



Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt

Vertragsnummer 23.0080.PJ / 5658BB7E3

GESUNDHEITLICHE BEURTEILUNG VON MIKROPLASTIK IN DER AUSSENLUFT

Ein Übersichtsbericht der lufthygienischen Dokumentationsstelle
LUDOK

Meltem Kutlar Joss, Nicole Probst-Hensch

November 2024

IMPRESSUM



Auftraggeber:
Bundesamt für Umwelt
Abt. Luftreinhaltung und Chemikalien
CH-3003 Bern

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer:
Schweizerisches Tropen- und Public Health-Institut
Kreuzstrasse 2
4123 Allschwil
Schweiz
www.swisstph.ch

Kontakt
Meltem Kutlar Joss
Projektleiterin LUDOK
Epidemiologie und Public Health
Chronic Disease Epidemiology Department
T: +41 61 284 88 20
E-Mail: meltem.kutlar@swisstph.ch

Autorinnen: Meltem Kutlar Joss, Nicole Probst-Hensch

Begleitung BAFU: Ron Kappeler

Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich



Danksagung

Ein besonderer Dank geht an Luc Lutz, der einen grossen Beitrag zum Literaturscreening und der Datenerfassung geleistet hat.

Vorgeschlagene Zitierung

Kutlar Joss, M., Probst-Hensch, N. (2024). Gesundheitliche Beurteilung von Mikroplastik in der Aussenluft – Ein Übersichtsbericht der lufthygienischen Dokumentationsstelle LUDOK. Im Auftrag des Bundesamts für Umwelt.

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol, abgeschwächte Totalreflexion
ADME	Absorption Distribution Metabolism Excretion, beschreibt die Mechanismen der Aufnahme, Verteilung, Verstoffwechselung und Ausscheidung von Stoffen
AFM, SFM	Rasterkraftmikroskop, auch atomares Kraftmikroskop oder Atomkraftmikroskop
AR	Acryl
AS	Acrylonitril Styrol
ATR	Attenuated Total Reflection
BAFU	Bundesamt für Umwelt (BAFU)
BALF	Bronchioalveoläre Lavage
BDE	Bromierter Diphenylether – ein Flammschutzmittel
BFR	brominated flame retardants, bromierte Flammschutzmittel
BPA	Bisphenol A
BW	Baumwolle
COPD	Chronic Obstructive Pulmonary Disease, chronisch obstruktive Lungenerkrankung
CPE	Chloriertes Polyethylen
DBDPE	Decabromdiphenylethan – ein Flammschutzmittel
DEHP	Bis(2-ethylhexyl)phthalat, Diethylhexylphthalat
DLS /PCS / QELS	Dynamische Lichtstreuung / Photonenkorrelationsspektroskopie / quasielastische Lichtstreuung
DSC	Dynamische Differenzialkalorimetrie
EC	elemental carbon, elementarer Kohlenstoff - ein Mass für Russ
EDS	Energy-dispersive X-ray spectroscopy, Energiedispersive Röntgenspektroskopie
EP	Ethylenpropylen
EPDM	Ethylen-Propylen-Dien-Monomer, ein Elastomer
EPS	expandierte Polystyrolschäume
ESEM	Environmental Scanning Electron Microscopy
EU	Europäische Union
EVAC	Ethylen-Vinylacetat-Copolymer
	kälteunempfindliche herausziehbare Ausgießer von Kanistern, Folien für Landwirtschaft und Gartenbau, Einschweißfolien, Duschvorhänge, Fußbodenbeläge, Dachbahnen und Elektrokabel
FTIR / μ -FTIR	Fourier transformation infrared spectroscopy, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie / Mikrobolometer-FTIR
FVC	Forced vital capacity, Forcierte Vitalkapazität – ein Lungenfunktionsparameter
GCMS	Gaschromatographie mit Massenspektroskopie
HBCDD	Hexabromocyclododecan – ein Flammschutzmittel
HBM4EU	Europäische Human Biomonitoring Initiative (Projekt)
HDPE	High Density Polyethylene, Hart-Polyethylen
HPLC / HPLC-UV	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie / mit UV-Detektor
IBS	Irritable bowel syndrome, eine chronisch entzündliche Darmerkrankung
ICP-AES / ICP-OES	Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma / optische Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
IQR	Interquartile range. Interquartilspanne
IR	Infrared, infrarot
kA	Keine Angabe(n)
LC/MS, HPLC-MS	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
LDIR	Laser direct infrared imaging, Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebung
LDPE	Low Density Polyethylen
LUDOK	lufthygienische Dokumentationsstelle (LUDOK)
MALS –AF4	Mehrwinkel-Lichtstreuung - gekoppelt mit asymmetrischer Fluss-Feld-Fluss-Fraktionierung
MMMF	Man-made mineral fibres, menschengemachte Mineralfasern
MP	Mikro und Nanoplastik
NABEL	Nationale Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe

NIRS	Nahinfrarotspektroskopie
nm	Nanometer
NR	Natural rubber, Naturkautschuk
NOAEC	No observed adverse effect concentration
OC	organic carbon, organischer Kohlenstoff - ein Mass für Russ
OM	organic matter, organische Materie - ein Mass für Russ
OPFR	organophosphate flame retardants, Phosphorsäureester Flammschutzmittel
O-PTIR	Optische photothermische Infrarotspektroskopie
PA	Polyamid
PAA	Poly-N-methylacrylamid
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAN	Polyacryl
PBDE	Organische polybromierte Diphenylether
PBS	Polybutylensuccinat
PBT	Polybutylene terephthalate, Pentabromtoluol
PC	Polycarbonat (CDs, DVDs, Glasersatz bei Flaschen) sowie Epoxidharze
PE	Polyethylen
PE-HD	Polyethylen hoher Dichte (Recycling-Code 02)
PE-LD	Polyethylen niedriger Dichte (Recycling-Code 03)
PEP	Polyethylen-co-propylen
PES	Polyester
PET	Polyethylenterephthalat (Recycling-Code 01)
(P)EVA	Polyethylen-vinylazetat
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen
Phe	Phenoxyharz
PM1	Particulate Matter: Feinstaub / Schwebestaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von 1 µm oder kleiner
PM10	Particulate Matter: Feinstaub / Schwebestaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm oder kleiner
PM10-2.5	Particulate Matter: Feinstaub / Schwebestaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2.5-10 µm
PM2.5	Particulate Matter: Feinstaub / Schwebestaub mit einem aerodynamischen Durchmesser von 5 µm oder kleiner
PMA	Polymethylacrylat
PMMA	Polymethylmethacrylat (Plexiglas)
POM	Polyoxymethylen (Polyacetal)
PP	Polypropylen (Recycling-Code 05)
PS	Polystyrol (Recycling-Code 06)
PTFE	Polytetrafluoroethylen
PU	Polyurethan
PUR	Polyurethan
PVA/PVAc	Polyvinylazetat
PVC	Polyvinylchlorid (Recycling-Code 03)
Py-GC/MS	Pyrolyse mit Gaschromatographie und Massenspektrometrie
PVS	Polyvinylstearat
Raman / µ-Raman	Methode zur Untersuchung der inelastischen Streuung von Licht an Molekülen oder Festkörpern – Zur Bestimmung des Materials
REACH	Verordnung zu Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
REM	Rasterelektronenmikroskope
ROS	Reactive oxygen species, Reaktive Sauerstoffspezies
RTEM	Rastertransmissionselektronenmikroskopie
RY	Rayon (Kunstseide)
SAM	Spectral Angle Mapping, Spektroradiometrie
SBR	Styrol/Butadien Gummi
SD	Standard deviation, Standardabweichung

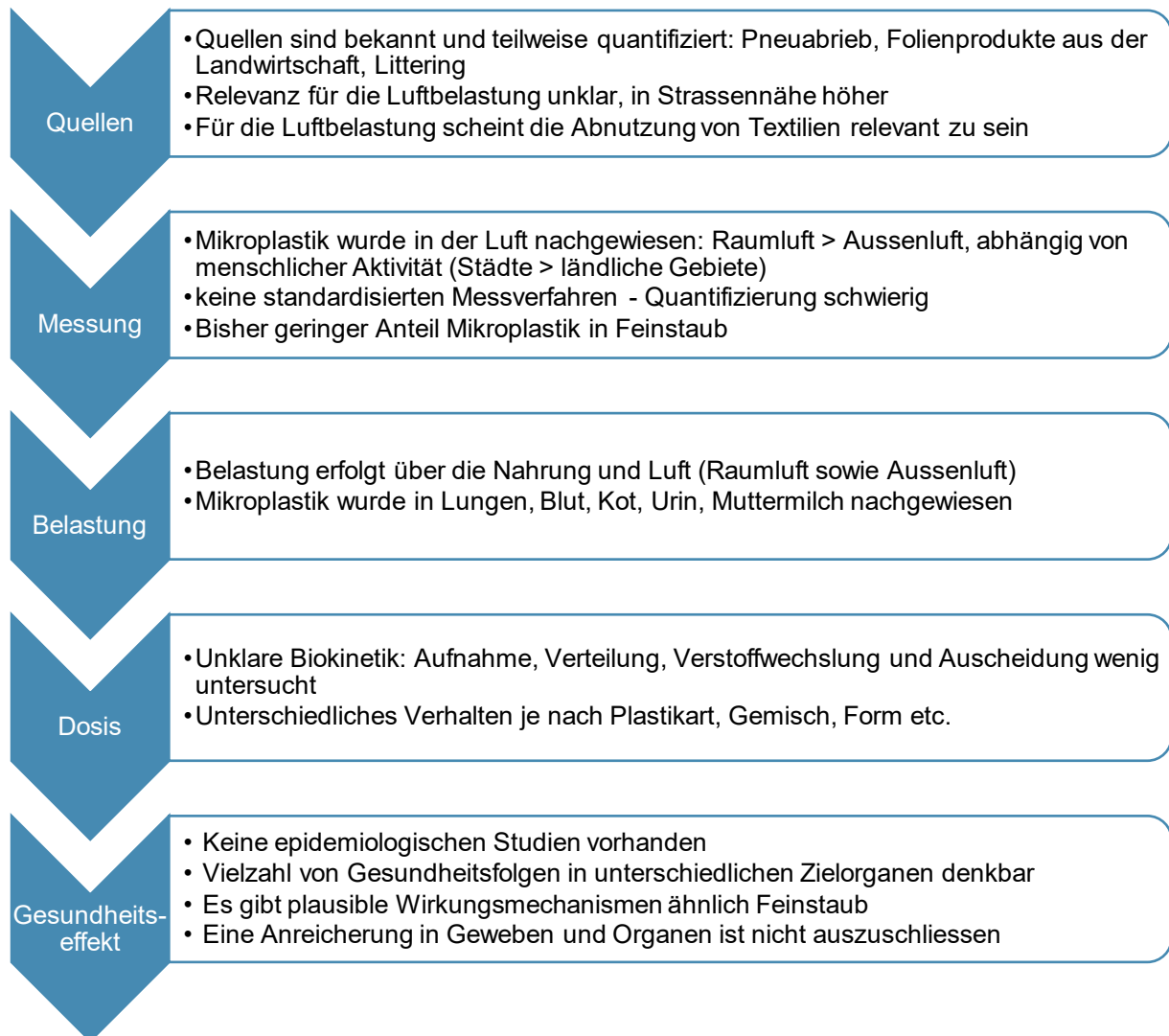
SEM	Scanning electron microscopy, Rasterelektronenmikroskopie
SEM-EDRS	Energiedispersive Röntgenspektroskopie oder auch energiedispersive Röntgenanalyse (EDAS)
SEM-EDXS	Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersive Röntgenanalyse
SIMS / TOF-SIMS / MALDI	Sekundärionen-Massenspektrometrie / Flugzeitmassenspektrometer (time of flight, TOF) / Matrix–Assistierte Laser–Desorption–Ionisierung mit der Flugzeitanalyse (engl.)
TED-GC/MS	Thermische Extraktions- und Desorptions-Gaschromatographie mit Massenspektroskopie
TEM	Transmissionselektronenmikroskopie kombiniert mit Elektronenenergieverlustspektroskopie oder Fluoreszenz, Rastertransmissionselektronenmikroskopie (RTEM)
TGA	thermogravimetrische Analyse, auch Thermogravimetrie
TPU	Thermoplastische Urethane
TSP	Total suspended matter, Gesamtschwebestoffe - alle in der Luft gelösten Partikel
US EPA	US Environmental Protection Agency, US amerikanische Umweltschutzbehörde
UV	Ultraviolett
WHO	World Health Organization, Weltgesundheitsorganisation
XPS	extrudierte Polystyrolschäume
μ-FTIR	Micro-Fourier transformation infrared spectroscopy, Mikro-Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer
μm	Mikrometer

INHALTSVERZEICHNIS

Impressum	ii
Abkürzungsverzeichnis	iii
Inhaltsverzeichnis	vi
Executive Summary	8
1. Auftrag und Ziel	11
2. Vorgehen	11
2.1 Literatursuche	11
2.2 Literaturauswahl und Struktur des Berichts	12
3. Definition & Charakterisierung: Was ist Mikro- oder Nanoplastik?	13
3.1 Grösse (Size)	13
3.2 Material (und Farbe)	14
3.3 Form bzw. Struktur (shape)	15
3.4 Oberflächeneigenschaften (surface)	15
3.5 Zusatzstoffe (additives)	15
3.5.1 Weichmacher	16
3.5.2 Flammschutzmittel	16
3.5.3 Andere Zusatzstoffe	16
4. Quellen von Mikroplastik	18
4.1 Quellen von Mikroplastik in der Aussenluft	20
4.1.1 Reifenabrieb	21
4.2 Quellen von Mikroplastik in der Raumluft	24
5. Messung von Mikroplastik in der Luft	25
5.1 Messmethoden	25
5.1.1 Probensammlung	25
5.1.2 Analysemethoden	26
5.1.3 Qualitätssicherung	27
5.2 Messdaten zur Mikroplastikbelastung in der Luft	27
6. Von der Exposition zur Aufnahme und dem Verbleib von Mikroplastik im Menschen	38
6.1 Belastungsrouten	38
6.2 Schicksal von Mikroplastik im Körper: Dosimetrie und Biokinetik	40
6.2.1 Inhalative Aufnahme	40
6.2.2 Orale Aufnahme	41
6.2.3 Verbleib	42
6.3 Belastung des Menschen	43
6.3.1 Humanbiomonitoring	43
6.3.2 Belastungsabschätzungen für den Menschen	49
7. Wirkung	51

7.1	Wirkungsmechanismen	51
7.1.1	Toxikologisch relevante Eigenschaften von Mikroplastik.....	51
7.1.2	Wichtigste Wirkungsmechanismen	54
7.2	Studien bei Arbeitnehmenden – arbeitsmedizinische Perspektiven	55
7.3	Hinweise für gesundheitliche Effekte aus epidemiologischen Studien	60
7.3.1	Spezifische Wirkungen von Reifenabrieb.....	60
7.3.2	Sterblichkeit	61
7.3.3	Krebs	61
7.3.4	Respiratorische Effekte.....	62
7.3.5	Wirkungen auf das Herz-/Kreislaufsystem	63
7.3.6	Hormonhaushalt, Metabolismus und geburtshilfliche Zielgrößen	63
7.3.7	Neurologische Wirkungen	64
7.3.8	Weitere mögliche Wirkungen	64
8.	Schlussfolgerungen.....	65
9.	Forschungs- und Handlungsbedarf	66
10.	Referenzen	68
	Anhang	90
	Appendix A: Suchstrategie und Ergebnisse	90
A.1	Suchstrategie Web of Science Core Collection Suche 7.6.2023	90
A.2	LUDOK-Suche 18.7.2023	92
A.3	Ergänzende PubMed-Suche 17.9.2024	92
A.4	PRISMA Flow-Chart	92
	Appendix B: Messmethoden	93
B.1	Liste nicht-destruierender Bestimmungsmethoden von Mikroplastikpartikeln.....	93
B.2	Liste nicht-destruierender Bestimmungsmethoden von Mikroplastikpartikeln.....	96
B.3	Qualitätskriterien für die Messung und Bestimmung von Mikroplastik in der Luft	98
	Appendix C: Abbildung zu Aufnahmewegen, Verteilung und mögliche Wirkungen von Mikroplastik	101
	Appendix D: Forschung	102

EXECUTIVE SUMMARY



Die Mikroplastikbelastung in der Umwelt und ihre Anreicherung in Wasser und Böden ist ein wichtiges Umweltthema. Der vorliegende Bericht hat untersucht, ob die Mikroplastikbelastung über die Luft relevant für die menschliche Gesundheit ist.

Im Rahmen der Arbeiten für die lufthygienische Dokumentationsstelle LUDOK wurde die wissenschaftliche Literatur zu Mikroplastik in der Luft und mögliche Auswirkungen auf die Gesundheit systematisch gesucht, gesichtet und eingeordnet. Dem Konzept von der Emissionsquelle zur Belastung, ihrer Belastungsmessung und möglicher Gesundheitseffekte folgend wurden die nachfolgenden Beobachtungen basierend auf der Literatur bis Juli 2023 mit punktuellen Ergänzungen neuerer Literatur gemacht.

Unter Mikroplastik versteht man Kunststoffe oder kunststoffhaltige Materialien in einer Grösse von kleiner als 5 mm, welche entweder absichtlich produziert wurden (Primärplastik) oder sekundär durch den Zerfall, Abrieb oder Abbau grösserer Plastikmaterialien in der Umwelt entstehen. Es handelt sich um eine Vielzahl von Materialien unterschiedlicher Formen, Eigenschaften und Zusatzstoffe, die in Umweltproben sehr schwer zu charakterisieren sind.

Messungen weisen darauf hin, dass Mikroplastik in der Luft vorkommt. Dabei scheint die Raumluft stärker mit Mikroplastik belastet zu sein als die Aussenluft. Als wichtige Quelle wird die Abnutzung von Textilien meist in Form von Fasern berichtet. In der Aussenluft ist der Abrieb von Autoreifen neben der Abnutzung von Textilien und dem Zerfall von grösseren Kunststoffen aus der Landwirtschaft und dem Littering eine wichtige Quelle. Eine vergleichende Quantifizierung der verschiedenen Quellen liegt jedoch nicht vor. Schätzungen gehen davon aus, dass Reifenabrieb 0.1-10% des gröberen Feinstaubs PM₁₀ in der Luft ausmachen kann, je nach Nähe zur Strasse. Eine Schweizer Messstudie quantifizierte Reifenabriebpartikeln im PM₁₀ am strassennahen Standort auf 11% und beim städtischen Hintergrund auf 2% mit 2.24 bzw. 0.28 µg/m³. Ihr Anteil ist daher vergleichsweise klein, könnte aber im Zuge der Elektrifizierung der Fahrzeuge mit Abnahme des Feinstaubs aus Abgasen eine grössere Rolle spielen.

Es gibt keine standardisierten Verfahren für die Messung und Bestimmung von Mikroplastik (in der Luft). Vielen Studien mangelt es ausserdem an einer ausreichenden Qualitätssicherung, die beispielsweise die Verunreinigung von Proben minimiert. In den identifizierten Messstudien wurden oft nur grössere Partikel quantifiziert, deren Relevanz für die menschliche Gesundheit nicht klar ist. Für die Belastung via Luft auf die Atemwege ist vor allem die Grössenfraktion kleiner als 10 Mikrometer relevant. Eine nahrungsbedingte Mikroplastikbelastung aus der (Raum)Luft über die bei einer Mahlzeit sedimentierten Partikel könnte relevanter sein als die Belastung über die Atemwege oder die durch den Reinigungsmechanismus der Lungen via Schleim verschluckten Mikroplastikpartikel. Bei dieser Art der Aufnahme können auch grössere Partikel eine Rolle spielen. Die Mikroplastikbelastung über das Trinkwasser aus Plastikflaschen scheint jedoch nochmals deutlich höher zu sein.

Der Mensch ist mit Mikroplastik belastet. Der Nachweis von Mikroplastikpartikeln in der Lunge, im Blut, in der Muttermilch, im Urin oder Kot, im Kot von Neugeborenen sowie in Organen wie der Leber weist nicht nur auf die Aufnahme von Mikroplastik des Menschen aus der Umwelt oder über die Nahrung hin, sondern auch auf die Translokation innerhalb des Körpers. Eine Anreicherung in Geweben und Organen ist nicht auszuschliessen.

Arbeitsmedizinische Studien, welche Erwachsene mit in der Regel hoher beruflicher Belastung durch Mikroplastik untersuchen, deuten auf Probleme und Schäden in der Lunge, mehr Krebsfälle – darunter Lungen- und Darmkrebs – sowie eine erhöhte Sterblichkeit hin. Epidemiologische Studien zu Gesundheitsfolgen einer Mikroplastikbelastung, bei der die Belastung in der Aussenluft gemessen wurde, liegen nicht vor. Vielmehr weisen Studien, welche mit Biomarkern oder Abbauprodukten in Blut, Urin oder Kot arbeiten oder Feinstaub-Indikatoren, welche (auch) für eine Belastung mit Mikroplastik aus Reifenabrieb stehen

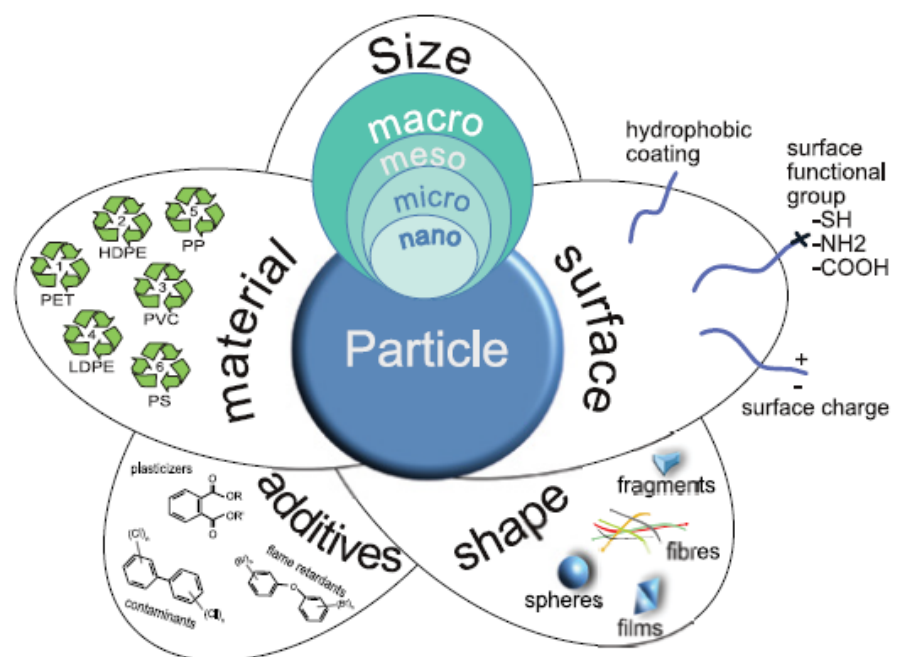
könnten, auf eine Vielzahl von möglichen Gesundheitsfolgen in unterschiedlichen Zielorganen hin, wie sie auch aus der lufthygienischen Forschung zu Feinstaub bekannt sind. Die in Zell- und Tierstudien beobachteten Wirkungsmechanismen von Mikroplastik lassen die den Feinstaubbelastungen ähnlichen Wirkungen plausibel erscheinen. Inwiefern Mikroplastikpartikel und insbesondere ihre Zusatzstoffe toxischer sind als andere Partikel bleibt Gegenstand der Forschung.

Eine realistische Einschätzung der Belastung und der Gesundheitsrisiken für den Menschen ist derzeit nicht möglich. Einerseits fehlen standardisierte Mess- und Analysemethoden mit Qualitätssicherung, sowie repräsentativer Referenzmaterialien. Andererseits handelt es sich um eine Vielzahl von Substanzen, deren Toxizität von verschiedenen Faktoren abhängt, die nicht einfach zu charakterisieren sind; angefangen von der Grösse der Partikel, über die Zusammensetzung, Ladung bis hin zu ihrem oxidativen Potenzial (und andere). Wirkungen durch beigesetzte Stoffe in der Plastikherstellung, welche in der Umwelt aus den Partikeln austreten können, oder die Kontamination des Plastiks mit Schwermetallen oder Mikroorganismen in der Umwelt stellen eine weitere mögliche und eventuell sogar oft zentrale Erklärung für toxische Wirkungen dar. Es könnte sein, dass die komplexen Mischungen verschiedener Chemikalien, die in Umweltproben von Mikroplastik gefunden werden, eine zu hohe Hürde darstellen, um die verschiedenen Auswirkungen der Kombination von Chemikalien und Partikeln zu trennen. Neuartige statistische Modelle aus der Exposomforschung und quellspezifische Analysen könnten hier einen möglichen Ansatz zur Erforschung dieser Zusammenhänge bieten.

Messungen weisen darauf hin, dass der Anteil von Mikroplastik in der Aussenluft derzeit gering ist. Ihr Anteil kann jedoch absolut oder relativ wichtiger werden kann. Die Forschung zur Bestimmung von Mikroplastik in der Luft, ihrer Toxizität und Wirkungen auf den Menschen unter Umweltbedingungen sollte gefördert werden. In Bezug auf die Belastung via Luft sollte der Fokus insbesondere auf der gesundheitlich relevanten Partikelfraktion (kleiner 10 Mikrometer) liegen. Aber auch den grösseren Fraktionen, welche möglicherweise via Verschlucken in den Darm gelangen und dort die Mikrobiomzusammensetzung verändern, muss Beachtung geschenkt werden. Im Sinne der Vorsorge, sollte die Kontrolle und Reduktion der Umweltbelastung an den Quellen vorangetrieben werden.

Abbildung: Eigenschaften von Mikroplastik, welche für die Messur und Bestimmung der Eigenschaft relevant sind (aus (WHO, 2022) unter creative commons Lizenz CC BY-NC-SA 3.0).

Begriffe: additives, Zusatzstoffe; contaminants, Verunreinigungen; flame retardant, Flammschutzmittel; fibres; Fasern; films, Folien / Filme; fragment Fragmente / Bruchstücke; hydrophobic coating, hydrophobe Oberfläche / Beschichtung; macro, Makro; material, Material; meso, meso; micro, Mikro; nano, Nano; particle, Partikel; plasticizer Weichmacher; spheres, Kugeln; size, Grösse; surface, Oberfläche; surface charge, Oberflächenladung; surface functional group, funktionelle Gruppen der Oberfläche; shape, Form.



1. AUFTRAG UND ZIEL

Kunststoffe sind aus unserem täglichen Leben seit dem Start der Massenproduktion in den 1950er Jahren nicht mehr wegzudenken. Bis heute wurden knapp 10 Milliarden Tonnen Plastik produziert (Geyer et al., 2017). Während ihrer Gebrauchsdauer können sie einen ökologischen oder gesundheitlichen Nutzen stiften, wenn sie beispielsweise als Verpackung von Lebensmitteln deren Haltbarkeit verlängern und damit Food Waste vermindern oder wenn sie mikrobielle Kontaminationen vermeiden. Gleichzeitig können Kunststoffe über Jahre hinweg Schäden anrichten, wenn sie in die Umwelt gelangen. Probleme verursachen einerseits gewisse unbeabsichtigte Emissionen während der Nutzungsphase (z. B. Reifenabrieb, Faserabrieb synthetischer Textilien) und andererseits die nicht korrekte Entsorgung (z. B. Littering, Verpackungsreste in der Grüngutsammlung) (Der Bundesrat, 2022). Schätzungen gehen davon aus, dass weltweit 12-18% des Plastikmülls in der Umwelt landen (Brahney et al., 2021). In der Schweiz wird von 1.2% ausgegangen (Kawecki & Nowack, 2019). Aufgrund ihrer Beständigkeit zersetzt sich Plastik nicht in der Natur. Über den Alterungsprozess zerfallen sie kontinuierlich in immer kleinere Fragmente (Geyer et al., 2017). Kunststoffpartikel sind daher überall in der Umwelt zu finden: in Böden, Gewässern und deren Sedimenten, in der Luft sowie in Lebewesen (Der Bundesrat, 2022). Die weiterhin steigende Zunahme der Produktion und die Beständigkeit des Materials deuten darauf hin, dass die Menge an Plastik in der Umwelt innerhalb einer Dekade um das 2- bis 10-fache steigen könnte (Geyer et al., 2017).

