

Diplomarbeit

Ermittlung der Emissionen von Mikroplastik beim Wäschewaschen

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grads
Diplom-Ingenieur / Diplom-Ingenieurin
eingereicht an der TU Wien, Fakultät für Bau- und Umweltingenieurwesen

Diploma Thesis

Determination of Microplastic Emissions During Laundry Washing

Submitted in satisfaction of the requirements for the degree of
Diplom-Ingenieur / Diplom-Ingenieurin
of the TU Wien, Faculty of Civil and Environmental Engineering

von

Abdülbaki Özdemir, BSc
Matr.Nr.: 11701310

Betreuung: Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Dr.h.c **Helmut Rechberger**
Ing. Philipp Aschenbrenner
Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement
Forschungsbereich Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement
Technische Universität Wien,
Karlsplatz 13/226, 1040 Wien, Österreich

Wien, im Mai 2025



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

Danksagung

Zuallererst gilt mein tief empfundener Dank meiner Familie und meinem Freundeskreis, ohne sie wäre die Bewältigung dieses Studiums nicht möglich gewesen. Ein besonderer Dank gilt meiner Mutter Aysun, die mir dieses Studium überhaupt erst ermöglicht hat. Ihre Unterstützung, ihr Glaube an mich und ihre Stärke haben mich durch alle Herausforderungen getragen. Auch meiner Schwester Dilara danke ich von Herzen für ihren konstanten Rückhalt und ihren Zuspruch über die gesamte Dauer meines Studiums hinweg.

Ebenso danke ich meinen Freund:innen, die mir in stressigen Zeiten mit Verständnis, Motivation und der nötigen Ablenkung zur Seite standen. Ein großes Dankeschön geht an Christoph, mit dem ich gefühlt jede Lernphase und Prüfung gemeinsam gemeistert habe. Mein tiefster Dank gilt Julia, für ihre unerschütterliche Unterstützung, die vielen aufbauenden Witze in schwierigen Momenten, ihr offenes Ohr für alle möglichen Probleme und das gemeinsame Durchhalten. Ein ebenso herzliches Dankeschön geht an Marin, der mich mit Geduld und praktischer Hilfe durch die Höhen und Tiefen am Ende des Studiums begleitet hat und mir oft den Rücken freigehalten hat, damit ich mich auf das Wesentliche konzentrieren konnte.

Mein besonderer Dank gilt auch Herrn Univ.-Prof. Dr. Helmut Rechberger für die fachliche Begleitung dieser Arbeit, seine Unterstützung in inhaltlichen Fragen und die stets konstruktiven Rückmeldungen, ohne die diese Arbeit in dieser Form nicht entstanden wäre. Ebenso danke ich Ing. Philipp Aschenbrenner für die engagierte Unterstützung im Labor, die gemeinsame Ausarbeitung der Versuche und seine Hilfe bei der praktischen Umsetzung jeglicher Herausforderungen.

Nicht zuletzt danke ich der Caritas, insbesondere Selim Dolic, sowie Humana, insbesondere Lydia Schiroky, für die großzügigen Kleiderspenden und die freundliche, unkomplizierte Zusammenarbeit. Ihre Unterstützung hat wesentlich zum Gelingen des experimentellen Teils dieser Arbeit beigetragen.



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

Kurzfassung

Die vorliegende Diplomarbeit befasst sich mit der Freisetzung von Mikroplastikfasern aus synthetischen Textilien beim Waschvorgang. Ziel der Arbeit ist es, die freigesetzte Mikroplastikmenge unter realitätsnahen Bedingungen zu quantifizieren und den Einfluss verschiedener Waschparameter auf die Emission zu untersuchen.

Nach einer theoretischen Einführung zu Kunststoffen, Mikroplastik und insbesondere Mikrofasern sowie deren Umweltrelevanz und potenziellen Auswirkungen auf Organismen erfolgt eine detaillierte Beschreibung des experimentellen Vorgehens. In einer handelsüblichen Waschmaschine wurden praxisnah gebrauchte Kleidungsstücke aus Kleiderspenden gewaschen, wobei Standardwaschprogramme, handelsübliche Waschmittel und Mischtextilien (Baumwolle und Synthetik) zum Einsatz kamen. Das Abwasser wurde vollständig gesammelt, filtriert und gravimetrisch analysiert. Zur Bestimmung des Biomasseanteils in den Rückständen wurde das Verfahren der selektiven Auflösung (SDM) gemäß DIN EN ISO 21644:2021 angewendet.

In mehreren Versuchsreihen wurden zeitliche Faktoren sowie spezifische Waschparameter – darunter Schleuderdrehzahl, Waschmittelzugabe und der Einsatz eines Mikroplastikrückhaltesystems (Waschbeutel) – untersucht. Unter realitätsnahen Bedingungen lagen die absoluten Emissionen pro Waschgang zwischen 0,1 g und 0,5 g; bezogen auf die Wäschemenge ergaben sich spezifische Emissionen von 0,03–0,14 g/kg. Beim Einsatz eines Waschbeutels konnten diese auf 0,01–0,02 g/kg reduziert werden. Auf Basis dieser Werte wurde eine Abschätzung der jährlichen Mikroplastikfreisetzung durch häusliche Waschprozesse in Österreich vorgenommen. Im Mittel ergibt sich daraus eine Belastung von rund 140 t Mikroplastik pro Jahr, von denen nach Abzug der Rückhaltung in Kläranlagen schätzungsweise etwa 7 t in aquatische Systeme gelangen.

Die Arbeit leistet einen fundierten Beitrag zur Charakterisierung textilbedingter Mikroplastikemissionen und zeigt potenzielle Hebel zur Minderung dieser Umweltbelastung auf. Die Erkenntnisse sind für Konsument:innen, Hersteller, Umweltpolitik und Forschung gleichermaßen relevant und bilden eine Grundlage für künftige Strategien zur Reduktion textilbezogener Umwelteinträge sowie für weiterführende Forschung im Bereich nachhaltiger Textilproduktion und -pflege.

Schlagwörter: Mikroplastik, Mikrofasern, synthetische Textilien, Waschvorgang, Materialverlust, Umweltauswirkungen



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

Abstract

This master's thesis focuses on the release of microplastic fibres from synthetic textiles during household washing processes. The aim of the study is to quantify the amount of microplastic released under realistic conditions and to examine the influence of various washing parameters on emission levels.

Following a theoretical introduction to plastics, microplastics, and in particular microfibres – including their environmental relevance and potential effects on organisms – the experimental procedure is described in detail. Under practical conditions, used garments from clothing donations were washed in a standard household washing machine using conventional programmes, commercial detergents, and mixed textiles (cotton and synthetics). The resulting wastewater was completely collected, filtered, and analysed gravimetrically. To determine the biomass content in the residues, the method of selective dissolution (SDM) in accordance with DIN EN ISO 21644:2021 was applied.

Several test series were conducted to examine temporal effects and specific washing parameters, including spin speed, detergent use, and the application of a microplastic retention system (washing bag). Under realistic conditions, the absolute emissions per wash cycle ranged from 0,1 g to 0,5 g; based on laundry weight, specific emissions ranged from 0,03 to 0,14 g/kg. When using a washing bag, emissions were reduced to between 0,01 and 0,02 g/kg. Based on these values, an estimate of the annual microplastic release from household washing processes in Austria was carried out. On average, this results in approximately 140 t of microplastics per year, of which an estimated 7 t enter aquatic systems after wastewater treatment.

The study provides a well-founded contribution to the characterisation of textile-related microplastic emissions and highlights potential levers for reducing this environmental burden. The findings are relevant to consumers, manufacturers, environmental policy, and research alike, offering a foundation for future strategies aimed at reducing microplastic pollution from textiles and for advancing research in the field of sustainable textile production and care.

Keywords: microplastics, microfibres, synthetic textiles, washing process, material loss, environmental impact



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	11
Abbildungsverzeichnis	12
Tabellenverzeichnis	13
1 Einleitung	15
1.1 Motivation.....	16
1.2 Forschungsfragen.....	16
1.3 Forschungsmethodik.....	16
1.4 Forschungsabgrenzung.....	17
2 Theoretische Grundlagen	19
2.1 Einführung in Kunststoffe.....	19
2.2 Definition und Klassifikation von Mikroplastik.....	20
2.2.1 Einteilung nach Partikelgröße.....	21
2.2.2 Einteilung nach Polymerart bzw. Dichte.....	22
2.2.3 Einteilung nach Ursprungsart.....	23
2.2.4 Einteilung nach Form.....	25
2.3 Mikrofasern als spezifische Form von Mikroplastik.....	26
2.3.1 Definition und Charakterisierung von Mikrofasern.....	27
2.4 Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik.....	27
2.4.1 Terrestrische Quellen von Mikroplastik.....	29
2.4.2 Marine Quellen von Mikroplastik.....	30
2.4.3 Transportmechanismen von Mikroplastik.....	30
2.5 Ökologische und gesundheitliche Auswirkungen von Mikroplastik.....	32
2.5.1 Auswirkungen auf Tiere und Menschen.....	34
2.5.2 Auswirkungen auf Pflanzen.....	36
2.6 Normative und rechtliche Grundlagen.....	37
2.7 Mikroplastikfreisetzung durch Textilwäsche: Stand der Forschung.....	39
2.7.1 Quantitative Übersicht zu Emissionsraten.....	39
2.7.2 Einflussfaktor: Textiltyp und -struktur.....	44
2.7.3 Einflussfaktor: wiederholte Wäschen/Alterung.....	45
2.7.4 Einflussfaktor: Waschparameter.....	45
2.7.5 Einflussfaktor: Maschinen- und Filtertechnik.....	47
2.7.6 Einflussfaktor: Trocknungsprozesse.....	47
3 Methodik	49
3.1 Allgemeines.....	49
3.1.1 Übersicht der Versuchsreihen.....	49
3.1.2 Beschreibung der verwendeten Waschmaschine.....	50
3.1.3 Platzierung der Waschmaschine.....	51
3.1.4 Beschreibung der verwendeten Textilien.....	53
3.1.5 Beschreibung der verwendeten Waschmittel.....	55
3.2 Konditionierung der Waschmaschine bzw. des Versuchsaufbaus.....	56
3.3 Vorversuche.....	56

3.3.1	Erster Vorversuch	56
3.3.2	Zweiter Vorversuch	59
3.3.3	Dritter Vorversuch	60
3.3.4	Erfassung von Blindwerten	61
3.3.5	Überprüfung der Filtrierbarkeit bei Verwendung von Pulverwaschmittel	61
3.4	Hauptversuche - Versuchsaufbau und Durchführung	63
3.4.1	Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)	66
3.4.2	Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S)	68
3.4.3	Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)	69
3.4.4	Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB)	72
4	Analysenmethoden	75
4.1	Probensammlung und – Vorbereitung	75
4.2	Probenanalyse: Verfahren der selektiven Auflösung (SDM)	75
4.2.1	Voranalyse zur Methodenüberprüfung - SDM	76
4.2.2	Voranalyse zur Methodenüberprüfung - Bestimmung des Aschegehaltes	79
4.2.3	Hauptanalyse sämtlicher Proben	80
5	Ergebnisse	83
5.1	Übersicht der Probenmassen aus den Waschversuchen	83
5.2	Hauptversuche – Zeitreihe	85
5.3	Hauptversuche – Schleuderzahl	88
5.4	Hauptversuche – Waschmittel	90
5.5	Hauptversuche – Waschbeutel	92
5.6	Zusammenfassung	94
6	Hochrechnung der Mikroplastikemissionen	97
6.1	Datengrundlage und Ausgangssituation	97
6.2	Berechnung und Ergebnisse der Hochrechnung	98
7	Diskussion	101
7.1	Einordnung und Interpretation der Ergebnisse	101
7.2	Vergleich mit bestehender Literatur	104
7.3	Relevanz und gesellschaftlicher Kontext	106
7.4	Methodische Einschränkungen und Grenzen der Studie	107
7.5	Beantwortung der Forschungsfragen	108
8	Schlussfolgerung und Ausblick	111
8.1	Gesellschaftliche, industrielle und regulatorische Implikationen	111
8.2	Empfehlungen für zukünftige Forschung	112
	Literaturverzeichnis	113
	Anhang A – Textilien	117
	Anhang B – Versuchsprotokolle und Ergebnisse	128
	Anhang C – Fotografische Dokumentation	134

Abkürzungsverzeichnis

BMK	Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
CV	Viskose
CLY	Lyocell
CO	Baumwolle
EL	Elastan
EPS	Expandiertes Polystyrol
HV-S	Hauptversuch – Schleudertzahl
HV-W	Hauptversuch – Waschmittel
HV-WB	Hauptversuch – Waschbeutel
HV-Z	Hauptversuch – Zeitreihe
m_{NB}	Masse des Nicht-Biomasse Anteils [g]
MP	Mikroplastik
PA	Polyamid
PAN	Polyacryl
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PES	Polyester
PLA	Polymilchsäure
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
SDM	Verfahren der selektiven Auflösung (en: selective dissolution method)
UBA	Umweltbundesamt
VV	Vorversuch
w_{MP}	Spezifische Mikroplastikemissionen [g/kg]

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Übersicht über verschiedene Größeneinteilungen von Kunststoffpartikeln in der Literatur (nach [12], [2], [3] und [5] von oben nach unten dargestellt; nicht maßstabsgetreu).....	22
Abb. 2.2: Dichte von unterschiedlichen Kunststoffen (nach [11])	23
Abb. 2.3: Globale Freisetzung von primärem Mikroplastik in die Weltmeere [15]	25
Abb. 2.4: Einteilung von Mikroplastik nach Form [13]	26
Abb. 2.5: Übersicht anthropogener Mikrofasern [22]	27
Abb. 2.6: Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik [10].....	28
Abb. 2.7: Vergleich der spezifischen Mikroplastikemissionen in [g/kg Waschlading] aus der Literatur	43
Abb. 3.1: Platzierung der Waschmaschine	51
Abb. 3.2: Mindest- und Maximalhöhen des Ablaufschlauchs [51].....	52
Abb. 3.3: Geringfügige Überschreitung der Maximalhöhe.....	52
Abb. 3.4: Versuchsaufbau 1. Vorversuch (links Filter 1-6; rechts Filter 7& 8).....	57
Abb. 3.5: Glasfritte (links), neue Unterkonstruktion (rechts)	58
Abb. 3.6: Umstieg auf Druckfiltration	60
Abb. 3.7: Filter für Kleinversuch: Pall (links), VWR (mittig), Metallfilter (rechts).....	62
Abb. 3.8: Versuchsaufbau Filtrierbarkeit Waschmittellösung	63
Abb. 3.9: Schematischer Versuchsablauf.....	63
Abb. 3.10: Vorgangsweise zur Probensammlung (eigene Darstellung).....	64
Abb. 3.11: Versuchsaufbau Hauptversuch (Druckfiltration) (eigene Darstellung).....	65
Abb. 3.12: Versuchsaufbau Hauptversuch (Vakuumfiltration) (eigene Darstellung)	66
Abb. 3.13: Schaumbildung im Sammelbehälter (HV-Z 1).....	67
Abb. 3.14: Belegter Filter (HV-S 3)	68
Abb. 3.15: Verstopfter Filter durch Waschmittellösung.....	69
Abb. 3.16: Abwasserproben - unterer Ausfluss (links), oberer Ausfluss (rechts)	70
Abb. 3.17: Filter nach Kontrollversuch (keine Textilien, nur Pulverwaschmittel).....	71
Abb. 3.18: Befüllter Waschbeutel.....	73
Abb. 3.19: Feststoffe aus dem Beutel.....	74
Abb. 4.1: Prüfmengen B nach erfolgter SDM	77
Abb. 4.2: Prüfmengen B nach erfolgter Filtration.....	78
Abb. 4.3: Vorgangsweise SDM zur Bestimmung des Gehaltes an Nicht-Biomasse (eigene Darstellung)	79
Abb. 4.4: Prüfmenge A nach der Veraschung	80
Abb. 5.1: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)	87
Abb. 5.2: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)..	87
Abb. 5.3: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S); 1400 bzw. 800 U/min	89
Abb. 5.4: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S); 1400 bzw. 800 U/min	89
Abb. 5.5: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)	91
Abb. 5.6: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)	91
Abb. 5.7: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB).....	93
Abb. 5.8: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB).....	93
Abb. 5.9: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche (gesamt)	94
Abb. 5.10: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche (gesamt)	94

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Übersicht der Emissionswerte aus der Literatur.....	41
Tab. 3.1: Übersicht zu den Versuchsreihen der Vor- und Hauptversuche.....	49
Tab. 3.2: Übersicht der Waschladung HV-Z.....	53
Tab. 3.3: Übersicht der Waschladung HV-S/W/WB.....	54
Tab. 3.4: Übersicht der Filtertypen (erster Vorversuch).....	57
Tab. 3.5: Übersicht der Filtertypen (zweiter Vorversuch).....	59
Tab. 3.6: Blindwertermittlung der Waschmaschine.....	61
Tab. 3.7: Zusammenfassung – Überprüfbarkeit der Filtrierbarkeit.....	62
Tab. 3.8: Übersicht HV-Z.....	67
Tab. 3.9: Übersicht HV-S.....	68
Tab. 3.10: Berechnung der erforderlichen Pulverwaschmittelmenge (HV-W).....	69
Tab. 3.11: Berechnung der erforderlichen Pulverwaschmittelmenge (Kontrollversuch).....	70
Tab. 3.12: Berechnung der erforderlichen Flüssigwaschmittelmenge (HV-W).....	71
Tab. 3.13: Übersicht HV-W.....	72
Tab. 3.14: Übersicht HV-WB.....	73
Tab. 4.1: Anpassung der Reagenzmengen.....	77
Tab. 4.2: Übersicht Probenmassen.....	81
Tab. 5.1: Zusammenfassung wesentlicher Informationen der Versuchsreihen.....	83
Tab. 5.2: Zusammenfassung der Probenmassen aus den Vorversuchen (VV).....	84
Tab. 5.3: Zusammenfassung der Probenmassen aus den Hauptversuchen (HV-Z/S/W/WB).....	84
Tab. 5.4: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z).....	85
Tab. 5.5: Umrechnung des Aschegehaltes für die restlichen Proben.....	86
Tab. 5.6: Anpassung der Ergebnisse aus der Voranalyse an die Gesamtprobenmasse.....	86
Tab. 5.7: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z).....	87
Tab. 5.8: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S); 1400 bzw. 800 U/min.....	88
Tab. 5.9: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S) 1400 bzw. 800 U/min.....	89
Tab. 5.10: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W).....	90
Tab. 5.11: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W).....	90
Tab. 5.12: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB).....	92
Tab. 5.13: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB).....	92
Tab. 5.14: Mittelwerte und Wertebereich der Versuchsreihen.....	94
Tab. 6.1: Übersicht zur Hochrechnung der jährliche Wäschemenge österreichischer Privathaushalte.....	97
Tab. 6.2: Übersicht der verwendeten Emissionswerte.....	98
Tab. 6.3: Übersicht Hochrechnung jährliche Mikroplastikfreisetzung durch Haushaltswäsche... ..	98
Tab. 6.4: Berechnung des jährlichen Mikroplastikeintrages in aquatische Systeme.....	99
Tab. 7.1: Vergleich der prozentualen Reduktion zwischen den Versuchsreihen.....	102
Tab. 7.2: Relevante Emissionsdaten aus der Literatur.....	105



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

1 Einleitung

Kunststoffe sind aus der heutigen Gesellschaft nicht mehr wegzudenken. Ihre günstige Produktion, hohe Beständigkeit, Formbarkeit sowie ihr geringes Gewicht machen sie zu einem zentralen Werkstoff in nahezu allen Industriezweigen – von der Verpackungs- über die Bau- bis hin zur Textilindustrie. Die Kehrseite dieser Entwicklung zeigt sich jedoch zunehmend in Form einer weltweiten Umweltbelastung durch Plastikabfälle. Insbesondere langlebige Kunststoffrückstände stellen eine zunehmende Herausforderung für terrestrische und aquatische Ökosysteme dar. Eine besondere Problematik ergibt sich aus dem Eintrag von Mikroplastik (MP) – winzigen Kunststoffpartikeln, die durch Fragmentierungsprozesse oder mechanischen Abrieb entstehen und aufgrund ihrer geringen Größe in der Umwelt schwer zu kontrollieren sind.

Ein relevanter, aber bislang noch nicht ausreichend quantifizierter Eintragspfad von Mikroplastik in die Umwelt ist der Haushaltswaschprozess synthetischer Textilien. Beim Waschen lösen sich Mikrofasern, also faserförmige Mikroplastikpartikel, aus dem Gewebe und gelangen über das Abwasser in Kläranlagen und potenziell weiter in natürliche Gewässer. Dabei beeinflussen verschiedene Faktoren wie das Textilmaterial, die Alterung der Kleidung sowie die konkreten Waschbedingungen (z. B. Schleuderdrehzahl, Waschmittel etc.) die Freisetzung der Partikel. Obwohl das Thema in den letzten Jahren verstärkt in den Fokus der Wissenschaft gerückt ist, fehlt es noch immer an praxisnahen, methodisch einheitlichen Untersuchungen zur Abschätzung der tatsächlichen Emissionsmengen im Haushaltsmaßstab.

Die vorliegende Arbeit widmet sich daher der quantitativen Erhebung der beim Wäschewaschen freigesetzten Mikroplastikfasern unter realitätsnahen Bedingungen. Ziel ist es, durch systematisch aufgebaute Versuchsreihen zu untersuchen, welche Mengen an synthetischen Fasern freigesetzt werden und wie diese durch unterschiedliche Waschparameter beeinflusst werden können. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf Mischgeweben, wie sie in typischer Haushaltswäsche vorliegen, sowie auf dem Einsatz von handelsüblichen Waschprogrammen und -mitteln. Die Rückstände werden mittels eines im Rahmen eines Forschungsprojekts (GeBeMa) entwickelten, Filtrationsverfahrens mit definiertem Verfahrensablauf gesammelt, welches für diese Arbeit unverändert übernommen wurde. Die anschließende gravimetrische Auswertung erfolgt ergänzt durch eine chemische Differenzierung des Nichtbiomasseanteils auf Basis des Verfahrens der selektiven Auflösung (SDM) gemäß DIN EN ISO 21644:2021.

Um einen klaren Aufbau zu gewährleisten, gliedert sich die Arbeit wie folgt: In Kapitel 1 werden abseits von der Einleitung die Hintergründe wie persönliche Motivation, die Forschungsfragen, die methodische Vorgehensweise sowie die Abgrenzung der Untersuchung erläutert. Kapitel 2 behandelt die theoretischen Grundlagen. Dazu zählen die Definition und Einordnung von Mikroplastik bzw. Mikrofasern, bestehende Klassifikationen, relevante Polymerarten, Quellen und Eintragspfade in die Umwelt sowie damit verbundene ökologische Risiken. Kapitel 3 beschreibt die methodische Herangehensweise bei der Planung und Durchführung der Waschversuche, einschließlich des Versuchsaufbaus und der eingesetzten Textilien. In Kapitel 4 werden die verwendeten Analysemethoden erläutert, insbesondere die selektive Lösemethode (SDM) zur Abtrennung biogener Bestandteile sowie die gravimetrische Auswertung der Rückstände und der Bestimmung des Aschegehaltes. Kapitel 5 stellt die Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen dar. Im darauffolgenden Kapitel 6 wird auf Grundlage der gemessenen Emissionswerte eine Hochrechnung auf nationaler Ebene durchgeführt, um die potenziellen Mikroplastikemissionen durch Haushaltswaschen in Österreich abzuschätzen. Kapitel 7 beinhaltet eine kritische Diskussion der Ergebnisse, einen Vergleich mit Literaturwerten sowie eine Bewertung methodischer Einschränkungen und Einflussfaktoren. Den Abschluss bildet Kapitel 8, das die wesentlichen

Schlussfolgerungen zusammenfasst, gesellschaftliche und technische Implikationen thematisiert und Empfehlungen für zukünftige Forschung aufzeigt.

1.1 Motivation

Die Auseinandersetzung mit dem Thema Mikroplastikemissionen beim Waschen synthetischer Textilien entspringt einem persönlichen Umweltbewusstsein und dem Wunsch, einen Beitrag zur Bewältigung der aktuellen Umwelt- und Klimakrise zu leisten. Aufgewachsen mit Bildern von vermüllten Meeren, schwimmenden Plastikinseln und betroffenen Meerestieren, war das Thema Kunststoffverschmutzung seit jeher präsent. Während der Begriff „Mikroplastik“ in den letzten Jahren zunehmend in den öffentlichen Diskurs gerückt ist, bleibt der wissenschaftliche Kenntnisstand in vielen Bereichen noch unvollständig. Gerade im Bereich der alltäglichen Quellen, wie dem Waschen von Kleidung, besteht erheblicher Forschungsbedarf.

Im Rahmen des Studiums sowie durch persönliche Auseinandersetzung mit umwelttechnischen Themen rückte die Thematik Mikroplastik zunehmend in den Fokus. Die Frage, welchen Beitrag Textilien, und insbesondere deren Pflege durch regelmäßige Wäsche, zur Mikroplastikproblematik leisten, entwickelte sich zur zentralen Forschungsfrage dieser Arbeit. Die Kombination aus eigener Neugier, Relevanz für Umwelt- und Gesellschaft sowie die Möglichkeit, methodisch-experimentell zu arbeiten, formten letztlich die Entscheidung zur Wahl dieses Forschungsthemas.

1.2 Forschungsfragen

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Freisetzung von Mikroplastikfasern während des Waschprozesses synthetischer Textilien unter haushaltsnahen Bedingungen zu untersuchen und zentrale Einflussfaktoren auf die Emissionsmenge zu identifizieren. In diesem Zusammenhang sollen folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

- 1) Welche Mengen an Mikroplastik werden in den eigenen Versuchsreihen bei der Hauswäsche synthetischer und gemischter Textilien freigesetzt?
Im Mittelpunkt steht die quantitative Erhebung der Mikrofasermenge, die während eines Waschgangs unter realitätsnahen Bedingungen emittiert wird.
- 2) Welchen Einfluss haben spezifische Betriebsparameter des Waschvorgangs – wie Schleuderdrehzahl, Einsatz von Waschmittel oder Reduktionsmaßnahmen (Waschbeutel) – auf die Freisetzung von Mikroplastik in den eigenen Versuchsreihen?
Ziel ist es, auf experimenteller Basis den Zusammenhang zwischen veränderbaren Waschbedingungen und der Menge an freigesetztem Mikroplastik systematisch zu untersuchen.
- 3) Wie lässt sich die im Rahmen dieser Arbeit ermittelte Mikroplastikmenge auf den Maßstab Österreichs hochrechnen?
Es soll ein Schätzwert für die jährliche Mikroplastikemission durch Hauswäsche in Österreich ermittelt werden, um das gesamtgesellschaftliche Ausmaß abschätzen zu können.

1.3 Forschungsmethodik

Die vorliegende Untersuchung basiert auf experimentellen Waschversuchen unter realitätsnahen Bedingungen, mit dem Ziel, die Freisetzung von Mikroplastikfasern aus synthetischer Hauswäsche zu quantifizieren. Aufbauend auf aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen wurden gebrauchte Kleidungsstücke systematisch gewaschen und das anfallende Abwasser einer Analyse unterzogen.

Die Versuchsreihen wurden in einem praxisorientierten Laborsetup durchgeführt, das eine handelsübliche Haushaltswaschmaschine, ein geschlossenes Abwassersammelsystem sowie eine anschließende Filtrations- und Aufbereitungseinheit umfasst. Um eine möglichst große Bandbreite potenzieller Einflussfaktoren auf die Mikroplastikfreisetzung abzudecken, wurden verschiedene Waschparameter – wie die Schleuderdrehzahl, der Einsatz von Waschmittel sowie die Verwendung technischer Reduktionsmaßnahmen (Waschbeutel) – gezielt variiert. Ergänzend wurde in einer Zeitreihe untersucht, ob sich der Emissionsverlauf bei wiederholter Wäsche verändert. Das aufgefangene Abwasser wurde mittels Druckfiltration durch Membrangewebefilter aufbereitet. Die durch die Filtration abgetrennten Rückstände wurden im Anschluss getrocknet, gravimetrisch bestimmt und einer selektiven chemischen Aufbereitung, in diesem Fall der selektiven Lösemethode (SDM) nach DIN EN ISO 21644:2021, unterzogen, um zwischen synthetischen und biogenen Bestandteilen zu differenzieren. Die Rückstände wurden primär über ihre Masse analysiert; eine ergänzende Bestimmung des Aschegehalts wurde normbasiert durchgeführt.

Die gewählten Methoden orientierten sich dabei an einschlägigen Normen (u. a. DIN EN ISO, 21646:2021, 21656:2021), mussten jedoch aufgrund der geringen Probenmengen stellenweise adaptiert werden. Insbesondere bei der Aschegehaltsbestimmung wurden repräsentative Einzelproben analysiert und die Ergebnisse auf die jeweiligen Versuchsgruppen übertragen. Der methodische Aufbau erlaubt eine nachvollziehbare und reproduzierbare Auswertung der freigesetzten Mikroplastikmengen und liefert zugleich fundierte Aussagen über den Einfluss haushaltsrelevanter Waschbedingungen auf das Emissionsverhalten synthetischer Textilien.

1.4 Forschungsabgrenzung

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf die Freisetzung von Mikroplastikfasern während des Waschvorgangs unter praxisnahen Bedingungen im Haushaltskontext. Untersucht wurden ausschließlich gebrauchte Kleidungsstücke, wie sie typischerweise in privaten Haushalten vorkommen. Die gewählten Textilien bestanden überwiegend aus synthetischen Fasern beziehungsweise Mischgeweben mit Baumwollanteil. Auf den Einsatz neuer Textilproben wurde bewusst verzichtet, um realitätsnahe Aussagen über tatsächliche Emissionen im Alltag treffen zu können.

Zur Nachbildung haushaltsüblicher Bedingungen kamen handelsübliche Waschmittel, eine serienmäßige Waschmaschine sowie Standardprogramme zum Einsatz. Die Waschvorgänge erfolgten im Rahmen eines laborgestützten, jedoch alltagsnah gestalteten Versuchsaufbaus. Spezialisierte Textilprodukte (z. B. Funktionskleidung, Industriegewäsche), außergewöhnliche Waschprogramme oder nicht handelsübliche Waschmittel wurden nicht berücksichtigt. Ebenso blieb die Betrachtung von Naturfasern oder von Mikrofaseraustrag durch maschinelle Wäschetrockner außerhalb des Untersuchungsrahmens. Ziel war es, sich methodisch klar auf realistische Haushaltsbedingungen zu beschränken und damit praxisrelevante Aussagen über potenzielle Emissionsmengen treffen zu können.



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

2 Theoretische Grundlagen

Um die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung fundiert einordnen zu können, werden in diesem Kapitel zentrale theoretische Grundlagen zu Mikroplastik und Mikrofasern vermittelt. Zunächst werden definitorische Aspekte und bestehende Klassifikationen von Mikroplastik erläutert, gefolgt von einer Darstellung relevanter Polymerarten und ihrer Eigenschaften. Anschließend wird auf die verschiedenen Quellen, Entstehungsmechanismen und Eintragspfade in die Umwelt eingegangen, mit besonderem Fokus auf den Haushaltswaschvorgang als unterschätzten, aber relevanten Emissionspfad. Abschließend werden die ökologischen Risiken diskutiert. Dieses Kapitel bildet somit das wissenschaftliche Fundament für die nachfolgenden experimentellen und analytischen Untersuchungen.

2.1 Einführung in Kunststoffe

Der Begriff „Plastik“ leitet sich vom griechischen Wort „plastikos“ ab, was so viel bedeutet wie „formbar“ [1]. In der vorliegenden Arbeit werden die Begriffe Plastik, Kunststoff und Polymer als Synonym verwendet. Kunststoffe sind organische Verbindungen auf Kohlenstoffbasis, die aus zahlreichen Monomeren bestehen, welche sich zu Makromolekülen, den sogenannten Polymeren, zusammenschließen. Zu den wichtigsten und am häufigsten verwendeten Polymergruppen zählen Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polyurethan (PUR), Polyethylenterephthalat (PET) und Polystyrol (PS). Diese Materialien decken den Großteil der weltweiten Marktnachfrage ab [2]. Mit der fortschreitenden Industrialisierung erlebte die Kunststoffproduktion seit den 1960er-Jahren einen exponentiellen Anstieg. Weltweit wurden bislang schätzungsweise rund 8,3 Milliarden Tonnen Kunststoff produziert. Damit zählt Kunststoff heute zu den meistverbreiteten Materialien moderner Gesellschaften und findet Anwendung in nahezu allen Bereichen des täglichen Lebens [3].

Kunststoffe verdanken ihre weite Verbreitung einer Vielzahl vorteilhafter Eigenschaften, die sie zu einem essenziellen Werkstoff in modernen Gesellschaften machen. Ihre geringe Dichte prädestiniert sie als Leichtbaumaterialien, die trotz ihres niedrigen Gewichts eine hohe Festigkeit aufweisen. Ihre vielseitige Formbarkeit ermöglicht die Herstellung komplexer Geometrien durch Verfahren wie Spritzgießen, Tiefziehen oder Blasformen, während moderne Technologien wie der 3D-Druck zusätzliche Gestaltungsspielräume eröffnen. Dank ihrer Elastizität und Zähigkeit sind Kunststoffe widerstandsfähig gegenüber mechanischen Belastungen, können nach Formänderungen in ihre ursprüngliche Gestalt zurückkehren und weisen eine hohe Bruchsicherheit auf. Ihre chemische Beständigkeit, insbesondere bei Polymeren wie PE, PP oder PVC, sorgt für Korrosionsresistenz und eine lange Lebensdauer. Zudem wirken die meisten Kunststoffe als hervorragende Isolatoren gegen elektrische und thermische Einflüsse. Neben ihren physikalischen Eigenschaften bieten Kunststoffe funktionale Vorteile für zahlreiche Industrien. In der Verpackungsbranche verlängern sie die Haltbarkeit von Lebensmitteln und reduzieren durch optimierte Lager- und Transportbedingungen Verluste entlang der Lieferkette. Im Logistiksektor ermöglichen sie als leichte, stabile Transportbehälter eine effiziente und wirtschaftliche Distribution. Kunststoffgehäuse schützen elektronische Geräte, während Dämmstoffe in der Bau- und Fahrzeugindustrie zur Energieeinsparung beitragen. Aufgrund ihrer chemischen und witterungsbeständigen Eigenschaften finden Kunststoffe Anwendung in maritimen Bereichen, bei Abdeckplanen oder in Kraftstoffbehältern. Durch gezielte Verstärkung mit Glas- oder Kohlenstofffasern lassen sich Kunststoffe für Hochleistungsanwendungen optimieren, etwa im Flugzeugbau, wo sie ein hervorragendes Festigkeits-Gewichts-Verhältnis bieten. Die Vielzahl verfügbarer Kunststofftypen erlaubt eine präzise Anpassung an spezifische Anforderungen – ein wesentlicher Grund, warum Kunststoffe in nahezu allen technischen und industriellen Bereichen unverzichtbar geworden sind. Ihr kostengünstiger

Herstellungsprozess und ihre einfache Verarbeitung haben ihre globale Verbreitung zusätzlich begünstigt [4].

Trotz dieser Vielseitigkeit stellen Kunststoffe, insbesondere in Form von Plastikabfällen, ein globales Umweltproblem dar. Aufgrund ihrer chemischen Struktur sind sie nur sehr schwer biologisch abbaubar. Besonders in Entwicklungsländern fehlen häufig sowohl technologische und organisatorische Voraussetzungen als auch gesetzliche Regulierungen für eine nachhaltige Kunststoffproduktion und Abfallbewirtschaftung. Kunststoff gilt heute als eine der bedeutendsten Umweltbelastungen terrestrischer und mariner Ökosysteme. Die Ursachen für das weltweit steigende Kunststoffabfallaufkommen sind vielfältig: Kunststoffe verdrängen zunehmend traditionelle Materialien wie Holz, Keramik und Glas; das Bevölkerungswachstum führt zu steigendem Konsum; und die fortschreitende Urbanisierung begünstigt eine konsumorientierte Gesellschaft. Besonders kritisch ist der hohe Anteil an Einwegkunststoffen, insbesondere Verpackungen und Einwegprodukte, die nach kurzer Nutzung entsorgt werden. Einer globalen Schätzung zufolge haben etwa zwei Drittel der weltweit produzierten Kunststoffe eine durchschnittliche Nutzungsdauer von weniger als einem Monat [5].

In der Europäischen Union, Norwegen und der Schweiz beispielsweise, entfielen im Jahr 2013 etwa 20 % der globalen Kunststoffproduktion – insgesamt rund 57 Millionen Tonnen. Der größte Anteil wurde für Verpackungen verwendet (etwa 40 %), gefolgt vom Bausektor (20 %) und der Automobilindustrie (9 %). Die restlichen 31 % entfielen auf Konsumgüter, Haushalts- und Sportartikel, Möbel sowie Produkte aus dem Gesundheits- und Sicherheitsbereich [6]. Zwischen 1950 und 2015 wurden weltweit schätzungsweise 6,3 Milliarden Tonnen Kunststoffabfälle erzeugt – etwa 80 % davon verblieben in der Umwelt. Prognosen zufolge könnte die Plastikmenge in den Weltmeeren bis 2035 die Biomasse der dort lebenden Fische übersteigen. Ursache ist die extrem langsame Zersetzung von Kunststoffen, die zwischen 100 und 1000 Jahren dauern kann. Dadurch kommt es zu einer stetigen Akkumulation von Plastikabfällen in den Ozeanen. Die lange Verweildauer, die massenhafte Produktion, insbesondere von Einwegartikeln, der allgegenwärtige Einsatz in nahezu allen Lebensbereichen, unsachgemäße Handhabung, mangelhafte Entsorgung sowie das Fehlen effizienter Recycling- und Abbautechnologien machen Kunststoffabfälle zu einer der größten Herausforderungen für globale Umwelt- und Abfallmanagementsysteme. Hinzu kommen die hohe Persistenz in Ökosystemen, die unzureichende Kreislaufführung vieler Produkte sowie wirtschaftliche und politische Hürden bei der Umsetzung nachhaltiger Entsorgungsstrategien. Zusätzlich stellt die Fragmentierung von Kunststoffen in kleinste Partikel, sogenanntes Mikroplastik, eine zunehmend anerkannte Umweltgefahr dar [5]. Im folgenden Kapitel wird daher der Begriff Mikroplastik näher definiert und die unterschiedlichen wissenschaftlichen Abgrenzungen aufgezeigt, die als Grundlage für die weiteren Betrachtungen dienen.

2.2 Definition und Klassifikation von Mikroplastik

Trotz der starken medialen Aufmerksamkeit für das Thema Mikroplastik existiert bislang keine einheitliche, weltweit anerkannte wissenschaftliche Definition. Die Interpretation variiert je nach Studie, was den Vergleich zwischen einzelnen Forschungsergebnissen erheblich erschwert [7]. Die Vorsilbe „Mikro“ stammt aus dem Griechischen und bedeutet „klein“. Heute bezeichnet „Mikro“ den einmillionsten Teil einer Maßeinheit, wie zum Beispiel eines Meters, und liegt somit im Bereich der Mikrometer (μm). Mikroplastik umfasst demnach winzige Kunststoffpartikel oder -fasern. Innerhalb der wissenschaftlichen Fachwelt besteht bislang keine Einigkeit über eine verbindliche Begriffsdefinition, da bisher keine allgemein akzeptierte, globale Definition von Mikroplastik existiert [3].

Gemäß EU-Verordnung 2023/2055 [8] werden synthetische Polymermikropartikel (Mikroplastik) wie folgt definiert.

Feste Polymere, die folgende Bedingungen erfüllen:

- 1) Sie sind in Partikeln enthalten und machen mindestens 1 Gewichtsprozent dieser Partikel aus oder bilden eine kontinuierliche Oberflächenbeschichtung auf Partikeln;
- 2) Mindestens 1 Gewichtsprozent der unter Punkt 1 genannten Partikel erfüllt eine der folgenden Bedingungen:
 - a. Alle Dimensionen der Partikel sind gleich oder kleiner als 5 mm;
 - b. Die Länge der Partikel ist gleich oder kleiner als 15 mm und das Verhältnis von Länge zu Durchmesser ist größer als 3.
- 3) Ausgeschlossen davon sind Polymere,
 - a. welche Ergebnisse eines natürlichen Polymerisationsprozesses sind
 - b. welche nachweislich abbaubar sind
 - c. welche nachweislich löslich sind
 - d. welche in ihrer chemischen Struktur keine Kohlenstoffatome enthalten
- 4) Die untere Grenze für die Größe von synthetischen Polymermikropartikeln liegt bei:
 - a. 0,1 μm für Partikel und
 - b. 0,3 μm für faserartige Partikel.

Zusammenfassend definiert die Europäische Kommission gemäß der Verordnung (EU) 2023/2055 Mikroplastik als synthetische Polymerpartikel mit einer Größe von 0,1 μm bis 5 mm für nicht-faserartige Partikel bzw. 0,3 μm bis 15 mm für faserartige Partikel, die ein Längendurchmesser-Verhältnis von über 3 aufweisen. Diese Partikel bestehen aus synthetischen oder chemisch modifizierten natürlichen Polymeren, die fest, wasserunlöslich und schwer biologisch abbaubar sind. Auch faserartige Mikroplastikpartikel, wie sie aus synthetischen Fasern stammen, werden in dieser Definition berücksichtigt. Diese Definition wird auch im österreichischen Aktionsplan-Mikroplastik übernommen [9]. Andere Quellen, wie z.B. [10], ergänzen die Einteilung von Mikroplastikpartikeln zusätzlich zur Größenangabe durch weitere Merkmale wie Polymerart, Herkunft oder äußere Form.

2.2.1 Einteilung nach Partikelgröße

Die erste und vermutlich bekannteste sowie zugleich bedeutendste Charakterisierung von Mikroplastikpartikeln erfolgte im Jahr 2009 anhand ihrer Größe, wobei eine obere Grenze von 5 mm festgelegt wurde. Eine untere Grenze blieb damals undefiniert, da die damals zur Verfügung stehenden Messmethoden durch die Netzmaschenweite von 333 μm limitiert waren. Mit dem Fortschritt moderner Analytik- und Messtechniken ist es heute jedoch möglich, deutlich kleinere Partikel zu detektieren [10]. Aus diesem Grund variieren die in Studien verwendeten Untergrenzen für Mikroplastik, da sie stark von den jeweils eingesetzten Probenahme- und Analysemethoden abhängen. Insbesondere die Porengröße der verwendeten Filter beeinflusst die kleinste nachweisbare Partikelgröße maßgeblich. In der Literatur werden daher verschiedenste Untergrenzen berichtet, was die Herausforderung einer standardisierten Erfassung von Mikroplastikpartikeln verdeutlicht [11].

In der wissenschaftlichen Praxis wird Mikroplastik üblicherweise als Partikel mit einer Größe von weniger als 5 mm definiert. Darüber hinaus existieren jedoch Studien, die eine deutlich engere Obergrenze von 1 mm vorschlagen, da sich diese Definition näher an der metrischen Klassifikation von „Mikro“ im Bereich von 1 bis 1000 μm orientiert. Die uneinheitliche Festlegung von oberen und unteren Grenzwerten erschwert jedoch die Vergleichbarkeit von Forschungsergebnissen und führt zu methodischen Inkonsistenzen, was wiederum die Aussagekraft einzelner Studien einschränkt [10].

In der Literatur existieren zahlreiche unterschiedliche Klassifizierungen von Kunststoffen nach ihrer Partikelgröße. Gemäß [12] wird zwischen Megaplastik (>500 mm Durchmesser), Makroplastik (500 – 200 mm), Mesoplastik (200 – 5 mm) und Mikroplastik (<5mm) unterschieden. Quelle [2] schlägt eine andere Einteilung vor: Makroplastik (>25 mm), Mesoplastik (5–25 mm), Mikroplastik (1 µm – 5 mm) und Nanoplastik (1 nm – 1 µm). In [3] wird auf eine eigenständige Kategorie für Nanoplastik verzichtet, jedoch eine weitere Differenzierung innerhalb der Mikroplastik-Kategorie vorgenommen, nämlich Large Microplastic Particles (L-MPP, 1–5 mm) und Small Microplastic Particles (S-MPP, <1 mm). Quelle [5] geht noch einen Schritt weiter und unterteilt Small Microplastic Particles zusätzlich in „Small Micro“ (20 µm – 1 mm) sowie „Nanoplastik“ (1–1000 nm). Diese vielfältigen Einteilungen verdeutlichen die uneinheitliche wissenschaftliche Definition von Mikro- und Nanoplastik. In Abb. 2.1 sind die unterschiedlichen Größeneinteilungen der genannten Literaturquellen zusammengefasst (nicht maßstabsgetreu).

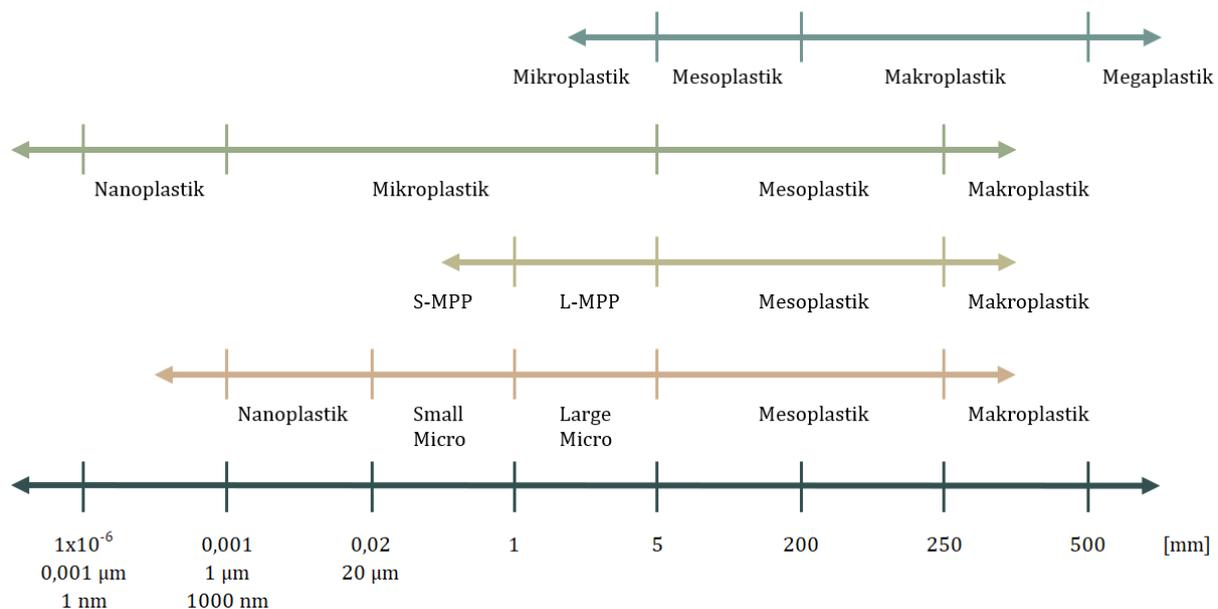


Abb. 2.1: Übersicht über verschiedene Größeneinteilungen von Kunststoffpartikeln in der Literatur (nach [12], [2], [3] und [5] von oben nach unten dargestellt; nicht maßstabsgetreu)

2.2.2 Einteilung nach Polymerart bzw. Dichte

Eine weitere Möglichkeit zur Klassifikation von Mikroplastik besteht in der Differenzierung nach Polymerart beziehungsweise Dichte. Mikroplastik kann grundsätzlich aus allen Polymerarten bestehen, da die Partikelgröße unabhängig von der chemischen Zusammensetzung des Polymers ist. Allerdings zeigen bisherige Untersuchungen, dass der Großteil des nachgewiesenen Mikroplastiks (75–100 %) aus PE, PP und PS besteht [10]. Die Dichte der jeweiligen Polymere beeinflusst maßgeblich die Verteilung von Mikroplastik in der Umwelt, insbesondere in aquatischen Systemen. Partikel mit einer Dichte größer als die von Meerwasser (ca. 1,025 g/cm³) neigen dazu, in Richtung Meeresboden zu sinken, während Partikel mit geringerer Dichte an der Wasseroberfläche verbleiben. Gleichwohl können auch dichte Mikroplastikpartikel durch Wasserströmungen, eingeschlossene Luftblasen sowie Wind- und Gezeitenkräfte in Oberflächengewässern transportiert oder dort gehalten werden [1].

In Abb. 2.2 sind die Dichten der am häufigsten vorkommende Kunststoffe dargestellt. Während expandiertes Polystyrol (EPS), PP und PE eine geringere Dichte als Wasser aufweisen und dementsprechend an der Oberfläche treiben, sind PET, PS und PVC dichter als Wasser und neigen dazu, schneller zu sedimentieren. Allerdings kann Biofilmbildung durch Mikroorganismen,

Bakterien und Pilze dazu führen, dass auch ursprünglich leichteres Mikroplastik an Dichte gewinnt und allmählich absinkt. Da sich die Probenahme in vielen Studien auf die Wasseroberfläche konzentriert, besteht die Gefahr, dass primär leichtere Polymere nachgewiesen werden, während schwerere Typen durch die gewählte Methodik unterrepräsentiert bleiben. Die Berücksichtigung der Polymerart, insbesondere im Hinblick auf die Dichte, ist daher ein zentraler Aspekt bei der Analyse von Mikroplastik [10].

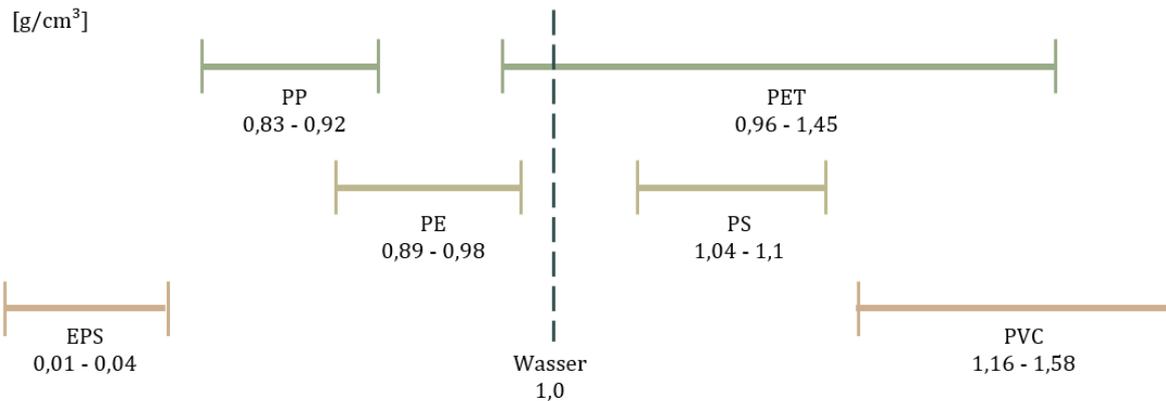


Abb. 2.2: Dichte von unterschiedlichen Kunststoffen (nach [11])

2.2.3 Einteilung nach Ursprungsart

Mikroplastik kann grundsätzlich nach seiner Ursprungsart in primäres und sekundäres Mikroplastik unterteilt werden. Primäres Mikroplastik wird bereits gezielt industriell in der benötigten Größenordnung (< 5 mm) hergestellt und liegt in Form von Granulaten, Pellets, Fasern oder Mikroperlen vor. Diese Partikel werden in verschiedenen Anwendungsbereichen eingesetzt [1]. Pellets und Granulate spielen eine zentrale Rolle in der Kunststoffverarbeitung und dienen als Ausgangsmaterial für die Herstellung einer Vielzahl von Kunststoffprodukten. Sie bilden die Grundlage für Konsumgüter wie Flaschen, Tüten, Behältnisse und zahlreiche Alltagsgegenstände. Aufgrund ihrer rieselfähigen und pumpbaren Eigenschaften lassen sie sich besonders einfach transportieren und effizient in industrielle Fertigungsprozesse integrieren. Neben ihrer Verwendung in der Kunststoffproduktion kommen sie auch in der Kosmetikindustrie als Mikroperlen (Microbeads) zum Einsatz, wo sie unter anderem in Peelings, Zahnpasten oder Duschgels als Schleif- und Reinigungsmittel beigemischt werden [13]. Darüber hinaus findet primäres Mikroplastik gezielte Anwendung in weiteren industriellen Bereichen – etwa in Polier- und Reinigungsmitteln, Farben und Lacken sowie als Trägermaterial für Pestizide. Häufig verwendete Polymere umfassen Polyethylen, Polypropylen, Polystyrol, Polyethylenterephthalat, Polyvinylchlorid, Polyamid (PA, auch als Nylon bekannt), Polyacrylamid (Polyacryl) und Polymilchsäure (PLA). Diese Kunststoffe zeichnen sich durch eine hohe Beständigkeit aus und sind in der Umwelt nur schwer abbaubar. Der Eintrag von primärem Mikroplastik in die Umwelt erfolgt überwiegend durch industrielle Produktionsprozesse, unzureichende Filtration in Kläranlagen oder unsachgemäße Entsorgung [14]. Weitere Quellen umfassen Straßenmarkierungen, deren Mikroplastik durch Witterung und Fahrzeugabnutzung freigesetzt wird, maritimen Anstriche, die durch Wartung und Gebrauch abblättern, und Stadtstaub, der durch Abrieb von städtischen Materialien und Infrastrukturen entsteht. Diese Verluste sind meist unabsichtlich und treten hauptsächlich während der Nutzung und Wartung der Produkte auf [15].

Die Einordnung von Mikrofasern – als Unterkategorie des Mikroplastiks (siehe Kapitel 2.3) – als primäres oder sekundäres Mikroplastik ist in der wissenschaftlichen Literatur uneinheitlich und abhängig von der jeweiligen Definition. Ähnlich wie bei der Festlegung von Größenkriterien

für Mikroplastik herrscht auch in der Fachliteratur Uneinigkeit hinsichtlich der Abgrenzung zwischen primärem und sekundärem Mikroplastik [11]. Während das Umweltbundesamt (UBA)[6], aber auch Quellen wie [16], [15] und [17] Mikrofasern als primäres Mikroplastik einstuft, betrachtet die Bundesanstalt für Risikobewertung (BfR)[18], sowie die Quellen [10] und [11] sie als sekundäres Mikroplastik. Diese Uneinigkeit zeigt, dass die Klassifizierung von Mikrofasern maßgeblich von der zugrunde liegenden Definition abhängt: Einerseits werden sie bereits in mikroplastischer Größe produziert und während des Waschens direkt in die Umwelt freigesetzt, was für eine Einstufung als primäres Mikroplastik spricht. Andererseits entstehen sie durch mechanischen Abrieb aus Textilien, wodurch sie sich von einem ursprünglich größeren Material ablösen – ein Prozess, der dem Zerfall größerer Kunststoffteile ähnelt und eine Einordnung als sekundäres Mikroplastik rechtfertigen könnte [13]. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit werden Mikrofasern als primäres Mikroplastik eingeordnet, da die Definition am schlüssigsten erscheint, wonach sie bereits in mikroplastischer Größe hergestellt und auch nach dem Waschprozess in genau dieser Form in die Umwelt freigesetzt werden. Vor diesem Hintergrund zählen synthetische Textilien, deren Mikrofasern sich beim Waschen ablösen und über das Abwasser in aquatische Systeme gelangen, zu den maßgeblichsten Quellen primären Mikroplastiks [15]. In Abb. 2.3 werden die wichtigsten Quellen für primäres Mikroplastik dargestellt.

