE und PP aus der Industrieabwasserreinigung nach den verfügbaren Zahlen bei ca. 10 t/a. Für die Abschätzung der Mikroplastikemissionen durch Erosionsprozesse auf landwirtschaftlichen Flächen liegen nur inkonsistente Daten vor, so dass eine Erstabschätzung einen Eintrag zwischen 4 t/a und 80 t/a ergibt. Die Einträge in Gewässer aus überörtlichen Straßenflächen außerhalb der Siedlungsgebiete werden als nicht relevant erachtet, da die Regelentwässerung ohne Fassung über die Straßenschulter erfolgt. Eine Quantifizierung der direkten atmosphärischen Deposition auf Wasserflächen kommt auf etwa 40 t/a. Einen Überblick zu den genannten Zahlen vermittelt Tabelle 25.

**Tabelle 25: Zusammenfassung der Quantifizierten Eintragspfade von Mikroplastik (PE, PP, PS + SBR) in Gewässer**

	Eintragspfad	Mikroplastik-Fracht (PE, PP, PS) + SBR [t/a]
Urbane Einträge	KA-Abläufe	29 + 3
	Mischwasserentlastungen	165 + 42
	Regenwassereinleitungen	29 + 39
	Industrielle Direkteinleiter	10 (PE,PP)
Nicht urbane Einträge	Ackerflächen	4 – 80
	Überörtliche Straßen	Nicht relevant
	Atmosphärische Deposition auf Wasserflächen	40
<b>Summe</b>		<b>~300 t/a (PE, PP, PS) + 85 (SBR) t/a</b>

Im Rahmen des Vorhabens wurde deutlich, dass die fraktionsbezogene Aufteilung der Proben, keine Trends erkennen ließ. Selbst Proben des gleichen Standorts unterschieden sich in den Fraktionsgrößen von Probe zu Probe stark. Besonders groß sind die Schwankungen in der großen Fraktion (1000 bis 5000 µm). Es ist daher zu empfehlen nur noch die zwei Korngrößenfraktionen 1 bis 1000 µm und 1000 bis 5000 µm zu analysieren. Durch diese Aufteilung wird das Problem mit Werten kleiner Bestimmungsgrenze minimiert, ebenso wie die Kosten reduziert und das Vorgehen wäre konform mit der (ISO/TC 61/SC 14 02). Auch die Polymeranteile unterscheiden sich von Probe zu Probe so stark, dass Rückschlüsse auf das Eintragsverhalten im Einzugsgebiet bisher nicht möglich sind.

Die im Fazit (Tabelle 25) vorgestellten Emissionen könnten für die Regenwassereinleitungen, wie ein Blick in Kapitel 5.1 zeigt, auch um den Faktor 70 höher sein (= 4.300 t/a). Ob lediglich der Standort (bzw. das dortige Regenrückhaltebauwerk) für die extremen Emissionsunterschiede verantwortlich ist, kann aktuell nicht geklärt werden. Die Analytik der Qualitätssicherungsproben lässt auch analytische Unterschiede erahnen. Auch bei den Kläranlagenabläufen wurden gelegentlich sehr hohe Konzentrationen gemessen, die noch nicht ursächlich einordenbar sind. Weiteres Monitoring muss aufgrund der inkonsistenten Datenlage für die Regenwassereinleitungen empfohlen werden, hierbei sollte auch die Möglichkeit einer Sedimentation der Mikroplastikpartikel berücksichtigt werden. Insgesamt ist ein Systemverständnis aktuell nicht gegeben.

Für kommende Projekte im Bereich Mikroplastik sind Feststoffsammler sehr gut geeignet. Trotzdem fielen während des Projekts einige Punkte auf, die zukünftige Probenahmen verbessern könnten; um den Ansprüchen einer bestmöglichen Probenahme gerecht zu werden. So kann auf fast alle Plastikteile verzichtet werden: Dazu empfiehlt sich eine komplett plastikfreie Schmutzwassertauchpumpe aus Edelstahl; mit Vox Laufrad (weniger Sedimentation im Pumpengehäuse) und Pumpenanschlüsse aus Messing. Auch ein Spülventil ist sinnvoll, sodass erst der Mittelteil der Probe tatsächlich im Tank landet und alle mit dem Wasser in Kontakt kommenden Teile bereits gespült sind, bevor die tatsächliche Probenahme stattfindet. Weiter kann das Probenvolumen stark erhöht werden: Statt einer homogenisierten Probe, erfolgt eine Absetzprobe des Sediments im Tank. Das Klarwasser wird über eine Filterkaskade geleitet, die die Partikel anreichert. So kann, bei ähnlichem Versandaufwand, ein Probenvolumen von bis zu 1000 Liter realisiert werden.

Die größte Lücke tut sich zwischen den Primäremissionen und den tatsächlichen Umweltmessungen auf. Während die Primäremissionen für Deutschland auf 200.000 – 450.000 t/a geschätzt werden (Bertling et

al. 2018; Essel et al. 2015; Jepsen et al. 2020)), zeigen die auf Umweltmessdaten basierten Abschätzungen für Gewässer nur 300 - 4.500 t/a an Stoffeinträgen. Damit erreichen gerade einmal 1 Promille bis 1 Prozent der Primäremissionen das Gewässersystem. Im Vergleich mit anderen partikulären Stoffen erscheint das wenig und lässt erneut die Unsicherheiten in den Fokus rücken. Potentielle Senken für die Bilanzlücke sind vor allem Böden und die Troposphäre. Ein weiteres Eingehen auf die Bilanzlücke ist dringend erforderlich. Hier könnte insbesondere die gezielte Betrachtung einzelner Polymerarten Erkenntnisse bringen. Im Zuge dessen erscheint es sinnvoll das Polymerspektrum im Sinne eines Pflichtprogramms für zukünftige Vorhaben einzugrenzen.

Die im Projekt gewonnenen Erfahrungen zu Probenahme-, Standort- und Analyseinflüsse zeigen, dass nur über ein harmonisiertes Vorgehen belastbare Rückschlüsse möglich sind. Dies muss über eine hohe Probenzahl, an repräsentativen Standorten, mit standardisierter Probenahme und einer einheitlichen Analytik realisiert werden. Ein harmonisiertes Vorgehen würde dazu beitragen bestehende (Arbeits-)hypothesen zu prüfen, Emissionen stabil zu modellieren sowie umweltrelevante Quellen und Senken des Mikroplastiks zu identifizieren.

## Literaturverzeichnis

- Allen, S.; Allen, D.; Phoenix, V. R.; Le Roux, G.; Durántez Jiménez, P.; Simonneau, A. et al. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. In: *Nat. Geosci.* 12 (5), S. 339–344.
- Anger, P. M.; Esch, E. von der; Baumann, T.; Elsner, M.; Niessner, R.; Ivleva, N. P. (2018): Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 109, S. 214–226.
- Araujo, C. F.; Nolasco, M. M.; Ribeiro, A. M. P.; Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018): Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. In: *Water research* 142, S. 426–440.
- Bänsch-Baltruschat, B.; Kocher, B.; Stock, F.; Reifferscheid, G. (2020): Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. In: *Science of The Total Environment*, S. 137823.
- Barkmann, L.; Bitter, H.; Wolff, S.; Weber, F.; Engelhart, M.; Lackner, S. et al. (2020): Industrieller Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt. Erste Erkenntnisse aus dem Projekt EmiStop. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2020 (67). Nr. 2, S. 112–117.
- Becker, R.; Altmann, K.; Sommerfeld, T.; Braun, U. (2020): Quantification of microplastics in a freshwater suspended organic matter using different thermoanalytical methods – outcome of an interlaboratory comparison. In: *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 148, S. 104829.
- Berger, C.; Falk, C.; Hetzel, F.; Pinnekamp, J.; Ruppelt, J.; Schleiffer, P.; Schmitt, J. (2020): Der Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2020. In: *Korrepondenz Abwasser, Abfall (KA)* 67 (12), S. 939–953. Online verfügbar unter [https://de.dwa.de/files/\\_media/content/03\\_THEMEN/Entwaesserungssysteme/Kanalumfrage/Zustand-der-Kanalisation-2020.pdf](https://de.dwa.de/files/_media/content/03_THEMEN/Entwaesserungssysteme/Kanalumfrage/Zustand-der-Kanalisation-2020.pdf).
- Bergmann, M.; Mützel, S.; Primpke, S.; Tekman, M. B.; Trachsel, J.; Gerds, G. (2019): White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. In: *Science Advances* 5 (8), eaax1157. Online verfügbar unter <https://advances.sciencemag.org/content/advances/5/8/eaax1157.full.pdf>.
- Bertling, J.; Hamann, L.; Ralf Bertling (2018): *Kunststoffe in der Umwelt*. Oberhausen, 2018.
- Bitter, H.; Lackner, S. (2020): First quantification of semi-crystalline microplastics in industrial wastewaters. In: *Chemosphere* 258, S. 127388. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520315812>.
- Blair, R. M.; Waldron, S.; Gauchotte, L. (2019): Average daily flow of microplastics through a tertiary wastewater treatment plant over a ten-month period. In: *Water research* 163, S. 114909.
- Bolea-Fernandez, E.; Rua-Ibarz, A.; Velimirovic, M.; Tirez, K.; Vanhaecke, F. (2020): Detection of microplastics using inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS) operated in single-event mode. In: *J. Anal. At. Spectrom.* 35 (3), S. 455–460.
- Brahney, J.; Hallerud, M.; Heim, E.; Hahnenberger, M.; Sukumaran, S. (2020): Plastic rain in protected areas of the United States. In: *Science* 368 (6496), S. 1257–1260. Online verfügbar unter <https://science.sciencemag.org/content/368/6496/1257/tab-pdf>.
- Brandt, J.; Bittrich, L.; Fischer, F.; Kanaki, E.; Tagg, A.; Lenz, R. et al. (2020): High-Throughput Analyses of Microplastic Samples Using Fourier Transform Infrared and Raman Spectrometry. In: *Applied spectroscopy*, 3702820932926.
- Braun, U.; Altmann, K.; Bannick, C. G.; Becker, R.; Ritter, H.; Bochow, M. et al. (2020): Mikroplastik-Analytik: Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren. Statuspapier im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Plastik in der Umwelt - Quellen, Senken, Lösungsansätze", 2020. Online verfügbar

unter [https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2020-11/Statuspapier\\_Mikroplastik%20Analytik\\_Plastik%20in%20der%20Umwelt\\_2020.pdf](https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2020-11/Statuspapier_Mikroplastik%20Analytik_Plastik%20in%20der%20Umwelt_2020.pdf), zuletzt geprüft am 07.07.2021.