Im Rahmen seines Auftrags zur Sammlung und Sichtung relevanter Studien zu Gesundheitsfolgen der Aussenluftbelastung auf die menschliche Gesundheit, hat das Bundesamt für Umwelt (BAFU) die lufthygienische Dokumentationsstelle (LUDOK) beauftragt, einen Übersichtsbericht zu den gesundheitlichen Folgen von Mikroplastik in der der Luft zu verfassen.

Ziel ist, Quellen, Messung, Belastung, Biokinetik bzw. Dosis, Gesundheitsfolgen und Aspekte, welche zur Beurteilung der Gesundheitsfolgen von Mikroplastik in der Aussenluft relevant sind, zu beleuchten und in deutscher Sprache zugänglich zu machen. Der Bericht hat nicht den Anspruch eines systematischen Übersichtsberichts, sondern fokussiert auf relevante Quellen.

2. VORGEHEN

2.1 Literatursuche

Berichte von Behörden

Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) hat 2022 einen ausführlichen Bericht zur Belastung und möglichen Gesundheitsfolgen von Mikro- und Nanoplastikpartikeln aus der Nahrung und der Luft mit dem Titel «Dietary and inhalation exposure to nano- and microplastic particles and potential implications for human health» verfasst (WHO, 2022). Darin wurde Literatur bis Dezember 2021 berücksichtigt, welche auch Einschätzungen von nationalen Behörden berücksichtigte. Zusätzlich wurden die Webseiten nationaler Umwelt- bzw. Gesundheitsbehörden wie z.B. die US EPA nach Informationsmaterial durchsucht.

LUDOK-Literatursammlung

Seit Januar 2022 hat LUDOK möglicherweise relevante Literatur aus den monatlichen PubMed-Alerts und der Handsuche in relevanten Fachzeitschriften ausgewählt (siehe Kutlar

Joss & Probst-Hensch, 2023) für Informationen zur PubMed-Suchstrategie und der Liste der Fachzeitschriften).

Basierend auf diesen Quellen wurde weitere relevante Literatur aus Referenzlisten ausgewählt. Es wurden in erster Linie Studien oder Übersichtsarbeiten berücksichtigt, welche die Messmethode und Messung der Belastung mit Mikro- oder Nanoplastik in der Aussenluft untersuchten oder Auswirkungen von Mikro- oder Nanoplastik auf die menschliche Gesundheit untersuchten. Zell- und Tierstudien wurden als Primärquellen nicht berücksichtigt. Erkenntnisse aus Zell- und Tierstudien stammen aus Aussagen einzelner Übersichtsberichte.

Zusätzlich wurde die LUDOK-Datenbank am 18.7.2023 nach Studien durchsucht, welche Informationen von Wirkungen des Strassenstaubs bzw. der Nicht-Abgasemissionen des Verkehrs, welcher zu einem gewissen Anteil aus Mikroplastik besteht, in epidemiologischen Studien beleuchtet hat. Dabei wurden Stichworte im Methodenfeld zu Reifen, Nicht-Abgas, Abrieb oder Gummi in Kombination mit dem Code für Feinstaub gesucht, was 90 Treffer ergab, welche zwischen 1995 und 2022 publiziert worden waren und den Begriff Mikroplastik nicht beinhalten.

Zur Ergänzung von arbeitsmedizinischen Studien wurde im September 2024 eine PubMed-Suche durchgeführt mit dem Ziel, arbeitsmedizinische Studien aus der Reifenherstellung zu identifizieren und solche, welche kardiovaskuläre Endpunkte oder das Darmmikrobiom betreffen, zu identifizieren.

Systematische Suche im Web of Science

In einem weiteren Schritt wurde im Web of Science eine systematische Suche erstellt, welche Schlagworte für Mikro- und Nanoplastik mit Schlagworten für die Belastung aus der Luft und Schlagworten für Studien welche Menschen untersuchten kombinierte. Da dies als Ergänzung zu den bereits identifizierten Studien und Übersichtsarbeiten diente, wurde die Zahl der Treffer (über 12'000 Treffer) auf Publikationen der letzten 2 Jahre bzw. oft zitierte Studien eingeschränkt (siehe Suchstrategie im Anhang). Daraus resultierten bei der Suche am 4. Mai 2023 nach Deduplikation der Suchergebnisse von 1620 Treffern 1607 Studien, welche gescreent und nach Relevanz für das Thema in Endnote mit Schlagwörtern bewertet wurden.

Während der Lektüre der verschiedenen Berichte und Artikel wurden schliesslich weitere relevante Artikel identifiziert, welche der Endnote-Sammlung hinzugefügt wurden (siehe PRISMA-Flussdiagramm im Anhang).

2.2 Literatúrauswahl und Struktur des Berichts

In einem ersten Schritt wurden die Übersichtsberichte gesichtet. Die so erhaltenen Informationen wurden gegliedert in folgende Bereiche.

- Definition und Eigenschaften von Mikroplastik
- Quellen
- Messmethode und Messung der Belastung
- Expositionswege und Schutzmechanismen, Nachweis der menschlichen Belastung (Biomonitoring)
- Wirkung: Toxikologische Komponenten von Mikroplastik, beschriebene Wirkungen (Arbeitsmedizin: hohe Belastung, Umweltepidemiologie: tiefe Belastung)
- Schlussfolgerungen
- Forschungs- und Handlungsbedarf

Sodann wurden diese Themenbereiche mit Informationen aus der LUDOK und Web of Science Suche ergänzt und zu einem Gesamtbild zusammengefügt.

3. DEFINITION & CHARAKTERISIERUNG: WAS IST MIKRO- ODER NANOPLASTIK?

Mikroplastik in der Umwelt ist ein hochkomplexes Gemisch von Materialien und Chemikalien, das sich hinsichtlich Grösse, Form, Material, Zusatzstoffe und Oberfläche unterscheidet. Die Toxizität kann sich je nach diesen Charakteristika, der Alterung der Stoffe oder der Besiedlung durch Bakterien unterscheiden.

Plastik ist ein Oberbegriff für Kunststoffe, welche sich in vielerlei Hinsicht unterscheiden. Dies betrifft beispielsweise die Zusammensetzung bzw. das Material, die Grösse oder die Form. Für die Messung und Beschreibung von Mikro- und Nanoplastik (MP) sind die nachfolgenden Charakteristika wichtig, welche auch ihre mögliche Toxizität beeinflussen. Bis jetzt gibt es kein universelles Klassifikationssystem für Mikroplastik (Braun et al., 2021).

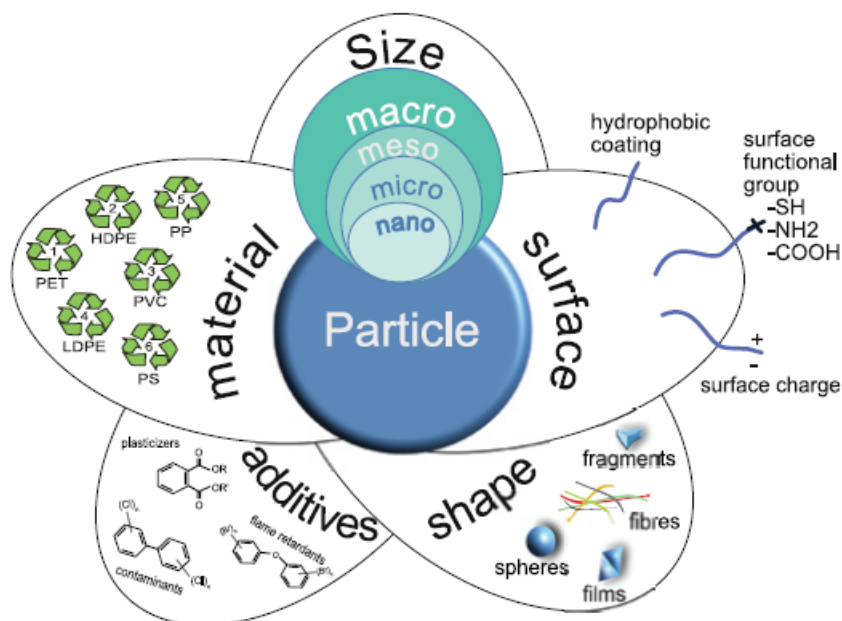


Abbildung 1 Eigenschaften von Mikroplastik, welche für die Messung und Bestimmung der Eigenschaften relevant sind (aus (WHO, 2022) unter creative commons Lizenz CC BY-NC-SA 3.0).

Begriffe: additives, Zusatzstoffe; contaminants, Verunreinigungen; flame retardant, Flammschutzmittel; fibres, Fasern; films, Folien / Filme; fragments, Fragmente / Bruchstücke; hydrophobic coating, hydrophobe Oberfläche / Beschichtung; macro, Makro; material, Material; meso, meso; micro, Mikro; nano, Nano; particle, Partikel; plasticizer, Weichmacher; spheres, Kugeln; size, Grösse; surface, Oberfläche; surface charge, Oberflächenladung; surface functional group, funktionelle Gruppen der Oberfläche; shape, Form.

3.1 Grösse (Size)

Die Grösse von Kunststoff kann von einigen Zentimetern bis wenigen Nanometern reichen. Ohne eine ganz klare Definition hat sich eingebürgert, Mikroplastik für Partikel zu verwenden, welche bis 5 mm gross sind und Partikel mit einer Grösse bis 1 Mikrometer als Nanoplastik zu bezeichnen (WHO, 2022). Im Text wird von Mikroplastik gesprochen, womit auch kleinere Teile gemeint sind.

Gesundheitlich relevant sind vor allem Partikel oder Fasern welche ≤ 10 Mikrometer messen, da diese in die Lunge gelangen können.

3.2 Material (und Farbe)

Plastik oder auch Kunststoff ist ein Werkstoff, welcher aus synthetischen oder halbsynthetischen Polymeren mit organischen Gruppen besteht. Polymere sind Molekülketten, welche sich millionenfach aus sich ständig wiederholenden Grundeinheiten sogenannten Monomeren zusammensetzen. Kunststoff weist viele technische Eigenschaften auf, welche seinen Einsatz beliebt machen. Seine Besonderheiten richten sich, je nach seinen beigefügten Inhaltsstoffen, über seine chemische Beständigkeit, Elastizität, Formbarkeit, Härte, Wärmeformbeständigkeit bis hin zu seiner Temperatur- und Bruchfestigkeit aus. (Futura-Sciences, 2019)

Das Material bestimmt die Eigenschaften. Die weitverbreitetsten Kunststoffe sind in Tabelle 1 aufgeführt:

Tabelle 1: Häufigste Kunststoffe und ihre Verwendung (generiert mit Hilfe von ChatGPT (OpenAI, 2024), Juli 2024 basierend auf (Futura-Sciences, 2019)).

Kunststoff	Vorkommen und Verwendung
Polyethylen (PE)	Wird zum Beispiel in Getränkekartons als Folie oder in Wäschekörben verwendet
Polyethylenterephthalat (PET)	Wird als Getränkeflasche wegen seines geringen Gewichts vielfach als Ersatz für Glasflaschen verwendet, findet aber auch als Textil (z.B. Faserpelz) Anwendung
Polypropylen (PP)	Ist hart, elastisch und leicht (geringe Dichte). Es kommt als Verpackungsmaterial und in Autoinnenräumen zum Einsatz
Polyvinylchlorid (PVC)	Wird in seiner harten Variante zum Beispiel als Rohr im Hausbau oder Schallplatte verwendet und unter Zugabe von Weichmachern als Bodenbelag oder Kabelummantelung genutzt
Polystyrol (PS)	Bekannt als Styropor, wird als Verpackungsmaterial oder in der Möbelindustrie eingesetzt
Polyurethan (PUR)	Kann unter Zugabe weiterer Chemikalien weich und elastisch (z.B. als Matratzen) oder hart und biegsam (z.B. als Snowboard) sein
Polyamid oder Polyester	Werden vielfach für Textilien eingesetzt. Laut Greenpeace Europa (2018) bestehen mittlerweile 60% der Textilien aus Polyester

Eine mögliche Unterteilung der synthetischen Kunststoffe basiert auf ihrer Herstellungsart, Struktur und ihrer molekularen Kräfte, wobei es keine einheitlichen Definitionen gibt:

- Fasern, wie Polyamide oder Polyester
- Thermosets, Kunststoffe, die nach dem Aushärten nicht mehr Verformt werden können, wie Epoxidharz, Polyurethan PU
- Thermoplastik, halbkristallin (Polyethylene, PET, Polyamid) oder amorphe Kunststoffe (Polystyrol, Polyvinylchlorid PVC), welche (bei Erhitzen) geformt werden können
- Elastomere, wie sie in Abdichtungsstoffen (Silikon, Polyurethanelastomer, Polyacryl Kunststoff) oder für Autoreifen (Polybutadien) zum Einsatz kommen (Futura-Sciences, 2019)

In der mikroskopischen Bestimmung und Beschreibung von Mikroplastik wird oft die **Farbe** als ein Kriterium für die Bestimmung des Materials genutzt. Weisses Material wird Polyethylen und undurchsichtiges, opakes Material low density Polyethylen LDPE zugeordnet. Durchsichtig klare Kunststoffe werden Polypropylen zugeordnet. Diese Bestimmung ist jedoch nicht eindeutig und anfällig für Fehler (Munyanzeza et al., 2022).

Die Zusammensetzung bzw. das Material von Mikroplastik beeinflusst die Grösse und Form und damit auch die Dichte des Stoffs, welche allgemein zwischen 0.8 und 2.3 g/m³ liegt (Kang et al., 2023).

3.3 Form bzw. Struktur (shape)

Mikroplastik findet sich in unterschiedlichen Formen:

- Fasern, welche aus Textilien und Kleidung stammen und am häufigsten in der Luft nachgewiesen werden
- Fragmente bzw. Bruchstücke, welche aus dem Abbau, der Fragmentierung oder dem Abrieb von grösseren Plastikteilen oder Plastikabfall entstehen
- Kugeln, Granulat (spheres), welche als primäres Plastik in dieser Grösse produziert und zum Einsatz kommen, beispielsweise in Kosmetikprodukten
- Folien (film), welche durch ihre dünne, flache Form eine grosse Oberfläche für den Windtransport bieten
- Schäume

Die Form von Mikroplastik ist ein wichtiges Merkmal, um ihre Quellen zu identifizieren. Am Häufigsten werden Fasern und Bruchstücke in der Luft gefunden. Kugeln oder Folien werden weniger häufig beschrieben. Während Fasern auf die Abnutzung von synthetischen Textilien zurückgeführt werden, werden Bruchstücke auf den Zerfall von grösseren Plastikprodukten zurückgeführt (Munyanzeza et al., 2022).

3.4 Oberflächeneigenschaften (surface)

Die elektrische Ladung, Beschichtung z.B. wasserabweisend, funktionelle Gruppen, Glätte oder Rauheit der Oberfläche sind wichtige Parameter, welche die Verfügbarkeit oder Pharmakokinetik von Mikroplastik beeinflussen. Zusätzlich beeinflussen diese die Adsorption von Chemikalien oder Metallen aus der Umwelt.

3.5 Zusatzstoffe (additives)

Zu den Zusatzstoffen bzw. Additiven zählen Weichmacher (plasticizer), welche 10-70% des Kunststoffgewichts ausmachen können, Flammschutzmittel (flame retardants, 3-25%) oder Füllstoffe (bis 50%) oder Farbstoffe/Pigmente (0.01-10%)(Jung et al., 2022). Insgesamt machen diese Art von Zusatzstoffen etwa drei Viertel aller Additive aus (Geyer et al., 2017). Diese Zusatzstoffe sind nicht fest ins Material eingebunden und können sich aus dem Material lösen.

In Bezug auf Autoreifen wird davon ausgegangen, dass diese 400 verschiedene chemische Verbindungen enthalten. Einige enthalten schädliche Chemikalien wie polyaromatische Kohlenwasserstoffe, Benzothiazole, Isopren und Schwermetalle wie Zink und Blei (Bradley, 2023).

3.5.1 Weichmacher

Weichmacher sind Stoffe, die spröden Materialien zugesetzt werden, um sie weich, biegsam oder dehnbar zu machen, damit sie einfacher zu bearbeiten sind oder bestimmte Gebrauchseigenschaften erreichen (Umweltbundesamt, 2014).

Bekannte Weichmacher sind *Phthalate* (genauer Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)), *Bisphenole* (*Bisphenol A*, BPA) und *polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe* (PAK). Phthalate führen zu einer grösseren Beständigkeit der Kunststoffe und werden vielfach in Kosmetika, Hygieneprodukten und Lebensmittelverpackungen eingesetzt (Naidoo, 2023). BPA wird im Kunststoff sowohl als Weich- als auch Hartmacher eingesetzt. Es ist hitzebeständig, durchsichtig und chemikalienbeständig.

Aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften sind Phthalate und BPA nicht an die Polymerstruktur des Kunststoffes gebunden und können daher in Lebensmittel, Wasser, Luft oder Hausstaub migrieren. Bui et al. (2016) geben einen Überblick über verschiedene Weichmacher und mögliche Gesundheitsfolgen.

3.5.2 Flammenschutzmittel

Unter Flammenschutzmitteln werden unterschiedliche Chemikalien verstanden, welche Materialien zugesetzt werden, um ihre Entflammbarkeit und Brennfähigkeit zu reduzieren. Folgende Stoffe werden als Flammenschutzmittel eingesetzt (vgl. National Institute of Environmental Health Services, 2023):

Bromierte Flammenschutzmittel (brominated flame retardants (BFRs)) – enthalten Brom und finden vor allem in Elektronikprodukten, Möbeln und Baumaterialien Einsatz.

Hexabromcyclododecan (HBCD) ist ein sehr wirksames Flammenschutzmittel und wird im Wesentlichen in expandierten und extrudierten Polystyrolschäumen (EPS und XPS) verwendet, die in der Bauindustrie als Isoliermaterial dienen. Polybromierte Diphenylether (polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)) fanden bis 2004 Anwendung und zählen zu den persistenten organischen Schadstoffen.

Phosphorsäureester Flammenschutzmittel (organophosphate flame retardants (OPFRs)) finden breite Anwendung in der Textil- und Elektronikindustrie. Sie dienen in Kunststoffen und Lacken auch als Weichmacher, Härter, und als Beiz- und Haftmittel beim Aufbringen von Farben und Lacken. Je stärker die Phosphorsäureester halogeniert sind (z.B. mit Chlor oder Brom) desto effektiver ist die brand- oder flammhemmende Eigenschaft des Stoffs.

Tetrabromobisphenol A (TBBPA) findet Anwendung in Kunststofffarben, synthetischen Textilien und elektronischen Produkten oder als Zusatzstoff zu anderen Flammenschutzmitteln.

3.5.3 Andere Zusatzstoffe

In Bezug auf Chemikalien in Autoreifen bzw. ihrem Abrieb wird unter anderem von *N-1,3-dimethylbutyl-N'-phenyl-p-phenylenediamine* oder 6PPD berichtet. Eine gängige Verbindung, die verwendet wird, um die Alterung von Reifen zu verhindern. Diese scheint besonders problematisch zu sein, da sie in oxidierten Form das giftige 6PPD-Chinon bildet. Diese ist sehr toxisch für aquatische Lebewesen und ist mit einem grossen Fischsterben in Seattle in Verbindung gebracht worden (Bradley, 2023). Gemäss REACH gefährdet die Substanz auch das Leben von Ungeborenen und kann allergische Reaktionen auslösen (European Chemicals Agency (ECHA), 2024).

Metalle wie Arsen, Nickel, Aluminium, Cadmium, Chrom und Blei werden Kunststoffen als funktionale Additive hinzugefügt (Turner und Filella, 2021). Einigen Schwermetallen werden Gesundheitsrisiken zugeschrieben. In einer Studie wurde nachgewiesen, dass Chrom (Cr (VI) und Cr (III)) von Kunststoff im Verdauungstrakt freigesetzt wurde. Chrom Cr VI steht in Zusammenhang mit beruflichem Asthma, Augenreizungen, Reizung der Atemwege, Nieren- und Leberschäden und einem erhöhten Krebsrisiko (Liao und Yang, 2020). Glitzer besteht wiederum oft aus Aluminium, der wegen seiner hohen Reflektivität auf Polyesterfilm aufgetragen wird (Yurtsever, 2019). Die orale Aufnahme von Aluminium haltigen Glitzer erhöhe das Allergierisiko, da es als Th-2 Adjuvant wirke (Brunner et al., 2009).

PFAS - Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen – kommen oft in Kombination vor, beispielsweise in kunststoffbasierter Bekleidung, welche für ihre wasserabweisende Eigenschaft mit PFAS behandelt wurde. Sie können aber auch erst in der Umwelt beispielsweise in Kläranlagen an Mikroplastik anlagern und so Mikroplastik als Vehikel nutzen (siehe trojan horse Effekt) (Kang et al., 2023).

4. QUELLEN VON MIKROPLASTIK

Zu den Quellen von Mikroplastik in der Luft zählen Reifenabrieb, Verschleiss von Textilien aus synthetischen Fasern, Zerfall von grösseren a) unabsichtlich in die Umwelt eingebrachten Kunststoffen (Littering, Bau) und b) solchen, die absichtlich in die Umwelt eingebracht werden (z.B. landwirtschaftliche Folien). Mikroplastik in der Aussenluft unterscheidet sich von jenem in der Raumluft.

Man unterscheidet nach Entstehungsart zwei Gruppen von Mikroplastik (Munyaneza et al., 2022):

- Primäre Mikroplastikpartikel, welche als solche absichtlich produziert wurden (z.B. als Bestandteil von Kosmetika) und durch Gebrauch in die Umwelt gelangen
- Sekundäre Mikroplastikpartikel, welche erst durch den Zerfall oder die Fragmentierung bzw. Abrieb von grösseren Plastikeilen oder Müll entstehen

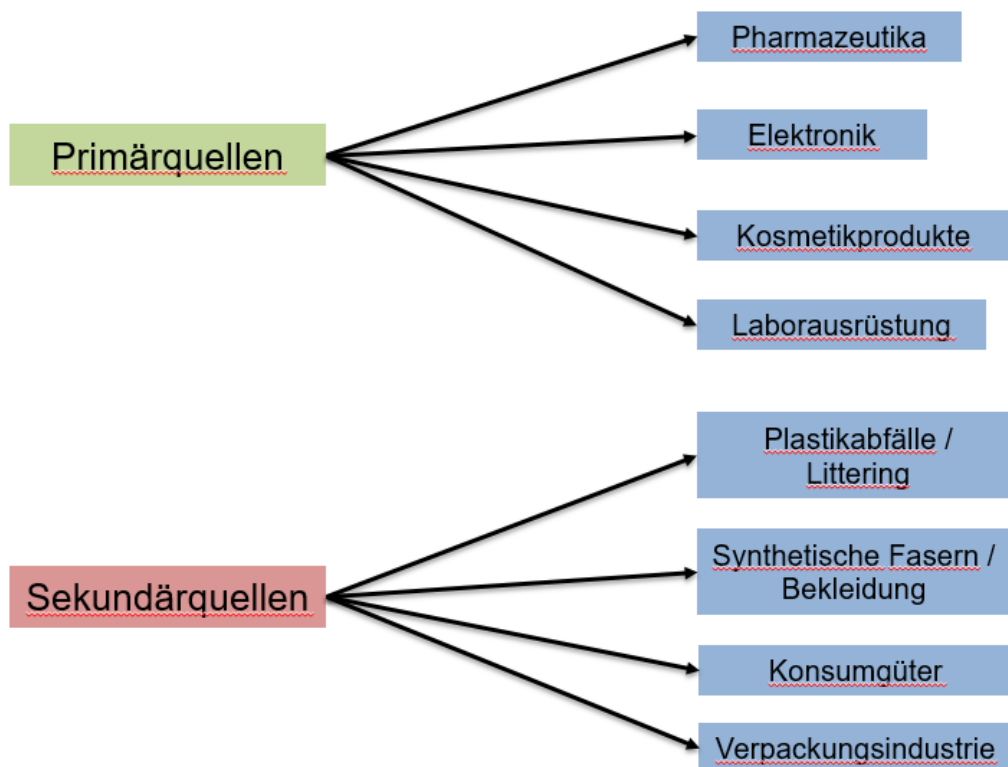


Abbildung 2 Unterscheidung von Mikroplastik als primäres und sekundäres Mikroplastik (eigene Abbildung, generiert mit Hilfe von ChatGPT (OpenAI, 2023) nach Kik et al. (2020) unter creative commons Lizenz BY-NC-ND 4.0.

Sekundäres Mikroplastik entsteht durch den Abrieb, die Fragmentierung oder den Zerfall grösserer Partikel. Der Zerfall zu immer kleineren Molekülen ist abhängig von Parametern wie Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Besiedlung mit Mikroben, Zusatzstoffe, Oberfläche, Grösse und Form. Photooxidativer-Abbau ist der wichtigste Zerfallsmechanismus in der Luft und benötigt Sonnenlicht (UV-Strahlung). In Böden und Wasser spielt zusätzlich der pH-Wert eine wichtige Rolle. Der Abbau ist unter Umweltbedingungen in der Umwelt generell sehr langsam und kann bis zu mehrere hundert Jahre dauern, weshalb Mikroplastik auch als

persistenter Stoff in der Umwelt angesehen wird, der sich vor allem in Wasser und Böden ansammelt, aber auch von einem Medium zum anderen übergehen kann, z.B. durch Wiederaufwirbelung (Kung et al., 2023). Die vorherrschenden meteorologischen Parameter wie Wind, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Niederschlag beeinflussen den Transport von Mikroplastik in der Atmosphäre. Darüber hinaus wirken sich ihre Löslichkeiten, Form, Grösse, Strukturen sowie intrinsische und extrinsische Eigenschaften des Polymers, einschliesslich Art, Molekulargewicht, Grösse und Form der MP, auf ihren Transport aus (Kung et al., 2023).

In der Schweiz sind die Hauptemissionsquellen für Makroplastik (Partikel grösser als 5 mm sowie Kunststoffabfälle) in der Umwelt die unsachgemässe Entsorgung von Kunststoffabfällen (z. B. Littering, Kunststoffe in der Grüngutsammlung). Durch Bemühungen v.a. der kommunalen Reinigung verbleiben diese aber zu einem grossen Teil nicht in der Umwelt, sondern werden der Kehrichtverbrennung zugeführt. Mikroplastik (Partikel kleiner als 5 mm) wird mehrheitlich durch den Abrieb (z. B. Reifenabrieb) und die Zersetzung von Kunststoffprodukten (aus der Landwirtschaft, Bauwirtschaft, Haushalten) als sekundäres Mikroplastik in Böden und Gewässer freigesetzt. Daneben gelangen sowohl absichtlich verwendetes Mikroplastik (sog. primäres Mikroplastik wie z. B. Mikroplastik in Körperpflegeprodukten) als auch sekundäres Mikroplastik (z. B. Faserabrieb beim Waschen synthetischer Textilien) direkt ins Abwasser und führen trotz geringer Mengen verglichen mit der Gesamtbelastung zu Einträgen in Oberflächengewässern bei. Reifenabrieb ist jedoch gemäss Stoffflussanalyse die grösste Quelle von Plastik in Gewässern und Böden (Abbildung 3). Mikroplastik reichert sich in der Luft nicht an, ist also nicht als Senke anzusehen, sondern eher ein «Übergangsmedium» (Der Bundesrat, 2022).