Im Gegensatz zu primärem Mikroplastik entsteht sekundäres Mikroplastik durch den Zerfall größerer Kunststoffprodukte infolge chemischer, physikalischer und mechanischer Alterungsprozesse. Dieser Zerkleinerungsprozess wird je nach Mechanismus entweder als Fragmentierung (mechanische Zerkleinerung; z.B. durch Abrieb, Wellenbewegung oder Wind) oder als Degradation (chemischer Abbau) bezeichnet. Die Degradation von Kunststoffen kann auf verschiedene Weise erfolgen und wird in fünf Hauptkategorien unterteilt:

- Biologischer Abbau – erfolgt durch die Einwirkung lebender Organismen, insbesondere von Mikroben, die bestimmte Kunststoffe abbauen können (diese kommen in der Umwelt jedoch äußerst selten vor)
- Photodegradation – wird durch Lichteinwirkung, insbesondere durch ultraviolette (UV-) Strahlung der Sonne, ausgelöst und führt zur Schwächung und Fragmentierung des Materials (gilt als schnellster Prozess für die Zerkleinerung von Plastik)
- Thermooxidative Degradation – beschreibt einen langsamen oxidativen Abbau unter milderer Temperatureinwirkung, wie er beispielsweise durch langfristige Umwelteinflüsse auf Plastikabfälle entsteht.
- Thermale Degradation – bezeichnet chemische Reaktionen bei hohen Temperaturen, die allerdings unter natürlichen Umweltbedingungen kaum eine Rolle spielen.
- Hydrolyse – beschreibt die Spaltung chemischer Bindungen durch Reaktion mit Wasser, diese kann aber aufgrund ihres geringen Einflusses in der Umwelt vernachlässigt werden

Durch diese Mechanismen werden größere Kunststoffteile allmählich in immer kleinere Fragmente zersetzt, bis schließlich Mikroplastikpartikel entstehen [10]. Die wichtigsten Quellen für sekundäres Mikroplastik sind die Verwitterung unsachgemäß entsorgter Kunststoffprodukte wie Verpackungen, Plastiktüten, Flaschen oder Kanister, die durch UV-Strahlung und Witterungseinflüsse in immer kleinere Partikel zerfallen. Weitere relevante Quellen sind Kunststoffgranulate, die auf Kunstrasenplätzen eingesetzt werden, sowie der Abrieb von Schuhsohlen, deren Partikel durch Wind und Niederschläge in Böden, Gewässer und die Atmosphäre eingetragen werden [14].

Obwohl Mikroplastik in Kosmetikprodukten in der medialen Berichterstattung große Aufmerksamkeit erfährt, machen diese lediglich rund 2 % der gesamten Mikroplastikbelastung aus (vgl. Abb. 2.3). Die Hauptquellen für Mikroplastik in der Umwelt sind der Abrieb von Autoreifen sowie synthetische Textilien. Der Reifenabrieb trägt mit bis zu 28 % erheblich zur Gesamtmenge bei, da durch mechanische Beanspruchung während der Fahrt kontinuierlich Partikel freigesetzt

werden. Noch bedeutender ist der Beitrag synthetischer Textilien: Schätzungen zufolge machen sie etwa 35 % der globalen Mikroplastikemissionen aus – insbesondere durch Abrieb beim Tragen und durch Waschen [3].

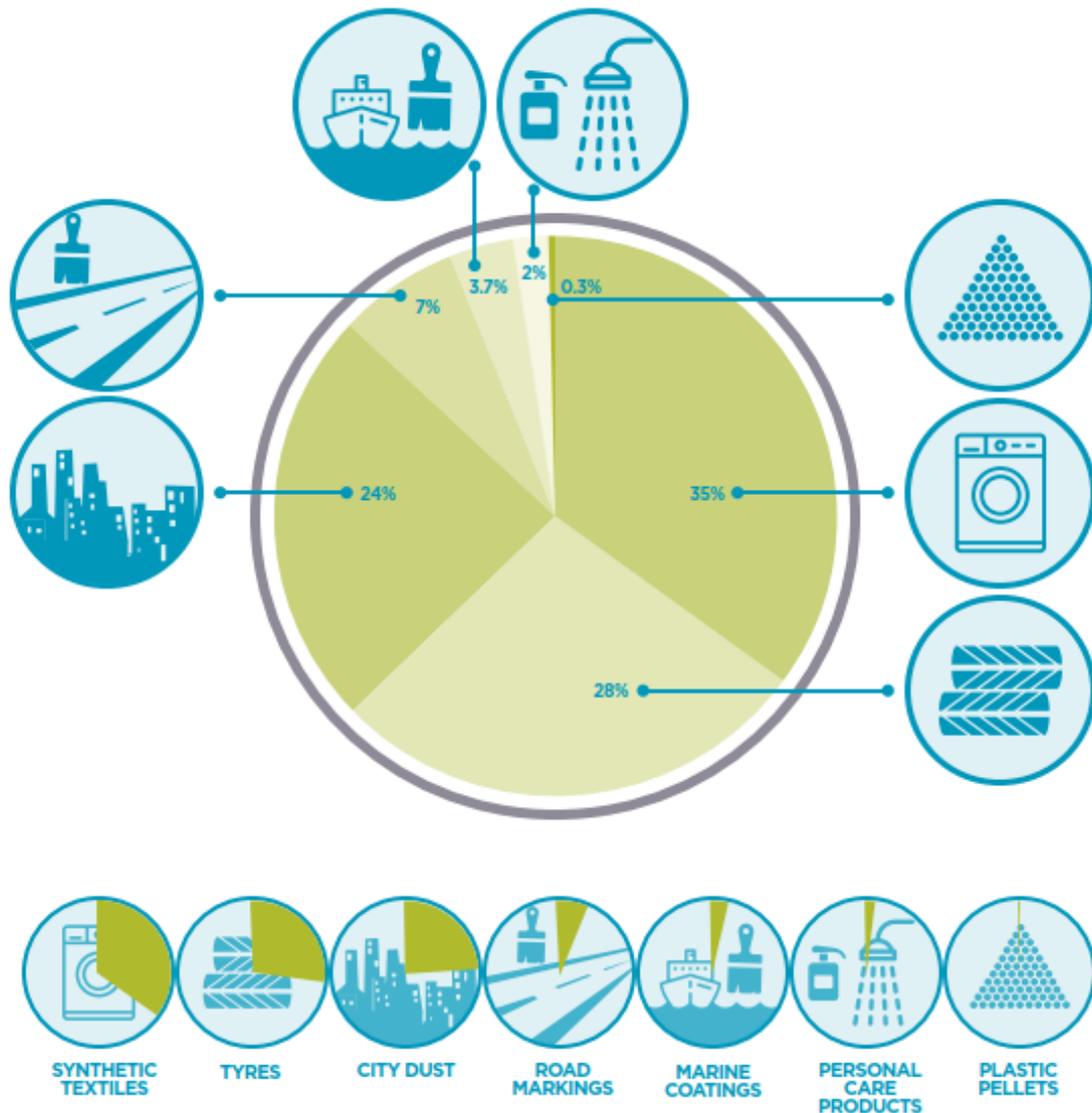


Abb. 2.3: Globale Freisetzung von primärem Mikroplastik in die Weltmeere [15]

2.2.4 Einteilung nach Form

Mikroplastik wird nicht nur nach seinem Ursprung, sondern auch hinsichtlich seiner physikalischen Form kategorisiert. Zu den bedeutendsten Formen gehören Pellets, Mikroperlen, Bruchstücke (Fragmente) sowie Filamente bzw. Fasern. Eine Übersicht dieser Formen ist in Abb. 2.4 dargestellt, in der auch die Problematik der Einordnung von Mikrofasern als primäres oder sekundäres Mikroplastik verdeutlicht wird. Neben diesen Mikroplastikformen existieren weitere Unterscheidungen wie Folien bzw. Mikrofilme und Schäume [1].

Wie bereit ins Kapitel 2.2.3 erwähnt, werden Pellets hauptsächlich als Ausgangsmaterial in der Kunststoffverarbeitung verwendet und können je nach Herstellungsprozess in Form von Zylindern, Scheiben oder Kugeln vorliegen und zählen stets zum primären Mikroplastik. Bruchstücke und Fasern hingegen entstehen überwiegend durch die mechanische Fragmentierung oder chemische Degradation größerer Kunststoffteile und werden daher dem sekundären Mikroplastik

zugeordnet. Die quantitative Erfassung der verschiedenen Mikroplastikformen in Umweltproben gestaltet sich unterschiedlich schwierig. Während Pellets und Bruchstücke vergleichsweise gut detektiert werden können, ist die Bestimmung von Mikroplastikfasern mit erheblichen methodischen Herausforderungen verbunden. Einerseits erschwert der geringe Durchmesser der Fasern die Probenahme, andererseits besteht ein hohes Risiko einer Fremdkontamination, da synthetische Fasern leicht über die Luft transportiert werden und sich beispielsweise von Kunstfasertextilien lösen können. Aufgrund dieser Schwierigkeiten wurde lange diskutiert, ob Fasern überhaupt in die Definition von Mikroplastik einbezogen werden sollten. Mittlerweile werden sie in den meisten wissenschaftlichen Arbeiten als Mikroplastik anerkannt, bleiben jedoch in zahlreichen Studien unterrepräsentiert. Eine anhaltende Uneinigkeit besteht hinsichtlich der Frage, welche Dimensionen der Mikroplastikfasern unter 5 mm liegen muss [10].

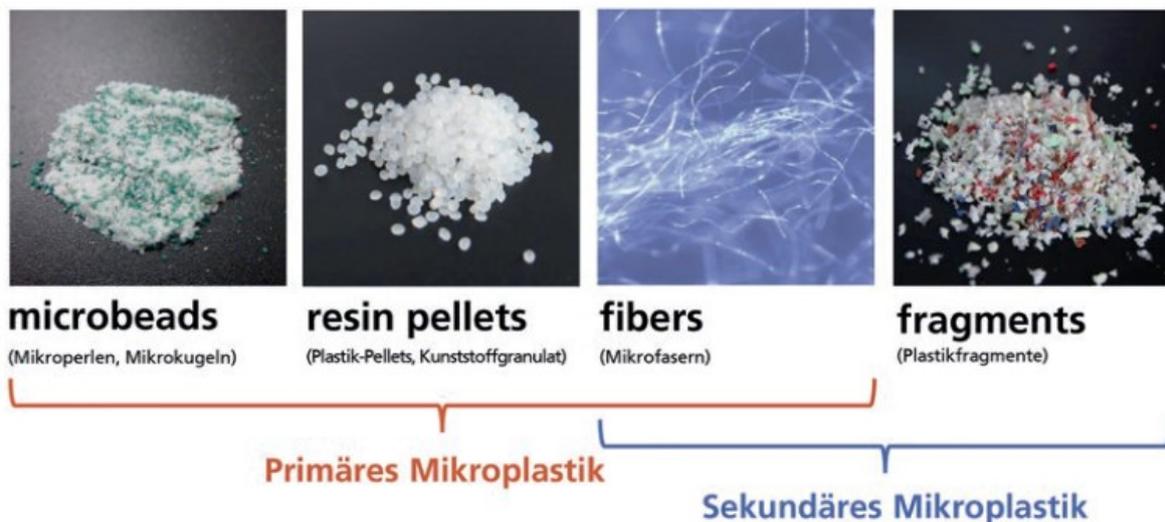


Abb. 2.4: Einteilung von Mikroplastik nach Form [13]

2.3 Mikrofasern als spezifische Form von Mikroplastik

Im Rahmen dieser Masterarbeit, die sich mit Mikroplastik aus synthetischen Textilien befasst, liegt der Schwerpunkt dieses Kapitels auf Mikrofasern (engl. „microfibers“). Diese stellen eine bedeutende Quelle für Mikroplastikemissionen in die Umwelt dar und spielen eine zentrale Rolle in der Mikroplastikproblematik. Studien zeigen, dass faserförmiges Mikroplastik in aquatischen Ökosystemen, sowohl im Meer als auch in Binnengewässern, besonders häufig vorkommt [11]. Der aus der Textilindustrie stammende Begriff „Mikrofaser“ wird im Kontext der Mikroplastikverschmutzung häufig mit „mikroplastischer Faser“ bzw. „faserartigem Mikroplastik“ gleichgesetzt, was zu begrifflichen Unschärfen führt. Daher ist eine klare Abgrenzung erforderlich. Ursprünglich wurde das Konzept der Mikrofaser in den 1970er-Jahren von der japanischen Firma Toray für sogenannte Mikrodener-Produkte entwickelt und erlebte in den 1980er- und 1990er-Jahren eine massenhafte Verbreitung in Europa und Nordamerika. In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff Mikrofaser synonym zu faserförmigem Mikroplastik verwendet und bezieht sich ausschließlich auf dessen umweltrelevante Dimension im Sinne eines aufkommenden Schadstoffproblems. Im Jahr 2020 betrug die weltweite Faserproduktion rund 120 Millionen Tonnen, was einem durchschnittlichen Pro-Kopf-Verbrauch von 16 kg entspricht. Synthetische Fasern machten dabei mit 74 Millionen Tonnen einen Anteil von 61,8 % aus, wobei jährlich Wachstumsraten von bis zu 5 % verzeichnet werden. Infolgedessen steigt auch die Emission synthetischer Mikrofasern kontinuierlich an [19].

2.3.1 Definition und Charakterisierung von Mikrofasern

Mikrofasern stellen eine spezifische Unterkategorie von Mikroplastik dar und umfassen synthetische Fasern. Ihre Einordnung und Definition gestaltet sich ebenso komplex und kontrovers wie bei Mikroplastik insgesamt. Bislang existiert keine einheitliche Definition oder Klassifikation, weshalb in vielen Studien unterschiedliche Größenangaben verwendet werden.

Eine präzise Definition hinsichtlich Größenbegrenzung und Form fehlt bislang. In [20] wird eine Einordnung anhand der Feinheit vorgenommen: Mikrofasern weisen demnach einen Durchmesser von weniger als 10 μm und eine Feinheit von unter einem Denier auf. Die Maßeinheit Denier beschreibt das Gewicht von 9000 Metern Faser in Gramm und dient der Klassifikation von Textilfasern [21]. Typisch für Mikrofasern ist ein sehr hohes Längen-Durchmesser-Verhältnis, das häufig im Bereich von 10^3 liegt. In [20] wird ergänzend dazu eine Definition vorgeschlagen, wonach Mikrofasern als natürliche oder synthetische, fadenförmige Materialien mit einem Durchmesser von weniger als 50 μm , einer Länge zwischen 1 μm und 5 mm sowie einem Längen-Durchmesser-Verhältnis von mehr als 100 zu definieren sind. Im Rahmen dieser Arbeit wird diese Definition übernommen, wobei der Fokus auf synthetischen Mikrofasern liegt. Die Etablierung einer allgemeingültigen und konsensfähigen Definition ist von hoher Relevanz für die wissenschaftliche Untersuchung sowie die regulatorische Kontrolle der Mikroplastikverschmutzung.

Es ist zu beachten, dass der Begriff „Mikrofaser“ zwar häufig auf synthetische Fasern angewendet wird, jedoch auch natürliche Fasern wie Baumwolle, Flachs, Wolle oder Seide aufgrund ihrer morphologischen Eigenschaften in diese Kategorie fallen können. Eine Übersicht über verschiedene anthropogene Fasertypen, welche diesen Sachverhalt darstellt, ist in Abb. 2.5 zu sehen. Zu den synthetischen Mikrofasern zählen Materialien wie Polyester, Nylon, Polyolefin und Acryl, wobei Polyester am häufigsten nachgewiesen wird. Mikrofasern lassen sich grob in zwei Kategorien unterteilen: Stapelfasern und Filamente. Stapelfasern besitzen üblicherweise eine Länge zwischen 3 und 20 cm, stammen meist von natürlichen Fasern (mit Ausnahme von Seide) oder sind synthetische Fasern, die auf diese Längen zugeschnitten wurden. Filamente hingegen werden typischerweise als kontinuierliche synthetische Fasern mit theoretisch unbegrenzter Länge produziert [20].

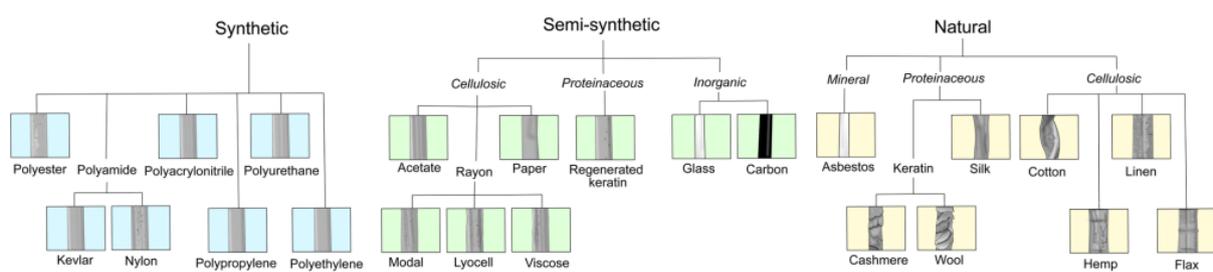


Abb. 2.5: Übersicht anthropogener Mikrofasern [22]

2.4 Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik

Nach der begrifflichen Einordnung und Klassifikation von Mikroplastik und Mikrofasern stellt sich nun die Frage, wie diese Partikel überhaupt in die Umwelt gelangen. Die bloße Existenz von Mikroplastik in Produkten oder Materialien allein führt noch nicht zwangsläufig zu einer Umweltbelastung – entscheidend sind vielmehr die Pfade, über die diese Stoffe freigesetzt und in terrestrische oder aquatische Ökosysteme eingetragen werden. Im folgenden Kapitel werden daher die Hauptquellen sowie die Eintragspfade von Mikroplastik näher beleuchtet und in ihrer Relevanz für die Umweltverschmutzung systematisch dargestellt. Ein unsachgemäßer Umgang mit

Kunststoffen und Kunststoffabfällen führt dazu, dass diese aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften – wie hoher Stabilität, Langlebigkeit, Beständigkeit gegenüber biologischem Abbau, hohem Molekulargewicht, komplexer dreidimensionaler Struktur und Hydrophobie – in der Umwelt verbleiben und sich über längere Zeiträume hinweg anreichern. Neben der fehlerhaften Entsorgung von Abfällen gibt es jedoch auch weitere Wege, auf denen Mikroplastik in die Umwelt gelangt [5].

Es kann zwischen punktuellen und diffusen Quellen unterschieden werden. Punktuelle Quellen umfassen vor allem Kläranlagen, welche Abwässer nicht ausreichend von Kunststofffasern aus Textilien oder Pellets aus Kosmetika reinigen können. Weitere punktuelle Quellen umfassen Fabrikabwässer, die Mikroplastik enthalten können. Diffuse Quellen umfassen vor allem Oberflächenabflüsse, die Reifenabrieb sowie größere Plastikgegenstände wie Zigarettenfilter und Verpackungsmüll in Flüsse, Seen, Abwasserkanäle und Meere transportieren. Zudem trägt die Landwirtschaft, insbesondere der Einsatz von Kunststoff-Abdeckplanen, zum Mikroplastikeintrag bei. In den Meeren und Ozeanen stellt auch die Fischereiindustrie eine bedeutende Quelle dar, da verlorene oder absichtlich entsorgte Fischernetze Mikroplastik freisetzen [13].

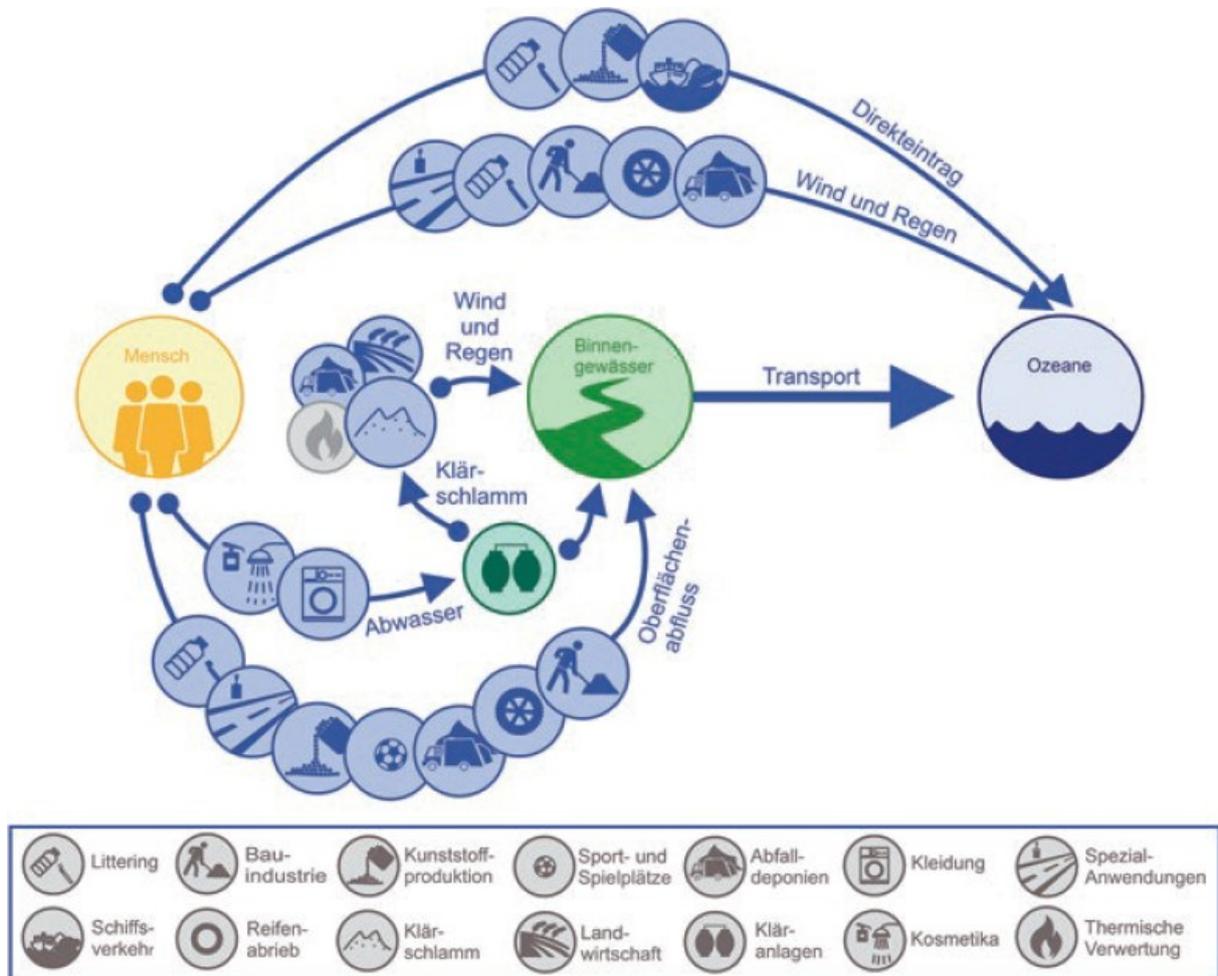


Abb. 2.6: Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik [10]

Mikroplastikquellen lassen sich außerdem in terrestrische und marine Ursprünge unterteilen. Schätzungen zufolge stammen etwa 80 % des Kunststoffabfalls aus landbasierten Quellen, während rund 20 % direkt auf marine Aktivitäten zurückzuführen sind [4]. Abb. 2.6 veranschaulicht die zentralen Quellen und Eintragspfade von Mikroplastik in Binnengewässer und Ozeane. Dabei wird deutlich, dass die überwiegende Mehrheit der Mikroplastikemissionen terrestrischen

Ursprungs ist, während wasserbasierte Quellen eine eher untergeordnete Rolle spielen. Mikroplastik aus landbasierten Quellen gelangt über Abwässer, Oberflächenabflüsse oder Kläranlagen entweder unmittelbar in die Ozeane oder zunächst in Binnengewässer, von wo aus es in marine Ökosysteme weitertransportiert wird [10].

2.4.1 Terrestrische Quellen von Mikroplastik

Der Großteil des Mikroplastiks in der Umwelt stammt aus landbasierten Quellen. Wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben, gelangen Mikroplastikpartikel über verschiedenste Eintragspfade in aquatische und terrestrische Ökosysteme. Besonders hervorzuheben sind dabei die zahlreichen Emissionen, die unmittelbar an Land entstehen, sei es durch industrielle Prozesse, alltägliche Konsumpraktiken oder infrastrukturelle Quellen. Mikroplastik aus terrestrischen Quellen gelangt auf unterschiedliche Weise in die Umwelt. In der Industrie entsteht Mikroplastik beispielsweise entlang der Produktions-, Verarbeitungs- und Entsorgungskette, sei es durch Verlust von Plastikpellets, Verarbeitung und Formgebung der Kunststoffteile oder Fehlentsorgung [2].

Darüber hinaus findet Mikroplastik Anwendung in industriellen Prozessen wie Sandstrahlen, sowie in Reinigungs- und Poliermitteln, als Trägermaterial für Dünger und Pflanzenschutzmittel, in Lacken und Farben, in Medizinprodukten und in einigen Kosmetikartikeln. Nach der Anwendung gelangen die Mikroplastikpartikel entweder über das Abwasser in die Abflusssysteme oder als Abrieb direkt in die Umwelt. Aber auch die Emissionen, die im Zuge der Abfallbeseitigung entstehen, sowie der Abrieb von Kunstharz- oder Acrylfarben tragen zum Mikroplastikeintrag bei. Darüber hinaus leisten auch Konsument:innen einen Beitrag zur Belastung, indem sie Verpackungen, Tüten, Flaschen oder Kanister unkontrolliert entsorgen. Diese Abfälle zerfallen unter dem Einfluss von UV-Strahlung oder anderen äußeren Einwirkungen in kleinere Partikel und gelangen auf diese Weise in die Umwelt [18].

Einer der größten terrestrischen Mikroplastikeinträge erfolgt jedoch durch den Verkehr, insbesondere durch den Abrieb von Autoreifen, welche mittels Regenwassers in Flüsse und Meere gespült wird. Außerdem setzt das Bauwesen Kunststoffe in Dämmstoffen, Farben und Baustoffen ein, wobei Materialverluste durch Abrieb, Verarbeitung und Abbrucharbeiten in die Umwelt gelangen. Auch in der Landwirtschaft tragen Kunststofffolien, die durch Witterungseinflüsse zerfallen, sowie Plastikreste im Kompost zur Mikroplastikbelastung bei. Freizeit- und Sportaktivitäten verstärken das Problem, etwa durch Kunstrasenplätze, die Mikroplastikfasern und Gummigranulat freisetzen, oder den Abrieb von Sportgeräten [2].

Wie bereits erläutert, ist eine besonders relevante und oft unterschätzte Quelle für Mikroplastik in der Umwelt das Waschen synthetischer Kleidung. Während des Waschvorgangs lösen sich Mikrofasern aus den Textilien, die mit dem Abwasser in Kläranlagen gelangen. Da diese Partikel dort nur teilweise herausgefiltert werden, können sie in natürliche Gewässer und letztlich in marine und terrestrische Ökosysteme eingetragen werden, wodurch sich Mikroplastik weiter anreichert. Neben der Haushaltswäsche tragen auch industrielle Prozesse sowie die Entsorgung und der Abbau von Textilprodukten zur Freisetzung von Mikrofasern bei, was ihre Umweltrelevanz zusätzlich verstärkt [22].

Während des gesamten Herstellungsprozesses, von Spinnen über Weben bis hin zu Färben und Nähen, gehen Fasern verloren, besonders in Nassprozessen wie Färben und Veredeln. Je nach Verarbeitungsschritt beträgt der Faserverlust zwischen 6 % und 43 %. Die genaue Verlustrate für synthetische Fasern ist unbekannt, aber Fehlmanagement in Spinnereien, Webereien und Produktionsstätten trägt erheblich zur Mikrofaserverschmutzung bei. Neben festen Abfällen sind

Abwässer aus Nassprozessen eine bedeutende Quelle für Mikrofasern. In Textilindustrieregionen können Konzentrationen von bis zu 54.100 Mikrofasern pro Liter auftreten. Kläranlagen weltweit entfernen nicht alle Mikrofasern, sodass große Mengen in Gewässer und Böden gelangen. Aber auch durch die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlämmen erfolgt ein Eintrag von Mikrofasern in die Umwelt [19].

2.4.2 Marine Quellen von Mikroplastik

Zur vollständigen Betrachtung sollten auch die marinen Quellen von Plastikemissionen berücksichtigt werden. Es wird allgemein angenommen, dass die Menge an Plastik, die vom Land in die Ozeane gelangt, erheblich größer ist als die direkte Eintragung auf dem Meer. Dennoch sind marinen Quellen, die vor allem mit Schifffahrts- und Fischereiaktivitäten verbunden sind, von Bedeutung. Auch Öl- und Gasplattformen sowie Aquakulturen stellen Eintragspfade für Plastik im Meer dar. In der Fischerei sind Kunststoffmaterialien heutzutage allgegenwärtig. Früher wurden Arbeitsmaterialien wie Angelleinen, Fischernetze und Fangkörbe aus natürlichen Rohstoffen wie Baumwolle hergestellt, doch mittlerweile dominieren Kunststoffe aufgrund ihrer stabilen Eigenschaften. Beim Fischfang gehen immer wieder Teile von Netzen verloren, oder komplette Netze werden beschädigt und verbleiben im Meer, was ein Risiko für Meereslebewesen darstellt; ein Phänomen, das als "Ghost Fishing" (Geisterfischen) bezeichnet wird. Zusätzlich tragen nicht nur Fischerboote, sondern auch Container- und Kreuzfahrtschiffe, Fähren und Freizeitboote zum Plastikmüll im Meer bei. Besonders in Küstennähe sind viele Schiffe aktiv. Wenn ein Containerschiff auf hoher See in einen Sturm gerät, können Container über Bord gehen, was ebenfalls zur Freisetzung von Plastik führt [2].

2.4.3 Transportmechanismen von Mikroplastik

Die Erfassung und Systematisierung der verschiedenen terrestrischen und marinen Quellen von Mikroplastik liefern wesentliche Erkenntnisse über den Ursprung der Umweltbelastung. Doch mit dem Eintrag der Partikel in die Umwelt endet ihre Relevanz nicht, vielmehr beginnt ein komplexer Verlagerungsprozess. Mikroplastik verbleibt nicht am Ort seiner Entstehung, sondern wird durch eine Vielzahl physikalischer, chemischer und biologischer Mechanismen weitertransportiert. Diese Prozesse bestimmen maßgeblich, wo und in welcher Form sich Mikroplastik in der Umwelt anreichert und potenziell Wirkung entfaltet. Das vorliegende Kapitel widmet sich daher der Frage, auf welchen Wegen Mikroplastikpartikel durch Atmosphäre, Gewässer und Böden transportiert werden und welche Umweltkompartimente dabei als Zwischen- oder Endstationen fungieren. Plastikpartikel, die einmal in die Umwelt gelangt sind, können auf unterschiedlichen Wegen verteilt werden, bevor sie sich an einem Ort anreichern. An Land tragen vor allem Windbewegungen zur Verlagerung bei, indem sie insbesondere leichte Partikel und Mikrofasern in die Atmosphäre aufwirbeln. Von dort aus gelangen die Partikel über Niederschlag zurück auf die Erdoberfläche, entweder in terrestrische Ökosysteme oder direkt in Gewässer. Darüber hinaus spielt auch der Oberflächenabfluss, insbesondere bei Starkregenereignissen, eine zentrale Rolle. Nicht versickerndes Regenwasser transportiert Mikroplastikpartikel über Straßen und Flächen in Flüsse, Bäche und Kanäle, von wo aus sie weiter bis in marine Systeme verfrachtet werden können [2]. Die Verbreitung und Ablagerung von Mikroplastikpartikeln wird maßgeblich durch meteorologische Faktoren wie Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit, Schadstoffkonzentration, lokale Umweltbedingungen sowie die Partikelgröße selbst beeinflusst. Insbesondere Wind kann Partikel vom Boden aufnehmen und in die Atmosphäre überführen, wodurch ein Transport über weite Distanzen möglich wird. Nach ihrer Ablagerung auf Land- oder Wasseroberflächen gelangen die Partikel erneut in Umweltkreisläufe, was zu einem kontinuierlichen Austausch zwischen Atmosphäre, terrestrischen und aquatischen Systemen führt [5].

Süßwasserökosysteme stellen aufgrund ihrer topografischen Lage in tiefer gelegenen Gebieten wie Tälern oder Überschwemmungsflächen zentrale Senken für Schadstoffe dar, so auch für Mikroplastik. Innerhalb dieses Systems spielen Flüsse hierbei eine Schlüsselrolle als Transportwege für Kunststoffe in marine Ökosysteme. Eine erhebliche Menge an Kunststoffpartikeln gelangt auf diesen Weg aus dem Binnenland in die Ozeane. Schätzungen zufolge gelangen jährlich zwischen 8 und 10 Millionen Tonnen Kunststoff in die Weltmeere, wobei ein bedeutender Anteil über Flusssysteme transportiert wird [5]. Im Meer angekommen, wirken verschiedene physikalische Prozesse auf die Verteilung der Kunststoffpartikel ein. Wellenbewegungen und Meeresströmungen spielen hierbei eine zentrale Rolle, da sie Mikroplastik nicht nur an Strände spülen, sondern auch den Transport über weite Distanzen in offene Ozeane ermöglichen. Durch diese Mechanismen erfolgt eine weitreichende Verteilung, wodurch Plastikpartikel selbst in abgelegenen und vermeintlich unberührten Regionen nachgewiesen werden konnten. Diese weiträumige Ausbreitung unterstreicht die globale Dimension der Mikroplastikproblematik und erschwert eine gezielte Rückführung der Partikel in Kreisläufe oder deren Entfernung aus der Umwelt [2].

Im marinen Umfeld lassen sich Kunststoffabfälle in drei Kategorien unterteilen:

- 1) Schwimmende Ablagerungen (Floating Debris/Garbage Patches): Diese sammeln sich in großen Meereswirbeln an, wie etwa im Great Pacific Garbage Patch.
- 2) Bodenablagerungen (Seafloor Plastics): Plastikpartikel lagern sich auf dem Meeresboden ab, wobei Faktoren wie Jahreszeit, ozeanische Strömungen, Meeresbodentopografie und lokale Quellen eine Rolle spielen.
- 3) Küstennahe Ablagerungen (Shoreline Plastics): Kunststoffabfälle an Küsten entstehen durch Meeresströmungen, jahreszeitliche Wetterbedingungen, Küstentourismus und soziodemografische Faktoren. [5]

Neben horizontalen Transportprozessen entlang der Wasseroberfläche kommt es auch zu vertikalen Bewegungen innerhalb der Wassersäule. Ein entscheidender Faktor hierbei ist das sogenannte Biofouling: Mikroorganismen und Algen lagern sich an Plastikpartikeln an, wodurch deren Dichte steigt und sie in tiefere Wasserschichten absinken. In kälteren, lichtarmen Regionen können diese Biofilme wieder zerfallen, sodass die Partikel erneut aufsteigen. Zudem tragen Lebewesen zur Verbreitung von Plastik bei, indem sie Partikel aufnehmen und diese an anderen Orten wieder ausscheiden. Besonders weitreichend ist dieser Effekt bei Vögeln, die Plastik über große Distanzen transportieren können. Diese Mechanismen verdeutlichen, dass Plastik ein hochmobiles Umweltproblem darstellt, dessen Verbreitung durch physikalische, chemische und biologische Prozesse beeinflusst wird [2].

Zusätzlich zu aquatischen Systemen stellt auch die Atmosphäre ein bedeutendes Transportmedium für Mikroplastik dar. Insbesondere Mikrofasern sind in der Lage, über weite Strecken durch die Luft verfrachtet zu werden. Eine wesentliche Quelle für luftgetragenes Mikroplastik sind synthetische Textilien, insbesondere Mikrofasern aus Kleidung. Beispielsweise kann bereits 1 g Acrylgewebe über 1100 Mikroplastikpartikel freisetzen. Diese Emissionen entstehen nicht nur beim Tragen, sondern auch beim Trocknen und durch die Abrasion weicher Textilien wie Teppiche oder Vorhänge. Weitere Quellen umfassen den Abbau größerer Kunststoffobjekte sowie industrielle Emissionen [5]. Besonders bei Mikrofasern stellt der atmosphärische Transport einen bedeutenden, häufig unterschätzten Mechanismus dar. Vom Wind erfasst, können diese Partikel über weite Distanzen getragen werden und aus urbanen Ballungsräumen bis in entlegene, unberührte Ökosysteme gelangen. Analysen von Staubproben belegen, dass Mikrofasern einen erheblichen Anteil an der atmosphärischen Partikelverschmutzung ausmachen [22]. Durch ihre geringe Dichte, Länge und Oberflächenstruktur können Mikrofasern Entfernungen von 10 bis 1000 km

überwinden, wobei insbesondere Hochwinde und Stürme eine zentrale Rolle spielen. Die genauen Transportprozesse sind bislang jedoch nur unzureichend erforscht [19].

Während sich Mikroplastik in der Atmosphäre großflächig verbreiten kann, stellt auch der Boden eine bedeutende Senke für die langfristige Anreicherung von Mikroplastikpartikeln, insbesondere Mikrofasern, dar. Ein erheblicher Anteil dieser Fasern gelangt über Kläranlagen in den Klärschlamm, da dort der Großteil der Partikel während der Abwasserreinigung zurückgehalten wird. Die Verwertung von Klärschlamm unterscheidet sich regional stark – in vielen Gebieten wird er aber vor allem als Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt [22]. Die Rückhaltekapazität von Kläranlagen ist maßgeblich von deren technischer Ausstattung abhängig. In Zuläufen wurden Konzentrationen von wenigen bis hin zu mehreren Hundert Mikrofasern pro Liter gemessen. Auch in den Abläufen bestehen teils erhebliche Unterschiede, wobei die Effizienz der eingesetzten Filtrationssysteme eine entscheidende Rolle spielt. Die im Klärschlamm gemessenen Konzentrationen schwanken stark, können jedoch mehrere Tausend Partikel pro Kilogramm Trockenmasse erreichen. Die Entsorgung bzw. Verwertung des Klärschlammes beeinflusst die weitere Verbreitung maßgeblich. Übliche Verfahren umfassen die landwirtschaftliche Ausbringung, Deponierung oder thermische Verwertung. Während bei der Verbrennung keine Mikroplastikrückstände verbleiben, kann es bei der Deponierung zu einer Freisetzung über Sickerwasser kommen. Wird Klärschlamm als Dünger verwendet, besteht die Möglichkeit, dass Mikrofasern durch Wind und Regen auf umliegende Flächen verteilt werden. Synthetische Fasern dienen zunehmend als Indikatoren für die Ausbringung von Klärschlamm auf Böden. Der Eintrag in tiefere Bodenschichten ist dabei stark von der Bodenstruktur abhängig; poröse Substrate begünstigen eine Verlagerung bis in mehrere Meter Tiefe. Auch wenn bislang keine gesicherte Nachweise für eine luftgetragene Verbreitung aus Klärschlamm vorliegen, kann eine Ablagerung auf Pflanzen sowie eine Aufnahme durch Tiere nicht ausgeschlossen werden [6]. Die Ausbringung von Klärschlamm kann zur Anreicherung von Mikrofasern im Boden führen, was potenzielle Risiken für Bodenökosysteme, den Wasserhaushalt und die landwirtschaftliche Produktion mit sich bringt. Trotz ihrer umweltrelevanten Dimension wird die Rolle von Böden als langfristige Senke für Mikroplastik, und insbesondere Mikrofasern, bislang oft unterschätzt, obwohl der Eintrag über Klärschlämme einen wesentlichen Beitrag zum globalen Verbleib dieser Partikel leistet [22].

Zusammenfassend zeigen die dargestellten Transport- und Verbreitungsmechanismen, dass Mikroplastik ein hochmobiler und persistent auftretender Schadstoff ist, der durch atmosphärische, aquatische und terrestrische Prozesse nahezu alle Umweltkompartimente erreicht. Die hohe Stabilität der Partikel sowie ihre Fähigkeit zur weiträumigen Verlagerung erschweren nicht nur die Kontrolle, sondern machen es zu einer schwer rückholbaren Form der Umweltverschmutzung. Damit stellt Mikroplastik eine globale Herausforderung für Umwelt- und Ressourcenschutz dar, deren Auswirkungen sich über biologische Systeme, Stoffkreisläufe und letztlich auch auf den Menschen erstrecken [5].

2.5 Ökologische und gesundheitliche Auswirkungen von Mikroplastik

Angesichts der globalen Verbreitung und hohen Persistenz von Mikroplastikpartikeln stellt sich zunehmend die Frage nach deren konkreten Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit. Nachdem die Quellen, Eintragspfade sowie die vielfältigen Transportmechanismen beleuchtet wurden, widmet sich das folgende Kapitel den ökologischen und gesundheitlichen Konsequenzen, die mit der Anreicherung von Mikroplastik, insbesondere Mikrofasern, in verschiedenen Umweltkompartimenten verbunden sind.

Mikroplastik wurde mittlerweile in nahezu allen Umweltbereichen weltweit nachgewiesen – von Meeren und Oberflächengewässern über Tiefseesedimente bis hin zu landwirtschaftlich genutzten Böden sowie in einer Vielzahl von Organismen. Auch in Lebensmitteln wie Muscheln, Salz oder Getränken wurde es nachgewiesen und konnte sogar bereits im menschlichen Stuhl identifiziert werden. Ökotoxikologische Laborstudien haben belegt, dass hohe Konzentrationen an Mikroplastikpartikeln schädliche Effekte auf Organismen auslösen können. Die potenziellen Risiken für Umwelt und Gesundheit ergeben sich dabei aus einer Vielzahl an Einflussfaktoren [23].

Für die Bewertung der Gefahren von Mikroplastik müssen laut [6] drei zentrale Aspekte betrachtet werden:

- 1) **Gefährliche Stoffe im Kunststoff:** Die im Kunststoff enthaltenen gefährlichen Stoffe (wie z.B. Weichmacher, Stabilisatoren oder Flammschutz), welche bei der Herstellung bzw. Verarbeitung zugesetzt wurden und beim Verbleib in der Umwelt freigesetzt werden können. Dieser Prozess des Auslaugens (Leaching) hängt von verschiedenen Faktoren wie Temperatur, pH-Wert und der chemischen Umgebung ab.
- 2) **Anhaftende Umweltschadstoffe:** Schadstoffe aus der Umwelt können an der Oberfläche von Mikroplastik-Partikeln haften bleiben und sich dort anreichern. Insbesondere persistente organische Schadstoffe wie PCB oder PAK sowie Metalle wie Blei oder Zink lagern sich bevorzugt an Mikroplastik an. Obwohl auch natürliche Partikel (wie z.B. Sedimente) als Träger für Schadstoffe fungieren können, nimmt Mikroplastik vergleichsweise mehr Schadstoffe auf und gibt diese aber auch wieder langsamer ab, was zu einer stärkeren Anreicherung führt.
- 3) **Mikroplastik als Schadstoff:** Kunststoffe gelten als biochemisch inert, da ihre Molekülgröße eine Zellmembranpassage verhindert. Mikroplastik kann jedoch aufgrund seiner physikalisch-morphologischen Eigenschaften toxikologisch relevant sein, wenn es Schadstoffe oder Additive transportiert. Die Gesundheitsrisiken hängen von der Partikelgröße ab: Während größere Partikel ($>5 \mu\text{m}$) meist ausgeschieden werden, können kleinere ($<1 \mu\text{m}$) potenziell biologische Barrieren durchdringen. Eine Aufnahme über die Haut ist unwahrscheinlich, wohingegen Partikel unter $10 \mu\text{m}$ über die Atemwege in die Lunge gelangen können. Ähnlich wie Feinstaub könnten sie gesundheitliche Folgen wie Entzündungen, Asthma oder Herz-Kreislauf-Erkrankungen begünstigen.

Außerdem ist bereits nachgewiesen, dass Mikroplastik als Transportvektor für fremde Arten fungieren kann. Aufgrund seiner hydrophoben Oberfläche wird Plastik rasch von Bakterien und anderen Mikroorganismen besiedelt, die mit den Meeresströmungen in neue Ökosysteme gelangen und dort die einheimischen Lebensgemeinschaften beeinflussen. Zwar dienen auch natürliche Materialien wie Holz und Seetang als Träger für solche Organismen, doch sie zersetzen sich innerhalb weniger Monate, wodurch ihr Einfluss geringer ist als jener von langlebigem Plastik. Die dadurch verursachten Veränderungen der Biodiversität können weitreichende und schwer vorhersehbare Folgen haben, insbesondere in Kombination mit weiteren Umweltbelastungen wie der Ozeanversauerung und der Überfischung [10].

In [4] wird dargelegt, dass trotz intensiver Forschung der vergangenen Jahre bislang lediglich drei ökologische Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge im Zusammenhang mit Mikroplastik wissenschaftlich eindeutig belegt werden konnten: eine verringerte Nahrungsaufnahme oder ein reduzierter Nährwert der aufgenommenen Nahrung, das Auftreten innerer physischer Schäden sowie äußerer Verletzungen bei betroffenen Organismen. Die Auswirkungen von Mikroplastik auf die menschliche Gesundheit sind hingegen noch nicht abschließend geklärt. In der Forschung diskutiert werden insbesondere die potenzielle Aufnahme von Schadstoffen über kontaminierte Meeresfrüchte sowie die Rolle von Mikroplastik als möglicher Vektor für pathogene oder antibiotikaresistente Bakterien. Darüber hinaus besteht die Annahme, dass Mikroplastik im

menschlichen Körper Zellschäden verursachen könnte. Unbestritten sind hingegen die negativen Folgen sichtbarer Kunststoffabfälle, die an Küsten oder Flussufern angespült werden. Diese beeinträchtigen nicht nur die ökologischen Funktionen der betroffenen Lebensräume, sondern wirken sich auch deutlich auf die Lebensqualität der dort ansässigen Bevölkerung aus. In den folgenden Kapiteln werden die in der Literatur beschriebenen Auswirkungen von Mikroplastik auf Tiere, Menschen und Pflanzen näher erläutert.

2.5.1 Auswirkungen auf Tiere und Menschen

Obwohl Mikroplastik als wachsendes Umwelt- und Gesundheitsrisiko gilt und zunehmend Besorgnis in der Gesellschaft hervorruft, sind die konkreten Auswirkungen auf lebende Organismen bislang nicht abschließend erforscht. Insbesondere die Mechanismen, über die Mikroplastik in den Körper gelangt, sich dort anreichert und potenziell gesundheitsschädigende Effekte auslöst, sind nach wie vor nur unzureichend verstanden [4].

Grundsätzlich gelten die meisten herkömmlichen Kunststoffarten als biochemisch inert und interagieren nicht mit dem endokrinen System, da ihre Molekülgröße das Durchdringen durch die Zellmembran verhindert. Mikroplastikpartikel haben jedoch oft die gleiche Größe wie Sedimente oder Plankton und werden daher von Wasserlebewesen irrtümlich als Nahrung aufgenommen [13]. Erste Studien deuten darauf hin, dass aufgenommenes Mikro- und Nanoplastik in der Lage sein könnte Zellmembranen zu durchdringen, Entzündungsreaktionen auslösen und möglicherweise hormonelle oder toxische Effekte hervorrufen könnte. Dennoch fehlen umfassende Langzeitstudien, die das volle Ausmaß dieser Belastung erfassen und bewerten [6]. Die Aufnahme von Mikroplastik stellt potenziell ein erhebliches Risiko für Tiere dar, da die Partikel in der Umwelt weit verbreitet sind und über die Nahrungskette weitergegeben werden können. Besonders kritisch sind kleine Mikro- und Nanopartikel, die aufgrund ihrer Größe leicht mit echter Nahrung verwechselt werden [2]. Betroffen sind unter anderem Krebstiere, Fische und Wasservögel, die Mikroplastik entweder direkt oder indirekt über kontaminierte Nahrung aufnehmen [13]. Diese Belastung setzt sich entlang der Nahrungskette fort, wodurch bereits im Jahr 2017 in mehr als 690 Tierarten Mikroplastik nachgewiesen wurde. Es konnte unter anderem im Magen, Darm und Gewebe von Seevögeln, Fischen, Schildkröten, Walen, Seelöwen und Krabben identifiziert werden. [10]. Nach der Aufnahme können Mikroplastikpartikel eine erhebliche physische Gefahr für Organismen darstellen, da sie den Verdauungstrakt blockieren und dadurch die Nahrungsaufnahme beeinträchtigen. Während ein Großteil der aufgenommenen Partikel wieder ausgeschieden wird, besteht dennoch das Risiko, dass größere Fragmente im Verdauungssystem verbleiben und dort zu ernsthaften gesundheitlichen Problemen führen. Dies kann nicht nur Verdauungsstörungen hervorrufen, sondern im schlimmsten Fall sogar zu Mangelernährung oder Verhungern führen. Zudem kann Mikroplastik die Nährstoffaufnahme verringern, indem es die eigentliche Nahrung verdünnt und somit die verfügbare Energie reduziert. Kleinste Partikel könnten darüber hinaus aus dem Verdauungstrakt in den Blutkreislauf gelangen, was potenziell Entzündungsreaktionen oder andere unbekannte gesundheitliche Folgen nach sich ziehen könnte [2]. Schwedische Studien zeigen zusätzlich, dass aufgenommenes Mikroplastik das Verhalten von Tieren, ihre Körpergröße und ihre Überlebensraten negativ beeinflussen kann [13].

Neben den physischen Auswirkungen von Mikroplastik stellt, wie bereits erläutert, auch die Anreicherung von Schadstoffen an Kunststoffpartikeln ein ernstzunehmendes Problem dar. Persistente organische Schadstoffe (POPs) sowie Schwermetalle können sich an der Oberfläche von Mikroplastik anlagern und über die Nahrungskette in den Körper von Tieren gelangen. Darüber hinaus bieten Mikroplastikpartikel eine geeignete Oberfläche für Mikroorganismen, die Krankheiten auslösen oder die Zersetzung des Kunststoffs beschleunigen können. Letzteres führt zur Entstehung noch kleinerer Fragmente, die leichter aufgenommen werden und potenziell tiefere

Gewebeschichten erreichen können. Diese indirekten Effekte verdeutlichen, dass das Risiko von Mikroplastik nicht nur vom Material selbst, sondern auch von daran haftenden oder freigesetzten Schadstoffen abhängt [2]. Zusätzlich zu den Auswirkungen auf Organismen können auch die im Kunststoff enthaltenen Additive, wie etwa Weichmacher oder Flammschutzmittel, beim Eintritt der Partikel in aquatische Systeme freigesetzt werden. Diese Stoffe stellen eine zusätzliche Belastung dar und erfordern bei der Trinkwasseraufbereitung besonders aufwendige Reinigungsverfahren [13].

Die beschriebenen direkten und indirekten Auswirkungen auf Tiere verdeutlichen die Vielschichtigkeit der ökologischen Risiken, die mit Mikroplastik verbunden sind. Dabei beschränkt sich die Problematik nicht allein auf aquatische Organismen – vielmehr setzen sich diese Belastungen entlang der Nahrungskette fort. Mikroplastikpartikel, die von kleinen Organismen aufgenommen wurden, können sich über verschiedene Ebenen der Nahrungskette hinweg akkumulieren und am Ende dieser Kette auch den Menschen erreichen. Zahlreiche Studien haben Mikroplastikpartikel bereits in essbaren Teilen von Meeresfrüchten nachgewiesen, mit Polyethylen als am häufigsten identifiziertem Kunststoff (bis zu 0,3 mg/g Gewebe). Auch in Süßwasserfischen wurden Belastungen festgestellt, mit einer Spanne von 1 bis 49 Partikeln pro Fisch. Neben Fisch und Meeresfrüchten sind aber auch weitere Lebensmittel betroffen:

- Meersalz: In 36 von 39 untersuchten Marken wurde Mikroplastik nachgewiesen, mit besonders hohen Werten bei asiatischen Produkten. Ein Erwachsener nimmt dadurch jährlich schätzungsweise rund 2000 Mikroplastikpartikel allein über Salz auf.
- Obst und Gemüse: Besonders stark kontaminiert zeigten sich Äpfel und Karotten – mit bis zu 223.000 Mikroplastikpartikeln pro Produkt.
- Trinkwasser: In einer internationalen Untersuchung von Flaschenwasser in neun Ländern wurden im Durchschnitt 325 Partikel pro Liter gefunden, wobei 242 von 259 Proben belastet waren. Auch Leitungswasser zeigte eine hohe Kontaminationsrate – weltweit waren 83 % der Proben betroffen [24].

Mikro- und Nanoplastik können jedoch nicht nur über die Nahrungskette, sondern auch auf alternativen Wegen in den menschlichen Körper gelangen – etwa durch das Einatmen von Plastikpartikeln und -fasern oder möglicherweise sogar über die Haut [2]. Luftgetragene Mikroplastikpartikel können durch die Atmung in die Lunge eindringen. Obwohl das Atemwegssystem über Mechanismen wie Niesen, Schleimtransport und Immunreaktionen verfügt, um Fremdstoffe zu entfernen, wurden Mikroplastikfasern bereits in tiefen Lungengeweben nachgewiesen. Aufgrund ihrer hydrophoben Eigenschaften können Mikroplastikpartikel in das Lymphsystem, andere Gewebe und Organe gelangen, was schwerwiegende gesundheitliche Folgen haben kann, darunter Atemwegserkrankungen, chronische Bronchitis, Lungenkrebs und asthmaähnliche Symptome. Besonders gefährdet sind Arbeiter in der Kunststoff- und Textilindustrie, die langfristig hohen Konzentrationen von Mikroplastik ausgesetzt sind. Eine aktuelle Studie weist zudem darauf hin, dass luftgetragene Mikroplastikpartikel möglicherweise als Transportmedium für Viren wie SARS-CoV-2 dienen könnten [5]. Haus- und Außenstaub sind aus diesem Grund ebenfalls bedeutende Expositionswege für Mikrofasern. Bis zu 88 % der Mikroplastikpartikel in Innenräumen sind Mikrofasern. Besonders Säuglinge sind durch das Krabbeln und die orale Aufnahme von Spielzeug und Kleidung stärker gefährdet und nehmen täglich etwa zehnmal mehr Mikrofasern auf als Erwachsene. Die Hauptaufnahmepfade für Mikrofasern sind Inhalation und orale Aufnahme. Durch den Transport von Schadstoffen, Bakterien und Pilzen könnte Mikroplastik das Atemwegs- und Darmmikrobiom beeinflussen [19].

Während Mikroplastik bereits in menschlichem Blut, Stuhl und sogar in der Plazenta nachgewiesen wurde, ist unklar, ob es vollständig ausgeschieden wird oder sich im Körper anreichert. Besonders Nanoplastikpartikel sind aufgrund ihrer potenziellen Fähigkeit zur Zellpenetration von besonderem Interesse für die medizinische Forschung, da sie möglicherweise in die Blutbahn gelangen und Organe sowie Zellen direkt beeinflussen könnten. Erste Studien weisen auf mögliche gesundheitliche Folgen hin, darunter Entzündungsreaktionen, Zellschädigungen und Atemwegserkrankungen, insbesondere bei Menschen, die regelmäßig Plastikfasern ausgesetzt sind, wie beispielsweise in der Textilindustrie. Allerdings steckt die Forschung zu den direkten Auswirkungen von Mikroplastik auf den Menschen noch in den Anfängen. Viele Fragen, insbesondere zur langfristigen Belastung und den potenziellen gesundheitlichen Folgen, sind bislang ungeklärt. Zukünftige Studien sollen helfen, das Risiko für den Menschen besser einzuschätzen und mögliche Schutzmaßnahmen zu entwickeln [2].

2.5.2 Auswirkungen auf Pflanzen

Neben den Auswirkungen auf Tiere und den Menschen rückt zunehmend auch der Einfluss von Mikroplastik auf pflanzliche Organismen und agroökologische Systeme in den Fokus der Forschung, und soll der Vollständigkeit halber auch in dieser Arbeit berücksichtigt werden. Zu den Hauptquellen von Mikroplastik in diesen Systemen zählen Klärschlämme (sogenannte Biosolids), Komposte aus Siedlungsabfällen sowie der Einsatz landwirtschaftlicher Kunststofffolien, insbesondere Mulchmaterialien. Diese Einträge in Böden machen Pflanzen zu einem weiteren potenziell betroffenen Umweltkompartiment. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Tatsache, dass bis zu 95 % der Mikroplastikpartikel, die Kläranlagen durchlaufen, im Klärschlamm zurückgehalten werden. Zwar reduziert diese Rückhaltung den direkten Eintrag in aquatische Systeme, sie verlagert die Problematik jedoch in den terrestrischen Bereich: Über die bodenbezogene Verwertung von Klärschlämmen gelangen beträchtliche Mengen an Mikroplastikpartikeln auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die hohe Partikelkonzentration im Klärschlamm erklärt die erheblichen Mengen, die jährlich über diesen Pfad in Böden eingebracht werden. Während Tiere und Menschen Mikroplastik primär über die Nahrung oder Atemluft aufnehmen, erfolgt der Kontakt bei Pflanzen insbesondere über den Boden. Mikroplastikpartikel können in landwirtschaftlich genutzten Böden physikalische, chemische und biologische Eigenschaften beeinflussen – mit möglichen Folgen für Pflanzenwachstum, Nährstoffverfügbarkeit und Ertragsqualität. Das folgende Kapitel beleuchtet die wesentlichen Eintragungspfade und diskutiert potenzielle ökologische Auswirkungen auf Pflanzen [25].

