

## **Aufkommen und Transportpfade von Mikroplastik in urbanen Wassersystemen – Ergebnisse einer umfangrei- chen Messkampagne**

Attaallah Abusafia<sup>1,2</sup>, Christian Scheid<sup>2</sup>, Heidrun Steinmetz<sup>2</sup> und Ulrich Dittmer<sup>2</sup>

<sup>1</sup> UNITECHNICS Gruppe, Deutschland

<sup>2</sup> Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen (WIR), Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau (RPTU), Deutschland

**Kurzfassung:** Mikroplastik (MP) in urbanen Wassersystemen stellt eine zunehmende Herausforderung dar. Die vorliegende Studie analysiert das Aufkommen und die Transportwege von MP durch eine umfangreiche Messkampagne im Rahmen des BMBF-Forschungsprojektes RUSEKU. Trocken- und Regenwasserabflüsse in Kaiserslautern wurden mit großvolumigen Feststoffsammlern und TED-GC-MS-Analysen untersucht. Es zeigte sich, dass Polyethylen (PE) und Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) die am häufigsten in den Proben gefundenen Polymere waren. Polyethylen (PE) war in allen Abwasserströmen vorhanden, während die Konzentration von Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) insbesondere bei höheren Verkehrsdichten höher war. Kläranlagen weisen eine hohe Rückhalterate für MP auf. Es verbleibt jedoch eine bedeutende Restfracht, die in die Gewässer gelangt. Diese Messkampagne hat auch gezeigt, dass Regenwasserabflüsse im Vergleich zu Trockenwetterabflüssen ein bedeutenderer Transportweg für MP in urbanen Gebieten sind.

**Key-Words:** Mikroplastik, Mischwasser, Regenwasser, Feststoffsammler, Partikelgrößenverteilung.

### **1 Hintergrund und Zielsetzung**

Das Aufkommen synthetischer Polymere und deren Additive stellt ein zunehmend thematisiertes Problem in Oberflächengewässern dar. Austräge von Mikroplastik (MP) aus urbanen Abwassersystemen gelten als eine wesentliche Ursache dieser Gewässerbelastung. Aufgrund der vielfältigen Quellen und Transportwege sowie der komplexen Analytik ist das Monitoring von wasserbürtigem MP in urbanen Wassersystemen eine anspruchsvolle und kostenintensive Aufgabe. Zudem sind die Konzentrationen von MP in den meisten Abwasser- und Regenwasserströmen gering (Murphy et al. 2016; Bertling et al. 2018; Fuhrmann et al. 2021; Järllskog et al. 2021; Tanentzap et al. 2021; Venghaus et al. 2021), weshalb große Probenvolumina benötigt werden, um das

Vorkommen und die Größenverteilung in Wasserproben zu ermitteln. Wegen des hohen Aufwandes für das MP-Monitoring konzentrierten sich bislang vorliegende Studien auf die Emissionen aus zentralen Behandlungsanlagen (Mintinig et al. 2017). Aussagen zu den Stoffströmen innerhalb urbaner Gebiete basieren überwiegend auf groben Schätzungen (Bertling et al. 2018). Im Rahmen des BMBF Forschungsvorhabens RUSEKU<sup>1</sup> wurde daher eine umfangreiche Messkampagne durchgeführt, um das Auftreten von MP im Regen- und Schmutzwasserabfluss, die Transportpfade im Entwässerungssystem und die Austragspfade in die Gewässer zu quantifizieren. Wegen der besonderen Herausforderung des Stofftransportes bei Regenwetter steht dieser Aspekt im Fokus dieses Beitrags.