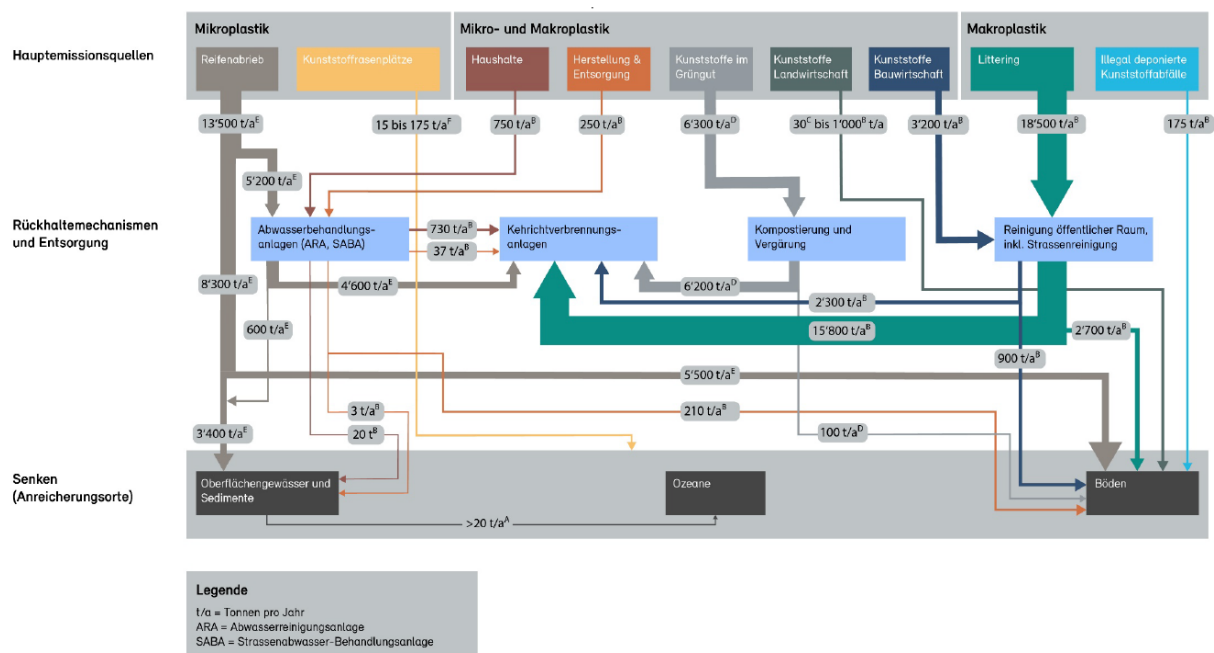


Abbildung 3 Quellen und Senken von Makro- und Mikroplastik in der Schweiz gemäss Stoffflussanalyse für die Schweiz (Der Bundesrat, 2022).

4.1 Quellen von Mikroplastik in der Aussenluft

Mikroplastik in der Luft ist ein Gemisch aus Stoffen unterschiedlicher Herkunft und wurde bisher wenig untersucht (Munyanzeza et al., 2022). Zu den Quellen zählen Reifenabrieb aus Strassen- und Flugverkehr, aber auch Kunstrasen, Strassenmarkierungen (thermoplastisch), Müllverbrennung, Bau, Mülldeponien, industrielle Emissionen, Wäschetrocknerabluft¹ (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020), die Fragmentierung und Abnutzung von Makroplastik durch Wind, Wiederaufwirbelung von Reifen- Brems- und Strassenbelagabrieb, und die Abnutzung von textilen Einrichtungsgegenständen und synthetischen Kleidern durch die menschliche Bewegung (O'Brien et al., 2021). Die Dispersion von Mikroplastik aus Gewässern durch Meeresgisch oder an der Wasseroberfläche von Gewässern sind ebenfalls genannte Quellen, die vor allem in Küstennähe relevant zu sein scheinen. Zu den mengenmässigen Beiträgen dieser Quellen können jedoch keine verlässlichen Aussagen gemacht werden (O'Brien et al., 2023).

Manoli et al. (2002) schätzen, dass 28% des Feinstaubs in PM10 wiederaufgewirbeltem Strassenstaub entspricht und Wik and Dave (2009) gehen davon aus, dass etwa 5% des Reifenabriebs in die Luft gelangen können. In der Nähe von viel befahrenen Strassen trage Reifenabrieb 2–5 µg/m³ (Panko et al., 2013) zur Belastung bei (aus O'Brien et al., 2023). Brahney et al. (2021) schätzen, dass das Mikroplastik in der Luft im Westen der USA zu 84% von wiederaufgewirbeltem Staub inklusive Strassenstaub, zu 11% aus den Ozeanen und zu 5% von Staub aus landwirtschaftlich genutzten Böden stamme (Abbildung 4). In der Schweiz sei der Anteil von Mikroplastik in der Luft aus Meeresgisch jedoch sehr viel geringer, was Messungen von einem tiefen Gehalt an Meersalz in der Aussenluft nahelegen (Christoph Hüglin, persönliche Kommunikation 2023). Panko et al. (2013) schätzen, dass in den USA 1% des PM10 aus Strassenemissionen stamme, wovon 15% direkt von Reifen stamme.

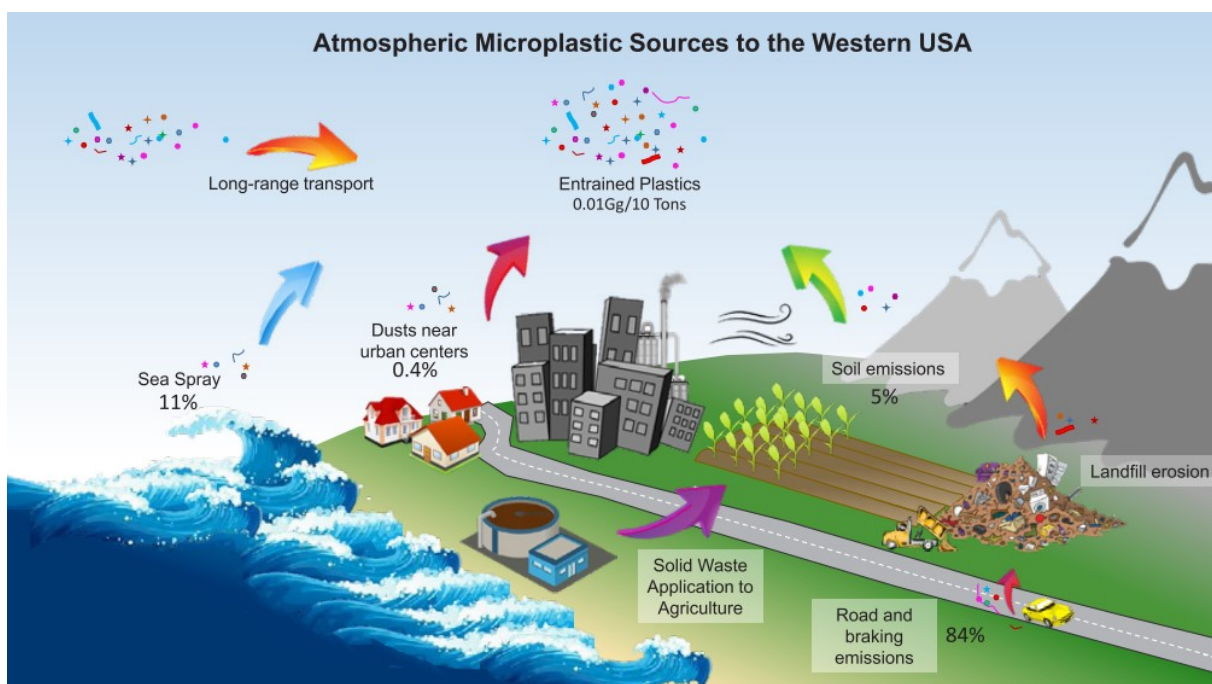


Abbildung 4 Schematische Darstellung der Quellen von Mikroplastik in der Luft im Westen der USA (Brahney et al., 2021) unter creative commons Lizenz CC BY-NC-ND 4.0

¹ Gemäss Nicole, W. (2023, Apr). An Ill Wind? Growing Recognition of Airborne Nano- and Microplastic Exposures. *Environ Health Perspect*, 131(4), 42001. <https://doi.org/10.1289/EHP12662> sind Wäschetrockner im Vergleich zu Waschmaschinen wichtigere Quellen für den Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt, da diese bis zu 40 Mal mehr Mikroplastikfasern freisetzen als Waschmaschinen in das Abwasser abgeben.

Mikroplastik reichert sich im Gegensatz zu Boden und Wasser nicht in der Luft an (Der Bundesrat, 2022). Dieses ist ein «Übergangsmedium». Die in der Luft gemessenen Konzentrationen unterliegen daher den Mechanismen von Dispersion, Transport und Deposition² und hängen von Faktoren ab wie Bevölkerungsdichte, Klima, Topographie, menschliche Aktivitäten (Industrie, Bau, Verkehr) sowie Wind, Windgeschwindigkeit, Turbulenzen, Niederschlag, Sedimentation und den Eigenschaften der Mikroplastikpartikel (Munyanzeza et al., 2022). Dabei spielen Länge, Form und Grösse, aber auch Dichte bzw. Gewicht der Teilchen eine Rolle. Man geht davon aus, dass Partikel mit einer Grösse <100 µm aufgewirbelt werden und somit in die Luft gelangen können (Sripada et al., 2022). Kleine Partikel oder Folien (films) haben eine längere Verweilzeit in der Atmosphäre und somit eine grössere Wahrscheinlichkeit über längere Strecken transportiert zu werden (Allen et al., 2019; Dris et al., 2016). Die Verweilzeit reicht von einigen Minuten bis zu mehreren Wochen (Der Bundesrat, 2022). Kole et al. (2017) schätzen, dass Partikel in der Grösse von 1-10 Mikrometer Minuten bis Stunden in der Luft verweilen können und bis zu 50 km weit transportiert werden könnten. Andere haben Mikroplastik bereits in entlegenen Gegenden nachgewiesen und einen möglichen Transport von über 95 km von der Quelle berechnet (Allen et al., 2019). Damit ist Luft ein wichtiges Transportmedium für Mikroplastik (Wieland et al., 2022).

Gemäss Bundesratsbericht ist der Strassenverkehr in der Schweiz die Hauptquelle für Mikroplastik in der Luft: «Reifen, Bremsbeläge und Fahrbahnmarkierungen bestehen unter anderem aus Kunststoffen, welche abgerieben werden und durch Aufwirbelung in die Luft gelangen. Der Anteil von Reifenabrieb am lungengängigen Feinstaub liegt im einstelligen Prozentbereich. Die Partikel sind typischerweise zwischen 2.5 und 40 Mikrometer gross und der Nachweis solcher sehr kleiner Kunststoffpartikel ist messtechnisch anspruchsvoll» (Der Bundesrat, 2022).

Die Gesamtheit der bisher vorliegenden Messungen von Mikroplastik in der Aussenluft weist aber eher auf Textilien als wichtigste Quelle von Mikroplastik in städtischen Gebieten hin, da Fasern am häufigsten berichtet wurden (Munyanzeza et al., 2022)³ vgl. Tabelle 3-Tabelle 5. Die Ergebnisse sind jedoch mit Vorsicht zu interpretieren, da es bisher keine standardisierten Messmethoden gibt, das Ergebnis durch die untere Nachweisgrenze der Grösse der Partikel beeinflusst sein könnte (vgl. Kapitel Messungen) und Messungen in unterschiedlicher Höhe gemacht wurden.

4.1.1 Reifenabrieb

Reifenabrieb ist eine bedeutende Quelle für Mikroplastik in der Umwelt. Durch die Reibung beim Kontakt zwischen Bremsscheibe und -belag sowie Fahrbahn und Reifen entwickeln sich Wärme und Scherkräfte, welche zu Abrieb- und Verschleisspartikeln führen, welche in die Umwelt gelangen (Munyanzeza et al., 2022). Ein durchschnittlicher Autoreifen verliert im Laufe seines Lebens vier Kilogramm an Partikeln. Gemäss Schätzungen werden jedes Jahr weltweit insgesamt sechs Millionen Tonnen Reifenpartikel freigesetzt. In der Schweiz ist der

² "Deposition" ist die Ablagerung von Stoffen aus der Luft in einer Sinkbewegung zu einer Oberfläche durch Niederschlag, Sedimentation oder Herauslösen/-spülen. Transport meint eine eher horizontale Bewegung, welche von der Windgeschwindigkeit und -richtung abhängt. Dispersion oder Verteilung/-sprühung entsteht durch eine lokale Turbulenz. Dieses Phänomen ist an Orten mit niedrigerem Luftdruck besonders ausgeprägt Munyanzeza, J., Jia, Q. L., Qaraah, F. A., Hossain, M. F., Wu, C. Z., Zhen, H. J., & Xiu, G. L. (2022, May 20). A review of atmospheric microplastics pollution: In-depth sighting of sources, analytical methods, physiognomies, transport and risks. *Science of the Total Environment*, 822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153339>

³ In Luftproben aus dem Westpazifik machten Fasern bis zu 60% der nachgewiesenen MPs aus, gefolgt von Fragmenten (31 %) und Granulaten (8 %). Es zeigte sich, dass die Distanz zur Küstenlinie die Formzusammensetzung der Partikel beeinflusst. Je weiter die Probenahme von der Küste entfernt war, desto weniger unterschiedlich waren die Formen der MPs (Liu et al., 2019c). Fragmente von MPs wurden in Luftproben kaum gefunden Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Amouei Torkmahalleh, M., Saeedi, R., Aibaghi, R., & Faraji Ghasemi, F. (2021, 2021/01/01/). Suspended fine particulate matter (PM2.5), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environmental Research*, 192, 110339. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110339>

Reifenabrieb nach Angaben des Bundesamts für Umwelt die grösste Quelle für Mikroplastik in der Umwelt (8900 Tonnen pro Jahr). In den letzten 30 Jahren haben sich 200'000 Tonnen angesammelt, vor allem im Boden. (Bradley, 2023)

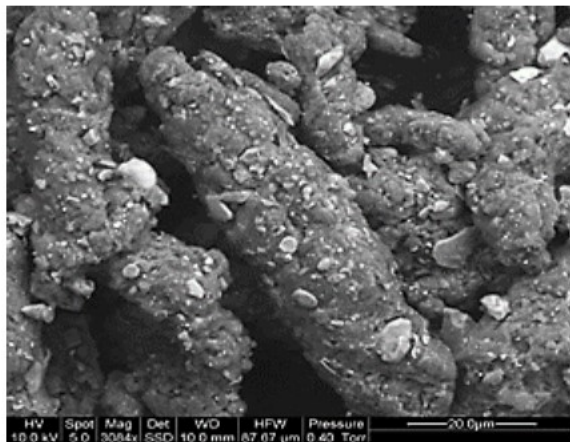


Abbildung 5 Elektronenmikroskopische Aufnahme von Reifen- und Strassenabrieb mit charakteristischer Form des Laufflächengummis mit mineralischen Teilchen.
Foto aus der open access Publikation CC BY 4.0 aus (Panko et al., 2019).

Beim Reifenabrieb handelt es sich um ein Konglomerat von drei verschiedenen Stoffgruppen (Kunststoffe, Füllstoffe und anorganische Stoffe), weshalb der reine Mikroplastik-Anteil 60 und nicht 100 Prozent an den gesamten Reifenabrieb-Partikeln ausmacht (Der Bundesrat, 2022) (vgl. Tabelle 2).

Faktoren wie Struktur (Winter- vs. Sommerreifen), Zusammensetzung und Alter der Reifen, Geschwindigkeit, die Beschaffenheit des Strassenbelags, sowie das Klima beeinflussen die Grösse und Menge der freigesetzten Mikroplastikpartikel (Kole et al., 2017). Eine wichtige Rolle spielt auch das Gewicht des Fahrzeugs (O'Brien et al., 2023).

Tabelle 2 Zusammensetzung von Reifen (Sommer et al., 2018)

Funktion	Material	Prozent
Grundmaterial	Naturkautschuk (NR), synthetischer Kautschuk (z.B. SBR, BR)	40–50%
Füllstoff	Ruß/Carbon Black (C), Kieselsäure (SiO ₂), Kreide (CaCO ₃)	30–35%
Weichmacher	Öl und Harz	15%
Vulkanisationsmittel	Schwefel (S), Zinkoxid (ZnO)	2–5%
Additive	Konservierungsstoffe (halogenierte Cyanoalkane), Antioxidantien (Amine, Phenole), Trocknungsmittel (Calciumoxide), Weichmacher (aromatische und aliphatische Ester), Verarbeitungshilfsmittel (Mineralöle, Peptisiermittel)	5–10%

Abkürzungen: C, Kohlenstoff; CaCO₃, Kalziumcarbonat; NR, natural rubber, Naturkautschuk; S, sulfur, Schwefel; SBR, Styrol/Butadien Gummi; SiO₂, Siliziumdioxid.

Grösse der Partikel aus Reifenabrieb

In der Literatur werden verschiedene Grössen des freigesetzten Mikroplastiks aus Reifen und Strassenabrieb aus Simulationen beschrieben, welche in Kole et al. (2017) zusammengefasst wurden. Eine Studie auf Asphaltbetonbelag fand bei einer unteren Bestimmungsgrenze von 0.3 Mikrometern Partikel zwischen 4 und 350 μm , mit dem grössten Anteil der Partikel zwischen 5 und 25 μm (Kreider et al., 2010). Eine andere Studie auf Betonbelag, welche Partikel zwischen 0.3-20 μm bestimmen konnte und die Partikel in der Luft mit der gesamten freigesetzten Partikelmenge verglich, mass einen Anteil von weniger als 0.1% am Gewicht (Aatmeeyata et al., 2009). Eine schwedische Studie, welche Partikel zwischen 15-700 nm aus dem Reifen- und Strassenabrieb bestimmen konnte, mass Durchmesser der Partikel von 15-50 nm. Diese bestanden gemäss elektronenmikroskopischen Analysen mit grosser Wahrscheinlichkeit aus Mineralöl basierten Füllstoffen (black carbon) der Reifen (Dahl et al., 2006). Eine Messstudie, welche die Partikelentwicklung innerhalb des Radkastens beim Fahren auf bestehenden Strassen für Grössen von 6-562 nm mass, bestimmte die Partikelgrössen von 30-60 nm beim Bremsen, Beschleunigen und Kurvenfahren (Mathissen et al., 2011). Kole und Kollegen gehen davon aus, dass der Abrieb Partikel in Grössen von 10 nm bis mehreren 100 μm hervorbringt. Generell hängt die Grösse von dem Mechanismus der Entstehung der Partikel ab: Reibungskräfte führen in der Regel zu gröberen PM10 Partikel, wohingegen hitzebedingte Abnutzung/Verdampfung kleinere Partikel PM1 produziert (Piscitello et al., 2021), was bei der Beschleunigung, dem Bremsvorgang oder beim Kurvenfahren der Fall ist (Harrison et al., 2021). Bei Passivsammmlung grober Partikel ($>10 \mu\text{m}$) neben Hochleistungsstrassen in Deutschland bestanden 54% des Volumens aus Mikroplastik, wo bis zu 90% des Volumens Reifenabrieb zugeordnet wurde (Sommer et al., 2018). Der Hauptanteil der Pneuabriebpartikel befindet sich in der Partikelgrössenordnung von 10 bis 80 μm , sind also nicht lungengängig, und haben eine kurze Verweildauer in der Luft (Rausch et al., 2020).

Beitrag des Reifenabriebs an PM10

Der überwiegende Teil des Reifenabriebs gelangt in Böden und Gewässer und nur ein kleiner Teil gelangt in die Luft. Je nach Studie werden 28-30% der Plastikverschmutzung in Ozeanen und Flüssen dem Reifenabrieb und ihrer Abnutzung zugeschrieben (Munyaneza et al., 2022). Wik and Dave (2009) gehen davon aus, dass etwa 5% des Reifenabriebs in die Luft gelangen können. Munyaneza et al. (2022) gehen von 0.1-10% aus. Basierend auf 81 Messstudien in Strassennähe schätzten Panko et al. (2013), dass Reifenabrieb 1-3% zur PM10-Belastung in Strassennähe beitrage, was durchschnittlich $0.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entsprach, mit einem Maximalwert von $0.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Grigoratos and Martini (2014) und Kole et al. (2017) schätzen, dass 0.1–10% des PM10 und 3–7% des PM2.5 in der Luft aus Reifen- und Strassenabrieb bestehen, was eher an der oberen Grenze liegen dürfte.

Für die Schweiz quantifizierten (Rausch et al., 2022) Reifenabriebpartikeln an einem städtischen strassennahen (NABEL-Messstation Bern-Bollwerk) und an einem städtischen Hintergrundstandort (NABEL-Messstation Zürich-Kaserne). Der Anteil an Reifenabriebpartikel im PM10 lag am strassennahen Standort bei 11%, beim städtischen Hintergrund bei 2% mit 2.24 bzw. $0.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Gummigehalt machte im PM10 5% ($1.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. 0.9% ($0.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aus. Umgerechnet auf Russmessgrössen könnte man sagen, dass 50-70% des Reifenmaterials aus organischen Verbindungen (Gummi, Weichmacher) bestehen, die als organic carbon (OC) oder organic matter (OM) betrachtet werden können und an Verkehrs belasteten Standorten bis zu $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beitrage können. Die übrigen 30-50% bestehen aus Füllmaterialien inkl. Russ/black carbon und Siliziumoxid oder Kreide. Wenn Reifenabrieb 10% Russ enthalten würde, wäre der Beitrag an elementarem Kohlenstoff EC im PM10 an einem Verkehrs belasteten Standort wie Bern-Bollwerk $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Christoph Hüglin, persönliche Kommunikation und (Rausch et al., 2020)).

In Modellierungen des Beitrags von Reifenabrieb für Österreich haben Prenner et al. (2021) geschätzt, dass gesamthaft 3600 von insgesamt 38000 Tonnen Staub pro Jahr von Nicht-Abgasemissionen stammt. Reifenabrieb, Bremsabrieb und Strassenabrieb tragen so 2300 Tonnen zur PM10-Belastung und 1200 Tonnen zur PM2.5-Belastung pro Jahr bei, was jeweils 8.7% der Gesamtfinstaubbelastung ausmache. Bei einem Beitrag von 720 bzw. 500 Tonnen Reifenabrieb pro Jahr zu PM10 bzw. PM2.5 sind dies 2.8 bzw. 3.6% Anteil an der Feinstaubbelastung in Österreich pro Jahr. Eine Basler Studie geht von 100 kg Reifenabrieb pro Tag aus (unabhängig der Grösse) (Kohler, 1999). Global schätzen O'Brien et al. (2021) und Evangeliou et al. (2020), dass der Reifenabrieb in der Luft pro Jahr 2.9 Millionen Tonnen betrage und dieser mit 288'000 Tonnen bzw. 29'000 Tonnen zur jährlichen Belastung mit PM10 bzw. PM2.5 beitrage. Health Canada geht davon aus, dass der Reifenabrieb für die Mikroplastikbelastung von Ozeanen wesentlich relevanter ist als für die Luftbelastung (2020).

Aufgrund der steigenden Anzahl von Fahrzeugen und gefahrenen Kilometern haben sich die nicht-Abgas Emissionen des Verkehrs laufend erhöht. Im Gegensatz dazu haben die Abgasemissionen aufgrund der Regulierungen und den neuen Technologien laufend abgenommen. In Zahlen ausgedrückt heisst dies, dass zwischen 2000 und 2018 in den 28-EU-Ländern der Anteil der nicht-Abgas Emissionen an den gesamten PM2.5-Emissionen von 18% auf 49%, und für PM10 von 31% auf 66% gestiegen ist (Harrison et al., 2021). Auch im Zuge der Elektrifizierung der Fahrzeugflotte ist von einer Zunahme der Nicht-Abgasemissionen auszugehen, da Elektrofahrzeuge aufgrund der Batterien oft schwerer als herkömmliche Fahrzeuge sind und damit mehr Abrieb produzieren (Timmers & Achten, 2016). Somit gewinnen Nicht-Abgas-Bestandteile und damit der Reifenabrieb in der Luft an Bedeutung.

4.2 Quellen von Mikroplastik in der Raumluft

Die Mikroplastikbelastung in Innenräumen unterscheidet sich von jener in Aussenräumen aufgrund anderer relevanter Quellen. Es werden vor allem Fasern gefunden, die vom Abrieb oder der Abnutzung von Textilien aus Kleidung, Möbel, Teppichen und Haushaltswaren stammen (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020). Trocknung von Kleidern im Wäschetrockner kann dazu führen das Textilfragmente in die Raumluft gelangen. (Wright und Kelly 2017; Prata 2018). Nicole (2023) schätzen dass die Mikroplastikabgabe durch Verlust von Fasern aus der Kleidung an die Luft in der gleichen Grössenordnung liegt wie die Abgabe beim Wäschewaschen ins Abwasser.

5. MESSUNG VON MIKROPLASTIK IN DER LUFT

Es gibt keine standardisierten Messmethoden für Mikroplastik in der Luft. Die Ergebnisse sind abhängig von der gewählten Methode. Eine grosse Herausforderung besteht in Bezug auf die Qualitätssicherung. Die Daten weisen darauf hin, dass Mikroplastik in der Luft vorkommt. Die Belastung ist mit hoher menschlicher Aktivität assoziiert (höhere Werte in Städten als auf dem Land). Dass Mikroplastik auch in entlegenen Gebieten gefunden wird, weist auf einen Transport über die Luft durch Wind und Regen hin. Die Menge an inhalierbaren Partikeln ist unklar, macht derzeit aber wohl nur einen Bruchteil der Partikelbelastung des Menschen in PM_{2.5} oder PM₁₀ aus. Die Belastung in Innenräumen vor allem durch Textilfasern ist aufgrund von Raumluftquellen und geschlossenen Räumen höher.

Vor der Präsentation der Ergebnisse verschiedener Messstudien, werden in einem ersten Teil die Methoden und Herausforderungen der Messung von Mikroplastik in der Luft beschrieben.

5.1 Messmethoden

Bis zum jetzigen Zeitpunkt mit wenigen Ausnahmen und zunehmenden Entwicklungen wurden MPs in der Umwelt vor allem in Wasser, Sand, Boden, Sediment, Luft und aquatische Biota detektiert und untersucht (Barbosa et al., 2020). In der Luft wurde Mikroplastik bisher erst in wenig Studien untersucht und gemessen, besonders verglichen mit MP in anderen Umweltmedien (Munyaneza et al., 2022). Durch ihre Grösse und niedrige Dichte (0.9–1.4 g cm⁻³ für die meisten Polymere) sind MP in der Luft «gelöst» bzw. werden durch Luftbewegungen transportiert und können über weite Strecken und für lange Zeit in der Atmosphäre verbleiben (Ferrero et al., 2022).

Die Gesamtheit der noch wenigen Studien, welche die Belastung der Luft mit MP gemessen haben, unterscheiden sich in ihren Ergebnissen beträchtlich und lassen sich wenig vergleichen (Azari et al., 2023). Sie unterscheiden sich zum Beispiel in der Art der Probensammlung (passiv – Staub oder Deposition – und aktiv – schwebend in der Luft), der Messmethodik, der Grösse der nachgewiesenen Partikel mit unterschiedlichen unteren Bestimmungsgrenzen und Art der Identifikation der Partikel.