Mikroplastikpartikel gelangen über bereits erläuterte Eintragungspfade in die Umwelt, etwa durch atmosphärischen Transport, kontaminiertes Beregnungswasser, belastete Düngemittel oder den Zerfall landwirtschaftlicher Kunststofffolien. Besonders kritisch ist dabei die Aufnahme kleinster Partikel, insbesondere von Nanoplastik, durch Pflanzen. Studien aus Laborversuchen legen nahe, dass diese Partikel über die Wurzeln aufgenommen und bis in das Pflanzengewebe transportiert werden können. Dort könnten sie in intrazelluläre Strukturen eindringen, was potenziell zu einer Akkumulation in essbaren Pflanzenteilen führen und somit auch eine Aufnahme durch den Menschen ermöglichen würde. Darüber hinaus beeinflusst Mikroplastik die physikalischen und biologischen Eigenschaften des Bodens: Die Partikel können die Bodenstruktur auflockern, was das Wurzelwachstum zunächst begünstigen kann, gleichzeitig jedoch die mikrobielle Aktivität verringern. Dies führt zu einer reduzierten Verfügbarkeit wichtiger Nährstoffe und kann das Pflanzenwachstum langfristig beeinträchtigen. Neben diesen indirekten Auswirkungen sind auch potenzielle direkte toxische Effekte von Nanoplastik in Pflanzenzellen nicht auszuschließen. Die Reaktion auf Mikroplastikbelastung variiert je nach Pflanzenart, was langfristig zu Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft führen kann. Solche Verschiebungen hätten ökologische Konsequenzen, da sie etwa das Gleichgewicht zwischen Pflanzenarten stören und damit

weitere biologische Wechselwirkungen – etwa mit Bestäubern, Bodenorganismen oder dem Wasserhaushalt – beeinflussen könnten. Auch wenn das Wissen über die genauen Auswirkungen von Mikroplastik auf Pflanzen und Böden bislang begrenzt ist, deuten erste Erkenntnisse bereits auf ernstzunehmende Risiken für terrestrische Ökosysteme hin [2].

Aufgrund ihrer Größe können Mikroplastikpartikel nicht in Pflanzenzellen eindringen, wohingegen Nanoplastik über Endozytose aufgenommen werden kann. Studien zeigen, dass Nanopolystyren unter 100 nm in Pflanzenzellkulturen aufgenommen wird; zur Aufnahme in ganzen Pflanzen fehlen bislang verlässliche Daten. Die Aufnahme hängt von Faktoren wie Wurzelstruktur, Xylem-Eigenschaften und pH-Wert ab. Untersuchungen zu ähnlichen kohlenstoffbasierten Nanopartikeln liefern Hinweise auf mögliche Transportmechanismen. Die Auswirkungen von Nanoplastik auf Pflanzen sind bislang nur unzureichend erforscht. Erste Studien zeigen sowohl positive als auch negative Effekte, abhängig von Partikeleigenschaften und Pflanzenart. Pflanzen reagieren auf Schadstoffe häufig mit oxidativem Stress und tendieren dazu, schädliche Substanzen zu speichern, statt abzubauen. Dies könnte zur Bildung neuer toxischer Verbindungen und letztlich zu einer Belastung der Nahrungskette führen. Modellrechnungen deuten darauf hin, dass Menschen über belastete Pflanzen Schadstoffe aufnehmen könnten [25].

2.6 Normative und rechtliche Grundlagen

Die Untersuchung und der analytische Umgang mit Mikroplastik in Umweltproben stellen ein noch junges und bislang kaum standardisiertes Teilgebiet der Umweltanalytik dar. Entsprechend existieren derzeit nur wenige normative Grundlagen, die konkrete methodische Vorgaben für experimentelle Untersuchungen machen. Eine relevante Ausnahme bildet die ISO 24187:2023 [26] (einschließlich ihrer länderspezifischen Fassungen), welche grundlegende Prinzipien für die Analyse von Mikroplastik in verschiedenen Umweltbereichen formuliert und damit eine erste einheitliche Leitlinie für künftige Standardisierungen darstellt.

Ziel dieser Norm ist es, methodische Mindestanforderungen für Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von Mikroplastikpartikeln zu definieren, solange keine spezifischeren Normen für Einzelanwendungen vorliegen. Besondere Bedeutung kommt der Vermeidung von Kreuzkontaminationen durch Kunststoffmaterialien zu. So sollen in sämtlichen Arbeitsschritten, von der Probenahme über die Filtration bis zur Detektion, möglichst nur Materialien aus Glas, Metall oder Keramik verwendet werden. Dies betrifft auch die persönliche Schutzausrüstung wie Laborkittel oder Handschuhe. Kunststoffbasierte Gefäße dürfen nur dann eingesetzt werden, wenn nachweislich keine Wechselwirkungen mit der Zielsubstanz bestehen. Auch die Auswahl geeigneter Filtermaterialien wird thematisiert. Für besonders kleine Partikel ($< 10 \mu\text{m}$) empfiehlt die Norm den Einsatz von Vakuum- oder Druckfiltration. Diese Vorgaben decken sich mit wesentlichen Aspekten des methodischen Vorgehens in der vorliegenden Arbeit, insbesondere dem bewussten Verzicht auf Kunststoffe sowie der Auswahl validierter Filtermedien. Die ISO 24187 stellt derzeit die zentrale normative Referenz im Bereich der Mikroplastikanalytik dar. Sie enthält keine anwendungsspezifischen Vorschriften, bietet aber ein grundlegendes methodisches Rahmenwerk, das auch in der hier durchgeführten Arbeit weitestgehend berücksichtigt wurde [26].

Ergänzend zur ISO 24187 wurden im Jahr 2023 mit der ISO 4484-Reihe drei spezifische Normen veröffentlicht, die sich gezielt mit der Freisetzung und Analyse von Fasern und Mikroplastik aus Textilien befassen. Die ISO 4484-1:2023 [27] beschreibt ein standardisiertes Laborverfahren zur Ermittlung des Materialverlusts (insbesondere Faserfreisetzung) beim Waschen von Textilien. Im Vordergrund steht hierbei ein kontrollierter Laborversuch, der nicht zwingend haushaltsübliche Waschbedingungen abbildet, jedoch vergleichbare Messdaten zur Freisetzungsmenge

liefert. Die Norm umfasst detaillierte Vorgaben zur Probenvorbereitung, zum Waschprozess sowie zur gravimetrischen Bestimmung der Rückstände und ermöglicht so vergleichbare Emissionsdaten.

Die ISO 4484-2:2023 [28] knüpft daran an und befasst sich mit der qualitativen und quantitativen Analyse von Mikroplastikpartikeln, die aus textilen Quellen freigesetzt werden. Sie beschreibt standardisierte Methoden zur Bestimmung von Partikelanzahl, -größe, Morphologie, chemischer Zusammensetzung und Farbe in unterschiedlichen Probentypen, etwa Waschwasser, Feststoffrückständen oder Luft. Die Ergebnisse können einheitlich auf die Partikelmasse oder -oberfläche bezogen auf das Probenvolumen angegeben werden und bilden so eine fundierte Grundlage für ökologische und toxikologische Bewertungen.

Die ISO 4484-3:2023 [29] beschreibt schließlich ein Verfahren zur Erfassung der tatsächlich freigesetzten Materialmengen aus fertigen Textilprodukten unter haushaltsüblichen Waschbedingungen. Grundlage bildet das standardisierte Waschprotokoll gemäß ISO 6330. Die Norm beinhaltet Vorgaben zur Reinigung der Waschmaschine zur Vermeidung von Kontaminationen sowie zur Probenaufbereitung und Massebestimmung. Sie eignet sich insbesondere zur praxisnahen Bewertung fertiger Textilprodukte in Bezug auf ihre Faserfreisetzung.

Neben diesen technischen Standards sind in den letzten Jahren auch erste regulatorische Rahmenwerke zur Eindämmung von Mikroplastikemissionen etabliert worden. Auf europäischer Ebene markiert die Verordnung (EU) 2023/2055 [8], welche Anhang XVII der REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 ergänzt, einen bedeutenden Schritt. Die Verordnung betrifft synthetische Polymermikropartikel, die absichtlich Produkten wie Kosmetika, Reinigungsmitteln oder Düngemitteln zugesetzt werden. Für diese Produktgruppen wurden stufenweise Inverkehrbringungsverbote beschlossen. Ziel ist es, die absichtliche Freisetzung von Mikroplastik bis 2043 um rund 70 % zu verringern. Für unbeabsichtigte Emissionen, wie etwa durch das Waschen synthetischer Textilien, existieren bislang jedoch keine direkten Grenzwerte. Auch Klärschlamm als möglicher Eintragungspfad wird nicht erfasst, da dieser Mikroplastik nicht absichtlich enthält.

Weiterführende Maßnahmen ergeben sich aus der EU-Richtlinie 2024/3019 [30] über die Behandlung von kommunalem Abwasser (kommunale Abwasserrichtlinie). Diese behandelt umfassend die Problematik von Mikroschadstoffen im kommunalen Abwasser und stellt konkrete Anforderungen an deren Entfernung. Insbesondere betont sie die Notwendigkeit einer sogenannten „Viertbehandlung“ (4. Reinigungsstufe), um verbleibende Mikroschadstoffe – darunter auch Mikroplastik – effizient aus dem Abwasser zu entfernen. Diese zusätzliche Reinigungsstufe wird als verpflichtend für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 150.000 Einwohnerwerten (EW) oder mehr vorgeschlagen. Sie soll vor allem in Gebieten mit hoher Umweltrelevanz wie Trinkwasserschutzgebieten oder Badegewässern implementiert werden. Auch für Kläranlagen ab 10.000 EW kann eine Viertbehandlung verpflichtend werden, sofern eine risikobasierte Bewertung eine potenzielle Gefährdung von Umwelt oder Gesundheit identifiziert. Die Umsetzung dieser Maßnahmen erfolgt gestaffelt bis 2045.

Auf nationaler Ebene verfolgt der österreichische Aktionsplan Mikroplastik 2022–2025 [9], koordiniert durch das Bundesministerium für Klimaschutz (BMK), einen umfassenderen strategischen Ansatz. Dieser umfasst unter anderem die Förderung von Forschung und Datenerhebung, das Aufzeigen freiwilliger Maßnahmen sowie den Ausbau regulatorischer Instrumente. Im Zentrum steht dabei das Vorsorgeprinzip mit dem Ziel, Mikroplastikemissionen möglichst an der Quelle zu vermeiden. Besonderes Augenmerk liegt auf den Bereichen Textilien, Abwasserbehandlung und Klärschlamm. Kläranlagen werden als zentrale Rückhaltesysteme identifiziert, wobei deren Effizienz zur Mikroplastikbindung durch eine Studie des Umweltbundesamtes bestätigt

wurde. Zugleich wird die Einführung einer verpflichtenden thermischen Klärschlamm Entsorgung ab einer Anlagengröße von 20.000 EW diskutiert, um Mikroplastik langfristig aus dem Stoffkreislauf zu entfernen. Im Bereich Textilien wird neben technischen Maßnahmen wie Waschbeuteln auch die Notwendigkeit europäischer Produktregulierung betont, beispielsweise durch Mikroplastikfilter in Waschmaschinen, wie sie in Frankreich ab 2025 verpflichtend werden.

Diese Normen und politischen Strategien verdeutlichen, dass sich die Regulierung von Mikroplastik aktuell in einem dynamischen Entwicklungsprozess befindet. Während sich REACH bisher auf absichtlich zugesetzte Partikel konzentriert, greifen nationale Strategien wie der Aktionsplan Mikroplastik auch unbeabsichtigte Eintragspfade auf und ergänzen so bestehende EU-Regelungen um praxisnahe Umsetzungsansätze.

2.7 Mikroplastikfreisetzung durch Textilwäsche: Stand der Forschung

Die Freisetzung von Mikroplastikfasern beim Waschen synthetischer Textilien ist Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Untersuchungen. In der Literatur finden sich jedoch teils stark abweichende Ergebnisse hinsichtlich der freigesetzten Mengen und der relevanten Einflussfaktoren. Diese Unterschiede sind unter anderem auf variierende Versuchsanordnungen, Textilzusammensetzungen, Waschbedingungen und Analysemethoden zurückzuführen. Trotz dieser Heterogenität herrscht weitgehend Einigkeit darüber, dass der Waschprozess eine bedeutende Quelle für Mikroplastikemissionen im häuslichen Bereich darstellt. Die folgenden Abschnitte bieten einen systematischen Überblick über zentrale Studienergebnisse, zeigen Unterschiede in den quantifizierten Emissionsraten auf und beleuchten wesentliche Einflussfaktoren. Dazu zählen der Textiltyp und die textile Struktur, wiederholte Wäschen bzw. Alterung, Waschparameter wie Temperatur, Schleuderdrehzahl oder Waschmitteltyp, sowie Maschinen- und Filtertechniken im häuslichen Umfeld. Ergänzend wird ebenfalls der Trocknungsprozess betrachtet.

2.7.1 Quantitative Übersicht zu Emissionsraten

Die Recherche in der einschlägigen Literatur brachte eine Vielzahl unterschiedlicher Ergebnisse zur Mikrofaserauswaschung zutage, die im folgenden Kapitel näher erläutert werden. Dabei ist besonders hervorzuheben, dass aufgrund fehlender Standardisierung sowohl die Versuchsanordnungen als auch die Berichtsformate stark variieren. Dies erschwert die direkte Vergleichbarkeit der Resultate erheblich. Unterschiede bestehen nicht nur in den eingesetzten Textilien und Waschbedingungen, sondern auch in den gewählten Nachweismethoden sowie den verwendeten Einheiten. Um dennoch einen Überblick zu ermöglichen, werden die Ergebnisse zunächst in Form eines zusammenhängenden Fließtextes dargestellt und anschließend in Tab. 2.1 zusammengefasst.

Die Freisetzung von Mikrofasern beim Waschen synthetischer Textilien ist ein vielfach untersuchter und quantifizierter Prozess. Liu et al. (2020) berichten, dass bei einem einzelnen Waschgang bis zu 700.000 Fasern aus einer 6 kg-Wäsche freigesetzt werden können [31]. Auch die Literaturübersicht von Schöpel & Stamminger (2019) [7] liefert eine Reihe relevanter Vergleichsdaten: So ermittelten Pirc et al. (2016) bei Polyester-Fleece-Stoffen Freisetzungsraten zwischen 0,00108 und 0,00140 % des Textilgewichts. Browne et al. (2004) berichteten von über 1.900 Fasern pro Kleidungsstück (bei 60 °C ohne Waschmittel). Die Erfassung erfolgte hierbei mittels Glasfaserfiltern (Porengröße 1,6 µm). Carney Almroth et al. (2017) nutzten standardisierte ISO-Waschprotokolle mit Textilmustern und fanden Faserkonzentrationen von bis zu 7.360 Fasern/m²/l Waschflüssigkeit bei Polyester, Nylon und Acryl (Porengröße 1,2 µm).

Henry et al. (2018) [32] fassen in einer weiteren Literaturübersicht mehrere Studienergebnisse zusammen. Napper und Thompson (2016) fanden bei einem 6 kg-Waschgang mittlere Fasermengen von 728.789 Fasern für Acryl, 496.030 für Polyester und 137.951 für ein Polyester-Baumwoll-Mischgewebe. Diese Mengen entsprachen Massenverlusten von 0,92 mg, 1,04 mg bzw. 0,39 mg. Die Waschttemperaturen lagen bei 30 °C bzw. 40 °C, mit unterschiedlichen Waschmitteln und Weichspülern. Auf Basis der gefundenen Daten modellierten die Autoren einen möglichen Austrag von 1,02 kg Mikrofasern pro Tag für eine Stadt mit 100.000 Einwohner:innen.

De Falco et al. [16] untersuchten 2019 vier Kleidungsstücke mit unterschiedlicher Materialzusammensetzung. Dabei wurde eine mehrstufige Filtration (400, 60 und 20 µm) des gesamten Abwassers vorgenommen. Die Emissionsraten lagen zwischen 124 und 308 mg/kg Textil, was rund 640.000 bis 1,5 Millionen Fasern entspricht. Die höchsten Werte wurden bei einem Mischgewebe mit Baumwollanteil gemessen, die geringsten bei einer Bluse aus gewebtem, stark verdrilltem Material. Gewaschen wurde bei 40 °C, 107 Minuten und 1200 U/min mit Flüssigwaschmittel.

In einer weiteren Studie untersuchten De Falco et al. (2017) [33] unter standardisierten Laborbedingungen die Freisetzung aus drei synthetischen Geweben: gewebtes Polyester (PEC), gestricktes Polyester (PEP) und gewebtes Polypropylen (PP). Gewaschen wurde bei 40 °C für 45 Minuten mit zehn Stahlkugeln zur Simulation mechanischer Belastung. Die Mikrofasern wurden über 5 µm- Polyvinylidenfluorid-Filtrationsmembranen erfasst und mittels Rasterelektronenmikroskopie SEM ausgewertet. Dabei wurde das gesamte Abwasser untersucht. Die Freisetzungsraten variierten in Abhängigkeit vom Waschmittel: Bei Polyester lagen sie zwischen 0,012 und 0,255 g/kg, bei Polypropylen zwischen 0,017 und 0,146 g/kg. Für eine 5 kg-Wäsche ergibt das zwischen 6 und 17,7 Millionen Fasern bzw. 0,43 bis 1,27 g Mikroplastik.

Galvão et al. (2020) [34] analysierten über zwei Monate hinweg zehn Haushaltswäschen mit gebrauchter Kleidung in einem Vier-Personen-Haushalt. Die eingesetzte Frontlader-Waschmaschine lief bei Temperaturen zwischen 20 °C und 60 °C mit Flüssigwaschmittel und Weichspüler. Für die Auswertung wurde ein Teilvolumen analysiert, welches auf die Gesamtmenge hochgerechnet wurde. Die mittlere Freisetzung betrug 3170 Mikrofasern pro Gramm synthetischem Textil. Hochgerechnet auf eine 6 kg-Wäsche entspricht dies etwa 18 Millionen Fasern. Die hohe Emission wird auf die Nutzung getragener Kleidung zurückgeführt.

Auch Schuhen & Sturm (2023) [35] testeten gebrauchte Funktionskleidung aus Polyester, Polyamid und Elasthan. Zwei Wäskemischungen à 2 kg wurden in einer Frontlader-Maschine gewaschen. Es wurde pro Waschgang lediglich ein Teilvolumen von 200 ml filtriert, wobei die Ergebnisse anschließend auf die Gesamtprobenmenge hochgerechnet wurden. Die Mikrofasern wurden über 0,45 µm-Filter abgeschieden und mikroskopisch ausgezählt. Je nach Mischung lagen die Emissionsraten bei 1,1 bis 11,9 Millionen Fasern pro Waschgang – im Mittel 5,3 Mio. (Mischung 1) bzw. 2,7 Mio. (Mischung 2).

In der Untersuchung von Kärkkäinen & Sillanpää (2020) [36] wurden sieben synthetische Textilien (u. a. fünf Polyestergerewebe, ein Polyamid-T-Shirt, ein Polyacryl-Pullover) je fünfmal gewaschen und getrocknet. Der Waschvorgang erfolgte in einer Frontlader-Waschmaschine bei 40 °C, 1200 U/min und einer Dauer von 75 Minuten unter Verwendung von 50 ml Flüssigwaschmittel. Die Filterporenweite betrug 0,7 µm. Es wurde das gesamte Waschwasser gesammelt, jedoch nur aliquot analysiert und die Faseranzahl anschließend auf das Gesamtvolumen hochgerechnet. Die Emission im ersten Waschgang lag zwischen $1,0 \times 10^5$ und $6,3 \times 10^6$ Fasern/kg. Massenangaben der Emissionen wurden nur für den Trocknungsvorgang gemacht: 10–1700 mg/kg.

Tab. 2.1: Übersicht der Emissionswerte aus der Literatur

Autoren		Emissionsraten/Messwerte	Anmerkungen
Liu et al. (2020)		bis 700.000 Fasern / 6 kg	6 kg-Wäsche
Schöpel & Stamminger (2019)	Pirc et al. (2016)	0,00108–0,00140 % der Textilmasse	Polyester-Fleece, haushaltsnahe Bedingungen
	Browne et al. (2004)	>1.900 Fasern/Kleidungsstück	60 °C, ohne Waschmittel, 1,6 µm Filter
	Carney Almroth et al. (2017)	< 7.360 Fasern/m ² /l Waschflüssigkeit	ISO-Protokoll, Polyester/Nylon/Acryl, 1,2 µm Filter
Henry et al. (2018)	Napper & Thompson (2016)	728.789 Fasern - 0,92 mg (Acryl); 496.030 Fasern - 1,04 mg (Polyester); 137.951 Fasern - 0,39 mg (PE/BW);	6 kg, 30–40 °C, versch. Waschmittel, Weichspüler
De Falco et al. (2019)		124–308 mg/kg (640.000–1,5 Mio. Fasern/kg)	40 °C, 1200 U/min, 107 min, 5–400 µm Filter, Flüssigwaschmittel
De Falco et al. (2017)		Polyester: 0,012–0,255 g/kg; Polypropylen: 0,017–0,146 g/kg	40 °C, 45 min, 5 µm Filter, mit/ohne Waschmittel
Galvão et al. (2020)		Ø 3.170 Fasern/g Textil (~18 Mio./6 kg Wäsche)	Frontlader, 20–60 °C, Alltagskleidung, Flüssigwaschmittel, Weichspüler
Schuhen & Sturm (2023)		1,1–11,9 Mio. Fasern/Waschgang (Ø 5,3 bzw. 2,7 Mio.)	2 kg, gebr. Polyester/Polyamid/Elastan, 0,45 µm Filter
Kärkkäinen & Sillanpää (2020)		1,0 × 10 ⁵ – 6,3 × 10 ⁶ Fasern/kg (bei 1. Waschgang); 10–1700 mg/kg (Trocknen)	7 Textilien, 5 Waschgänge/Trocknen, 40 °C, 1200 U/min, 0,7 µm Filter
Eamrat et al. (2022)		Frontlader: 12,73–62,82 mg/kg; Toplader: 7,50–69,26 mg/kg	4,2 kg, Programme variabel, 0,1–5 mm/60 µm Filter
UBA (Statusbericht, 2020)	UBA (Statusbericht, 2020)	40–3.300 mg/kg (Summenangabe)	Verschiedene Studien zusammengefasst
	Greenpeace/UBA (2020)	40–120 mg/kg	Eigene Messungen - Polyesterblusen
	Zambrano et al. (2019)	100–1.000 mg/kg	Polyestertextilien, haushaltsnahe Bedingungen
	Sillanpää & Sainio (2017)	1.200–3.300 mg/kg	Polyester- und Baumwolltextilien
	Hernandez et al. (2017)	25 mg/kg (ohne); 100 mg/kg (mit Waschmittel)	Einfluss von Waschmittel
Hartline et al. (2016)		0,3 % der Textilmasse; max. 2 g/Kleidungsstück	Front-/Toplader, Polyester-Jacken
Vassilenko et al. (2021)		9,6–1240 mg/kg (gesamt); Polyester: 161 mg/kg; Nylon: 27 mg/kg; Natur: 165 mg/kg	Toplader, 500 g, verschiedene Textilien
Lant et al. (2020)		Ø 114 ± 66,8 mg/kg (18,6–368,3 mg/kg)	79 Wäschen gebr. Kleidung, 40 °C, 20 µm Filter
Volgare et al. (2021)		76 ± 5 bis 401 ± 17 mg/kg abhängig von Beladungsmenge	0,15–2,5 kg gestricktes Polyester, 1,0–4,8 Mio. Fasern/kg
Burkhardt et al. (2020)		0,33 g/kg (Fleece); 0,16 g/kg (Mix); Partikelanzahl: 0,59 Mio./kg (Fleece); 0,31 Mio./kg (Mix)	50 Waschgänge, 2,4–3,2 kg, Partikel <20 µm
Dalla Fontana et al. (2020)		32,51–38,60 mg/kg (je nach Waschgang)	Baumwolle/Feinwäsche/Fleckenentferner, 2 kg, 40 µm Filter

Eamrat et al. (2022) [37] untersuchten die Mikrofaserauswaschung unter realen Haushaltsbedingungen in Thailand mit einer standardisierten Beladung von 4,21 kg gebrauchter Kleidung. Es wurden Front- und Toploader getestet, jeweils mit den Programmen Daily, Quick und Delicate. Die Mikrofasern wurden über Siebe (0,1–5 mm) sowie 60 µm Nylonfilter erfasst und mittels Steuermikroskopie und FTIR analysiert. Es wurde das gesamte Abwasser volumetrisch erfasst, wodurch eine direkte Ermittlung der freigesetzten Mikrofasermenge möglich war. Bei Frontladern lagen die Emissionen zwischen 12,73 mg/kg (Delicate) und 62,82 mg/kg (Daily), bei Topladern zwischen 7,50 mg/kg und 69,26 mg/kg. Die Anzahl freigesetzter Fasern reichte von 35.641 bis über 306.073 pro Waschgang.

Ein Statusbericht des Umweltbundesamtes (UBA) [37] aus dem Jahr 2020 fasst zahlreiche Studien zusammen und nennt Emissionsraten zwischen 40 und 3.300 mg/kg – je nach Material, Filterporenweite und Methode. Greenpeace und das UBA dokumentierten 40–120 mg/kg bei Polyesterblusen. Zambrano et al. (2019) ermittelten Freisetzungsraten im Bereich von 100 bis 1.000 mg/kg für Polyestertextilien unter haushaltsnahen Bedingungen. Noch deutlich höhere Werte wurden von Sillanpää & Sainio (2017) festgestellt, die für Polyester- und Baumwolltextilien zwischen 1.200 und 3.300 mg/kg Mikroplastik dokumentierten. Hernandez et al. (2017) zeigten: ohne Waschmittel 25 mg/kg, mit Waschmittel 100 mg/kg.

Hartline et al. (2016) [38] analysierten die Mikrofaserauswaschung aus fünf verschiedenen Jacken in Front- und Topladern. In der Studie wurde lediglich ein Teilvolumen des Abwassers filtriert und die gemessene Mikrofasermasse anschließend auf die gesamte Waschwassermenge hochgerechnet. Die mittlere Emission lag bei 1174 mg pro Waschgang, was etwa 0,3 % des Kleidungsstückgewichtes entsprach. Toplader wiesen mit 1906 mg pro Waschgang deutlich höhere Emissionsraten auf als Frontlader mit 220 mg. In Einzelfällen lagen die freigesetzten Massen bei über 2 g pro Kleidungsstück. Zudem zeigte sich, dass mechanisch gealterte Kleidungsstücke im Schnitt 25 % mehr Fasern freisetzen als neue. Die Mikrofasern wurden über zwei Filterstufen (20 und 333 µm) erfasst und gravimetrisch ausgewertet.

Vassilenko et al. (2021) [39] testeten 37 Textilien (Polyester, Nylon, Baumwolle, Wolle) mit einer Toplader-Maschine. Pro Waschgang wurden 500 g Textilien gewaschen. Es wurde nur ein Teilvolumen des Abwassers analysiert und die freigesetzte Mikrofasermenge anschließend auf das Gesamtvolumen hochgerechnet. Die durchschnittliche Emission betrug 161 mg/kg (Polyester), 27 mg/kg (Nylon) und 165 mg/kg (Naturfasern). Besonders mechanisch behandelte Polyesterstoffe wiesen mit 204 mg/kg hohe Werte auf, unbehandelte lediglich 30 mg/kg. Die Gesamtfreisetzung reichte von 9,6 bis 1240 mg/kg.

Lant et al. (2020) [40] untersuchten die Freisetzung von Mikrofasern bei real verschmutzter Haushaltswäsche in Großbritannien. Insgesamt wurden 79 Waschladungen mit gebrauchter Kleidung unter haushaltsüblichen Bedingungen bei 40 °C und einer Programmdauer von 85 Minuten durchgeführt. Als Waschmittel kamen handelsübliche Produkte zum Einsatz. Die Mikrofasern wurden über 20 µm-Filter zurückgehalten, getrocknet und gravimetrisch bestimmt. Dabei wurde das komplette Abwasser gesammelt und gefiltert. Die durchschnittliche Emission lag bei $114 \pm 66,8$ mg/kg Textil, wobei die Werte zwischen 18,6 und 368,3 mg/kg variierten. Es zeigte sich, dass kleinere Waschladungen (1–3,5 kg) mit durchschnittlich 132,4 mg/kg deutlich höhere Emissionsraten aufwiesen als größere Beladungen (3,5–6,0 kg) mit 66,3 mg/kg.

Volgare et al. (2021) [41] untersuchten den Einfluss der Beladungsmenge auf die Mikrofaserauswaschung bei konstanten Waschbedingungen. In einer Haushaltswaschmaschine (Frontlader, 40 °C, 1200 U/min, 1 h 47 min) wurden vier verschiedene Waschladungen aus gestricktem Polyester (100 %) getestet – von einem einzelnen T-Shirt (0,15 kg) bis zu 17 Kleidungsstücken (2,5 kg). Es wurde das gesamte Abwasser eines jeden Waschganges volumetrisch erfasst und über ein mehrstufiges Filtersystem (400, 60, 20 und 5 µm) abgeschieden, wobei die Mikrofasern anschließend gravimetrisch ausgewertet wurden. Die Ergebnisse zeigten eine klare inverse Beziehung zwischen Beladungsmenge und Emission pro Kilogramm Textil: Bei der kleinsten Beladung (0,15 kg) lag die Freisetzung bei 401 ± 17 mg/kg, während sie bei der größten Beladung (2,5 kg) auf 76 ± 5 mg/kg zurückging. Insgesamt reichte die Faseranzahl von 1,0 bis 4,8 Millionen Fasern pro Kilogramm, abhängig von der Beladung.

Burkhardt et al. (2020) [42] führten eine Langzeitstudie über 50 Waschgänge mit Fleece- (2,4 kg) und Mischtextilien (3,2 kg) durch. Es wurde das gesamte Abwasser pro Waschgang

vollständig aufgefangen und analysiert. Die mittlere Emission betrug 0,33 g/kg (Fleece) und 0,16 g/kg (Mix). 90 % der Partikel bei Fleece waren < 20 µm, bei Mischwäsche 75 %. Die mittlere Partikelanzahl lag bei 0,59 Mio./kg (Fleece) und 0,31 Mio./kg (Mix).

Dalla Fontana et al. [43] untersuchten die Freisetzung von Mikroplastik aus 100 % Polyester-textilien unter verschiedenen Waschbedingungen. Getestet wurden drei Waschprogramme (Baumwolle, Feinwäsche mit und ohne Fleckenentferner) in einer Haushaltswaschmaschine bei jeweils 2 kg Beladung. Das gesamte Abwasser wurde aufgefangen und die Mikrofasern wurden über Siebe mit 40 µm Porengröße abgetrennt, bei 105 °C getrocknet und gravimetrisch erfasst. Die durchschnittlichen Gesamtfreisetzungen nach fünf Waschgängen lagen bei 38,60 mg/kg (Baumwollprogramm), 32,51 mg/kg (Feinwäsche mit Fleckenentferner) und 33,86 mg/kg (Feinwäsche ohne Fleckenentferner). Die höchsten Emissionen traten somit beim intensiveren Baumwollwaschgang auf. Die Unterschiede zwischen den beiden Feinwaschprogrammen mit und ohne Fleckenentferner waren hingegen nicht signifikant. Insgesamt zeigte sich, dass Waschprogramme mit höherer Temperatur, längerer Laufzeit und stärkerer mechanischer Belastung zu höheren Emissionsraten führten.

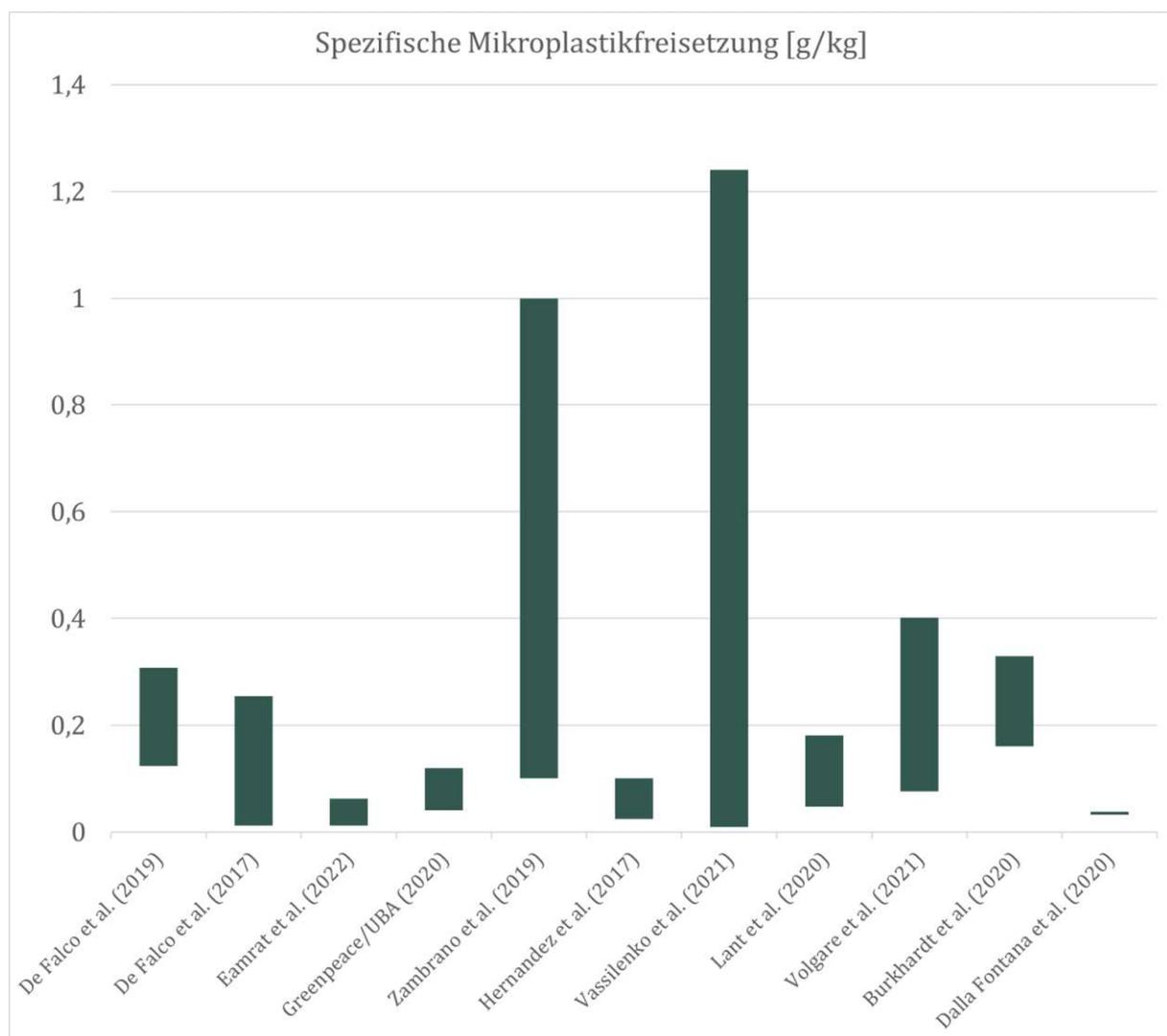


Abb. 2.7: Vergleich der spezifischen Mikroplastikemissionen in [g/kg Waschladung] aus der Literatur

Abschließend fasst Abbildung Abb. 2.7 die maßgeblichen Ergebnisse zur spezifischen Mikroplastikfreisetzung (in g/kg – die Werte wurden entsprechend umgerechnet) aus ausgewählten Literaturquellen zusammen. Dabei wurden jene Studien berücksichtigt, die einen klar definierten

Bereich an Emissionen ausweisen oder aus denen sich ein solcher ableiten ließ. Um die Übersichtlichkeit der Darstellung zu gewährleisten, wurden Quellen mit sehr geringen Werten (z. B. Pirc et al. [7], Napper & Thompson [32]) sowie Studien mit äußerst hohen Werten (z. B. Sillanpää & Sainio [37]) nicht in die grafische Auswertung aufgenommen, da diese entweder im Diagramm kaum sichtbar wären oder die Skalierung der übrigen Ergebnisse erheblich verzerren würden. In Fällen, in denen zwei Einzelergebnisse berichtet, aber kein expliziter Wertebereich angegeben wurde, wurde zur Vereinfachung ein solcher für die grafische Darstellung angenommen.

2.7.2 Einflussfaktor: Textiltyp und -struktur

Die Art des Textils und dessen Struktur stellen zentrale Einflussfaktoren auf die Mikrofaserauswaschung dar. In zahlreichen Studien wird hervorgehoben, dass insbesondere Fleece-Stoffe durch ihre aufgeraute Oberfläche und lockere Struktur besonders hohe Emissionen verursachen. Dies bestätigen unter anderem Liu et al. [31], Almroth et al. [7] und Hartline et al. [38], die Fleece als textiltechnisch besonders anfällig für Faserverlust identifizieren. Auch Burkhardt et al. [42] zeigen, dass 100 % Polyester-Fleece signifikant höhere Emissionen aufweist als ein gemischter Textilcluster. Dalla Fontana et al. [43] berichteten zudem von 41 % höheren Emissionen bei einem No-Name-Fleece im Vergleich zu einem Markenprodukt, was auf produktionsbedingte Qualitätsunterschiede zurückgeführt wird.

Napper und Thompson [44] fanden außerdem, dass Acrylgewebe mehr Fasern freisetzt als Polyester. Diese Unterschiede spiegeln sich auch in der Umwelt wieder: Obwohl Acryl einen geringen Marktanteil hat, wird es überproportional häufig in Klärschlamm nachgewiesen [17]. In der Studie von Vassilenko et al. [39] zeigte sich außerdem, dass unbehandelte Polyesterstoffe im Schnitt nur 30 mg/kg emittierten, während mechanisch bearbeitete Varianten wie Fleece oder angerautes Jersey deutlich höhere Werte aufwiesen. Der Einfluss mechanischer Vorbehandlung wurde auch von Galvão et al. [34], Schuhen & Sturm [35] und Hartline et al. [38] beobachtet: Stark beanspruchte oder ältere Kleidungsstücke emittieren mehr Mikrofasern – ein Effekt, der auf gelockerte Faserbindungen und Materialermüdung zurückgeführt wird.

Neben der Gewebeart ist auch die Garnstruktur entscheidend. Laut De Falco et al. [16] und dem Umweltbundesamt [37] geben Textilien mit geringer Garnverdrillung und hoher Haarigkeit besonders viele Fasern ab. Dies wurde insbesondere bei gestrickten Polyester-T-Shirts mit loser Oberfläche beobachtet. Gewebe, stark verdrillte Materialien zeigten hingegen die geringste Freisetzung [16]. In der Linitest-Studie von De Falco et al. [33] wurden gewebtes Polyester (PEC), gestricktes Polyester (PEP) und gewebtes Polypropylen (PP) verglichen. PEC emittierte dabei am meisten Mikrofasern, PEP am wenigsten. Die Unterschiede lassen sich durch die Kombination aus Fasertyp (Stapel vs. Filament) und Garnstruktur erklären. PEP bestand aus Endlosfilamenten, PEC und PP aus Stapelfasern mit Längen von 35–50 mm. Studien wie jene von Volgare et al. [41] und Eamrat et al. [45] betonen ebenfalls die Rolle von Filamentgarnen: Diese sind bei Polyestertextilien häufig anzutreffen und emittieren tendenziell weniger Fasern als Stapelfasern. Auch die Dichte der Verarbeitung spielt eine Rolle: Henry et al. [17] zeigten, dass dicht gewebte, robuste Kleidungsstücke geringere Emissionen aufweisen als locker verarbeitete Strukturen. Dies verdeutlicht, dass neben der Faserart auch Struktur, Gewebedichte und Nutzungszustand eine wesentliche Rolle spielen.

Zusammenfassend zeigen Studien wie jene von [16], [33], [17], [39], [37] sowie [41], dass textiltechnische Parameter – insbesondere Garnverdrillung, Fasertyp (Stapel vs. Filament), Oberflächenstruktur (rau/glatt) und Gewebeart (gewebt vs. gestrickt) – einen erheblichen Einfluss auf die Menge der freigesetzten Mikrofasern haben. Zusätzlich verstärken mechanische

Vorbelastungen, Alterungseffekte und die Nutzung von Kleidung mit bereits geschädigter Oberfläche den Faserverlust signifikant.

2.7.3 Einflussfaktor: wiederholte Wäschen/Alterung

In zahlreichen Studien wurde beobachtet, dass die Faserfreisetzung bei den ersten Waschzyklen nach der Produktion besonders hoch ist und sich bei wiederholten Wäschen deutlich verringert. Dieses als „First-Flush“-Effekt bekannte Phänomen wird vielfach durch das Abspülen lose anhaftender oder produktionsbedingter Fasern in den ersten Waschgängen erklärt. Laut Hartline et al. [17] sowie Napper und Thompson [44] nimmt die Mikroplastikfreisetzung nach mehreren Wäschen signifikant ab. Bei den Polyesterjacken aus den Versuchen reduzierte sich die Emission im Mittel um 25 % nach einer gezielten Alterung. Auch Kärkkäinen & Sillanpää [36] beobachteten bei verschiedenen synthetischen Textilien einen Rückgang der Emission mit jedem Wasch- bzw. Trocknungszyklus. Ab dem dritten Waschgang lagen die Emissionen bei den meisten Proben bereits unter 20 % des ursprünglichen Wertes.

Diese Entwicklung bestätigen auch Studien [35], [38] sowie [37]. Letztere betont, dass neue Kleidungsstücke bei den ersten Waschzyklen die höchsten Faserverluste aufweisen. Mit zunehmender Nutzung nehmen diese zwar ab, jedoch können auch bereits getragene Textilien weiterhin relevante Mengen Mikrofasern freisetzen – bedingt durch Alterung, mechanische Vorschädigung und bereits gelockerte Faserbindungen. Laut der Studie von De Falco et al. [16] verringerte sich bei reinen Polyestertextilien die Emission nach etwa fünf Waschzyklen deutlich, während bei Mischgeweben mit Baumwollanteil eine durchgehend hohe Faserfreisetzung beobachtet wurde. Auch Burkhardt et al. [42] bestätigen diesen Effekt: Hier stabilisierte sich die Mikroplastikfreisetzung ab dem zehnten Waschgang, nachdem zu Beginn besonders hohe Emissionswerte verzeichnet worden waren.

Die Untersuchung von Galvão et al. [34] liefert ergänzende Erkenntnisse unter Alltagsbedingungen, da ausschließlich gebrauchte Kleidung getestet wurde. Die Autor:innen führen die vergleichsweise hohe Faserfreisetzung auf den realen Nutzungsgrad zurück und betonen die Relevanz solcher Studien für die realistische Emissionsabschätzung. Vassilenko et al. [39] beobachteten ebenfalls erhöhte Emissionen bei den ersten Waschgängen, die sich nachfolgend stabilisierten. Dies wird als Hinweis auf Produktionsrückstände interpretiert, deren Entfernung möglicherweise durch eine industrielle Vorwäsche reduziert werden könnte. Lant et al. [40] dokumentierten für neue Fleecekleidungsstücke eine hohe Anfangsfreisetzung, die sich nach etwa acht Waschzyklen auf ein stabiles Niveau von $28,7 \pm 10,9$ mg/kg einpendelte – ein Wert, der über weitere 40 Zyklen hinweg konstant blieb.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Alterung und Wiederverwendung von Textilien einen deutlichen Einfluss auf die Mikrofaserauswaschung haben. Während neue Kleidungsstücke bei den ersten Waschgängen eine besonders hohe Faserfreisetzung aufweisen, verringert sich diese in vielen Fällen nach mehreren Zyklen und stabilisiert sich. Mechanische Vorschädigung, Materialermüdung oder bestimmte Mischgewebe können jedoch auch bei länger genutzter Kleidung zu anhaltend hohen Emissionswerten führen.

2.7.4 Einflussfaktor: Waschparameter

Zahlreiche Studien belegen, dass sowohl Art der Maschine, als auch Waschparameter wie Temperatur, Schleuderdrehzahl, Waschmitteltyp, Waschzeit und mechanische Belastung einen teils erheblichen Einfluss auf die Freisetzung von Mikrofasern haben. Dabei variiert die Gewichtung einzelner Parameter je nach Versuchsanordnung und Textilart deutlich. Eine Reihe von Studien

zeigt, dass höhere Waschttemperaturen zu verstärktem Faserabrieb führen. So beobachteten [17] und [37], dass sich die Emissionen bei einem Temperaturanstieg von 30 °C auf 40 °C oder 60 °C erhöhen. In der Studie von Schuhen & Sturm [35] führte eine Reduktion der Temperatur von 60 °C auf 30 °C zu einer durchschnittlichen Emissionsminderung von 38 %. Auch in [42] wird von erhöhtem Mikroplastikaustrag bei 20 °C im Vergleich zu 60 °C berichtet; möglicherweise verursacht durch die Sprödigkeit der Fasern unterhalb der Glastemperatur.

Die Schleuderdrehzahl wurde in manchen Quellen ebenfalls als relevanter Einflussfaktor identifiziert. Eine Reduktion von 1200 auf 600 U/min senkte laut [37] die Faserauswaschung um rund 34 %. Besonders wirksam war die Kombination aus Waschmitteleinsatz und verringerter Schleuderdrehzahl, die eine Emissionsminderung von bis zu 77 % ermöglichte [35].

Auch die Wahl des Waschmittels hat nachweislich Einfluss. Schuhen & Sturm [35] fanden, dass der Einsatz von Waschmittel allgemein zu einer durchschnittlichen Reduktion der Emission um 57 % führte. Andere Studien wie [33], [17] und [37] zeigen hingegen, dass Pulverwaschmittel, insbesondere solche mit hohem pH-Wert und abrasiven Bestandteilen wie Zeolithen, zu deutlich höheren Emissionen führen als Flüssigwaschmittel. Der Einsatz von Weichspülern wirkt dem entgegen: In mehreren Studien konnte eine Reduktion der Faserfreisetzung um bis zu 35 % festgestellt werden [33][37].

Weitere Untersuchungen – u. a. [17] – zeigen, dass die Maschinenform ebenfalls einen Einfluss hat, so setzen Toploader etwa siebenmal mehr Mikrofasern frei als Frontlader. Dies wird auf das vertikale Rührwerk und die damit verbundene höhere mechanische Belastung zurückgeführt. Waschzeit und mechanische Belastung beeinflussen die Mikroplastikfreisetzung ebenfalls. De Falco et al. [33] stellten fest, dass längere Waschzeiten (90 vs. 45 min), höhere Temperaturen (60 °C vs. 40 °C) und erhöhte mechanische Beanspruchung (z.B. durch mehr Stahlkugeln) tendenziell zu höheren Emissionen führten. In [45] wurden verschiedene Waschprogramme analysiert: Längere Laufzeiten und höhere Schleuderdrehzahlen (>1200 U/min) korrelierten signifikant mit erhöhter Mikrofaserauswaschung. Das „Delicate“-Programm mit niedriger Drehzahl und längerer Laufzeit zeigte die geringsten Emissionen. Die Untersuchung betont dadurch, dass nicht allein der Maschinentyp (Front- vs. Toplader), sondern vor allem auch die Wahl des Waschprogramms entscheidend ist.

Auch das Wasser-zu-Textil-Verhältnis hat sich als zentraler Einflussfaktor herausgestellt. Eine höhere Wassermenge pro Kilogramm Textil verstärkt die Reibung und somit die Freisetzung, wie [41] und [42] berichten. Kleinere Waschladungen führten dabei zu deutlich höheren Emissionen pro Kilogramm Wäsche. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, Waschmaschinen möglichst voll zu beladen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass nahezu alle untersuchten Waschparameter – Temperatur, Dauer, Schleuderdrehzahl, Waschmitteltyp, Wasserhärte, mechanische Belastung und Beladungsmenge – das Ausmaß der Mikrofaserauswaschung beeinflussen können. Während einzelne Effekte teilweise nicht signifikant sind oder zwischen Studien variieren, bestätigen mehrere Untersuchungen den Einfluss kombinativer Effekte. Die Studienlage verdeutlicht, dass durch angepasste Waschgewohnheiten ein erhebliches Reduktionspotenzial hinsichtlich der Mikrofaserauswaschung besteht, wofür aber vorerst standardisierte Prüfmethode und Versuchsanordnungen für unterschiedliche Waschparameter unabdingbar sind.

2.7.5 Einflussfaktor: Maschinen- und Filtertechnik

Die Bauart der Waschmaschine sowie der Einsatz zusätzlicher Rückhaltesysteme haben einen wesentlichen Einfluss auf die Menge freigesetzter Mikrofasern. Wie zuvor erwähnt, wird in mehreren Studien bestätigt, dass Frontlader-Waschmaschinen tendenziell weniger Mikrofasern emittieren als Toplader, was auf die sanftere Trommelbewegung und geringere mechanische Belastung zurückgeführt wird [7][37][40].

Zur Reduktion der Mikroplastikfreisetzung wurden verschiedene externe Rückhaltesysteme untersucht. Der Guppyfriend-Waschbeutel ist ein feinmaschiger Beutel aus Polyester, in dem Kleidung beim Waschen gesammelt wird. Er soll verhindern, dass Mikrofasern ins Abwasser gelangen, indem er sie im Inneren zurückhält. Der Cora Ball ist ein rundes, aus flexiblem Kunststoff bestehendes Waschkugel-System, das direkt zur Wäsche in die Trommel gegeben wird. Er fängt lose Fasern während des Waschvorgangs in seinen Lamellen auf. Der Guppyfriend-Waschbeutel konnte die Mikrofasermenge im Abwasser im Schnitt um 27 % bis 44 % reduzieren, wobei die Effektivität bei niedrigeren Waschttemperaturen höher war [42]. Der Cora Ball zeigte eine geringere Rückhaltewirkung von etwa 10 %. Beide Systeme sind einfach in der Anwendung, allerdings stark von der Faserlänge abhängig: Längere Fasern werden besser zurückgehalten [36].

Trotz gewisser Erfolge gilt: Keines der derzeit untersuchten Rückhaltesysteme wurde bislang umfassend und unabhängig validiert. Die Literaturstudie von Schöpel & Stamminger [7] hebt hervor, dass eine fundierte wissenschaftliche Bewertung und technische Weiterentwicklung dieser Produkte dringend notwendig ist. In [37] wird zusätzlich die Wichtigkeit einer sachgerechten Entsorgung der durch die Nutzer:innen gesammelten Fasern betont, um eine tatsächliche Reduktion des Mikroplastikeintrags in die Umwelt sicherzustellen.

Einzelne technische Systeme wie Filtrol, Lint LUV-R, Hydrozyklone oder Flotationseinheiten wurden ebenfalls genannt, gelten jedoch als aufwendig, unzuverlässig oder noch nicht haushaltsgeeignet [7][42]. Die Studie von Galvão et al. [34] weist außerdem darauf hin, dass selbst feinmaschige Filter (z. B. 200 μm) große Mengen kleiner Partikel (< 170 μm) nicht erfassen können, was die Herausforderungen für effektive Rückhaltesysteme zusätzlich unterstreicht

2.7.6 Einflussfaktor: Trocknungsprozesse

Der Vollständigkeit halber werden auch Effekte des maschinellen Trocknens nach dem Waschvorgang betrachtet, obwohl diese nicht Gegenstand der eigenen Untersuchung waren. Mehrere Studien zeigen, dass beim Trocknen, insbesondere im ersten Zyklus, erhebliche Mengen an Mikrofasern freigesetzt werden. In der Studie von Kärkkäinen & Sillanpää [36] lagen die Mikrofasermmissionen beim maschinellen Trocknen für bestimmte Materialien sogar über jenen beim Waschen; nach den ersten Trocknungszyklen stabilisierten sich die Werte. Besonders hohe Emissionen wurden bei Fleece-Materialien gemessen (bis zu 1.700 mg/kg). Die Autoren führen die Faserauslösung vor allem auf die mechanische Beanspruchung im Trockner sowie auf die Pillingbildung zurück. Je nach Textiltyp (besonders betroffen sind Fleece- und voluminöse Textilien) kann das Trocknen damit ebenso stark zur Gesamtfreisetzung beitragen wie das Waschen.

Burkhardt et al. [42] dokumentierten bei 50 Trocknungsvorgängen eine Gesamtfreisetzung von 2 g/kg (Fleece) bzw. 3 g/kg (Mix). Etwa 10–20 % der Fasern wurden im Flusensieb aufgefangen, welche laut den Autor:innen trocken und sachgemäß entsorgt werden sollte. Das Kondenswasser zeigte hingegen nur minimale Belastung. In der Studie von Hartline et al. [38] wurden gealterte Kleidungsstücke im Haushaltswäschetrockner getrocknet. Obwohl keine separate

Quantifizierung erfolgte, wird vermutet, dass der Trocknungsprozess in einem maschinellen Trockner auch die anschließende Faserfreisetzung beeinflussen kann.

3 Methodik

Dieses Kapitel beschreibt die methodische Vorgehensweise zur quantitativen Erfassung der beim Wäschewaschen freigesetzten Mikroplastikfasern. Nach der Darstellung der Versuchsplanung und der Auswahl geeigneter Textilien und Waschparameter folgt eine detaillierte Beschreibung des Versuchsaufbaus sowie der experimentellen Durchführung der Waschkvorgänge unter realitätsnahen Bedingungen. Ziel ist es, die angewandten Schritte transparent darzulegen und eine nachvollziehbare Grundlage für die spätere Auswertung und Interpretation der Ergebnisse zu schaffen.

3.1 Allgemeines

Im Rahmen dieser Arbeit wurden experimentelle Waschversuche durchgeführt, um die Freisetzung von Mikroplastikfasern aus gebrauchter Kleidung unter verschiedenen praxisnahen Bedingungen zu untersuchen. Die Methodik orientiert sich dabei an einem systematisch aufgebauten Versuchsdesign, das sowohl quantitative als auch qualitative Aussagen über das Ausmaß der Emissionen zulässt. Als Untersuchungsobjekte wurde gespendete Second-Hand-Kleidung herangezogen, die repräsentative Materialzusammensetzungen sowie realistische Tragezustände synthetischer Textilien abbildet. Die Versuche wurden mit einer Haushaltswaschmaschine durchgeführt, wobei gezielt unterschiedliche Einflussfaktoren wie Waschmittelzugabe, Schleuderdrehzahl, die Verwendung eines mikroplastikrückhaltenden Waschbeutels sowie eine zeitlich gestaffelte Wiederholung über mehrere Waschgänge (Zeitreihe) variiert wurden. Zur Quantifizierung der freigesetzten Mikrofasern wurde das anfallende Abwasser aufgefangen sowie filtriert und anschließend mithilfe eines chemischen Aufschlussverfahrens sowie nachfolgender Filtration analysiert. Diese Methodik ermöglicht eine praxisnahe und zugleich wissenschaftlich nachvollziehbare Bewertung der Faserfreisetzung beim Haushaltswaschen und stellt die Grundlage für die nachfolgenden Auswertungen dar.

3.1.1 Übersicht der Versuchsreihen

Zu Beginn der experimentellen Arbeiten wurden drei **Vorversuche (VV)** durchgeführt, um die generelle Machbarkeit des Untersuchungsaufbaus, die Handhabung der Versuchskomponenten sowie die Eignung der Filtrationsmethode zur Erfassung von Faserabrieb zu evaluieren (siehe Kapitel 3.3) Ziel dieser Vorversuche war es, ein Verständnis für den Ablauf der Waschkvorgänge unter Laborbedingungen zu entwickeln und erste Erkenntnisse über das Emissionsverhalten sowie die Filtrierbarkeit der entstehenden Mikrofasern zu gewinnen. Aus diesem Grund bestand die Waschkladung in dieser Phase überwiegend aus Textilien mit hohem Fussel- und Abriebpotenzial – insbesondere aus synthetischen Materialien wie Polyester (PES), Polyacryl (PAN) und Polyamid (PA).

Tab. 3.1: Übersicht zu den Versuchsreihen der Vor- und Hauptversuche

Abkürzung	Versuchsanzahl	Textilart	Programm	Temperatur	Schleuderdrehzahl
				[°C]	[U/min]
VV	3	PES, PAN, PA, CO	Mix 40	40	800
HV-Z	10	PES, PAN, PA, EL, CV, CLY	Mix 40	40	800
HV-S	7	PES, CO	Koch-/Buntwäsche	40	1400
HV-W	5	PES, CO	Koch-/Buntwäsche	40	1400/800
HV-WB	3	PES, CO	Mix 40	40	800

Im Anschluss daran wurden vier strukturierte Versuchsreihen durchgeführt. Für alle Hauptversuche wurde eine Waschtemperatur von 40 °C gewählt, da höhere Temperaturen bei synthetischen Textilien zu Materialschäden führen kann, üblicherweise nicht empfohlen wird und in der Praxis unüblich ist [46]. Alle Versuchsreihen sind in Tab. 3.1 als Übersicht zusammengefasst.