Braun, U.; Jekel, M.; Gerdts, G.; Ivleva, N.; Reiber, J. (2018): Diskussionspapier Mikroplastik-Analytik. Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren. BMBF Forschungsschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“ Querschnittsthema „Analytik und Referenzmaterialien“. Online verfügbar unter <https://bmbf-plastik.de/sites/default/files/2018-10/Diskussionspapier%20Mikroplastik-Analytik.pdf>.

Brombach, H.; Dettmar, J. (2019): Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. In: Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland 2019 (5), S. 354–364.

Brombach, H.; Weiss, G.; Fuchs, S. (2005): A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems. In: *Water Sci Technol* 51 (2), S. 119–128. Online verfügbar unter <https://iwaponline.com/wst/article/51/2/119/11496/A-new-database-on-urban-runoff-pollution>.

Cabernard, L.; Roscher, L.; Lorenz, C.; Gerdts, G.; Primpke, S. (2018): Comparison of Raman and Fourier Transform Infrared Spectroscopy for the Quantification of Microplastics in the Aquatic Environment. In: *Environmental science & technology* 52 (22), S. 13279–13288.

Cai, L.; Wang, J.; Peng, J.; Tan, Z.; Zhan, Z.; Tan, X.; Chen, Q. (2017): Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. In: *Environmental science and pollution research international* 24 (32), S. 24928–24935.

Campo, P.; Holmes, A.; Coulon, F. (2019): A method for the characterisation of microplastics in sludge. In: *MethodsX* 6, S. 2776–2781. Online verfügbar unter <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/31871912/>, zuletzt geprüft am 12.07.2021.

Chen, G.; Fu, Z.; Yang, H.; Wang, J. (2020): An overview of analytical methods for detecting microplastics in the atmosphere. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 130, S. 115981. Online verfügbar unter <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0165993620302107>, zuletzt geprüft am 12.07.2021.

Cowger, W.; Gray, A., B.; Eriksen, M.; Moore, C.; Thiel, M. (2019): Evaluating wastewater effluent as a source of microplastics in environmental samples. In: Hrissi K. Karapanagioti und Ioannis K. Kalavrouziotis (Hg.): *Microplastics in Water and Wastewater: IWA Publishing*, S. 109–131. Online verfügbar unter [https://www.researchgate.net/publication/336013093\\_Evaluating\\_wastewater\\_effluent\\_as\\_a\\_source\\_of\\_microplastics\\_in\\_environmental\\_samples/link/5d8a516e92851c33e93884f7/download](https://www.researchgate.net/publication/336013093_Evaluating_wastewater_effluent_as_a_source_of_microplastics_in_environmental_samples/link/5d8a516e92851c33e93884f7/download).

DeStatis (2018): Erhebung der nichtöffentlichen Wasserversorgung und der nichtöffentlichen Abwasserentsorgung 2016, 2018. Online verfügbar unter [https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/wasser-abwasser-nichtoeffentlich-2190220169004.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/wasser-abwasser-nichtoeffentlich-2190220169004.pdf?__blob=publicationFile), zuletzt geprüft am 01.03.2021.

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. In: *Anal Bioanal Chem* 411 (26), S. 6959–6968.

Dris, R.; Gasperi, J.; Saad, M.; Mirande, C.; Tassin, B. (2016): Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? In: *Marine pollution bulletin* 104 (1-2), S. 290–293.

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. In: *Journal of chromatography. A* 1592, S. 133–142.

Dümichen, E.; Eisentraut, P.; Bannick, C. G.; Barthel, A.-K.; Senz, R.; Braun, U. (2017): Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. In: *Chemosphere* 174, S. 572–584.

- DWA-A 102-2 (2019): Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer. Unter Mitarbeit von Schmitt, Theo G. (Sprecher). Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Eisentraut, P.; Dümichen, E.; Ruhl, A. S.; Jekel, M.; Albrecht, M.; Gehde, M.; Braun, U. (2018): Two Birds with One Stone—Fast and Simultaneous Analysis of Microplastics: Microparticles Derived from Thermoplastics and Tire Wear. In: *Environ. Sci. Technol. Lett.* 5 (10), S. 608–613.
- Enders, K.; Lenz, R.; Stedmon, C. A.; Nielsen, T. G. (2015): Abundance, size and polymer composition of marine microplastics  $\geq 10\mu\text{m}$  in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. In: *Marine pollution bulletin* 100 (1), S. 70–81.
- Erni-Cassola, G.; Gibson, M. I.; Thompson, R. C.; Christie-Oleza, J. A. (2017): Lost, but Found with Nile Red: A Novel Method for Detecting and Quantifying Small Microplastics (1 mm to 20  $\mu\text{m}$ ) in Environmental Samples. In: *Environmental science & technology* 51 (23), S. 13641–13648.
- Essel, R.; Engel, L.; Carus, M.; Ahrens, R. H. (2015): Quellen für Mikroplastik mit Relevanz für den Meeresschutz in Deutschland. Dessau-Roßlau, 2015 (63/2015), zuletzt geprüft am 30.12.2015.
- Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Maus, C.; Sommer, M.; Voßwinkel, N.; Mohn, R. et al. (2013): Reduktion des Feststoffeintrages durch Niederschlagswassereinleitungen – Phase 1. Projektbericht, 10 / 2013. Online verfügbar unter [https://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht\\_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf](https://isww.iwg.kit.edu/medien/Abschlussbericht_ReduktionFeststoffeintragPhase1.pdf), zuletzt geprüft am 05.10.2020.
- FGSV-514 (2016): RiStWag. Richtlinien für bautechnische Maßnahmen an Straßen in Wasserschutzgebieten. Ausgabe 2016. Köln, 2016 (FGSV 514).
- Fuchs, S. (2017): Siedlungswasserwirtschaft. Von der strategischen Planung zur Behandlungsanlage. Rahmenschrift zur Habilitation. Karlsruhe, 2017.
- Fuchs, S.; Kaiser, M.; Kiemle, L.; Kittlaus, S.; Rothvoß, S.; Toshovski, S. et al. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies: An Open-Source River Basin Management System. In: *Water* 9 (4), S. 239.
- Fuchs, S.; Lambert, B.; Grotehusmann, D. (2010a): Neue Aspekte in der Behandlung von Siedlungsabflüssen. In: *Environ Sci Eur* 22 (6), S. 661–667.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, H.; Venohr, M.; Opitz, D. et al. (2010b): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklischearomatische Kohlenwasserstoffe, September 2010. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/berechnung-von-stoffeintragen-in-flieessgewaesser>, zuletzt geprüft am 12.03.2020.
- Fuhrmann, T. (2019): Rückhalt von Mikroplastik in Kläranlagen. REPLAWA Projekt, BMBF Förderung, 2019 (Nov. 2019). Online verfügbar unter [http://www.ewlw.de/wp-content/uploads/2020/01/Rueckhalt-vonMikroplastik-in-Klaeranlagen\\_wwt-MDR-2019-20.pdf](http://www.ewlw.de/wp-content/uploads/2020/01/Rueckhalt-vonMikroplastik-in-Klaeranlagen_wwt-MDR-2019-20.pdf), zuletzt geprüft am 13.04.2021.
- Gantner, K.; Barjenbruch, M. (2012): Abschlussbericht: Reduzierung des Frachteintrags aus Mischwasserentlastungen. Berlin, 2012. Online verfügbar unter [https://www.siwawi.tu-berlin.de/fileadmin/fg118/120326Abschlussbericht\\_Frachteintrag\\_downl.pdf](https://www.siwawi.tu-berlin.de/fileadmin/fg118/120326Abschlussbericht_Frachteintrag_downl.pdf), zuletzt geprüft am 26.11.2020.
- Geyer, R.; Jambeck, J. R.; Law, K. L. (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. In: *Science Advances* 3 (7), e1700782.
- Hahn, A.; Gerds, G.; Völker, C.; Niebühr, V. (2019): Using FTIRS as pre-screening method for detection of microplastic in bulk sediment samples. In: *The Science of the total environment* 689, S. 341–346.
- He, D.; Luo, Y.; Lu, S.; Liu, M.; Song, Y.; Lei, L. (2018): Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 109, S. 163–172.