Für die Sammlung der (Luft-)Proben, der Verarbeitung der Probe zur weiteren Analyse und der Analysemethode, gibt es unterschiedliche Möglichkeiten, welche im Anhang beleuchtet werden. Luo et al. (2022) geben einen guten Überblick. Zusätzlich beschreiben (Wright et al., 2021) wichtige Massnahmen zur Qualitätssicherung bzw. Qualitätskriterien, die es bei der Sammlung, Bearbeitung und Analyse von Mikroplastik aus der Luft zu beachten gilt und die in Artikeln entsprechend berichtet werden sollten. Zentral dabei ist auch die Vermeidung der Kontamination der Proben, was in den meisten Studien zu wenig beachtet bzw. nicht berichtet wurde (Wright et al., 2021).

5.1.1 Probensammlung

Man unterscheidet generell zwei Kategorien der Luftproben (Luo et al., 2022):

1. Die atmosphärisch «gelösten» Teile, inkl. MP als Aerosol in der Luft direkt und
2. der indirekte Nachweis durch Depositionen aus der Atmosphäre

- a. Hier werden wiederum die trockene Deposition aus Staubbiederschlag durch das Einwirken der Schwerkraft auf die Partikel in der Luft und
- b. die nasse Deposition durch die Auswaschung z.B. durch Regen oder Schnee unterschieden.

Durch Verdampfen, Aufwirbelung durch Wind oder Bewegung wie dem Strassenverkehr können die Partikel wieder in die Atmosphäre gelangen.

Entsprechend werden für die Messung der Partikel in der Luft aktive Verfahren angewandt, welche aus der Lufthygieneforschung bekannt sind. Die Angabe der Partikel pro Luftvolumen (Partikel (N) oder $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ist gut reproduzierbar und zeiteffizient, da weniger Probeaufbereitung als bei anderen Verfahren nötig ist. Zusätzlich können für die inhalative Belastung relevante Partikel gemessen werden, die über die passiven Verfahren nicht bestimmt werden, da sie sich möglicherweise nicht ablagern (da Costa et al., 2020). Bisher sind erst wenig Studien mit aktiven Probeentnahmen erschienen und insbesondere die Probenaufarbeitung ist noch nicht für den MP-Kontext angepasst worden (Kung et al., 2023). Von grösstem Vorteil erscheint, dass sie die Fragen der Belastung durch Messung der atemrelevanten MPs adressieren können und auch für zeitlich-örtliche, dynamische Messungen geeignet sind (Vianello et al., 2019).

Die passive Probegewinnung gibt einen Überblick über die Depositionsrate (üblicherweise in Partikel(N) pro m^2 und Tag oder Jahr) in einem bestimmten Setting (Ort und Zeit). Ein grosser Nachteil dieser Methode ist, dass die Menge an kleinen Partikeln unterschätzt werde, da diese sich weniger schnell absetzen als grössere Partikel (Prata et al., 2020a). Die beiden Ansätze werden als sich ergänzend betrachtet und es wird empfohlen, diese zu kombinieren (da Costa et al., 2020).

5.1.2 Analysemethoden

Die angewendeten Messmethoden haben unterschiedliche Vor- und Nachteile und sind von unterschiedlicher Qualität, was die Probenahme, -aufbereitung und -messung betrifft (Wright et al., 2021). Die Tabellen im Appendix B: listen die wichtigsten Mess- und Bestimmungsverfahren auf und basieren auf den Übersichtsarbeiten von (Braun, 2021; Luo et al., 2022; Mariano et al., 2021; L. Rahman et al., 2021). Zusätzlich wurde in einem separaten Dokument eine Auflistung der wichtigsten Vor- und Nachteile einer jeden Methode gesammelt.

Welche Methode gewählt wird, hängt von der Fragestellung ab. Einerseits können mit einer Analyse der chemischen Zusammensetzung Polymertypen in der Probe bestimmt werden. Andererseits können die Anzahl an Partikeln und deren Dimensionen, wie Grösse, Länge, Farbe, Oberflächeneigenschaften, etc. mit mikros- oder spektroskopischen Verfahren bestimmt werden. Oftmals ist es notwendig mindestens zwei Verfahren zu kombinieren. Bisher ist die individuelle Charakterisierung von spezifischen Eigenschaften isolierter Mikroplastikpartikel selten, da diese immer noch vergleichsweise aufwändig ist und eine mögliche Kontamination eine zusätzliche Herausforderung darstellt (Luo et al., 2022; Ramsperger et al., 2023; WHO, 2022). Neben verschiedenen mikroskopischen Verfahren finden besonders häufig die Fourier-Transformations-Infrarotspektrometrie (FTIR) und die Raman-Spektrometrie Anwendung zur Bestimmung der Materialien. Beiden Verfahren liegt das Prinzip der Lichtabsorption, Reflexion und Streuung von Materialien zu Grunde, die über die Messung ihrer charakteristischen Spektren mit Spektren aus Datenbanken abgeglichen und damit identifiziert werden können.

Um zusätzlich mit den Ergebnissen Fragestellungen nach Exposition, toxikologischen Eigenschaften Belastung und Bedeutung für die Gesundheit von Lebewesen adressieren zu

können, müssen diese Messdaten weiter analysiert und ggf. ergänzt werden, bspw. mittels atmosphärischen Modellen oder Berechnungsmodellen zur Exposition (Luo et al., 2022).

Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es keine standardisierten Verfahren für die Messung und Bestimmung von Mikroplastik in der Luft – einem hochkomplexen Gemisch unterschiedlichster Materialien und Zusatzstoffe. Die automatische oder einheitliche Gewinnung aus der Umwelt und die Identifikationsmethode ist entsprechend herausfordernd. In Zukunft müssen diese Prozesse auf Effizienz, Vergleichbarkeit, Wirtschaftlichkeit, Nachhaltigkeit und Praktikabilität hin optimiert werden.

5.1.3 Qualitätssicherung

Mangels standardisierter Verfahren, welche auch Massnahmen zur Qualitätssicherung der Probengewinnung, Weiterverarbeitung und Analyse beschreiben würden, sind die bisher angewendeten Verfahren in der Bestimmung von Mikroplastik in der Aussenluft wenig vergleichbar und von unterschiedlicher Qualität (Barbosa et al., 2020). Oft wird aus der Methodenbeschreibung nicht ersichtlich, wie und ob Massnahmen zur Vermeidung von Kontamination getroffen wurden. Dabei sollte ein möglichst plastikfreies Handling der Proben gewährleistet sein und beim unvermeidbaren Einsatz von Plastik eine Absicherung durch positive Kontrollen bzw. Blindproben zur Anwendung kommen. Reinraumarbeitsplätzen oder Luftfilterung sowie eine saubere Dokumentation der Prozesse werden beispielsweise als Qualitätskriterien genannt. Desweiteren sollte für jede Methode mit entsprechendem Referenzmaterial die Wiederfindungsrate (recovery rate) dokumentiert werden. Dies scheint gerade bei Umweltproben eine besondere Herausforderung zu sein, da es sich um Gemische handelt. Eine gute Übersicht gibt der Statusbericht von Braun (2021).

5.2 Messdaten zur Mikroplastikbelastung in der Luft

Resultate unterschiedlichster Messstudien wurden aus Übersichten von Akanyange et al. (2022); Bhat et al. (2023); Goßmann et al. (2022); Munyaneza et al. (2022); Wang et al. (2021); Wright et al. (2021); Y. L. Zhang et al. (2020) zusammengetragen. Messungen in der Aussenluft und Innenluft (Tabelle 3), Depositionen aus der Aussenluft und Innenluft (Tabelle 4) und Deposition aus der Luft auf Schnee (in abgelegenen Gegenden, welche einen Transport über die Luft nahe legen) (Tabelle 5) werden getrennt aufgeführt.

Aus den vergleichbaren Messungen in Aussen- und Raumluft (u.a. in Dris et al., 2017; C. G. Liu et al., 2019; Wieland et al., 2022) geht hervor, dass die Raumluft stärker mit Mikroplastik belastet zu sein scheint. Dies wurde bei Luftmessungen in Paris/Frankreich (Dris et al., 2017), Montreal (L. Rahman et al., 2021), der kalifornischen Küste (Gaston et al., 2020) und Südkorea (Choi et al., 2022) gezeigt, aber auch in Studien, die die Deposition aus der Luft untersuchten in Brasilien (Amato-Lourenço et al., 2022) und China (C. G. Liu et al., 2019).

Ein klarer Stadt-Land Unterschied wird ebenfalls berichtet, wonach die Mikroplastikbelastung in der Luft in ländlichen Gebieten kleiner ist als in städtischen Gebieten. So wurden im Luftraum in 700-3400m Höhe über städtischen Gebieten in Spanien mehr Mikroplastik gefunden als über ländlichen Gebieten (González-Pleiter et al., 2021), an der chinesischen Küste mehr als auf dem offenen Meer (K. Liu, X. Wang, N. Wei, et al., 2019) und in einem indischen Wohngebiet mehr als im Industriegebiet (Narmadha et al., 2020), was mit der Nähe und Anzahl von Quellen von Mikroplastik in städtischen Gebieten zu tun hat (vgl. Wright et al., 2020). K. Liu, X. Wang, N. Wei, et al. (2019) berichten ausserdem von höheren Messwerten am Tag als in der Nacht. Untersuchungen der Deposition von Mikroplastik auf Torfböden in den Pyrenäen weisen ausserdem darauf hin, dass die Mikroplastikdeposition seit den 60er

Jahren zugenommen hat (D. Allen et al., 2021). Die Grösse und Konzentration der Partikel ist ausserdem höher in Bodennähe (K. Liu, X. Wang, T. Fang, et al., 2019).

Studien berichten von unterschiedlichen vorherrschenden Formen in den Plastikproben, was mit der Messhöhe zu tun haben kann und mit der Nähe zu Quellen. In Raumlufthaben scheinen Fasern häufiger zu sein. In europäischen Aussenluftproben wird von mehr Fragmenten als Fasern berichtet (Tabelle 3). Am häufigsten werden Polyethylen, Polypropylen, Polyester, Polyamid und PET berichtet (Akanyange et al., 2022).

Die Menge und Grösse der gemessenen Partikel und Fasern ist sehr unterschiedlich. Die berichteten Grössenverteilungen sind limitiert durch die Messmethodik. Gemäss Wieland finden Studien Fasern, welche zwischen 20 µm bis 5 mm lang sein können mit vorherrschenden Längen von 100-700 µm. Fragmente liegen in einer Grösse von 5 bis 750 µm vor und Filme von 10-1520 µm (Wieland et al., 2022). Die Tabellen zeigen verschiedene Mengen und Grössenangaben von Mikroplastik in der Luft. Sie reflektieren ggf. nicht die tatsächliche Grössenverteilung, sondern sind ein Artefakt der Messmethode (Wright et al., 2021). Vethaak and Legler (2021) spricht von einer Verzerrung der Messresultate, welche die tatsächliche Belastung im relevanten Grössenbereich stark unterschätze (Vethaak & Legler, 2021). Wetterbedingungen sind ebenfalls entscheidende Faktoren, die die Belastung und den Transport von Mikroplastik in der Luft beeinflussen. Regen wäscht Fasern aus der Luft aus, was bei Depositionsmessungen zu 5 Mal höheren Werten an Regentagen führen kann (Dris et al., 2017).

Aus gesundheitlicher Sicht sind Partikel kleiner als 10 µm für die Inhalation relevant (Wright et al., 2021). Partikel zwischen 10-100 µm erreichen typischerweise nicht die tieferen Atemwege, sondern werden wieder ausgeatmet oder in Mund, Rachen und Nase abgeschieden und verschluckt. Partikel kleiner als 10 µm können bis tief in die Lunge und Alveolen vordringen (vgl. Abbildung 7) (Sripada et al., 2022). Eine Raumlufthstudie hat mit eine «atmenden» Puppe die menschliche Atmung simuliert und berechnet, dass durchschnittlich 9.3 Mikroplastikpartikel/m³ über 24 Stunden mit einer Spanne von 1.7-12.6 Mikroplastikpartikel/m³ eingeatmet werden können (Vianello et al., 2019). Dabei wurde aber nicht die Abscheidung grösserer Partikel im Nasen-Rachenraum berücksichtigt und mit einer medianen Partikelgrösse der kleinen Partikel von 21 µm werden kaum alle Partikel die tiefen Atemwege erreichen. Eine deutsche Studie, welche die Plastikbelastung im Wasser der Weser aus der Luft untersuchte, fand durchschnittliche 46 Partikel/m³ Wasser in Grössen zwischen 4-10 µm (Kernchen et al., 2022)

Studien, welche wiederum den Anteil an Mikroplastikpartikeln in der Luft untersuchten kommen zum Ergebnis, dass Reifen- und Strassenabrieb durchschnittlich 0.27% zum Gesamt-PM_{2.5} beitrugen (Panko et al., 2019) bzw. Reifenabrieb 10.7% des Strassenstaubs in PM_{10-2.5} ausmachten, wobei 38% wiederaufgewirbelter Staub und 55% Bremsabrieb ausmachten (Harrison et al., 2012). Bei Passivsammlung grober Partikel (>10 µm) neben Hochleistungsstrassen in Deutschland bestanden 54% des Volumens aus Mikroplastik, wo bis zu 90% des Volumens Reifenabrieb zugeordnet wurde (Sommer et al., 2018). Partikeldepositionen aus der Luft auf Schnee bestanden zu 12% aus Mikroplastik (Bergmann et al., 2019) und 2% aller untersuchten Aussenluftpartikel bei einer unteren Bestimmungsgrenze von 20 µm bestanden aus Mikroplastik in Südkorea (Choi et al., 2022). Diese Zahlen unterscheiden sich je nach Standort (Strassenstaub, Aussenluft) und untersuchten Partikelgrössen und geben kein einheitliches Bild ab.

Aus den vorliegenden Daten lässt sich herleiten, dass Mikroplastik in der Luft vorkommt. Einerseits ist die Belastung mit hoher menschlicher Aktivität assoziiert (höhere Werte in Städten als auf dem Land), andererseits weisen Mikroplastikfunde in entlegenen Gebieten aber auch auf einen Transport über die Luft durch Wind und Regen hin, da kleine und leichte

Mikroplastikpartikel bis zu 6 Tagen in der Luft verbleiben können (Jung et al., 2022). Die Menge an inhalierbaren Partikeln ist unklar, macht derzeit aber wohl nur einen Bruchteil der Partikelbelastung des Menschen in PM2.5 oder PM10 aus. Die Belastung in Innenräumen vor allem durch Textilfasern ist aufgrund von Raumluftquellen und geschlossenen Räumen höher. Die grösste Herausforderung bei diesen Messungen sind fehlende standardisierte Messmethoden und eine ausreichende Qualitätssicherung, die auch mögliche Kontamination der Proben berücksichtigt.

Tabelle 3 Ergebnisse von Studien, welche Mikroplastik aktiv in der Aussenluft gemessen haben (getrennt für Europa und Nordamerika, sowie übrige).

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Proben- typ	Untere Grössen- limite	Grösse der Partikel	Luftkonzentration oder Sedimentationsrate	Form	Plastikarten/ Polymertypen	Messmethode und Analytik
Europa, Nordamerika, Australien									
(Harrison et al., 2012)	Zentral London, UK	2007, 2009, 2010, 2011	Aussen- luft, Strassen- staub	1 µm	0.9–11.5 µm	38.1 ± 9.7% wiederaufgewirbelter Staub, 55.3 ± 7.0% Bremsabrieb, 10.7 ± 2.3% Reifenabrieb in PM10-2.5		11% Reifenabriebpartikel	Aktivsammlung ICP-MS
(Panko et al., 2019)	Los Angeles, USA, London, UK, Tokyo, Japan	Jul 2014-Sep 2015	Luft, Strassen- nähe	PM2.5	kA	<0.004-0.10 µg/m ³ Reifen- und Strassenabrieb in PM2.5, Anteil durchschnittlich 0.27%	Würstchen und Körner	<1% Reifenabrieb	Aktivsammlung, Py- GC/MS
(L. Rahman et al., 2021)	Montreal, Kanada	2007-2008	Luft (Aussen- und Raumluft)	PM2.5	Nylonfasern 4-80 µm, PUR 0.33-3.2 µm, CPE 2.9 µm, PE 0.43 µm, PVC 2.1-4.7 µm	Aussenluft: 0.32-288 Partikel/µg bzw. 2- 456 µg/Filter vs. Raumluft: 228-313 µg/Filter	Fasern, Fragmente	PA/Nylon Fasern, Partikel: PP, PE, CPE, Styrol Copolymer, PVC, PUR	Aktivsammlung, Mikroskopie, Raman
(Costa-Gómez et al., 2023)	Cartagena, Südost-Spanien	Mai-Aug 2021	Luft	PM10, PM2.5	<2.5 und 10 µm	2.09 ng Polystyrol/m ³ in PM10 und 1.81 ng Polystyrol/m ³ in PM2.5	kA	PS	Aktivsammlung, TGA-MS
(S. Allen et al., 2021)	Pic du Midi, Pyrenäen, Frankreich	Jun-Okt 2017	Luft	3.5 µm	über die Hälfte ≤10 µm	0.23 (Spanne: 0.09- 0.66) Partikel/m ³	70% Fragmente, 30% Fasern	44% PE, 18% PS, 15% PVC, 14% PET, 10% PP	Aktivsammlung, µ- Raman, Mikroskopie
(González-Pleiter et al., 2021)	Madrid und ländliche Gebiete, Spanien	2019/2020?	Luft in Flughöhe 700- 3496 m.ü.M.	10 µm	Faserlänge: Spanne 84-1709 µm, Durchschnitt 662 µm; Faserbreite: 4-97 µm, Durchschnitt 25.4 µm Fragmente: 42- 815 µm, Durchschnitt 204 µm, Breite 17-408 µm, 103 µm	Ländlich: 1.5 Partikel/m ³ , Städtisch: 13.9 Partikel/m ³ Depositionsrate: 0.1- 10 Partikel/m ² und Tag	ländliches Gebiet: 84% Fasern städtisch: 67% Fasern	PES, Wolle, Acryl, PA, PE, PP, Polyolefine, Baumwolle, Polybutadien (Reifengummi)	Aktivsammlung, Stereomikroskopie, µ- FTIR

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Proben- typ	Untere Grössen- limite	Grösse der Partikel	Luftkonzentration oder Sedimentationsrate	Form	Plastikarten/ Polymertypen	Messmethode und Analytik
(Peñalver et al., 2021)	Südost Spanien	Mai- Dez 2019	Luft (Dach)	PM10	PM10	33.45-39.40 ng/m ³	kA	nur PS untersucht, Hauptquelle Landwirtschaft	Aktivsammlung, TGA-MS
(Vianello et al., 2019)	Aarhus, Denmark	Nov- Dez 2017	Raumluft	11 µm	median 21 bzw. 36 µm für die kleineren und grösseren Grössen	Durchschnitt 9.3 ± 5.8 Mikroplastikpartikel/m ³ über 24 Stunden eingeatmet, Spanne 1.7-16.2 Partikel/m ³ . Gesamthaft wurden bis zu 272 Mikroplastikpartikel pro Tag eingeatmet.	13% Fasern, 87% Fragmente	4% synthetische Partikel: 81% PES, 6% PE, 5% PA, 2% PP, 6% andere (z.B. PS, Akrylate, PU, ...); 95% nicht- synthetisch: 91% Proteine, 4% Zellulose	Aktivsammlung durch eine Puppe die menschliche Atmung und Aktivitäten in Innenräumen simuliert, µFTIR
(Gaston et al., 2020)	Kalifornische Küste, UA	Jan- Mär 2019	Luft (Aussen- und Raumluft)	20 µm	Raumluft: Fasern 641 µm; Fragmente 58.6 µm Aussenluft: Fasern 616 µm (etwa 30% 100- 300 µm; Fragmente 104 µm	Raumluft: 3.3 Fasern/m ³ , 12.6 Fragmente/m ³ Aussenluft: 0.6 Fasern/m ³ , 5.6 Fragmente/m ³	Fragmente	Raumluft: PE, PET Aussenluft: PVC, Acryl	Aktivsammlung, Mikroskopie, Fluoreszenzmikroskopie, µ-Raman, µ-FTIR
(Dris et al., 2017)	Paris, Frankreich	4 Monate 2015	Luft (Aussen- und Raumluft) und Depositi- on Dach	50 µm	Fasern Aussenluft < 1650 µm, Raumluft grösser <3250 µm	Aussenluft 0.9 (Spanne: 0.3-1.5) Fasern/m ³ < Raumluft 5.4 (Spanne 0.4-59.4) Fasern/m ³ Depositionsrate: 2.1- 355 < Raumluft 1600- 11'000 Fasern/m ² und Tag	nur Fasern untersucht	33% der Fasern beinhalteten PET	Aktiv- und Passivsammlung, Mikroskopie, µ-FTIR
Asien und andere Ländern									
(Asrin, 2019)	Surabaya, Indonesien	2017	Luft und Strassen- staub	1.6 µm	hauptsächlich: 1000 µm-1500 µm	Je nach Ort 132-175 Partikel/m ³	> 90% Fasern, Übrige: Fragmente, Folien	PES, PET und Zellophan (holzbasierter Kunststoff) Quellen: Kleidung, Glasfaser, Gummifasern	Aktivsammlung, Digitalmikroskopie, µ- FTIR
(Abbasi et al., 2019)	Asaluyeh, Iran	Aug. 2017	Luft und Strassen- staub	2 µm	<100 - >1000 grösster Anteil Luft 2-100 µm	1 (0.3-1.1) Partikel/m ³ , 900	74% Kugeln, 14% Folien, Mikrogummi bestand zu 61% aus Fragmenten	kA	Passiv- und Aktivsammlung (TSP), Mikroskopie, SEM-

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Proben- typ	Untere Grössen- limite	Grösse der Partikel	Luftkonzentration oder Sedimentationsrate	Form	Plastikarten/ Polymertypen	Messmethode und Analytik
					Staub 75% <100 µm	Partikel/15 g und 250 Mikrogummi/15g	und 35% Fasern nur ein kugelförmiger Partikel		EDRS, und HPLC (oxidatives Potenzial)
(Narmadha et al., 2020)	Nagpur, Zentralindien	Nov 2019- Feb 2020	Luft	PM2.5, PM10	kA	Wohngebiet: 116.25 Partikel/Tag, Industriegebiet: 99.25 Partikel/Tag	Überwiegend Fasern, übrige: Fragmente, Folien Im PM10 mehr Fragmente, in PM2.5 mehr Folien	PE, Rayon, Gummifasern, PS, PA, Polyanilin, Polyolefin, PVS. Im Wohngebiet waren Zellulosefasern dominant.	Aktivsammlung, Stereomikroskopie, FTIR, ATR und SEM
(Y. Li et al., 2020)	Peking, China	Okt. 2018	Luft	3 µm	80% 5-20 µm, Spanne 5-200 µm	14100-16700 Fasern/m ³	Fasern	MP-Fasern 34.6%, MMMFs 40.3%, Kalziumsulfatfasern 7.2%, natürliche Fasern 4.5%, Asbest 7.8%, Metallfasern 5.6%	Aktivsammlung, SEM-EDRS
(Liao et al., 2021)	Wenzhou, China	Jul-Aug 2019	Luft	5 µm	5-1794 µm (< 30 µm: 65.1% 30-100 µm: 29.4%)	188.7 Partikel/m ³	5.8% Fasern, 94.2% Fragmente	> 20 Polymertypen in 738 MP: PE 26.8%, PS 17.8%, PES 17.2%	Aktivsammlung, Mikroskopie, µ-FTIR
(K. Liu, T. Wu, et al., 2019)	Östliches, chinesisches Meer-West Pazifik	Nov 2018- Jan 2019	Luft auf dem Meer	12 µm	Spanne: 16.14-2086.69 µm, Durchschnitt: 318.53 µm	Spanne: 0-1.37 Partikel/m ³ , Tag>Nacht, Küste>offenes Meer	60% Fasern, 31% Fragmente, 8% Körnchen, 1% Mikroperlen	PET 57%, Epoxidharz 10%, PE-PP 10%, weitere: PES, Alkydharz, EP, PA, PAN, Phe, PMA, PP, PS, PVA, PVC	Aktivsammlung, Stereomikroskopie, µ-FTIR
(Zhu et al., 2021)	5 Grossstädte in China: Beijing, Tianjin	Aug-Sep 2019	Luft	5.9 µm	Spanne 5.9-1475 µm, 61.6% < 30µm	Spanne: 104-650 Partikel/m ³ , Durchschnitt 282 Partikel/m ³ Norden>Südosten	88.2% Fragmente, je nach Grösse unterschiedlicher Anteil 98.4% 5-30 µm, 79,1% 30-100 µm Fasern dominierten die grösseren Partikel 80% 100-300 µm, 86,6% 300-1000 µm	PE, 26.6%, PET 16.0%, PS 14.9%, PP, 13.6%, PA, 7.3%, PVC, 6.6%	Aktivsammlung, Mikroskopie, µ-FTIR
(K. Liu, X. Wang, T. Fang, et al., 2019)	Shanghai, China	Mär-Apr 2018	Luft	12 µm	Spanne: 23.07-9955 µm, Durchschnitt: 597.5 µm auf 1.7m Höhe	Spanne: 0-4.18 Partikel/m ³ , Durchschnitt: 1.42 Partikel/m ³	72% Fasern, 27% Fragmente, 1% Körnchen	Nicht-Fasern: 49% PET, PE und PES; PAN, PAA (12%), RY 9%, EVA 15%, EP, Alkydharz Fasern: Synthetische PET 50%, PAN 17%, PAA 17%, RY 2%, PES 46% BW und Seide)	Aktivsammlung, Stereomikroskopie, µ-FTIR

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Proben- typ	Untere Grössen- limite	Grösse der Partikel	Luftkonzentration oder Sedimentationsrate	Form	Plastikarten/ Polymertypen	Messmethode und Analytik
(K. Liu, X. Wang, N. Wei, et al., 2019)	Shanghai, China	Mai-Jun 2019	Luft	12 µm	246.52 (Spanne 12.35-2191.32) µm	Durchschnitt: 0.41 (Spanne: 0-2) Partikel/m ³ Depositionsrate: 450'000 (Spanne: 9940-650000) Partikel/m ² und Tag	42% Fasern, 48% Fragmente, 9% Perlen	PET (51%), EP (19%), PE (12%), und Alkydharz (8%); PET-Fasern (87%)> PE > Rayon	Aktivsammlung, Stereomikroskopie, µ-FTIR
(Choi et al., 2022)	Süd-Korea	Jun, Sep, Dez 2020	Luft (Aussen- und Raumluft)	20 µm	Raumluft: 20.1-6801.2 µm Aussenluft: 20.3-4497.4 µm Grösse 20-100 µm machten 48-96% aus	Spanne 0.45-6.64 Partikel/m ³ , Raumluft>Aussenluft: 7% bzw. 2% aller Partikel	Nur 7% Fasern, Rest: Fragmente und andere Raumluft 10.2% Fasern, Aussenluft 3.6%	65%: PE und PP, Rest: PA, PES, AR, PS	Aktivsammlung FTIR
(Wang et al., 2020)	Flussdelta des Pearl River bis zum Südchinesischen Meer und Ostindischer Ozean	Mär-Apr 2019	Luft	20 µm	Fasern: 288.20-2251.54 µm Fragmente: 58.59-286.10 µm	Spanne: 0-7.7 Partikel/100m ³ , Durchschnitt: 1 Partikel/100m ³	88.89% Fasern, 11.11% Fragmente	77% natürlichen Ursprungs (BW, Zellulose, Rayon (50%) Zellophan), 21% Plastik (PE, PET, PP, andere wie Epoxidharz, PAN, PAA, PEP, PEVA, PA)	Aktivsammlung, µ-FTIR
(Kaya et al., 2018)	Sakarya Provinz, Türkei	Dez 2016-Mai 2017	Luft und Deposition (Strasse)	50 µm	50-500 µm	0.3-12.9 Partikel/l und 18-29 Partikel/g	Mehrheitlich Fasern, 1/4 Fragmente	hauptsächlich PA und PES	Aktivsammlung, Lichtmikroskopie, µ-FTIR mit Infrarotspektroskopie
(Syafei et al., 2019)	Surabaya, Indonesien	kA	Luft und Deposition (Strasse nnahe)	500 µm	<500 bis 1500 µm	Spanne: 55.9-175 Partikel/m ³ , 58 Fasern/m ³	mehrheitlich Fasern, einige Fragmente und Film	PET, PES, Zellophan, Mehrheit der Polymere war Folie (Zellophan, 58.3%)	Aktivsammlung, Digitalmikroskopie, FTIR

Abkürzungen: **AR**, Acryl; **ATR**, attenuated total reflection; **BW**, Baumwolle; **CPE**, chloriertes Polyethylen; **EP**, Ethylenpropylen; **EVAC**, Ethylen-Vinylacetat-Copolymer; **FTIR**, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; **g**, Gramm; **ICP-MS**, Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma; **(HP)LC-MS/MS**, Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung; **kA**, keine Angaben; **MP**, Mikroplastik; **µg**, Mikrogramm; **µm**, Mikrometer; **m**, Meter; **m³**, Kubikmeter; **MMMF**, menschengemachte Mineralfasern; **ng**, Nanogramm; **PA**, Polyamid; **PAA**, Poly-N-Methylacrylamid; **PAN**, Polyacryl; **PE**, Polyethylen; **PEP**, Polyethylen-co-propylen; **PES**, Polyester; **PET**, Polyethylenterephthalat; **Phe**, Phenoxylharz; **PM_{2.5}**, Partikel in der Grösse kleiner gleich 2.5 µm; **PM₁₀**, Partikel in der Grösse kleiner gleich 10 µm; **PM_{10-2.5}**, Partikel in der Grösse 2.5-10 µm; **PMA**, Polymethylacrylat; **PMMA**, Polymethylmethacryl (Plexiglas); **PP**, Polypropylen; **PS**, Polystyrol; **PU(R)**, Polyurethan; **PVA(C)**, Polyvinylazetat; **PVC**, Polyvinylchlorid; **PVS**, Polyvinylstearat; **Py-GC/MS**, Pyrolyse mit Gaschromatographie und Massenspektrometrie; **RY**, Rayon; **SEM**, Rasterelektronenmikroskopie; **SEM-EDRS**, Energiedispersive Röntgenspektroskopie oder auch energiedispersive Röntgenanalyse, **TGA-MS**, Thermogravimetrie mit Massenspektroskopie; **TSP**, total suspended particulates/Gesamtschwebstoffe.