Die erste Versuchsreihe (**Hauptversuche – Zeitreihe, HV-Z**) bestand aus zehn aufeinanderfolgenden Waschlängen mit einer konstanten Textilzusammensetzung (siehe Kapitel 3.4.1). Die Waschlänge setzte sich aus einer Mischung synthetischer und zellulosischer Fasern zusammen, darunter Polyester (PES), Polyacryl (PAN), Polyamid (PA), Elastan (EL), Viskose (CV), Lyocell (CLY) sowie Baumwolle (CO). Ziel der Versuchsreihe war es, zu untersuchen, ob und in welchem Ausmaß sich die Mikroplastikemissionen über mehrere aufeinanderfolgenden Waschlänge hinweg verändern. Als Waschprogramm wurde „Mix 40“ gewählt, da es speziell für Mischgewebe aus Baumwolle und synthetischen Fasern konzipiert ist und somit den Anforderungen dieser Untersuchung entspricht.

In der zweiten Versuchsreihe (**Hauptversuche – Schleuderzahl, HV-S**) wurde der Einfluss der Schleuderzahl auf die Mikrofaserauswaschung untersucht. Zu diesem Zweck wurde eine neue Waschlänge definiert, die ausschließlich aus Polyester- und Baumwolltextilien bestand (vgl. Kapitel 3.1.4), um die Analyse der Ergebnisse zu erleichtern. Da das Programm „Mix 40“ keine Anpassung der Schleuderzahl auf 1400 U/min erlaubt, wurde alternativ das Programm „Koch-/Buntwäsche“ eingesetzt. Insgesamt wurden sieben Versuche durchgeführt (siehe Kapitel 3.4.2): fünf davon mit 1400 U/min und zwei mit 800 U/min, um einen direkten Vergleich zu den Ergebnissen der Zeitreihe bzw. des Programms „Mix 40“ zu ermöglichen.

Die dritte Versuchsreihe (**Hauptversuche – Waschmittel, HV-W**) widmete sich dem Einfluss von Waschmittel auf die Freisetzung von Mikrofasern. Hierzu wurden insgesamt sechs Waschlänge durchgeführt, wobei der erste Versuch mit Pulverwaschmittel jedoch abgebrochen werden musste, da es zu einer Verstopfung des Filtersystems kam und eine Fortführung des Versuches nicht möglich war. Die weiteren fünf Versuche wurden mit Flüssigwaschmittel unter angepasster Filtermaschenweite durchgeführt (näheres dazu siehe Kapitel 3.4.3).

Die vierte und letzte Versuchsreihe untersuchte die Wirksamkeit des Guppyfriend Waschbeutels als technische Maßnahme zur Reduktion von Mikroplastikemissionen (**Hauptversuche – Waschbeutel, HV-WB**). Insgesamt wurden drei Versuche durchgeführt (siehe 3.4.4). Zusätzlich wurde ein sogenannter Blindwertversuch gemacht, bei dem ausschließlich der leere Beutel gewaschen wurde, um eventuelle eigene Faserfreisetzungen des Produkts zu ermitteln. Da der Waschbeutel durch hohe mechanische Belastung beschädigt werden könnte, wurde in dieser Versuchsreihe auf eine Schleuderzahlerhöhung verzichtet und erneut das Programm „Mix 40“ mit 800 U/min verwendet.

3.1.2 Beschreibung der verwendeten Waschmaschine

Waschmaschinen spielen eine zentrale Rolle bei der Untersuchung mikroplastikbedingter Emissionen durch alltägliche Waschlänge und zählen zur Standardausstattung österreichischer Haushalte. Laut Angaben der Statistik Austria verfügen rund 95 % der Haushalte in Österreich über eine eigene Waschmaschine [47]. Hinsichtlich der Bauart dominieren dabei Frontlader-Geräte deutlich den Markt: Etwa 90 % der in österreichischen Haushalten genutzten Waschmaschinen sind Frontlader, während Toplader lediglich rund 10 % ausmachen [48].

Aus diesem Grund wurde für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuche bewusst ein Frontlader-Modell gewählt, um eine möglichst realitätsnahe Abbildung typischer

Haushaltsbedingungen sicherzustellen. Die konkrete Auswahl fiel auf das Modell WAF 91410 (siehe Abb. 3.1) des Herstellers Elektra Bregenz, das den Anforderungen der ISO 6330:2021 [49] für eine Typ-A-Waschmaschine entspricht und somit sowohl alltagstauglich als auch normgerecht ist.

Bei dem verwendeten Gerät handelt es sich um eine Frontlader-Waschmaschine, deren Trommel sich um eine horizontale Achse dreht und von vorne befüllt wird. Die Edeltahltrommel hat ein Volumen von 64 Litern und bietet ein Fassungsvermögen von bis zu 9 kg Wäsche. Die maximale Schleuderdrehzahl beträgt 1400 U/min, wobei auch niedrigere Drehzahlen gewählt werden können, um textilspezifische Anforderungen zu berücksichtigen. Die gewählte Maschine vereint somit normgerechte Ausstattung mit alltagsnaher Funktionalität und erlaubt sowohl reproduzierbare als auch praxisrelevante Versuchsdurchführungen. Insgesamt stehen 15 verschiedene Waschprogramme zur Verfügung. Für die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuche waren insbesondere die Programme „Mix 40“ sowie „Koch- und Buntwäsche“ von Bedeutung. Außerdem wurde für die Reinigung der Maschine zwischen den Versuchen das Spülprogramm verwendet. Das Programm „Mix 40“ erlaubt das gleichzeitige Waschen von Baumwoll- und Synthetiktextilien, ohne diese vorab sortieren zu müssen, und bildet damit eine typische Alltagssituation ab. Das Programm „Koch- und Buntwäsche“ stellt ebenfalls ein praxisnahes Szenario dar und wurde ergänzend verwendet, um die Ergebnisse unter leicht veränderten Bedingungen vergleichen zu können [50].

3.1.3 Platzierung der Waschmaschine

Aufgrund der Gegebenheiten im Labor, insbesondere der Höhe des Wasseranschlusses sowie die Höhe des Auffangbehälters bzw. des Tanks, wurde die Waschmaschine wie in Abb. 3.1 dargestellt installiert. Um die erforderliche Ablaufhöhe zu gewährleisten, wurde die Waschmaschine auf einem Unterbau aus stapelbaren, tragfähigen Hohlblocksteinen positioniert. Diese Erhöhung erleichtert den Zugang zum Wasserzulauf, optimiert die leichtere Ableitung des Abwassers und verbessert die Handhabung während der Versuchsreihen.



Abb. 3.1: Platzierung der Waschmaschine

Direkt neben der Waschmaschine befindet sich ein zylindrischer, konisch zulaufender Edelstahlbehälter mit einem Fassungsvermögen von insgesamt 150 Litern. Dieser dient als Sammelbehälter für das während des Waschprozesses entstehende Abwasser. Der Behälter ist mit zwei Kugelhähnen ausgestattet (oberer und unterer Auslauf), über die das Wasser kontrolliert entnommen werden kann. Ein verschließbarer Deckel minimiert das Risiko externer Kontamination. Aufgrund des verwendeten Werkstoffes ist eine chemisch neutrale Umgebung für die Probengewinnung gegeben.

Die Verbindung zwischen Waschmaschine und Sammelbehälter erfolgt über die serienmäßigen flexiblen Zulauf- und Ablaufschläuche, welche zur Waschmaschine gehören. Diese sind druckfest, für den Durchfluss von Waschwasser ausgelegt und wurden so verlegt, dass das gesamte Abwasser zuverlässig in den Edelstahlbehälter geleitet wird. Laut Bedienungsanleitung des Waschmaschinenherstellers sollte der Höhenunterschied zwischen Geräteunterkante und dem höchsten Punkt des Ablaufschlauchs 100 cm nicht überschreiten (siehe Abb. 3.2).

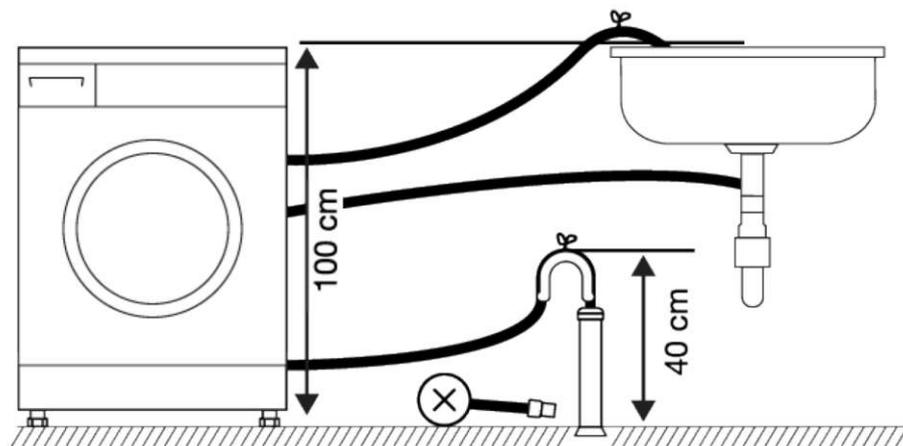


Abb. 3.2: Mindest- und Maximalhöhen des Ablaufschlauchs [51]

Aufgrund der baulichen Konstellation (Unterbau und Tankhöhe) beträgt dieser Abstand im Versuchsaufbau ca. 105 cm, womit die empfohlene maximale Förderhöhe geringfügig überschritten wird (siehe Abb. 3.3).

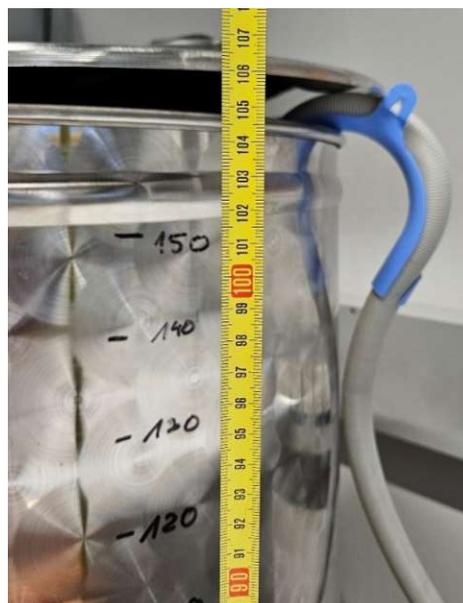


Abb. 3.3: Geringfügige Überschreitung der Maximalhöhe

Trotz dieser leichten Abweichung wurde sichergestellt, dass der Ablauf zuverlässig funktioniert, sodass der Aufbau eine präzise und kontrollierte Durchführung der Waschversuche ermöglicht. Das im Auffangbehälter gesammelte Abwasser wurde anschließend einer Filtration unterzogen, um die freigesetzten Mikroplastikpartikel quantitativ und qualitativ analysieren zu können.

3.1.4 Beschreibung der verwendeten Textilien

Die für die Versuchsreihen benötigte Kleidung wurde dankenswerterweise von den Organisationen Caritas und Humana zur Verfügung gestellt. Bei der Auswahl der Textilien wurde gezielt darauf geachtet, ausschließlich bereits getragene, jedoch gut erhaltene Kleidungsstücke zu verwenden, um einen realitätsnahen und zugleich reproduzierbaren Versuchsaufbau zu gewährleisten.

Tab. 3.2: Übersicht der Waschladung HV-Z

Waschladung: Hauptversuche - Zeitreihe (HV-Z)				
Textilstück	Anmerkung	Gewicht	Synthetik	Anteil
[Nr]		[g]	[%]	[%]
1	Orangener Pullover	308,5	100	100% Polyacryl
2	Schwarze Hose	259,7	100	100% Polyester
3	Schwarzes Blumenkleid	207,8	100	100% Polyester
4	Weißes Sporthose	186,6	100	100% Polyester
5	Grüner Rollkragenpullover	283,9	100	100% Polyacryl
Summe		1246,5		
6	Rosa Rock	172,7	≥ 50	76% Polyester, 24% Baumwolle
7	Beiges T-Shirt	102,1	≥ 50	62% Polyester, 35% Viskose, 3% Elastan
8	Rosa Sporttop	96,9	≥ 50	74% Polyester, 19% Lyocell, 7% Elastan
9	Gepunktetes Sakko	410,8	≥ 50	Obermaterial: 70% Polyester, 28% Viskose, 2% Elastan; Futter: 52% Polyester, 48% Viskose
10	Graues T-Shirt	189,2	≥ 50	50% Polyester, 50% Baumwolle
11	Türkise Weste	195,4	≥ 50	50% Polyacryl, 50% Baumwolle
Summe		1167,1		
12	Beige Hose	507,9	< 50	85% Baumwolle, 13% Polyester, 2% Elastan
13	Grüne Weste	530,3	< 50	65% Baumwolle, 35% Polyester
14	Rosa Short	146,3	< 50	55% Baumwolle, 45% Polyamid
Summe		1184,5		
Gesamt:		3598,1		

Außerdem wurde ein ausgewogenes Verhältnis zwischen synthetischen, nicht-synthetischen und Mischgeweben angestrebt, um die Materialvielfalt abzubilden, wie sie typischerweise in Haushaltswäschen vorkommt. Zur besseren Einteilung der Materialien erfolgte eine Kategorisierung in:

- 100 % Synthetik,
- ≥ 50 % Synthetik und
- < 50 % Synthetik.

In Tab. 3.2 und Tab. 3.3 sind exemplarisch die Dokumentation der Textilstücke für die Hauptversuche dargestellt. Die vollständige Zusammenstellung aller Waschladungen – inklusive Nummerierung, Gewicht, Textilart und jeweiligem Anteil sowie fotografischer Dokumentation ist im Anhang A zu finden. Erfasst wurden die Masse der einzelnen Kleidungsstücke, ihre Verteilung auf die definierten Materialkategorien sowie die jeweilige Gesamtmasse. Zusätzlich wurde der prozentuelle Anteil der im Etikett angegebenen Faserarten dokumentiert. Die Kleidungsstücke wurden so kombiniert, dass sie hinsichtlich Menge, Beschaffenheit und Materialzusammensetzung einer typischen, gemischten Haushaltswäsche entsprechen (z. B. Hosen, Pullover, Kleider, Sportbekleidung, T-Shirts etc.). Die Waschladungen wurden im Verlauf der Versuchsdurchführung gezielt angepasst.

Tab. 3.3: Übersicht der Waschladung HV-S/W/WB

Waschladung: Hauptversuche Schleuderzahl/Waschmittel/Waschbeutel (HV-S/W/WB)				
Textilstück	Anmerkung	Gewicht	Synthetik	Anteil
[Nr.]		[g]	[%]	[%]
1	Graue Sporthose	320,7	100	100 % Polyester
2	Blauer Rock (gemustert)	275,3	100	100 % Polyester
3	Rosa Kleid (Blumen)	198,3	100	100 % Polyester
4	Dunkelblaue Sporthose	370,1	100	100 % Polyester
5	Blaues Sportshirt	161,1	100	100 % Polyester
6	Gelbes Sportshirt	194,5	100	100 % Polyester
	Summe	1520,0		
7	Rosa Rock	172,7	≥ 50	76% Polyester, 24% Baumwolle
8	Grüner Hoodie	552,8	≥ 50	80% Polyester, 20% Baumwolle
9	Graues T-Shirt	189,2	≥ 50	50% Polyester, 50% Baumwolle
	Summe	914,7		
10	Grüne Weste	530,3	< 50	65% Baumwolle, 35% Polyester
11	Nachthemd	316,2	< 50	62% Baumwolle, 38% Polyester
12	Graues T-Shirt (Baby)	133,3	< 50	51,% Baumwolle, 49% Polyester
13	Schwarzes T-Shirt	176,4	< 50	70% Baumwolle, 30% Polyester
	Summe	1156,2		
	Gesamt:	3590,9		

Für die Vorversuche kamen Textilien aus Polyester, Polyacryl und Polyamid zum Einsatz – also Materialien mit bekanntermaßen hoher Faserfreisetzung. Diese Auswahl diente dazu, auch bei geringen Emissionen eine verwertbare Probe zu erhalten, da zu diesem Zeitpunkt noch keine verlässlichen Mengenabschätzungen vorlagen. Im Hauptversuch Zeitreihe wurde eine möglichst breite Mischung verschiedenster synthetischer Fasern angestrebt, um ein repräsentatives Emissionsprofil zu erzielen. Für die übrigen Versuchsreihen (HV-S, HV-W, HV-WB) wurde jeweils eine konstante Waschladung aus Polyester- und Baumwolltextilien verwendet. Diese Kombination wurde gezielt gewählt, um bei der späteren chemischen Analyse, insbesondere bei der lösungsmittelbasierten Aufbereitung, keine Polymerverluste zu riskieren. Denn Fasern wie Polyamid, Elasthan oder andere Spezialmaterialien können sich bei bestimmten Verfahren (z. B. enzymatische oder oxidative Aufschlüsse) teilweise oder vollständig zersetzen, was zu verfälschten Ergebnissen führen kann [52]. Auf diese Weise konnte sichergestellt werden, dass die Experimente

unter praxisnahen Bedingungen durchgeführt wurden, dabei jedoch systematisch variiert wurden und die Textilauswahl fundiert und nachvollziehbar erfolgte.

3.1.5 Beschreibung der verwendeten Waschmittel

Für die Waschversuche, bei denen der Einsatz von Waschmitteln vorgesehen war, wurden zwei unterschiedliche Produkttypen berücksichtigt, um haushaltsübliche Bedingungen möglichst realitätsnah abzubilden. Zum einen kam ein Pulverwaschmittel (Weißer Riese Universalwaschmittel), zum anderen ein Flüssigwaschmittel (Frosch Universal Waschmittel) zum Einsatz. Während der ersten Versuchsreihen zeigte sich jedoch, dass die Filtration des Abwassers nach Verwendung des Pulverwaschmittels aufgrund der Belegung der Filterscheiben (Discfilter) nicht zuverlässig durchführbar war (vgl. Kapitel 3.4.3). Aus diesem Grund wurde in den weiteren Hauptversuchen ausschließlich das Flüssigwaschmittel verwendet.

Das Weißer Riese Universalwaschmittel Pulver ist ein handelsübliches Vollwaschmittel, welches potenziell in vielen Haushalten in Österreich Verwendung findet. Laut Hersteller eignet es sich für Temperaturen zwischen 20 °C und 95 °C und ist sowohl für bunte als auch weiße Wäsche geeignet. Seine Formulierung unterstützt das Entfernen von organischen und anorganischen Verschmutzungen, was typisch für Vollwaschmittel ist, die auf enzymatischen und chemischen Prozessen basieren, daher richtet es sich an eine breite Palette von Wäscharten, einschließlich farbiger und weißer Textilien. Das Waschmittel enthält folgende Inhaltsstoffe:

- Tenside: 5-15 % anionische Tenside, weniger als 5 % nichtionische Tenside. Diese wirken als Hauptreinigungsmittel, die Schmutz und Fett binden und aus den Textilien entfernen.
- Komplexbildner: Zeolithe, Phosphonate und Polycarboxylate, die die Wasserhärte reduzieren und dadurch die Reinigungsleistung steigern.
- Weitere Inhaltsstoffe: Enzyme (zur Entfernung organischer Verschmutzungen wie Eiweiß oder Fett), optische Aufheller (für einen strahlenden Weißeffekt) und Duftstoffe [53].

In Bezug auf die ISO 6330:2021 [49] könnte dieses Waschmittel am ehesten mit Referenzdetergens 2 verglichen werden, da es optische Aufheller und Enzyme enthält, die auch in standardisierten Waschtests genutzt werden.

Das zweite Waschmittel (Frosch Universalwaschmittel Flüssig) ist ein handelsübliches Vollwaschmittel, das insbesondere durch seine umweltfreundliche und hautschonende Formulierung beworben wird und daher in vielen Haushalten Anwendung findet. Laut Hersteller ist das Produkt für Waschttemperaturen zwischen 30 °C und 95 °C geeignet und kann für weiße sowie farbechte Textilien verwendet werden. Es basiert auf pflanzlich basierten Waschsubstanzen und verzichtet auf aggressive chemische Zusätze, wodurch es auch für empfindliche Haut und allergiegefährdete Personen empfohlen wird. Das Waschmittel ist frei von Mikroplastik, Phosphaten, Bleichmitteln und Konservierungsstoffen und wird in einer Verpackung aus 100 % recyceltem Kunststoff angeboten. Die Zusammensetzung umfasst unter anderem:

- Tenside: 5–15 % nichtanionische Tenside sowie <5 % anionische Tenside, welche als primäre Reinigungsmittel fungieren und für die Entfernung von Schmutz und Fett verantwortlich sind.
- Enzyme: zur Unterstützung der Fleckenentfernung, insbesondere bei organischen Verschmutzungen.
- Duftstoffe: wie z. B. Limonene, die für einen frischen Geruch sorgen [54].

Aufgrund des Verzichts auf optische Aufheller und Bleichmittel unterscheidet sich das Frosch Universalwaschmittel in seiner Formulierung deutlich von klassischen Referenzwaschmitteln wie

Detergens 1 oder 2 gemäß ISO 6330:2021 [49]. Es stellt jedoch eine realitätsnahe und handelsübliche Alternative dar.

3.2 Konditionierung der Waschmaschine bzw. des Versuchsaufbaus

Vor Beginn der ersten Vorversuche wurde die Waschmaschine dreimal im Leerlauf betrieben, das heißt ohne Beladung der Waschtrommel. Dieser Reinigungsschritt diente der Entfernung potenzieller Verunreinigungen, die aus der Produktion oder dem Transport stammen könnten. Für den ersten Leerlauf wurde das Waschprogramm „Mix 40“ gewählt, da es eine längere Programmdauer sowie intensive mechanische und thermische Beanspruchung umfasst und zudem für Mischgewebe aus Baumwolle und synthetischen Fasern vorgesehen ist, wie sie auch in den folgenden Versuchen zum Einsatz kommen.

Die beiden anschließenden Leerläufe erfolgten jeweils mittels Spülprogramm der Maschine, um verbliebene Rückstände weitgehend zu entfernen. Beobachtungen des Abwassers zeigten, dass dieses nach dem ersten Programmdurchlauf eine gelblich-trübe Färbung aufwies, was auf eine Vorbelastung schließen lässt. Mit den weiteren Spüldurchgängen nahm die Trübung deutlich ab; das Abwasser wurde zunehmend klar. Daraus kann geschlossen werden, dass die durchgeführte Vorreinigung erfolgreich zur Minimierung möglicher Kontaminationen beigetragen hat.

3.3 Vorversuche

Im Rahmen der Validierung des Versuchsaufbaus wurden drei Vorversuche zur Quantifizierung der Mikroplastikfreisetzung beim Waschen synthetischer Textilien durchgeführt. Die Vorversuche zielten darauf ab, mit den Abläufen und möglichen Arbeitsweisen bekannt zu werden, die Effizienz verschiedener Filtrationsmethoden zu evaluieren, sowie die Handhabung der Filtration zu testen und einen optimalen Prozess für die Hauptuntersuchung zu etablieren. Die Ergebnisse aus allen Vorversuchen sind dem Anhang B zu entnehmen. Nachfolgend wird näher auf die einzelnen Vorversuche eingegangen, da diese maßgebend für den endgültigen Versuchsaufbau waren.

3.3.1 Erster Vorversuch

Im ersten Vorversuch wurde die grundsätzliche Funktionsweise des entwickelten Versuchsaufbaus sowie die Eignung unterschiedlicher Filtrationsmethoden zur Erfassung von Feststoffeinträgen aus dem Waschprozess untersucht. Die Waschladung bestand ausschließlich aus synthetischen Textilien (Details siehe Anhang A). Der Waschvorgang wurde mit dem Programm „Mix 40“ bei 40 °C und einer Schleuderdrehzahl von 800 U/min durchgeführt. Auf die Zugabe von Waschmittel wurde bewusst verzichtet, um eine mögliche Beeinflussung der Filtrationsergebnisse durch Tensidrückstände auszuschließen. Dennoch wurde während des Waschgangs eine deutliche Schaumbildung beobachtet, was auf Waschmittelreste in den Textilien hindeutet.

Das während des Waschvorgangs anfallende Abwasser wurde vollständig in einem zylindrischen Edelstahlbehälter mit einem Gesamtvolumen von etwa 150 Litern aufgefangen. Nach Abschluss des Waschprogramms wurde das Abwasser mittels Vakuumfiltration analysiert. Hierzu wurde der Auslass des Sammelbehälters über einen flexiblen Schlauch mit einem Glasfiltrationskolben (Fa. Sartorius; 45mm) verbunden, der mit einem austauschbaren Filtereinsatz ausgestattet war (vgl. Abb. 3.4, linkes Bild). Die Saugflasche wurde an eine Vakuumpumpe angeschlossen, wodurch ein Unterdruck erzeugt wurde, um das Abwasser durch den Filter zu leiten. Um eine vorzeitige Sättigung des Filtersystems zu vermeiden, wurde das Abwasser zunächst über den oberen Auslass des Tanks entnommen. Da sich Feststoffe aufgrund der Sedimentation bevorzugt im unteren Bereich des Behälters ansammeln, stellte diese Vorgehensweise eine gezielte Maßnahme

dar, um eine möglichst gleichmäßige Belastung der Filter zu gewährleisten und eine längere Durchflusszeit zu ermöglichen.



Abb. 3.4: Versuchsaufbau 1. Vorversuch (links Filter 1-6; rechts Filter 7& 8)

Im Verlauf des Versuchs wurden verschiedene Filtermedien mit unterschiedlicher Porenstruktur, Maschenweite und Filterdurchmesser getestet (vgl. Tab. 3.4), um deren Eignung hinsichtlich Durchflussleistung und Rückhaltevermögen zu bewerten. Die Filtertypen 1 bis 6 (jeweils mit einem Durchmesser von 47 mm) wurden einmalig eingesetzt und sowohl vor als auch nach der Filtration gravimetrisch gewogen, um die darauf abgeschiedene Partikelmasse zu quantifizieren. Bei den Filtern 1 und 2 handelt es sich um Cellulose-Nitrat-Filter der Firma Sartorius. Diese Filtertypen (1 bis 6) wiesen insgesamt eine sehr geringe Durchlässigkeit auf und verstopften bereits nach kurzer Filtrationsdauer. Als Ursache für das schnelle Zusetzen werden Rückstände von Waschmittelbestandteilen in den Textilien vermutet. Aufgrund der damit verbundenen äußerst geringen Volumenströme erwiesen sich diese Filter als ungeeignet für die vollständige Filtration des gesamten anfallenden Abwassers.

Tab. 3.4: Übersicht der Filtertypen (erster Vorversuch)

Filterübersicht - 1. Vorversuch					
Filter Nr.	Filtertyp	Maschenweite [μm]	Durchmesser [mm]	Filtrationsart	Abfiltriertes Volumen (ca.) [l]
1	Cellulose	8	47	Vakuum	0,2
2	Cellulose	8	47	Vakuum	0,35
3	Metall	5	47	Vakuum	0,5
4	Metall	10	47	Vakuum	1,0
5	Metall	20	47	Vakuum	2,0
6	Metall	50	47	Vakuum	2,0
7	Metall	10	200	Vakuum	54,0
8	Metall	20	200	Vakuum	70,0
9	Metall	50	47	Vakuum	-
Summe					130,05

Daher kamen im weiteren Verlauf größere Filter (Filter 7 und 8, jeweils 200 mm Durchmesser) zum Einsatz. Der Versuchsaufbau wurde entsprechend angepasst (Abb. 3.4, rechtes Bild). Die großformatigen Filter wurden alternierend verwendet, ermöglichten die Filtration deutlich größerer Volumina und wurden nach jedem Einsatz zuerst mechanisch abgeschabt und anschließend im Ultraschallbad gereinigt und wiederverwendet. Die während der Ultraschallreinigung gelösten Feststoffe wurden aufgefangen und abschließend über Filter 9 erneut filtriert. Mit diesem Schritt war die vollständige Filtration des Abwassers aus dem ersten Vorversuch abgeschlossen. Im Laufe des ersten Vorversuchs wurden insgesamt 1,4496 g Feststoffe aus dem Abwasser gefiltert (Ergebnisse siehe Kapitel 5.1).

Im Verlauf des ersten Vorversuchs zeigte sich, dass im Abwasser enthaltene Waschmittelmittelrückstände aus den zuvor gewaschenen Textilien zu einer deutlichen Beeinträchtigung des Filtrationsprozesses führten. Als wahrscheinlichste Ursache wurde eine wiederholte Verstopfung der verwendeten Glasfritte identifiziert. Diese diente im Filtrationskolben als Trägerelement für die Filtereinlage und besteht aus porösem Borosilikatglas zur gleichmäßigen Verteilung des Vakuums. Eine Reinigung der Glasfritte brachte im Laufe des ersten Vorversuchs jedoch keine signifikante Verbesserung der Durchflussrate. Um die Filtrationseffizienz zu steigern und das Risiko von Verstopfungen zu minimieren, wurde die Glasfritte im zweiten Vorversuch durch eine eigens konstruierte Metallunterkonstruktion ersetzt (vgl. Abb. 3.5). Im Anschluss an den Vorversuch wurde die Waschmaschine dreimal im Spülprogramm (Schleuderdrehzahl: 600 U/min) betrieben, um verbleibende Rückstände aus dem System zu entfernen. Zusätzlich wurden der Auffangbehälter und sämtliche verwendeten Utensilien gründlich gereinigt, um eine mögliche Kreuzkontamination auszuschließen.



Abb. 3.5: Glasfritte (links), neue Unterkonstruktion (rechts)

Die hier gewonnenen Erkenntnisse bildeten die Grundlage für die Weiterentwicklung des Versuchsprotokolls und trugen maßgeblich zur Optimierung der späteren Hauptuntersuchungen bei. Darüber hinaus ergaben sich weitere wichtige Erkenntnisse für die methodische Anpassung: Metallfilter mit einem Durchmesser von 200 mm erwiesen sich gegenüber kleineren Varianten als deutlich effizienter, da sie ein größeres Abwasservolumen verarbeiten konnten. Eine Maschenweite von 10–20 μm stellte sich als optimal heraus, da sie einerseits relevante Partikelgrößen zuverlässig erfasste und andererseits einen ausreichend hohen Durchfluss sicherstellte. Die parallele Filtration während des Waschvorgangs wurde zudem als zeiteffizient identifiziert und in den folgenden Vorversuchen übernommen.

3.3.2 Zweiter Vorversuch

Im Rahmen des zweiten Vorversuchs wurde dieselbe Waschladung wie im ersten Vorversuch verwendet, wobei eine minimale Anpassung vorgenommen wurde: Ein Textilstück (Nr. 13) wurde entfernt, da es in vorangegangenen Waschdurchgängen eine überdurchschnittlich hohe Faserfreisetzung zeigte und zu sichtbaren Ablagerungen sowohl auf dem Filtermaterial als auch auf den übrigen Textilien geführt hatte (Details siehe Anhang A). Abgesehen von dieser Änderung blieben die Versuchsbedingungen unverändert. Es wurde erneut das Programm „Mix 40“ bei 40 °C und 800 U/min ohne Zugabe von Waschmittel durchgeführt. Die verwendeten Filter mit Maschenweiten, Durchmesser und filtriertem Volumen sind in Tab. 3.5 zusammengefasst.

Zur Effizienzsteigerung wurde die Vakuumpumpe parallel zum laufenden Waschgang aktiviert. Da in diesem Versuch auf die Glasfritte verzichtet wurde, wurde zunächst erneut versucht, die Filtration mit einem kleinen Filterdurchmesser (Filter 10; 47 mm Durchmesser) durchzuführen, um den Einfluss dieser Maßnahme zu überprüfen. Zusätzlich war das Abwasser beim Versuchsbeginn noch warm, sodass gleichzeitig untersucht werden konnte, ob gelöste Waschmittelreste bei höherer Temperatur geringere Filterverstopfungen verursachen würden. Die Verwendung kleiner Filterdurchmesser bietet nämlich prinzipiell mehrere Vorteile: Sie lassen sich leichter und schneller austauschen und benötigen für die Reinigung im Ultraschallbad oder mittels Ultraschallstab geringere Flüssigkeitsmengen. Dies reduziert nicht nur den Reinigungsaufwand, sondern auch das zu filtrierende Restvolumen, was die Versuchsdurchführung effizienter gestalten kann.

Tab. 3.5: Übersicht der Filtertypen (zweiter Vorversuch)

Filterübersicht - 2. Vorversuch					
Filter Nr.	Filtertyp	Maschenweite [μm]	Durchmesser [mm]	Filtrationsart	Abfiltriertes Volumen (ca.) [l]
10	Metall	10	47	Vakuum	0,5
11	Metall	10	200	Vakuum	19,1
12	Metall	10	200	Vakuum	35,6
13	Metall	10	230	Druck	41,6

Im konkreten Versuch erwies sich Filter 10 jedoch als ungeeignet. Bereits nach dem Durchfluss von ca. 0,5 l Abwasser war der Filter vollständig gesättigt. Dies verdeutlichte, dass weder die Entfernung der Glasfritte noch die Temperatur des Abwassers eine ausreichende Verbesserung der Filtrierbarkeit bewirken konnten. Im Anschluss wurden daher erneut großflächige Filter (Filter 11 und 12; jeweils 200 mm Durchmesser) eingesetzt. Diese ermöglichten zwar die Filtration größerer Wassermengen, mussten jedoch kontinuierlich überwacht werden, da eine plötzliche Sättigung zur Rückstauung und potenziell zum Überlaufen des Filtersystems führen konnte. Der damit verbundene hohe Zeit- und Betreuungsaufwand erwies sich im Versuchsablauf als ineffizient.

Infolgedessen wurde die Vakuumfiltration durch ein Druckfiltrationsverfahren ersetzt, um die Filtration des Waschabwassers zeiteffizienter und betriebssicherer durchführen zu können. Bei dieser Methode wird der Tankinhalt mithilfe einer externen Förderpumpe (Druckpumpe) durch einen Filtereinsatz geleitet, der in einem stabilen Filterhalter fixiert ist. Durch den erzeugten Überdruck von max. 4 bar wird das Abwasser aktiv durch die Discfilter gepresst, was im Vergleich zur Vakuumfiltration einen höheren Volumenstrom und eine deutlich verkürzte Filtrationsdauer ermöglicht. Das filtrierte Wasser wird anschließend über einen Ablaufschlauch direkt in den Abfluss geleitet, während die im Abwasser enthaltenen Partikel auf der Filteroberfläche zurückbleiben (siehe Abb. 3.6)

Für die Druckfiltration kam Filter 13 zum Einsatz, ein Metallfilter mit einer Maschenweite von 10 μm und einem Durchmesser von 225 mm. Die großflächige Geometrie des Filters trug wesentlich zur hohen Filtrationsleistung bei. Mit diesem Aufbau konnte der gesamte Inhalt des Auffangbehälters innerhalb weniger Minuten vollständig filtriert werden – eine signifikante Verbesserung gegenüber der zuvor eingesetzten Vakuumfiltration, die mit zunehmender Beladung des Filters schnell an ihre Grenzen stieß.



Abb. 3.6: Umstieg auf Druckfiltration

Nach Abschluss des Filtrationsvorgangs wurde das auf der Filteroberfläche abgeschiedene Material sorgfältig mit einem Metallspatel abgetragen und in einer Petrischale gesammelt. Anschließend wurde der benutzte Filter zusätzlich im Ultraschallbad gereinigt. Der dabei gelöste Feststoffanteil wurde zunächst sedimentiert, dann erneut über Vakuumfiltration aufgefangen und ebenfalls in einer Petrischale gesammelt. Alle gesammelten Rückstände, aus der Druck- und der Vakuumfiltration, wurden gemeinsam bei 70 °C im Trockenschrank getrocknet und im Anschluss gravimetrisch analysiert. In Summe wurden im Laufe des zweiten Vorversuchs 1,083 g Feststoffe aus dem Abwasser gefiltert (Ergebnisse siehe Kapitel 5.1).

3.3.3 Dritter Vorversuch

Der letzte Vorversuch wurde unter Anwendung des Druckfiltrationsverfahrens durchgeführt (selber Versuchsaufbau vom zweiten Vorversuch – siehe Kapitel 3.3.2) und diente der Überprüfung sowie finalen Validierung der Versuchs- und Filtrationstechnik. Während des Filtrationsprozesses kam es zur Sättigung des eingesetzten Filters, woraufhin dieser durch einen sauberen Filtereinsatz ersetzt wurde. Vor dem Austauschen des Filters wird dieser mit Druckluft beaufschlagt, um das restliche Wasser im Filtersystem zu entfernen. Die entnommenen, gesättigten Filter wurden mechanisch gereinigt, indem das auf der Oberfläche zurückgehaltene Material mit einem Spatel abgeschabt und in einer Petrischale gesammelt wurde. Die Filter selbst wurden im Anschluss im Ultraschallbad behandelt, um feinere Rückstände zu lösen. Die dabei entstehende Suspension wurde, analog zum zweiten Vorversuch, über eine Vakuumfiltration mit einem Filtereinsatz (10 μm Maschenweite, Durchmesser 100 mm) weiter aufgearbeitet. Der auf diesem Filter

abgeschiedene Rückstand wurde ebenfalls mechanisch entfernt und der bestehenden Probe in der Petrischale hinzugefügt.

Die Gesamtheit des durch diese Schritte gesammelten Materials wurde anschließend wieder im Trockenschrank bei 70°C getrocknet und anschließend gravimetrisch analysiert. Die ermittelte Masse (0,572g) stellt die Gesamtmenge des während dieses Waschvorgangs freigesetzten Feststoffs dar (Ergebnisse siehe Kapitel 5.1). Der modifizierte Versuchsaufbau des dritten Vorversuches erwies sich hinsichtlich Filtrationseffizienz, Praktikabilität und Materialrückgewinnung als besonders geeignet und wurde daher in identischer Weise für alle nachfolgenden Hauptversuche übernommen.

Zur Sicherstellung eines sauberen Ausgangszustands für weitere Experimente wurde ein systematischer Reinigungszyklus durchgeführt: Die Druckpumpe sowie die Schläuche wurden mit etwa 50 Litern Leitungswasser gründlich gespült. Zusätzlich wurde an der Waschmaschine dreimal in Folge das Spülprogramm ausgeführt (Reduktion der Schleuderrzahl auf 600 U/min). Der Edelstahlauffangbehälter wurde anschließend vollständig entleert und manuell gereinigt, um eine potenzielle Kontamination zwischen den Versuchen auszuschließen. Auch sämtliche verwendeten Utensilien wurden entsprechend gereinigt und für die weiteren Untersuchungen vorbereitet. Dieser Reinigungszyklus wurde im Laufe der Versuche beibehalten.

3.3.4 Erfassung von Blindwerten

Im Rahmen der Vorversuche wurden Blindwerte für die Waschmaschine sowie für die Druckpumpe erhoben, um potenzielle Hintergrundbelastungen durch Rückstände aus dem System zu quantifizieren und deren Relevanz für die spätere Auswertung zu beurteilen. Der Blindwert der Waschmaschine wurde nach dreimaliger Ausführung des Spülprogramms ermittelt. Im Anschluss daran wurde ein vollständiger Waschgang ohne Textilien durchgeführt, dessen Abwasser mittels Vakuumfiltration auf mögliche Feststoffrückstände untersucht wurde. Wie in Tab. 3.6 dargestellt, ergab sich dabei ein Filtrerrückstand von lediglich 0,009 g. Dieser Wert kann somit als vernachlässigbar eingestuft werden, was auf eine ausreichende Reinigung der Waschmaschine durch den dreifachen Spülzyklus hinweist. Eine Korrektur der späteren Messergebnisse um diesen Blindwert ist daher nicht erforderlich.

Tab. 3.6: Blindwertermittlung der Waschmaschine

Blindwert - Waschmaschine				
Filtertyp	Durchmesser	Filtergewicht (leer)	Filtergewicht	Filtrerrückstand
	[mm]	[g]	[g]	[g]
Metall	47	1,3783	1,3873	0,009

Auch für die Druckpumpe wurde ein entsprechender Blindwert erhoben. Hierzu wurde nach dem Reinigungszyklus eine Druckfiltration mit Leitungswasser durchgeführt, wobei ein frischer Filtereinsatz verwendet wurde. Die anschließende Analyse zeigte keinen signifikanten Materialrückhalt auf dem Filter, womit auch für die Pumpe kein relevanter Blindwert festgestellt werden konnte. Folglich wurden sowohl für die Waschmaschine als auch für die Pumpe im weiteren Versuchsverlauf keine zusätzlichen Korrekturen der Messergebnisse vorgenommen.

3.3.5 Überprüfung der Filtrierbarkeit bei Verwendung von Pulverwaschmittel

Da bereits im Rahmen der Vorversuche der Verdacht bestand, dass Rückstände von Waschmitteln in der Kleidung die Filterleistung maßgeblich beeinträchtigen könnten, wurde dieser Aspekt erneut gezielt untersucht. Zur Sicherstellung eines reibungslosen Ablaufs der geplanten

Versuchsreihe zum Einfluss von Waschmitteln (Hauptversuche – Waschmittel, HV-W) wurde daher parallel zu den Vorversuchen ein begleitender Kleinversuch durchgeführt, der die Kompatibilität der eingesetzten Filtersysteme mit verschiedenen Waschmittellösungen evaluieren sollte. Ziel war es, potenzielle Beeinträchtigungen durch Waschmittelbestandteile auf die Filtrationsleistung frühzeitig zu identifizieren und geeignete Filtermaterialien für die Hauptversuche auszuwählen. Abb. 3.8 zeigt den Aufbau des Kleinversuches inklusive Becherglas mit der Pulverwaschmittellösung. Basierend auf den im Leerlauf (Kapitel 3.2) ermittelten Bedingungen, insbesondere einem durchschnittlichen Abflussvolumen von 72,75 Litern, wurde die entsprechende Waschmittelmenge skaliert. Laut Herstellerangaben beträgt die empfohlene Pulvermenge für 4–5 kg Wäsche bei weichem Wasser 85 ml bzw. 55 g. Für eine Testlösung von 1,5 l Wasser ergab sich daraus eine Waschmittelmenge von 1,13 g (siehe Tab. 3.7).

Tab. 3.7: Zusammenfassung – Überprüfbarkeit der Filtrierbarkeit

Kleinversuch - Überprüfung Filtrierbarkeit		
gemessene Abwassermenge (Referenzwert, Mix 40)	72,75	[l]
empfohlene Waschmittelmenge (für 4-5 kg Wäsche)	55	[g]
Wassermenge Kleinversuch	1,5	[l]
Waschmittelmenge Kleinversuch	1,13	[g]

Die Filtration dieser Testlösung erfolgte zunächst unter Vakuum mit einer Membranfilterscheibe aus Cellulosemischester (Firma Pall, Porengröße 0,45 µm; siehe Abb. 3.7 links). Dabei zeigte sich eine starke Einschränkung des Durchflusses – die Lösung tropfte nur langsam durch den Filter, was auf eine Verstopfung der feinen Poren durch Waschmittelbestandteile oder gelöste Partikel hinweist. Im nächsten Schritt wurde auf Glasmikrofaserfilter (Firma VWR, Partikelrückhaltevermögen 1,5 µm; siehe Abb. 3.7 mittig) umgestellt. Mit diesen ließ sich die Waschmittellösung problemlos filtrieren, allerdings zeigte sich, dass sich die abgelagerten Rückstände nur schwer oder gar nicht vom Filter ablösen ließen, ein Umstand, der die gravimetrische Analyse erheblich einschränkt.

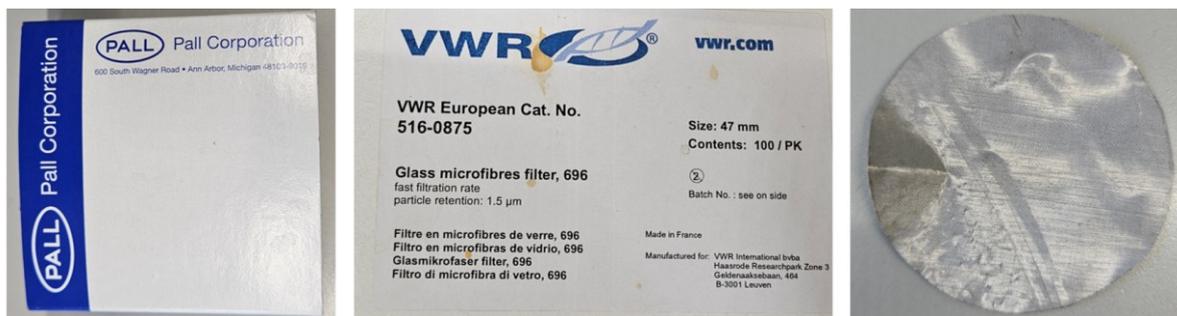


Abb. 3.7: Filter für Kleinversuch: Pall (links), VWR (mittig), Metallfilter (rechts)

Im dritten Versuch kamen Metallfilterscheiben mit einer Maschenweite von 10 µm zum Einsatz (Abb. 3.7, rechts). Die Filtration verlief nahezu störungsfrei; lediglich gegen Ende war eine leichte Sättigung des Filters festzustellen, die jedoch als unproblematisch eingestuft werden konnte. Zudem bot das Metallfiltermaterial den Vorteil, dass sich die Rückstände mechanisch (z. B. mittels Spatel) sowie durch eine anschließende Ultraschallreinigung zuverlässig entfernen ließen.

Insgesamt verdeutlicht dieser Vorversuch, dass die Wahl des Filtermaterials und der Poren- bzw. Maschenweite entscheidend für die erfolgreiche Filtration von Waschmittel-Wasser-Gemischen ist. Während Membranfilter mit sehr feinen Poren zur Verstopfung neigen und Glasmikrofaserfilter Probleme bei der Rückstandsgewinnung verursachen, erwiesen sich Metallfilter mit

10 µm Maschenweite als technisch und analytisch geeignete Lösung. Sie ermöglichen eine zuverlässige Filtration bei gleichzeitig gutem Rückstandsmanagement und werden daher für die weiteren Versuchsreihen eingesetzt.



Abb. 3.8: Versuchsaufbau Filtrierbarkeit Waschmittellösung

3.4 Hauptversuche - Versuchsaufbau und Durchführung

Nach Abschluss der Vorversuche bzw. des Kleinversuches wurde ein standardisierter Versuchsaufbau definiert, der als Grundlage für alle nachfolgenden Hauptversuche diente. Der schematische Versuchsablauf ist in Abb. 3.9 dargestellt. Frischwasser wird über den Zulauf in die Waschmaschine eingeleitet, während das nach dem Waschprozess anfallende Abwasser im Sammelbehälter erfasst wird. Anschließend erfolgt eine Filtration, bei der die enthaltenen Feststoffe abgeschieden werden. Das filtrierte Restabwasser wird im Anschluss in die Kanalisation eingeleitet. Die detailliertere methodische Vorgehensweise zur Probensammlung ist in Abb. 3.10 schematisch dargestellt. Der zugrunde liegende Aufbau der Versuchsanordnung entspricht dem des dritten Vorversuchs und ist in Abb. 3.11 für die Druckfiltration und in Abb. 3.12 für die Vakuumfiltration abgebildet.

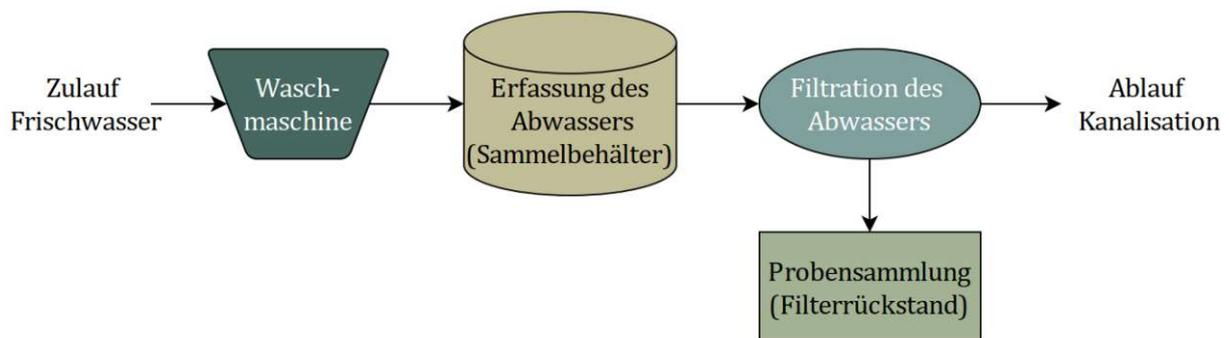


Abb. 3.9: Schematischer Versuchsablauf

Der Ablauf beginnt mit dem Start des Waschprogramms, wobei das dabei anfallende Abwasser vollständig in einem Edelstahl-Sammelbehälter aufgefangen wird. Von dort wird es mithilfe einer Förderpumpe zur Filtrationseinheit geleitet, wo die Druckfiltration erfolgt (siehe Abb. 3.11). Sollte während dieses Prozesses ein reduzierter Durchfluss festgestellt werden, was erfahrungsgemäß durchschnittlich einmal pro Versuch der Fall ist, erfolgt ein Filterwechsel, bevor die Filtration fortgesetzt werden kann. Nach der Filtration wird das gereinigte Wasser über eine Abflussleitung kontrolliert in die Kanalisation eingeleitet. Nach Abschluss der Druckfiltration wird die Filtereinheit durch Beaufschlagung mit Druckluft entleert, um das Restwasser zu entfernen. Anschließend erfolgt eine zweistufige Reinigung der Discfilter: zunächst mechanisch durch Abschaben des Rückstandes und Sammlung in einer Petrischale, anschließend durch Behandlung im Ultraschallbad, um feinere Partikel zu lösen.

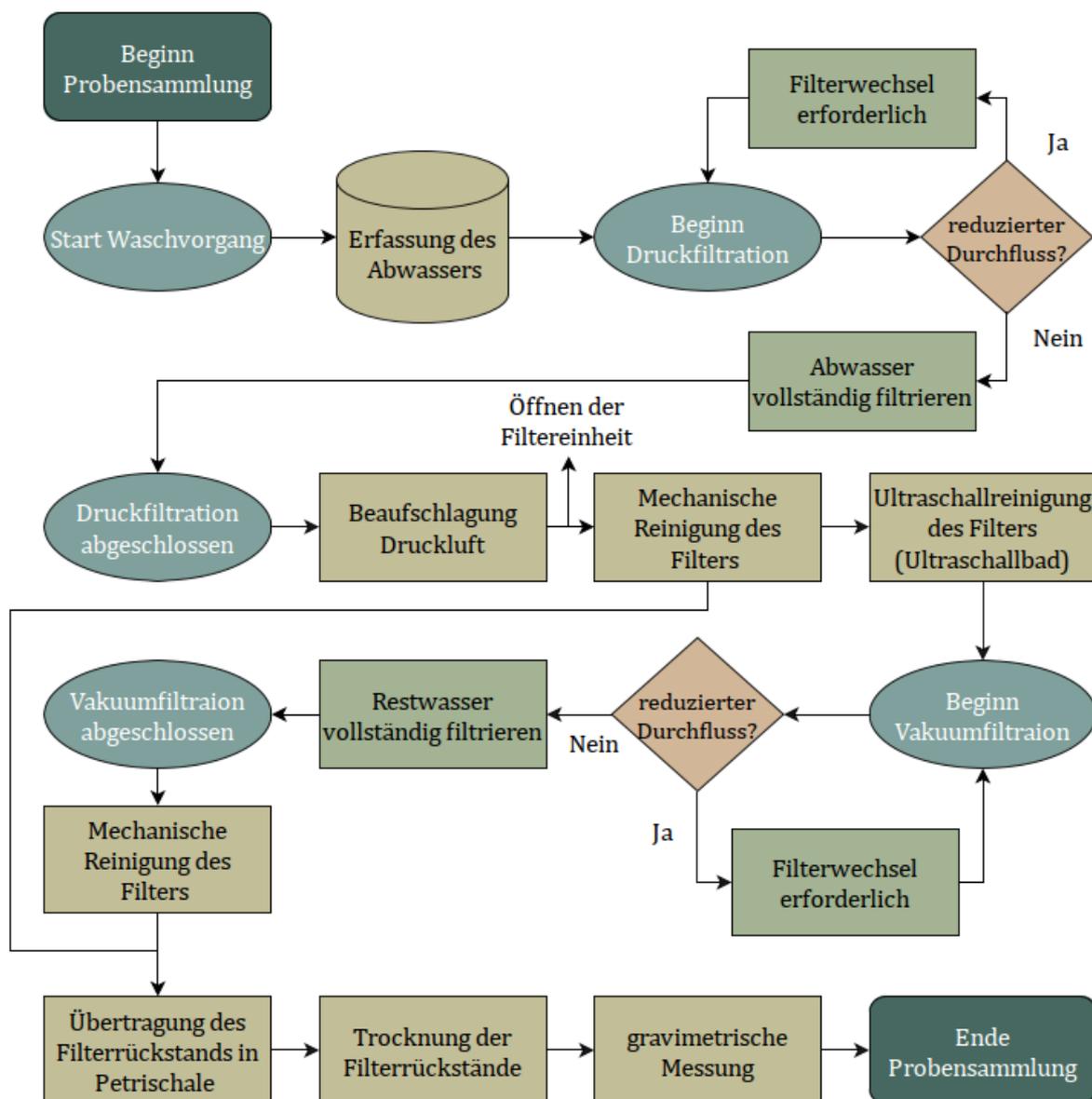


Abb. 3.10: Vorgangsweise zur Probensammlung (eigene Darstellung)

Der dabei entstehende Rückstand wird über eine nachgeschaltete Vakuumfiltration (Durchmesser 100 mm, Prototyp aus Institutseigenen Forschungsarbeiten) aufgearbeitet (vgl. Abb. 3.12). Auch in diesem Schritt kann es, wie in der Druckfiltration, zu einem verminderten Durchfluss kommen, der einen weiteren Filterwechsel erforderlich macht. Nach Abschluss der Filtration wird der Rückstand erneut mechanisch vom Filter entfernt und mit dem bereits gewonnenen

Material zusammengeführt. Die gesammelten Rückstände werden anschließend im Trockenschrank bei konstanter Temperatur getrocknet. Nach vollständiger Trocknung erfolgt die gravimetrische Bestimmung der Masse, welche als Grundlage für die quantitative Auswertung der Mikroplastikfreisetzung dient. Dieser strukturierte Ablauf gewährleistet eine reproduzierbare und zuverlässige Probenerhebung im Rahmen der Waschversuche. Der systematische Reinigungszyklus der Pumpe, Waschmaschine und Utensilien aus den Vorversuchen wird für die Hauptversuche beibehalten.