## 2 Methodik

Um den Austrag über die Kläranlage Kaiserslautern (210.000 EWG) und deren Wirkungsgrad bezogen auf MP zu quantifizieren, wurden Zu- und Ablauf beprobt ( $n = 5$  und  $n = 4$ ). Es wurden außerdem die Abwasserströme aus zwei Teilgebieten der Stadt Kaiserslautern beprobt, die sich in Größe, Einwohnerdichte und Verkehrsdichte deutlich unterscheiden (S1: Fläche 67 ha, ca. 5.000 Einwohner, Mischsystem mit höherer Verkehrsdichte, S2: Fläche 17 ha, ca. 550 Einwohner, Trennsystem (Regenwasserkanal), mit niedriger Verkehrsdichte). Um eine ausreichende Masse an Feststoff zu gewinnen, kamen zur Beprobung des Regenwasserabflusses (RWA) großvolumige Feststoffsammler (Volumen: 1.020 L) zum Einsatz, die ereignisbasiert volumenproportional angesteuert wurden. Die Beprobung erstreckte sich für S1 über 3 Monate mit einem Ertrag von 7 Proben, die 16 Regenereignisse repräsentieren, und für S2 über 10 Monate mit 9 Ereignisproben (Abusafia et al. 2023). Im Mischwasserkanal wurde außerdem der Trockenwetterabfluss (TWA) aus Gebiet S1 volumenproportional beprobt ( $n = 8$ ). Ein Schema des Untersuchungsgebietes mit den Teilgebieten und den Probenahmestellen ist in Abbildung 1 dargestellt.

---

<sup>1</sup> „Repräsentative Untersuchungsstrategien für ein integratives Systemverständnis von spezifischen Einträgen von Kunststoffen in die Umwelt“ (RUSEKU), gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF im Rahmen der Initiative Plastik in der Umwelt (FKZ 02WPL1442A).

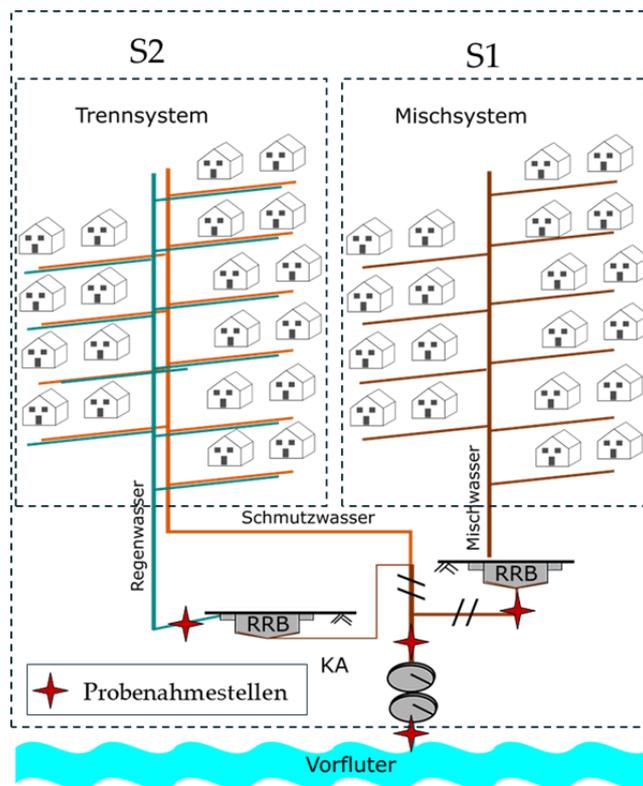


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet im urbanen Wassersystem der Stadt Kaiserslautern; S1 im Mischsystem, S2 im Trennsystem und die zentrale Kläranlage.