Helsel, D. R.; Hirsch, R. M.; Ryberg, K. R.; Archfield, S. A.; Gilroy, E. J. (2020): Statistical methods in water resources: US Geological Survey (Techniques and Methods). Online verfügbar unter <https://pubs.er.usgs.gov/publication/tm4A3>, zuletzt geprüft am 12.07.2021.

Hirschfeld, J.; Fritz, S. (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland. interaktive Karte / Natürliches Wasserdargebot, 2003. Online verfügbar unter <http://www.bmbf-alles-im-fluss.de/#6>, zuletzt geprüft am 01.03.2021.

Hohenblum, P.; Frischenschlager, H.; Reisinger, H.; Konecny, R.; Uhl, M.; Mühlegger, S. et al. (2015): Plastik in der Donau. Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0547.pdf>.

ISO/TC 61/SC 14 (02): ISO/TR 21960:2020. Plastics — Environmental aspects — State of knowledge and methodologies. 1. Aufl., 02. Online verfügbar unter <https://www.iso.org/standard/72300.html>, zuletzt geprüft am 09.03.2020.

Jang, Y. C.; Lee, J.; Hong, S.; Choi, H. W.; Shim, W. J.; Hong, S. Y. (2015): Estimating the Global Inflow and Stock of Plastic Marine Debris Using Material Flow Analysis: a Preliminary Approach. In: Journal of the Korean Society for Marine Environment & Energy 18 (4), S. 263–273.

Jepsen, D.; Zimmermann, T.; Spengler, L.; Röding, L.; Bliklen, R.; Wagner, J. et al. (2020): Kunststoffe in der Umwelt. Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien, November 2020 (198). Online verfügbar unter [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2020\\_11\\_24\\_texte\\_198\\_2\\_020\\_kunststoffe\\_in\\_der\\_umwelt.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2020_11_24_texte_198_2_020_kunststoffe_in_der_umwelt.pdf), zuletzt geprüft am 03.05.2021.

Jung, M. R.; Horgen, F. D.; Orski, S. V.; Rodriguez C, V.; Beers, K. L.; Balazs, G. H. et al. (2018): Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris, including those ingested by marine organisms. In: Marine pollution bulletin 127, S. 704–716.

Kang, H.-J.; Park, H.-J.; Kwon, O.-K.; Lee, W.-S.; Jeong, D.-H.; Ju, B.-K.; Kwon, J.-H. (2018): Occurrence of microplastics in municipal sewage treatment plants: a review. In: Environmental health and toxicology 33 (3), e2018013-0.

Käppler, A.; Fischer, M.; Scholz-Boettcher, B.; Oberbeckmann, S.; Labrenz, M.; Fischer, D. et al. (2018): Comparison of  $\mu$ -ATR-FTIR spectroscopy and py-GCMS as identification tools for microplastic particles and fibers isolated from river sediments. In: Analytical and bioanalytical chemistry 410 (21), S. 5313–5327.

Kawecki, D.; Nowack, B. (2019): Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. In: Environmental science & technology 53 (16), S. 9664–9676.

Kedzierski, M.; Geslain, E.; Pedrotti, M. L.; Ghiglione, J.-F.; Bruzard, S. (2020): Pre-detection of microplastics using active thermography. In: Chemosphere 262, S. 127648.

Kemper, M.; Eyckmanns-Wolters, R.; Fuchs, S.; Ebbert, S.; Maus, C.; Uhl, M. e. a. (2015): Analyse der Leistungsfähigkeit von Regenüberlaufbecken und Überwachung durch Online Messtechnik. Abschlussbericht, 2015.

Klein, M.; Fischer, E. K. (2019): Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. In: The Science of the total environment 685, S. 96–103.

Kniggendorf, A.-K.; Roth, B. (2020): Mikroplastik als Spurenstoff. In: LABO 53 (3), S. 36–38. Online verfügbar unter <https://labo-2018.xist4c.de/spektroskopie/mikroplastikkontamination-mittels-ramanspektroskopie-ueberwachen.htm>, zuletzt geprüft am 18.06.2020.

Kocher, B.; Brose, S.; Feix, J.; Görg, C.; Peters, A.; Schenker, K. (2010): Stoffeinträge in den Straßenseitenraum - Reifenabrieb. Bericht zum Forschungsprojekt 05632 des Arbeitsprogramms der Bundesanstalt für Straßenwesen.

Bergisch Gladbach, 2010 (V 188). Online verfügbar unter <https://bast.opus.hbz-nrw.de/opus45-bast/frontdoor/deliver/index/docId/60/file/V188.pdf>, zuletzt geprüft am 24.02.2021.

Konde, S.; Ornik, J.; Prume, J. A.; Taiber, J.; Koch, M. (2020): Exploring the potential of photoluminescence spectroscopy in combination with Nile Red staining for microplastic detection. In: *Marine pollution bulletin* 159, S. 111475.

Kreider, M. L.; Panko, J. M.; McAtee, B. L.; Sweet, L. I.; Finley, B. L. (2010): Physical and chemical characterization of tire-related particles: comparison of particles generated using different methodologies. In: *The Science of the total environment* 408 (3), S. 652–659.

La Nasa, J.; Biale, G.; Fabbri, D.; Modugno, F. (2020): A review on challenges and developments of analytical pyrolysis and other thermo-analytical techniques for the quali-quantitative determination of microplastics. In: *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, S. 104841.

Laforsch, C. (2021): PLAWES. Mikroplastikkontamination m Modellsystem Weser - Nationalpark Wattenmeer: ein ökosystemübergreifender Ansatz. In: BMBF (Hg.): *Plastik in der Umwelt. Quellen - Senken - Lösungsansätze*, 20-21.04.2021. Ecologic Institut gemeinnützige GmbH, S. 76–78.

Lares, M.; Ncibi, M. C.; Sillanpää, M.; Sillanpää, M. (2019): Intercomparison study on commonly used methods to determine microplastics in wastewater and sludge samples. In: *Environmental science and pollution research international* 26 (12), S. 12109–12122.

Limpert, E.; Stahel, W. A.; Abbt, M. (2001): Log-normal Distributions across the Sciences: Keys and Clues. In: *BioScience* 51 (5), S. 341. Online verfügbar unter <https://academic.oup.com/bioscience/article/51/5/341/243981>.

Löder, M. G. J.; Imhof, H. K.; Ladehoff, M.; Löschel, L. A.; Lorenz, C.; Mintenig, S. et al. (2017): Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. In: *Environmental science & technology* 51 (24), S. 14283–14292.

Mallow, O.; Spacek, S.; Schwarzböck, T.; Fellner, J.; Rechberger, H. (2019): A new thermoanalytical method for the quantification of microplastics in industrial wastewater. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 259, S. 113862.

Mani, T.; Frehland, S.; Kalberer, A.; Burkhardt-Holm, P. (2019): Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices. In: *Anal. Methods* 11 (13), S. 1788–1794.

Mani, T.; Hauk, A.; Walter, U.; Burkhardt-Holm, P. (2015): Microplastics profile along the Rhine River. In: *Scientific reports* 5, S. 17988.

Miehe, U.; Matzinger, A. D.; Jähig, J. (2018): Verbundprojekt: OEMP: Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik aus dem Wasserkreislauf: Teilprojekt Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH. Berlin: Kompetenzzentrum Wasser Berlin, 2018. Online verfügbar unter <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT:1668019493/>, zuletzt geprüft am 23.06.2020.

MiWa (2020): Mikroplastik im Wasserkreislauf. Probenahme, Probenaufbereitung, Analytik, Vorkommen und Bewertung, 2020. Online verfügbar unter <https://depositonce.tu-berlin.de/handle/11303/11522>, zuletzt geprüft am 01.03.2021.

Möller, J. N.; Löder, M.; Laforsch, C. (2020): Finding Microplastics in Soils - A Review of Analytical Methods. In: *Environmental science & technology*.

Müller, Y. K.; Wernicke, T.; Pittroff, M.; Witzig, C. S.; Storck, F. R.; Klinger, J.; Zumbülte, N. (2020): Microplastic analysis - are we measuring the same? Results on the first global comparative study for microplastic analysis in a water sample. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 412 (3), S. 555–560.

Murphy, F.; Ewins, C.; Carbonnier, F.; Quinn, B. (2016): Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. In: *Environmental science & technology* 50 (11), S. 5800–5808.

Nickel, J. P.; Hörner, L. (Hg.) (2021): Aktuelle Daten zur stofflichen Belastung von Mischwasserüberläufen. Unter Mitarbeit von DWA. DWA-RegenwasserTage, 22. – 23. Juni 2021.

OEMP (Hg.) (2018): Optimierte Materialien und Verfahren zur Entfernung von Mikroplastik im Wasserkreislauf (OEMP). BMBF-Projekt Abschlussbericht.

Ornik, J.; Sommer, S.; Gies, S.; Weber, M.; Lott, C.; Balzer, J. C.; Koch, M. (2020): Could photoluminescence spectroscopy be an alternative technique for the detection of microplastics? First experiments using a 405 nm laser for excitation. In: *Appl. Phys. B* 126 (1), S. 131.

Panko, J.; Hitchcock, K.; Fuller, G.; Green, D. (2019): Evaluation of Tire Wear Contribution to PM2.5 in Urban Environments. In: *Atmosphere* 10 (2), S. 99. Online verfügbar unter <https://www.mdpi.com/2073-4433/10/2/99>.