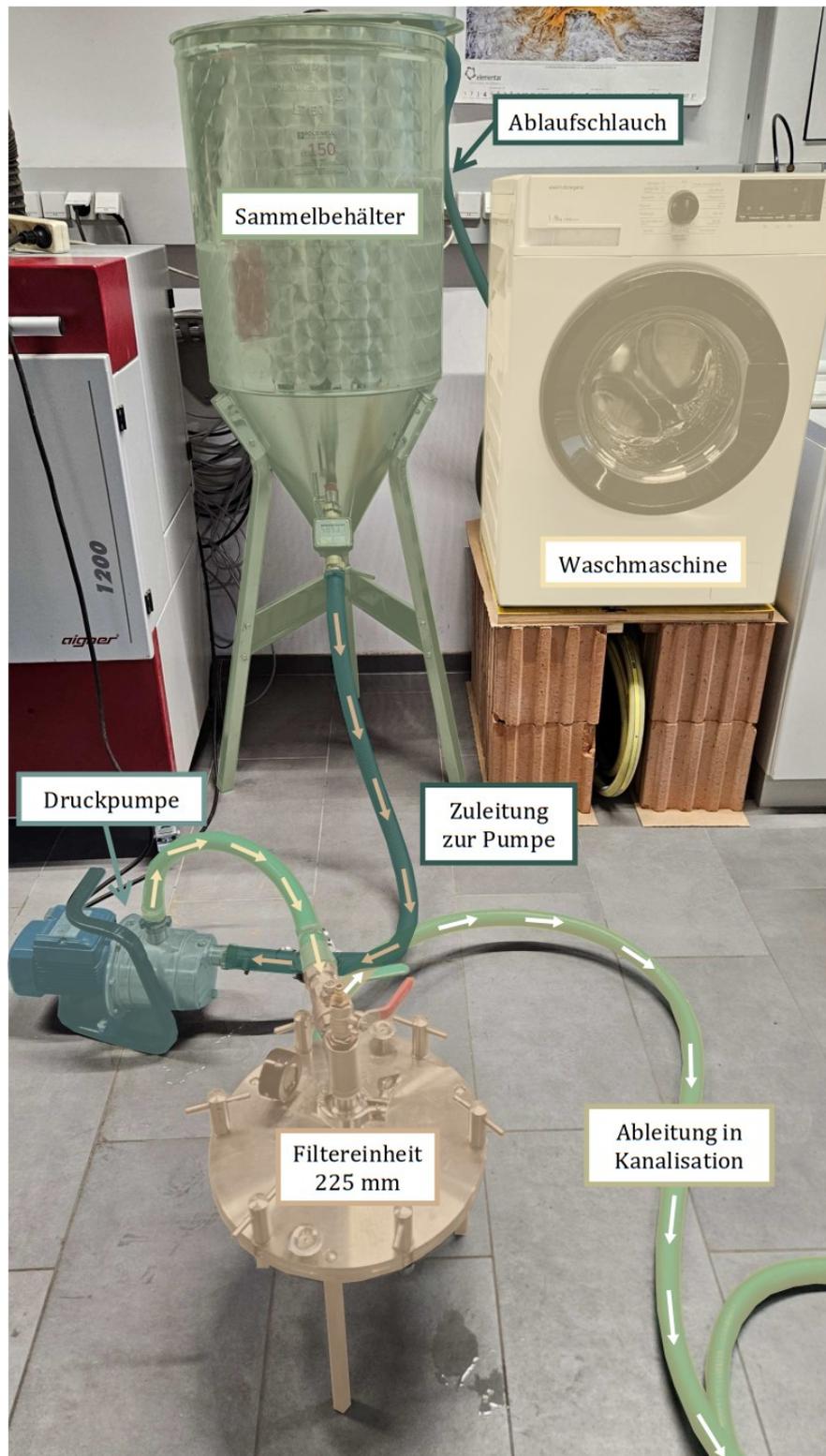


Abb. 3.11: Versuchsaufbau Hauptversuch (Druckfiltration) (eigene Darstellung)

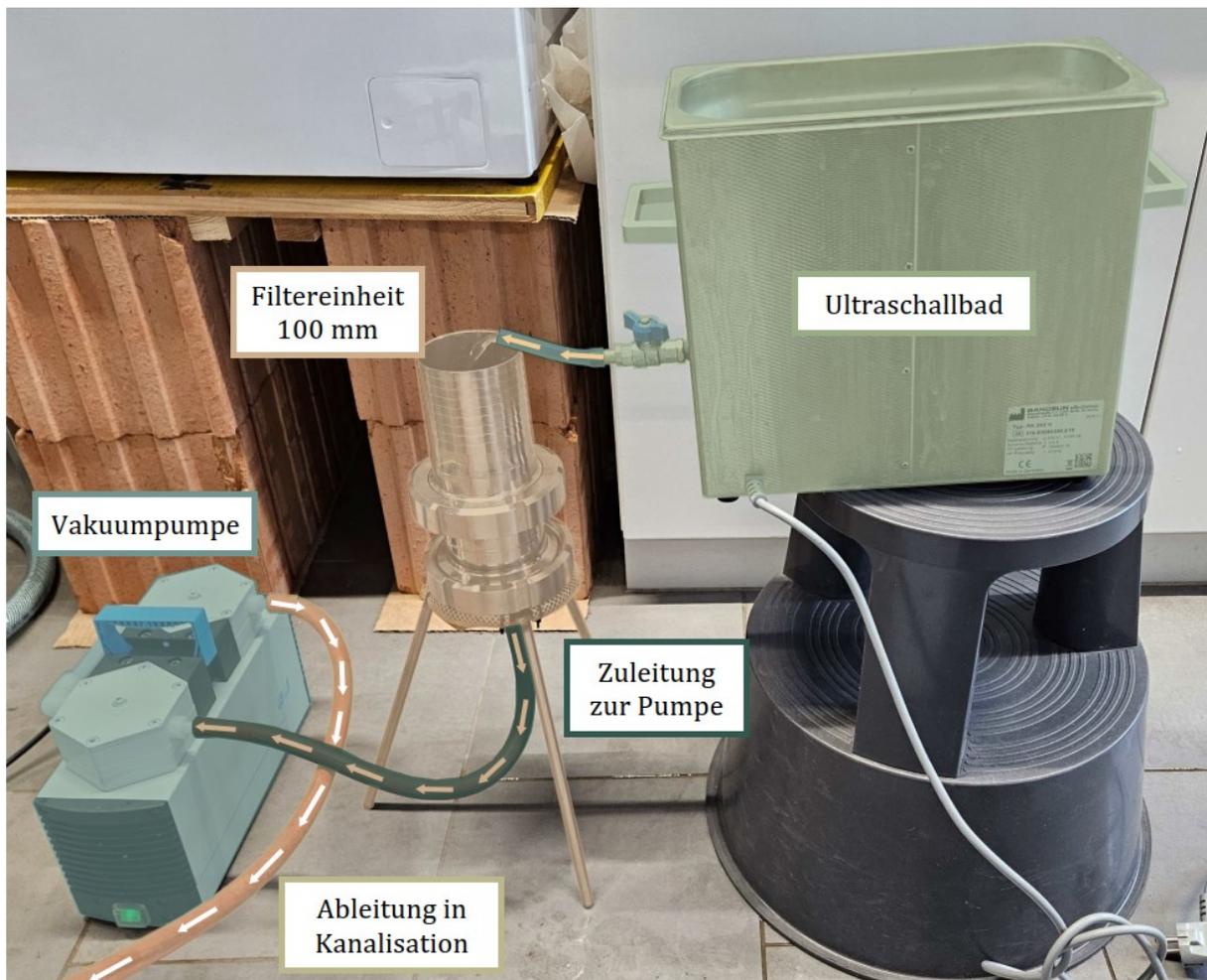


Abb. 3.12: Versuchsaufbau Hauptversuch (Vakuumfiltration) (eigene Darstellung)

Für die Hauptversuche wurden, wie zuvor erläutert, unterschiedliche Versuchsreihen mit jeweils spezifischem Fokus durchgeführt. Die einzelnen Reihen werden in den folgenden Kapiteln detailliert beschrieben. Die Waschtemperatur wurde in allen Versuchsreihen einheitlich auf 40 °C festgelegt. Diese Entscheidung orientiert sich an gängigen Waschgewohnheiten sowie an herstellerseitigen Pflegeempfehlungen für synthetische Textilien. Eine Erhöhung der Waschtemperatur auf beispielsweise 60 °C wäre nicht praxisnah und würde zudem die Reproduzierbarkeit typischer Haushaltsbedingungen einschränken. Aus diesem Grund wurde auf eine Variation der Temperatur bewusst verzichtet.

3.4.1 Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)

Die erste Versuchsreihe, bezeichnet als Hauptversuch – Zeitreihe (HV-Z), umfasste insgesamt zehn aufeinanderfolgende Waschdurchgänge, die unter identischen Bedingungen durchgeführt wurden. Ziel dieser Versuchsreihe war es, mögliche Veränderungen in der Freisetzung von Mikroplastik über mehrere Waschgänge hinweg zu erfassen und zu analysieren. Die einzelnen Versuche mit dem Waschprogramm, der Schleuderrzahl, der Waschlauer laut Programm und der Gesamttextilmenge werden in Tab. 3.8 zusammengefasst. Die Waschlader bestand aus einer konstanten Mischung verschiedener Textilien, welche sowohl Synthetische- als auch Zellulosefasern umfasste (siehe Kapitel 3.1.4, Tab. 3.2). Konkret beinhaltete die Zusammensetzung Polyester (PES), Polyacryl (PAN), Polyamid (PA), Elastan (EL), Viskose (CV), Lyocell (CLY) sowie Baumwolle (CO). Diese Auswahl wurde getroffen, um ein realistisches Szenario typischer Haushaltswäsche abzubilden, bei der in der Regel Mischgewebe vorherrschen. Entsprechend wurde auch das

Waschprogramm „Mix 40“ verwendet, welches für solche Textilkombinationen ausgelegt ist. Alle zehn Waschgänge wurden standardisiert bei einer Temperatur von 40 °C und einer Schleuderdrehzahl von 800 U/min durchgeführt. Auf den Zusatz von Waschmittel wurde bewusst verzichtet, um externe Einflussfaktoren auf die Mikrofaserauswaschung zu minimieren und die textile Materialbeanspruchung möglichst konstant zu halten. Die Ergebnisse dieser Zeitreihe bilden eine wichtige Grundlage zur Bewertung möglicher Emissionstrends über wiederholte Waschzyklen hinweg. Dargestellt werden die Ergebnisse in Kapitel 5.2.

Tab. 3.8: Übersicht HV-Z

Allgemeines	Waschmaschinenparameter			Waschladung
	Versuchsnummer	Waschprogramm	Schleuderdrehzahl	Gesamtmasse
		[U/min]	[min]	[g]
HV-Z 1 bis HV-Z 10	Mix 40	800	125	3598

Zu Beginn der Zeitreihe wurde eine ausgeprägte Schaumbildung sowohl in der Waschmaschine als auch im Sammelbehälter beobachtet, begleitet von einer deutlichen Trübung des Abwassers. Beide Effekte nahmen im Verlauf der Versuche sichtbar ab. Abb. 3.13 zeigt den Blick in den Sammelbehälter während des ersten Waschgangs der Zeitreihe (HV-Z 1). Außerdem konnten bei nahezu jedem Waschgang Haare an der Wasseroberfläche im Sammelbehälter festgestellt werden, die von der zuvor getragenen Kleidung stammten.



Abb. 3.13: Schaumbildung im Sammelbehälter (HV-Z 1)

3.4.2 Hauptversuche – Schleudertzahl (HV-S)

In der zweiten Versuchsreihe, dem Hauptversuch – Schleudertzahl (HV-S), wurde der Einfluss der Schleuderdrehzahl auf die Freisetzung von Mikrofasern beim Waschen untersucht. Zu diesem Zweck wurde eine neue, gezielt vereinfachte Waschladung definiert, die ausschließlich aus Polyester- und Baumwolltextilien bestand (siehe Kapitel 3.1.4, Tab. 3.3). Da das in den vorherigen Hauptversuchen verwendete Programm „Mix 40“ keine Einstellung auf 1400 U/min zulässt, wurde stattdessen auf das Programm „Koch-/Buntwäsche“ mit einer Waschtemperatur von 40 °C zurückgegriffen. Dieses Programm ist in den meisten handelsüblichen Waschmaschinen verfügbar und weist vergleichbare Laufzeiten und Temperaturprofile wie „Mix 40“ auf, wodurch eine weitgehende methodische Kontinuität sichergestellt werden konnte. Eine Übersicht zum zweiten Hauptversuch ist in Tab. 3.9 dargestellt. Die Ergebnisse dieser Versuchsreihe werden in Kapitel 5.3 dargestellt.

Tab. 3.9: Übersicht HV-S

Allgemeines	Waschmaschinenparameter			Waschladung
	Versuchsnummer	Waschprogramm	Schleudertzahl [U/min]	Waschdauer [min]
HV-S 1 bis HV-S 5	Koch-/Buntwäsche	1400	135	3591
HV-S 6 bis HV-S 7	Koch-/Buntwäsche	800	132	3591

Im Rahmen der Versuchsreihe wurden insgesamt sieben Waschdurchgänge durchgeführt: fünf mit einer erhöhten Schleuderdrehzahl von 1400 U/min, um die Auswirkungen starker mechanischer Beanspruchung auf die Faserfreisetzung zu erfassen, sowie zwei zusätzliche Durchgänge mit 800 U/min. Letztere dienen der direkten Vergleichbarkeit mit den bisherigen Ergebnissen aus der ersten Versuchsreihe, in der ausschließlich mit 800 U/min im Programm „Mix 40“ gewaschen wurde. Ziel dieser Versuchsreihe war es, die Relevanz der Schleudertzahl als möglicher Einflussfaktor auf die Mikroplastikemissionen zu bewerten und zu klären, ob höhere mechanische Belastungen, wie sie durch hohe Schleuderdrehzahlen entstehen, signifikante Unterschiede in der Faserfreisetzung zur Folge haben. Die Ergebnisse dieser Versuchsreihe werden in Kapitel 5.3 dargestellt.



Abb. 3.14: Belegter Filter (HV-S 3)

Abb. 3.14 zeigt beispielhaft einen nach dem Waschvorgang belegten Filtereinsatz (HV-S 3) mit deutlich sichtbarem Rückstand. Bemerkenswert war, dass einzelne Stoffe beziehungsweise Textilien während des Waschvorgangs Farbstoffe abgaben, wodurch der Filterrückstand, der im Rahmen der Zeitreihe ansonsten grau war, in diesem Fall eine deutliche Blautönung aufwies. Zur Entfernung des Materials wurden ein Laborspachtel (rechts im Bild) sowie ein Metallspachtel (oben links) verwendet. Der abgetragene Filterrückstand wurde in der abgebildeten Petrischale gesammelt, welche zur weiteren Trocknung und gravimetrischen Analyse vorbereitet wurde. Die Zuordnung zur jeweiligen Probe erfolgte mittels beschriftetem Etikett.

3.4.3 Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)

In dieser Versuchsreihe wurde der Einfluss von Waschmitteln auf die Freisetzung von Mikrofasern untersucht. Die verwendete Waschladung setzte sich ausschließlich aus Baumwoll- und Polyester Textilien zusammen. Die erforderliche Waschmittelmenge wurde auf Basis der Herstellerangaben entsprechend dem vorhandenen Wäschegewicht berechnet (vgl. Tab. 3.10). Dabei wurde die Dosierung für weiches Wasser (im Labor: 8 °dH) und normale Verschmutzung der Wäsche zugrunde gelegt.

Tab. 3.10: Berechnung der erforderlichen Pulverwaschmittelmenge (HV-W)

Erforderliche Pulverwaschmittelmenge HV-W	
Referenz-Wäschegewicht (lt. Hersteller)	4500,0 [g]
empfohlene Waschmittelmenge (weiches Wasser, 4,5 kg)	55,0 [g]
tatäschliches Wäschegewicht im Versuch	3590,9 [g]
erforderliche Waschmittelmenge	44,0 [g]

Bereits der erste Versuch mit zugesetztem Pulverwaschmittel im standardisierten Versuchsaufbau (HV-W 0) musste jedoch frühzeitig abgebrochen werden, da der eingesetzte Filter – trotz vorheriger erfolgreicher Prüfung im Kleinversuch (vgl. Kapitel 3.3.5) – nach wenigen Litern vollständig verstopft war. Selbst durch die zusätzliche Beaufschlagung mit Druckluft ließ sich das in der Filtereinheit verbliebene Wasser kaum noch abführen. Abb. 3.15 zeigt den eingesetzten Filter nach dem Versuch. Der Filter wirkt optisch nicht stark belegt – im Vergleich zu regulären Versuchen, bei denen der üblicherweise der gesamte Filterbereich mit Rückständen bedeckt ist.



Abb. 3.15: Verstopfter Filter durch Waschmittellösung

Aufgrund dieser Diskrepanz wurden infolge des Versuchsabbruchs jeweils ca. 4 Liter der Abwasser-Pulverwaschmittellösung aus dem oberen und unteren Auslass des Sammelbehälters entnommen (siehe Abb. 3.16). Nach ungefähr 18 Stunden wurde überprüft, ob eine mögliche Sedimentation der Feststoffe durch Dekantieren zu einem besseren Filtrationsergebnis führen könnte bzw. ob eine nachgeschaltete Filtration möglich wäre. Trotz Sedimentationsphase konnte bei der anschließenden Filtration nach lediglich 2,5 Litern kein weiterer Durchfluss erzielt werden. Die Methode wurde daher aus Gründen des hohen Zeit- und Ressourcenaufwands nicht weiterverfolgt.



Abb. 3.16: Abwasserproben - unterer Ausfluss (links), oberer Ausfluss (rechts)

Um die Ursache für die Filterverstopfung weiter einzugrenzen, wurde ein zusätzlicher Kontrollversuch im Leerlauf durchgeführt – also ohne Textilien, jedoch mit zugesetztem Pulverwaschmittel. Dabei kam das Kurzprogramm „Mini 14“ zum Einsatz. Die verwendete Waschmittelmenge wurde entsprechend dem erwarteten Wasserverbrauch laut Herstellerangaben angepasst (siehe Tab. 3.11).

Tab. 3.11: Berechnung der erforderlichen Pulverwaschmittelmenge (Kontrollversuch)

Erforderliche Pulverwaschmittelmenge Kontrollversuch		
Programm	Wasserverbrauch (lt. Gebrauchsanweisung)	Waschmittelmenge
	[l]	[g]
Koch-/Buntwäsche	95,0	44
Mini 14	72,0	34

Die anschließende Filtration des Waschmittelabwassers verlief ohne Komplikationen. Zwar konnten Rückstände des Waschmittels auf dem Filter eindeutig nachgewiesen werden (siehe Abb. 3.17), eine Verstopfung trat jedoch nicht auf. Dieses Ergebnis legt nahe, dass die beobachtete Filterblockade im Hauptversuch nicht allein durch das Waschmittel verursacht wurde, sondern vielmehr durch die Kombination aus Waschmittelbestandteilen und den im Waschgang freigesetzten Mikrofasern. Die Waschmaschine sowie die Textilie wurden nach dem abgebrochenen Pulverversuch durch zwei aufeinanderfolgende Spülgänge im Standardprogramm gründlich gereinigt, um Waschmittelreste zu entfernen und eine Beeinflussung der Folgeversuche auszuschließen.



Abb. 3.17: Filter nach Kontrollversuch (keine Textilien, nur Pulverwaschmittel)

Da der erste Versuch dieser Versuchsreihe (HV-W 0, mit Pulverwaschmittel) aufgrund vollständiger Filterverstopfung abgebrochen werden mussten, wurde im nächsten Schritt ein weiterer Versuch mit Flüssigwaschmittel durchgeführt (HV-W 1). Für die benötigte Waschmittelmenge wurden erneut die Mengenangaben laut Hersteller umgerechnet auf das Wäschgewicht (siehe Tab. 3.12). Trotz der besseren Löslichkeit des Flüssigwaschmittels kam es bereits nach etwa 5 Litern erneut zu einer deutlichen Einschränkung der Filtrierbarkeit. Um die Situation zu entschärfen, wurde das Abwasser nach einer Absetzphase von ca. 30 Minuten erneut, diesmal über den oberen Auslass, filtriert (um mögliche Sedimentationsprozesse zu berücksichtigen). Der zunächst eingesetzte Standardfilter mit 10 µm Maschenweite (welcher in allen Hauptversuchen verwendet wurde) konnte jedoch auch in diesem Fall keinen ausreichenden Durchfluss gewährleisten.

Tab. 3.12: Berechnung der erforderlichen Flüssigwaschmittelmenge (HV-W)

Erforderliche Flüssigwaschmittelmenge HV-W		
Referenz-Wäschgewicht (lt. Hersteller)	4500	[g]
empfohlene Waschmittelmenge (weiches Wasser, 4,5 kg)	50	[ml]
tatächliches Wäschgewicht im Versuch	3590,9	[g]
erforderliche Waschmittelmenge	40	[ml]

Erst durch den Wechsel auf einen Filter mit einer Maschenweite von 20 µm konnte eine reibungslose Filtration gewährleistet werden. Das dabei gewonnene Filtrat wurde im Rahmen dieses Versuchs (HV-W 1) einmal vorsorglich über einen nachgeschalteten 10 µm Filter geleitet, um potenziell feinere Partikel zu erfassen. Diese zweistufige Vorgehensweise, eine sogenannte Kaskadenfiltration, zeigte, dass der 20 µm Filter den überwiegenden Anteil der Feststoffe zurückhielt, während der 10 µm Filter lediglich minimale Rückstände auffing, die schätzungsweise weniger als 1 % der Gesamtfeststoffmenge ausmachten. Basierend auf diesen Erkenntnissen wurde für alle weiteren Waschmittelversuche auf eine alleinige Filtration mit 20 µm Filtern umgestellt. Auf die zusätzliche Kaskadenfiltration konnte dadurch verzichtet werden. Eine Übersicht dieser Versuchsreihe wird in Tab. 3.13 zusammengefasst. Die Ergebnisse werden in Kapitel 5.4 dargestellt.

Tab. 3.13: Übersicht HV-W

Allgemeines	Waschmaschinenparameter			Waschladung	Waschmittel	Filter
	Versuchsnummer	Waschprogramm	Schleuderzahl			
		[U/min]	[min]	[g]		[μm]
HV-W 0	Koch-/Buntwäsche	1400	135	3591	Pulver	10
HV-W 1	Koch-/Buntwäsche	1400	135	3591	Flüssig	10 bzw. 20
HV-W 2 bis HV-W 5	Koch-/Buntwäsche	1400	135	3591	Flüssig	20

3.4.4 Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB)

Für die letzte Versuchsreihe wurde die Wirksamkeit eines Waschbeutels zur Reduktion von Mikroplastikemissionen untersucht. Zum Einsatz kam der Guppyfriend Waschbeutel [55], der laut Herstellerangaben speziell dafür entwickelt wurde, den Faserabrieb synthetischer Textilien beim Waschen zu verringern und freigesetzte Mikrofasern zurückzuhalten. Der Beutel besteht aus einem robusten Monofilamentgewebe aus Polyester. Im Gegensatz zu herkömmlichen Textilgarnen, die aus mehreren, miteinander verzwirbelten Fäden bestehen und dadurch anfällig für Abrieb sind, wird das Material des Waschbeutels aus einem einzigen, glatten und runden Faden gefertigt. Aufgrund dieser Struktur, so die Herstellerangabe, könne sich das Garn weder aufsplitten noch abreiben, wodurch der Beutel selbst kein Mikroplastik an das Waschwasser abgebe. Zudem sei das Material laugenbeständig und mechanisch sehr stabil.

Die Funktionalität des Beutels beruhe auf einem doppelten Wirkprinzip: Einerseits solle der Beutel die mechanische Beanspruchung der Textilien reduzieren und dadurch den Faserverlust minimieren. Andererseits würden die während des Waschvorgangs dennoch abgelösten Mikrofasern im Inneren des Beutels zurückgehalten. Tests des Fraunhofer-Instituts UMSICHT zufolge betrage die Reduktion des Faserabriebs durchschnittlich 79 % bei teilsynthetischer sowie 86 % bei vollständig synthetischer Kleidung. Die Rückhaltequote der freigesetzten Mikrofasern liege, laut Angaben, zwischen über 90 % und bis zu 100 %. Zusätzliche Untersuchungen hätten zudem gezeigt, dass der Beutel weder toxische Rückstände aufweise noch selbst Fasern freisetzt, und er gemäß ISO 6330 mindestens 50 Haushaltswäschen ohne Funktionsverlust übersteht.

Aufgrund der feinen Struktur des Gewebes ist der Beutel in der Lage, selbst sehr feine Mikrofasern mit Längen zwischen 50 μm und 15 mm sowie Durchmessern unter 10 μm effektiv zurückzuhalten. Dies sei darauf zurückzuführen, dass sich Fasern im Wasser stets leicht gebogen bewegen und somit nicht senkrecht durch die Maschen des Gewebes treten könnten. Sollte eine Faser teilweise austreten, werde sie durch die Bewegung der Wäsche wieder zurück in den Beutel gedrückt. Nach Angaben des Herstellers eigne sich der Beutel nicht nur für synthetische, sondern auch für Naturfasern, da auch diese beim Waschen Fasern verlieren. Der Einsatz könne somit zur Schonung der Textilien und zur Verlängerung ihrer Lebensdauer beitragen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde der Waschbeutel in drei Versuchen unter standardisierten Bedingungen getestet. Gemäß Herstellervorgabe wurde eine Wascht Temperatur von 40 °C gewählt, um das Material nicht zu beschädigen. Aus demselben Grund wurde die Schleuderzahl auf 800 U/min reduziert. Verwendet wurde das Programm „Mix 40“, wie bereits in der ersten Versuchsreihe, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten (siehe Tab. 3.14 für die Übersicht). Auf den Einsatz von Waschmittel wurde bewusst verzichtet, um mögliche Wechselwirkungen mit dem Beutelmateriale auszuschließen. Die gesamte Waschladung (reines Polyester-gewebe und Mischgewebe aus Baumwolle und Polyester) wurde in den Beutel gegeben, wobei, wie in der Anleitung empfohlen, auf eine Befüllung von maximal zwei Dritteln geachtet wurde (siehe Abb. 3.18), um ausreichend Bewegungsfreiheit der Textilien im Beutellinneren sicherzustellen [55].

Während der Durchführung des Versuchs mit dem Waschbeutel kam es zu einer deutlichen Unwucht im Waschtrommelverhalten. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die gesamte Waschlading innerhalb des Waschbeutels platziert wurde. Laut Herstellerangaben wird empfohlen, zusätzlich lose Wäsche außerhalb des Beutels mit in die Trommel zu geben, um eine gleichmäßigere Gewichtsverteilung und eine stabilere Trommelbewegung zu gewährleisten. In diesem Fall war das aber nicht möglich, da alle Textilien synthetische Komponenten hatten.

Tab. 3.14: Übersicht HV-WB

Allgemeines	Waschmaschinenparameter			Waschlading	
	Versuchsnummer	Waschprogramm	Schleuderzahl	Waschdauer	Gesamtmasse
		[U/min]	[min]	[g]	
HV-WB 1 bis HV-WB 3	Mix 40	800	125	3591	

Infolge der einseitigen Beladung kam es im Versuch zu erheblichen Vibrationen während des Schleudervorgangs, obwohl die Schleuderdrehzahl bereits auf 800 U/min reduziert war. Die Waschmaschine geriet zeitweise ins Wanken, weshalb der Vorgang unter ständiger Beobachtung erfolgen musste, was wiederum mit einem erhöhten Zeitaufwand verbunden war. Zusätzlich führte die eingeschränkte Schleuderleistung dazu, dass die Textilien nach Abschluss des Waschgangs deutlich nasser waren als üblich. Es ist davon auszugehen, dass die Maschine den Schleudervorgang aufgrund der starken Unwucht automatisch reduziert oder abgebrochen hat.

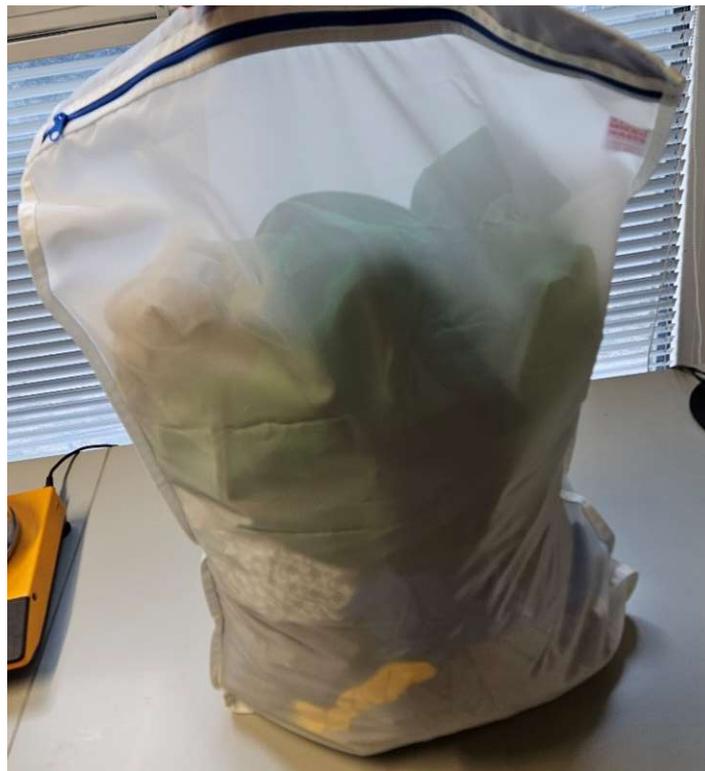


Abb. 3.18: Befüllter Waschbeutel

Nach Durchführung der drei Versuche zeigte sich, wie vom Hersteller beschrieben, eine sichtbare Ansammlung von Fasern und Fusseln im Saum des Waschbeutels. Ein Teil dieser Rückstände konnte entfernt und dokumentiert werden; eine exemplarische Darstellung ist in Abb. 3.19 zu sehen. Da eine vollständige Entnahme des Feststoffs aus dem Saum technisch nicht möglich war, wurde abgesehen von der fotografischen Dokumentation keine weitere quantitative Analyse der im Beutel verbliebenen Rückstände durchgeführt.



Abb. 3.19: Feststoffe aus dem Beutel

Ergänzend wurde überprüft, ob der Waschbeutel selbst eine Quelle für Faserfreisetzung darstellt und ob ein Blindwert in die Auswertung einbezogen werden muss. Hierfür wurde der Beutel ohne Textilien und ohne Waschmittel in einem regulären Waschprogramm gewaschen. Das dabei anfallende Abwasser wurde vollständig aufgefangen und im Anschluss filtriert. Die Filtration erfolgte ohne Probleme und auf dem Filter konnten optisch keine relevanten Rückstände festgestellt werden, weshalb der Blindwert als vernachlässigbar eingestuft und in der weiteren Auswertung nicht berücksichtigt wurde. Die Ergebnisse der Versuchsreihe werden in Kapitel 5.5 dargestellt.

4 Analysenmethoden

Dieses Kapitel beschreibt die eingesetzten Verfahren zur Aufbereitung, Analyse und quantitativen Auswertung der bei den Waschversuchen gewonnenen Rückstände. Im Fokus stehen dabei die gravimetrische Erfassung der Gesamtmasse sowie die chemische Differenzierung zwischen biogenen und synthetischen Bestandteilen mittels selektiver Auflösung (SDM) nach DIN EN ISO 21644:2021. Darüber hinaus werden ergänzende Analyseschritte wie die Aschebestimmung sowie die Auswertung der Filterrückstände dokumentiert. Ziel ist es, die angewandte Methodik transparent darzustellen und die Grundlage für die quantitative Beurteilung der Mikroplastikfreisetzung zu schaffen.

4.1 Probensammlung und – Vorbereitung

Die Probensammlung und -vorbereitung erfolgte normkonform gemäß den Vorgaben der DIN EN ISO 21646 [56]. Sämtliche relevanten Informationen zu den jeweiligen Waschversuchen – wie etwa die Zusammensetzung der Waschlauge, das gewählte Waschprogramm, die eingesetzte Waschmittelart sowie weitere experimentelle Rahmenbedingungen – wurden systematisch in Versuchsprotokollen dokumentiert. Die Versuchsprotokolle sind vollständig im Anhang B dargestellt.

Zur Sicherstellung eines kontaminationsfreien Probenmanagements wurden alle benutzten Utensilien (wie Spatel, Filterhalterungen, Petrischalen) vor der Probenahme sorgfältig gereinigt. Die während der Filtration zurückgehaltenen Rückstände wurden in sauberen Petrischalen gesammelt und anschließend im Trockenschrank bei mindestens 60 °C über eine Dauer von ca. 18 Stunden vollständig getrocknet, ehe eine gravimetrische Auswertung erfolgte.

Bezüglich der Homogenisierung der Probe ist anzumerken, dass eine erste Durchmischung bereits im Zuge der Probensammlung stattfand. Beim mechanischen Abschaben des Filterrückstandes sowie dessen Übertragung in die Petrischale wurde das Material gleichmäßig verteilt, wodurch bereits eine Vorhomogenisierung gewährleistet war. Nach der Trocknung wurde das in den Petrischalen befindliche Probenmaterial zusätzlich vorsichtig mit einem Mikrospatel durchmischt. Ziel dieser Maßnahme war es, unterschiedlich große Partikelfractionen gleichmäßig zu verteilen und Inhomogenitäten innerhalb der Probe zu minimieren. Die Homogenisierung erfolgte dabei auf einer sauberen, trockenen und kontaminationsfreien Unterlage. Auf eine weitergehende Zerkleinerung oder Reduktion der Partikelgröße wurde bewusst verzichtet, da die Rückstände aufgrund der eingesetzten Filtermaschenweite von 10 bzw. 20 µm bereits im feinputikulären Bereich lagen und keine zusätzliche Aufbereitung zur Größenreduktion notwendig war.

Falls die Entnahme von Teilproben für weiterführende Analysen notwendig war, wurde darauf geachtet, dass stets eine repräsentative Probenahme erfolgt. Die entnommene Teilmasse war ausreichend bemessen, um sowohl die Repräsentativität der Proben als auch die Aussagekraft nachfolgender Analysen sicherzustellen. Zusammenfassend wurde bei der Probenvorbereitung besonderer Wert auf eine möglichst verlustfreie und repräsentative Handhabung gelegt. Auf das Sieben oder Mahlen des Materials wurde verzichtet.

4.2 Probenanalyse: Verfahren der selektiven Auflösung (SDM)

Für die Analyse der gesammelten Proben wurde das Verfahren der selektiven Auflösung (Selective Dissolution Method, SDM) gemäß Anhang B der DIN EN ISO 21644:2021 [57] angewendet.

Konkret kam dabei die Methode zur Bestimmung des Gehaltes an Biomasse als Massenanteil in Prozent (vgl. [57] Anhang B.7) zur Anwendung. Dieses Verfahren basiert auf der unterschiedlichen chemischen Reaktivität von biogenen und nicht-biogenen Materialanteilen. Biomasse reagiert signifikant schneller auf oxidative Bedingungen als synthetische Polymere, was für deren selektive Entfernung genutzt wird.

Im Rahmen der SDM wird die Probe einer Behandlung mit konzentrierter Schwefelsäure (H_2SO_4) und Wasserstoffperoxid (H_2O_2) unterzogen. Diese Kombination ermöglicht die gezielte Auflösung der biogenen Bestandteile der Probe, während synthetische Polymere weitgehend unbeeinträchtigt bleiben. Nach Abschluss der Reaktion werden die verbleibenden Rückstände getrocknet und gewogen. Die Differenz zur Ausgangsmasse, unter Berücksichtigung des Aschegehaltes, ermöglicht die Berechnung des Biomasseanteils als Massenanteil in der Gesamtprobe. Das SDM-Verfahren ist insbesondere zur Charakterisierung von Mischproben aus synthetischen und natürlichen Materialien geeignet, wie sie typischerweise im Rahmen der Mikroplastikforschung auftreten. Durch die gezielte chemische Auflösung der biogenen Fraktion kann eine differenzierte quantitative Bewertung der Probenzusammensetzung vorgenommen werden.

Bei der Anwendung der selektiven Auflösung (SDM) zur Bestimmung des Biomasseanteils handelt es sich um ein Trennverfahren, das auf der unterschiedlichen Löslichkeit von Biomasse- und Nicht-Biomassebestandteilen basiert. Wie bei allen Trennverfahren ist auch hier eine perfekte Separation der Fraktionen nicht möglich. Die SDM ist grundsätzlich zuverlässig für den Konzentrationsbereich von etwa 10 % bis 90 % Biomasseanteil. Außerhalb dieses Bereichs, insbesondere bei sehr geringen (< 5 %) oder sehr hohen (> 95 %) Biomassegehalten, nimmt die relative Genauigkeit der Methode ab. Darüber hinaus kann es bei bestimmten Materialien, wie chemisch modifizierten Polymeren oder schwer abbaubaren Biomassen, zu Fehleinschätzungen kommen, da sich diese ebenfalls, zumindest teilweise, während des Auflösungsprozesses zersetzen können. Nicht-Biomassematerialien wie Polyamid oder Polyurethan sind für das SDM nur eingeschränkt geeignet, da sie unter den verwendeten Bedingungen ebenfalls teilweise löslich sind und so zu einer Überschätzung des Biomasseanteils führen können [57].

Ein weiterer limitierender Faktor betrifft die in der Norm DIN EN ISO 21644:2021 [57], Anhang B und D, geforderte Mindestprobenmasse von 5 g bei einer nominellen Partikelgröße von ≤ 1 mm. Aufgrund der begrenzten Menge an rückgewonnenem Probenmaterial aus den Waschversuchen konnte diese Vorgabe im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgängig eingehalten werden (nähere Informationen finden sich in den folgenden Kapiteln). Die Repräsentativität der Analyse ist daher in einzelnen Fällen eingeschränkt und muss bei der Interpretation der Ergebnisse entsprechend berücksichtigt werden. Eine ergänzende Validierung durch alternative Verfahren wie die ^{14}C -Methode war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Dennoch konnten Einschätzungen zum Verhältnis von biogenen zu synthetischen Bestandteilen getroffen werden, unter Berücksichtigung der methodischen Grenzen des angewandten Verfahrens.

4.2.1 Voranalyse zur Methodenüberprüfung - SDM

Vor Beginn der Analyse sämtlicher gesammelter Proben wurden im Verlauf der Probensammlung drei Voranalysen durchgeführt, um die Eignung der gewählten Analysemethode zu überprüfen. Nach Abschluss der ersten Versuchsreihe (HV-Z) wurden hierfür drei Proben (**HV-Z 2**, **HV-Z 5** und **HV-Z 8**) exemplarisch ausgewählt. Ziel dieser Voranalysen war es, die prinzipielle Machbarkeit sowie die Reproduzierbarkeit der Analyseergebnisse zu evaluieren. Die Ergebnisse der Voranalyse werden in Kapitel 5.2 dargestellt.

Die Durchführung orientierte sich an den Vorgaben und Verfahrensschritten der DIN EN ISO 21644:2021 [57]. Lediglich die eingesetzten Probenmengen sowie die zugehörigen Volumina der Reagenzien wurden an die geringere verfügbare Probenmasse angepasst. Die in der Norm vorgeesehenen Mengen an Schwefelsäure (150 ml) und Wasserstoffperoxid (30 ml) wurden im gleichen Verhältnis auf 25 ml bzw. 5 ml reduziert (siehe Tab. 4.1). Auf diese Weise konnte das Reagenz-Proben-Verhältnis beibehalten und die Analysemethodik trotz geringerer Probenmasse normkonform angewendet werden.

Tab. 4.1: Anpassung der Reagenzmengen

Reagenz	lt. DIN EN ISO 21644	in vorliegender Analyse
	[ml]	[ml]
H ₂ SO ₄	150	25
H ₂ O ₂	30	5

Die Vorgehensweise bei der Probenanalyse wird im Folgenden erläutert und ist in Abb. 4.3 schematisch dargestellt:

1) Probenahme und Vorbereitung:

Vor Beginn der Analyse wurden die Proben im Trockenschrank bei 105 °C vollständig getrocknet und anschließend gewogen und dokumentiert. Gemäß den Vorgaben der DIN EN ISO 21646:2021 [56] wurden zwei Prüfmengen entnommen, wobei aufgrund der begrenzten Gesamtmasse des Filterrückstandes geringere Probenmengen verwendet werden mussten. Dabei handelte es sich um:

- a) Prüfmenge A, mit einer Masse von etwa 0,5 g ($m_{\text{Prüfmenge-A}}$)
- b) Prüfmenge B, welche aus der gesamten restlich verfügbaren Probenmasse bestand ($m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}).

Für die Voranalyse wurde somit die komplette Probe aufgebraucht. Der Aschegehalt (A_{SRF}) der Prüfmenge A wurde nach DIN EN ISO 21656:2021 [58] bestimmt (siehe Kapitel 4.2.2). Da die Prüfmengen unterschiedliche Massen aufweisen, wurde der Aschegehalt im Rahmen der Voranalyse auf die Masse der Prüfmenge B umgerechnet.

2) Selektive Auflösung der Biomasse:

Die Prüfmenge B wurde zunächst in ein geeignetes 400 ml Becherglas überführt. Anschließend wurden etwa 25 ml konzentrierte Schwefelsäure (78 % H₂SO₄) hinzugegeben und die Probe gründlich homogenisiert. Die Mengen der verwendeten Reagenzien wurden proportional zur eingesetzten Probenmasse angepasst. Die Säureansatzmischung wurde anschließend für eine Dauer von 16 ± 2 Stunden in einem gut belüfteten Abzugsschrank belassen. Nach dieser Einwirkzeit wurden 5 ml Wasserstoffperoxid (35 % H₂O₂) langsam und unter vorsichtiger Durchmischung hinzugegeben. Die Reaktionslösung wurde daraufhin für weitere 5 ± 1 Stunden im Abzugsschrank aufbewahrt. Abb. 4.1 zeigt die drei Proben nach Ablauf dieser Reaktionszeit.



Abb. 4.1: Prüfmengen B nach erfolgter SDM

3) Filtration und Reinigung des Rückstandes:

Zur Rückstandsgewinnung wurde ein Glasfaserfilter mit einer Porengröße von 1,5 µm vor der Filtration im Trockenschrank getrocknet und gewogen ($m_{\text{filter-B}}$). Nach Ablauf der Reaktionszeit wurde die Probe mit 50 ml entmineralisiertem Wasser verdünnt und anschließend filtriert (Vakuumfiltration). Der verbleibende feste Rückstand wurde in sechs Spülgängen mit jeweils 5 ml entmineralisiertem Wasser gereinigt, bis ein Filtrat-pH-Wert von mindestens 3,0 erreicht war. Die pH-Messung erfolgte mithilfe von Indikatorstreifen. Während der gesamten Prozedur wurde auf die vollständige Rückgewinnung aller Feststoffe geachtet. In Abb. 4.2 sind die drei Proben nach erfolgter selektiver Auflösung und abschließender Filtration dargestellt.



Abb. 4.2: Prüfmengen B nach erfolgter Filtration

4) Trocknung und abschließende Messung:

Der Filter mit dem darauf abgeschiedenen Rückstand wurde bei 105 °C im Trockenschrank bis zur Erreichung einer konstanten Masse getrocknet. Anschließend erfolgte eine erneute Wägung des getrockneten Rückstandes gemeinsam mit dem Filter ($m_{\text{residue-B}}$).

5) Bestimmung des Aschegehaltes des Rückstandes:

Der Aschegehalt des Rückstandes ($m_{\text{residue-ash-B}}$) wurde gemäß den Vorgaben der DIN EN ISO 21656:2021 [58] ermittelt (siehe Kapitel 4.2.2).

6) Berechnung der Ergebnisse:

Die abschließende Berechnung des Biomasseanteils erfolgte auf Grundlage der Gleichungen (Gl.1) und (Gl.2) aus Anhang B der Norm DIN EN ISO 21644:2021 [57]. Der Gehalt an Nicht-Biomasse wurde zunächst als Massenanteil in Prozent ermittelt ($w_{\text{NB},\%}$). Anschließend wurde dieser Anteil mit der Masse der ursprünglichen Prüfmengen B multipliziert, um die absolute Masse des nicht-biogenen Anteils zu berechnen (m_{NB}) (Gl.3). Zusätzlich dazu wird im letzten Schritt noch die spezifische Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschladung (w_{MP}) ermittelt, um die Vergleichbarkeit unter den Versuchsreihen zu gewährleisten (Gl.4). Die absolute Masse des Nicht-Biomasse Anteils – welche der freigesetzten Mikroplastikmasse entspricht – sowie die Mikroplastikfreisetzung bezogen auf die Waschladung werden als finales Ergebnis der Versuchsreihen herangezogen.

$$w_{B,\%} = \left[1 - \left\{ \frac{m_{\text{residue-B}} - m_{\text{residue-ash-B}}}{m_{\text{SRF}}} + \frac{A_{\text{SRF}}}{100} \right\} \right] \times 100 \text{ [\%]} \quad (\text{Gl.1})$$

$$w_{\text{NB},\%} = 100 - w_B - A_{\text{SRF}} \text{ [\%]} \quad (\text{Gl.2})$$

$$m_{\text{NB}} = w_{\text{NB},\%} \times m_{\text{SRF}} \text{ [g]} \quad (\text{Gl.3})$$

$$w_{\text{MP}} = \frac{m_{\text{NB}}}{\text{Gesamtprobenmasse}} \text{ [g/kg]} \quad (\text{Gl.4})$$

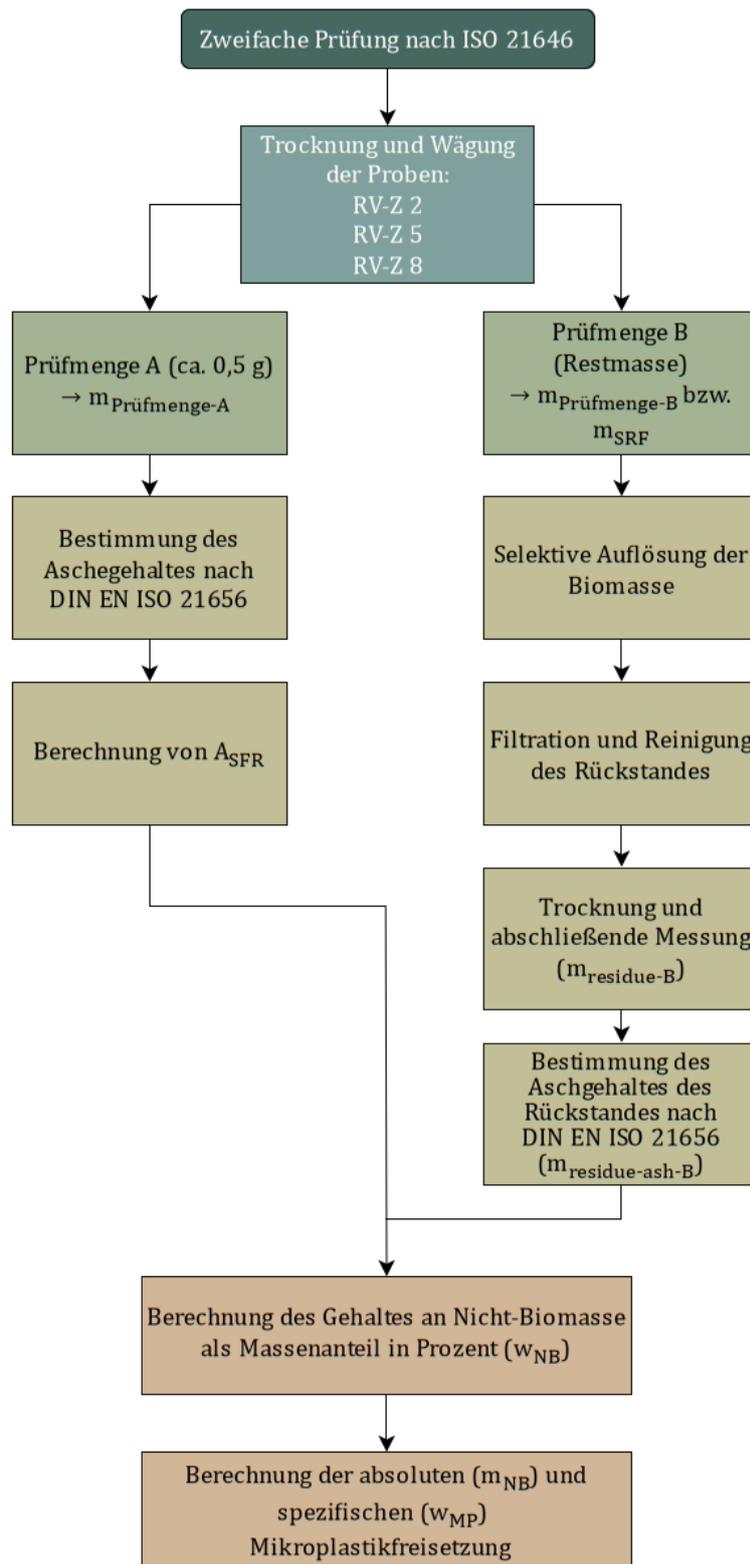


Abb. 4.3: Vorgangswise SDM zur Bestimmung des Gehaltes an Nicht-Biomasse (eigene Darstellung)

4.2.2 Voranalyse zur Methodenüberprüfung - Bestimmung des Aschegehaltes

Im Rahmen der Voranalyse wurde der Aschegehalt gemäß DIN EN ISO 21656:2021 [58], Verfahren A, bestimmt. Zur Quantifizierung des Biomasseanteils wurde eine Endtemperatur von 550 °C angewendet. Die Veraschung kam im Rahmen der Voranalyse zweimal zum Einsatz: Einerseits wurde die Prüfmenge A verwendet, um den Aschegehalt des ursprünglichen Rückstandes zu

bestimmen (A_{SRF}). Andererseits wurde nach Abschluss der selektiven Auflösung (SDM) der verbleibende Rückstand inklusive Filter ebenfalls verascht, um den Aschegehalt des nicht-biogenen Anteils zu ermitteln ($m_{\text{residue-ash-B}}$). Die Vorgehensweise wird in Folge beschrieben:

- 1) Eine leere Schale (Tara) wurde abgewogen und die Masse als m_1 dokumentiert.
- 2) Anschließend wurde die Masse der Analyseprobe inklusive Schale bestimmt. Dafür wurde je nach Anwendungsfall entweder die Prüfmenge A ($m_{\text{Prüfmenge-A}}$, ca. 0,5 g) oder, im Falle der SDM, der Filter samt Rückstandes ($m_{\text{residue-B}}$) gleichmäßig auf dem Schalenboden verteilt. Danach wurde die Schale mit Inhalt gewogen und die Masse als m_2 erfasst.
- 3) Die beladene Schale wurde in den kalten Ofen gestellt und innerhalb von 50 Minuten mit einer Heizrate von 5 °C/min auf $250 \pm 10\text{ °C}$ erhitzt. Diese Temperatur wurde anschließend für 60 Minuten konstant gehalten.
- 4) Daraufhin wurde die Temperatur innerhalb von 60 Minuten auf $550 \pm 10\text{ °C}$ erhöht und für mindestens 120 Minuten beibehalten, um eine vollständige Veraschung organischer Bestandteile sicherzustellen.
- 5) Nach dem Veraschungsprozess wurde die Schale mit Inhalt entnommen, abgekühlt und auf Umgebungstemperatur gebracht (siehe Abb. 4.4). Sobald diese erreicht war, erfolgte eine erneute Wägung (m_3).



Abb. 4.4: Prüfmenge A nach der Veraschung

- 6) Die Masse der Asche ($m_{\text{residue-ash-B}}$) ergibt sich aus der Differenz zwischen m_3 und m_1 .
- 7) Der Aschegehalt (A_{SRF}) wurde anschließend gemäß Gleichung (Gl.5) der Norm berechnet. Für die Berechnung des Gehaltes an Biomasse bzw. Nicht-Biomasse wurde dieser Wert dann noch auf die Masse von Prüfmenge B umgerechnet.

$$A_{SRF} = \frac{m_3 - m_1}{m_2 - m_1} \times 100 [\%] \quad (\text{Gl.5})$$

Die im Rahmen der Voranalyse durchgeführte Methodenapplikation verlief erfolgreich und lieferte nachvollziehbare sowie in sich schlüssige Ergebnisse. Diese bestätigten die prinzipielle Eignung des gewählten Analyseverfahrens zur quantitativen Bestimmung des Nicht-Biomasseanteils. Die Resultate sind in Anhang B vollständig dokumentiert. Aufgrund der überzeugenden Ergebnisse und der methodischen Reproduzierbarkeit wurde das Verfahren daher auch für die anschließende Hauptanalyse sämtlicher gesammelter Proben herangezogen.

4.2.3 Hauptanalyse sämtlicher Proben

Nach Abschluss sämtlicher Waschvorgänge und der finalisierten Probengewinnung wurden alle gesammelten Proben der selektiven Lösemethode unterzogen. Der Vorteil der gewählten Analyseverfahrens ist unter anderem, dass alle Proben simultan bearbeitet werden konnten. Da die Voranalyse (Kapitel 4.2.1 und 4.2.2) methodisch erfolgreich war und reproduzierbare sowie plausible Ergebnisse geliefert hatte, wurde das dort beschriebene Vorgehen weitgehend beibehalten. Das betrifft insbesondere die Anwendung der selektiven Lösemethode (SDM) zur Bestimmung des Nicht-Biomasseanteils sowie die ergänzende Bestimmung des Aschegehaltes (A_{SRF}). Eine

wesentliche Herausforderung zu Beginn der Hauptanalyse stellte jedoch die geringe Probenmasse dar. In sämtlichen Fällen lag diese unterhalb der von der Norm DIN EN ISO 21644:2021 geforderten Mindestmasse, wodurch streng genommen keine vollständige Normkonformität gegeben war. Besonders betroffen war die Aschegehaltsbestimmung, da diese üblicherweise eine höhere Probenmasse voraussetzt, um aussagekräftige und vergleichbare Werte zu erzielen. Aus diesem Grund wurde die methodische Vorgehensweise gegenüber der Voranalyse geringfügig angepasst.

Für die Proben der Zeitreihe (HV-Z) lagen bereits drei A_{SRF} -Werte aus der Voranalyse vor (HV-Z 2, HV-Z 5 und HV-Z 8), sodass auf eine erneute Bestimmung in dieser Versuchsreihe verzichtet wurde. Aus diesen drei Werten wurde ein repräsentativer Mittelwert berechnet, der anschließend proportional zur jeweiligen Probenmasse auf die übrigen Proben der Reihe übertragen wurde.

In den übrigen Versuchsreihen reichte die Probenmenge hingegen nicht aus, um bei allen Proben eine vollständige Veraschung durchzuführen. Um dennoch verlässliche Aschegehalte zu erhalten und gleichzeitig möglichst viel Material für die selektive Lösemethode zu bewahren, wurde je Versuchsreihe eine repräsentative Probe vollständig für die Ascheanalyse herangezogen. Der auf diese Weise ermittelte A_{SRF} -Wert diente als Referenz und wurde anschließend proportional zur jeweiligen Probenmasse auf die restlichen Proben der entsprechenden Versuchsreihe übertragen.

Tab. 4.2: Übersicht Probenmassen

Übersicht Probenmassen			
Versuchs Nr.	Probenmasse	$m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}
	[g]	[g]	[g]
HV-Z 1	1,7565	-	1,7565
HV-Z 2	1,3222	0,5026	0,8196
HV-Z 3	1,5342	-	1,5342
HV-Z 4	1,6553	-	1,6553
HV-Z 5	1,3981	0,5061	0,892
HV-Z 6	1,3751	-	1,3751
HV-Z 7	1,4022	-	1,4022
HV-Z 8	1,3847	0,5022	0,8825
HV-Z 9	1,3301	-	1,3301
HV-Z-10	1,1991	-	1,1991
HV-S 1	1,1666	-	1,1666
HV-S 2	0,8934	-	0,8934
HV-S 3	0,8643	-	0,8643
HV-S 4	0,7117	-	0,7117
HV-S 5	0,6593	0,6593	-
HV-S 6	0,7239	-	0,7239
HV-S 7	0,7273	-	0,7273
HV-W 1	0,6559	-	0,6559
HV-W 2	0,5735	-	0,5735
HV-W 3	0,6112	-	0,6112
HV-W 4	0,5522	-	0,5522
HV-W 5	0,5077	0,5077	-
HV-WB 1	0,3384	-	0,5077
HV-WB 2	0,3137	-	0,3384
HV-WB 3	0,2648	-	0,3137

Dieses Vorgehen ermöglichte es, trotz der begrenzten Probenmengen sowohl den Biomasse- als auch den Nicht-Biomasseanteil für alle Proben abzuschätzen, ohne auf wesentliche

Analyseschritte verzichten zu müssen. Eine Übersicht über alle analysierten Proben sowie jene, die für die Aschegehaltsbestimmung herangezogen wurden (farblich markiert), ist in Tab. 4.2 dargestellt. Zur besseren Nachvollziehbarkeit wurden die einzelnen Arbeitsschritte der Analyse fotografisch dokumentiert und als Übersicht zur Durchführung der SDM sowie der Ascheanalyse in Anhang C zusammengefasst.

Zusammenfassend wurde in der Versuchsreihe „Zeitreihe“ (HV-Z) der A_{SRF} -Wert auf Basis der drei im Rahmen der Voranalyse vollständig analysierten Proben HV-Z 2, HV-Z 5 und HV-Z 8 bestimmt. Aus diesen drei Einzelwerten wurde ein Mittelwert berechnet, der anschließend entsprechend der jeweiligen Probenmasse auf die verbleibenden Proben der Versuchsreihe übertragen wurde.

In der Versuchsreihe „Schleuderzahl“ (HV-S) wurde zur Ermittlung des A_{SRF} die Probe HV-S 5 vollständig der Ascheanalyse unterzogen. Diese Probe wurde in ihrer Gesamtheit als Prüfmenge A behandelt. Der so erhaltene Aschegehaltswert wurde anschließend proportional zur Masse auf die übrigen Proben der Versuchsreihe – welche als Prüfmengen B herangezogen wurden – übertragen.