Die Feststoffanteile jeder Probe wurden nach Partikelgröße in jeweils vier Teilproben fraktioniert (5 – 50, 50 – 100, 100 – 500 und 500 – 1000  $\mu\text{m}$ ) (Abbildung 2). Jede Größenfraktion wurde mittels ThermoExtraktionDesorption-GasChromatographie-MassenSpektrometrie (TED-GC-MS) (Altmann et al. 2023) separat auf die Polymere Polypropylen (PP), Polyethylen (PE), Polystyrol (PS), Polymethylmethacrylat (PMMA), Acryl, Polytetrafluorethylen (PTFE), Nylons, Naturkautschuk (NR) sowie auf Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) analysiert. Die Monitoringergebnisse wurden zeitlich und räumlich hochgerechnet zu langfristigen MP-Bilanzen für das Einzugsgebiet der Kläranlage Kaiserslautern. Zur Abschätzung der jährlichen Frachten bei Regenwetter wurden saisonale Schwankungen für die Nicht-SBR-Komponenten berücksichtigt, während die SBR-Emissionen das ganze Jahr über als unverändert betrachtet wurden. Diese Berechnungen berücksichtigen die Einwohnerdichte, die Verkehrsverhältnisse und die Lage des Teileinzugsgebiets in Bezug auf das Stadtzentrum. Zur Zuweisung der Faktoren wurde ein hydrologisches Modell und eine QGIS-Kartographie des Stadtgebiets verwendet. Die jährlichen Gesamtfrachten bei Regenwetter aus dem gesamten urbanen Abwassersystem wurden dann mit Hilfe einer umfassenden Gleichung geschätzt, die die berechneten Faktoren auf verkehrsbedingte und nicht verkehrsbedingte Emissionen anwendet. Eine detaillierte Beschreibung der Methodik findet sich in Abusafia (2024, Abschnitt 3.4.2).



Abbildung 2: Links: Probenahmeanlage mit Feststoffsammler, programmierbarer Steuereinheit, Durchflussmessung und Überwachungskamera. Mitte: In-situ Probenaufbereitung mittels Filterkaskade (Ø 200 und 400 mm). Rechts: Sterilisierte Teilprobe nach Trocknung bei 80 °C.

### 3 Ergebnisse

Die Analytikergebnisse der einzelnen Proben weisen sehr große Streuungen auf. Trotz der daraus resultierenden Unsicherheiten lassen sich aus den in Tabelle 1 zusammengestellten Daten eindeutige Schlussfolgerungen ableiten. Wie erwartet ist der Wirkungsgrad der Kläranlagen mit 96 % sehr hoch. Im Zulauf der KA dominiert PE mit 86 % die Gesamtbelastung aller Größenfraktionen. Ein bedeutender Teil dieser MP-Fracht wird wahrscheinlich im Klärschlamm enden, dessen Verbleib vom Standort der Kläranlage und den gesetzlichen Richtlinien für die Schlammverwertung in der Region abhängt. Im Ablauf der Kläranlage war die PE-Fracht mit einem hohen Anteil von etwa 77 % aller nachgewiesenen Polymere weiterhin dominant. Allerdings war hauptsächlich die Größenfraktion von 100 – 500 µm noch nachweisbar, während kleinere Fraktionen unter 100 µm nicht mehr erkennbar waren. Abbildung 3 zeigt eine Darstellung des Verbleibs von Mikroplastik in den verschiedenen Stufen der Kläranlagen bei Trockenwetter differenziert nach Arten.

Tabelle 1: Ergebnisse der Beprobung und MP-Analytik als Gesamt- und Einheitsfrachten bei Trockenwetter

Einzugsgebiet / Messstelle		KA <sub>zu</sub>	KA <sub>ab</sub>	S1
Trockenwetter	Fracht in kg/a	5.000	190	157
Einheitswert	Ges. in g/(E·a)	23,8	0,94	31,3
Dominierender	Anteil	PE 86 %	PE 78 %	PE 90 %