Peez, N.; Becker, J.; Ehlers, S. M.; Fritz, M.; Fischer, C. B.; Koop, J. H. E. et al. (2019): Quantitative analysis of PET microplastics in environmental model samples using quantitative <sup>1</sup>H-NMR spectroscopy: validation of an optimized and consistent sample clean-up method. In: *Analytical and bioanalytical chemistry*.

Peñalver, R.; Arroyo-Manzanares, N.; López-García, I.; Hernández-Córdoba, M. (2019): An overview of microplastics characterization by thermal analysis. In: *Chemosphere* 242, S. 125170.

Piarulli, S.; Sciotto, G.; Oliveri, P.; Malegori, C.; Prati, S.; Mazzeo, R.; Airoidi, L. (2020): Rapid and direct detection of small microplastics in aquatic samples by a new near infrared hyperspectral imaging (NIR-HSI) method. In: *Chemosphere* 260, S. 127655.

Plastics Europe (2020): *Plastics - the Facts. An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Brüssel, 2020. Online verfügbar unter [file:///C:/Users/Ritz/AppData/Local/Temp/AF\\_Plastics\\_the\\_facts-WEB-2020-ING\\_FINAL.pdf](file:///C:/Users/Ritz/AppData/Local/Temp/AF_Plastics_the_facts-WEB-2020-ING_FINAL.pdf), zuletzt geprüft am 08.03.2021.

Primpke, S.; Christiansen, S. H.; Cowger, W.; Frond, H. de; Deshpande, A.; Fischer, M. et al. (2020a): Critical Assessment of Analytical Methods for the Harmonized and Cost Efficient Analysis of Microplastics. In: *Applied spectroscopy*, 3702820921465.

Primpke, S.; Fischer, M.; Lorenz, C.; Gerdt, G.; Scholz-Böttcher, B. M. (2020b): Comparison of pyrolysis gas chromatography/mass spectrometry and hyperspectral FTIR imaging spectroscopy for the analysis of microplastics. In: *Anal Bioanal Chem* 412 (30), S. 8283–8298.

RUSEKU (2021): Repräsentative Untersuchungsstrategien für ein integratives Systemverständnis von spezifischen Einträgen von Kunststoffen in die Umwelt. (bisher unveröffentlichte Ergebnisse). Unter Mitarbeit von Attaallah Abusafia, Korinna Altmann und Heidrun Steinmetz. In: BMBF (Hg.): *Plastik in der Umwelt. Quellen - Senken - Lösungsansätze*, 20-21.04.2021. Ecologic Institut gemeinnützige GmbH.

Scheer, H.; Fuhrmann, T. (2021): REPLAWA. Reduktion des Eintrags von Plastik über das Abwasser in die aquatische Umwelt. In: BMBF (Hg.): *Plastik in der Umwelt. Quellen - Senken - Lösungsansätze*, 20-21.04.2021. Ecologic Institut gemeinnützige GmbH, S. 54–56.

Scherer, C.; Weber, A.; Stock, F.; Vurusic, S.; Eggerci, H.; Kochleus, C. et al. (2020): Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. In: *The Science of the total environment* 738, S. 139866. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720333866>.

Schernewski, G.; Radtke, H.; Hauk, R.; Baresel, C.; Olshammar, M.; Osinski, R.; Oberbeckmann, S. (2020): Transport and Behavior of Microplastics Emissions From Urban Sources in the Baltic Sea. In: *Front. Environ. Sci.* 8.

Schmidt, C.; Krauth, T.; Wagner, S. (2017): Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. In: *Environ. Sci. Technol.* 51 (21), S. 12246–12253.

Schmitt, T. G.; Welker, A.; Dierschke, M.; Uhl, M.; Maus, C.; Remmler, F. (2010): Entwicklung von Prüfverfahren für Anlagen zur dezentralen Niederschlagswasserbehandlung im Trennverfahren. DBU-Vorhaben:

Abschlussbericht. Hennef, 2010. Online verfügbar unter <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-26840.pdf>, zuletzt geprüft am 07.07.2021.

Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart: Ulmer.

Simon, M.; van Alst, N.; Vollertsen, J. (2018): Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. In: *Water research* 142, S. 1–9.

Sommer, F.; Dietze, V.; Baum, A.; Sauer, J.; Gilge, S.; Maschowski, C.; Gieré, R. (2018): Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. In: *Aerosol Air Qual. Res.* 18 (8), S. 2014–2028.

statista (2020): Kautschuk. Statista-Dossier, 2020 (did-7288-1). Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/studie/id/7288/dokument/kautschuk-statista-dossier/>, zuletzt geprüft am 24.03.2021.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Strukturdaten zur Wasserwirtschaft. Fachserie 19 Reihe 2.1.3 - 2016, 2018 (2190213169004). Online verfügbar unter [https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/wasserwirtschaft-2190213169004.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Publikationen/Downloads-Wasserwirtschaft/wasserwirtschaft-2190213169004.pdf?__blob=publicationFile).

Stock, F.; Kochleus, C.; Baensch-Baltruschat, B.; Brennholt, N.; Reifferscheid, G. (2019): Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 113, S. 84–92.

Sun, J.; Dai, X.; Wang, Q.; van Loosdrecht, M. C. M.; Ni, B.-J. (2019): Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. In: *Water research* 152, S. 21–37.

Talvitie, J.; Mikola, A.; Koistinen, A.; Setälä, O. (2017): Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. In: *Water research* 123, S. 401–407.

Thompson, R. C.; Olsen, Y.; Mitchell, R. P.; Davis, A.; Rowland, S. J.; John, A. W. G. et al. (2004): Lost at sea: where is all the plastic? In: *Science (New York, N.Y.)* 304 (5672), S. 838.

Umweltbundesamt (UBA) (2013): e-Kommunalabwasser. Datenbank zur Berichterstattung zur Kommunalabwasserrichtlinie. Auszug erhalten am 12.2013. Online verfügbar unter [http://wiki.enda.eu/e\\_kommu/index.php/Hauptseite](http://wiki.enda.eu/e_kommu/index.php/Hauptseite), zuletzt geprüft am 30.07.2014.

Unice, K. M.; Weeber, M. P.; Abramson, M. M.; Reid, R. C. D.; van Gils, J. A. G.; Markus, A. A. et al. (2019): Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. In: *The Science of the total environment* 646, S. 1639–1649.

Urgert, W. (2015): Microplastics in the rivers Meuse and Rhine. Developing guidance for a possible future monitoring program. Master's Thesis. Open University of the Netherlands, Heerlen. Department of Science, Faculty of Management, Science & Technology. Online verfügbar unter [http://www.riwa-maas.org/uploads/tx\\_deriva/master\\_thesis\\_Wilco\\_Urgert.pdf](http://www.riwa-maas.org/uploads/tx_deriva/master_thesis_Wilco_Urgert.pdf), zuletzt geprüft am 08.01.2016.

Venohr, M.; Behrendt, H.; Fuchs, S.; Hirt, U.; Hofmann, J.; Opitz, D. et al. (2008): Entwicklung, Dokumentation und Anwendung eines szenariofähigen Managementtools zur Beschreibung der Einträge, Retention und Frachten in Flusssystemen. Endbericht zum F+E-Projekt FKZ 205 24 204 Entwicklung eines szenariofähigen Managementtools für die Stoffeinträge in Oberflächengewässer im Rahmen der internationalen Berichtspflichten, 2008.

Vilakati, B.; Sivasankar, V.; Mamba, B. B.; Omine, K.; Msagati, T. A. (2020): Characterization of plastic micro particles in the Atlantic Ocean seashore of Cape Town, South Africa and mass spectrometry analysis of pyrolyzate products. In: *Environmental Pollution*, S. 114859.

Vollertsen, J.; Hansen; Aviaja, A. (2017): Microplastic in Danish wastewater. Sources, occurrences and fate, 2017 (1906). Online verfügbar unter <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2017/03/978-87-93529-44-1.pdf>, zuletzt geprüft am 13.02.2020.

Wagner, S.; Klöckner, P.; Stier, B.; Römer, M.; Seiwert, B.; Reemtsma, T.; Schmidt, C. (2019): Relationship between Discharge and River Plastic Concentrations in a Rural and an Urban Catchment. In: *Environmental science & technology* 53 (17), S. 10082–10091.

Welker, A.; Dierschke, M.; Heusch, S.: Semizentrale Anlage zur Behandlung von Verkehrsflächenabflüssen – Messprogramm an der A 485 in Gießen. In: *Straße und Autobahn*, Bd. 12.2018, S. 999–1008. Online verfügbar unter <https://www.3ptechnik.com/assets/download/hydrosystem/Feldversuch-Kombinationsanlage.pdf> zuletzt geprüft am 03.03.2021.

Wendt-Potthoff, K. (2021): MikroPlaTas. Mikroplastik in Talsperren und Staubereichen: Sedimentation, Verbreitung, Wirkung. In: BMBF (Hg.): *Plastik in der Umwelt. Quellen - Senken - Lösungsansätze*, 20-21.04.2021. Ecologic Institut gemeinnützige GmbH, S. 70–72.

Wik, A.; Dave, G. (2009): Occurrence and effects of tire wear particles in the environment—a critical review and an initial risk assessment. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 157 (1), S. 1–11. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749108004879>.