Tabelle 4 Ergebnisse von Studien, welche die Deposition von Mikroplastik gemessen haben mit Augenmerk auf Aussenluftproben oder in Kombination mit Raumlufthproben.

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Aussenluft / Raumlufth	Untere Grössenlimite	Grösse der Partikel	Depositionsrate, Menge	Form	Plastikarten/polymertypen	Messmethode und Analytik
(Allen et al., 2019)	Pyrenäen, Frankreich	Nov 2017-Mär 2018	Aussenluft	1 µm	Grossteil > 50 µm Fasern Länge vorwiegend 100- 200 µm und 200-300 µm (max. 3000 µm), Folien: 50-200 µm --> max. bis 3000 µm	Depositionsrate: 365 (297-162) Partikel/m2 und Tag	Fragmente > Fasern > Folien	PS (als Fragmente), gefolgt von PE	Passivsammlung, Lichtmikroskopie, µ-Raman
(Sommer et al., 2018)	Hochleistungsstrasse n, Deutschland	2013	Aussenluft, Strassenstaub	> 10 µm	kA	bei den gemessenen Partikeln überwiegen Reifenabriebpartikel (<90% des Volumens)		MP = 54% Volumen	Passivsammlung, SEM-EDRS
(Wright et al., 2020)	Zentral London, UK	Jan-Feb 2018	Aussenluft, Dach	20 µm	Fasern: 400–500 µm am häufigsten, Anzahl Fasern stieg mit abnehmender Länge Fragmente: 164 µm im Schnitt, 75-100 µm am häufigsten	712 Fasern/m2 und Tag, 59 Nicht-Fasern/m2 und Tag	Fasern	17% der Fasern synthetisch: v.a. PAN, PET, PA. 69% der Fasern Zellulose	Passivsammlung, Fluoreszenzmikroskopie, µ-FTIR, µ-Raman
(D. Allen et al., 2021)	Arbu See, Zentral Pyrenäen; Frankreich	Sommer 2017	Aussenluft, Boden	20 µm	im Boden: über die Hälfte ≤30 µm, in jüngerer Zeit mehr kleinere Partikel ≤20 µm Fasern 20-200 µm (vorwiegend 100-150 µm)	60er Jahre: <5 (±1) Partikel/m2 und Tag 2015-2020: 178 (±72) Partikel/m2 und Tag	Fasern, Fragmente	16% PE, 28% PP, 8% PS, 10% PVC, 28% PET/PES	Passivsammlung, Fluoreszenzmikroskopie, µ-Raman
(Brahney et al., 2020)	11 Nationalparks, West-USA	2017-2019	Aussenluft	10 µm	Partikel 4-188 µm, davon 30% Mikroperlen 5-30 µm Fasern 20 µm-3 mm	Depositionsrate: 132 (Spanne: 48-435) Partikel/m2 und Tag	30% Mikroperlen	Baumwolle, PES, Nylon, Polyolefin, PET, PE, Valbond 6053, PP, PVAC/Latex, Acrylsäureethylester, PMMA	Passivsammlung, Mikroskopie, FTIR

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Aussenluft / Raumluf	Untere Grössenlimite	Grösse der Partikel	Depositionsr	Form	Plastikarten/polymertypen	Messmethode und Analytik
(Dehghani et al., 2017)	Zentrum Teheran, Iran	2015 ?	Aussenluft, Strassenstaub	50 µm	100 µm - 5 mm. 33.7% der gezählten Plastikpartikel 250-500 µm	88-605 Partikel pro/30 g trockenem Hausstaub	16.9-44.3% Fasern, Körnchen, Fragmente	kA	Passivsammlung, Fluoreszenzmikroskopie, SEM-EDRS
(Patchaiyappan et al., 2021)	Chennai, Indien	Mai 2019	Aussenluft, Strassenstaub	50 µm	kA	227.94 ± 91.37 Partikel/100 g	92.5% Fragmente, 7.5% Fasern	24% PVC, 19% Zellulose, 14% PTFE, 14% Superflex 200	Passivsammlung, Ramanspektroskopie, SEM-EDS
(C. G. Liu et al., 2019)	China (39 Städte)	Nov 2017-Jan 2018	Aussenluft (Fensterbank) + Raumluf (Schlafzimmer)	50 µm	50-2000 µm	Raumluf: PET 1550-120'000 mg/kg, median 2780 mg/kg, PC 4.6 mg/kg Aussenluft: PET 212-9020 mg/kg, PC 2.0mg/kg	Raumluf: 88.0% Aussenluft: 73.3% Fasern, auch Körnchen	PET und PC	Passivsammlung, Mikroskopie, µ-FTIR, LC-MS/MS
(Dris et al., 2016)	Paris, Frankreich	2015	Aussenluft, Dach	50 µm	Fasern 200-400 µm und 400-600 µm am häufigsten	Depositionsr: je nach Standort 53-110 (Spanne: 2-355) Partikel/m2 und Tag	nur Fasern untersucht	50% natürliche Fasern (Baumwolle/Wolle), 29% künstliche Fasern	Passivsammlung, Stereomikroskopie, µ-FTIR
(Dris et al., 2015)	Paris, Frankreich	Feb-Mai 2014	Aussenluft, Dach	100 µm	Fasern 100-5000 µm (1000-5000 µm am häufigsten)	Depositionsr: 118 (Spanne: 29-280) Partikel/m2 und Tag	90% Fasern, übrige: Fragmente und Folie	kA	Passivsammlung, Stereomikroskopie
(Zhou et al., 2017)	Yantai, Shandong Provinz, Ost-China	Jan 2014-Mär 2015	Aussenluft	50 µm	Spanne: 50-5000 µm, grösster Anteil (62%) der <0.5mm Partikel war 100-300 µm, <50 µm geringste Häufigkeit	NR	95% Fasern, 4% Fragmente, +% Folien und Schäume	v.a. PET als Fasern, PVC als Fasern und Folien, PE als Fragmente, PS als Schäume	Passivsammlung, Stereomikroskopie, FTIR
(Amato-Lourenço et al., 2022)	Sao Paulo, Brasilien	2020 ?	Aussenluft / Raumluf	50 µm	>50 µm	Niederschlagsrate Durchschnitt Raumluf: 309.40±214.71 Partikel/m2 und Tag, Aussenluft: 123.20 ± 47.09 Partikel/m2 und Tag	Raumluf: 64% Fragmente, Aussenluft: 74% Fragmente	Aussenluft: 76% PES-Fasern, 67% PE, 25% PET Raumluf: 100% PES-Fasern, 59% PE, 26% PP	Passivsammlung, Mikroskopie, FTIR
(Soltani et al., 2021)	Sydney, Australien	2019	Raumluf	50 µm	50 – 600 µm	22-6169 Fasern/m2 und Tag = 0.2 mg pro kg Körpergewicht und Jahr, 12'891 (SD 4472) Fasern/Jahr	99% Fasern	39% waren Kunststofffasern: PE, PES, PA, PAA, PVC und PS	Passivsammlung, Stereo- und Fluoreszenzmikroskopie, µ-FTIR

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Aussenluft / Raumluf	Untere Grössenlimite	Grösse der Partikel	Depositionsrates, Menge	Form	Plastikarten/polymertypen	Messmethode und Analytik
(Klein & Fischer, 2019)	Hamburg, Deutschland	Dez 2017-Mär 2018	Aussenluft	63 µm	Fasern 95% 300-5000 µm, Fragmente <63 µm	Depositionsrates: 275 (136.5-512) Partikel/m ² und Tag	Je nach Grösse: 95% Fragmente <63 µm, Grossteil Fasern 300-5000 µm	49% PE, 22% EVAC, nur 1 Fragment wurde als Teflon identifiziert PTFE und PVA. Alle Fasern (9.8%) waren synthetischen Ursprungs und PET	Passivsammlung, Fluoreszenzmikroskopie, Gamma-Raman
(O'Brien et al., 2021)	Queensland, Australien	Apr-Jun 2020	Strassenstaub	100 µm	<250-5000 µm 25% der Masse (grösster Anteil) machten Partikel <250 µm aus	Ländlich: 0.5 mg/g, ländlich Wohngegend: 0.8 mg/g, Verkehr: 1.2 mg/g, Industrie: 2.4 mg/g, Stadt: 5.9 mg/g	kA	Polyethylen 21%, häufigste darin PVC 29% und PET 29%, PP 10%, PMMA 7.6%, PS 1.1%	Passivsammlung, Py-GC/MS, kein Reifenabrieb
(Yukioka et al., 2020)	Kasatsu, Japan, Dang Nang Vietnam, Katmandu Nepal	Sep-Nov 2017	Strassenstaub	100 µm	100-5000 µm Durchschnitt 791-1400 µm	2.0-19.7 Partikel/m ²	68-81% Fragmente, 8-13% Folien, 7-10% Fasern, 4-10% Körnchen	PE, PP, PS, PET, PAK, PVS, EPC, SBR, EPDM, PU mehr Gummipartikel als Verpackungspartikel	Passivsammlung, Stereomikroskopie, FTIR
(Stanton et al., 2019)	Stoke-on-Trent, Nottinghamshire, UK	Nov 2017-Jul 2018	Aussenluft, Dach	150 µm	kA	Depositionsrates: 2.90-128.42 Partikel/m ² und Tag	100% Fasern	2.1% synthetisch (97.7% natürlich)	Passivsammlung, Stereomikroskopie, FTIR
(Cai et al., 2017)	Dongguan, Süd-China	Okt-Dez 2016	Aussenluft	200 µm	<200 bis >4200 µm	36 ± 7 Partikel/m ² und Tag (nur Mikroplastik)	Fasern > Schäume, Fragmente, Folien	73% Zellulosefasern, 14% PE, 9% PP, 4% PS	Passivsammlung, Mikroskopie, µ-FTIR, SEM

Abkürzungen: **EP**, Ethylenpropylen; **EPDM**, Ethylen-Propylen-Dien; **EVAC**, Ethylen-Vinylacetat-Copolymer; **FTIR**, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; **g**, Gramm; **(HP)LC-MS/MS**, Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung; **kA**, keine Angaben; **kg**, Kilogramm; **MP**, Mikroplastik; **µm**, Mikrometer; **m**, Meter; **m³**, Kubikmeter; **mg**, Milligramm; **PA**, Polyamid; **PAA**, Poly-N-Methylacrylamid; **PAN**, Polyacryl; **PAK**, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe; **PC**, Polycarbonat; **PE**, Polyethylen; **PES**, Polyester; **PET**, Polyethylenterephthalat; **PMMA**, Polymethylmethacryl (Plexiglas); **PP**, Polypropylen; **PS**, Polystyrol; **PTFE**, Polytetrafluoroethylen; **PU(R)**, Polyurethan; **PVA(C)**, Polyvinylacetat; **PVC**, Polyvinylchlorid; **PVS**, Polyvinylstearat; **Py-GC/MS**, Pyrolyse mit Gaschromatographie und Massenspektrometrie; **SBR**, Styrol/Butadien Gummi; **SEM**, Rasterelektronenmikroskopie; **SEM-ED(R)S**, Energiedispersive Röntgenspektroskopie oder auch energiedispersive Röntgenanalyse.

Tabelle 5 Ergebnisse von Studien, welche auf Schnee oder in Schneebohrkernen Mikroplastik gemessen haben. Hinweis für den Transport und die Verbreitung von Mikroplastik durch die Luft, da die Messorte weit von menschlichen Aktivitäten entfernt waren.

Referenz	Ort / Land	Messzeitpunkt	Probentyp	Untere Grössenlimite	Grösse der Partikel	Konzentration	Form	Plastikarten/ Polymertypen	Messmethode und Analytik
(Parolini et al., 2021)	Abgelegenes Gebiet, Italien	Sep 2019	Deposition Schnee	10 µm	Fasern: 83-1910 µm Fragmente: 50-422 µm	2.32 Partikel/l	39% Fasern, 61% Fragmente	PE 39 %, PET 17 %, PES 11 %, PP, PU	Passivsammlung, Stereomikroskopie, FTIR
(Pastorino et al., 2021)	Karnische Alpen, Italien	Apr. 2020	Deposition Schnee	10 µm	75 x 220 µm	11 ± 0.19 Partikel/l	Fragmente	PET	Passivsammlung, FTIR
(Y. L. Zhang et al., 2021 glaciers)	Gletscher 12 , tibetisches Plateau, Laohugou, Tibet/China	Jul-Sep 2018	Deposition Schnee	11 µm	Spanne 10-500 µm, Partikel < 100 µm am häufigsten	kA	Fasern, Fragmente, Folie	PA, PP, PET, PC, PTFE, PE, Gummi, PES, POM, PS, PC und weitere Zellulose machte nur einen kleineren Anteil von 5% aus	Passivsammlung, FTIR, Raman
(Bergmann et al., 2019)	Arktische Region, Mitteleuropa (Schweiz, Deutschland)	2015-2018	Deposition Schnee	11 µm	80% <25 µm, 98% < 100 µm; Spanne: 11-475 µm, Faserlänge: 65-14314 µm	Europa: 1900-15400 Partikel/l Arktis: 0-14400 Partikel/l	Fasern (natürlich und synthetisch), 12% Mikroplastikanteil der Gesamtpartikel	Europa: Acrylate, PU, Lacke (PA), Gummi, PE, EVAC Arktis: PS, PVC, Polycarbonate, Polymilchsäure, Polyimide	Passivsammlung, Stereomikroskopie
(Stefánsson et al., 2021)	Vatnajökull Ice Cap, Island	Jun 2020	Deposition Schnee-bohrkern	50 µm	30-3000 µm	kA	Fragmente, Fasern	PU, PVC, PA, ABS	Passivsammlung, µ-Raman
(Ambrosini et al., 2019)	Forni Gletscher, Italien	Juli 2018	Aussenluft	100 µm	73.36-1695.24 µm	74.4 ± 28.3 Partikel/kg Staub, kein Unterschied zwischen Gehalt im Eisbohrkern und oberflächlicher Menge auf dem Gletscher	65.2% Fasern, 34.8% Fragmente	PES > PA > PE > PP	Passivsammlung, Binokularmikroskopie, µ-FTIR

Abkürzungen: ABS, Acrylnitril-Butadien-Styrol; EVAC, Ethylen-Vinylacetat-Copolymer; FTIR, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; l, Liter; kA, keine Angaben; kg, Kilogramm; MP, Mikroplastik; µg, Mikrogramm; µm, Mikrometer; m, Meter; ng, Nanogramm; PA, Polyamid; PC, Polycarbonat; PE, Polyethylen; PES, Polyester; PET, Polyethylenterephthalat; PP, Polypropylen; POM, Polyoxymethylen; PS, Polystyrol; PTFE, Polytetrafluoroethylen; PU, Polyurethan; PVC, Polyvinylchlorid.

6. VON DER EXPOSITION ZUR AUFNAHME UND DEM VERBLEIB VON MIKROPLASTIK IM MENSCHEN

Der Mensch ist Mikroplastik über die Nahrung, über die Luft und über die Haut ausgesetzt, wobei je nach Autorenschaft die Nahrung und die (Raum)Luft als Hauptbelastungsrouten diskutiert werden. Über die Luft ist der Mensch nicht nur über die Lungen belastet, sondern auch über das Verschlucken von in den Atemwegen abgeschiedenen Partikeln und den während einer Mahlzeit auf die Nahrung sedimentierten Partikel.

Der Nachweis von Mikroplastik im Körper des Menschen weist auf eine Belastung und einen Transport innerhalb des Körpers hin. Über die Höhe der Belastung können jedoch keine verlässlichen Aussagen gemacht werden. Denn die Messung von Mikroplastik in Körperflüssigkeiten kann ebenfalls nicht auf standardisierte Messverfahren zurückgreifen.

6.1 Belastungsrouten

Die Belastung des Menschen mit Mikroplastik erfolgt über die Nahrung, über Trinkwasser – insbesondere aus Plastikflaschen (Sripada et al., 2022) – sowie durch Inhalation von Aussen- und Raumluft (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020). Letzteres stellt wiederum über die Abscheidung in Mund, Rachen und Nase sowie die Reinigungsmechanismen der Atemwege und Verschlucken des Schleims eine Route für die orale Belastung dar. Auch die Haut kann eine Eintrittspforte für Mikroplastik darstellen, was aber mengenmässig weniger ins Gewicht fällt (Rodriguez-Baez et al., 2022) und vor allem für Zusatzstoffe oder adsorbierte Schadstoffe wie BPA eine Rolle zu spielen scheint (Committee on the toxicity of chemicals in food, 2021). Die Aufnahme von Mikroplastik über die Nahrung wird als die wichtigste Eintrittsroute in den menschlichen Körper betrachtet (Der Bundesrat, 2022), eine andere Publikation sieht jedoch die Raumluft sowie in einem geringeren Mass die Aussenluft und damit die Atmung als wichtige Eintrittsroute (Eberhard et al., 2024).

Catarino und Kollegen (2018) schätzen, dass die Aufnahme von Mikroplastik aus der Nahrung insofern relevant sei, dass zwar nicht der Mikroplastikgehalt der Lebensmittel selbst, sondern die während einer Mahlzeit sedimentierte Menge an Mikroplastik aus der Luft eine grössere Rolle spielen könnte (im Vergleich zum Mikroplastikgehalt von Meeresmuscheln). Sie rechnen, dass bei einem Mikroplastikgehalt des Hausstaubs von 33% pro Jahr zwischen 13'000 und 86'000 Partikel verschluckt würden. Mikroplastik im Hausstaub ist für Kleinkinder im Krabbelalter wegen ihrer ausgeprägten Hand-Mund-Aktivitäten ebenfalls eine relevante Quelle für die orale Mikroplastikbelastung (Ahmad et al., 2023; Sripada et al., 2022). Anders als die obenstehende Aussage vermuten lässt, ist die Nahrungsaufnahme (jenseits des Trinkwassers) eine wichtige Quelle aufgrund der aus der Luft sedimentierenden Mikroplastikteilchen und nicht aufgrund des Mikroplastikgehalts der Nahrungsmittel, die vor allem in Fisch und Meeresfrüchten höher ist als in anderen Lebensmitteln (Jung et al., 2022; Senathirajah et al., 2021). Hinzu kommt, dass in die Lunge eingeatmete grössere Partikel über den Reinigungsmechanismus des mukoziliären Schleims verschluckt werden (Prata, 2023).

Das Einatmen von Kunststoffpartikeln als Bestandteil des Feinstaubs mit der Atemluft ist eine weitere Eintrittsroute. In der lufthygienischen Forschung wurde nachgewiesen, dass Feinstaub und Ultrafeinstaub tief in die feinsten Verästelungen der Lunge eindringen und von dort zum Teil in die Lymph- und Blutbahnen gelangen. Unklar ist jedoch, welcher Anteil des Mikroplastiks toxikologisch relevant ist und in bedeutenden Mengen in die Lunge gelangt. Bisherige Messung der Grössenverteilung zeigen, dass mengenmässig vor allem grössere Partikel (>50 Mikrometer) in der Luft gemessen werden, welche gar nicht erst inhaliert werden, sondern direkt in den oberen Atemwegen ausgefiltert werden (Nase und Rachen), verschluckt oder wieder ausgeatmet werden (Wright et al., 2020). Kleinere Partikel (<3 µm) können jedoch bis in die Alveolen gelangen, wo die Reinigungsmechanismen weniger gut sind (Nicole, 2023).

Auch wenn die Aufnahme über die Haut eine weniger grosse Rolle spielt, geben verschiedene Autoren Folgendes zu bedenken, was ggf. zu einer Unterschätzung der dermalen Belastung führen können. Auch wenn die Hautoberfläche per se mit 1.8 m² eine recht geringe Interaktionsfläche bietet, ist die Fläche über das Anhaften an Haare und der Kontakt mit der Kopfhaut bzw. Haarfollikeln, Schweißdrüsen und Talgdrüsen doch grösser und summiert sich auf eine Oberfläche von 30m²; ähnlich des Verdauungstrakts (Gallo, 2017). Ausserdem sei die Haut von Frühgeborenen, Säuglingen und Kindern bis 4 Jahren generell dünner oder die Barrierefunktion weniger gut ausgebildet und Hautverletzungen wie beispielsweise bei atopischer Dermatis / Ekzemen bieten ebenfalls eine Eintrittsroute in den Körper. Generell werden über die Haut aber nur Partikel im Nanometerbereich aufgenommen (<100nm) (Rodriguez-Baez et al., 2022; Sridharan et al., 2021).

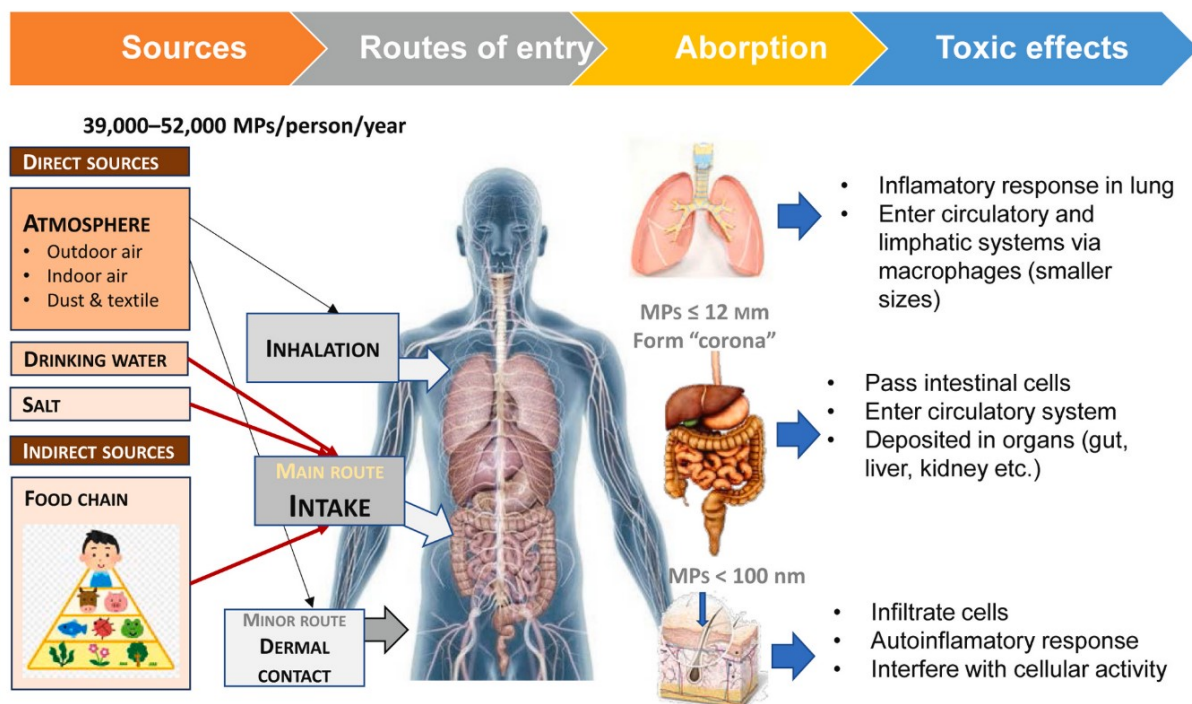


Fig. 1. Potential pathways and routes of exposure to MPs/NPs and potential toxic effects on humans.

Abbildung 6 Abbildung aus (Barceló et al., 2023), welche Quellen, die Belastungsrouten und mögliche Effekte von Mikroplastik schematisch aufzeigen (unter creative commons Lizenz CC BY-NC-ND 4.0)

6.2 Schicksal von Mikroplastik im Körper: Dosimetrie und Biokinetik

Es liegen bisher keine verlässlichen epidemiologischen Studien vor, welche einen Zusammenhang zwischen der Belastung mit Mikroplastikpartikeln und gesundheitlichen Folgen für den Menschen beschreiben würden. Da man Mikroplastik bisher nicht ausreichend charakterisieren und messen kann, war es bisher auch nicht möglich, Zusammenhänge in Bevölkerungsstudien zu untersuchen.

Aus diesem Grund wird versucht, Erkenntnisse der toxikologischen Forschung an Zellen und Tieren auf den Menschen zu übertragen. Bei der Übertragung toxikologischer Daten auf den Menschen ist es zentral, die Dosimetrie und Biokinetik zu verstehen. Also wieviel eines Stoffes überhaupt am Zielort (z.B. untere Atemwege) ankommt und wie dieser verstoffwechselt wird, also z.B. abgebaut, ausgeschieden oder akkumuliert wird was auch unter dem Konzept ADME (Absorption, Distribution, Akkumulation / Metabolisierung und Elimination / Exkretion bekannt ist. Diese Mechanismen sind aber auch zentral, um Wirkungsmechanismen zu verstehen (Lusher, 2017; Stock et al., 2020).

Hier sollen die wichtigsten Konzepte und Erkenntnisse zur Verstoffwechslung von Mikroplastik über die inhalative und orale Aufnahme zusammengefasst werden. In Appendix C: findet sich ausserdem eine sehr illustrative Darstellung auf Englisch zur Aufnahme von Mikroplastik über verschiedene Pfade und mögliche Wirkungen.