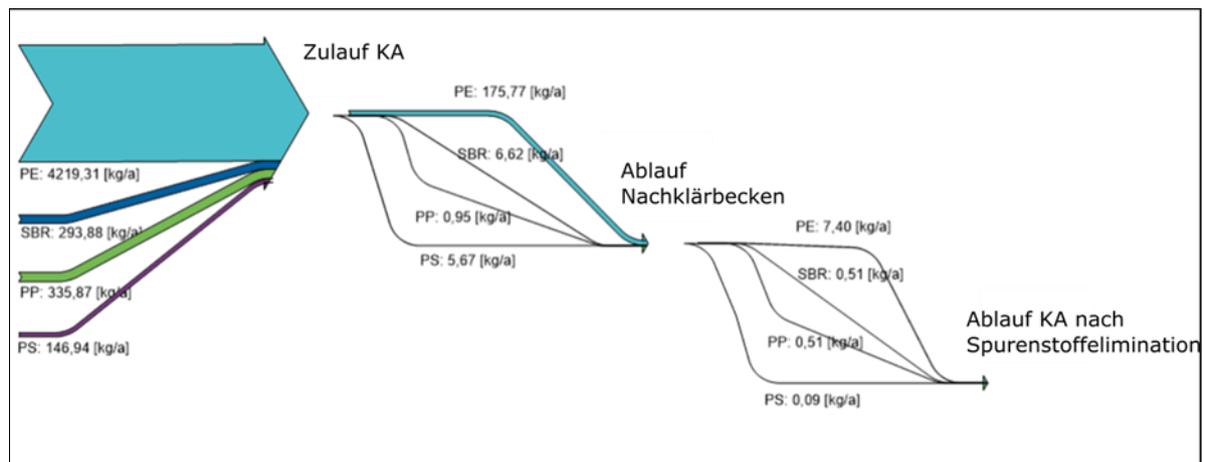


Abbildung 3: Der Verbleib der jährlichen MP-Fracht aus dem gesamten Einzugsgebiet der Kläranlage bei Trockenwetterbedingungen.

Das jährliche MP-Aufkommen im TWA der Kläranlage betrug etwa 5000 kg/a, was einer Einheitsfracht von 23,8 g/(E·a) entspricht. Im TWA des Teileinzugsgebiets im Mischsystem (S1) war die Einheitsfracht mit 31,3 g/(E·a) um 30 % höher. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass über den Kläranlagenpfad jährlich eine MP-Fracht von 190 kg in den Vorfluter eingeleitet wird. Dies entspricht einer Einheitsfracht von etwa 0,94 g/(E·a).

Bei Regenwetter war in S1 PE in allen Proben nachweisbar, mit einer mittleren Konzentration von 46 µg/L (n = 7) in der Größenfraktion 5 – 50 µm und einer mittleren Konzentration von 378 µg/L (n = 7) in der Größenfraktion 100 – 500 µm. SBR war ebenfalls in allen Proben vorhanden, mit einer mittleren Konzentration von 33,5 µg/L (n = 7) in der Größenfraktion 5 – 50 µm und einer mittleren Konzentration von 384 µg/L (n = 7) in der Größenfraktion 50 – 100 µm. Darüber hinaus war SBR in der Größenfraktion 50 – 100 µm am häufigsten zu finden.

In S2 war PE in allen Proben vorhanden, mit einer mittleren Konzentration von 44 µg/L (n = 9) in der Größenfraktion 50 – 100 µm und einer mittleren Konzentration von 249 µg/L (n = 9) in der Größenfraktion 100 – 500 µm. Die mittlere Konzentration von SBR betrug 9 µg/L (n = 9) in der Größenfraktion 500 – 1000 µm und 88 µg/L (n = 9) in der Größenfraktion 100 – 500 µm. Im Vergleich zu den Ergebnissen von S1 waren sowohl PE als auch SBR in der Größenfraktion von 100 – 500 µm am häufigsten vertreten und machten 58 % bzw. 45 % der gesamten Polymermenge aus.

Das langfristige MP-Aufkommen ist im TWA deutlich höher als im RWA. Die Zusammensetzung der MP-Arten unterscheidet sich sehr deutlich zwischen RWA und TWA. Im TWA dominiert eindeutig PE mit 86 % der MP-Fracht. Im RWA hängen Aufkommen und Zusammensetzung außerdem von der Flächennutzung ab. Das deutlich höhere MP-Aufkommen im Gebiet S1 (Tabelle 2) kann mit der höheren Verkehrsdichte erklärt

werden. Dies schlägt sich auch in dem hohen Anteil an SBR nieder, der auf Reifenabrieb zurückzuführen ist.

Tabelle 2: Vergleich zwischen den Gesamt- und Einheitsfrachten von PE und SBR in den beiden Teilgebieten S1 und S2 bei Regenwetter.