Wong, C. S.; Green, D. R.; Cretney Walter J. (1974): Quantitative Tar and Plastic Waste Distributions in the Pacific Ocean. In: *Nature* 247 (5435), S. 30–32. Online verfügbar unter <https://www.nature.com/articles/247030a0.pdf>.

Zarfl, C. (2019): Promising techniques and open challenges for microplastic identification and quantification in environmental matrices. In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 411 (17), S. 3743–3756.

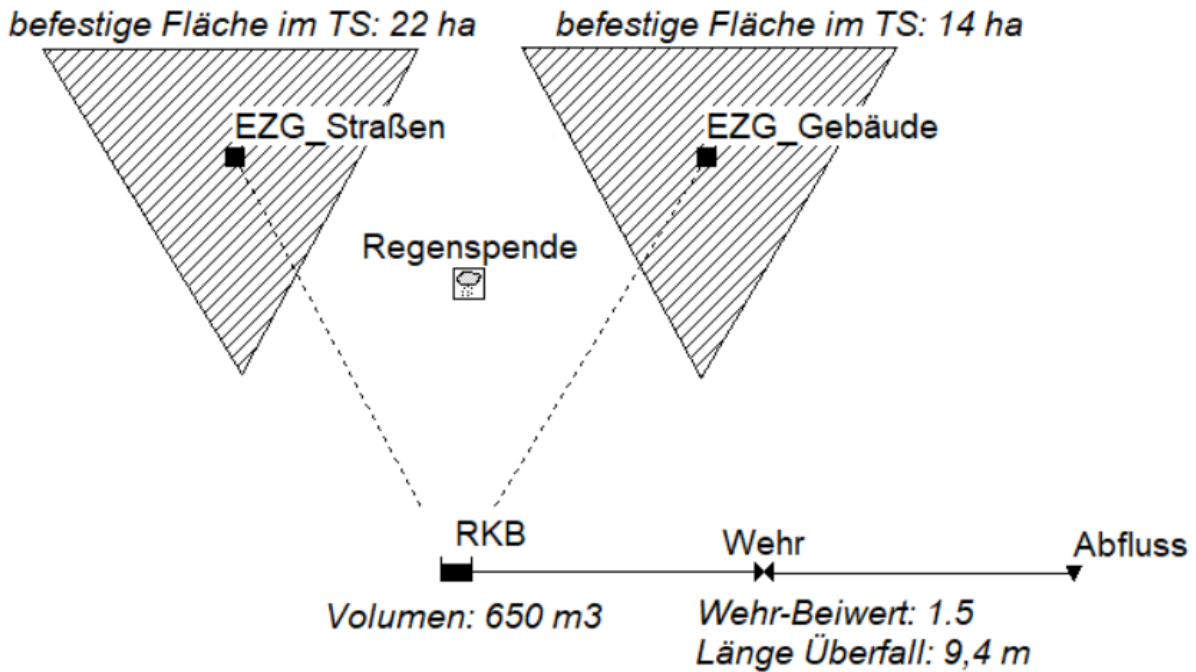
Zhu, C.; Kanaya, Y.; Nakajima, R.; Tsuchiya, M.; Nomaki, H.; Kitahashi, T.; Fujikura, K. (2020): Characterization of microplastics on filter substrates based on hyperspectral imaging: Laboratory assessments. In: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 263 (Pt B), S. 114296.

Zumbülte, N. (2021): MicBin. Mikroplastik in Binnengewässern. untersuchung und Modellierung des Eintrags und Verbleibs im Donaueinzugsgebiet als Grundlage für Maßnahmenplanung. In: BMBF (Hg.): *Plastik in der Umwelt. Quellen - Senken - Lösungsansätze*, 20-21.04.2021. Ecologic Institut gemeinnützige GmbH.

## A Anhang Materialien

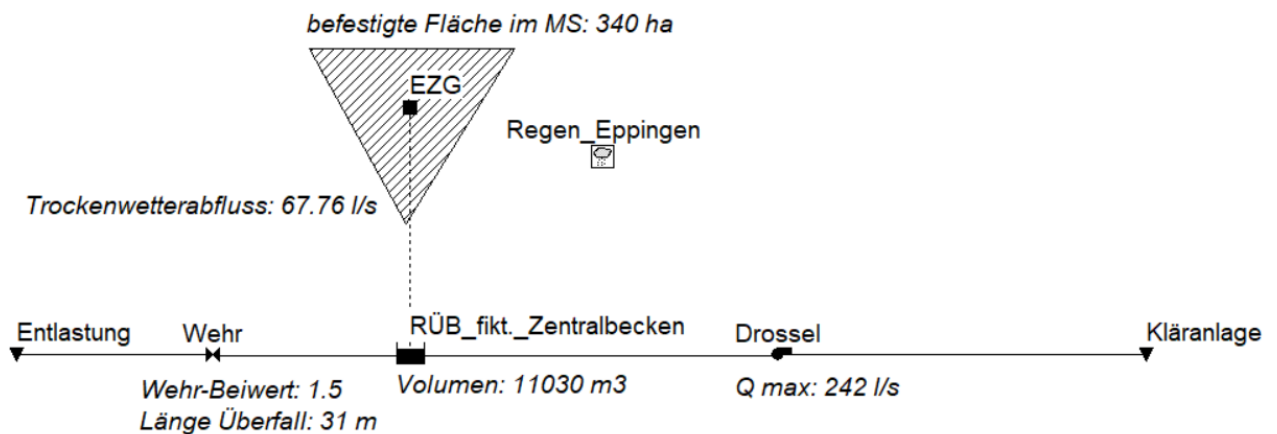
### A.1 Anhang zur Hydrologischen Modellierung der EZG

Abbildung 24: Hydrologisches Modell des EZG Ottostraße (TS)



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

Abbildung 25: Hydrologisches Modell des EZG Eppingen (MS)



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU

### A.1.1 Vereinfachte Abschätzung des jährlichen Entlastungsvolumens

Zur Plausibilisierung wurde das mittlere jährliche modellierte Entlastungsvolumen mit der folgenden Formel abgeschätzt:

$$VE = A_u \cdot h_{Na} \cdot \varphi \cdot e$$

mit der undurchlässigen Fläche  $A_u$ , der Jahresniederschlagssumme  $h_{Na}$ , dem mittleren Abflussbeiwert  $\varphi$  und der Entlastungsrate  $e$ . Der Abflussbeiwert wurde dabei pauschal als  $\varphi = 0,7$  und die Entlastungsrate als  $e = 0,5$  angenommen.

### A.1.2 Validierung und Plausibilisierung

Die Validierung (Tabelle 26) zeigt die grundsätzliche Vereinbarkeit von gemessenen Abschlägen am RÜB bzw. RKB und den modellierten Abschlägen des selben Beckens und Regenerereignisses.

**Tabelle 26: Validierung der Hydrologischen Modelle anhand vergleichbarer Events**

Details zur Messung siehe Kapitel 3.2.1, Details zum Modell Kapitel 3.6.

	Hockenheim		Eppingen		Ottostraße	
	Modell EZG	Messung am RÜB	Modell EZG	Messung am RÜB	Modell	Messung*
KA Abfluss 2016 [m³]	3.569.000	3.095.000	3.631.000	3.514.000	-	-
Tage mit Überlauf >100 m³, 2019	48	46	54	74	199	76

\*Messzeitraum 25.01.2019- 31.12.2019. Möglich, dass die Messsonde auf einen zu hohen Schwellenwert zum Start der Messung eingestellt ist.

Zur Plausibilisierung der mit SWMM modellierten Entlastungsvolumen wurde die vereinfachte Abschätzung (Kapitel 3.4.3) herangezogen. Insgesamt errechnen sich mit der vereinfachten Abschätzung etwas geringere Entlastungsvolumina. Für die RÜBs in Hockenheim und Eppingen liegt die Abweichungen mit -14 % bis +10 % im plausiblen Bereich. Während für die RÜBs Betreiberangaben zur versiegelten Fläche genutzt wurden, mussten am Standort Ottostraße über eine GIS Auswertung die Flächen bestimmt werden. In der Ottostraße liegen die Abweichungen zwischen Abschätzung und Modell im Mittel bei 1 %.

**Tabelle 27: Jährliche Entlastungsvolumina im Vergleich von Modell und vereinfachter Abschätzung**

Jahr	Hockenheim		
	Modell [m <sup>3</sup> ]	Abschätzung [m <sup>3</sup> ]	Abweichung
2015	618.088	723.718	15 %
2016	1.052.963	1.002.178	-5 %
2017	896.510	880.212	-2 %
2018	660.878	701.441	-6 %
2019	791.935	880.491	10 %

**Tabelle 28: Jährliche Entlastungsvolumina im Vergleich von Modell und vereinfachter Abschätzung**

Jahr	Eppingen			Ottostraße		
	Modell [m <sup>3</sup> ]	Abschätzung [m <sup>3</sup> ]	Abweichung	Modell [m <sup>3</sup> ]	Abschätzung [m <sup>3</sup> ]	Abweichung
2015	769.257	672.924	-14 %	141.196	137.189	-3 %
2016	926.519	853.061	-9 %	192.049	187.135	-3 %
2017	826.138	807.581	-2 %	213.571	205.556	-4 %
2018	685.223	620.062	-11 %	149.405	158.407*	6 %
2019	897.939	847.942	-6 %	183.390	179.575	-2 %

\*Hier war keine Jahresniederschlagssumme für den Standort vom DWD verfügbar. Stattdessen wurden NS Daten der Stadt Karlsruhe verwendet.