6.2.1 Inhalative Aufnahme

Die Epitheloberflächen des Atemtrakts ist die grösste Schnittstelle zwischen Mensch und Umwelt. So wird die Fläche des Atemtrakts auf $> 100 \text{ m}^2$ geschätzt (WHO, 2022). Bei der Inhalation spielt die Partikelgrösse für die Biokinetik, die erste Interaktion zwischen Partikel und Körper, eine grosse Rolle (Ramsperger et al., 2023). Größere Partikel werden in der Regel durch Haare und Schleimhaut im Nasen-Rachen-Raum zurückgehalten, während Partikel $< 10 \text{ }\mu\text{m}$ in die Bronchien und Bronchiolen, Partikel $< 2\text{-}3 \text{ }\mu\text{m}$ bis in die Alveolen gelangen und ultrafeine Partikel auch in den Blutkreislauf übertreten können (Schraufnagel, 2020) (Abbildung 7). Für ultrafeine Partikel wurde auch die Migration entlang des Riechnervs ins Gehirn beschrieben (Oberdörster et al., 2005). Die Ablagerung in den oberen Atemwegen erfolgt durch Impaktion der Partikel mit den Schleimhautepithelien, während sie in den kleinen Atemwegen durch Sedimentation aus der Atemluft erfolgt (Committee on the toxicity of chemicals in food, 2021). Der wichtigste Mechanismus für die Ablagerung von Nanopartikeln ist die Diffusion, was darauf hindeutet, dass langsame Luftgeschwindigkeiten wie in den Alveolarräumen und in der Nähe des Riechepithels eine höhere Wahrscheinlichkeit für eine Ablagerung bieten (WHO, 2022, Seite 52).

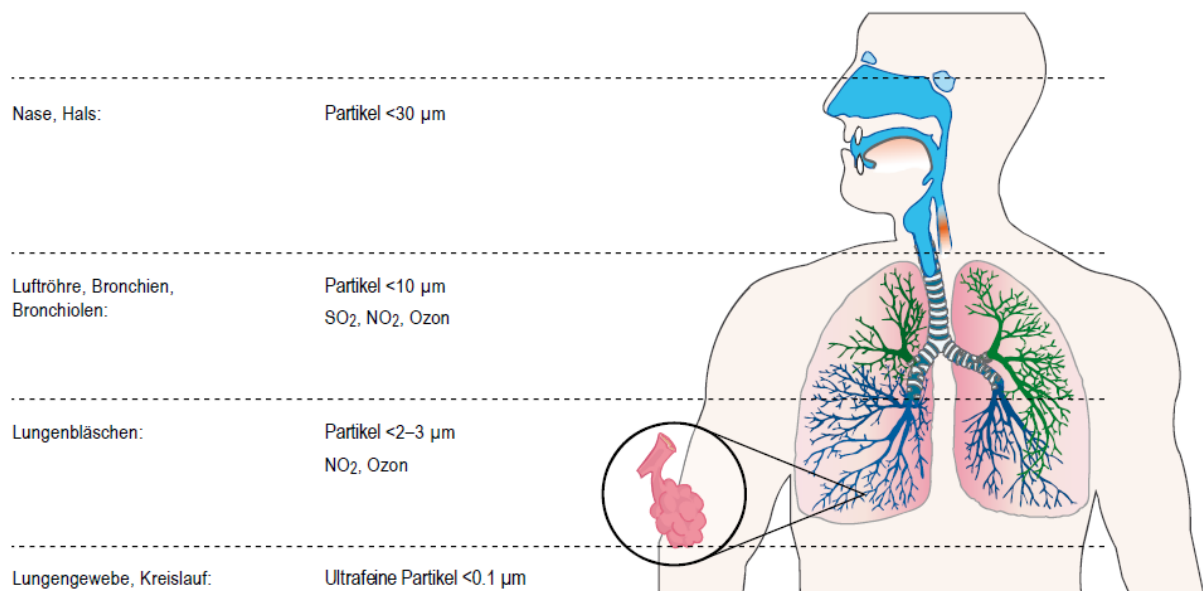


Abbildung 7 Eindringtiefe von Schadstoffen in den Respirationstrakt (Felber Dietrich, 2014)
Abkürzungen: µm, Mikrometer; NO₂, Stickstoffdioxid, SO₂, Schwefeldioxid.

Partikel, welche im Nasen-Rachen-Raum und den Schleimhäuten bis in die Bronchiolen im Schleim abgelagert werden, werden über das Flimmerepithel nach Oben befördert und mit dem Schleim verschluckt. Insbesondere in den Alveolen spielen die Alveolarmakrophagen eine wichtige Rolle (Wright & Kelly, 2017). Partikel werden phagozytiert und für die Ausscheidung zum mukoziliären Apparat transportiert. Experimente mit Inhalation von Nylonfasern mit einer durchschnittlichen Länge von 9.8 µm an Ratten wiesen auf eine rasche Ausscheidung innerhalb von 12 Monaten mit einer Halbwertszeit von etwa 2 Monaten bei hoher Exposition und 1 Monat bei mittlerer Exposition hin (Warheit et al., 2001). Ist die Phagozytose nicht möglich beispielsweise durch eine zu grosse Länge oder Grösse von Fasern oder ist eine Auflösung des Material nicht möglich, spricht man von frustrierter Phagozytose, was Entzündungsprozesse auslöst und zu Fibrosen führen kann, wie z.B. bei Asbestfasern (Wieland et al., 2022).

Da die Schleimschicht in den tieferen Atemwegen dünner ist, ist ein direkter Kontakt der Partikel mit Lungenepithelzellen und Durchdringung der Zellen über Diffusion oder aktive Aufnahme bis und mit dem Endothel (Blutgefässe) wahrscheinlicher (Wright & Kelly, 2017). Dieser Vorgang ist ebenfalls grössenabhängig; je kleiner, desto leichter ist das Eindringen in den interstitiellen Raum (WHO). Da Alveolarmakrophagen eine begrenzte Lebensdauer haben, können bei ihrem Zerfall unverdaute bzw. gelöste Partikel zur Phagozytose durch andere Alveolarmakrophagen freigeben. Partikel, die das Alveolarepithel in das Interstitium durchdringen, können auf interstitielle Makrophagen treffen, die einen ähnlichen Prozess wie die Alveolarmakrophagen in Gang setzen (Wieland et al., 2022).

6.2.2 Orale Aufnahme

Der Magen-Darm-Trakt umfasst mit 30-40 m² Fläche nach dem Atemtrakt die zweitgrösste Interaktionsfläche des Körpers mit der Umwelt. Partikel gelten erst dann als systemisch im Körper verfügbar, wenn sie vom Darmepithel absorbiert werden, in das Pfortadersystem gelangen, die Leber passieren und über den Blutkreislauf im ganzen Körper verteilt werden. Eine Reihe physiologischer Barrieren schränkt die Absorption und die systemische Bioverfügbarkeit von Partikeln aus dem Magen-Darm-Trakt erheblich ein, auch wenn es zu

einer lokalen Absorption kommen kann. Dabei spielt die Schleimschicht eine wichtige Rolle, welche durch elektronische und hydrophobe Wechselwirkungen die Diffusion v.a. von grösseren Partikeln zum Darmepithel verhindert (WHO, 2022).

Man geht davon aus, dass mehr als 90% der verschluckten Partikel über den Kot ausgeschieden werden, dies betrifft insbesondere grössere Partikel $>150\text{ }\mu\text{m}$ (Kannan & Vimalkumar), manche gehen auch davon aus, dass die Aufnahme $>10\text{ }\mu\text{m}$ Grösse ebenfalls vernachlässigbar sei (WHO). Kleinere Partikel können jedoch resorbiert werden über aktiven Transport oder ein Durchschlüpfen, wenn sogenannte tight junctions während der Migration von Makrophagen oder durch Schädigung des Darmepithels durchlässig geworden sind (Kannan & Vimalkumar). Je kleiner die Partikel sind, desto grösser ihre Aufnahme; bis zu 7.8% der 50 nm Partikel und 0.8% der 100 nm-Partikel wurden im Tierversuch transloziert (Walczak et al., 2015), aber Banerjee et al. zeigten, dass in Tierversuchen an Nagern auch grössere Partikel $<10\text{ }\mu\text{m}$ vom Verdauungstrakt in den Blutkreislauf übertragen und von dort in der Leber, Niere und dem Gehirn akkumulierten (Banerjee & Shelper, 2021). Man geht ausserdem davon aus, dass Partikel $<0.1\text{ }\mu\text{m}$ Zellmembranen der Plazenta und der Blut-Hirnschranke durchdringen können (Kannan & Vimalkumar, 2021).

Mikroplastikpartikel können aber auch ohne resorbiert zu werden zu gesundheitlichen Auswirkungen führen, wenn sie das Stuhlmikrobiom – wie in einem Modell von (Tamargo et al., 2022) gezeigt – verändern und hiermit indirekt pathophysiologische Prozesse in Gang setzen.

6.2.3 Verbleib

Mikroplastikpartikel können durch das Lungen-, Alveolar- oder Darmepithel aufgenommen werden oder dieses überwinden, sich im Gewebe anreichern, in den Blutkreislauf oder die Lymphe gelangen, von wo aus sie sich im Körper verteilen, über Exkretions- und Abbaumechanismen ausgeschieden oder sich in bestimmten Organen anreichern können (Prata, 2023; Vethaak & Legler, 2021). Zielorgane für die Verlagerung von Mikroplastik im Blutkreislauf sind Lunge, Leber und Milz (Prata, 2023). Es gibt zahlreiche Möglichkeiten, wie die Mikropartikel aus dem Blutkreislauf ausgeschieden werden können. Ihr Übergang in das Alveolarlumen, die Galle, den Urin, den Liquor, die Peritonealhöhle, durch die stillende Mutter in die Milch und auch der Transfer über die Plazenta in den fetalen Blutkreislauf wurde beobachtet.

Es gibt Hinweise, dass Stoffwechselprozesse im Menschen zum biologischen Abbau von Mikroplastik führen, vor allem durch Enzyme und reaktive Sauerstoffspezies der Phagozyten wie Makrophagen, durch den Kontakt mit physiologischen Flüssigkeiten, wie z.B. Darmschleim oder Magensaft und durch mikrobiologische Aktivität. Aus der Implantatforschung weiss man, dass Polymeren in der physiologischen Umgebung durch Hydrolyse, Oxidation und Decarboxylierung abgebaut werden können (Ali et al., 1994). Hydrophile Polymere werden im menschlichen Körper leichter abgebaut (z. B. Nylon, Polyurethan und Polyester) (Ali et al., 1994). (Stock et al., 2020) zeigte aber, dass die meisten Konsumpolymere wie Polystyrol, Polyethylen, Polypropylen, PET und PVC menschlichen Verdauungssäften und Enzymen widerstehen. Stoffwechselprozesse erleichtern auch, die Ausscheidung von Partikeln oder ihrer Stoffwechselprodukte über die Galle-Darm oder die Niere (Prata, 2023). Wobei die Nieren nur für Partikel $<10\text{ nm}$ und hydrophile Abbauprodukte oder Partikel relevant sind (Wu et al., 2022).

Zu beachten ist jedoch bei allen experimentellen Testsystemen in vitro oder an Tieren in vivo, dass die Ergebnisse bei Extrapolation auf den Menschen Vorsicht interpretiert werden müssen. Die Art der Verabreichung von Partikeln als Stressoren in Zellsysteme oder an

Tiere variieren, und es sind standardisierte Methoden für Vergleiche und Bewertungen notwendig - nicht nur zwischen In-vivo-Testsystemen, sondern auch für quantitative Extrapolation von in vitro nach in vivo. So sind Partikel im Testmedium Dispersionskräften ausgesetzt, die zur Bildung größerer Agglomeraten führen kann. Dies wiederum beeinflusst die effektive Dichte der Partikel, was sich wiederum auf die Ablagerungskinetik auswirkt. Widersprüchliche Resultat von Messstudien sollten nicht verworfen werden, aber die meisten Schlüsse wurden durch reine, neue Polymere-Partikel erhoben und Mikroplastik aus der Umwelt ist ein Gemisch verschiedenster Plastikarten und besitzen andere Oberflächeneigenschaften. (Prata, 2023)

Wenn die Absorption von Mikroplastik die Freisetzung oder den Abbau übersteigt, reichert sich Bioplastik im Gewebe an (Sangkham et al., 2022). Auch wenn ein Grossteil des Mikroplastik wieder ausgeschieden wird, zeigen doch Funde in verschiedenen Geweben des Menschen (vgl. Kapitel 6.3.1), dass Mikroplastik nicht vollständig abgebaut bzw. eliminiert werden kann (Jung et al., 2022; A. Rahman et al., 2021). In einem Fokusartikel des Fachmagazins Environmental Health Perspectives heisst es, dass die inhalative Belastung vielleicht die bedenklichste Belastungsrouten ist, da Mikroplastik im Verdauungstrakt oder auf der Haut weniger eindringen oder gerade wieder ausgeschieden werde, und sich Mikroplastik in den Atemwegen aber entlang der Oberfläche ablagern und weniger entfernt werden könne (Nicole, 2023). Aus Tier und Zellstudien ist ausserdem bekannt, dass Partikel welche <10µm gross sind, aus dem Darm in die Lymphe und den Blutkreislauf gelangen können. Dies führt zu systemischer Belastung und Anreicherung in Gewebe und Organen, z.B. Leber, Niere und Gehirn (Vethaak & Legler, 2021). Bei lebenslanger Belastung und möglicher Anreicherung in Gewebe oder Organen könnte dies trotzdem eine relevante Belastung bedeuten (Vethaak & Legler, 2021).

6.3 Belastung des Menschen

6.3.1 Humanbiomonitoring

Mikroplastik wurde erstmals 1975 in menschlichem Lungengewebe nachgewiesen (Pimentel et al., 1975) und nach und nach auch in anderen Organen, wie im Blut, in Lebergewebe, in der Muttermilch, in der Plazenta, sowie dem ersten Stuhl eines Neugeborenen (Mekonium), was ein Übertrag von Mikroplastikpartikel über die Plazenta/Nabelschnur nahelegt. Die Übersichtsarbeiten von Jung et al. (2022), Prata (2023) und Barceló et al. (2023) listen wichtige Studien zum Nachweis von Mikroplastik im menschlichen Körper auf, welche in den nachfolgenden Tabellen 6-9 zusammengefasst und mit einigen aktuellen Studien ergänzt wurden. Tabelle 10 gibt zusätzlich einen Überblick darüber, welche Plastikarten in welchen Medien gefunden wurden.

Im Kot (Tabelle 9) werden generell grössere Partikel oder Fasern gefunden. In der Lunge werden sehr kleine aber auch grössere Fasern (<1000 µm) gefunden (Tabelle 6). Dies auch in tieferen Lungenabschnitten, obwohl die grösseren Fasern oder Mikroplastikpartikel eigentlich in den oberen Abschnitten abgeschieden werden müssten (Sripada et al., 2022; Suran, 2022). Gemäss Pauly (Pauly et al., 1998) gab es keine Hinweise auf einen Abbau der Fasern (deterioration), was auf ihre Biopersistenz hinweist. Im Blut und anderen Organen werden generell kleiner Partikel detektiert (

Tabelle 8 und Tabelle 7).

Gemäss (Barceló et al., 2023) wurden Polypropylen, Polyethylen und PET am meisten in Lungengewebe identifiziert in Grössen $< 5.5 \mu\text{m}$ bzw. $8\text{-}16.8 \mu\text{m}$ Fasernlänge in Biopsien (Amato-Lourenço et al., 2022) oder bei (Jenner et al., 2022) in allen Abschnitten der Lunge mit den kleinsten Partikeln um $12 \mu\text{m}$. Im Sputum oder Bronchioalveolärer Lavage BALF wurden generell grössere Partikel und Fasern nachgewiesen. In der Studie von Baeza-Martinez et al. (2022) wurde ausserdem eine dosisabhängige geringere Lungenfunktion in Abhängigkeit der Anzahl Fasern in der Lunge beobachtet. Eine Studie, welche Mikroplastik im Riechnerv von Verstorbenen aus Sao Paulo untersuchte, wurde bei 8 von 15 Personen Mikroplastik gefunden, was für eine Translokation über den Riechnerv sprach (Amato-Lourenço et al., 2024).

In der Muttermilch (Tabelle 7) wurden vor allem Polyethylen, PVC und Polypropylen in Grössen zwischen 2 und $12 \mu\text{m}$ gefunden, in einer anderen Studie, war dies Polyurethan, was auch in Milchpulver nachgewiesen werden konnte (Liu et al., 2023). Im Blut (Tabelle 8) wurden Polystyrol, PET und Polyethylen (Leslie et al., 2022), PVA, PVC, Polypropylen identifiziert in Grössen von $4\text{-}15 \mu\text{m}$ detektiert (Pironti et al., 2022). PET wurde gemäss (Barceló et al., 2023) am Häufigsten detektiert. Eine sehr aktuelle Studie wies Mikroplastikpartikel aus PE und PVC in atherosklerotischen Plaque der Karotisarterie in 150 von 237 Patienten nach mit Grössen von $<1 \mu\text{m}$ (Marfella et al., 2024). Studien, welche Mikroplastikpartikel im Kot von Neugeborenen (Mekonium) nachgewiesen haben (J. Zhang et al., 2021), (Braun et al., 2021), (Liu et al., 2022) weisen auf eine Übertragung über die Plazenta hin, in welchen in verschiedenen Studien ebenfalls in unterschiedlichen Bereichen der Plazenta Mikroplastikpartikel detektiert wurden.

Schliesslich wurde in mehreren Studien eine ganze Palette von Mikroplastikarten im Stuhl (Tabelle 9) nachgewiesen in Grössen bis zu $800 \mu\text{m}$. In der Studie von Yan et al. (2022) korrelierte die Menge des Mikroplastiks im Stuhl auch mit der Symptomstärke bei Patienten mit chronisch-entzündlicher Darmerkrankung (IBS).

Diese Studien weisen darauf hin, dass die Mikroplastikbelastung durch die Luft oder Nahrung auch zu einer internen Belastung führt und Mikroplastik nicht einfach nur über den Darm oder die Atemwege wieder ausgeschieden wird. Die Studie von J. J. Zhang et al. (2021), welche Mikroplastik im Kot von Neugeborenen, Säuglingen und Erwachsenen untersucht hat, weist ausserdem darauf hin, dass Säuglinge generell höher belastet sind als Erwachsene.

Auch die Messung der Mikroplastikbelastung in Körperflüssigkeiten steckt noch in den Kinderschuhen und muss sich ebenfalls mit Herausforderungen in Bezug auf Standardisierung der Methoden und Qualitätssicherung befassen (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020). Aus diesem Grund sind die Ergebnisse als wichtige Hinweise für eine Belastung zu werten, aber nicht für die Höhe der Belastung.

Tabelle 6 Studien, welche die Mikroplastikbelastung des Menschen untersucht haben – in den Atemwegen.

Art der Probe	Charakteristika, Ort, Land	Konzentration	Mikroplastik Grösse	Mikroplastikart	Messmethode	Referenz
Lungenflüssigkeit BALF	18 Nicht-Raucher, 32-74 Jahre, Zhuhai, China	Median (IQR) Gesamt-MP 0.91 (6.58) MP/g PE 0.38 [8.05] Partikel/g, PET 0.26 (0.54) MP/g, PU 0.16 (0.24) MP/g), PP 0.16 (0.11) MP/g	keine Angaben	86.1% PE, 7.5% PET, 1.9% PP	Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebungsspektroskopie (LDIR)	(Qiu et al., 2023)
Lungengewebe	20 verstorbene Erwachsene, 7 Männer und 13 Frauen (23-94 Jahre), Nicht-Raucher, Routineautopsie, Sao Paulo, Brasilien	In 13 von 20 Proben wurden 33 Polymerpartikel und 4 Fasern detektiert	1.60–5.56 µm, Fasern: 8.1–16.8 µm	PP und PE am Häufigsten, Baumwolle, PVC, Zelluloseacetat, PA, PE, PP, PS, PU	Raman Mikrospektroskopie	(Amato-Lourenço et al., 2021)
Lungengewebe	13 Proben, 11, Erwachsene, 6 Männer und 5 Frauen (32–77 Jahre), East Riding of Yorkshire, England	in 11 von 13 Proben, Durchschnitt: 0.7 ± 0.84 MP/g	12–2475 µm, 223 µm Länge, 22 µm Breite	PP, PET, PE, Harz	FTIR Mikrospektroskopie	(Jenner et al., 2022)
Lungengewebe	7 Erwachsene, Patienten mit Atemwegserkrankungen, Arbeiter in der Textilindustrie	Läsionen im Lungengewebe und Fasern detektiert im Gewebe		Fasern: PE, Orlon, Acryl, Nylon	Mikroskopie mit unterschiedlichen Lichtquellen	(Pimentel et al., 1975)
Lungengewebe	Lungenkrebspatienten, 114 Lungengewebeproben	MP-Fund in 87% der Proben	keine Angaben	Fasern	Mikroskopie mit unterschiedlichen Lichtquellen	(Pauly et al., 1998)
Lungengewebe, Atemwege BALF	44 Erwachsene, 32 Männer und 12 Frauen (35–86 Jahre), Alicante, Spanien	9.8 MP / 100 ml BALF	140–1730 µm	97% Fasern: Rayon/Viskose, Polyester, Zellulose, Baumwolle	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(Baeza-Martinez et al., 2022)
Lungengewebe, Atemwege	16 Erwachsene (20-45 Jahre), Liaoning, China	Nasenlavage: 1.1 MP/g, Sputum: 80.5 MP/g	keine Angabe	PC, PVC, PA, PE	Fluoreszenzmikroskopie und chemische Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebung (LDIR)	(Jiang et al., 2022)
Sputum	23 Erwachsene, 17 Männer und 5 Frauen (17-93 Jahre) mit Atemwegserkrankungen, China	Median: 39.5/10 ml, 18.8–91.2 MP/10ml	32% 20–500 µm	PU häufigste, PES, CPE, Alkyllack	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(Huang et al., 2022 sputum)
Riechnerv	15 Erwachsene (33-100 Jahre) Sao Paulo, Brasilien	MP-Funde in 8/15 1-4 Partikel pro Riechnerv	75% Partikel: 12.1 (SD 7.2), 5.5-26.4 µm µm; 25% Fasern	16 synthetische MP-Arten: PP (44%), PA, Nylon, PVA	Mikroskopie und FTIR Mikrospektroskopie	(Amato-Lourenço et al., 2024)

Abkürzungen: BALF, bronchioalveoläre Lavage; CPE, chloriertes Polyethylen; FTIR, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; g, Gramm; IQR, Interquartilsperiode; MP, Mikroplastik; µg, Mikrogramm; µm, Mikrometer; m, Meter; ml, Milliliter; PA, Polyamid; PC, Polycarbonat; PE; Polyethylen; PES, Polyester; PET, Polyethylenterephthalat; PP, Polypropylen; PS, Polystyrol; PU, Polyurethan; PVA, Polyvinylacetat; PVC, Polyvinylchlorid; SD, Standardabweichung.

Tabelle 7 Studien, welche die Mikroplastikbelastung des Menschen untersucht haben – in der Plazenta, Muttermilch oder Kot von Neugeborenen, Säugling oder Mutter.

Art der Probe	Charakteristika, Ort, Land	Konzentration	Mikroplastik Grösse	Mikroplastikart	Messmethode	Referenz
Muttermilch	34 Proben	In 26 von 34 Proben	3-12 µm	PE, PVC, PP am Häufigsten	Raman Mikrospektroskopie	(Ragusa, Notarstefano, et al., 2022)
Plazenta	6 Plazentas, Rom, Italien	12 MP-Fragmente in 4 von 6 Plazentas in allen Plazentateilen	5–10 µm	PP, andere nicht definierte	Raman Mikrospektroskopie	(Ragusa, Principi, & Matta, 2022)
Plazenta	2 Plazentas, Berlin, Deutschland	In 2 von 2 Proben, mögliche Kontamination	>50 µm	PE, PP, PU	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(Braun et al., 2021)
Plazenta	18 Plazentas, Shanghai, China	18 MP/g	>20 µm	PU, PA, PE, PET, PC	Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebungsspektroskopie (LDIR)	(Liu et al., 2022)
Plazenta	17 Plazentas, Jiansu, China	In 17 von 17 Proben: 2.7 MP/g	20–307 µm , v.a. Partikel <100 µm und Fragmente <200 µm	PVC, PP, PBS	Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebungsspektroskopie (LDIR)	(L. Zhu et al., 2023)
Plazenta, Kot	18 Mutter-Kind-Paare, Shanghai, China	Plazenta: 18.0 Partikel/g, Mekonium: 54.1 Partikel/g, Muttermilch 20.2 Partikel/g	>74% waren 20–50 µm	16 Polymerarten, Polyamide (PA) und PU machten >65 % aller Partikel, PA vor allem im Kot/Plazenta, PU vor allem in Muttermilch, Plazenta	Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebungsspektroskopie (LDIR)	(Liu et al., 2023)

Abkürzungen: FTIR, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; g, Gramm; MP, Mikroplastik; µm, Mikrometer; m, Meter; PA, Polyamid; PBS, Polybutylensuccinat; PC, Polycarbonat; PE; Polyethylen; PET, Polyethylenterephthalat; PP, Polypropylen; PU, Polyurethan; PVC, Polyvinylchlorid.

Tabelle 8 Studien, welche die Mikroplastikbelastung des Menschen untersucht haben – im Blut, den Blutgefässen oder Urin.

Art der Probe	Charakteristika, Ort, Land	Konzentration	Mikroplastik Grösse	Mikroplastikart	Messmethode	Referenz
Blut	22 gesunde Erwachsene, Niederlande	In 17 von 22 Durchschnitt: 1.6 µg/ml, PET 2.4 µg/ml, PS 4.8 µg/ml, PE 7.1 µg/ml	Detektionslimite ≥700 nm	PMMA, PP, PS, PE, PET	Pyrolyse mit anschliessender Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung	(Leslie et al., 2022)
Urin, Blut	2136 Kinder (6-13 Jahre), HBM4EU, Europa	<16% der Proben enthielten HBCDD oder DBDPE BDE-47 0.36 ng/g Blutlipid = höchste Konzentration BDE-153 und BDE-209 <40% der Proben	keine Angaben	Flammschutzmittel	Gaschromatographie mit und ohne Massenspektrometrie-Kopplung oder Flüssig-Chromatographie-Massenspektrometrie/Massenspektrometrie	(van Der Schyff et al., 2023)
Urin, Blut	6 Erwachsene, 3 Männer und 3 Frauen		4-15 µm	PVA, PVC, PP, PE, Fragmente		(Pironti et al., 2022)
Venengewebe	5 Proben	in 4 von 5 Proben 14.99 ± 17.18 MP/g Häufigkeit vergleichbar mit Lungen- oder Darmproben	keine Angaben	5 Polymerarten: 45% Alkylharz, 20% PVAc, 20% Nylon-EVA, tie layer (20%), 90% Fragmente	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(Rotchell et al., 2023)
Karotisarterie	257 Patienten mit Plaquesentfernung bei assymptomatischer Karotisverengung, Italien	150 (58.4%) Patienten hatten Plaques mit Mikroplastikpartikeln, 21.7 ± 24.5 µg PE/ml und in 31 auch 5.2 ± 2.4 µg PVC/ml	<1 µm eher nm	PE, PVC	Rasterelektronenmikroskopie und Transmissionslektronenmikroskopie Pyrolyse mit anschliessender Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung	(Marfella et al., 2024)

Abkürzungen: BDE, bromierter Diphenylether; DBDPE, Decabromdiphenylethan; EVA, Ethylen-Vinylacetat; FTIR, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; g, Gramm; HBCDD, Hexabromocyclododecan; HBM4EU, Europäische Human Biomonitoring Initiative (Projekt); MP, Mikroplastik; µg, Mikrogramm; µm, Mikrometer; m, Meter; ml, Milliliter; ng, Nanogramm; nm, Nanometer; PE, Polyethylen; PET, Polyethylenterephthalat; PMMA, Polymethylmethacryl (Plexiglas); PP, Polypropylen; PS, Polystyrol; PVA, Polyvinylacetat; PVC, Polyvinylchlorid.