MP	Mischsystem (S1)		Trennsystem (S2)	
	Gesamtfracht	Einheitsfracht	Fracht	Spezifische Fracht
	kg/a	g/(ha·a)	kg/a	g/(ha·a)
PE	30,3 (30 %)	922	3,97 (74 %)	517
SBR	62,4 (62 %)	1.903,5	1,94 (37 %)	253
$\Sigma$ MP	95,6	2.913,5	6,1	796

Bei der räumlichen Hochrechnung der Ergebnisse der Beprobungen des Regenabflusses mussten Annahmen über die Entlastungsrate und die Rückhaltung in Regen- und Mischwasserbehandlungsanlagen getroffen werden, da hierzu keine Daten vorliegen. Unter verschiedenen Annahmen wurden Bilanzen ermittelt. Abbildung 4 zeigt beispielhaft die Ergebnisse der Hochrechnung unter der Annahme, dass 50 % des Mikroplastik-Aufkommens in Mischwasserentlastungen zurückgehalten werden.

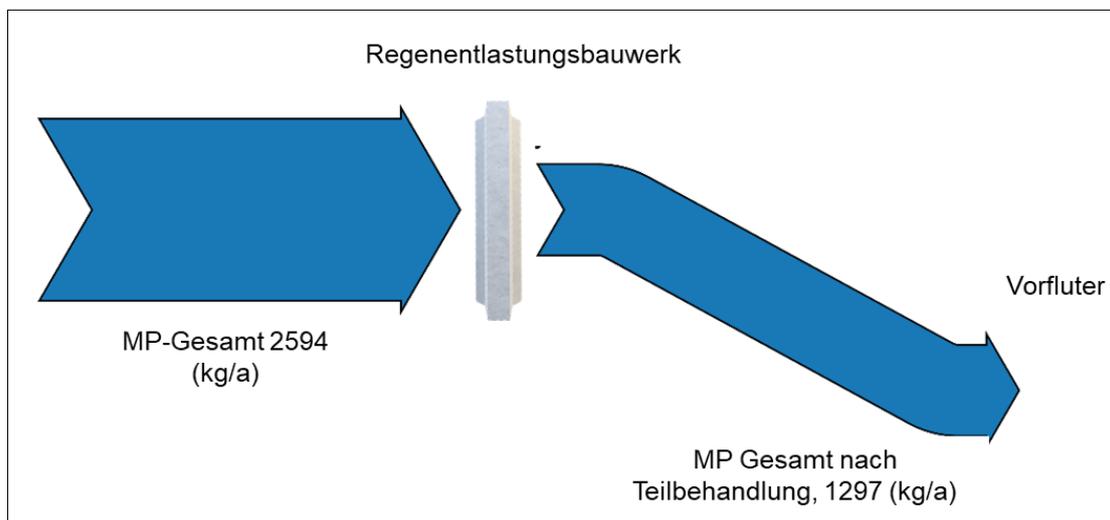


Abbildung 4: Verbleib der jährlichen Mikroplastik-Emissionen unter der Annahme, dass 100 % der Regenentlastungsbauwerke mit Überlauf im Einzugsgebiet eine Rückhalteleistung von 50 % haben.

Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten der Hochrechnung lassen sich auch hier klare Zusammenhänge erkennen: Obwohl das Aufkommen im TWA (5.000 kg/a) fast

doppelt so hoch ist wie im RWA (2.600 kg/a), sind Regen- und Mischwassereinleitungen der deutlich dominierende Austragspfad. Eine umfassende Darstellung der Ergebnisse findet sich in Abusafia (2024).

## 4 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der umfangreichen Messkampagnen zeigen die bedeutenden Vorkommen von zwei spezifischen Polymeren: PE und SBR. Die Untersuchungen zeigen, wie die Einwohner- und Verkehrsdichte die Freisetzungsraten dieser Polymere beeinflusst. PE tritt in verschiedenen Einzugsgebieten unabhängig von den vorherrschenden Wetterbedingungen in hohen Konzentrationen auf. Dies deutet auf eine kontinuierliche Freisetzung dieses Polymers aus den untersuchten Gebieten durch eine Vielzahl von Quellen hin. Die SBR-Konzentrationen werden insbesondere durch Trockenwettertage und durch das Verkehrsaufkommen beeinflusst. Darüber hinaus ist die Wahrscheinlichkeit, dass MP aus Regenwetterabflüssen die Vorfluter erreichen, drei- bis viermal höher als bei Trockenwetterbedingungen. Mit dem neuen DWA-Arbeitsblatt-A 102 (DWA, 2022) gelten strengere Anforderungen an die Behandlung von RWA im Trennsystem. Damit werden voraussichtlich auch die Austräge von MP über diesen Pfad künftig deutlich reduziert. Nach unserem Kenntnisstand liegt mit der vorliegenden Studie erstmals eine auf Messdaten basierende Bilanz des MP-Transportes in einem urbanem Abwassersystem vor.