## B Anhang Daten

### B.1 Auflistung der Einzelproben

Tabelle 29: Charakteristika der Einzelproben

Ort	Ereignisbeginn	Überlaufdauer [h]	Überlaufvolumen [m³]	qAmax [m/h]	qAmittel [m/h]	Anteil des Ereignisses beprobt
Ottostraße	17.07.2018	Unbk.	Unbk.	Unbk.		Stichprobe
Ottostraße	28.10.2018	8:50	1188	1,6	0,5	100 %
Ottostraße	11.11.2018	12:12	1772	1,9	0,7	100 %
Ottostraße	07.02.2019	18:00	2172	2,2	0,5	100 %
Ottostraße	01.03.2019	15:06	2961	3,1	0,9	100 %
Ottostraße	04.03.2019	11:40	2761	4,2	0,9	100 %
Ottostraße	05.03.2019	32:42	2915	2,0	0,4	100 %
Ottostraße	13.03.2019	45:24	10164	6,5	1,0	76 %
Ottostraße	15.03.2019	31:36	2595	2,0	0,7	54 %
Ottostraße	02.04.2019	19:42	2325	1,1	0,5	100 %
Ottostraße	26.04.2019	39:55	3362	1,7	0,9	100 %
Ottostraße	04.05.2019	7:32	2322	2,8	1,2	100 %
Ottostraße	18.05.2019	4:16	2325	6,8	2,1	100 %
Ottostraße	20.05.2019	31:47	16832	8,1	2,0	32 %
Ottostraße	10.06.2019	8:39	7717	8,0	3,6	88 %
Ottostraße	11.07.2019	34:10	9712	8,0	1,1	70 %
Ottostraße	26.07.2019	39:50	12620	20,7	1,5	100 %
Ottostraße	09.08.2019	50:32	5104	6,5	0,4	100 %
Ottostraße	08.09.2019	10:34	3601	4,7	1,2	100 %
Ottostraße	Verfahrensblindwert					
Ottostraße	14.10.2019	44:18	8102	3,5	0,7	100 %
Eppingen	03.06.2019	3:27	1080		2,5	Stichprobe

Ort	Ereignisbeginn	Überlaufdauer [h]	Überlaufvolumen [m <sup>3</sup> ]	qAmax [m/h]	qAmittel [m/h]	Anteil des Ereignisses beprobt
Eppingen	12.07.2019	3:05	652		1,7	Stichprobe
Eppingen	28.07.2010	8:13	2725		2,7	Stichprobe
Eppingen	07.08.2019	10:59	5891	55,8	20,9	6 %
Eppingen	09.08.2019	9:14	4301	39,1	19,8	8 %
Eppingen	08.09.2019	15:21	3361	3,0	1,8	100 %
Eppingen	23.09.2019	6:43	2162	2,9	1,8	100 %
Eppingen	25.09.2019	7:28	672	2,7	1,1	100 %
Eppingen	01.10.2019	15:17	1879	8,9	1,6	100 %
Eppingen	06.10.2019	26:45	14871	28,0	4,5	43 %
Hockenheim	13.03.2019 E	05:04	17257	12,0	7,1	63 %
Hockenheim	14.03.2019 L	04:49	11228	10,6	5,1	97 %
Hockenheim	13.03.2019 L	17:19	36738	12,0	6,1	93 %
Hockenheim	21.05.2019 E	20:10	18470	5,1	1,6	37 %
Hockenheim	21.05.2019 L	18:24	13909	4,2	1,5	82 %
Hockenheim	11.06.2019 L	25:00	11522	3,4	1,5	99 %
Hockenheim	12.07.2019 E	12:20	11555	4,2	1,6	39 %
Hockenheim	12.07.2019 L	11:35	6253	3,4	1,1	100 %
Hockenheim	08.09.2019 E	09:00	2309	1,3	0,6	100 %
Hockenheim	23.09.2019 E	06:06	6214	4,2	2,1	73 %
Hockenheim	06.10.2019 E	09:21	6614	3,4	1,5	69 %
Hockenheim	06.10.2019 E	17:37	13.232	4,2	1,5	34 %
Hockenheim	08.09.2019 L	34:18	17859	3,4	1,6	89 %
Hockenheim	09.10.2019 E	35:18	9717	5,1	1,6	71 %
Hockenheim	09.10.2019 L	18:39	10159	3,4	1,3	100 %
<b>Median</b>	<b>n=46</b>	<b>22:42</b>	<b>6253</b>			

Ist der Ereignisbeginn mit „L“ markiert handelt es sich um eine Langzeitprobe, die mehrere Ereignisse erfasst. Für diese Zeile wurden die Einzelereignisse summiert.

## B.2 Analyseergebnisse der Einzelproben

Tabelle 30: Thermoanalyse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) des Monitorings am RKB Ottostraße

Ereignisbeginn	AFS 5-5000 µm [mg/l]	Nach Probenvorbereitung Gravimetrisch EMC [µg/l]	Methode	MP-Konzentration [µg/l] je Fraktion [µm] Summe PE/PP/PS + SBR						Fehler bedingt durch halbe BG ± (PE,PP,PS) [µg/l]	Fehler bedingt durch Werte außerhalb des Kalibrierbereichs + :Wert > KB - :Wert < KB [µg/l]
				5-10	10-50	50-100	100-500	500-1000	1000-5000		
17.07.2018	19	1.304	n.A.								
28.10.2018	9	753	Pyr-GC/MS	2,05	50,80	11,08	5,92	6,51	1,68	±0,75	-
11.11.2018	32	410	Pyr-GC/MS	1,87	3,39	15,76	9,95	1,49	1,97	±0,78	-
07.02.2019	85	unplausibel	n.A.								
01.03.2019	36	14.316	Pyr-GC/MS	1,06	3,87	1,28	1,32	2,70	7,37	±1,65	-
04.03.2019	74	277	TED-GC/MS	0,56 +0	0,00 +0	1,21 +098	0,05 +0	0,60 +0	8,48 +0	-	+30 (SBR)
05.03.2019	16	3.383	TED-GC/MS	4,11 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,42 +0	0,30 +0	0,00 +0	-	-
13.03.2019	24	133	TED-GC/MS	0,01 +0	1,78 +0	0,00 +0	0,05 +0	0,06 +0	1,60 +0	-	-
15.03.2019	12	6.112	TED-GC/MS	3,57 +0	0,00 +2,99	0,00 +0	0,03 +3,20	11,86 +0	12,97 +0	±0,57	-0,45 (PE,PP,PS)
02.04.2019	23	357	TED-GC/MS	0,15 +0	0,60 +0	0,53 +0	0,03 +0	0,00 +0	0,00 +0,54	-	-

Ereignis- beginn	AFS 5-5000 µm [mg/l]	Nach Probenvorbereitung Gravimetrisch EMC [µg/l]	Methode	MP-Konzentration [µg/l] je Fraktion [µm] Summe PE/PP/PS + SBR						Fehler bedingt durch halbe BG ± (PE,PP,PS) [µg/l]	Fehler bedingt durch Werte außerhalb des Kalibrierbereichs + :Wert > KB - :Wert < KB [µg/l]
				5-10	10-50	50-100	100- 500	500- 1000	1000- 5000		
26.04.2019	26	1.676	TED-GC/MS	2,58 +2,0	6,68 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	-	-
04.05.2019	165	1.616	TED-GC/MS	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,01 +0	-	-
18.05.2019	63	3.428	TED-GC/MS	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +	0,00 +0	0,00 +0	-	-
20.05.2019	77	4.654	n.A.								
10.06.2019	29	7.308	TED-GC/MS	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	-	-
11.07.2019	3046	unplausibel	n.A.								
26.07.2019	unplausibel	2.948	TED-GC/MS	0,00 +31,38	3,11 +0	0,00 +12,37	0,00 +0	0,00 +0	0,00+ 0	±0,42	-
09.08.2019	98	2.660	TED-GC/MS	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	-	-
08.09.2019	25	24	TED-GC/MS	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	0,00 +0	-	-
14.10.2019	unplausibel	6.930	n.A.								
Verfahrens- blindwert (FSS)	0,37	50	Pyr-GC/MS	1,06	1,94	2,68	1,96	1,02	6,54	-	-

Ereignis- beginn	AFS 5-5000 µm [mg/l]	Nach Probenvorbereitung Gravimetrisch EMC [µg/l]	Methode	MP-Konzentration [µg/l] je Fraktion [µm] Summe PE/PP/PS + SBR						Fehler bedingt durch halbe BG ± (PE,PP,PS) [µg/l]	Fehler bedingt durch Werte außerhalb des Kalibrierbereichs + :Wert > KB - :Wert < KB [µg/l]
				5-10	10-50	50-100	100- 500	500- 1000	1000- 5000		
Verfahrens- blindwert (FSS)	0,69	733	TED-GC/MS Messfehler								
Verfahrens- blindwert (GW)	1,32	701	TED-GC/MS Messfehler								

n.A. = Probe ging nicht in die Thermoanalyse  
 unplausibel: Fehler in der Probenvorbereitung oder Gravimetrie  
 FSS = Feststoffsammler, GW = Grundwasser