Tabelle 9 Studien, welche Mikroplastikbelastung des Menschen untersucht haben - im Kot, Dickdarm, Leber oder Milz

Art der Probe	Charakteristika, Ort, Land	Konzentration	Mikroplastik Grösse	Mikroplastikart	Messmethode	Referenz
Kot	8 Erwachsene, 3 Männer und 5 Frauen (33-65 Jahre), Tokyo, Japan	In 8 von 8 Proben, Median: 20 MP/10g, 18–172 MP/10g	50–500 µm	PP, PET in 100% der Proben, PS, PE, POM, PC, PA, PVC, PUR	FTIR Mikrospektroskopie	(Schwabl et al., 2019)
Kot	50 gesunde Probanden, 50 mit IBD (entzündlicher Darmerkrankung), Nanjing, China	Gesunde 28.0 MP/g vs. IBD-Patienten 41.8 MP/g Korrelation MP-Menge und IBD-Symptome	1.7–393.8 µm	15 Arten: PET, PA , PP, PE, PC, PVC, POM, PTFE, EVA, PS, PMMA, PBT, AS, PES, TPU	Raman Mikrospektroskopie	(Yan et al., 2022)
Kot	11 Erwachsene, 5 Männer und 6 Frauen (20-50 Jahre), Ost-Java, Indonesien	in 7 von 11 Proben: 6.9-16.6 µg/g	keine Angaben	PP häufigste, PET, PS, PE	Raman Mikrospektroskopie	(Wibowo et al., 2021)
Kot	26 Männer (18-25 Jahre), Beijing, China	in 23 von 25 Proben: 1–36 MP/g	keine Angaben	PP, PET, PS, PE, PVC, PC, PA, PU	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(N. Zhang et al., 2021)
Kot	6 Säuglinge (1 Jahr), 3 Neugeborene, 10 Erwachsene, New York, USA	1-36 MP/g, Korrelation Getränke aus Plastikflaschen mit Häufigkeit MP PET: Neugeborene: 320–12'000 ng/g, Säuglinge: 5700–82'000 ng/g, Erwachsene: 2200–16'000 ng/g PC: Neugeborene: 110 ng/g, Säuglinge: 49–2100 ng/g, Erwachsene: 37–670 ng/g	20-800 µm	PP am Häufigsten, PET, Polycarbonat	Flüssig-Chromatographie-Massenspektrometrie	(J. Zhang et al., 2021)
Kot	2 Frauen, 2 Neugeborene, Berlin, Deutschland	Kot: <0.48–0.96 MP/10g	keine Angaben	Kot: PE, PP, PS; Mekonium: PE, PP	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(Braun et al., 2021)
Kot	17 Neugeborene, Shanghai, China	54.1 MP/g	>20 µm	PA, PU am Häufigsten, PVC, PTFE, PET	Laser-Direkt-Infrarot-Bildgebung (LDIR)	(Liu et al., 2022)
Kot	11 gesunde Erwachsene, 9 Männer 2 Frauen (20-50 Jahre), Surabaya, Indonesien	in 50% der Proben, 3-14 µg/g, HDPE 9.2 µg/g	keine Angaben	HDPE	Raman Mikrospektroskopie	(Luqman et al., 2021)
Dickdarm	11 Erwachsene, 6 Männer und 5 Frauen (34-88 Jahre), Malaysia	In 11 von 11 Proben: 28.1 ± 15.4 MP/g	keine Angaben	v.a. Fasern PC, PA, PP	FTIR Mikrospektroskopie kombiniert mit Rasterelektronenmikroskopie und energiedispersiver Röntgenanalyse (SEM-EDXS)	(Ibrahim et al., 2021)
Leber, Niere, Milz	6 Patienten mit Lebererkrankungen, 5 Gesunde (18-44 Jahre), Deutschland	Keine MP bei Gesunden, Niere: 0 MP/g, Milz: 1.1 MP/g, Leber: 3.2 MP/g	4–30 µm	PS, PVC, PET, PMMA, POM, PP	Fluoreszenzmikroskopie und Raman Mikrospektroskopie	(Horvatits et al., 2022)

Abkürzungen: AS, Acrylonitrilstyrol; EVA, Ethylen-Vinylacetat; FTIR, Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie; g, Gramm; HDPE, High Density Polyethylene; MP, Mikroplastik; µg, Mikrogramm; µm, Mikrometer; m, Meter; ng, Nanogramm; PA, Polyamid; PBT, Polybutylenterephthalat; PC, Polycarbonat; PE, Polyethylen; PES, Polyester; PET, Polyethylenterephthalat; PMMA, Polymethylmethacryl (Plexiglas); PP, Polypropylen; POM, Polyoxymethylen; PS, Polystyrol; PTFE, Polytetrafluoroethylen; PUR, Polyurethan; PVC, Polyvinylchlorid; TPU, thermoplastische Urethan.

Tabelle 10 Nachweis von verschiedenen Kunststoffen in Medien des menschlichen Körpers (generiert mit Hilfe von ChatGPT (OpenAI, 2024), September 2024 basierend (Krause et al., 2024)).

Kunststofftyp	Plazenta	Mekonium	Muttermilch	Blut	Kot
Polyamid	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polyurethan	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polyethylen	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polyethylenter- ephthalat PET	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polypropylen	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polyvinylchlorid	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polyoxy-methylen	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Ethylen-Vinylacetat- Copolymer	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Polytetrafluor-ethylen	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Chloriertes Polyethylen	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Polybutadien	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Polycarbonat	Ja	Kein Hinweis	Kein Hinweis	Ja	Kein Hinweis
Polystyrol	Ja	Kein Hinweis	Ja	Ja	Ja
Polymethylmethacrylat	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Polylactid	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Polysulfon	Ja	Ja	Ja	Kein Hinweis	Ja
Nitrocellulose	Kein Hinweis	Kein Hinweis	Ja	Kein Hinweis	Kein Hinweis
Grösse der Partikel	5-10 µm/ 50- 240 µm	>50 µm	2-50 µm	≥700 nm	Kleinkind: 20-50 µm Erwachsene: 50-500 µm

Abkürzungen: µm, Mikrometer; m, Meter.

6.3.2 Belastungsabschätzungen für den Menschen

Unter Annahme eines durchschnittlichen Atemvolumens von 15 m³ pro Tag (WHO, 2022, Seite 26) lässt sich die eingeatmete Menge an Mikroplastik pro Tag bzw. Jahr auf Basis der Messdaten aus Kapitel 5.2 berechnen (Tabelle 11).

Aus den europäischen Studien berechnet sich eine Jahresmittelbelastung von ein paar Tausend Partikeln (3285-5091 Partikel/Jahr, mit 1259 Partikeln an einem entlegenen Ort wie dem Pic Du Midi). Asiatische Studien weisen generell höhere Werte auf, was teilweise auf eine Betrachtung der Gesamtbelastung mit auch grossen Partikeln zurückgeführt werden kann. Dennoch bleibt die durchschnittliche Belastung in 5 Grossstädten Chinas mit über 1.5 Millionen Partikeln (Zhu et al., 2021) nach Berücksichtigung, dass etwa 61% der Partikel <30 µm sind, mit über 900'000 Partikel hoch.

Es gibt verschiedene Berechnungen zur Gesamtbelastung des Menschen mit Mikroplastik, welche je nach Annahmen und Modellen sehr unterschiedliche Zahlen hervorbringen. Cox et al. (2019) berechneten, dass ein Nordamerikaner über die Nahrung 39'000-52'000 Partikel pro Jahr aufnehme und diese Zahl 74'000-121'000 Partikel erreicht, wenn die Belastung über die

Atmung berücksichtigt werde (es wurden die Zahlen von (Dris et al., 2017) und (Kaya et al., 2018) zugrunde gelegt). Q. Zhang et al. (2020) berechneten eine Aufnahme über die Nahrung durch Salz und Wasser bis zu 77'700 Partikel und über 30 Millionen über die Atmung. Diese Zahlen sind mit grossen Unsicherheiten behaftet. Auffällig ist jedoch einerseits, dass die Belastung aus der Luft eine grosse Rolle bei der Gesamtbelastung spielen kann und dass bei der Belastung aus der Nahrung die Belastung durch das Wasser aus Plastikflaschen einen grossen Unterschied machen kann (bis zu 90'000 zusätzliche Partikel pro Jahr (Cox et al., 2019)).

Tabelle 11 Berechnung der Jahresbelastung mit Mikroplastikpartikel oder –fasern basierend auf Messdaten (Berechnung der Belastung pro Tag mit einem Tagesatemvolumen eines Erwachsenen von 15m³ pro Tag und der Jahresbelastung mit Hilfe von Claude, einem KI-Assistenten (Anthropic, 2024)).

Referenz	Ort / Land	Grösse der Partikel	Konzentration	Belastung pro Tag bei Atemvolumen 15m ³ /Tag	Jahresbelastung
(S. Allen et al., 2021)	Pic du Midi, Pyrenäen, Frankreich	über die Hälfte ≤10 µm	0.23 (Spanne: 0.09-0.66) Partikel/m ³	3.45 (Spanne: 1.35-9.9) Partikel	1259.25 Spanne: 492-3'613
(Vianello et al., 2019)	<i>Raumluft</i> Aarhus, Denmark	median 21 bzw. 36 µm für die kleineren und grösseren Grössen	Durchschnitt 9.3 ± 5.8 Mikroplastikpartikel/m ³ über 24 Stunden eingeatmet, Spanne 1.7-16.2 Partikel/m ³ .	Durchschnitt 139.5 Mikroplastikpartikel, Spanne 25.5-243 Partikel	Durchschnitt 5091 Spanne 9307-88695
(Gaston et al., 2020)	Kalifornische Küste, USA	Aussenluft: Fasern 616 µm (etwa 30% 100-300 µm; Fragmente 104 µm	Aussenluft: 0.6 Fasern/m ³ , 5.6 Fragmente/m ³	Aussenluft: 9 Fasern, 84 Fragmente	Fasern 3285 Fragmente 30'660
(Dris et al., 2017)	Paris, Frankreich	Fasern Aussenluft < 1650 µm	Aussenluft 0.9 (Spanne: 0.3-1.5) Fasern/m ³	Aussenluft 13.5 (Spanne: 4.5-22.5) Fasern	4927 Spanne: 1642-8212
(Abbasi et al., 2019)	Asaluyeh, Iran	<100 - >1000 grösster Anteil Luft 2-100 µm Staub 75% <100 µm	1 (0.3-1.1) Partikel/m ³	15 (4.5-16.5) Partikel	5475 Spanne: 1642-6022
(Narmadha et al., 2020)	Nagpur, Zentralindien	kA	Wohngebiet: 116.25 Partikel/Tag, Industriegebiet: 99.25 Partikel/Tag	Wohngebiet: 116.25 Partikel/Tag, Industriegebiet: 99.25 Partikel/Tag	Wohngebiet: 42'431 Industriegebiet: 36'226
(Y. Li et al., 2020)	Peking, China	80% 5-20 µm, Spanne 5-200 µm	14100-16700 Fasern/m ³	211'500-250500 Fasern	77'197'500-91'432'500 Fasern
(Liao et al., 2021)	Wenzhou, China	5-1794 µm (< 30 µm: 65.1% 30-100 µm: 29.4%)	188.7 Partikel/m ³	2830.5 Partikel	1'033'132
(Zhu et al., 2021)	5 Grossstädte in China: Beijing, Tianjin	Spanne 5.9-1475 µm, 61.6% <30µm	Spanne: 104-650 Partikel/m ³ , Durchschnitt 282 Partikel/m ³	Spanne: 1560-9750 Partikel, Durchschnitt 4230 Partikel	1'543'950 Spanne: 569'400-3'558'750
(K. Liu, X. Wang, T. Fang, et al., 2019)	Shanghai, China	Spanne: 23.07-9955 µm, Durchschnitt: 597.5 µm auf 1.7m Höhe	Spanne: 0-4.18 Partikel/m ³ , Durchschnitt: 1.42 Partikel/m ³	Spanne: 0-62.7 Partikel, Durchschnitt: 21.3 Partikel	7774 Spanne: 0-22'885
(K. Liu, X. Wang, N. Wei, et al., 2019)	Shanghai, China	246.52 (Spanne 12.35-2191.32) µm	Spanne: 0-2 Partikel/m ³ , Durchschnitt: 0.41 Partikel/m ³	Spanne: 0-30 Partikel, Durchschnitt: 6.15 Partikel	2244 Spanne: 0-10'950

Abkürzungen: kA, keine Angaben; µm, Mikrometer; m, Meter; m³, Kubikmeter.

7. WIRKUNG

Mikroplastik ist ein Gemisch von Materialien und Zusatzstoffen, das ganz unterschiedliche Wirkungsweisen entfalten kann je nach Grösse, Form, Zusammensetzung, Alter und Oberflächeneigenschaften bzw. Material an der Oberfläche. Auswirkungen von Chemikalien und Partikeln zu trennen ist geradezu unmöglich.

Verschiedene Wirkungsmechanismen können zu Gesundheitsschäden führen. Durch physikalische oder chemische Reize der Partikel selbst, durch anhaftende Chemikalien oder Bestandteile wie Eiweisse, die bei der Herstellung oder aus der Umwelt oder im Körper angesammelt wurden. Per se inertes nicht toxisches Material kann akkumulieren und Entzündungsreaktionen und systemische Veränderungen z.B. am Mikrobiom auslösen.

Es liegen bisher keine verlässlichen epidemiologischen Studien vor, welche einen Zusammenhang zwischen der Belastung mit Mikroplastikpartikeln und gesundheitlichen Folgen für den Menschen beschreiben würden. Arbeitsmedizinische Studien und Studien, welche Nicht-Abgasbestandteile des Feinstaubs untersuchten legen vergleichbare Wirkungen nahe, wie sie für die Belastung mit Feinstaub beschrieben wurden.

7.1 Wirkungsmechanismen

7.1.1 Toxikologisch relevante Eigenschaften von Mikroplastik

Ob ein Mikroplastikpartikel in den Körper eindringen kann, dort wieder ausgeschieden wird, in Gewebe oder Zellen eindringen kann, transportiert oder verstoffwechselt wird oder toxisch wirkt, wird stark durch physikochemische Eigenschaften wie sie in Kapitel 3 beschrieben wurden (vgl. Abbildung 8) und den physiologischen Eigenheiten des jeweiligen Gewebes oder Mediums beeinflusst.

Die wichtigsten Erkenntnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

Grösse

Gemäss WHO (2022) ist es unwahrscheinlich, dass Partikel $>150\text{ }\mu\text{m}$ vom menschlichen Körper absorbiert werden. Die Absorption nimmt mit abnehmender Partikelgrösse jedoch zu. Partikel $<1\text{ }\mu\text{m}$ werden vermehrt absorbiert über alle Expositionsrouten. Die Charakterisierung und Quantifizierung der Absorption ist bisher aber kaum untersucht.

Neben der Eindringtiefe beispielsweise in den Atemtrakt spielt die Grösse auch in Bezug auf die Toxizität eine Rolle. Gemäss Sripada et al. (2022) wirkten Polystyrolpartikel in der Grösse von 25-70 nm gegenüber grösseren Partikeln, welche grundsätzlich als inertes bzw. ungefährliches Material gelten, toxisch auf Alveolarepithelzellen, was ihre Überlebensfähigkeit oder Abbruch der S-Phase des Zellzyklus betrifft. Aktivierung der Transkription von Entzündungsgenen, eine veränderte Proteinexpression und oxidativer Stress wurden beobachtet. Je kleiner die Partikel sind, desto grösser ist auch ihre Oberfläche im Verhältnis zum Volumen, mit der sie mit Umweltschadstoffen und Zellen interagieren können (Wieland et al., 2022). Der kleinere Durchmesser von Partikel in Nanogrösse gegenüber solchen im Mikrometerbereich erleichtert ausserdem die Penetration und Akkumulation in Gewebe und Organen (Kik et al., 2020) vgl. auch Kelly and Fussell (2020). Im Nanometerbereich scheinen

jedoch wiederum grössere Partikel eine grössere Wirkung zu zeigen als kleinere (Yee et al., 2021).

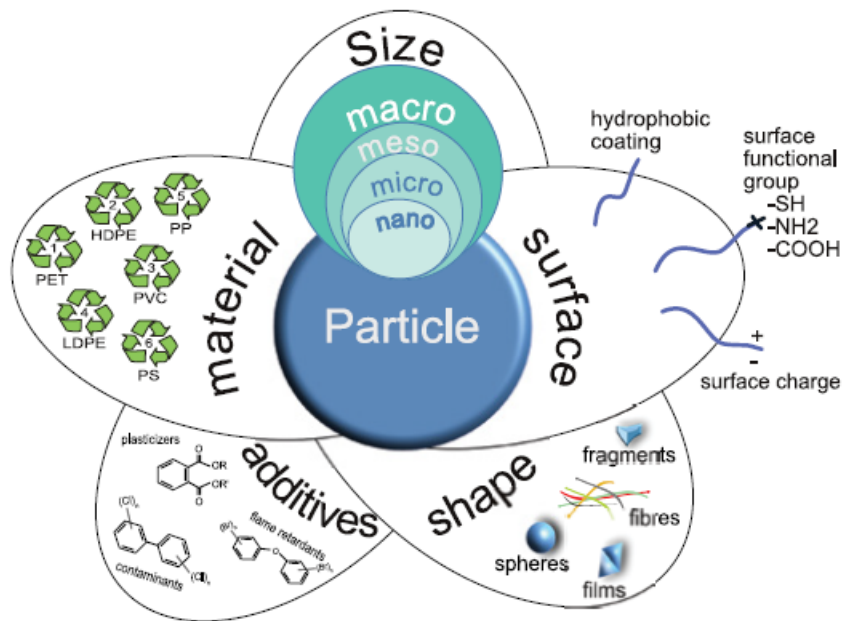


Abbildung 8 Abbildung: Eigenschaften von Mikroplastik, welche für ihre chemisch-physikalisch-biologischen Eigenschaften relevant sind (aus (WHO, 2022) unter creative commons Lizenz CC BY-NC-SA 3.0).

Begriffe: additives, Zusatzstoffe; contaminants, Verunreinigungen; flame retardant, Flammenschutzmittel; fibres, Fasern; films, Folien / Filme; fragments, Fragmente / Bruchstücke; hydrophobic coating, hydrophobe Oberfläche / Beschichtung; macro, Makro; material, Material; meso, meso; micro, Mikro; nano, Nano; particle, Partikel; plasticizer, Weichmacher; spheres, Kugeln; size, Grösse; surface, Oberfläche; surface charge, Oberflächenladung; surface functional group, funktionelle Gruppen der Oberfläche; shape, Form.

Material und Zusatzstoffe

Mikroplastikpolymere seien generell nicht toxisch per se. Plastik enthält bis zu 4% Monomerrückstände (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020), welche nicht gebunden sind und toxisch wirken könnten (Ali et al., 1994). Dabei seien Polyurethan, Polyacrylonitril und Epoxidharz besonders schädlich (Suran, 2022). Environment and Climate Change Canada; Health Canada (2020) zählt auch Acrylamid, 1,3-Butadien und Vinylchlorid zu den schädlichen Komponenten.

Zu den bedenklichen Zusatzstoffen, welche sich aus dem Material lösen können, zählen ausserdem Phthalate, Biozide, Bisphenole, bromierte Flammenschutzmittel und Metalle wie Blei oder Kadmium, das vor allem in älteren Plastikspielsachen zu finden ist. Diese Stoffe haben ihre ganz eigenen toxikologisch bedenklichen Wirkprofile und können zum Beispiel krebserregend, reproduktionstoxisch, neurotoxisch oder hormonaktiv wirken und gelangen über Mikroplastikpartikel in den menschlichen Körper (Munyanzeza et al., 2022; Sripada et al., 2022). Bromierte Flammenschutzmittel werden mit Störung des Hormonhaushalts, Immunsystems und neurotoxischen Wirkungen in Verbindung gebracht (Wei et al., 2015). Mögliche Gesundheitsrisiken von Phosphorsäureester Flammenschutzmittel (OPFR) umfassen Störungen des Hormonhaushalts und neurotoxische Wirkungen (Azizi et al., 2023; Blum et al.,

2019). Tetrabromobisphenol A (TBBPA) wird als möglicherweise neurotoxisch eingestuft (Blum et al., 2019). Die Mineralöl-basierten Füllstoffe, welche als Black Carbon (Russ) charakterisiert werden können, sind gemäss IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (2006) möglicherweise krebserregend (Klasse 2B).

Eine besondere Herausforderung besteht darin, dass Mikroplastik in der Umwelt nie als Einzelsubstanz vorkommt, sondern als komplexe Mischung verschiedener Materialien und Chemikalien (Sripada et al., 2022). Auswirkungen von Chemikalien und Partikeln zu trennen ist geradezu unmöglich (Ramsperger et al., 2023).

Alterung und Mikroplastik als Transportmittel (Trojan Horse)

Alterung von Plastik verändert ihre Toxizität (Lu et al., 2022). So hatte frisches Phenol-Formaldehyd Harz keinen signifikanten Effekt auf die Lebensfähigkeit von Zellen, doch nach lichtinduzierter Alterung der Partikel war das Überleben der Zellen signifikant reduziert. Alterung führt auch zu Brüchigkeit des Materials, was zu kleineren und unregelmässig geformten Mikroplastikpartikeln mit scharfen Kanten führen kann (Wieland et al., 2022).

In der Umwelt kann Mikroplastik ausserdem mit unterschiedlichen Chemikalien, Mikroorganismen oder Gasen kontaminiert sein, welche sich aufgrund der Ladung oder wasserabweisenden Eigenschaften der Plastikoberfläche anlagern können und als Transportmedium in den menschlichen Körper dienen. Dies wird unter dem Begriff Trojan Horse Effect beschrieben. Zu den bedenklichen Stoffen, die in der Umwelt an die Partikel oder Fasern angelagert werden können zählen persistente organische Kohlenwasserstoffe, PAK, PFAS (Kang et al., 2023), Pestizide (Organochlorpestizide), polychlorierten Biphenylen und Metalle (Sripada et al., 2022), Allergene oder Pollenfragmente, Mikroorganismen, welche einen Biofilm auf dem Plastik bilden können, Viren oder Endotoxine (Kinigopoulou et al., 2022). Erbmaterial wie Resistenzgene könnten ebenfalls angelagert sein, wurden bisher aber noch nicht nachgewiesen (Y. Liu et al., 2021). Die Sorption und Freisetzung dieses Materials hängt von Faktoren wie Oberflächenbeschaffenheit, Polarität bzw. Ladung, Temperatur, pH-Wert, Salinität und ab (Jung et al., 2022; Kang et al., 2023; Ortega & Cortes-Arriagada, 2023).

Ausserdem können sich Proteine an die Oberfläche anlagern. Über diese sogenannte Protein-Korona wird die Löslichkeit von Mikroplastik und ihre biologische Identität beeinflusst. Die Proteine werden von Organen oder Zellen erkannt und beeinflussen so die Interaktion, wie zum Beispiel die Aufnahme in Zellen (Kik et al., 2020) oder die Stärke der Abwehrreaktion (Ramsperger et al., 2023).

Nicht von direkter Relevanz bezüglich Mikroplastik soll ein weiterer Gesundheitsaspekt der Umweltbelastung mit Plastikmüll erwähnt werden. Plastikmüll- bzw. container stellen in der Umwelt ein Habitat für Vektoren wie Mücken dar, die für die Eiablage und Vermehrung wichtig sind. Diese Vektoren können Viren wie Dengue, Zika, Chikungunya und das Gelbfiebertvirus übertragen (Jung et al., 2022).

Form

Grösse und Form der Partikel beeinflussen die Deposition in der Lunge, die Interaktion mit biologischem Material, die Fähigkeit zu Translokieren und die Effizienz für die Clearance (Abbau, Abtransport) (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020).

Man geht davon aus, dass Mikroplastik in Form von Fasern in den oberen Atemwegen abgeschieden werden. Je länger die Fasern sind, desto eher können sie der Clearance entkommen (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020). Aufgrund ihres grösseren Seitenverhältnisses haben Fasern ein höheres Potenzial zur Penetration als kugelförmige Partikel und verursachen auch eine stärkere Entzündungsreaktion (Donaldson & Tran, 2002), was an einer missglückten Phagozytose und persistierender Entzündung liegen könnte (Wieland et al., 2022).

Eckige, irregulär geformte Partikel seien toxischer als runde, ebenmässige Partikel (Suran, 2022). Dies wurde beispielsweise für kristallines Silikat nachgewiesen. Mechanisch geborstenes Silikat war für menschliche Makrophagen im Zellversuch toxischer als ebenmässig gewachsenes kristallines Silikat (Wieland et al., 2022). Das könnte daran liegen, dass irregulär geformte Partikel die Zellmembranen leichter als längere oder ebenmässig geformte Partikel durchdringen können (Munyaneza et al., 2022). Ebenfalls könnte die Rauheit der Oberfläche durch eine stärkere Interaktion mit Zellen zu einer grösseren Toxizität führen (Wieland et al., 2022).

Ladung – Oberfläche

Die Oberflächenladung und hydrophobe Eigenschaft der Mikroplastikpartikeloberfläche beeinflusst nicht nur das Adsorptionsverhalten von Chemikalien aus der Umwelt wie Schwermetallen oder organischen Schadstoffen (Munyaneza et al., 2022), sondern auch direkt die Interaktion mit Gewebe und Zellen. Gemäss Wright and Kelly (2017) ist die Aufnahme bei negativer Ladung der Oberfläche erhöht, was zu einer erhöhten Toxizität führt. Je nach Ladung kann das gleiche Material daher mehr oder weniger toxisch sein. Zusätzlich spielt die Wasserlöslichkeit der Partikel eine Rolle für die Fähigkeit, Gewebe oder Zellen zu durchdringen oder aktiv aufgenommen zu werden; hydrophobe, d.h. wasserabweisende Oberflächeneigenschaften erleichtern den Transport, was für die Schleimhaut im Dünndarm nachgewiesen wurde (Wright & Kelly, 2017).

7.1.2 Wichtigste Wirkungsmechanismen

Wenn Mikroplastik einmal über die Lunge oder den Darm in den Körper gelangt, gibt es zwar verschiedene Mechanismen die Partikel im Körper zu verschieben, da das Material jedoch praktisch nicht abgebaut wird, hat Mikroplastik eine Tendenz, sich in verschiedenen Organen anzureichern, was über die Lebenszeit zu relevanten Konzentrationen und durch die Abwehrmechanismen des Körpers zu Schäden führen kann (Wright & Kelly, 2017).