Analog dazu wurde in der Versuchsreihe „Waschmittel“ (HV-W) ebenfalls eine vollständige Veraschung der Probe HV-W 5 durchgeführt. Der daraus resultierende A_{SRF} -Wert diente als Grundlage für die Berechnung des Aschegehalts der übrigen Proben dieser Reihe.

In der Versuchsreihe „Waschbeutel“ (HV-WB) konnte aufgrund der sehr geringen verfügbaren Probenmengen keine separate Ascheanalyse vorgenommen werden. Daher erfolgte die Berechnung des Biomasseanteils in dieser Reihe ohne Berücksichtigung eines spezifisch ermittelten A_{SRF} -Werts.

5 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die zentralen Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen zur Freisetzung von Mikroplastik beim häuslichen Wäschewaschen dargestellt. Nach einer kurzen Übersicht über die erfassten Probenmassen aus den Waschversuchen folgen die Resultate der einzelnen Versuchsreihen (Kapitel 5.2 bis 5.5), die auf Grundlage der in Kapitel 4 beschriebenen Methodik analysiert und berechnet wurden. Dazu zählen der zeitliche Verlauf der Emissionen (HV-Z), der Einfluss der Schleuderdrehzahl (HV-S), des Waschmitteleinsatzes (HV-W) sowie der Einsatz eines Waschbeutels (HV-WB). Die wichtigsten Informationen zu den Versuchsreihen werden nochmals in Tab. 5.1 zusammengefasst. Die Ergebnisse werden systematisch aufbereitet und sowohl tabellarisch als auch grafisch dargestellt. Den Abschluss bildet eine vergleichende Zusammenfassung über alle Versuchsreihen hinweg, in der die wesentlichen Emissionswerte zusammengeführt werden.

Tab. 5.1: Zusammenfassung wesentlicher Informationen der Versuchsreihen

Allgemeines Versuchsnummer	Waschmaschinenparameter			Waschladung	Zusätzliche Informationen
	Waschprogramm	Schleuderzahl [U/min]	Waschdauer [min]	Gesamtmasse [g]	
HV-Z 1 bis HV-Z 10	Mix 40	800	125	3598	Mischtextilien (PES, PAN, PA, EL, CV etc.)
HV-S 1 bis HV-S 5	Koch-/Buntwäsche	1400	135	3591	Wechsel auf PES & CO für restl. Versuche
HV-S 6 bis HV-S 7	Koch-/Buntwäsche	800	132	3591	Vergleichswaschgänge zu Mix 40
HV-W 1 bis HV-W 5	Koch-/Buntwäsche	1400	135	3591	Flüssigwaschmittel (40 ml)
HV-WB 1 bis HV-WB 3	Mix 40	800	125	3591	Waschbeutel ("Guppyfriend")

5.1 Übersicht der Probenmassen aus den Waschversuchen

Das folgende Kapitel fasst die Ergebnisse der Probenmassenermittlung nach den einzelnen Waschgängen zusammen. Dargestellt werden die Versuchsnummer, Datum und Uhrzeit des durchgeführten Waschganges, sowie die Massenanteile, die durch die Filtration des Abwassers nach den jeweiligen Waschzyklen bestimmt wurden. Die ermittelten Massen umfassen sämtliche Feststoffe, die durch den Filter zurückgehalten wurden. Neben Mikrofasern sind darunter auch Haare, Waschmittelrückstände, eventuelle Kalkablagerungen aus dem Wasser sowie weitere unlösliche Partikel enthalten. In Tabelle Tab. 5.2 sind die im Rahmen der Vorversuche ermittelten Probenmassen aufgeführt, während Tabelle Tab. 5.3 die entsprechenden Ergebnisse der Hauptversuche zusammenfasst. Die in Tab. 5.3 farblich markierten Versuche wurden wie in Kapitel 4.2.3 beschrieben, zur Bestimmung des Aschegehaltes herangezogen.

Tab. 5.2: Zusammenfassung der Probenmassen aus den Vorversuchen (VV)

Allgemeines		Probenentnahme			
Versuchsnummer	Datum; Uhrzeit	Filter (leer)	Filter (nach Filtration)	Probenmasse	
		[g]	[g]	[g]	
1.VV	V001.1	02.12.24; 09:05	0,0675	0,0904	0,0229
	V001.2		0,0674	0,0797	0,0123
	V001.3		0,7519	0,753	0,0011
	V001.4		1,3528	1,3589	0,0061
	V001.5		1,1039	1,1132	0,0093
	V001.6		0,3948	0,4004	0,0056
	V001.7		-	-	1,2605
	V001.8		-	-	1,2605
	V001.9		0,3948	0,5266	0,1318
Gesamt 1.VV:				1,4496	
2.VV	V002.1	09.12.24; 09:25	-	-	-
	V002.2		-	-	-
	V002.3		-	-	-
	V002.4		-	-	-
Gesamt 2.VV:				1,0829	
3.VV	V003.1	11.12.24; 11:10	-	-	-
Gesamt 3.VV:				0,572	

Tab. 5.3: Zusammenfassung der Probenmassen aus den Hauptversuchen (HV-Z/S/W/WB)

Allgemeines		Probenentnahme
Versuchsnummer	Datum; Uhrzeit	Probenmasse
		[g]
HV-Z 1	16.12.24; 10:09	1,7565
HV-Z 2	08.01.25; 11:00	1,3222
HV-Z 3	13.01.25; 09:00	1,5342
HV-Z 4	13.01.25; 12:00	1,6553
HV-Z 5	15.01.25; 12:00	1,3981
HV-Z 6	20.01.25; 08:45	1,3751
HV-Z 7	20.01.25; 11:45	1,4022
HV-Z 8	27.01.25; 08:45	1,3847
HV-Z 9	27.01.25; 11:55	1,3301
HV-Z-10	29.01.25; 12:00	1,1991
HV-S 1	03.02.25; 08:40	1,1666
HV-S 2	03.02.25; 12:00	0,8934
HV-S 3	17.02.25; 09:00	0,8643
HV-S 4	17.02.25; 12:00	0,7117
HV-S 5	18.02.25; 12:00	0,6593
HV-S 6	24.02.25; 8:45	0,7239
HV-S 7	24.02.25; 12:00	0,7273
HV-W 0	10.03.25; 09:00	-
HV-W 1	17.03.25; 09:00	0,6559
HV-W 2	17.03.25; 12:00	0,5735
HV-W 3	18.03.25; 12:00	0,6112
HV-W 4	24.03.25; 09:00	0,5522
HV-W 5	24.03.25; 12:00	0,5077
HV-WB 1	27.03.2025; 07:30	0,3384
HV-WB 2	27.03.2025; 10:00	0,3137
HV-WB 3	27.03.2025; 13:00	0,2648

5.2 Hauptversuche – Zeitreihe

In Tab. 5.4 werden die Gesamtergebnisse der Zeitreihe dargestellt. Da im Zuge der Zeitreihe Voranalysen zur Überprüfung der Machbarkeit der Analysemethoden durchgeführt wurden, wurden die Ergebnisse der Voranalyse separat angegeben und farblich markiert.

Tab. 5.4: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)

Bestimmung des Aschegehaltes der Prüfmenge A					
	Versuchs Nr.	[1] $m_{1(\text{Tara-A})}$	[2] $m_{2(\text{Prüfmenge-A} + \text{Tara-A})}$	[3] $m_{3(\text{Asche-A} + \text{Tara-A})}$	[4] $A_{\text{SRF-A}}$
		[g]	[g]	[g]	[%]
Vor-analyse	HV-Z 2	29,4839	29,9865	29,5444	12,0
	HV-Z 5	27,521	28,0271	27,5681	9,3
	HV-Z 8	27,6535	28,1557	27,6988	9,0
Selektive Auflösung der Prüfmenge B					
	Versuchs Nr.	[5] Probenmasse	[6] $m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	[7] $m_{\text{filter-B}}$	[8] $m_{\text{residue-B}}$
		[g]	[g]	[g]	[g]
Vor-analyse	HV-Z 2	1,3222	0,8196	0,1113	0,3368
	HV-Z 5	1,3981	0,8920	0,1108	0,319
	HV-Z 8	1,3847	0,8825	0,1124	0,3434
Hauptanalyse	HV-Z 1	1,7565	1,7565	0,1128	0,7682
	HV-Z 3	1,5342	1,5342	0,1133	0,5331
	HV-Z 4	1,6553	1,6553	0,1111	0,5742
	HV-Z 6	1,3751	1,3751	0,1132	0,5321
	HV-Z 7	1,4022	1,4022	0,1129	0,5376
	HV-Z 9	1,3301	1,3301	0,1135	0,4754
	HV-Z 10	1,1991	1,1991	0,1140	0,4323
	Bestimmung des Aschegehalt des Rückstandes (Prüfmenge B)				
	Versuchs Nr.	[9] $m_{1(\text{Tara-B})}$	[10] $m_{2(\text{residue-B} + \text{Tara-B})}$	[11] $m_{3(\text{Asche-B} + \text{Tara-B})}$	[12] $m_{\text{residue-ash-B}}$
		[g]	[g]	[g]	[g]
Vor-analyse	HV-Z 2	29,4845	29,8213	29,6481	0,1636
	HV-Z 5	27,5205	27,8395	27,6711	0,1506
	HV-Z 8	27,6539	27,9973	27,8083	0,1544
Hauptanalyse	HV-Z 1	29,4846	30,2528	29,7636	0,279
	HV-Z 3	27,5211	28,0542	27,7256	0,2045
	HV-Z 4	27,6544	28,2286	27,8781	0,2237
	HV-Z 6	32,5735	33,1056	32,7613	0,1878
	HV-Z 7	27,8152	28,3528	27,9983	0,1831
	HV-Z 9	33,3733	33,8487	33,5504	0,1771
	HV-Z 10	35,1579	35,5902	35,3216	0,1637
	Berechnung des Gehaltes an Nicht-Biomasse				
	Versuchs Nr.	[13] $A_{\text{SRF-A}}$	[14] $w_{\text{B},\%}$	[15] $w_{\text{NB},\%}$	[16] m_{NB}
		[%]	[%]	[%]	[g]
Vor-analyse	HV-Z 2	19,63	59,24	21,13	0,1732
	HV-Z 5	16,40	64,72	18,88	0,1684
	HV-Z 8	15,85	62,73	21,42	0,1890
Hauptanalyse	HV-Z 1	35,31	36,84	27,85	0,4892
	HV-Z 3	30,84	47,74	21,42	0,3286
	HV-Z 4	33,27	45,55	21,17	0,3505
	HV-Z 6	27,64	47,32	25,04	0,3443
	HV-Z 7	28,18	46,53	25,28	0,3545
	HV-Z 9	26,74	50,84	22,43	0,2983
	HV-Z 10	24,10	53,50	22,40	0,2686

Wie in Kapitel 4.2.3 beschrieben, wurde im Verlauf der Voranalyse der jeweilige Aschegehalt der Proben anhand von drei separaten Prüfmengen A bestimmt ($A_{\text{SRF-A}}$) (Tab. 5.4, Spalte [4]). Da

Prüfmenge A und B jedoch unterschiedliche Massen hatte, wurden die ermittelten Aschegehalte anschließend auf die jeweiligen Probenmassen der Prüfmenge B aus der Voranalyse umgerechnet (Tab. 5.4, Spalte [13] – Voranalyse; zeigt die bereits umgerechneten Werte). Für die Berechnung des Gehalts an Nicht-Biomasse während der Hauptanalyse wurden die Werte aus den Voranalysen gemäß Kapitel 4.2.3 gemittelt (vgl. Tab. 5.5, rechte Spalte) und entsprechend den jeweiligen Probenmassen der verbleibenden Versuche proportional berücksichtigt. Dabei wurde der Aschegehalt durch Multiplikation der einzelnen Probenmassen mit dem gemittelten Ascheanteil bestimmt (Tab. 5.4, Spalte [13] – Hauptanalyse). Aus Gründen der Redundanz und zur besseren Übersicht für die nächsten Kapitel wurden auch die Werte der weiteren Versuchsreihen (HV-S und HV-W) in Tab. 5.5 dargestellt.

Tab. 5.5: Umrechnung des Aschegehaltes für die restlichen Proben

Bestimmung des Aschegehaltes der Prüfmenge A				
Reihe	Versuchs Nr.	$A_{\text{SRF-A}}$	$A_{\text{SRF-A}}/m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$A_{\text{SRF-A}}$ für Versuchsreihe
		[%]	[%/g]	[%/g]
HV-Z	HV-Z 2	12,0	24,0	20,1
	HV-Z 5	9,3	18,4	
	HV-Z 8	9,0	18,0	
HV-S	HV-S 5	6,3	9,5	9,5
HV-W	HV-W 5	9,3	18,3	18,3
HV-WB	-	-	-	-

Durch die Aufteilung der Proben während der Voranalyse in Prüfmenge A und Prüfmenge B beziehen sich die in Tab. 5.4 Spalte [16] dargestellte Ergebnisse ausschließlich auf den Nicht-Biomasse-Gehalt der Prüfmenge B. Um die Vergleichbarkeit mit den übrigen Ergebnissen der Versuchsreihe zu gewährleisten, wurden diese Werte auf die Gesamtprobenmenge der Voranalyse umgerechnet (siehe Tab. 5.6).

Tab. 5.6: Anpassung der Ergebnisse aus der Voranalyse an die Gesamtprobenmasse

Umrechnung von m_{NB} auf Gesamtprobenmasse					
Versuchs Nr.	Probenmasse	$m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	m_{NB} (alt)	m_{NB} (neu)
	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]
HV-Z 2	1,3222	0,5026	0,8196	0,1732	0,2794
HV-Z 5	1,3981	0,5061	0,8920	0,1684	0,2639
HV-Z 8	1,3847	0,5022	0,8825	0,1890	0,2966

Unter Berücksichtigung aller genannten Aspekte ergibt sich eine Endergebnisübersicht, welche in Tab. 5.7 dargestellt ist. Die beiden rechten Spalten enthalten die maßgeblichen Ergebnisse: den Nicht-Biomasse-Gehalt, angegeben als absolute Masse (m_{NB}) welche der freigesetzten Mikroplastikemissionen pro Waschgang in Gramm entspricht, sowie der Anteil der freigesetzten Mikroplastikmasse pro Kilogramm Waschladung (w_{MP}). Letzteres wird in weiterer Folge auch als spezifische Mikroplastikemissionsrate bezeichnet. Beide Kennwerte werden als wichtige Mikroplastik-Emissionswerte der durchgeführten Waschversuche herangezogen und werden in Abb. 5.1 und Abb. 5.2 dargestellt.

Tab. 5.7: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)

Ergebnisübersicht - Zusammenfassung						
Versuchs Nr.	Probenmasse	$m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	$w_{\text{NB},\%}$	m_{NB}	w_{MP}
	[g]	[g]	[g]	[%]	[g]	[g/kg]
HV-Z 1	1,7565	-	1,7565	27,85	0,4892	0,1360
HV-Z 2	1,3222	0,5026	0,8196	21,13	0,2794	0,0777
HV-Z 3	1,5342	-	1,5342	21,42	0,3286	0,0913
HV-Z 4	1,6553	-	1,6553	21,17	0,3505	0,0974
HV-Z 5	1,3981	0,5061	0,892	18,88	0,2639	0,0734
HV-Z 6	1,3751	-	1,3751	25,04	0,3443	0,0957
HV-Z 7	1,4022	-	1,4022	25,28	0,3545	0,0985
HV-Z 8	1,3847	0,5022	0,8825	21,42	0,2966	0,0824
HV-Z 9	1,3301	-	1,3301	22,43	0,2983	0,0829
HV-Z-10	1,1991	-	1,1991	22,40	0,2686	0,0747

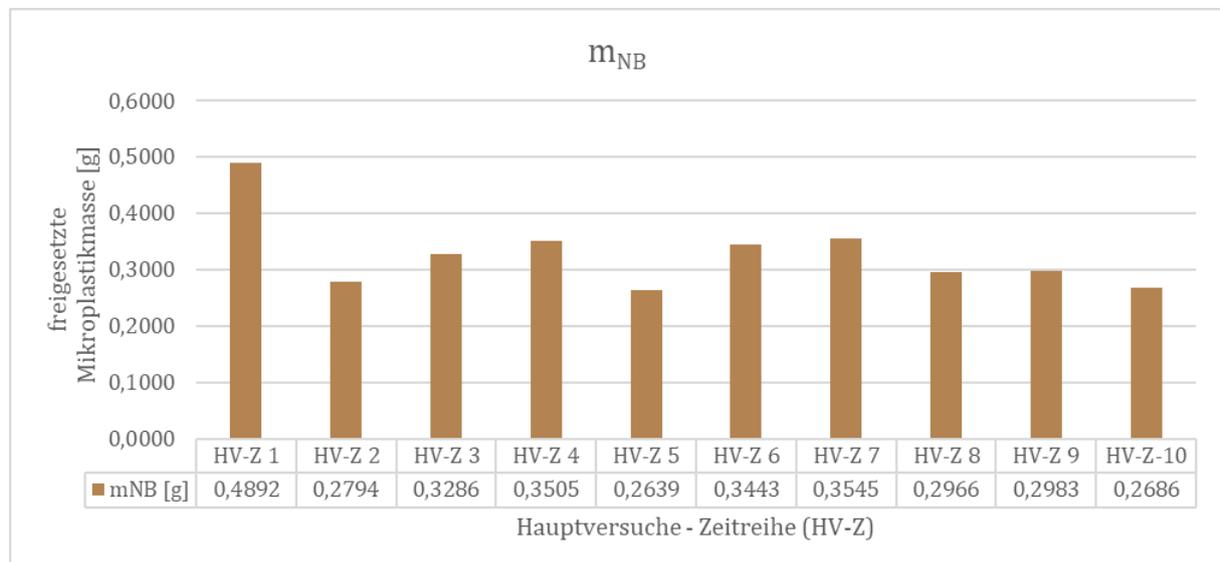


Abb. 5.1: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)

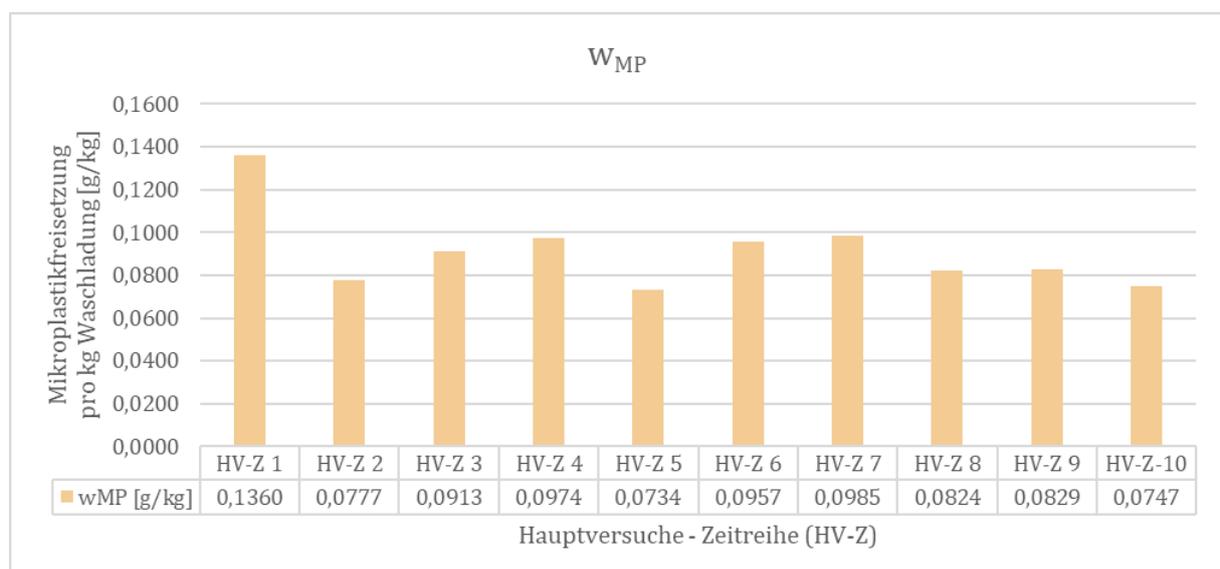


Abb. 5.2: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Zeitreihe (HV-Z)

5.3 Hauptversuche – Schleudertzahl

Die Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Schleudertzahl, in denen der Einfluss erhöhter Schleuderdrehzahlen untersucht wurde, ist in Tab. 5.8 dargestellt (Versuche HV-S 1 bis 4 mit 1400 U/min; Versuche HV-S 6 und 7 mit 800 U/min). Eine zusammenfassende Darstellung der wesentlichen Kennwerte, einschließlich der absoluten Mikroplastikmassen (m_{NB}) sowie der bezogenen Emissionen pro Kilogramm Waschlavage (w_{MP}), findet sich in Tab. 5.9. Die zugehörigen Ergebnisse sind grafisch in den Abb. 5.3 sowie Abb. 5.4 aufbereitet, um die Auswirkungen der Schleudertzahl auf das Emissionsverhalten anschaulich zu verdeutlichen.

Tab. 5.8: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Schleudertzahl (HV-S); 1400 bzw. 800 U/min

Bestimmung des Aschegehaltes der Prüfmenge A				
Versuchs Nr.	[1] m_1 (Tara-A)	[2] m_2 (Prüfmenge-A + Tara-A)	[3] m_3 (Asche-A + Tara-A)	[4] A_{SRF-A}
	[g]	[g]	[g]	[%]
HV-S 5 (1400)	29,4854	30,1447	29,5268	6,3
Selektive Auflösung der Prüfmenge B				
Versuchs Nr.	[5] Probenmasse	[6] $m_{Prüfmenge-B}$ bzw. m_{SRF}	[7] $m_{filter-B}$	[8] $m_{residue-B}$
		[g]	[g]	[g]
HV-S 1 (1400)	1,1666	1,1666	0,1145	0,4755
HV-S 2 (1400)	0,8934	0,8934	0,1145	0,3415
HV-S 3 (1400)	0,8643	0,8643	0,1149	0,2858
HV-S 4 (1400)	0,7117	0,7117	0,1126	0,2623
HV-S 6 (800)	0,7239	0,7239	0,1131	0,2794
HV-S 7 (800)	0,7273	0,7273	0,2274	0,3562
Bestimmung des Aschegehalt des Rückstandes (Prüfmenge B)				
Versuchs Nr.	[9] m_1 (Tara-B)	[10] m_2 (residue-B + Tara-B)	[11] m_3 (Asche-B + Tara-B)	[12] $m_{residue-ash-B}$
	[g]	[g]	[g]	
HV-S 1 (1400)	47,6863	48,1618	47,9158	0,2295
HV-S 2 (1400)	24,0945	24,436	24,2707	0,1762
HV-S 3 (1400)	33,1336	33,4194	33,2941	0,1605
HV-S 4 (1400)	29,4851	29,7474	29,6243	0,1392
HV-S 6 (800)	27,5203	27,7997	27,6584	0,1381
HV-S 7 (800)	27,6545	28,0107	27,8990	0,2445
Berechnung des Gehaltes an Nicht-Biomasse				
Versuchs Nr.	[13] A_{SRF-A}	[14] $w_{B,\%}$	[15] $w_{NB,\%}$	[16] m_{NB}
	[%]	[%]	[%]	[g]
HV-S 1 (1400)	11,11	67,80	21,09	0,2460
HV-S 2 (1400)	8,51	72,99	18,50	0,1653
HV-S 3 (1400)	8,23	77,27	14,50	0,1253
HV-S 4 (1400)	6,78	75,92	17,30	0,1231
HV-S 6 (800)	6,89	73,59	19,52	0,1413
HV-S 7 (800)	6,93	77,71	15,36	0,1117

Tab. 5.9: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S) 1400 bzw. 800 U/min

Ergebnisübersicht - Zusammenfassung						
Versuchs Nr.	Probenmasse	$m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	$w_{\text{NB},\%}$	m_{NB}	w_{MP}
	[g]	[g]	[g]	[%]	[g]	[g/kg]
HV-S 1 (1400)	1,1666	-	1,1666	21,09	0,2460	0,0685
HV-S 2 (1400)	0,8934	-	0,8934	18,50	0,1653	0,0460
HV-S 3 (1400)	0,8643	-	0,8643	14,50	0,1253	0,0349
HV-S 4 (1400)	0,7117	-	0,7117	17,30	0,1231	0,0343
HV-S 5 (1400)	0,6593	0,6593	-	-	-	-
HV-S 6 (800)	0,7239	-	0,7239	19,52	0,1413	0,0393
HV-S 7 (800)	0,7273	-	0,7273	15,36	0,1117	0,0311

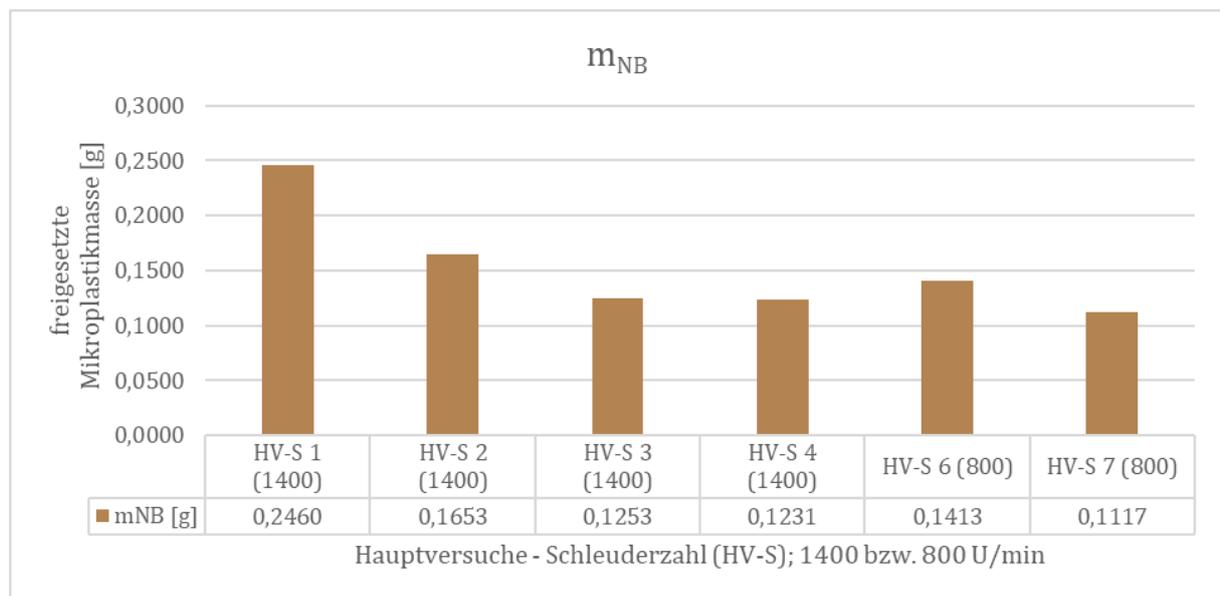


Abb. 5.3: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S); 1400 bzw. 800 U/min

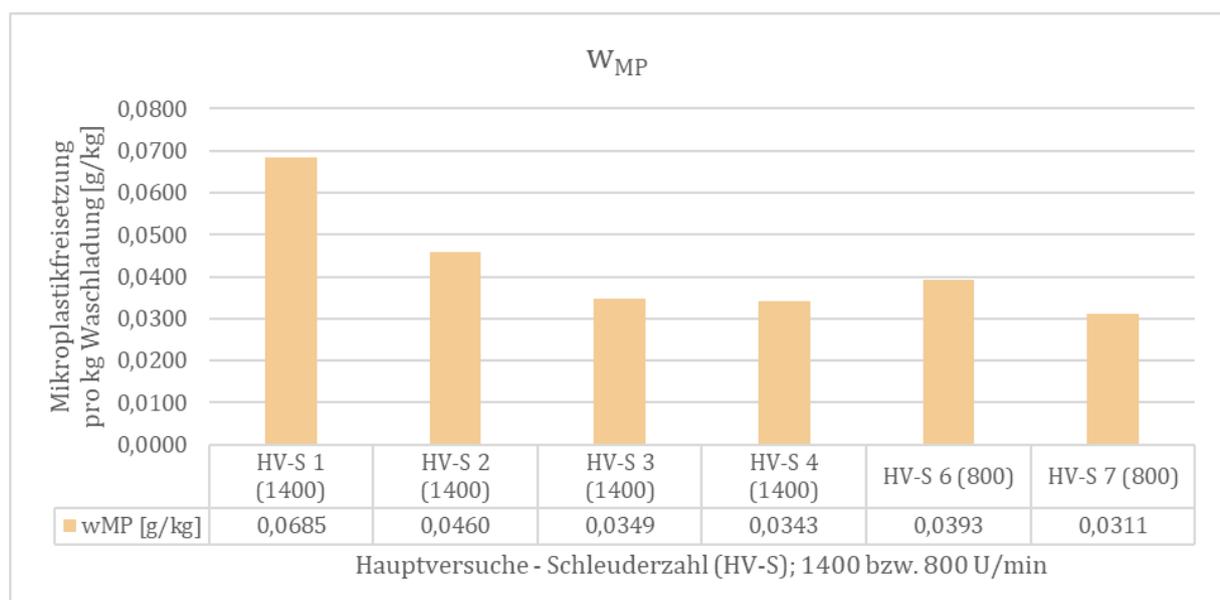


Abb. 5.4: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Schleuderzahl (HV-S); 1400 bzw. 800 U/min

5.4 Hauptversuche – Waschmittel

Analog zu den vorhergehenden Kapiteln folgt auch diese Ergebnisdarstellung derselben Struktur. Die Versuche HV-W 1 bis HV-W 5 wurden hierbei mit 40 ml Flüssigwaschmittel durchgeführt. Die vollständige Ergebnisübersicht der Versuchsreihe ist in Tab. 5.10 zu finden. Eine Zusammenfassung der wesentlichen Kennwerte ist Tab. 5.11 zu entnehmen. Die entsprechenden grafischen Darstellungen sind in Abb. 5.5 und Abb. 5.6 abgebildet.

Tab. 5.10: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)

Bestimmung des Aschegehaltes der Prüfmenge A				
Versuchs Nr.	[1] $m_{1(\text{Tara-A})}$	[2] $m_{2(\text{Prüfmenge-A} + \text{Tara-A})}$	[3] $m_{3(\text{Asche-A} + \text{Tara-A})}$	[4] $A_{\text{SRF-A}}$
	[g]	[g]	[g]	[%]
HV-W 5	27,5216	28,0293	27,5688	9,3
Selektive Auflösung der Prüfmenge B				
Versuchs Nr.	[5] Probenmasse	[6] $m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	[7] $m_{\text{filter-B}}$	[8] $m_{\text{residue-B}}$
		[g]	[g]	[g]
HV-W 1	0,6559	0,6559	0,1121	0,3418
HV-W 2	0,5735	0,5735	0,1128	0,3024
HV-W 3	0,6112	0,6112	0,1121	0,3064
HV-W 4	0,5522	0,5522	0,1132	0,2616
Bestimmung des Aschegehalt des Rückstandes (Prüfmenge B)				
Versuchs Nr.	[9] $m_{1(\text{Tara-B})}$	[10] $m_{2(\text{residue-B} + \text{Tara-B})}$	[11] $m_{3(\text{Asche-B} + \text{Tara-B})}$	[12] $m_{\text{residue-ash-B}}$
	[g]	[g]	[g]	
HV-W 1	32,5726	32,9144	32,7784	0,2058
HV-W 2	27,8152	28,1176	28,0023	0,1871
HV-W 3	33,3734	33,6798	33,5527	0,1793
HV-W 4	35,1576	35,4192	35,3147	0,1571
Berechnung des Gehaltes an Nicht-Biomasse				
Versuchs Nr.	[13] $A_{\text{SRF-A}}$	[14] $w_{\text{B},\%}$	[15] $w_{\text{NB},\%}$	[16] m_{NB}
	[%]	[%]	[%]	[g]
HV-W 1	12,01	67,25	20,73	0,1360
HV-W 2	10,50	69,39	20,10	0,1153
HV-W 3	11,19	68,01	20,80	0,1271
HV-W 4	10,11	70,96	18,92	0,1045

Tab. 5.11: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)

Ergebnisübersicht - Zusammenfassung						
Versuchs Nr.	Probenmasse	$m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	$w_{\text{NB},\%}$	m_{NB}	w_{MP}
	[g]	[g]	[g]	[%]	[g]	[g/kg]
HV-W 1	0,6559	-	0,6559	20,73	0,1360	0,0379
HV-W 2	0,5735	-	0,5735	20,10	0,1153	0,0321
HV-W 3	0,6112	-	0,6112	20,80	0,1271	0,0354
HV-W 4	0,5522	-	0,5522	18,92	0,1045	0,0291
HV-W 5	0,5077	0,5077	-	-	-	-

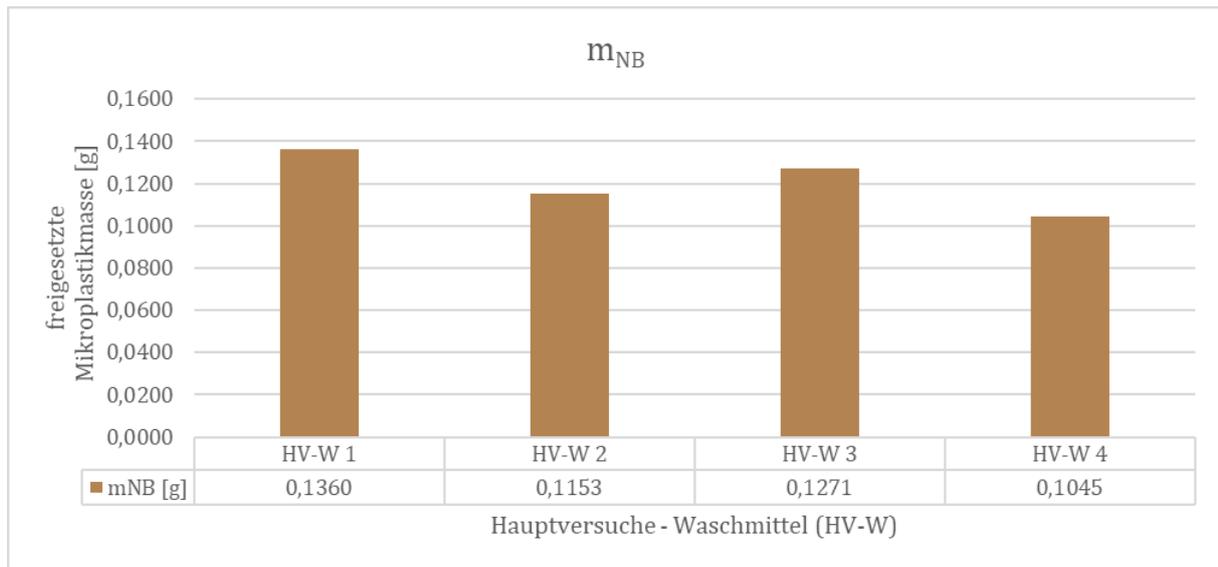


Abb. 5.5: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)

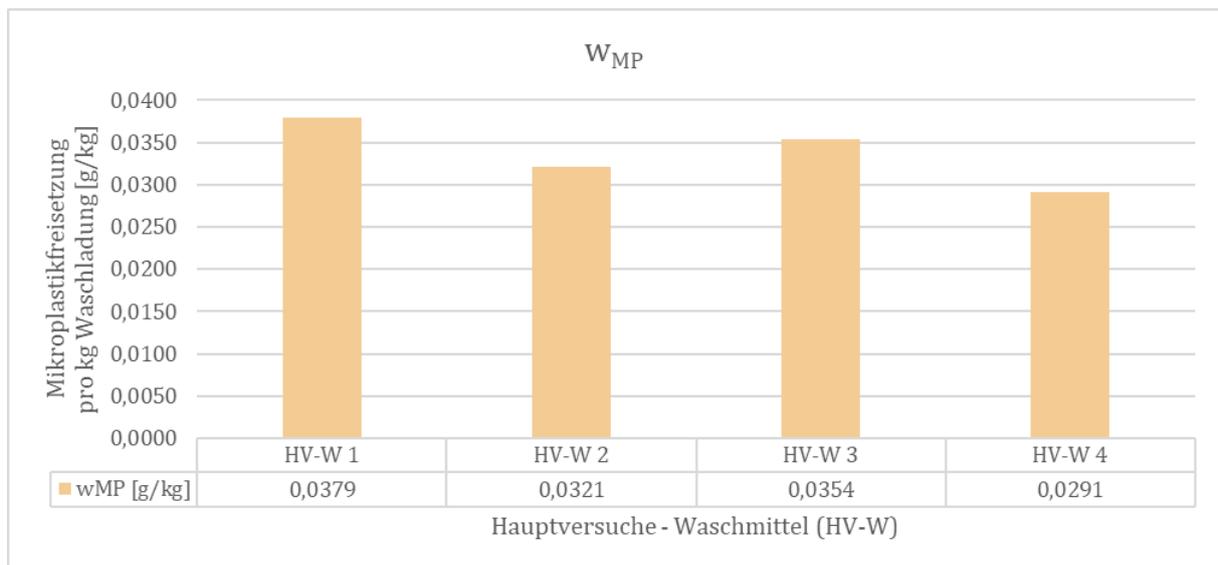


Abb. 5.6: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Waschmittel (HV-W)

5.5 Hauptversuche – Waschbeutel

Analog zu den vorhergehenden Kapiteln folgt auch dieses Ergebnisunterkapitel derselben Darstellungsstruktur. Die vollständige Ergebnisübersicht zur Versuchsreihe mit dem Waschbeutel ist in Tab. 5.12 dargestellt. Eine Zusammenfassung der zentralen Kennwerte findet sich in Tab. 5.13. Die zugehörigen grafischen Darstellungen sind in Abb. 5.7 und Abb. 5.8 zu sehen.

Tab. 5.12: Ergebnisübersicht der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB)

Selektive Auflösung der Prüfmenge B				
Versuchs Nr.	[5] Probenmasse	[6] $m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	[7] $m_{\text{filter-B}}$	[8] $m_{\text{residue-B}}$
		[g]	[g]	[g]
HV-WB 1	0,3384	0,5077	0,1143	0,2011
HV-WB 2	0,3137	0,3384	0,1138	0,1817
HV-WB 3	0,2648	0,3137	0,1144	0,1569
Bestimmung des Aschegehalt des Rückstandes (Prüfmenge B)				
Versuchs Nr.	[9] $m_{1(\text{Tara-B})}$	[10] $m_{2(\text{residue-B} + \text{Tara-B})}$	[11] $m_{3(\text{Asche-B} + \text{Tara-B})}$	[12] $m_{\text{residue-ash-B}}$
	[g]	[g]	[g]	
HV-WB 1	47,6863	47,8874	47,8171	0,1308
HV-WB 2	24,0945	24,2762	24,2208	0,1263
HV-WB 3	33,1335	33,2904	33,2558	0,1223
Berechnung des Gehaltes an Nicht-Biomasse				
Versuchs Nr.	[13] $A_{\text{SRF-A}}$	[14] $w_{\text{B},\%}$	[15] $w_{\text{NB},\%}$	[16] m_{NB}
	[%]	[%]	[%]	[g]
HV-WB 1	-	86,15	13,85	0,0703
HV-WB 2	-	83,63	16,37	0,0554
HV-WB 3	-	88,97	11,03	0,0346

Tab. 5.13: Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB)

Ergebnisübersicht - Zusammenfassung						
Versuchs Nr.	Probenmasse	$m_{\text{Prüfmenge-A}}$	$m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	$w_{\text{NB},\%}$	m_{NB}	w_{MP}
	[g]	[g]	[g]	[%]	[g]	[g/kg]
HV-WB 1	0,3384	-	0,5077	20,77	0,0703	0,0196
HV-WB 2	0,3137	-	0,3384	17,66	0,0554	0,0154
HV-WB 3	0,2648	-	0,3137	13,07	0,0346	0,0096

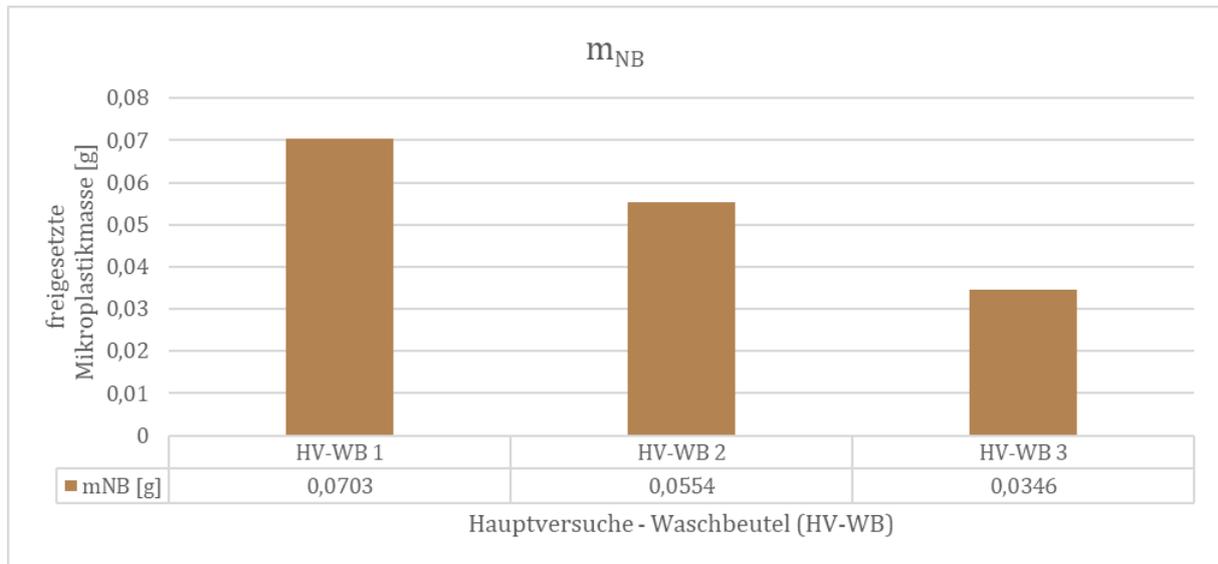


Abb. 5.7: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB)

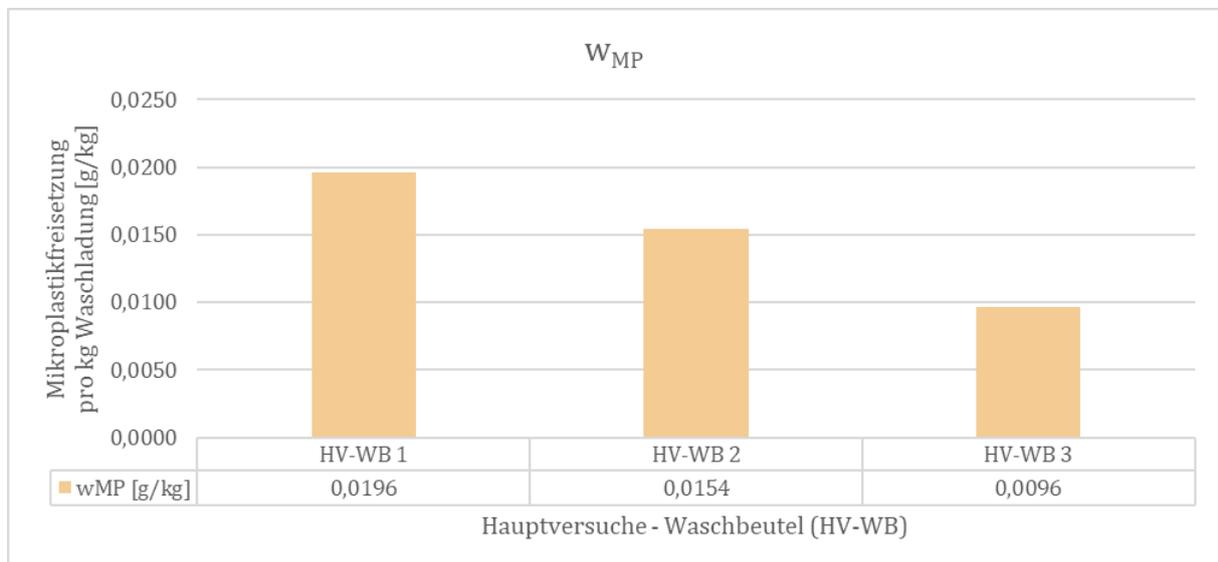


Abb. 5.8: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche – Waschbeutel (HV-WB)

5.6 Zusammenfassung

Zur abschließenden Zusammenfassung der Ergebnisse werden in diesem Kapitel die Mittelwerte sowie die jeweiligen Wertebereiche der beiden maßgeblichen Kennwerte (m_{NB} und w_{MP}) für jede Versuchsreihe angegeben. Diese sind in Tab. 5.14 dargestellt. Darüber hinaus erfolgt eine grafische Gesamtübersicht aller Versuchsergebnisse für beide Kennwerte in Abb. 5.9 und Abb. 5.10.

Tab. 5.14: Mittelwerte und Wertebereich der Versuchsreihen

Reihe	Mittelwerte		Wertebereich	Wertebereich
	\bar{m}_{NB}	\bar{w}_{MP}	m_{NB} (min - max)	w_{MP} (min - max)
	[g]	[g/kg]	[g]	[g/kg]
HV-Z	0,3274	0,0910	0,2639 - 0,4892	0,0734 - 0,1360
HV-S	0,1521	0,0424	0,1117 - 0,2460	0,0311 - 0,0685
HV-W	0,1207	0,0336	0,1045 - 0,1360	0,0291 - 0,0379
HV-WB	0,0534	0,0149	0,0346 - 0,0703	0,0096 - 0,0196

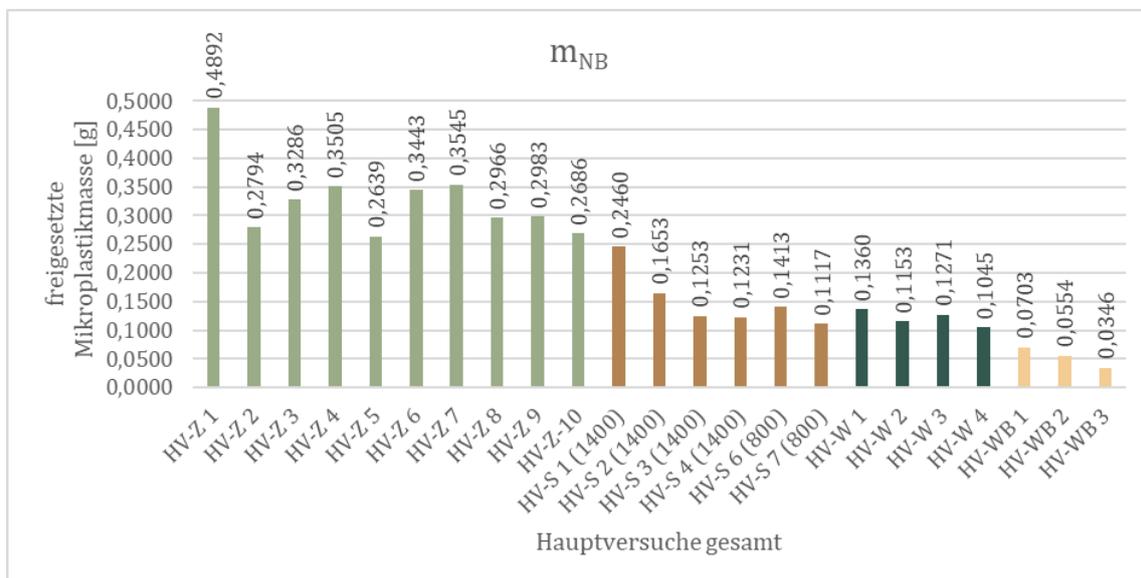


Abb. 5.9: Freigesetzte Mikroplastikmassen der Hauptversuche (gesamt)

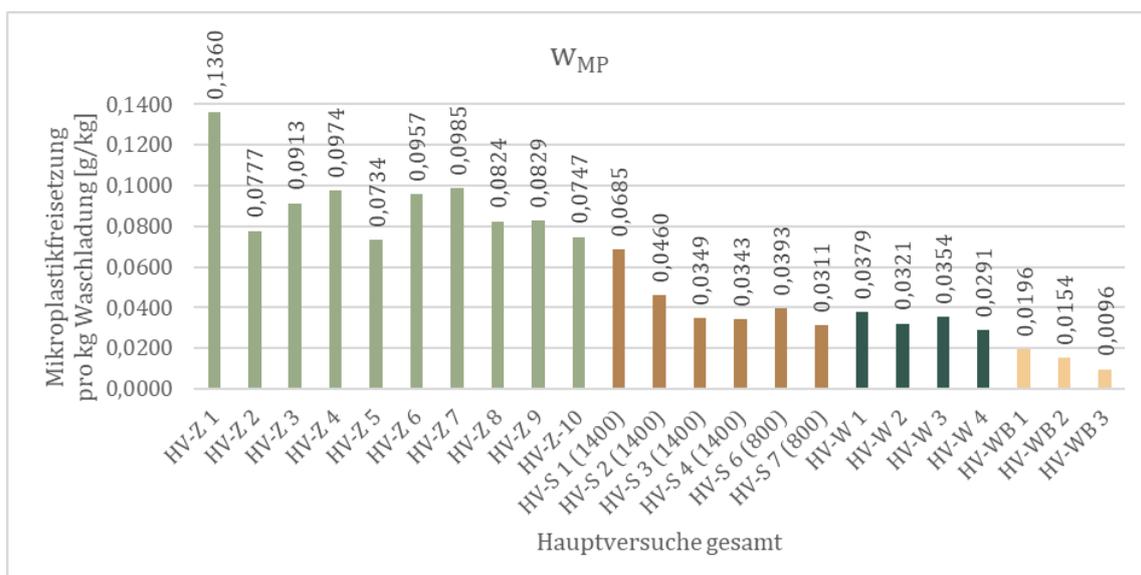


Abb. 5.10: Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading der Hauptversuche (gesamt)

Die grafische Darstellung in Abb. 5.9 und Abb. 5.10 vermittelt zunächst den Eindruck eines kontinuierlich abnehmenden Verlaufs der Mikroplastikemissionen. Dieser Eindruck ist jedoch irreführend, da die dargestellten Daten aus vier methodisch voneinander abgegrenzten Versuchsreihen stammen, welche nacheinander durchgeführt wurden. Diese unterscheiden sich gezielt in zentralen Parametern, etwa der Schleuderdrehzahl, dem Waschmitteleinsatz oder dem Einsatz eines Rückhaltesystems (Waschbeutel). Zudem wurde zwischen den Versuchsreihen HV-Z und HV-S die Waschladung ausgetauscht, was die Vergleichbarkeit zusätzlich beeinflusst.

Besonders auffällig ist der erste Balken, der einen deutlich höheren Emissionswert als alle nachfolgenden Messungen aufweist. Dieser stammt aus der ersten Waschung der Versuchsreihe HV-Z, bei der die Second-Hand-Textilien ohne vorherige Vorwäsche eingesetzt wurden. Eine mögliche Erklärung für diesen Ausreißer liegt in der Freisetzung von oberflächlich anhaftenden Fasern und Staubpartikeln, wie sie sich etwa beim Lagern oder Transport, beispielsweise in Kleiderspendencontainern, ansammeln können. Darüber hinaus könnten auch andere Faktoren eine Rolle gespielt haben, etwa eine erhöhte mechanische Vorbelastung einzelner Kleidungsstücke oder materialbedingte Unterschiede innerhalb der Waschladung, die beim ersten Waschgang zu einem überproportionalen Austrag geführt haben. Eine vertiefte Analyse sowie eine kritische Bewertung der beobachteten Trends und Einflussfaktoren erfolgt in Kapitel 7.



Die approbierte gedruckte Originalversion dieser Diplomarbeit ist an der TU Wien Bibliothek verfügbar
The approved original version of this thesis is available in print at TU Wien Bibliothek.

6 Hochrechnung der Mikroplastikemissionen

Aufbauend auf den in Kapitel 5 dargestellten Emissionswerten erfolgt in diesem Kapitel eine Hochrechnung der Mikroplastikfreisetzung aus Haushaltswäschen auf nationaler Ebene. Unter Berücksichtigung aktueller statistischer Daten zum Waschverhalten in österreichischen Haushalten sowie unter Verwendung spezifischer Emissionsraten aus den durchgeführten Versuchsreihen wird das potenzielle jährliche Mikroplastikaufkommen aus Haushaltswäschen abgeschätzt. Ergänzend wird der mögliche Eintrag in aquatische Systeme unter Einbeziehung angenommener Rückhalteraten kommunaler Kläranlagen quantifiziert. Ziel ist es, die Ergebnisse in einen größeren Kontext einzuordnen und deren umweltrelevante Dimension greifbar zu machen.

6.1 Datengrundlage und Ausgangssituation

Für die Hochrechnung der gemessenen Emissionswerte auf ein nationales Ausmaß sind grundlegende Kenndaten zum Waschverhalten österreichischer Haushalte erforderlich. Laut Statistik Austria [59] gab es im Jahr 2024 insgesamt 4.158.500 Privathaushalte in Österreich, von denen rund 95 % über eine eigene Waschmaschine verfügen [47]. Die durchschnittliche Anzahl an Waschgängen pro Haushalt und Jahr beträgt gemäß einer Untersuchung in Deutschland, Österreich und der Schweiz 164 Zyklen [60], was durch die PROSA-Studie des Öko-Instituts [61] bestätigt wird. Diese weist zudem auf eine deutliche Abhängigkeit der Waschfrequenz von der Haushaltsgröße hin: Während Einpersonenhaushalte durchschnittlich 111 Waschgänge pro Jahr durchführen, liegt der Wert bei Zwei-Personen-Haushalten bei 140, bei Drei-Personen-Haushalten bei 177 und bei Vier- und Mehrpersonenhaushalten bei bis zu 211 Zyklen jährlich. Entsprechend steigt auch die gewaschene Textilmenge mit der Haushaltsgröße: Sie liegt bei durchschnittlich 267 kg pro Jahr in Einpersonenhaushalten und reicht bis zu 968 kg in größeren Haushalten. Über alle Haushaltsgrößen hinweg ergibt sich eine mittlere Wäschemenge von 525 kg pro Haushalt und Jahr [61]. Ein vergleichbarer Wert wird auch in [60] genannt, wo von durchschnittlich 544 kg gewaschener Wäsche pro Jahr und Haushalt ausgegangen wird. Die tatsächliche Beladung pro Waschgang liegt im Mittel bei etwa 3,2 kg und damit deutlich unter der optimalen Auslastung moderner Waschmaschinen, die mit 4,5 kg angegeben wird [61]. Ergänzend zeigen EU-weite Daten, dass im Jahr 2020 durchschnittlich 174 Waschzyklen pro Maschine und Jahr durchgeführt wurden, wobei die tatsächliche Beladung bei rund 4,0 kg lag. Dies entspricht lediglich 53 % der Nennkapazität moderner Waschmaschinen, die im Jahr 2020 bei durchschnittlich 7,6 kg lag [62].

Tab. 6.1: Übersicht zur Hochrechnung der jährliche Wäschemenge österreichischer Privathaushalte

Hochrechnung jährlicher Wäschemenge österreichischer Haushalte		
Anzahl Privathaushalte in Österreich (2024)	4.158.500	
Anteil der Haushalte mit eigener Waschmaschine	95	[%]
Anzahl der Haushalte mit Waschmaschine	3.950.575	
Durchschnittliche Anzahl Waschzyklen pro Haushalt und Jahr	170	[Zyklen/(a·Haushalt)]
Durchschnittliche Beladung pro Waschgang	4	[kg/Zyklus]
Durchschnittliche Wäschemenge pro Haushalt und Jahr	595	[kg/(a·Haushalt)]
Hochgerechnete Wäschemenge aller Haushalte pro Jahr in Österreich	2.350.592	[t/a]

Die genannten Datengrundlagen bilden die Basis für die im Folgenden durchgeführte Hochrechnung der Mikroplastikemissionen auf nationaler Ebene. Basierend auf den dargestellten Haushalts- und Nutzungszahlen wurde eine jährliche Wäschemenge aller österreichischen Haushalte von rund 2,35 Mio. t ermittelt (vgl. Tab. 6.1).