**Tabelle 31: Thermoanalyse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) des Monitorings am RÜB Hockenheim**

Ereignis- beginn	AFS 5-5000 µm [mg/l]	Nach Probenvorbereitung Gravimetrisch EMC [µg/l]	Methode	MP-Konzentration [µg/l] je Fraktion [µm] Summe PE/PP/PS + SBR						Fehler bedingt durch halbe BG ± (PE,PP,PS) [µg/l]	Fehler bedingt durch Werte außerhalb des Kalibrierbereichs + :Wert > KB - :Wert < KB [µg/l]
				5-10	10-50	50-100	100- 500	500- 1000	1000- 5000		
13.03.2019 E	unplausibel										
14.03.2019 L	unplausibel										
13.03.2019 L	unplausibel										
21.05.2019 E	225	1.710	TED-GC/MS	0,00 +0	0,00 +0	0,03 +0	0,59 +0	0,00 +0	0,33 +120,99	±0,08	-0,55 (PE,PP,PS)
21.05.2019 L	147	13.500	TED-GC/MS	36,04 +0	6,06 +10,5	2,07 +0	21,29 +0	41,66 +0	290,63 +0	-	+16
11.06.2019 L	unplausibel										
12.07.2019 E	6	315									
12.07.2019 L	73	5.932	TED-GC/MS	0,19 +0	1,15 +0	1,26 +24,41	0,05 +18,34	0,05 +11,10	0,00 +0	±0,10	-1,15 (PE,PP,PS) +4 (SBR)
08.09.2019 E	unplausibel										
23.09.2019 E	31	3.149	TED-GC/MS	8,43 +0	5,41 +0	3,44 +6,32	1,90 +0	200,05 +0	44,86 +0	-	+3,5 (SBR)
06.10.2019 E	21	2.558	TED-GC/MS	1,04 +0	2,75 +	0,10 +0	0,41 +0	30,20 +0	24,80 +0	-	-

Ereignis- beginn	AFS 5-5000 µm [mg/l]	Nach Probenvorbereitung Gravimetrisch EMC [µg/l]	Methode	MP-Konzentration [µg/l] je Fraktion [µm] Summe PE/PP/PS + SBR						Fehler bedingt durch halbe BG ± (PE,PP,PS) [µg/l]	Fehler bedingt durch Werte außerhalb des Kalibrierbereichs + :Wert > KB - :Wert < KB [µg/l]
				5-10	10-50	50-100	100- 500	500- 1000	1000- 5000		
06.10.2019 E	25	3.518									
23.09.2019 E	unplausibel	1.851	Pyr-GC/MS	3,07	3,95	3,04	9,72	4,51	51,30	±1,28	-
09.10.2019 E	83	6.760	Pyr-GC/MS	10,54	2,61	6,53	2,89	6,22	13,24	±0,53	-
09.10.2019 L	41	2.714	Pyr-GC/MS	1,12	16,06	17,49	10,18	10,88	267,89	±0,53	-

Ist der Ereignisbeginn mit „L“ markiert handelt es sich um eine Langzeitprobe, die mehrere Ereignisse erfasst. Für diese Zeile wurden die Einzelereignisse summiert.

n.A. = Probe ging nicht in die Thermoanalyse

unplausibel: Fehler in der Probenvorbereitung oder Gravimetrie

**Tabelle 32: Thermoanalyse (Pyr-GC/MS und TED-GC/MS) des Monitorings am RÜB Eppingen**

Ereignis- beginn	AFS 5-5000 µm [mg/l]	Nach Probenvorbereitung Gravimetrisch EMC [µg/l]	Methode	MP-Konzentration [µg/l] je Fraktion [µm] Summe PE/PP/PS + SBR						Fehler bedingt durch halbe BG ± (PE,PP,PS) [µg/l]	Fehler bedingt durch Werte außerhalb des Kalibrierbereichs + :Wert > KB - :Wert < KB [µg/l]
				5-10	10-50	50-100	100- 500	500- 1000	1000- 5000		
03.06.2019	46	220	TED-GC/MS	0,00 +0,49	0,03 +0,26	0,00 +0,02	0,01 +1,43	0,00 +0,00	0,00 +0,96	-	- 1,6 (PE,PP,PS) +0,1 (SBR)
12.07.2019	unplausibel										
28.07.2019	63	1.581	n.A.								
07.08.2019	360	30.953	n.A.								
09.08.2019	281	12.318	n.A.								
08.09.2019	71	6.128	Pyr-GC/MS	3,02	2,10	4,46	4,39	4,88	4,03	±1,25	-
23.09.2019	31	6.072	Pyr-GC/MS	9,75	4,87	4,24	12,22	2,46	16,39	±1,05	-
25.09.2019	111	14,5	Pyr-GC/MS	2,86	3,29	1,35	2,01	3,08	3,51	±2,25	-
01.10.2019	17	1.362	TED-GC/MS	-	4,40 +0,00	14,87 +0,00	5,17 +9,97	3,84 +0,00	2,97 +0,00	-	-0,5 (PE,PP,PS)
06.10.2019	77	39	TED-GC/MS	0,00 +0,00	-	0,000 +0,00	0,379 +0,00	-	-	-	-

n.A. = Probe ging nicht in die Thermoanalyse

unplausibel: Fehler in der Probenvorbereitung oder Gravimetrie

### B.3 Kennwerte zu den thermoanalytischen Messungen

**Tabelle 33: Statistische Auswertung zu den Analytischen Kenndaten der Messungen für die Polymere (PE, PP, PS)**

Methode	n	PE				PP				PS			
		< NG	NG > BG	BG < KB	> KB	< NG	NG > BG	BG < KB	> KB	< NG	NG > BG	BG < KB	> KB
Pyr-GC/MS	60	-	18 %	-	-	-	50 %	-	-	-	33 %	-	-
TED-GC/MS	116	61 %	1 %	1 %	2 %	96 %	1 %	-	1 %	53 %	-	13 %	-

NG = Nachweisgrenze, BG= Bestimmungsgrenze, KB = Kalibrierbereich.

Die absoluten Grenzen (µg) wurden in Konzentrationen (µg/l) umgerechnet, um die Messwerte leichter zu interpretieren.

BG < KB: Werte überhalb der BG aber unterhalb des Kalibriebereichs.

Pyr-GC/MS: PE<sub>NG</sub> = unb., PE<sub>BG</sub> = 0,35 µg/l

PP<sub>NG</sub> = unb., PP<sub>BG</sub> = 0,35 µg/l

PS<sub>NG</sub> = unk., PS<sub>BG</sub> = 0,4 µg/l

TED-GC/MS: PE<sub>NG</sub> = 0,006 µg/l, PE<sub>BG</sub> = 0,16 µg/l, PE<sub>KB</sub> = 0,25 – 6,75 µg/l

PP<sub>NG</sub> = 0,34 µg/l, PP<sub>BG</sub> = 1,135 µg/l, PP<sub>KB</sub> = 0,6 – 6,1 µg/l

PS<sub>NG</sub> = 0,006 µg/l, PS<sub>BG</sub> = 0,02 µg/l, PS<sub>KB</sub> = 0,4 – 5,9 µg/l

**Tabelle 34: Statistische Auswertung zu den Analytischen Kenndaten der Messungen für die Polymere (PET, PA, PVC, SBR)**

Methode	n	PET			PA			SBR		
		< NG	NG > BG	> KB	< NG	NG > BG	> KB	< NG	NG > BG	> KB
TED-GC/MS	116	39 %	9 %	-	80 %	3 %	2 %	72 %	13 %	4 %

NG = Nachweisgrenze, BG= Bestimmungsgrenze, KB = Kalibrierbereich.

Die absoluten Grenzen (µg) wurden in Konzentrationen (µg/l) umgerechnet, um die Messwerte leichter zu interpretieren.

Werte überhalb der BG aber unterhalb des Kalibriebereichs wurden nicht gemessen.

TED-GC/MS: PET<sub>NG</sub> = 0,067 µg/l, PET<sub>BG</sub> = 0,225 µg/l, PET<sub>KB</sub> = 0,25 – 5,85 µg/l

PA<sub>NG</sub> = 0,51 µg/l, PA<sub>BG</sub> = 1,7 µg/l, PA<sub>KB</sub> = 0,25 – 6,0 µg/l

SBR<sub>NG</sub> = 0,29 µg/l, SBR<sub>BG</sub> = 0,965 µg/l, SBR<sub>KB</sub> = 0,4 - 8,05 µg/l

## B.4 Aggregierte Probenmassen (PE, PP, PS) je Standort

**Tabelle 35: Mittlere Mikroplastikgrößenverteilung (Summe PE, PP, PS) der Proben je Standort und Fraktion**

Standort	n	Konzentrationen [µg/l] der Fraktionen [Median / QD]						Gehalt [µg/mg] / QD	Konzentration Median	
		5-10 µm	10-50 µm	50-100 µm	100-500 µm	500-1000 µm	1000-5000 µm		5-500 µm [µg/l]	500 bis 5.000 µm [µg/l]
Ottostr.	15	0,15 / 1,0	0,00 / 1,6	0,00 / 0,4	0,03 / 0,1	0,00 / 0,5	0,00 / 0,9	0,15 / 0,2	1,84	0,01
Hockenheim	8	2,1 / 4,1	3,3 / 1,7	2,6 / 1,6	2,4 / 4,6	8,6 / 14,8	34,8 / 47,7	2,7 / 2,6	19,5	55,4
Eppingen	6*	1,4** / 1,5**	3,3 / 1,2	4,2 / 1,6	3,2 / 2,2	2,8 / 1,5	3,5 / 0,5	0,23 / 0,6	11,7	6,7
Verfahrens blindwert	1	1,1	1,9	2,7	2,0	1,0	6,5	41	12,2	7,6

Für Werte unterhalb der BG wird die halbe BG angenommen. Werte unterhalb NG werden auf Null gesetzt. Werte oberhalb des Kalibrierbereichs wurden auf Ende des Kalibrierbereichs gesetzt.