## 5 Literatur

Abusafia, Attaallah (2024): Developing Monitoring Strategies for Quantifying and Examining the Fate of Microplastic Emissions in Urban Wastewater Drainage Systems. Dissertation. Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau. Wasser Infrastruktur Ressourcen. Online verfügbar: <https://kluedo.ub.rptu.de/frontdoor/index/index/docId/8323>.

Abusafia, Attaallah; Scheid, Christian; Meurer, Maren; Altmann, Korinna; Dittmer, Ulrich; Steinmetz, Heidrun (2023): Microplastic sampling strategies in urban drainage systems for quantification of urban emissions based on transport pathways. In Applied Research. <https://doi.org/10.1002/appl.202200056>.

Altmann, Korinna; Goedecke, Caroline; Bannick, Claus-Gerhard; Abusafia, Attaallah; Scheid, Christian; Steinmetz, Heidrun et al. (2023): Identification of microplastic pathways within a typical European urban wastewater system. In Applied Research. <https://doi.org/10.1002/appl.202200078>.

Bertling, J.; Hamann, L.; Bertling, R. (2018): Kunststoffe in der Umwelt. Available online at: <https://www.umsicht.fraunhofer.de/content/dam/umsicht/de/dokumente/publikationen/2018/kunststoffe-id-umwelt-konsortialstudie-mikroplastik.pdf>.

- Fuhrmann, Tim; Urban, Ingo; Scheer, Holger; Lau, Philipp; Reinhold, Luisa; Barjenbruch, Matthias et al. (2021): Mikroplastik-Emissionen aus Kläranlagen. In Mikroplastik-Emissionen aus Kläranlagen 2021 (9), pp. 730–741. <https://doi.org/10.3242/kae2021.09.003>.
- Järlskog, Ida; Strömvall, Ann-Margret; Magnusson, Kerstin; Galfi, Helén; Björklund, Karin; Polukarova, Maria et al. (2021): Traffic-related microplastic particles, metals, and organic pollutants in an urban area under reconstruction. In The Science of the total environment 774, p. 145503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145503>.
- Mintenig, S. M.; Int-Veen, I.; Löder, M.G.J.; Primpke, S.; Gerds, G. (2017): Identification of microplastic in effluents of wastewater treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. In Water research 108, pp. 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>.
- Murphy, Fionn; Ewins, Ciaran; Carbonnier, Frederic; Quinn, Brian (2016): Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic XVIII Environment. In Environmental science & technology 50 (11), pp. 5800–5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>.
- Tanentzap, Andrew J.; Cottingham, Samuel; Fonvielle, Jérémy; Riley, Isobel; Walker, Lucy M.; Woodman, Samuel G. et al. (2021): Microplastics and anthropogenic fibre concentrations in lakes reflect surrounding land use. In PLoS biology 19 (9), e3001389. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001389>.
- Venghaus, D; Frank Schmerwitz; Reiber J. und Sommer H. (2021): Reifenabrieb in der Umwelt-RAU. Available online at: <https://bmbf-plastik.de/de/publikation/reifenabrieb-der-umwelt-rau-abschlussbericht>, checked on 14/09/2024.

**Korrespondenz an:**

*Attaallah Abusafia*  
*Münstereifeler Str. 100, 53879 Euskirchen, Deutschland*  
*+49 17656993932*  
[a.y.abusafia@gmail.com](mailto:a.y.abusafia@gmail.com)