6.2 Berechnung und Ergebnisse der Hochrechnung

Für die Emissionsberechnung wurden die minimalen und maximalen Werte aus den Versuchsreihen HV-Z, HV-S und HV-W herangezogen. Diese Versuchsreihen repräsentieren einen realitätsnahen Querschnitt des österreichischen Waschverhaltens: Sie beinhalten typische Haushaltsbedingungen wie Standardwäsche mit Textilien aus synthetischen und natürlichen Fasern, verschiedene Schleuderdrehzahlen, sowie Waschküchenschleudergänge mit und ohne Waschmittelzusatz. Auf den Einsatz von Rückhaltesystemen wie Waschbeuteln wurde bewusst verzichtet, um die unbeeinflusste Emission darzustellen. Neben der Darstellung der Extremwerte (Best-Case und Worst-Case) wurde zur besseren Einordnung zusätzlich der Mittelwert über die drei genannten Versuchsreihen berechnet. Die herangezogenen Emissionsfaktoren sind in Tab. 6.2 zusammengefasst.

Tab. 6.2: Übersicht der verwendeten Emissionswerte

Mikroplastikfreisetzung pro kg Waschlading		
Referenz: HV-Z/S/W		
w_{MP} (min - max)		
[g/kg]		
0,0291	-	0,1360
\bar{w}_{MP} (Mittelwert)		
[g/kg]		
0,0584		

Auf dieser Grundlage ergibt sich eine geschätzte jährliche Mikroplastikfreisetzung durch Haushaltswäschen in Österreich von durchschnittlich 137 t, mit einem minimalen Wert von 68 t und einem maximalen Wert von 320 t (siehe Tab. 6.3). Die berechnete Bandbreite verdeutlicht das potenzielle Emissionsspektrum in Abhängigkeit von Waschparametern, Textilzusammensetzung und individuellen Haushaltsgewohnheiten. Es ist hervorzuheben, dass sich diese Hochrechnung ausschließlich auf private Haushaltswäschen bezieht. Weitere relevante Quellen wie industrielle Großwäschereien, Krankenhäuser, Bildungseinrichtungen (z. B. Schulen, Kindergärten, Betreuungseinrichtungen) sowie gewerbliche und betriebliche Waschvorgänge bleiben in dieser Betrachtung unberücksichtigt und würden die tatsächliche Mikroplastikfreisetzung zusätzlich erhöhen.

Tab. 6.3: Übersicht Hochrechnung jährliche Mikroplastikfreisetzung durch Haushaltswäsche

Hochrechnung jährliche Mikroplastikfreisetzung		
min	max	Mittelwert
[t/a]	[t/a]	[t/a]
68,41	319,59	137,27

Unter der Annahme, dass sämtliche Haushalte an das öffentliche Kanalisationsnetz angeschlossen sind und ihr Abwasser zentral über Kläranlagen behandelt wird, wird im Folgenden das Rückhaltevermögen dieser Anlagen in Bezug auf Mikroplastik betrachtet. Ziel ist es, abzuschätzen, welcher Anteil des während des Waschvorgangs freigesetzten Mikroplastiks letztlich tatsächlich in die aquatische Umwelt gelangt.

Verschiedene Studien belegen, dass Kläranlagen in der Lage sind, einen Großteil der Mikroplastikpartikel und -fasern aus dem Abwasserstrom zurückzuhalten. Laut [6] zeigen Analysen, dass Kläranlagen zwar keine vollständige, jedoch eine hohe Reinigungsleistung erzielen; ein

erheblicher Teil der Mikroplastikfracht wird dabei im Klärschlamm gebunden. Auch die Ergebnisse einer österreichweiten Erhebung [9] unterstreichen, dass kommunale Kläranlagen Mikroplastik in hohem Maß zurückhalten und der Klärschlamm als wesentliche Senke fungiert; konkrete Rückhaltewerte werden jedoch nicht ausgewiesen. Eine quantitative Einschätzung liefert [37], wonach die Rückhaltekapazität, abhängig von der Anzahl der Reinigungsstufen, im Durchschnitt über 90 % beträgt. Die Studie in [42] geht von einem Rückhaltevermögen von 95 % aus. Ähnlich wird in [10] ein Rückhalt von 95 bis 99 % angegeben, wobei gleichzeitig auf die ökologische Relevanz der verbleibenden 1–5 % hingewiesen wird, da selbst geringe Restfrachten aufgrund der hohen Abwassermengen zu beachtlichen Umweltbelastungen führen können. Eine internationale Vergleichsstudie [32] bestätigt diese Einschätzungen mit Rückhaltewerten im Bereich von 95–99 %.

Unter Berücksichtigung der vorliegenden Quellen wird für die Hochrechnung ein durchschnittliches Rückhaltevermögen von 95 % angesetzt, um eine realistische Abschätzung des tatsächlichen Mikroplastikeintrags in die Gewässer nach Durchlaufen einer Kläranlage vorzunehmen.

Tab. 6.4: Berechnung des jährlichen Mikroplastikeintrages in aquatische Systeme

Rückhaltevermögen kommunaler Kläranlagen [%]		
95		
Anteil des Mikroplastiks, das in Gewässer gelangt [%]		
5		
jährlicher Mikroplastikeintrag in aquatische Systeme		
min	max	Mittelwert
[t/a]	[t/a]	[t/a]
3,42	15,98	6,86

Die in dieser Arbeit durchgeführte Hochrechnung, basierend auf den experimentell bestimmten Emissionswerten sowie statistischen Daten zum Waschverhalten, ergibt eine durchschnittliche Mikroplastikfreisetzung von etwa 137 Tonnen pro Jahr durch private Haushaltswäschen in Österreich. Abhängig von den jeweils gewählten Annahmen ergibt sich eine Bandbreite von 68 t bis 320 t pro Jahr. Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Rückhaltekapazität kommunaler Kläranlagen von rund 95 % lässt sich ein geschätzter direkter Eintrag in aquatische Systeme von 3,4 bis 16 t Mikroplastik pro Jahr ableiten, wobei der Mittelwert bei etwa 7 t/a liegt. Diese Werte sind konservativ zu interpretieren, da ausschließlich der häusliche Bereich erfasst wurde. Weitere relevante Quellen wie gewerbliche Wäschereien, Gesundheitseinrichtungen oder industrielle Textilnutzung wurden nicht berücksichtigt, könnten den tatsächlichen Gesamteintrag jedoch erheblich steigern.

Zur kontextuellen Einordnung dieser Ergebnisse liefert ein Vergleich mit Literaturdaten auf nationaler und europäischer Ebene wichtige Anhaltspunkte. Ein Expert:innenpapier des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbands (ÖWAV) [63] schätzt die gesamte Mikroplastikfracht, die über kommunale Kläranlagen in Österreich in die Umwelt gelangt, auf rund 4 t pro Jahr. Die in dieser Arbeit ermittelte Frachthöhe allein aus Haushaltswäschen (3,4–16 t/a) liegt damit im gleichen Bereich bzw. teilweise darüber und verdeutlicht die Relevanz dieser Mikroplastikquelle.

Auch im Vergleich mit gemessenen Frachten in österreichischen Fließgewässern ergeben sich Parallelen: Laut einer Untersuchung des Umweltbundesamts und der BOKU (2015) [64] wurde an der Donau-Messstelle Aschach eine jährliche Mikroplastikfracht von unter 7 t, an der

stromabwärts gelegenen Messstelle Hainburg ein Wert von unter 17 t festgestellt. Der in dieser Arbeit berechnete durchschnittliche Eintrag aus Haushaltswäschen von 7 t/a würde somit einen erheblichen Anteil an der in der Donau beobachteten Gesamtfracht darstellen. Wird ausschließlich der Wert von 17 t/a an der Messstelle Hainburg als Referenz herangezogen, bei alleiniger Betrachtung der Donau, so ließe sich auf Basis der vorliegenden Ergebnisse ableiten, dass durchschnittlich etwa 42 % der dort beobachteten Mikroplastikfracht auf Haushaltswäschen zurückzuführen sein könnten.

Zusätzlich nennt eine aktuelle Schätzung aus dem Projekt AIPlast eine Mikroplastikmenge von bis zu 20 t pro Jahr, die über die Donau aus Österreich hinaus verfrachtet wird. Verglichen mit dem in dieser Arbeit berechneten durchschnittlichen Eintrag von 7 t/a aus Haushaltswäschen würde dies einem potenziellen Anteil von etwa 35 % an der gesamten mikroplastischen Fracht entsprechen, die Österreich über die Donau verlässt. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass ein erheblicher Teil der Mikroplastikpartikel nicht bis in die Unterläufe gelangt, sondern sich bereits vorher in Sedimenten, Flussauen oder Rückhalteräumen ablagert. Die tatsächliche Mikroplastikbelastung innerhalb österreichischer Gewässer dürfte daher über den gemessenen Transportfrachten liegen [65].

Im europäischen Maßstab erscheint der geschätzte Nettoeintrag von 7 t/a aus Haushaltswäschen zunächst gering. Laut [63] gelangen europaweit jährlich rund 200.000 t Mikroplastik in aquatische Systeme, wobei der gesamte Mikroplastikausstoß auf etwa 1 Million Tonnen pro Jahr geschätzt wird. Dennoch zeigt der nationale Vergleich deutlich, dass Mikroplastikemissionen durch Haushaltswäschen in Österreich eine bedeutende Einzelquelle darstellen, die sich in ihrer Größenordnung mit anderen bekannten Emissionspfaden messen kann.

Die Ergebnisse dieser Arbeit unterstreichen die Relevanz des Emissionspfades „Textilwäsche“ als bedeutende Quelle für die Mikroplastikbelastung aquatischer Systeme. Der berechnete durchschnittliche Mikroplastikeintrag aus häuslichem Wäschewaschen könnte, je nach gewähltem Referenzwert, etwa 35 bis 42 % der in ausgewählten Gewässern beobachteten Mikroplastikfrachten ausmachen. Dieser Anteil liegt im Bereich der in Kapitel 2.2.3 dargestellten Literaturwerte, die ebenfalls synthetische Textilien als eine der Hauptquellen mikroplastischer Emissionen identifizieren. Angesichts dieses Eintragspotenzials ergibt sich ein klarer Handlungsbedarf sowohl im wissenschaftlichen als auch im politischen Kontext. Maßnahmen zur Emissionsminderung, etwa durch technische Innovationen wie Filtersysteme, verändertes Konsum- und Waschverhalten sowie geeignete regulatorische Vorgaben, erscheinen vor dem Hintergrund der Umweltrelevanz dieses Emissionspfades als dringend erforderlich.

7 Diskussion

Nach der ausführlichen Darstellung aller Versuchsergebnisse in Kapitel 5 und der beispielhaften Hochrechnung der Emissionswerte für Österreich in Kapitel 6, widmet sich das vorliegende Kapitel deren inhaltlicher Interpretation. Im ersten Schritt erfolgt ein vergleichender Überblick über die erhobenen Emissionswerte im Rahmen der durchgeführten Versuchsreihen. Ziel ist es, die gewonnenen Daten hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Relevanz zu bewerten. Im Anschluss daran werden die Ergebnisse im Kontext der aktuellen Literatur diskutiert, um deren Plausibilität und Einordnung im bestehenden Forschungsstand zu ermöglichen. Daraufaufgehend werden die gesellschaftlichen Implikationen der Ergebnisse erörtert sowie methodische Limitationen und mögliche Ansatzpunkte für weiterführende Untersuchungen aufgezeigt. Abschließend werden die am Anfang der Arbeit gestellten Forschungsfragen mit Hilfe der gesammelten Ergebnisse beantwortet.

7.1 Einordnung und Interpretation der Ergebnisse

Betrachtet man die Gesamtdarstellung der Emissionswerte aus allen Versuchsreihen (siehe Abb. 5.9 bzw. Abb. 5.10), so entsteht zunächst der Eindruck eines kontinuierlichen, gleichförmigen Verlaufs – fast so, als handelte es sich um eine durchgehende Versuchsreihe. Dieser Eindruck ist jedoch trügerisch: Die dargestellten Daten resultieren aus vier methodisch voneinander abgegrenzten Versuchsreihen, in denen gezielt unterschiedliche Einflussfaktoren untersucht wurden – darunter der zeitliche Verlauf, die Schleuderdrehzahl, der Waschmitteleinsatz sowie der Einsatz eines Rückhaltesystems (Waschbeutel). Zusätzlich wurde nach Abschluss der ersten Versuchsreihe (HV-Z) die Waschladung gewechselt, was bei der Einordnung der Ergebnisse zwingend zu berücksichtigen ist. Trotz dieser Unterschiede zeigt sich über die Gesamtheit der Versuche hinweg ein bemerkenswerter Befund: In nahezu allen Reihen lässt sich ein tendenziell abnehmender Trend in der freigesetzten Mikroplastikmenge beobachten.

Die **Versuchsreihe HV-Z**, in der der zeitliche Verlauf der Mikroplastikfreisetzung über zehn aufeinanderfolgende Waschgänge mit identischer Textilzusammensetzung untersucht wurde, wies die höchsten Emissionswerte der gesamten Untersuchung auf. Die absolute freigesetzte Mikroplastikmasse pro Waschgang (m_{NB}) lag zwischen 0,26 g und 0,49 g, während die spezifischen Emissionen bezogen auf die Waschladung (w_{MP}) zwischen 0,073 g/kg und 0,136 g/kg variierten. Trotz gewisser Schwankungen ist über den Verlauf der Reihe ein insgesamt abnehmender Trend zu erkennen, was darauf hindeutet, dass sich die Faserfreisetzung bei wiederholtem Waschen reduziert; ein Verhalten, das mit den Erwartungen an vorbeanspruchte Textilien konsistent ist. Besonders hervorzuheben ist der signifikant hohe Emissionswert der ersten Waschung, der sich vermutlich auf die Freisetzung oberflächlich anhaftender Fasern und Partikel infolge fehlender Vorwäsche sowie auf mögliche mechanische Vorschädigungen oder materialbedingte Unterschiede innerhalb der eingesetzten Second-Hand-Textilien zurückführen lässt. Diese Faktoren könnten gemeinsam zu einem überdurchschnittlich hohen Austrag beim ersten Waschgang geführt haben.

Der Verlauf der Ergebnisse dieser Versuchsreihe entspricht Beobachtungen, wie sie auch in der Literatur mehrfach dokumentiert wurden: Mit zunehmender Waschanzahl nahm die freigesetzte Mikroplastikmenge kontinuierlich ab. Dieser Rückgang lässt darauf schließen, dass selbst bereits gebrauchte Kleidung noch relevante Mengen an Mikrofasern freisetzt [37]. Ursächlich hierfür sind vermutlich gelockerte Faserbindungen sowie mechanische Vorschädigungen durch frühere Nutzung, wie auch von [36], [42] und [34] beobachtet wurde.

Vor dem Hintergrund dieser Beobachtung stellt sich die Frage, ob sich die Emissionen nach einer bestimmten Anzahl an Waschgängen einem stabilen Grenzwert annähern und ein Gleichgewichtszustand etablieren, oder ob beispielsweise bei fortschreitender mechanischer Belastung durch strukturelle Gewebeschäden erneut eine Zunahme der Faserfreisetzung eintritt. Eine abschließende Bewertung dieser Dynamik war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, da hierfür deutlich längere Versuchsreihen mit einer höheren Zahl an Waschzyklen erforderlich wären.

Erschwerend kommt hinzu, dass ausschließlich gebrauchte Textilien unbekanntes Alters und Tragehistorie verwendet wurden. Die genaue Vorbeanspruchung der eingesetzten Kleidung konnte somit nicht eingeschätzt werden, was die Vergleichbarkeit einzelner Waschgänge zusätzlich einschränkt. Es ist darüber hinaus wahrscheinlich, dass bei neuwertiger Kleidung zu Beginn deutlich höhere Emissionen auftreten würden, insbesondere durch das Auswaschen von Produktionsrückständen und losen Fasern. Dieses in der Literatur als „First-Flush-Effekt“ beschriebene Phänomen bezeichnet die erhöhte Faserfreisetzung in den ersten Waschzyklen, bevor sich ein emissionsärmeres Niveau einstellt [17]. Vor diesem Hintergrund wäre eine ergänzende Betrachtung mit gezielt ausgewählten Neutextilien über einen längeren Zeitraum besonders aufschlussreich.

Die **Versuchsreihe HV-S** untersuchte den Einfluss einer erhöhten Schleuderdrehzahl auf die Mikroplastikfreisetzung. Die absolute Masse der freigesetzten Partikel (m_{NB}) lag dabei zwischen 0,11 g und 0,25 g pro Waschgang, während die spezifischen Emissionswerte (w_{MP}) zwischen 0,031 g/kg und 0,069 g/kg Waschlading variierten. Insgesamt deuten die Werte auf eine hohe Streuung hin. Im Vergleich zur vorangegangenen Zeitreihe (HV-Z) fielen die Emissionen deutlich geringer aus: Die niedrigsten w_{MP} -Werte lag um rund 58 %, die höchsten um etwa 50 % und der Mittelwert um rund 53 % unter jenen der Zeitreihe HV-Z (siehe Tab. 7.1). Diese signifikante Reduktion ist jedoch vermutlich auf den Wechsel der Waschlading zurückzuführen, der nach Abschluss der HV-Z-Reihe erfolgte. Die neu eingesetzten Textilien setzten offenbar geringere Mengen an Mikrofasern frei. Während die Waschlading der Zeitreihe unter anderem einen Acrylanteil von 19,2 % enthielt – einem Material, das gemäß [44] tendenziell höhere Faserfreisetzungen verursacht als Polyester – bestand die Waschlading der HV-S-Reihe ausschließlich aus Polyester- und Baumwolltextilien. Da sich der Baumwollanteil in beiden Waschladingen auf etwa 30 % belief, liegt der Hauptunterschied im Verhältnis zwischen Polyester und den übrigen synthetischen Fasern, was die geringeren Emissionsraten in HV-S zusätzlich plausibel erscheinen lässt.

Tab. 7.1: Vergleich der prozentualen Reduktion zwischen den Versuchsreihen

Relative Abnahme der Werte [%]		
$w_{MP,min}$	$w_{MP,max}$	\bar{w}_{MP}
HV-Z ↔ HV-S		
57,60	49,61	53,44
HV-S ↔ HV-W		
6,45	44,72	20,64
HV-S ↔ HV-WB		
69,02	71,42	64,87
HV-W ↔ HV-WB		
66,89	48,31	55,74

Die Erhöhung der Schleuderdrehzahl von 800 auf 1400 U/min zeigte, wie erwartet, keinen signifikanten Einfluss auf die Mikroplastikfreisetzung. Dies lässt sich dadurch erklären, dass der Schleudervorgang primär dem Wasserentzug dient und dabei keine zusätzliche mechanische Reibung in der Gewebestruktur erzeugt wird. Auffällig ist jedoch ein tendenziell abnehmender

Verlauf der Emissionen innerhalb der Versuchsreihe, was auf eine schrittweise Stabilisierung des Faserabriebs bei wiederholtem Waschen hindeuten könnte. Dieser Effekt lässt sich allerdings nicht isoliert der Schleuderdrehzahl zuordnen, sondern fällt inhaltlich in den Bereich des zeitlichen Einflusses und wurde bereits im Rahmen der Zeitreihe HV-Z thematisiert.

Während in den vorliegenden Versuchen eine Erhöhung der Schleuderdrehzahl keine signifikante Veränderung der Mikroplastikfreisetzung bewirkte, berichten verschiedene Studien gegenteilige Beobachtungen: So wird in der Literatur teils eine Reduktion der Emissionen bei niedrigerer Schleuderdrehzahl [37], teils eine Zunahme bei hohen Drehzahlen und langen Programmlaufzeiten [45] beschrieben. Andere Arbeiten zeigen zudem kombinierte Effekte, etwa durch das Zusammenspiel von Schleuderzahl und Waschmittel [35]. Dies verdeutlicht, dass der Einfluss der Schleuderdrehzahl nicht isoliert bewertet werden kann, sondern stark von weiteren Parametern wie Textiltyp und Programmdauer abhängt.

Methodisch bedingt kam es im Zuge der Versuchsreihe zudem zu einem Wechsel des Waschprogramms: Da das Programm „Mix 40 °C“ keine höhere Schleuderzahl zuließ, wurde für die Durchführung der 1400 U/min-Versuche auf das Programm „Koch-/Buntwäsche 40 °C“ zurückgegriffen. Ein direkter Vergleich der Programme wurde zwar gezielt in HV-S6 und HV-S7 bei identischer Schleuderzahl von 800 U/min angestrebt, allerdings erschwerte der parallele Wechsel der Waschlading die isolierte Bewertung des Programmeffekts. Ein methodischer Vergleich wäre nur möglich gewesen, wenn die Textilizusammensetzung in beiden Programmen identisch gewesen wäre. Dennoch liefern die Ergebnisse Hinweise darauf, dass die Schleuderdrehzahl als alleiniger Faktor keine maßgebliche Rolle für die Mikroplastikemissionen spielt; die Wahl der Textilien scheint hingegen eine deutlich größere Relevanz zu besitzen.

In der **Versuchsreihe HV-W** wurde der Einfluss des Waschmitteleinsatzes auf die Mikroplastikfreisetzung untersucht. Die absolute freigesetzte Masse (m_{NB}) variierte zwischen 0,10 g und 0,14 g, die spezifischen Emissionswerte (w_{MP}) lagen zwischen 0,029 g/kg und 0,038 g/kg Waschlading. Im Vergleich zur vorangegangenen Schleuderdrehzahlreihe HV-S weisen die Emissionen eine geringere Streuung auf, sind aber auch gleichzeitig geringer: Der kleinste gemessene Wert war um etwa 6 % niedriger, der höchste um rund 45 %. Im Mittel lagen die Emissionen etwa 21 % unter jenen der vorangegangenen Reihe (siehe Tab. 7.1). Die große Spannbreite der Reduktion weist auf die hohe Streuung innerhalb der Versuchsreihe HV-Z hin.

Die Waschlading blieb im Vergleich zur HV-S-Reihe unverändert, sodass Veränderungen in der Emissionsmenge vorrangig auf den Einfluss des Waschmittels zurückgeführt werden könnten. Eine mögliche Erklärung für die geringeren Emissionswerte liegt in der schmierenden Wirkung von Waschmitteln: Durch reduzierte Reibung innerhalb des Gewebes könnten weniger Fasern abgerieben und damit weniger Mikroplastik freigesetzt worden sein. Auch aus der Literatur ist bekannt, dass Tenside in Waschmitteln die Gleitfähigkeit von Textilfasern erhöhen können [35]. Gleichzeitig ist jedoch zu berücksichtigen, dass die eingesetzte Wäschelading im Verlauf der bisherigen Versuchsreihen bereits mehreren Waschzyklen unterzogen wurde. Die beobachtete Reduktion könnte daher ebenso auf den Zeitfaktor und eine fortschreitende Stabilisierung der Textilien zurückzuführen sein, wie sie bereits in der Zeitreihe HV-Z ersichtlich ist.

Darüber hinaus traten im Rahmen der Versuchsdurchführung technische Herausforderungen auf. Die Verwendung von Pulverwaschmittel führte zu Löslichkeitsproblemen, was sich negativ auf die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse auswirkte. Auch bei der Anwendung von Flüssigwaschmittel kam es zu einer methodischen Anpassung: Aufgrund starker Filterverstopfungen musste auf eine Filterporenweite von 20 μm umgestellt werden. Zwar wurde überprüft, ob dadurch Partikelverluste entstanden, ein vollständiger Ausschluss eines methodisch bedingten

Emissionsverlusts kann jedoch nicht mit letzter Sicherheit gewährleistet werden. Vor diesem Hintergrund sind die Ergebnisse der Versuchsreihe HV-W nur begrenzt aussagekräftig.

Die **Versuchsreihe HV-WB** untersuchte den Einfluss des Waschbeutels auf die Mikroplastikfreisetzung. Die gemessenen Emissionswerte lagen zwischen 0,03 g und 0,07 g pro Waschgang (m_{NB}) bzw. zwischen 0,01 g/kg und 0,02 g/kg Waschlading (w_{MP}). Im direkten Vergleich mit den Reihen HV-S und HV-W, die auf der identischen Waschlading basieren, zeigen sich deutliche Reduktionen der Emissionen: Im Mittel lag die Emissionsminderung gegenüber HV-S bei rund 65 % und gegenüber HV-W bei etwa 56 %. Auch die minimalen und maximalen Emissionswerte fielen deutlich niedriger aus. Diese Ergebnisse verdeutlichen das Potenzial des Waschbeutels zur Reduktion von Mikroplastikemissionen im Haushaltsabwasser.

Gemäß [42] konnte der Guppyfriend-Waschbeutel die Mikroplastikemissionen im Abwasser um durchschnittlich 27 % bis 44 % reduzieren; ein Bereich, der mit den in dieser Untersuchung beobachteten Reduktionswerten sogar übertroffen wird. Die deutlich höheren Rückhalteraten, die in Untersuchungen des Fraunhofer-Instituts angegeben werden – mit durchschnittlich 79 % bei teilsynthetischer sowie 86 % bei vollständig synthetischer Kleidung – konnten hingegen nicht erreicht werden. Auch die vom Hersteller beworbene Rückhaltequote von über 90 % bis hin zu 100 % [55] wurde im Rahmen dieser Versuchsreihe nicht bestätigt.

In der praktischen Durchführung traten jedoch Einschränkungen auf: Der Waschvorgang mit dem Waschbeutel war mit erheblicher Unwucht verbunden, wodurch ein vollständiger Schleudergang nicht möglich war. Die Textilien verblieben daher stark durchnässt in der Maschine, was die Handhabung erschwerte und möglicherweise auch die Faserfreisetzung beeinflusst haben könnte. Eine denkbare Optimierung wäre die Mitwäsche zusätzlicher, nicht synthetischer Kleidung zur besseren Gewichtsverteilung. Aufgrund des damit verbundenen Aufwands wurde dies im Rahmen der vorliegenden Versuchsreihe jedoch nicht umgesetzt. Trotz dieser Einschränkungen bestätigen die Ergebnisse grundsätzlich die Wirksamkeit des Waschbeutels, wenn auch mit geringerer Effizienz als in herstellerseitig veröffentlichten Daten.

7.2 Vergleich mit bestehender Literatur

Ein direkter Vergleich der in dieser Arbeit erhobenen Emissionswerte mit jenen aus der wissenschaftlichen Literatur gestaltet sich aufgrund stark variierender Messgrößen und Ausgabeeinheiten als herausfordernd. Während die Mikroplastikfreisetzung im Rahmen dieser Arbeit sowohl als absolute Masse pro Waschgang (m_{NB} in Gramm) als auch spezifisch bezogen auf die Waschlading (w_{MP} in g/kg) angegeben wurde, erfolgen Literaturangaben teils in Prozent des Textilgewichts, teils in Fasermengen pro Kleidungsstück, Waschlading oder pro Textilfläche und Volumen Waschflüssigkeit. Darüber hinaus werden sowohl Massenangaben als auch Partikelzahlen verwendet. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die verfügbaren Literaturdaten, soweit möglich, in die Maßeinheit [g/kg] umgerechnet und in Tab. 7.2 zusammengeführt.

Die Emissionen der Zeitreihe HV-Z, mit einem Mittelwert von 0,091 g/kg, liegen im mittleren Bereich der publizierten Werte und lassen sich mit mehreren Literaturquellen gut in Einklang bringen. So berichten De Falco et al. (2020) [33] je nach Textiltyp von 0,012 bis 0,255 g/kg, während Greenpeace/UBA [37] von Emissionen zwischen 0,04 und 0,120 g/kg ausgehen. Auch die Spannweite bei Lant et al. [40] (0,0472–0,1808 g/kg) sowie bei Volgare et al. [41] (0,076–0,401 g/kg) schließt die Ergebnisse der Zeitreihe HV-Z ein. Im Vergleich dazu übersteigen die von Zambrano et al. [37] angegebenen Werte (0,10–1,0 g/kg) größtenteils die in dieser Arbeit

gemessenen Emissionen, bewegen sich aber noch in vergleichbarer Größenordnung. Die Ergebnisse der HV-Z-Reihe sind damit als realistisch und methodisch fundiert einzustufen.

Die spezifischen Emissionen der Reihen HV-S (\emptyset 0,042 g/kg) und HV-W (\emptyset 0,034 g/kg) bewegen sich im unteren Bereich der Literaturangaben. Besonders gut passen sie zu den Resultaten von Dalla Fontana et al. [43], die bei Feinwäsche Emissionsraten zwischen 0,0325 und 0,0386 g/kg angeben. Auch die untere Grenze der Greenpeace/UBA-Daten [37] (0,04 g/kg) wird gut durch die Werte von HV-S abgebildet. Übertroffen wird hingegen der Literaturwert von Hernandez et al. [37] (0,025 g/kg ohne Waschmittel) durch die Reihe HV-S, während der Wert mit Waschmittel (0,1 g/kg) deutlich oberhalb des in HV-W gemessenen Emissionsbereichs liegt. Die Übereinstimmung mit mehreren Literaturquellen bestätigt, dass die ermittelten Emissionswerte im erwartbaren Rahmen liegen und als methodisch plausibel betrachtet werden können.

Tab. 7.2: Relevante Emissionsdaten aus der Literatur

Autoren		Emissionsraten/Messwerte	Umrechnung auf [g/kg]
Schöpel & Stamming (2019)	Pirc et al. (2016)	0,00108–0,00140 % der Textilmasse	0,0108-0,0140
Henry et al. (2018)	Napper & Thompson (2016)	728.789 Fasern - 0,92 mg (Acryl); 496.030 Fasern - 1,04 mg (Polyester); 137.951 Fasern - 0,39 mg (PE/BW);	0,000153 (Acryl); 0,000173 (Polyester); 0,000065 (PE/BW)
De Falco et al. (2019)		124–308 mg/kg (640.000–1,5 Mio. Fasern/kg)	0,124-0,308
De Falco et al. (2020)		Polyester: 0,012–0,255 g/kg; Polypropylen: 0,017–0,146 g/kg	0,012–0,255 g/kg (Polyester); 0,017–0,146 g/kg (Polypropylen)
Eamrat et al. (2022)		Frontlader: 12,73–62,82 mg/kg; Toplader: 7,50–69,26 mg/kg	0,01273-0,06282; 0,0075-0,06926
UBA (Statusbericht, 2020)	Greenpeace/UBA (2020)	40–120 mg/kg	0,04-0,120
	Zambrano et al. (2019)	100–1.000 mg/kg	0,10-1,0
	Sillanpää & Sainio (2017)	1.200–3.300 mg/kg	1,2-3,3
	Hernandez et al. (2017)	25 mg/kg (ohne); 100 mg/kg (mit Waschmittel)	0,025 (ohne Waschmittel); 0,10 (mit Waschmittel)
Vassilenko et al. (2021)		9,6–1240 mg/kg (gesamt); Polyester: 161 mg/kg; Nylon: 27 mg/kg; Natur: 165 mg/kg	0,161
Lant et al. (2020)		\emptyset 114 \pm 66,8 mg/kg (18,6–368,3 mg/kg)	0,0472-0,1808
Volgare et al. (2021)		76 \pm 5 bis 401 \pm 17 mg/kg abhängig von Beladungsmenge	0,076-0,401
Burkhardt et al. (2020)		0,33 g/kg (Fleece); 0,16 g/kg (Mix); Partikelanzahl: 0,59 Mio./kg (Fleece); 0,31 Mio./kg (Mix)	0,33 g/kg (Fleece); 0,16 g/kg (Mix);
Dalla Fontana et al. (2020)		32,51–38,60 mg/kg (je nach Waschgang)	0,0325-0,0386

Die Reihe HV-WB, in der ein Waschbeutel zur Rückhaltung von Mikrofasern eingesetzt wurde, wies mit einem Mittelwert von 0,015 g/kg die niedrigsten Emissionen auf. Diese Ergebnisse werden im unteren Bereich von Eamrat et al. [66] für Frontlader-Waschmaschinen abgebildet (0,01273–0,06282 g/kg) und liegen teilweise auch im Bereich der äußerst niedrigen Werte von Pirc et al. [7] (0,0108–0,0140 g/kg). Trotz des Einsatzes einer Rückhaltevorrückung und der dadurch reduzierten Emissionen liegen die Messergebnisse im Bereich veröffentlichter Studien,

was die beachtliche Spannweite der in der Literatur dokumentierten Emissionswerte verdeutlicht.

Nicht vergleichbar mit den hier vorliegenden Ergebnissen sind hingegen Studien mit extrem niedrigen oder sehr hohen Werten. Die von Napper & Thompson [32] berichteten Emissionsraten von 1,04 mg pro 6 kg Wäsche (entspricht etwa 0,173 mg/kg) liegen mehrere Größenordnungen unter den Messwerten dieser Arbeit. Diese Abweichung ist vermutlich auf sehr spezifische Testbedingungen zurückzuführen. Die Ergebnisse von Sillanpää & Sainio [37] (1,2–3,3 g/kg) überschreiten hingegen die vorliegenden Werte erheblich und dürften aufgrund der stark abweichenden Messmethoden nur bedingt vergleichbar sein.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die in dieser Arbeit erhobenen Emissionsdaten in ihrer Gesamtheit ein realistisches und methodisch nachvollziehbares Spektrum der Mikroplastikfreisetzung im Haushaltsbereich darstellen. Die Ergebnisse liegen, je nach Versuchsbedingung, im unteren bis mittleren Bereich der Literaturwerte und spiegeln damit typische Emissionsszenarien unter alltagsnahen Bedingungen wider. Gleichzeitig zeigt der Vergleich, inwieweit Mikroplastikfreisetzungen durch Faktoren wie Textiltyp, Waschmittelart, Waschbedingungen und Filtermethode beeinflusst werden. Die Notwendigkeit einer normierten Methodik und standardisierten Berichtspraxis wird durch die Vergleichsdaten deutlich unterstrichen.

7.3 Relevanz und gesellschaftlicher Kontext

Wäschewaschen ist ein fester Bestandteil unseres Alltags, eine alltägliche Handlung mit unscheinbarer Wirkung, die sich bei genauer Betrachtung als relevanter Eintragspfad für Mikroplastik in die Umwelt entpuppt. Die in dieser Arbeit durchgeführte Hochrechnung auf Basis experimentell ermittelter Emissionswerte sowie aktueller Daten zum Waschverhalten österreichischer Haushalte verdeutlicht eindrücklich das Ausmaß: Pro Jahr werden durchschnittlich durch Haushaltswäschen in Österreich schätzungsweise rund 137 Tonnen Mikroplastik freigesetzt. Abhängig von Waschgewohnheiten, Textilzusammensetzung und eingesetzten Technologien liegt die potenzielle Bandbreite zwischen 68 und 320 Tonnen jährlich.

Selbst unter Berücksichtigung einer durchschnittlichen Rückhaltequote von etwa 95 % in kommunalen Kläranlagen verbleiben jährlich zwischen 3,4 und 16 Tonnen Mikroplastik, im Mittel rund 7 t/a, die direkt aus privaten Haushaltswäschen in aquatische Systeme gelangen. Weitere potenziell relevante Quellen wie gewerbliche Wäschereien, Großhaushalte, Krankenhäuser oder Pflegeeinrichtungen wurden in dieser Berechnung nicht berücksichtigt, sodass von einer deutlich höheren tatsächlichen Gesamtbelastung auszugehen ist. Verglichen mit bekannten Studien zu Mikroplastikfrachten in österreichischen Gewässern ergibt sich daraus ein mögliches Anteilspotenzial von etwa 35 bis 42 %, das auf häusliches Wäschewaschen zurückzuführen sein könnte. Diese Zahlen verdeutlichen, dass Mikroplastikemissionen beim Wäschewaschen keineswegs ein Randphänomen darstellen, sondern ein erhebliches Umweltproblem mit gesamtgesellschaftlicher Relevanz.

Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse dieser Arbeit, dass jede und jeder Einzelne durch verändertes Wasch- und Konsumverhalten zur Reduktion der Emissionen beitragen kann. Maßnahmen wie der Einsatz von Waschbeuteln, der bewusste Verzicht auf synthetische Kleidung oder seltenes und materialschonendes Waschen (z. B. bei niedriger Temperatur, reduzierter Schleuderdrehzahl und mit geeignetem Waschmittel) stellen praktikable Möglichkeiten dar, die Umweltbelastung zu verringern. Auch auf technischer Ebene wäre Handlungsbedarf gegeben: Die Integration

standardisierter Mikroplastikfilter in Waschmaschinen könnte ein wirkungsvoller Beitrag zur Quellminderung sein.

Um den Eintrag von Mikroplastik in unsere Umwelt wirksam zu begrenzen, braucht es mehr als nur wissenschaftliche Erkenntnisse – es bedarf klarer gesetzlicher Regelungen, verbindlicher Normen und internationaler Standards. Derzeit ist das Thema Mikroplastik in weiten Teilen regulatorisch unterbelichtet und methodisch nur unzureichend harmonisiert. Die vorliegende Arbeit zeigt exemplarisch, wie komplex und vielschichtig diese Thematik ist, und wie dringend Handlungsbedarf besteht. Denn Mikroplastikemissionen beim Wäschewaschen sind nicht nur ein technisches oder ökologisches Problem, sondern längst eine gesellschaftliche und politische Herausforderung. Es ist eine Aufgabe, die Konsument:innen, Industrie und Gesetzgeber gleichermaßen betrifft. Nur durch das Zusammenspiel von Eigeneverantwortung und struktureller Veränderungen kann es gelingen, den Eintrag von Mikroplastik langfristig zu minimieren, und damit einen Beitrag zum Schutz unserer Ökosysteme zu leisten, bevor die Belastungsgrenzen unserer Umwelt irreversibel überschritten werden.

7.4 Methodische Einschränkungen und Grenzen der Studie

Wie bei vielen experimentellen Arbeiten in einem methodisch noch nicht vollständig standardisierten Forschungsfeld, weist auch die vorliegende Untersuchung mehrere Einschränkungen auf, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen sind. Eine zentrale Limitation betrifft die Anzahl der durchgeführten Versuche: Obwohl insgesamt 28 Waschversuche – bestehend aus drei Vorversuchen und 25 Hauptversuchen – realisiert wurden, ist die Datenbasis im Vergleich zu standardisierten Langzeitstudien dennoch als begrenzt zu betrachten. Besonders bei der Untersuchung einzelner Einflussfaktoren wie Waschmitteltyp oder Schleuderdrehzahl wären umfangreichere Versuchsreihen mit konstanten Rahmenbedingungen nötig gewesen, um robuste statistische Aussagen treffen zu können.

Eine weitere Herausforderung bestand in der Unsicherheit zu Beginn des Projekts hinsichtlich der optimalen Filtrations- und Analysemethoden. Im Zuge der methodischen Entwicklung kam es zu mehreren Anpassungen, unter anderem zu einem Wechsel der eingesetzten Waschladung. Dies reduzierte die Vergleichbarkeit zwischen den Versuchsreihen und erschwerte die isolierte Bewertung einzelner Parameter. Idealerweise müssten sämtliche Untersuchungen mit identischen Ausgangstextilien, möglichst bekanntem Alter und Trageverlauf, erfolgen, um Materialeinflüsse eindeutig voneinander abgrenzen bzw. ausschließen zu können.

Auch der Einsatz von Waschmitteln erwies sich als problematisch: Besonders Pulverprodukte bereiteten in der Anwendung technische Schwierigkeiten und führten mitunter zu unvollständiger Löslichkeit sowie zu Filterverstopfungen. Diese Herausforderungen hatten wiederum Einfluss auf die Wahl der Filterporengröße und führten zu Abweichungen im analytischen Ablauf. Zusätzlich sind auch die Grenzen der chemischen Analyseverfahren zu berücksichtigen, insbesondere im Hinblick auf die Abtrennung und Quantifizierung nicht-biogener Rückstände. Die vollständige und gleichmäßige Entfernung bestimmter Substanzen, vor allem von Rückständen wie potenziell verbliebener Schwefelsäure oder möglicherweise nicht vollständig zersetzten biogenen Anteilen, stellen trotz sorgfältiger Einhaltung der normativen Vorgaben eine mögliche analytische Herausforderung dar. Diese verbleibenden Bestandteile können die gravimetrische Bestimmung des Nicht-Biomasse-Gehalts beeinträchtigen und führen somit zu einer gewissen Unsicherheit hinsichtlich der Genauigkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die vorliegende Arbeit wichtige Einblicke in die Mikroplastikfreisetzung beim Wäschewaschen liefert, jedoch zugleich aufzeigt, wie dringlich der Bedarf an methodischer Standardisierung und technischer Weiterentwicklung in diesem Forschungsfeld ist.

7.5 Beantwortung der Forschungsfragen

Im Rahmen dieser Arbeit wurden die eingangs formulierten Forschungsfragen systematisch untersucht und auf Basis der erzielten Ergebnisse beantwortet. Die gewonnenen Erkenntnisse aus den experimentellen Untersuchungen sowie der Auswertung trugen wesentlich zur Klärung der Fragestellungen bei. Im vorliegenden Abschnitt werden die in Kapitel 1.2 dargestellten Forschungsfragen erneut aufgegriffen und im Lichte der erarbeiteten Resultate beantwortet.

Forschungsfrage 1: Welche Mengen an Mikroplastik werden in den eigenen Versuchsreihen bei der Haushaltswäsche synthetischer und gemischter Textilien freigesetzt?

Die experimentellen Ergebnisse zeigen, dass bei haushaltsüblichen Waschvorgängen quantifizierbare Mengen an Mikroplastik freigesetzt werden. Die Emissionen variieren dabei in Abhängigkeit von Textilzusammensetzung und Waschbedingungen erheblich. Insgesamt wurden pro Waschgang zwischen 0,03 g und 0,49 g Mikroplastik in absoluter Masse freigesetzt, bezogen auf die jeweilige Wäschemasse entsprach dies 0,010 g/kg bis 0,136 g/kg (siehe Tab. 5.14).

Die höchsten Emissionen wurden in der Versuchsreihe HV-Z gemessen. Diese realitätsnahe Ausgangssituation umfasste eine gebrauchte Mischladung aus synthetischen und Baumwolltextilien, die über zehn Waschgänge hinweg untersucht wurde. Die gemessenen Werte lagen zwischen 0,26 g und 0,49 g in absoluter Masse sowie zwischen 0,073 g/kg und 0,136 g/kg bezogen auf die jeweilige Waschlading. Diese Spannweite unterstreicht die hohe Variabilität innerhalb typischer Haushaltswäschen.

In den Modifikationsreihen HV-S (erhöhte Schleuderdrehzahl) und HV-W (Zugabe von Waschmittel) wurden tendenziell geringere, jedoch weiterhin relevante Emissionen festgestellt. In diesen Reihen wurde die Waschlading aus analytischen Gründen angepasst (ausschließlich Polyester und Baumwolle), was ebenfalls Einfluss auf das Emissionsverhalten genommen haben könnte. Die absolute Freisetzung lag in der HV-S-Reihe zwischen 0,11 g und 0,25 g, in der HV-W-Reihe zwischen 0,11 g und 0,14 g. Die entsprechenden spezifischen Emissionen beliefen sich auf 0,031 g/kg bis 0,069 g/kg (HV-S) beziehungsweise 0,029 g/kg bis 0,038 g/kg (HV-W). Auch diese Ergebnisse verdeutlichen, dass bereits moderate Veränderungen einzelner Waschparameter die Freisetzung von Mikroplastik messbar beeinflussen können.

Die deutlich niedrigsten Emissionen wurden in der Reihe HV-WB erfasst, bei der ein Waschbeutel zur Rückhaltung von Fasern eingesetzt wurde. Die gemessenen Werte lagen hier zwischen 0,03 g und 0,07 g bzw. 0,01 g/kg und 0,02 g/kg. Diese Reduktion verdeutlicht die potenzielle Wirksamkeit einfacher technischer Maßnahmen zur Minimierung von Mikroplastikeinträgen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass unter haushaltsnahen Bedingungen bereits ein einzelner Waschgang zur Freisetzung signifikanter Mengen an Mikroplastik führen kann. Gleichzeitig zeigen die Ergebnisse, dass sowohl die Wahl der Waschparameter als auch der Einsatz von Rückhaltesystemen einen wesentlichen Einfluss auf das Emissionsverhalten haben.

Forschungsfrage 2: Welchen Einfluss haben spezifische Betriebsparameter des Waschvorgangs – wie Schleuderdrehzahl, Einsatz von Waschmittel oder Reduktionsmaßnahmen (Waschbeutel) – auf die Freisetzung von Mikroplastik in den eigenen Versuchsreihen?

Die experimentellen Ergebnisse belegen, dass veränderbare Waschparameter einen teils deutlichen Einfluss auf das Ausmaß der freigesetzten Mikroplastikmenge aus synthetischen und gemischten Textilien haben können. Untersucht wurden in dieser Arbeit drei zentrale Einflussgrößen: die Schleuderdrehzahl, der Einsatz von Waschmittel sowie die Verwendung eines Waschbeutels zur Faserretention.

Schleuderdrehzahl (HV-S): Die Erhöhung der Schleuderdrehzahl von 800 U/min auf 1400 U/min führte in den eigenen Versuchsreihen zu einer eindeutigen Veränderung der Mikroplastikemission. Die gemessenen Emissionen lagen zwischen 0,11 g und 0,25 g (absolute Masse) bzw. zwischen 0,031 g/kg und 0,069 g/kg, bezogen auf die jeweilige Waschlading. Diese Werte fielen deutlich geringer aus als jene der Referenzreihe HV-Z, was jedoch nicht eindeutig auf die veränderte Schleuderdrehzahl zurückgeführt werden kann, da in HV-S eine angepasste Waschlading zum Einsatz kam. Innerhalb der Versuchsreihe war ein tendenzieller Rückgang der Emissionen zu beobachten, der jedoch ebenso auf die Vorbeanspruchung der Textilien und den damit verbundenen Faseraustrag über mehrere Waschzyklen hinweg zurückgeführt werden könnte. Grundsätzlich legen die Ergebnisse nahe, dass der Schleudervorgang alleine nur eine untergeordnete Rolle bei der Mikroplastikfreisetzung spielt. Das Schleudern dient primär der Entwässerung der Textilien, wobei diese mit höherem Anpressdruck an die Trommelwand gedrückt werden. Dabei entstehen offenbar keine zusätzlichen Reibungs- oder Scherkräfte, die den Faserabrieb wesentlich fördern würden. In der Literatur wird vor allem betont, dass eine kombinierte Optimierung mehrerer Waschparameter, etwa durch den gezielten Einsatz von Waschmitteln, verkürzte Programmdauer und reduzierte Schleuderdrehzahlen, eine effektivere Reduktion der Mikroplastikfreisetzung ermöglichen kann [35][45]. Die vorliegenden Ergebnisse stützen somit die Annahme, dass nicht einzelne Parameter isoliert, sondern vielmehr deren Wechselwirkungen entscheidend für das Emissionsverhalten sind.

Waschmitteleinsatz (HV-W): Der Einsatz eines flüssigen Vollwaschmittels führte zu einer weiteren Reduktion der Mikroplastikfreisetzung. Die gemessenen Emissionen lagen in dieser Versuchsreihe zwischen 0,11 g und 0,14 g bzw. 0,029 g/kg bis 0,038 g/kg. Der Mittelwert von 0,034 g/kg lag rund 20 % unter jenem der HV-S-Reihe. Diese Reduktion könnte durch eine gleitmittelartige Wirkung der Tenside erklärt werden, welche die Reibung innerhalb der Textilstruktur verringern und damit die Faserabgabe reduzieren. Ergänzend ist jedoch zu berücksichtigen, dass die verwendete Waschlading im Laufe der HV-W-Reihe bereits mehrfach gewaschen wurde. In Kombination mit der Umstellung auf Filter mit 20 µm Maschenweite ergeben sich Einschränkungen in der Vergleichbarkeit. Dennoch lassen die Ergebnisse auf eine stabilisierende Wirkung des Waschmitteleinsatzes schließen: Die Emissionswerte fielen nicht nur geringer aus, sondern wiesen auch eine geringere Streuung auf als in den vorhergehenden Reihen, was auf ein gleichmäßigeres Abriebverhalten hindeutet.

Waschbeutel (HV-WB): Die deutlichsten Effekte zeigten sich beim Einsatz eines Waschbeutels. Mit einem Mittelwert von 0,015 g/kg wurde die geringste Mikroplastikemission aller Versuchsreihen gemessen. Die spezifischen Emissionen lagen zwischen 0,01 g/kg und 0,02 g/kg. Im Vergleich zur HV-S-Reihe entspricht dies einer erneuten Reduktion von etwa 65 %, im Vergleich zur HV-W-Reihe rund 56 %. Die Ergebnisse bestätigen die grundsätzliche Eignung technischer Rückhaltesysteme zur Emissionsminderung, wenngleich die in Herstellerangaben teils ausgewiesenen Rückhaltequoten von über 90 % nicht erreicht wurden.

Zusammenfassend zeigt sich, dass die untersuchten Waschparameter das Emissionsverhalten in unterschiedlichem Maß beeinflussen. Während die Schleuderdrehzahl keinen relevanten Einfluss hatte, erwiesen sich Waschmittel und vor allem der Waschbeutel als effektive Maßnahmen zur Reduktion der Mikroplastikfreisetzung. Gleichzeitig wurde deutlich, dass der Effekt einzelner Parameter nicht isoliert betrachtet werden kann, sondern stets im Kontext der Waschladung, des Textiltyps sowie der vorangegangenen Wäschen zu sehen ist. Die Ergebnisse verdeutlichen insgesamt die Relevanz praxisnaher, standardisierter Untersuchungen zur Bewertung realer Einflussfaktoren und leisten einen Beitrag zum besseren Verständnis der Mikroplastikfreisetzung unter haushaltsnahen Bedingungen.

Forschungsfrage 3: Wie lässt sich die im Rahmen dieser Arbeit ermittelte Mikroplastikmenge auf den Maßstab Österreichs hochrechnen?

Zur Abschätzung des potenziellen Gesamteintrags von Mikroplastik durch Haushaltswäschen auf nationaler Ebene wurde eine Hochrechnung auf Basis der in dieser Arbeit ermittelten Emissionsdaten, aktueller Haushaltsstatistiken sowie typischer Waschgewohnheiten durchgeführt. Als Grundlage dienten folgende Parameter:

- 4.158.500 Privathaushalte in Österreich (Statistik Austria, 2024) [59],
- ein Anteil von 95 % mit eigener Waschmaschine [47],
- ein durchschnittliches Waschverhalten von 170 Waschgängen pro Jahr bei 4 kg Beladung pro Waschgang.

Daraus ergibt sich eine geschätzte jährliche Gesamtwäskemenge von rund 2,35 Millionen Tonnen. Diese Größe wurde mit den spezifischen Emissionswerten aus den realitätsnahen Versuchsreihen HV-Z, HV-S und HV-W verrechnet. Die in diesen Reihen gemessenen Emissionsraten lagen zwischen 0,029 g/kg (Minimum) und 0,136 g/kg (Maximum), der berechnete Mittelwert betrug 0,058 g/kg. Unter Anwendung dieser spezifischen Emissionswerte auf die hochgerechnete Wäskemenge ergeben sich folgende Jahreswerte für Österreich:

- Minimale Emission: ca. 68 Tonnen Mikroplastik pro Jahr,
- Maximale Emission: ca. 320 Tonnen Mikroplastik pro Jahr,
- Mittelwert: ca. 137 Tonnen Mikroplastik pro Jahr.

Unter Berücksichtigung eines durchschnittlichen Rückhaltevermögens kommunaler Kläranlagen von rund 95 % verbleibt eine geschätzte Emissionsmenge von 3,4 bis 16 Tonnen Mikroplastik pro Jahr (mit einem Mittelwert von ca. 7 t/a), die potenziell in aquatische Systeme gelangen kann, und das ausschließlich durch Textilwäsche in privaten Haushalten. Emissionen aus gewerblichen Wäschereien, aus Einrichtungen des Gesundheitswesens oder aus industriellen Waschprozessen wurden in dieser Hochrechnung nicht berücksichtigt. Diese Quellen wären gesondert zu betrachten, würden aber vermutlich zu einer signifikanten Erhöhung des Gesamteintrags führen.

Die Hochrechnung zeigt damit auf Basis experimentell erhobener Daten und realitätsnaher Annahmen die potenzielle Größenordnung des Mikroplastikaufkommens aus Haushaltswäschen in Österreich. Sie verdeutlicht, welchen quantitativen Beitrag diese Emissionsquelle im Gesamtkontext leisten kann und liefert damit eine fundierte Grundlage für weiterführende Betrachtungen.

8 Schlussfolgerung und Ausblick

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Freisetzung von Mikroplastik beim haushaltsüblichen Waschen synthetischer und gemischter Textilien – einem bislang unzureichend quantifizierten, aber ökologisch hochrelevanten Emissionspfad. In systematisch aufgebauten Versuchsreihen wurde untersucht, wie stark die Mikroplastikfreisetzung unter realitätsnahen Bedingungen ausfällt und in welchem Maß zentrale Waschparameter (etwa Schleuderdrehzahl, Waschmittelzugabe oder Rückhaltesysteme) diese beeinflussen. Die Kombination aus experimenteller Datenerhebung und anschließender Hochrechnung ermöglicht eine fundierte Abschätzung des potenziellen Beitrags häuslicher Wäscheprozesse zur Mikroplastikbelastung aquatischer Systeme in Österreich.

Besonders deutlich zeigt sich, dass die Textilwäsche, selbst unter Einsatz eines Rückhaltesystems, substantielle Mengen an Mikroplastik emittieren kann. Die ermittelten spezifischen Emissionswerte bewegen sich im Rahmen der in der Literatur beobachteten Spannweite, verdeutlichen aber zugleich die hohe Variabilität einzelner Einflussfaktoren. Die Hochrechnung auf nationaler Ebene ergibt ein jährliches Emissionspotenzial von 68 bis 320 Tonnen Mikroplastik aus Haushaltswäschen, wobei, nach Berücksichtigung typischer Rückhalteraten kommunaler Kläranlagen, zwischen 3,4 und 16 Tonnen pro Jahr direkt in Gewässer eingetragen werden könnten. Im Kontext bestehender Literaturangaben deutet dies darauf hin, dass das häusliche Wäschewaschen allein bereits einen relevanten Anteil an der in Österreich beobachteten Mikroplastikfracht ausmachen dürfte.

Die Ergebnisse dieser Arbeit rücken ein bislang häufig unterschätztes Umweltproblem in den Fokus: die Mikroplastikemissionen aus Haushaltswäschen. Dabei handelt es sich nicht um ein randständiges Phänomen, sondern um einen relevanten und kontinuierlich wirksamen Eintragspfad, welcher unmittelbar durch individuelles Konsum- und Nutzungsverhalten beeinflusst wird. Mikroplastikpartikel aus Textilquellen gelangen über das häusliche Abwasser in Kläranlagen und von dort weiter in Flüsse, Seen und letztlich in marine Ökosysteme, wo sie über Jahrzehnte persistent verbleiben, Schadstoffe anreichern und potenziell in die Nahrungskette gelangen. Die vermeintlich saubere Wäsche trägt somit, oftmals unbemerkt, zur globalen Mikroplastikverschmutzung bei.

Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass sowohl technische Maßnahmen zur Emissionsminderung, etwa integrierte Filtersysteme oder textilschonendere Waschverfahren, als auch verhaltensbezogene Veränderungen notwendig sind. Ebenso braucht es politische und regulatorische Rahmenbedingungen, um nachhaltige Lösungen dauerhaft zu etablieren. Die Relevanz des Themas reicht damit über den technischen und ökologischen Bereich hinaus und berührt Fragen der Verbraucherbildung, Industriegestaltung und Umweltgesetzgebung.

8.1 Gesellschaftliche, industrielle und regulatorische Implikationen

Die Ergebnisse dieser Arbeit legen nahe, dass der Beitrag des Textilwaschens zur Mikroplastikbelastung aquatischer Systeme weder vernachlässigt noch isoliert betrachtet werden kann. Insbesondere im Zusammenspiel mit anderen Quellen – wie Reifenabrieb, Landwirtschaft oder urbanem Oberflächenabfluss – entsteht ein komplexes, schwer kontrollierbares Schadstoffmuster. Umso wichtiger ist es, jene Emissionspfade zu identifizieren und anzugehen, die technisch vermeidbar oder direkt beeinflussbar sind.

Die Textil- und Waschmittelindustrie sowie Waschmaschinenhersteller sind dabei gefordert vermehrt in die Entwicklung emissionsarmer Produkte, textilschonender Technologien sowie effektiver Rückhaltesysteme zu investieren. Aber auch auf gesellschaftlicher Ebene gibt es potenzielle Handlungsspielräume, um gegenzusteuern, etwa durch bewusstere Textilwahl, verlängerte Produktnutzungsdauern, seltenere Waschgänge oder die Nutzung spezieller Waschhilfen wie Filtern oder Beuteln. Auch der Bildungsbereich kann durch Bewusstseinsbildung und Informationskampagnen einen Beitrag leisten, um Konsumententscheidungen langfristig nachhaltiger zu gestalten.