\* Eine Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionieren erfolgreich analysiert werden.

\*\*Die Fraktion 5-10 µm besteht nur aus 5 Einzelproben.

**Tabelle 36: Mediane Mikroplastikkonzentration der Korngrößenfraktionen (PE, PP, PS) der Proben**

Standort	n	Konzentrationen [µg/l] der Fraktionen [Median]						Gehalt [µg/mg] / QD	Konzentration Median	
		Separat [PE/ PP/ PS]							Median aus Summe PE,PP,PS	
		5-10 µm	10-50 µm	50-100 µm	100-500 µm	500-1000 µm	1000-5000 µm		5-500 µm [µg/l] /QD]	500 bis 5.000 µm [µg/l] /QD]
Ottostr.	15	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,15 / 0,2	1,84 / 3,0	0,01 / 2,9
Hockenheim	8	1,4/ 0,0/ 0,5	2,4/ 0,0/ 1,1	1,6/ 0,0/ 0,3	1,6/ 0,1/ 0,6	6,9/ 0,1/ 0,9	15,0/ 0,1/ 2,7	2,7 / 2,6	19,5 / 12,1	55,4 / 119,3
Eppingen	6*	0,2/ 0,2/ 0,2	2,9/ 0,2/ 0,2	0,6/ 0,1/ 0,3	0,9/ 0,1/ 0,5	0,7/ 0,2/ 0,5	3,1/ 0,2/ 0,2	0,23 / 0,6	11,7 / 9,7	6,7 / 3,4
Verfahrens blindwert	1	0,2/ 0,7/ 0,2	0,2/ 1,1/ 0,7	1,3/ 0,7/ 0,7	0,3/ 0,6/ 1,0	0,2/ 0,6/ 0,2	2,7/ 3,6/ 0,2	41	7,6	7,6

Messwerte aus der Pyr-GC/MS und TED-GC/MS sind zusammen aufgeführt.

\* Eine Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionieren erfolgreich analysiert werden

Bei einer anderen Probe wurde die 5-10 µm Fraktion nicht erfolgreich analysiert (Einzelproben siehe Anhang Tabelle 32)

**Tabelle 37: Mikroplastikkonzentration der Korngrößenfraktionen (Summe PET, PA, SBR) der Proben**

Standort	n	Konzentration Median		Konzentration SMC	
		5 - 500 µm [µg/l /QD]	500 - 5.000 µm [µg/l /QD]	5-500 µm [µg/l]	500 - 5.000 µm [µg/l]
Hockenheim	5	17,3 / 5,0	21,4 / 53,8	66,8	91,1
Eppingen	3*	2,6 / 2,7	1,9 / 0,6	3,7	0,9
Ottostr.	12	1,8 / 11,7	0,0 / 1,1	17,8	2,8

\* Eine Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionieren erfolgreich analysiert werden. Bei einer anderen Probe wurde die 5-10 µm Fraktion nicht erfolgreich analysiert (Einzelproben siehe Anhang Tabelle 32).

**Tabelle 38: Mediane Mikroplastikkonzentration der Korngrößenfraktionen (Separat PET, PA, SBR) der Proben**

Standort	n	Konzentrationen [µg/l] der Fraktionen [Median]						Gehalt	Konzentration		
		Separat [PET/PA/SBR]							Median aus Summe PET,PA,SBR		
		5-10	10-50	50-100	100-500	500-1000	1000-5000	5-5000 µm [µg/mg]	5-500 µm [µg/l]	500 bis 5.000 µm [µg/l]	
Hockenheim	5	1,2/ 0,0/ 0,0	1,3/ 0,0/ 0,0	0,5/ 0,2/ 0,0	0,6/ 0,0/ 0,0	1,8/ 0,0/ 0,0	3,3/ 0,0/ 0,0	1,0	17,3	21,4	
Eppingen	3*	** 0,1/ 0,0/ 0,2	0,2/ 0,0/ 0,1	0,0/ 0,0/ 0,0	0,4/ 0,0/ 1,4	0,8/ 0,3/ 0,0	0,5/ 0,0/ 0,5	0,1	2,6	1,9	
Ottostr.	12	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,0/ 0,0/ 0,0	0,08	1,15	0,17	

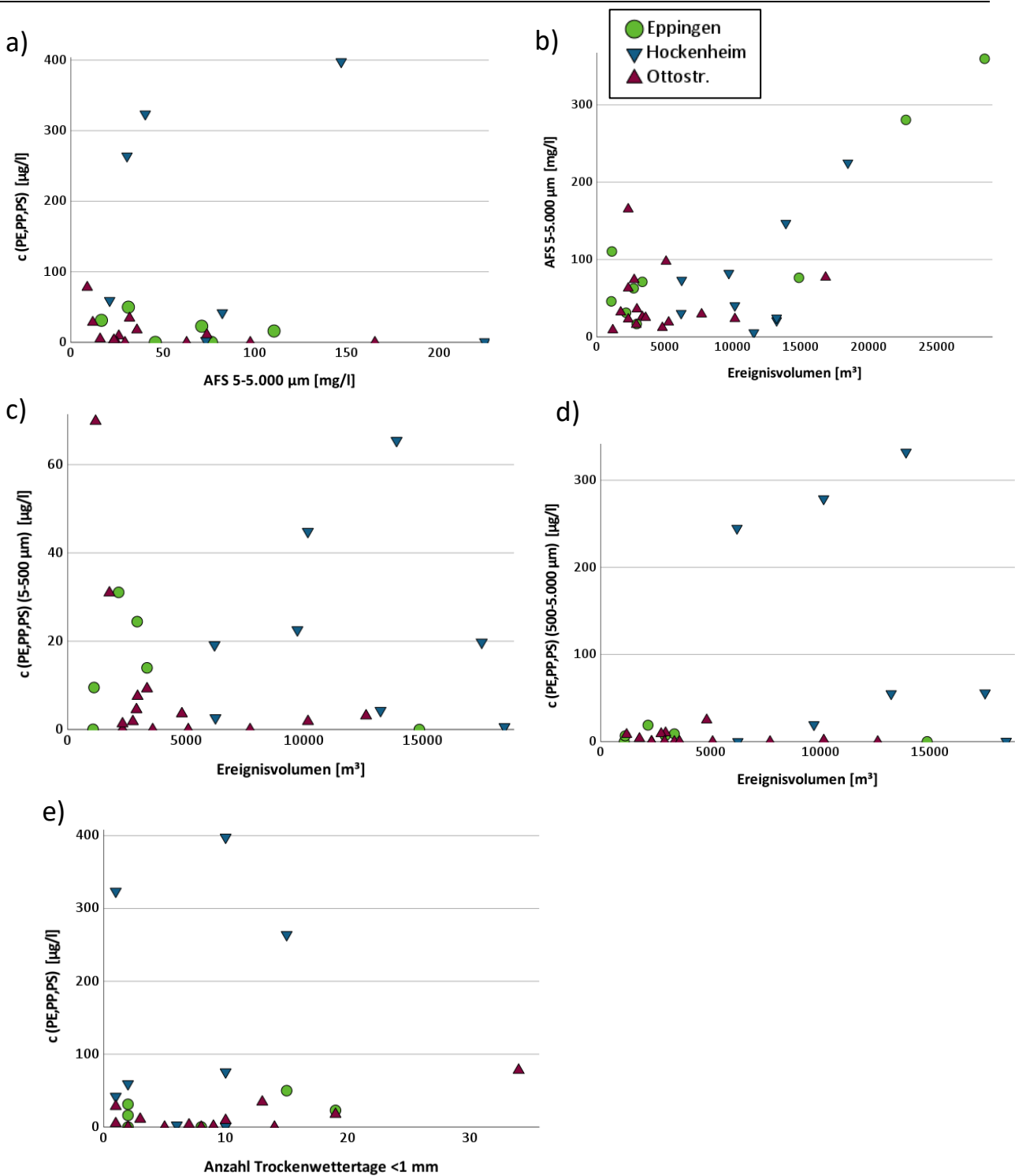
\* Eine Probe konnte nur in 3 (5-10 µm, 50-100µm, 100-500 µm) von 6 Fraktionieren erfolgreich analysiert werden

\*\*Bei einer anderen Probe wurde die 5-10 µm Fraktion nicht erfolgreich analysiert (Einzelproben siehe Anhang Tabelle 32).

## B.5 Graphische Darstellung der Messergebnisse

Im Folgenden werden mögliche Zusammenhänge der im Vorhaben gewonnenen Daten grafisch dargestellt. Insgesamt ist die Datenbasis zu klein, um Zusammenhänge aus den Daten abzuleiten. Eine Aufteilung der Ergebnisse nach Labor brachte keinen Mehrwert.

Abbildung 26: Mögliche Zusammenhänge relevanter Parameter mit der Mikroplastik-Konzentration



Quelle: eigene Darstellung, KIT-IWU