Gleichzeitig braucht es politische Unterstützung: Etwa durch klare Vorgaben zur Mikroplastikrückhaltung, Förderungen für umweltfreundliche Technologien oder einheitliche Standards zur Bewertung von Emissionen. Das Problem zeigt deutlich, wie wichtig es ist, technische, gesellschaftliche und politische Maßnahmen zu verbinden, um Mikroplastik aus dem Wäschewaschen wirksam zu reduzieren und die Umwelt langfristig zu schützen.

8.2 Empfehlungen für zukünftige Forschung

Abschließend eröffnen die Ergebnisse dieser Arbeit zahlreiche Ansatzpunkte für weitere wissenschaftliche Untersuchungen. Ein zentraler Forschungsschwerpunkt liegt auf dem Einfluss textiler Alterungsprozesse auf die Mikroplastikfreisetzung über die Nutzungsdauer hinweg. Langzeitstudien könnten helfen, den Abriebverlauf bei realer Beanspruchung besser zu quantifizieren. Ebenso sind standardisierte Versuchsbedingungen erforderlich, um die Vergleichbarkeit zwischen Studien zu verbessern und belastbare Emissionsfaktoren für verschiedene Textiltypen und Waschparameter zu definieren.

Ein weiterer wichtiger Forschungsbereich ist die Bewertung von Rückhaltesystemen wie Waschbeuteln, externen Filtern oder maschinenintegrierten Lösungen. Dabei sollten sowohl Rückhalteeffizienz als auch Praxistauglichkeit im Alltag berücksichtigt werden.

Zukünftige Studien sollten zudem über den Haushaltsbereich hinausgehen und auch gewerbliche Wäschereien, den Gesundheitssektor sowie industrielle Waschprozesse einbeziehen. Nur durch eine ganzheitliche Betrachtung lässt sich das tatsächliche Ausmaß textilbasierter Mikroplastikemissionen erfassen.

Ergänzend wäre es sinnvoll, auch die Rolle von Kläranlagen und deren technisches Optimierungspotenzial weiter zu untersuchen. Trotz hoher Rückhalteraten gelangen weiterhin Restmengen in Gewässer – Maßnahmen zur Effizienzsteigerung und verbindliche Standards könnten hier zusätzliche Reduktionen ermöglichen.

Langfristig erfordert die Problematik eine interdisziplinäre Bearbeitung, die Umweltwissenschaft, Textiltechnik, Produktentwicklung und Abwassertechnologie zusammenführt. Nur durch sektorübergreifende Zusammenarbeit kann eine nachhaltige Strategie zur Minimierung mikroplastischer Emissionen entwickelt werden.

Literaturverzeichnis

- [1] C. Crawford und B. Quinn, „Microplastics, standardisation and spatial distribution“ in *Microplastic Pollutants*. Elsevier, 2017. doi: 10.1016/B978-0-12-809406-8.00005-0.
- [2] E. Hengstmann und M. Tamminga, *Was ist Plastik?* Berlin: Springer, 2022. doi: 10.1007/978-3-662-65864-2_1.
- [3] A. Fath, *Mikroplastik: Verbreitung, Vermeidung, Verwendung*. Berlin: Springer Spektrum, 2019. doi: 10.1007/978-3-662-57852-0.
- [4] P. Orth, J. Bruder, und M. Rink, *Kunststoffe im Kreislauf*. Wiesbaden: Springer Fachmedien, 2022. doi: 10.1007/978-3-658-37814-1.
- [5] P. G. C. Nayanathara Thathsarani Pilapitiya und A. S. Ratnayake, „The world of plastic waste: A review“, *Cleaner Materials*, Bd. 11, März 2024, doi: 10.1016/J.CLEMA.2024.100220.
- [6] B. Liebmann, H. Brielmann, H. Heinfellner, P. Hohenblum, und S. Köppel, „Mikroplastik in der Umwelt - Vorkommen, Nachweis und Handlungsbedarf“, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2015.
- [7] B. Schöpel und R. Stamminger, „A comprehensive literature study on microfibres from washing machines“, *Tenside, Surfactants, Detergents*, Bd. 56, Nr. 2, S. 94–104, März 2019, doi: 10.3139/113.110610.
- [8] Europäische Union, *Verordnung (EU) 2023/2055 der Kommission vom 25. September 2023 zur Änderung von Anhang XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich synthetischer Polymerepartikel*. 2023. Zugegriffen: 22. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R2055&qid=1695982167507>
- [9] Bundesministerium für Klimaschutz Umwelt Energie Mobilität Innovation und Technologie, „Aktionsplan Mikroplastik 2022–2025“, Mai 2022. Zugegriffen: 10. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/kunststoffe/mikroplastik.html
- [10] K. Waldschläger, *Mikroplastik in der aquatischen Umwelt*. in essentials. Wiesbaden: Springer Fachmedien, 2019. doi: 10.1007/978-3-658-27766-6.
- [11] S. Acharya, S. S. Rumi, Y. Hu, und N. Abidi, „Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review“, *Textile Research Journal*, Bd. 91, Nr. 17–18, S. 2136–2156, Sep. 2021, doi: 10.1177/0040517521991244.
- [12] J. Krampe, N. Kreuzinger, und M. Zessner, *Weitergehende Abwasserreinigung: ÖWAV-Seminar - Wien 2019, TU Wien, 26.-27. Februar 2019*. in Wiener Mitteilungen. Technische Universität Wien: Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, 2019.
- [13] M. Porth und H. Schüttrumpf, *Wasser, Energie und Umwelt: Aktuelle Beiträge aus der Zeitschrift Wasser und Abfall II*. Wiesbaden: Springer Fachmedien, 2022. doi: 10.1007/978-3-658-35607-1.
- [14] BfR - Bundesinstitut für Risikobewertung, „Mikroplastik: Fakten, Forschung und offene Fragen“, Berlin, Mai 2024. Zugegriffen: 23. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.bfr.bund.de/de/fragen_und_antworten_zu_nanomaterialien
- [15] J. Boucher und D. Friot, *Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources*. IUCN, Gland, Switzerland, 2017. doi: dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en.
- [16] F. De Falco, E. Di Pace, M. Cocca, und M. Avella, „The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution“, *Scientific Reports* 9, 6633, S. 1–11, Apr. 2019, doi: 10.1038/s41598-019-43023-x.
- [17] B. Henry, K. Laitala, und I. G. Klepp, *Microplastic pollution from textiles: A literature review*. Oslo: Consumption Research Norway SIFO, 2018.
- [18] BfR - Bundesinstitut für Risikobewertung, „Mikroplastik: Fakten, Forschung und offene Fragen - BfR“, Berlin, Juni 2024. Zugegriffen: 13. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.bfr.bund.de/de/mikroplastik_fakten_forschung_und_offene_fragen-192185.html
- [19] J. Liu u. a., „Microfiber Pollution in the Earth System“, *Reviews Env.Contamination (formerly:Residue Reviews)*, Bd. 260, 13, Dez. 2022, doi: 10.1007/S44169-022-00015-9.

- [20] J. Liu, Y. Yang, J. Ding, B. Zhu, and W. Gao, „Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources“, *Environ Sci Pollut Res Int*, Bd. 26, Nr. 28, S. 29497–29501, Aug. 2019, doi: 10.1007/s11356-019-06265-w.
- [21] Herber. Sommer, E. Siebel, und F. Winkler, *Die Prüfung der Textilien*. Berlin: Springer, 2013.
- [22] S. N. Athey und L. M. Erdle, „Are We Underestimating Anthropogenic Microfiber Pollution? A Critical Review of Occurrence, Methods, and Reporting“, *Environ Toxicol Chem*, Bd. 41, Nr. 4, S. 822–837, Apr. 2022, doi: 10.1002/ETC.5173.
- [23] B. Liebmann, B. Stoifl, B. Karigl, P. Hohenblum, E. Stocker, und Frankhauser; Simone, „Factsheet Mikroplastik“, Umweltbundesamt GmbH, Wien, März 2020. Zugegriffen: 13. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/angebot/analytik/factsheet-mikroplastik_202003.pdf
- [24] R. Ramasamy und R. B. Subramanian, „Synthetic textile and microfiber pollution: a review on mitigation strategies“, *Environmental Science and Pollution Research*, Bd. 28, Nr. 31, S. 41596–41611, Aug. 2021, doi: 10.1007/S11356-021-14763-Z/FIGURES/4.
- [25] E. L. Ng u. a., „An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems“, *Science of The Total Environment*, Bd. 627, S. 1377–1388, Juni 2018, doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2018.01.341.
- [26] „ISO 24187:2023-09. Principles for the analysis of microplastic present in the environment.“, Geneva: International Organization for Standardization, 2023.
- [27] „ISO 4484-1:2023-02. Textiles and textile products — Microplastics from textile sources — Part 1: Determination of material loss from fabrics during washing“, Geneva: International Organization for Standardization, 2023.
- [28] „ISO 4484-2:2023-09. Textiles and textile products — Microplastics from textile sources — Part 2: Qualitative and quantitative analysis of microplastics“, Geneva: International Organization for Standardization, 2023.
- [29] „ISO 4484-3:2023-05. Textiles and textile products — Microplastics from textile sources — Part 3: Measurement of collected material mass released from textile end products by domestic washing method“, Geneva: International Organization for Standardization, 2023.
- [30] Europäische Union, *Richtlinie (EU) 2024/3019 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 über die Behandlung von kommunalem Abwasser*. 2024. Zugegriffen: 30. April 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=OJ:L_202403019
- [31] J. Liu u. a., „Microfiber pollution: an ongoing major environmental issue related to the sustainable development of textile and clothing industry“, *Environ Dev Sustain*, Bd. 23, Nr. 8, S. 11240–11256, Aug. 2021, doi: 10.1007/S10668-020-01173-3/FIGURES/2.
- [32] B. Henry, K. Laitala, und I. G. Klepp, „Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment“, *Science of the Total Environment*, Bd. 652, S. 483–494, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.166.
- [33] F. De Falco u. a., „Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics“, *Environmental Pollution*, Bd. 236, S. 916–925, Mai 2017, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2017.10.057.
- [34] A. Galvão, M. Aleixo, H. De Pablo, C. Lopes, und J. Raimundo, „Microplastics in wastewater: microfiber emissions from common household laundry“, *Environmental Science and Pollution Research*, Bd. 27, Nr. 21, S. 26643–26649, Juli 2020, doi: 10.1007/S11356-020-08765-6/FIGURES/3.
- [35] K. Schuhen und M. Sturm, „Mikroplastik: Hotspot Waschmaschine?!“ Zugegriffen: 24. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.laborpraxis.vogel.de/mikroplastik-hotspot-waschmaschine-a-b1c1cec5a12e730d1d17d760f66b6022/>
- [36] N. Kärkkäinen und M. Sillanpää, „Quantification of different microplastic fibres discharged from textiles in machine wash and tumble drying“, *Environmental Science and Pollution Research*, Bd. 28, Nr. 13, S. 16253–16263, Apr. 2021, doi: 10.1007/S11356-020-11988-2/FIGURES/7.
- [37] B. Liebmann und K. Sexlinger, „Mikroplastik in der Umwelt - Statusbericht 2019“, Wien: Bundesministerium Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2020.
- [38] N. L. Hartline, N. J. Bruce, S. N. Karba, E. O. Ruff, S. U. Sonar, und P. A. Holden, „Microfiber Masses Recovered from Conventional Machine Washing of New or Aged Garments“,

- Environ Sci Technol*, Bd. 50, Nr. 21, S. 11532–11538, Nov. 2016, doi: 10.1021/ACS.EST.6B03045/SUPPL_FILE/ES6B03045_SI_001.PDF.
- [39] E. Vassilenko u. a., „Domestic laundry and microfiber pollution: Exploring fiber shedding from consumer apparel textiles“, *PLoS One*, Bd. 16, Nr. 7, Juli 2021, doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0250346.
- [40] N. J. Lant, A. S. Hayward, M. M. D. Peththawadu, K. J. Sheridan, und J. R. Dean, „Microfiber release from real soiled consumer laundry and the impact of fabric care products and washing conditions“, *PLoS One*, Bd. 15, Nr. 6, Juni 2020, doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0233332.
- [41] M. Volgare u. a., „Washing load influences the microplastic release from polyester fabrics by affecting wettability and mechanical stress“, *Scientific Reports 2021 11:1*, Bd. 11, Nr. 1, S. 1–12, Sep. 2021, doi: 10.1038/s41598-021-98836-6.
- [42] M. Burkhardt, D. Istvan Jenny, P. Hodel, und C. Haueisen, „Freisetzung von Mikroplastik aus Textilien in Abwasser“, *Aqua & Gas No2*, S. 64–72, 2020.
- [43] G. Dalla Fontana, R. Mossotti, und A. Montarsolo, „Assessment of microplastics release from polyester fabrics: The impact of different washing conditions“, *Environmental Pollution*, Bd. 264, Sep. 2020, doi: 10.1016/J.ENVPOL.2020.113960.
- [44] I. E. Napper, A. Bakir, S. J. Rowland, und R. C. Thompson, „Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics“, *Mar Pollut Bull*, Bd. 99, Nr. 1–2, S. 178–185, Okt. 2015, doi: 10.1016/J.MARPOLBUL.2015.07.029.
- [45] R. Eamrat u. a., „Unveiling microfiber emissions: A comprehensive analysis of household washing activities and mitigation measures“, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, Bd. 11, Juni 2025, doi: 10.1016/J.CSCEE.2024.101070.
- [46] V. Forraiová, „Was ist Synthetik und wie wäscht man sie?“ Zugegriffen: 27. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.giovani.de/tipps-und-ratschlage/was-ist-synthetik-und-wie-wascht-man-sie/?utm_source=chatgpt.com
- [47] N. Tröger und G. Paulinger, „Haushalts Grossgeräte-Ausstattung, Nutzung, Eigenschaften und Unterstützung konsumpolitischer Maßnahmen österreichischer Haushalte hinsichtlich Langlebigkeit und Reparierbarkeit“, Wien, 2021. [Online]. Verfügbar unter: http://emedien.arbeiterkammer.at/viewer/image/AC13748541/1/LOG_0003/
- [48] „Welche Arten von Waschmaschinen gibt es?“ Zugegriffen: 25. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.bewusst-haushalten.at/faq/waschen-und-trocknen/welche-waschmaschinen-gibt-es>
- [49] „ISO 6330:2021-11. Textiles — Domestic washing and drying procedures for textile testing“, Geneva: International Organization for Standardization; 2021.
- [50] „Elektra Bregenz WAF 91410“. Zugegriffen: 27. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.cd1.at/Elektra_Bregenz_WAF_91410_447687
- [51] „elektrobregenz Bedienungsanleitung WAFX 91440 T“. Zugegriffen: 27. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.elektrobregenz.com/content/dam/Elektrobregenz-AT-BaseStore/Elektrobregenz-AT-Product-Catalog/product-documents/457100005200-WAFX-91440-T/de-AT-457100005200-MDM2-USER-MANUAL-FILE-de-AT.pdf>
- [52] T. Sattler-Lägel, „PA - Sattler Elastomer- und Polymertechnologie“. Zugegriffen: 28. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://sattler-scm.de/lexikon/pa?utm_source=chatgpt.com
- [53] o.A., „Weißer Riese Universal Waschpulver“. Zugegriffen: 5. Mai 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.dm.at/weisser-riese-universal-waschpulver-p9000101568783.html>
- [54] „Frosch Universal Waschmittel“. Zugegriffen: 27. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.ecosplendo.at/frosch/universal-waschmittel-1>
- [55] „Guppyfriend Waschbeutel: Fragen & Antworten - GUPPYFRIEND.com“. Zugegriffen: 27. März 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://guppyfriend.com/pages/guppyfriend-waschbeutel-faq>
- [56] „DIN EN ISO 21646:2022-09. Feste Sekundärbrennstoffe – Probenvorbereitung (ISO 21646:2022); Deutsche Fassung EN ISO 21646:2022“, Berlin: Beuth Verlag, 2022.
- [57] „DIN EN ISO 21644:2021 07. Feste Sekundärbrennstoffe - Verfahren zur Bestimmung des Gehalts an Biomasse (ISO 21644:2021, korrigierte Fassung 2021-03); Deutsche Fassung EN ISO 21644:2021“, Berlin: Beuth Verlag, 2021.

- [58] „DIN EN ISO 21656:2021 08 15. Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes (ISO 21656:2021)“, Berlin: Beuth Verlag, 2021.
- [59] „Privathaushalte - Statistik Austria - Die Informationsmanager“. Zugegriffen: 29. April 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.statistik.at/statistiken/bevoelkerung-und-soziales/bevoelkerung/familien-haushalte-lebensformen/privathaushalte>
- [60] I. Rüdener, U. Eberle, und R. Griefshammer, *Ökobilanz und Lebenszykluskostenrechnung Wäschewaschen*. Freiburg: Öko-Institut e.V., 2006.
- [61] I. Rüdener, R. Griefshammer, K. Götz, und B. Birzle-Harder, *PROSA Waschmaschinen Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse von Waschmaschinen und Waschprozessen*. Freiburg: Öko-Institut e.V., 2004.
- [62] Wierda Leo und Zanuttini Aldo, „Ecodesign Impact Accounting Overview Report 2024“, Niederlande: Van Holsteijn en Kemna BV (VHK), Okt. 2024.
- [63] Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband, „ÖWAV-Expert:innenpapier - Mikroplastik im Wasser“, Wien, 2022.
- [64] P. Hohenblum u. a., „Plastik in der Donau - Untersuchung zum Vorkommen von Kunststoffen in der Donau in Österreich“, Umweltbundesamt GmbH & Universität für Bodenkultur Wien, Wien, 2015.
- [65] „Vom Gletscher bis zur Donau: So viel Mikroplastik steckt in Österreichs Wasser“. Zugegriffen: 15. Mai 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.oeaw.ac.at/news/mikroplastik-in-oesterreichs-fluessen>
- [66] R. Eamrat u. a., „Unveiling microfiber emissions: A comprehensive analysis of household washing activities and mitigation measures“, *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, Bd. 11, S. 1–10, Juni 2025, doi: 10.1016/J.CSCEE.2024.101070.

Anhang A – Textilien

Tab. A. 1: Übersicht der Waschladungen: 1. bis 3. Vorversuch (VV)

Waschladung: 1. Vorversuch			
Textilstück [Nr.]	Anmerkung	Gewicht [g]	Anteil [%]
1	weiß-lila Teddyweste	511,0	90% Polyester, 10% Baumwolle
2	braune Strickweste mit Knöpfen	428,1	Obermaterial: 100% Polyacryl; Hood Lining: 100% Polyester
3	beiger Pullover (Pull&Bear)	266,6	80% Polyacryl; 20% Polyester
4	grauer Babybademantel	250,2	100% Polyester
5	grauer Netzpullover	228,9	72% Polyacryl; 28% Polyamid
6	blau-pinke Haube	79,5	100% Polyester (Obermaterial & Futter)
7	blaue Babyweste	143,7	100% Polyester
8	hellbraune Haube	44,7	100% Polyacryl
9	weißer Pinguin Pullover	205,6	100% Polyester
10	rosa Hasen Pullover	197,7	100% Polyester
11	orangener gestreifter Pullover	134,4	100% Polyester
12	dunkelblauer Schal	81,6	100% Polyester
13	schwarze Babyweste	126,8	68% Polyester; 32 % Polyacryl
Gesamtgewicht:		2698,8	

Waschladung: 2. & 3. Vorversuch			
Textilstück [Nr.]	Anmerkung	Gewicht [g]	Anteil [%]
1	weiß-lila Teddyweste	511,0	90% Polyester, 10% Baumwolle
2	braune Strickweste mit Knöpfen	428,1	Obermaterial: 100% Polyacryl; Hood Lining: 100% Polyester
3	beiger Pullover (Pull&Bear)	266,6	80% Polyacryl; 20% Polyester
4	grauer Babybademantel	250,2	100% Polyester
5	grauer Netzpullover	228,9	72% Polyacryl; 28% Polyamid
6	blau-pinke Haube	79,5	100% Polyester (Obermaterial & Futter)
7	blaue Babyweste	143,7	100% Polyester
8	hellbraune Haube	44,7	100% Polyacryl
9	weißer Pinguin Pullover	205,6	100% Polyester
10	rosa Hasen Pullover	197,7	100% Polyester
11	orangener gestreifter Pullover	134,4	100% Polyester
12	dunkelblauer Schal	81,6	100% Polyester
Gesamtgewicht:		2572,0	

Tab. A. 2: Prozentuelle Anteile der Waschladungen: 1. bis 3. Vorversuch (VV)

Prozentueller Anteil - Waschladung 1. Vorversuch										
Textilstück [Nr.]	Gewicht [g]	Polyester		Polyacryl		Polyamid		Baumwolle		Baumwolle [g]
		[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	
1	511,0	90	459,9	-	-	-	-	10	51,1	51,1
2	428,1	100	428,1	-	-	-	-	-	-	-
3	266,6	20	53,3	80,0	213,3	-	-	-	-	-
4	250,2	100	250,2	-	-	-	-	-	-	-
5	228,9	-	-	72,0	164,8	28	64,1	-	-	-
6	79,5	100	79,5	-	-	-	-	-	-	-
7	143,7	100	143,7	-	-	-	-	-	-	-
8	44,7	-	-	100,0	44,7	-	-	-	-	-
9	205,6	100	205,6	-	-	-	-	-	-	-
10	197,7	100	197,7	-	-	-	-	-	-	-
11	134,4	100	134,4	-	-	-	-	-	-	-
12	81,6	100	81,6	-	-	-	-	-	-	-
13	126,8	68	86,2	32,0	40,6	-	-	-	-	-
Summe [g]		2120,2	463,4		64,1		51,1			51,1
Summe [%]		78,6	17,2		2,4		1,9			1,9
Synthetik [%]:			98,1							1,9

Prozentueller Anteil - Waschladung 2. & 3. Vorversuch										
Textilstück [Nr.]	Gewicht [g]	Polyester		Polyacryl		Polyamid		Baumwolle		Baumwolle [g]
		[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	
1	511,0	90	459,9	-	-	-	-	10	51,1	51,1
2	428,1	100	428,1	-	-	-	-	-	-	-
3	266,6	20	53,3	80	213,3	-	-	-	-	-
4	250,2	100	250,2	-	-	-	-	-	-	-
5	228,9	-	-	72	164,8	28	64,1	-	-	-
6	79,5	100	79,5	-	-	-	-	-	-	-
7	143,7	100	143,7	-	-	-	-	-	-	-
8	44,7	-	-	100	44,7	-	-	-	-	-
9	205,6	100	205,6	-	-	-	-	-	-	-
10	197,7	100	197,7	-	-	-	-	-	-	-
11	134,4	100	134,4	-	-	-	-	-	-	-
12	81,6	100	81,6	-	-	-	-	-	-	-
Summe [g]		2034,0	422,8		64,1		51,1			51,1
Summe [%]		79,1	16,4		2,5		2,0			2,0
Synthetik [%]:			98,0							2,0

Tab. A. 3: Übersicht der Waschladung: Hauptversuch – Zeitreihe (HV-Z)

Waschladung: Hauptversuche - Zeitreihe (HV-Z)					
Textilstück	Anmerkung	Gewicht	Synthetik	Material	Anteil
[Nr]		[g]	[%]		[%]
1	Orangener Pullover	308,5	100	Polyacryl	100% Polyacryl
2	Schwarze Hose	259,7	100	Polyester	100% Polyester
3	Schwarzes Blumenkleid	207,8	100	Polyester	100% Polyester
4	Weißer Sporthose	186,6	100	Polyester	100% Polyester
5	Grüner Rollkragenpullover	283,9	100	Polyacryl	100% Polyacryl
Summe		1246,5			
6	Rosa Rock	172,7	≥ 50	Polyester, Baumwolle	76% Polyester, 24% Baumwolle
7	Beiges T-Shirt	102,1	≥ 50	Polyester, Viskose, Elasthan	62% Polyester, 35% Viskose, 3% Elasthan
8	Rosa Sporttop	96,9	≥ 50	Polyester, Lyocell, Elasthan	74% Polyester, 19% Lyocell, 7% Elasthan
9	Gepunktetes Sakko	410,8	≥ 50	Polyester, Viskose, Elasthan	Obermaterial: 70% Polyester, 28% Viskose, 2% Elasthan; Futter: 52% Polyester, 48% Viskose
10	Graues T-Shirt	189,2	≥ 50	Polyester, Baumwolle	50% Polyester, 50% Baumwolle
11	Türkise Weste	195,4	≥ 50	Polyacryl, Baumwolle	50% Polyacryl, 50% Baumwolle
Summe		1167,1			
12	Beige Hose	507,9	< 50	Baumwolle, Polyester, Elasthan	85% Baumwolle, 13% Polyester, 2% Elasthan
13	Grüne Weste	530,3	< 50	Baumwolle, Polyester	65% Baumwolle, 35% Polyester
14	Rosa Short	146,3	< 50	Baumwolle, Polyamid	55% Baumwolle, 45% Polyamid
Summe		1184,5			
Gesamt:		3598,1			

Tab. A. 4: Prozentueller Anteil der Waschlading: Hauptversuch – Zeitreihe (HV-Z)

Textilstück [Nr]	Gewicht		Polyester		Polyacryl		Elastan		Polyamid		Viskose		Lyocell		Baumwolle	
	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]	[g]	[%]
1	308,5	-	-	100	308,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	259,7	100	259,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	207,8	100	207,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	186,6	100	186,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	283,9	-	-	100	283,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	172,7	76	131,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24	41,4
7	102,1	62	63,3	-	-	-	3	3,1	-	-	35	35,7	-	-	-	-
8	96,9	74	71,7	-	-	-	7	6,8	-	-	-	-	19	18,4	-	-
9	410,8	64	262,9	-	-	-	1	5,5	-	-	35	142,4	-	-	-	-
10	189,2	50	94,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50	94,6
11	195,4	-	-	50	97,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50	97,7
12	507,9	13	66,0	-	-	-	2	10,2	-	-	-	-	-	-	85	431,7
13	530,3	35	185,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65	344,7
14	146,3	-	-	-	-	-	-	-	45	65,8	-	-	-	-	55	80,5
Summe [g]	1529,5	690,1	25,5	178,1	18,4	1090,6	1,8	5,0	30,3							
Summe [%]	42,5	19,2	0,7	5,0	0,5	30,3	1,8	5,0	30,3							
Synthetik [%]	69,7															
	Baumwolle [%] 30,3															

Tab. A. 5: Übersicht der Waschlading: Hauptversuche – Schleuderzahl/Waschmittel/Waschbeutel (HV-S/W/WB)

Waschlading: Hauptversuche Schleuderzahl/Waschmittel/Waschbeutel (HV-S/W/WB)				
Textilstück	Anmerkung	Gewicht	Synthetik	Anteil
[Nr.]		[g]	[%]	[%]
1	Graue Sporthose	320,7	100	100 % Polyester
2	Blauer Rock (gemustert)	275,3	100	100 % Polyester
3	Rosa Kleid (Blumen)	198,3	100	100 % Polyester
4	Dunkelblaue Sporthose	370,1	100	100 % Polyester
5	Blaues Sportshirt	161,1	100	100 % Polyester
6	Gelbes Sportshirt	194,5	100	100 % Polyester
	Summe	1520,0		
7	Rosa Rock	172,7	≥ 50	76% Polyester, 24% Baumwolle
8	Grüner Hoodie	552,8	≥ 50	80% Polyester, 20% Baumwolle
9	Graues T-Shirt	189,2	≥ 50	50% Polyester, 50% Baumwolle
	Summe	914,7		
10	Grüne Weste	530,3	< 50	65% Baumwolle, 35% Polyester
11	Nachthemd	316,2	< 50	62% Baumwolle, 38% Polyester
12	Graues T-Shirt (Baby)	133,3	< 50	51,% Baumwolle, 49% Polyester
13	Schwarzes T-Shirt	176,4	< 50	70% Baumwolle, 30% Polyester
	Summe	1156,2		
	Gesamt:	3590,9		

Tab. A. 6: Prozentueller Anteil der Waschlading: Hauptversuche – Schleuderzahl/Waschmittel/Waschbeutel (HV-S/W/WB)

Prozentueller Anteil - Waschlading: Hauptversuche Schleuderzahl/Waschmittel/Waschbeutel (HV-S/W/WB)					
Textilstück	Gewicht	Polyester		Baumwolle	
		[g]	[%]	[g]	[%]
[Nr.]	[g]	[g]	[%]	[g]	[%]
1	320,7	320,7	100	-	-
2	275,3	275,3	100	-	-
3	198,3	198,3	100	-	-
4	370,1	370,1	100	-	-
5	161,1	161,1	100	-	-
6	194,5	194,5	100	-	-
7	172,7	131,3	76	41,4	24
8	552,8	442,2	80	110,6	20
9	189,2	94,6	50	94,6	50
10	530,3	185,6	35	344,7	65
11	316,2	120,2	38	196,0	62
12	133,3	65,3	49	68,0	51
13	176,4	52,9	30	123,5	70
	Summe [g]	2612,09		978,81	
	Summe [%]	72,7		27,3	
	Synthetik [%]	72,7		Baumwolle [%]	27,3

Textilstück 1



Textilstück 2



Textilstück 3



Textilstück 4



Textilstück 5



Textilstück 6



Textilstück 7

m= 143,7 g



Textilstück 8



Textilstück 9



Textilstück 10





Abb. A. 1: Textilstücke inkl. Materialetiketten: Vorversuche (VV)

Textilstück 1



Textilstück 2



Textilstück 3



Textilstück 4



Textilstück 5



Textilstück 6



Textilstück 7



Textilstück 8



Textilstück 9



Textilstück 10





Abb. A. 2: Textilstücke inkl. Materialetiketten: Hauptversuch – Zeitreihe (HV-Z)



Abb. A. 3: Textilstücke inkl. Materialetiketten: Hauptversuche – Schleudern/Waschmittel/Waschbeutel (HV-S/W/WB)

Anhang B – Versuchsprotokolle und Ergebnisse

Tab. B. 1: Versuchsprotokoll Vorversuche (VV)

Allgemeines		Waschmaschineinstellungen			Waschladung		Waschmittel	
Versuchsnummer	Datum; Uhrzeit	Waschprogramm	Temperatur [°C]	Schleuderdrehzahl [U/min]	Waschdauer (lt. Programm) [min]	Gesamt [kg]	Anzahl Kleidungsstücke	Waschmittel
V001.1	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.2	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.3	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.4	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.5	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.6	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.7	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.8	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V001.9	02.12.24; 09:05	Mix 40	40	800	125	2,70	13	nein
V002.1	09.12.24; 09:25	Mix 40	40	800	125	2,57	12	nein
V002.2	09.12.24; 09:25	Mix 40	40	800	125	2,57	12	nein
V002.3	09.12.24; 09:25	Mix 40	40	800	125	2,57	12	nein
V002.4	09.12.24; 09:25	Mix 40	40	800	125	2,57	12	nein
V003.1	11.12.24; 11:10	Mix 40	40	800	125	2,57	12	nein

Allgemeines		Filter				Probenentnahme				
Versuchsnummer	Datum; Uhrzeit	Filtrationsart	Filter Nr.	Filtertyp	Maschenweite [µm]	Filterdurchmesser [mm]	Filter (leer) [g]	Filter (nach Filtration) [g]	Probenmasse [g]	
V001.1	02.12.24; 09:05	Vakuum	1	Cellulose	8	47	0,0675	0,0904	0,0229	
V001.2		Vakuum	2	Cellulose	8	47	0,0674	0,0797	0,0123	
V001.3		Vakuum	3	Metal	5	47	0,7519	0,753	0,0011	
V001.4		Vakuum	4	Metal	10	47	1,3528	1,3589	0,0061	
V001.5		Vakuum	5	Metal	20	47	1,1039	1,1132	0,0093	
V001.6		Vakuum	6	Metal	50	47	0,3948	0,4004	0,0056	
V001.7		Vakuum	7	Metal	10	200	-	-	1,2605	
V001.8		Vakuum	8	Metal	20	200	-	-	0,5266	
V001.9		Vakuum	9	Metal	50	47	0,3948	0,3948	0,1318	
V002.1	09.12.24; 09:25	Vakuum	10	Metal	10	47	-	-	1,4496	
V002.2		Vakuum	11	Metal	10	200	-	-	-	
V002.3		Vakuum	12	Metal	10	200	-	-	-	
V002.4		Druck	13	Metal	10	230	-	-	-	
V003.1	11.12.24; 11:10	Druck	-	Metal	10	230	-	-	1,0829	
Gesamt 1.VV:								0,5266	0,1318	
Gesamt 2.VV:								-	-	1,0829
Gesamt 3.VV:								-	-	0,572

Tab. B. 2: Versuchsprotokoll Hauptversuche (HV-Z/S/W/WB) (1/2)

Allgemeines		WaschmaschinenEinstellungen					Waschladung			
Versuchs Nr.	Datum; Uhrzeit	Waschprogramm	Temp. [°C]	Schleuderzahl [U/min]	Waschdauer (lt. Progr.) [min]	Gesamt [g]	100% Synthetik [g]	≥ 50% Synthetik [g]	<50% Synthetik [g]	Anzahl Kleidungsstücke
HV-Z 1	16.12.24; 10:09	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 2	08.01.25; 11:00	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 3	13.01.25; 09:00	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 4	13.01.25; 12:00	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 5	15.01.25; 12:00	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 6	20.01.25; 08:45	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 7	20.01.25; 11:45	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 8	27.01.25; 08:45	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z 9	27.01.25; 11:55	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-Z-10	29.01.25; 12:00	Mix 40	40	800	125	3598,10	1246,50	1167,10	1184,50	14
HV-S 1	03.02.25; 08:40	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-S 2	03.02.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-S 3	17.02.25; 09:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-S 4	17.02.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-S 5	18.02.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-S 6	24.02.25; 8:45	Koch-/Buntwäsche	40	800	132	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-S 7	24.02.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	800	132	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-W 0	10.03.25; 09:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-W 1	17.03.25; 09:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-W 2	17.03.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-W 3	18.03.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-W 4	24.03.25; 09:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-W 5	24.03.25; 12:00	Koch-/Buntwäsche	40	1400	135	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-WB 1	27.03.2025; 07:30	Mix 40	40	800	125	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-WB 2	27.03.2025; 10:00	Mix 40	40	800	125	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13
HV-WB 3	27.03.2025; 13:00	Mix 40	40	800	125	3590,90	1520,00	914,70	1156,20	13

Tab. B. 3: Versuchsprotokoll Hauptversuche (HV-Z/S/W/WB) (2/2)

Versuchsnummer	Allgemeines		Waschmittel u. Zusätze			Probentnahme		
	Datum; Uhrzeit	Waschmittel	Waschmittelart	Waschmittelmenge [g] bzw. [ml]	Filtertyp	Maschenweite [µm]	Probenmasse [g]	
HV-Z 1	16.12.24; 10:09	nein	-	-	Metal	10	1,7565	
HV-Z 2	08.01.25; 11:00	nein	-	-	Metal	10	1,3222	
HV-Z 3	13.01.25; 09:00	nein	-	-	Metal	10	1,5342	
HV-Z 4	13.01.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	1,6553	
HV-Z 5	15.01.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	1,3981	
HV-Z 6	20.01.25; 08:45	nein	-	-	Metal	10	1,3751	
HV-Z 7	20.01.25; 11:45	nein	-	-	Metal	10	1,4022	
HV-Z 8	27.01.25; 08:45	nein	-	-	Metal	10	1,3847	
HV-Z 9	27.01.25; 11:55	nein	-	-	Metal	10	1,3301	
HV-Z 10	29.01.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	1,1991	
HV-S 1	03.02.25; 08:40	nein	-	-	Metal	10	1,1666	
HV-S 2	03.02.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	0,8934	
HV-S 3	17.02.25; 09:00	nein	-	-	Metal	10	0,8643	
HV-S 4	17.02.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	0,7117	
HV-S 5	18.02.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	0,6593	
HV-S 6	24.02.25; 8:45	nein	-	-	Metal	10	0,7239	
HV-S 7	24.02.25; 12:00	nein	-	-	Metal	10	0,7273	
HV-W 0	10.03.25; 09:00	ja	Pulver	44	Metal	10	-	
HV-W 1	17.03.25; 09:00	ja	Flüssig	40	Metal	20	0,6559	
HV-W 2	17.03.25; 12:00	ja	Flüssig	40	Metal	20	0,5735	
HV-W 3	18.03.25; 12:00	ja	Flüssig	40	Metal	20	0,6112	
HV-W 4	24.03.25; 09:00	ja	Flüssig	40	Metal	20	0,5522	
HV-W 5	24.03.25; 12:00	ja	Flüssig	40	Metal	20	0,5077	
HV-WB 1	27.03.2025; 07:30	nein	-	-	Metal	10	0,3384	
HV-WB 2	27.03.2025; 10:00	nein	-	-	Metal	10	0,3137	
HV-WB 3	27.03.2025; 13:00	nein	-	-	Metal	10	0,2648	

Tab. B. 4: Vollständige Berechnung der Aschegehalte (HV-Z/S/W/WBI)

Bestimmung des Aschegehaltes der Prüfmenge A										
Reihe	Versuchs Nr.	Tara Nr.	m ₁ (Tara-A) [g]	m ₂ (Prüfmenge-A + Tara-A) [g]	m _{Prüfmenge-A} [g]	m ₃ (Asche-A + Tara-A) [g]	m _{Asche-A} [g]	A _{ASRF-A} [%]	A _{SRF-A} /m _{Prüfmenge-A} [%/g]	A _{SRF-A} für Versuchsreihe [%/g]
HV-Z	HV-Z-2	2	29,4839	29,9865	0,5026	29,5444	0,0605	12,0	24,0	
	HV-Z-5	3	27,521	28,0271	0,5061	27,5681	0,0471	9,3	18,4	20,1
	HV-Z-8	4	27,6535	28,1557	0,5022	27,6988	0,0453	9,0	18,0	
HV-S	HV-S-5	2	29,4854	30,1447	0,6593	29,5268	0,0414	6,3	9,5	9,5
	HV-W-5	3	27,5216	28,0293	0,5077	27,5688	0,0472	9,3	18,3	18,3
HV-WB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. B. 5: Vollständige Ergebnisübersicht (1/2)

Bestimmung des Aschegehaltes der Prüfmenge A				
Versuchs Nr.	[1] $m_{1(\text{Tara-A})}$	[2] $m_{2(\text{Prüfmenge-A} + \text{Tara-A})}$	[3] $m_{3(\text{Asche-A} + \text{Tara-A})}$	[4] $A_{\text{SRF-A}}$
	[g]	[g]	[g]	[%]
HV-Z 2	29,4839	29,9865	29,5444	12,0
HV-Z 5	27,521	28,0271	27,5681	9,3
HV-Z 8	27,6535	28,1557	27,6988	9,0
HV-S 5	29,4854	30,1447	29,5268	6,3
HV-W 5	27,5216	28,0293	27,5688	9,3
Selektive Auflösung der Prüfmenge B				
Versuchs Nr.	[5] Probenmasse	[6] $m_{\text{Prüfmenge-B}}$ bzw. m_{SRF}	[7] $m_{\text{filter-B}}$	[8] $m_{\text{residue-B}}$
		[g]	[g]	[g]
HV-Z 2	1,3222	0,8196	0,1113	0,3368
HV-Z 5	1,3981	0,8920	0,1108	0,319
HV-Z 8	1,3847	0,8825	0,1124	0,3434
HV-Z 1	1,7565	1,7565	0,1128	0,7682
HV-Z 3	1,5342	1,5342	0,1133	0,5331
HV-Z 4	1,6553	1,6553	0,1111	0,5742
HV-Z 6	1,3751	1,3751	0,1132	0,5321
HV-Z 7	1,4022	1,4022	0,1129	0,5376
HV-Z 9	1,3301	1,3301	0,1135	0,4754
HV-Z-10	1,1991	1,1991	0,1140	0,4323
HV-S 1	1,1666	1,1666	0,1145	0,4755
HV-S 2	0,8934	0,8934	0,1145	0,3415
HV-S 3	0,8643	0,8643	0,1149	0,2858
HV-S 4	0,7117	0,7117	0,1126	0,2623
HV-S 6	0,7239	0,7239	0,1131	0,2794
HV-S 7	0,7273	0,7273	0,2274	0,3562
HV-W 1	0,6559	0,6559	0,1121	0,3418
HV-W 2	0,5735	0,5735	0,1128	0,3024
HV-W 3	0,6112	0,6112	0,1121	0,3064
HV-W 4	0,5522	0,5522	0,1132	0,2616
HV-WB 1	0,3384	0,5077	0,1143	0,2011
HV-WB 2	0,3137	0,3384	0,1138	0,1817
HV-WB 3	0,2648	0,3137	0,1144	0,1569

Tab. B. 6: Vollständige Ergebnisübersicht (2/2)

Bestimmung des Aschegehalt des Rückstandes (Prüfmenge B)				
Versuchs Nr.	[9] $m_{1(\text{Tara-B})}$	[10] $m_{2(\text{residue-B} + \text{Tara-B})}$	[11] $m_{3(\text{Asche-B} + \text{Tara-B})}$	[12] $m_{\text{residue-ash-B}}$
	[g]	[g]	[g]	
HV-Z 2	29,4845	29,8213	29,6481	0,1636
HV-Z 5	27,5205	27,8395	27,6711	0,1506
HV-Z 8	27,6539	27,9973	27,8083	0,1544
HV-Z 1	29,4846	30,2528	29,7636	0,279
HV-Z 3	27,5211	28,0542	27,7256	0,2045
HV-Z 4	27,6544	28,2286	27,8781	0,2237
HV-Z 6	32,5735	33,1056	32,7613	0,1878
HV-Z 7	27,8152	28,3528	27,9983	0,1831
HV-Z 9	33,3733	33,8487	33,5504	0,1771
HV-Z-10	35,1579	35,5902	35,3216	0,1637
HV-S 1	47,6863	48,1618	47,9158	0,2295
HV-S 2	24,0945	24,436	24,2707	0,1762
HV-S 3	33,1336	33,4194	33,2941	0,1605
HV-S 4	29,4851	29,7474	29,6243	0,1392
HV-S 6	27,5203	27,7997	27,6584	0,1381
HV-S 7	27,6545	28,0107	27,8990	0,2445
HV-W 1	32,5726	32,9144	32,7784	0,2058
HV-W 2	27,8152	28,1176	28,0023	0,1871
HV-W 3	33,3734	33,6798	33,5527	0,1793
HV-W 4	35,1576	35,4192	35,3147	0,1571
HV-WB 1	47,6863	47,8874	47,8171	0,1308
HV-WB 2	24,0945	24,2762	24,2208	0,1263
HV-WB 3	33,1335	33,2904	33,2558	0,1223
Berechnung des Gehaltes an Nicht-Biomasse				
Versuchs Nr.	[13] $A_{\text{SRF-A}}$	[14] $w_{\text{B},\%}$	[15] $w_{\text{NB},\%}$	[16] m_{NB}
	[%]	[%]	[%]	[g]
HV-Z 2	19,63	59,24	21,13	0,1732
HV-Z 5	16,40	64,72	18,88	0,1684
HV-Z 8	15,85	62,73	21,42	0,1890
HV-Z 1	35,31	36,84	27,85	0,4892
HV-Z 3	30,84	47,74	21,42	0,3286
HV-Z 4	33,27	45,55	21,17	0,3505
HV-Z 6	27,64	47,32	25,04	0,3443
HV-Z 7	28,18	46,53	25,28	0,3545
HV-Z 9	26,74	50,84	22,43	0,2983
HV-Z-10	24,10	53,50	22,40	0,2686
HV-S 1	11,11	67,80	21,09	0,2460
HV-S 2	8,51	72,99	18,50	0,1653
HV-S 3	8,23	77,27	14,50	0,1253
HV-S 4	6,78	75,92	17,30	0,1231
HV-S 6	6,89	73,59	19,52	0,1413
HV-S 7	6,93	77,71	15,36	0,1117
HV-W 1	12,01	67,25	20,73	0,1360
HV-W 2	10,50	69,39	20,10	0,1153
HV-W 3	11,19	68,01	20,80	0,1271
HV-W 4	10,11	70,96	18,92	0,1045
HV-WB 1	-	86,15	13,85	0,0703
HV-WB 2	-	83,63	16,37	0,0554
HV-WB 3	-	88,97	11,03	0,0346

Anhang C – Fotografische Dokumentation



Abb. C. 1: Probensammlung Vorversuche



Abb. C. 2: Proben für Voranalyse

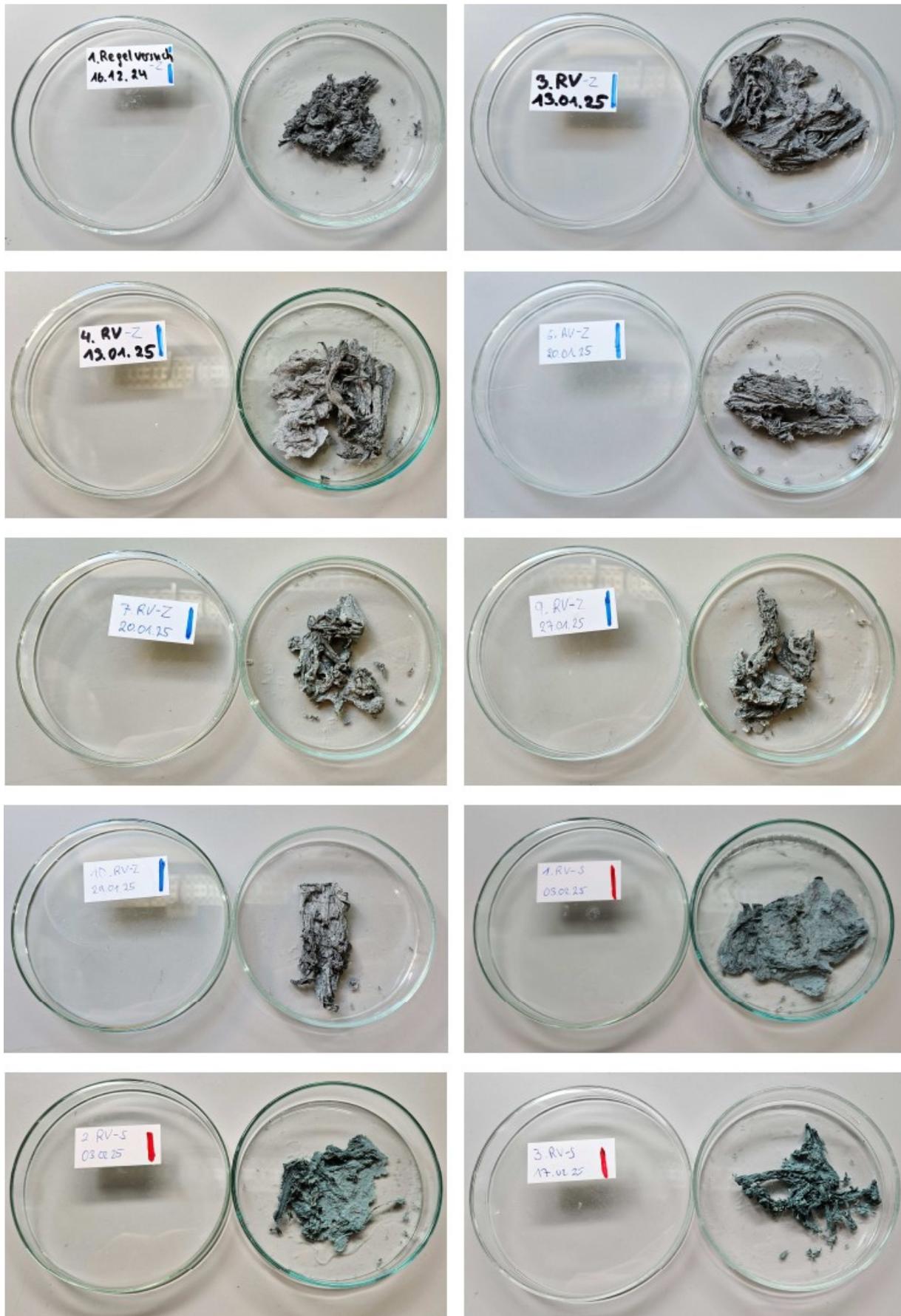


Abb. C. 3: Proben für Hauptanalyse

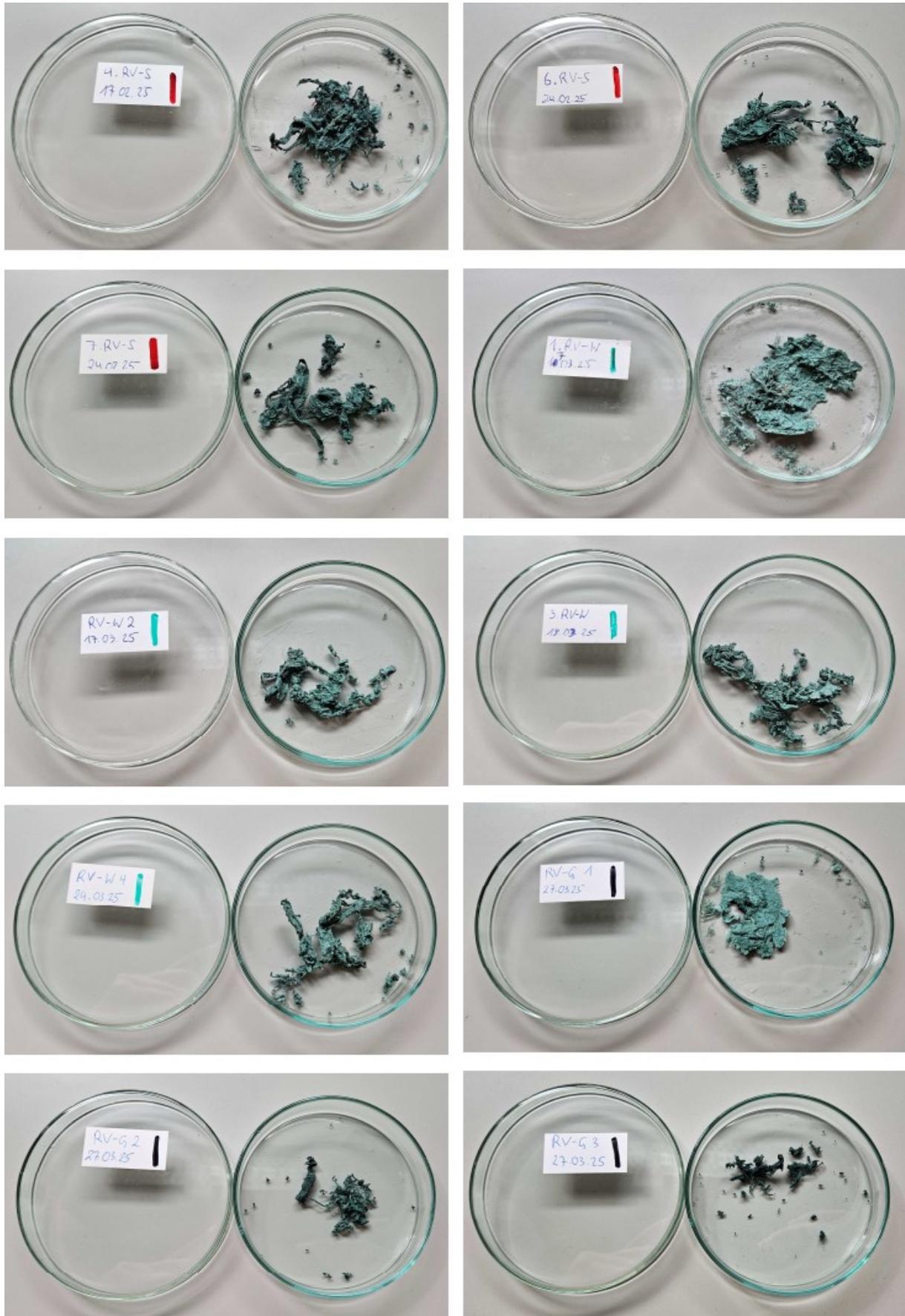


Abb. C. 4: Proben für Hauptanalyse (2/2)



Abb. C. 5: Hauptanalyse: Selektive Auflösung der Proben während SDM



Abb. C. 6: Hauptanalyse: Filtration der Proben während SDM



Abb. C. 7: Hauptanalyse: Trocknung der Proben nach Filtration



Abb. C. 8: Hauptanalyse: Proben nach Trocknung (1/2)

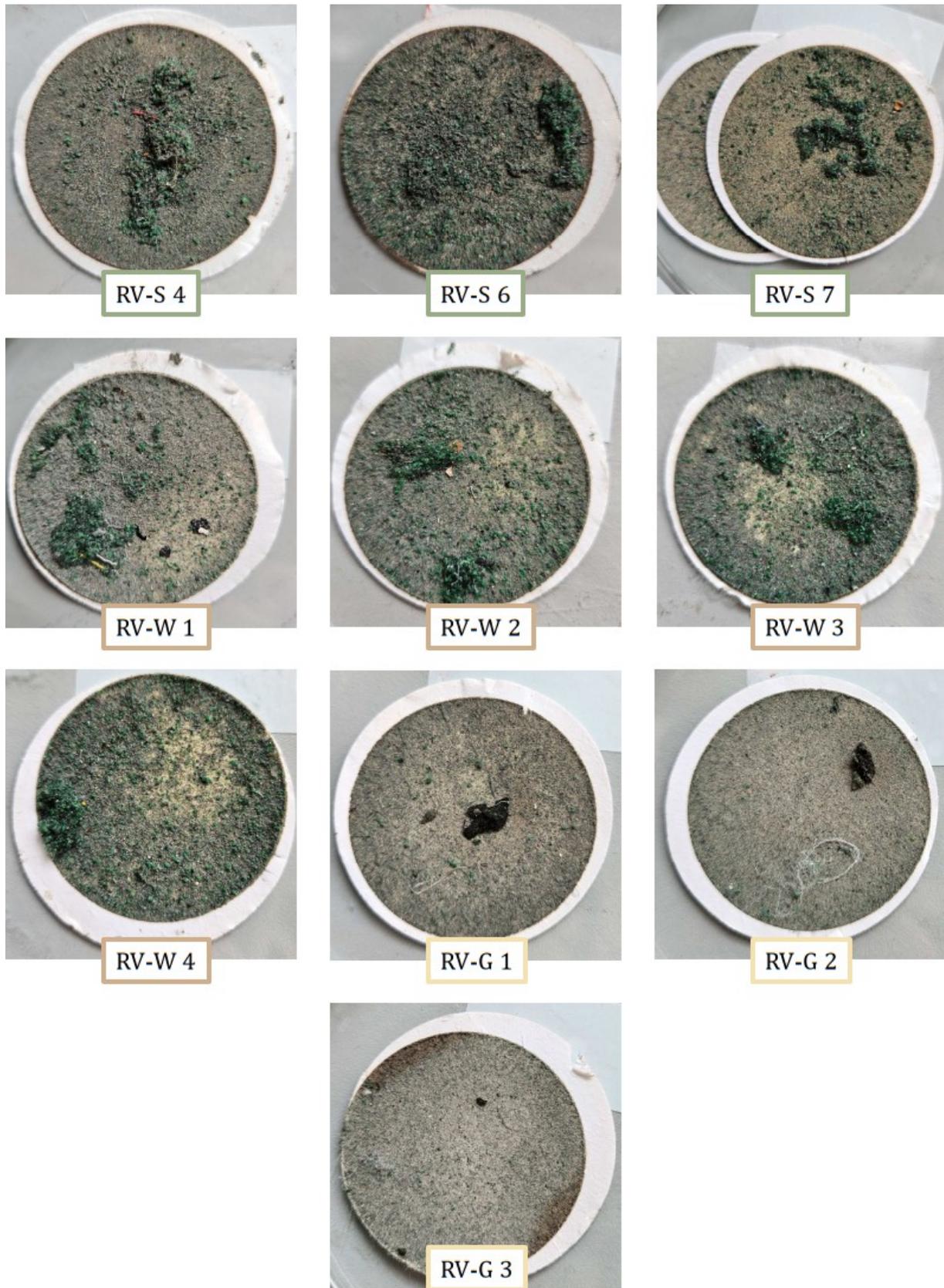


Abb. C. 9: Hauptanalyse: Proben nach Trocknung (2/2)



Abb. C. 10: Hauptanalyse: Proben vor der Veraschung



Abb. C. 11: Hauptanalyse: Proben nach der Veraschung