Die Wirkungen von Mikroplastik können durch die Partikel oder Fasern selbst entstehen, durch physikalische oder chemische Reize, oder durch anhaftende Chemikalien (mutagen, kanzerogen, hormonaktiv) oder Bestandteile wie Eiweisse, die bei der Herstellung oder aus der Umwelt oder im Körper v.a. im Darm an der hydrophoben (grossen) Oberfläche angesammelt wurden (Abbasi et al., 2019; Kelly & Fussell, 2020). Insbesondere in den Lungenbläschen, wo die Entfernung von Partikeln begrenzt ist, kann per se inertes nicht toxisches Material Entzündungsreaktionen und systemische Veränderungen auslösen. Hier spielen die Makrophagen eine zentrale Rolle (Sripada et al., 2022), welche durch Ausscheidung degenerativer Enzyme, reaktiver Sauerstoffspezies (ROS), Säuren und entzündungsfördernder Botenstoffe (Zytokine) das umliegende Gewebe schädigen und Entzündungsreaktionen auslösen, welche in der Folge zu Zellveränderungen und Krebs führen können. Aus der Lufthygieneforschung ist der Mechanismus der systemischen Entzündung bekannt, der fernab von der Eintrittspforte (Lunge) zu gesundheitlichen Schäden an Herz, den Gefässen, Nieren und weiteren gesundheitlichen Folgen führen kann (vgl. interaktive Grafik zu gesicherten Gesundheitsfolgen der Aussenluftbelastung von [LUDOK](#)).

Auch für Mikroplastik werden die bereits für andere Umweltstressoren bekannten Wirkungsmechanismen (Peters et al., 2021) wie oxidativer Stress und Entzündung, epigenetische Veränderungen, Veränderungen an der Erbsubstanz, verändertes Mikrobiom, gestörter Hormonhaushalt, veränderte Zellkommunikation, gestörte Nervenfunktion, gestörte Mitochondrienfunktion bzw. Energiehaushalt der Zellen beschrieben (Kannan & Vimalkumar, 2021; Prata et al., 2020; Walker et al., 2022) (vgl. Appendix C: mit einer Darstellung auf Englisch zur Aufnahme von Mikroplastik über verschiedene Pfade und mögliche Wirkungen). Die Hinweise für die Veränderung des Mikrobioms im Darm (Tamargo et al., 2022) und daraus

resultierende Gesundheitsrisiken stellen ausserdem einen Wirkungspfad dar, der ohne die eigentliche Aufnahme und Verstoffwechslung vom Mikroplastik im Körper einhergeht.

Das Committee on the toxicity of chemicals in food (2021) fasst die Hauptmechanismen wie folgt zusammen: Eine Schädigung kann durch (1) eine Überlastung mit Staub entstehen, welche über hohe chemotaktische Gradienten die Makrophagenmigration verhindern), (2) oxidativen Stress (Produktion reaktiver Sauerstoffspezies, die eine Zellschädigung und die Freisetzung von Entzündungsmediatoren bewirken), (3) Zytotoxizität (freie intrazelluläre Partikel können zelluläre Strukturen schädigen) und (4) Translokation (Schädigung sekundärer Stellen und Gefäßverschlüsse durch Partikel oder erhöhte Gerinnbarkeit). Je nach Art des Partikels und dem Ausmass der Exposition können diese Mechanismen zu schädlichen Endpunkten wie Fibrose führen, die sich als Folge chronischer Zytotoxizität und Entzündung entwickeln kann. Die Übersichtsarbeit von (Xu et al., 2022) gibt einen weiterführenden Überblick zu Erkenntnissen aus Zellstudien.

7.2 Studien bei Arbeitnehmenden – arbeitsmedizinische Perspektiven

Es gibt einige arbeitsmedizinische Studien, welche bei Arbeitnehmenden in der Kunststoffherstellung und -verarbeitung Gesundheitseffekte beschreiben (über 50 wurden identifiziert). Da in der Regel hohe Belastungen vorliegen und Effekte bei Erwachsenen Personen beobachtet werden, können Ergebnisse arbeitsmedizinischer Studien nicht auf die Allgemeinbevölkerung übertragen werden, welche auch empfindliche Personen wie Kinder, Schwangere, Vorerkrankte oder Betagte umfasst bei häufig tiefer und länger andauernder Belastung. Hinzu kommt, dass oft keine Aussagen zu Belastungs-Wirkungsbeziehungen gemacht werden können und Wirkungen aus Belastung mit weiteren Schadstoffen am Arbeitsplatz sowie andere Störfaktoren nicht ausgeschlossen werden können. Arbeitsmedizinische Studien liefern jedoch Hinweise für pathologische Mechanismen und relevante gesundheitliche Endpunkte (Environment and Climate Change Canada; Health Canada, 2020; WHO, 2022, S. 45).

Daten stammen vor allem aus den drei Industriesegmenten der Textil-, Flock- und Vinyl- oder PVC-Industrie (Tabelle 12 und

Tabelle 13), welche punktuell mit Studien aus der Gummi-/Reifenindustrie mit Augenmerk auf Nicht-Krebsendpunkte ergänzt wurden. Die Belastung der Textilindustrie ist charakterisiert durch Exposition von Staub synthetischer Textilfasern wie Nylon, Polyester, Akryl, Polyurethan. In der Flockindustrie, welche samtene Gewebe oder Fleece herstellt, liegt eine Belastung mit pulverförmigen oder geschnittenen Fasern aus Nylon, Polyester, Polyethylene und Polypropylen vor, welche auf eine haftende (adhesive) Oberfläche aufgetragen werden. In der (Poly)Vinylindustrie kann eine Exposition gegenüber dem VC- oder PVC-Pulver oder -Produkten vorliegen (Prata, 2018). Die Belastungen in der Reifen- und Gummiindustrie umfasst je nach Arbeit 1,3-Butadien, Agenzien für die Vulkanisierung, Arylamine, Mineralöle, Füllstoffe, Monomere, Black carbon (Russ), N-nitrosamine polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (Wingren, 2006).

Arbeitsmedizinische Studien haben in erster Linie Atemwegssymptome wie allergische oder asthmaähnliche Reaktionen, (chronischer) Husten, Bronchitis, Lungenfunktionsveränderungen, pfeifende Atmung, Entzündungen der Atemwege, Lungenfibrose (Pimentel et al., 1975; Valic & Zuskin, 1977) bis hin zu Lungenkrebs (Girardi et al., 2022; Lai & Christiani, 2013) beschrieben. Krebs der Leber, Blase und des Verdauungstrakts (Gallagher et al., 2015; Vobecky et al., 1978). Eine erhöhte Sterblichkeit an Atemwegserkrankungen (Goldberg & Thériault, 1994) und Krebs (Hours et al., 2007) (Girardi et al., 2022) wurden ebenfalls beschrieben. Gemäss WHO (2022) ist die Evidenzlage für einen Zusammenhang von Mikroplastikbelastung mit Krebs jedoch noch inadäquat (Collins & Acquavella, 1998; Mastrangelo et al., 2002). Prata (2018) weist jedoch auch darauf hin, dass die Belastung mit natürlichen Fasern ähnliche oder gar stärkere Wirkungen in der Lunge entfalten können. Dies wird auf eine mögliche höhere biologische Aktivität zurückgeführt. Einzelne Studien weisen auch auf Zusammenhänge mit der Sterblichkeit an Herz-/Kreislaufkrankheiten und möglichen Wirkungen auf das Gehirn (Demenz) hin (Matanoski & Tao, 2002) (Iversen et al, 2021). Demenz oder ein verändertes Mikrobiom wurden wenig oder nicht beschrieben.

Tabelle 12 Auswahl von Übersichten zu arbeitsmedizinischen Studien (Texte gekürzt und zusammengefasst mit Hilfe von Claude, einem KI-Assistenten (Anthropic, 2024)).

Industrieart	Studientyp, Anzahl Teilnehmende (N)	Plastikarten	Studienort	Untersuchte Endpunkte	Ergebnisse und gesundheitliche Wirkungen	Referenz
Textilfaser	Meta-Analyse von epidemiologischen Studien bis 1990	Wolle, Baumwolle, synthetische Fasern, Seide, Farbstoffe	Global	Krebs, Lunge, Darm und Blase	Paradox reduziertes Lungenkrebsrisiko bei Baumwoll- oder Wollstaub, erhöhtes Risiko für Sinuskarzinome und Darmkrebs bei synthetischen Fasern	(Mastrangelo et al., 2002)
Textilfaser	Übersicht über chronische Gesundheitseffekte	Organische Partikel u. Fasern wie Baumwolle, Flachs, Hanf und Seide	Global	Atemwege	Langzeiteffekte: Lungenerkrankungen, reduzierte Lungenfunktionen, obstruktive Ventilationsstörungen	(Lai & Christiani, 2013)
Plastik- und Textil-industrie	Übersicht zu speziellen Risiken bei Frauen	PVC, PS, ABS, PU, Epoxidharze, Nylon und andere synthetische Fasern	Kanada, USA, Europa, Japan	Krebs, Reproduktion	Erhöhte Raten an Brustkrebs, Pankreaskrebs, Lungenkrebs und reproduktive Probleme durch hormonaktive Substanze, Atemwegs- und Hautprobleme, Schwindel, Kopfschmerzen	(Dematteo et al., 2013)
Plastik-industrie	Systematische Übersicht und Meta-Analyse (25 Studien)	Acrylonitril	Europa, USA, China	10 Krebsarten, Gesamtsterblichkeit	Nicht- signifikant erhöhtes Krebsrisiko bei den meisten Krebsarten, knapp nicht-signifikant erhöhtes Risiko für Blasenkrebs	(Collins & Acquavella, 1998)
Reifen-industrie	Systematische Übersicht, 18 Kohorten- und Fall-Kontroll-Studien	vulkanisierter Kautschuk, verschiedene Gummiarten, PAK	Europa, China, USA	Verschiedene Krebsarten	Erhöhtes Risiko für Krebs der Atemwege inkl. Lungenkrebs in Zusammenhang mit früher Tätigkeit in der Reifenindustrie (Mischen, Fräsen, funktionsübergreifende Tätigkeiten)	(Chamot et al., 2023)

Abkürzungen: ABS, Acrylnitril-Butadien-Styrol; PS, Polystyrol; PVC, Polyvinylchlorid; PU, Polyurethan

Tabelle 13 Auswahl von arbeitsmedizinischen Studien, welche für die Belastung verschiedener Plastiktypen gesundheitliche Wirkungen beschreiben (Texte gekürzt und zusammengefasst mit Hilfe von Claude, einem KI-Assistenten (Anthropic, 2024)).

Industrieart	Studientyp, Anzahl Teilnehmende (N)	Plastikarten	Studienort	Untersuchte Endpunkte	Ergebnisse und gesundheitliche Wirkungen	Referenz
Textilfaser	Fallserie von Arbeitern (N=7) und pathologische Konzeptüberprüfung mittels Meerschweinchen	Wolle, Baumwolle, Nylon, Polyester, Polyacrylnitril	Portugal	Atemwege und Allergien	Respiratorische Symptome, Obstruktive und restriktive Ventilationsstörungen, allergische Alveolitis, Rhinosinusitis, diffuse interstitielle Lungenfibrose	(Pimentel et al., 1975)
Textilfaser	Kohorten-Studie mit 3 Kohorten (N=175)	Polyacrylonitril, mit Vorbelastung Hanf und Baumwolle	Kroatien	Atemwege	Lungenfunktion reduziert: Reduktion der Atemkapazitäten, respiratorische Symptome	(Valic & Zuskin, 1977)
Textilfaser	Querschnitt-Kohorten-Studie (N=638)	Polyester	Zagreb, Kroatien	Atemwege	Signifikant höhere Prävalenz von Dyspnoe, chronische Bronchitis, Engegefühl in der Brust und Sinusitis	(Zuskin et al., 1998)
Textilfaser	Retrospektive Kohortenstudie (N=10'211)	Polypropylen, Celluloseacetat	Quebec, Kanada, 1947-1977	Sterblichkeit, Herz, Atemwege, Krebs, Darm	Höhere Sterblichkeit bei chronischer Bronchitis, Emphysem, Asthma und Pneumokoniose	(Goldberg & Thériault, 1994)
Textilfaser	Fall-Kontroll-Studie zu Kolonkarzinom (N=135)	Polypropylen, Celluloseacetat	Quebec, Kanada	Krebs, Darm	Signifikant erhöhte Darmkrebsinzidenz bei den Abteilungen Extrusion und Färberei	(Vobecky et al., 1984 1984)
Textilfaser	Fallserie und retrospektive Kontrollkohorte-Analyse (N=1042)	Nicht spezifiziert	Quebec, Kanada	Krebs, Darm	Signifikantes erhöhtes relatives Risiko für Dickdarmkrebs in jungen Altersgruppen	(Vobecky et al., 1978)
Textilfaser	Fall-Kohorten-Analyse (N=3188)	Baumwolle, synthetische Fasern, Farbstoffe, Metalle	Shanghai, China	Krebs, Darm	Kein signifikant erhöhtes Risiko für kolorektales Karzinom, ausser bei Arbeiterinnen mit Farbstoffen, Reinigungsarbeiten oder Metallen	(De Roos et al., 2005)
Textilfaser	Prospektive Fall-Kohorten-Analyse (N=3187)	Baumwolle, synthetische Fasern, Farbstoffe, Lösungsmittel, Metalle	Shanghai, China	Krebs, Darm	Erhöhtes Risiko für Magenkrebs bei längerer Exposition gegenüber Kunstfaserstaub	(Gallagher et al., 2015)
Plastik-industrie	Retrospektive Kohortenstudie (N=1658)	PVC, Vinylchlorid Monomer	Porto Marghera, Italien	Sterblichkeit an Lungenkrebs	Erhöhte Lungenkrebsmortalität bei Abfüllern (erhöhte Staubexposition) im Vergleich zur regionalen Referenz und Nicht-Abfüllern	(Girardi et al., 2022)
Plastik-industrie	Kohortenstudie (N=72'465)	Styrol	Dänemark	Hirnschäden (Enzephalopathie), Demenz	Erhöhtes Risiko für Gehirnschäden in Abhängigkeit der Dauer, Intensität und kumulativen Belastung, sowie für Demenz mit der kumulativen Belastung und Dauer.	(Iversen et al., 2021)
Textilfaser	Fall-Kohorten-Analyse (N=3188)	Baumwoll-, Woll-, Seiden- und Kunstfaserstäube, Endotoxine,	Shanghai, China	Krebs, Lunge	Keine klare Assoziation von Lungenkrebs mit Fasern und Stäuben ausser bei Siliziumoxid-Fasern und Formaldehyd	(Checkoway et al., 2011)

Industrieart	Studientyp, Anzahl Teilnehmende (N)	Plastikarten	Studienort	Untersuchte Endpunkte	Ergebnisse und gesundheitliche Wirkungen	Referenz
		Lösungsmittel, Metalle, Farbstoffe, etc.				
Textilfaser	Prospektive Kohorten-Studie (N=2916)	Polyester, Polybromierte Diphenylether, Nylon, mineralische Fasern, etc.	Besançon, Frankreich, 1968-1999	Sterblichkeit, Krebs, Atemwege, Leber, Blase	Signifikant erhöhte Mortalität durch Lungenkrebs bei bestimmten Arbeitergruppen	(Hours et al., 2007)
Textilfaser	Prospektive, longitudinale Querschnittsstudie (N=668)	Polyamid, Polyester, Para-Aramid	Niederlande, 1989	Atemwege, Allergien	Höhere Prävalenz arbeitsbedingter Symptome bei Exposition gegenüber Atemwegsreizstoffen	(Kremer et al., 1994)
Flockfaser	Querschnittsstudie (N=523)	Viskose (Rayon)	USA	Atemwege	Höhere Prävalenz von respiratorischen Symptomen, Hinweise auf interstitielle Lungenerkrankung	(Antao et al., 2007)
Flockfaser	Querschnittsstudie (N=151) und Tierexperimentelle Studie	Nylon	USA	Atemwege	Häufige respiratorische und systemische Symptome, Einschränkungen der Lungenfunktionen, akute Entzündungsveränderungen in Tierstudien	(Burkhart et al., 1999)
Gummi	Fall-Kohortenstudie (N=498 Todesfälle, 997 Kontrollen)	Styrol-Butadien-Polymere für synthetisches Gummi	USA	Ischämische Herzkrankheiten	Erhöhtes Sterberisiko an IHD in Abhängigkeit von der Beschäftigungsdauer und -intensität. Geschätzte Effektschätzer 0,4% pro 10 µg/m³ Anstieg des Umgebungsstyrols	(Matanoski & Tao, 2002)
Gummi, Reifen-industrie	Fall-Kohortenstudie (N=17'918 Geburten von Gummiarbeiterinnen vs. 33'256 Kinder von Müttern in der Lebensmittelindustrie)	Gummi (Rubber), 1 Fabrik mit Reifen	Schweden	Geburtshilfliche Zielgrößen	Frauen bzw. Paare, welche in der Gummiindustrie arbeiteten hatten häufiger Mädchen, ein erhöhtes Risiko für Mehrlingsgeburten und ein Risiko für Mangelgeburten oder ein reduziertes Geburtsgewicht.	(Jakobsson & Mikoczy, 2009)
Reifen-industrie	Kohortenstudie (N=5'745, darunter 1'262 Todesfälle)	Reifen	Norrköping, Schweden	Sterblichkeit (IHD, Hirschlag, Lunge)	Im Vergleich zur schwedischen Vergleichsbevölkerung hatten Reifenindustriearbeiter ein höheres Sterberisiko (SMR 1.16; 95%-CI:1.10-1.22), insbesondere wegen IHD, Hirschlag, psychische Erkrankungen, Epilepsie, Alkohol und Vergiftungen.	(Wingren, 2006)
Gummi-industrie	Kohortenstudie von Gummiindustriearbeitern N=36'441, 34'181 Todesfälle bis 2015	Gummistaub, -gase, N-Nitrosamine	381 Fabriken, UK, England	Sterblichkeit ohne Krebs (IHD, Hirschlag, Lunge, Darm)	Je nach Schadstoff erhöhte Sterblichkeit an Herz-/Kreislauferkrankungen, Atemwegserkrankungen und Erkrankungen des Verdauungsapparats	(Hidajat et al., 2020)

Abkürzungen: IHD, ischämische Herzkrankheiten; N, Anzahl; PVC, Polyvinylchlorid, SMR, standardisierte Mortalitätsrate

7.3 Hinweise für gesundheitliche Effekte aus epidemiologischen Studien

Trotz intensiver Suche wurden in unserer Literatursuche keine Studien gefunden, welche Mikroplastik in der Luft gemessen und mit gesundheitlichen Wirkungen untersucht haben. 3 Studien liefern Indizien, welche jenseits von arbeitsmedizinischen Studien auf Wirkungen hinweisen und eine Dosis-Wirkungsbeziehung zeigen, bei der eine höhere Belastung mit einem grösseren Gesundheitseffekt einhergehen könnte.

So war die Menge Mikroplastik im Stuhl bei Personen mit Reizdarm (irritable bowel disease IBD) grösser als bei gesunden Personen. Zusätzlich korrelierte die Schwere der IBD-Erkrankung mit der Menge Mikroplastik im Stuhl der Patienten. Die Bakterienzusammensetzung im Darm - das Mikrobiom – wurde hier aber nicht untersucht, sondern als möglicher Mechanismus beschrieben (Yan et al., 2022). In der Studie von Baeza-Martinez (2022) war die Anzahl Fasern in der Lunge negativ mit der Lungenfunktion assoziiert. Schliesslich vermuteten Autoren einer reinen Korrelationsstudie, dass der Anstieg der Asthmasterblichkeit mit der Zunahme des Verkaufs sogenannter Gürtelreifen und damit steigenden Menge an feinem Reifenabrieb mit höherem Anteil Kautschuks (Latex) zusammenhängen könnte (Dorsey et al., 2006).

Schliesslich lieferte die Suche in der Literaturdatenbank LUDOK Hinweise auf Wirkungen nicht-abgasbedingter Luftbelastung. Diese Schadstoffquelle ist charakterisiert durch Brems-, Strassen- sowie Reifenabrieb. Sie wird in den Studien durch die Metalle Kupfer, Eisen oder Zink im Feinstaub charakterisiert. Je nach Interpretation wird Kupfer mal mehr der Belastung aus Bremsabrieb und Zink, mal mehr der Belastung aus Reifenabrieb zugeschrieben oder umgekehrt (vgl. ANSES, 2019; Atkinson et al., 2016). Je nach Belastungsabschätzungsmethode werden die Komponenten einzeln bestimmt oder mit Methoden wie positiver Matrixfaktorisierung oder Komponentenanalyse (principal component analysis) bestimmten Quellen zugeordnet.

Gemäss einer englischen Messstudie von Strassenstaub, macht Reifenabrieb aber nur etwa 10% dieses Gemisches aus (Harrison et al, 2012). Ob die beobachteten Nicht-Abgaseffekte also dem Mikroplastik aus den Reifen oder vielleicht eher dem metallhaltigen Bremsabrieb zuzuordnen ist, bleibt unklar.

7.3.1 Spezifische Wirkungen von Reifenabrieb

In einem EU Policy Bericht von 2014 werden einzelne Studien zu Reifenabrieb besprochen. Der Bericht folgert jedoch, dass es keine umfassenden Studien gibt, die Brems- oder Reifenabriebpartikel mit schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit in Verbindung bringen, während Tier- und In-vitro-Studien zu widersprüchlichen Ergebnissen kommen (Grigoratos & Martini, 2014).

Basierend auf einer subakuten Inhalationsstudie an Ratten berechneten (Kreider et al., 2012) eine no-observable-adverse effect Konzentration (NOAEC) von 112 µg/m³ bezüglich kardiopulmonärer Effekte. In einer Risikoabschätzung für Menschen berechneten sie darauf basierend eine für den Menschen korrigierte Belastungsgrenze von 55 µg/m³. Aus Messdaten von Reifenabrieb von (Panko et al., 2013), den abgeschätzten Aufenthaltszeiten in Innenräumen, in der Aussenluft und im Strassenverkehr (Transit) berechneten sie je nach Lebensalter eine durchschnittliche tägliche Belastung mit Reifenabrieb von 0.079 bis 0.147 µg/m³ mit Reifenabrieb, was mehr als hundertfach unterhalb des Wertes von 55 µg/m³ liegt. Dieser Werte entspreche laut Autoren und den offiziellen Berechnungsregeln der US EPA

einem geringen Risiko (Kreider et al., 2020). Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass die Belastungsabschätzung möglicherweise nicht für alle Regionen der Welt repräsentativ ist, insbesondere nicht für Entwicklungsländer, und dass besonders empfindliche oder stark belastete Bevölkerungsgruppen nicht berücksichtigt wurden. Da sich die Studie auf kardiopulmonale Wirkungen konzentriert, können andere Wirkungen wie Kanzerogenität und Reproduktionstoxizität nicht definitiv ausgeschlossen werden. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Risikobewertung nur auf einer Wirkungsstudie und einer Messstudie beruht und keine langfristige Wirkung untersuchte.

7.3.2 Sterblichkeit

Zwei Zeitreihenanalysen aus den USA (Sacks et al., 2012) und Barcelona (Ostro et al., 2011) wiesen auf eine Zunahme der Sterblichkeit bei einem kurzfristigen Anstieg der Belastung aus Verkehrsstaubaufwirbelung und Abrieb bzw. des Strassenstaubs hin. In Barcelona machte der Strassenstaub 17% der PM10-Belastung aus. Eine englische Zeitreihenanalyse fand nur Zusammenhänge mit den Abgasbestandteilen und nicht mit Reifen- oder Bremsabrieb (Atkinson et al., 2016).

Langzeitstudien, welche den Feinstaubbestandteil Zink untersuchten, fanden in Rom (Badaloni et al., 2017), Massachusetts, USA (Jin et al., 2022) und den pan-europäischen Kohortenstudien ESCAPE (Beelen et al., 2015) und ELAPSE (Chen et al., 2021; Rodopoulou et al., 2022) erhöhte Sterberisiken. Je nach Studie bestand auch ein Zusammenhang mit der Sterblichkeit an Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislauferkrankungen oder blieb nach Einbezug weiterer Schadstoffe erhalten – aber nicht bei allen. Die Sterblichkeit von Herz-Patienten in England war mit der Nicht-Abgasbelastung in PM2.5 und PM10 erhöht (Tonne et al., 2015). Nicht-Abgas-Belastung hing aber in einer anderen englischen Studie nicht mit der Sterblichkeit zusammen (Halonen, Blangiardo, Toledano, Fecht, Gulliver, Ghosh, et al., 2016). Es zeigt sich also ein nicht ganz konsistentes Bild.

7.3.3 Krebs

Aus arbeitsmedizinischen Studien und aufgrund physiologischer Wirkungspfade von übermässiger lokaler Reizung, Entzündung, oxidativem Stress bis zu Gewebe- oder Erbgutschäden, ist die Entwicklung von Krebs aufgrund langfristiger Mikroplastikbelastung plausibel (vgl. Ahmad et al., 2023; Prata, 2023). Experimentelle Studien weisen ebenfalls auf kanzerogene oder krebsfördernde bzw. metastasefördernde Wirkungen von Mikroplastikpartikeln hin (z.B. (Najahi et al., 2022; Park et al., 2023)).

Ein erhöhtes Risiko für die Entwicklung von Lungenkrebs wurde in den europäischen Kohortenstudien in Zusammenhang mit Nicht-Abgasbestandteilen im Feinstaub beobachtet: In der ESCAPE-Studie signifikant mit Kupfer, Zink und Nickel (Raaschou-Nielsen et al., 2016), in den ELAPSE-Kohorten mit einem nicht-signifikant erhöhten Risiko mit der Zink-Belastung im Feinstaub (Hvidtfeldt et al., 2021).

Die Leberkrebsinzidenz in der ELAPSE-Kohorte war auch im Mehrschadstoffmodell mit PM2.5 und NO₂ mit Zink in PM2.5 signifikant erhöht (So et al., 2021). Mit Hirntumoren (Andersen, Pedersen, et al., 2017) oder Brustkrebs (Andersen, Stafoggia, et al., 2017) wurde hingegen in den ESCAPE-Kohorten kein Zusammenhang gefunden.

7.3.4 Respiratorische Effekte

Eine Reizung der Schleimhäute von Augen und Lunge, insbesondere der tiefen Atemwege, wurde bei Schülern in Schweden in Zusammenhang mit kunststoffbasierten Pflegemitteln in Pulverform für Linolböden (Akryl-Styrol) beobachtet (Malmberg et al., 2000). Die kurzfristig erhöhte Belastung mit Nicht-Abgas-Partikel ging bei Erwachsenen mit einer verringerten Lungenfunktion (FVC) und erhöhten Entzündungswerten der Atemwege einher (Krall et al., 2018). Die langfristige Feinstaubbelastung reduzierte die Lungenfunktion von Kindern in europäischen Kohortenstudien (ESCAPE) deutlich signifikant, aber weniger deutlich (nicht-signifikant) mit Zink (Eeftens et al., 2014). In der niederländischen PIAMA-Kinderkohorte schien das Risiko für Lungenentzündung im Kleinkindesalter mit Zink im Feinstaub als Indikator für Verkehrsschadstoffe, die nicht aus der Verbrennung stammen (Reifenabrieb oder Bremsabrieb) erhöht (Fuentes et al., 2014). Unspezifischer war der Zusammenhang der Verkehrsnähe bei Erwachsenen in London mit Lungenentzündung assoziiert (Carey et al., 2016).

Kanadische Forscher fanden, dass das oxidative Potenzial von Kupfer und Eisen zusammen das Asthmarisiko bei Kindern erhöhte, aber nicht die Metallbestandteile im Feinstaub für sich alleine (To et al., 2022). Die kurzfristige Belastung mit Verkehrsfaktoren Russ (EC), Zink, Blei und Kupfer, Strassenstaub mit Silizium, Eisen, Aluminium, Kalzium und Barium (Reifenabrieb) erhöhten das Risiko für Atemwegssymptome (pfeifende Atmung, Kurzatmigkeit, Medikamentengebrauch) bei Kindern mit Asthma (Gent et al., 2009). Eine amerikanische Studie, welche den Zusammenhang von Bisphenol A und Phthalatmetaboliten im Blutserum der Mutter mass, beobachtete bei Kindern ein erhöhtes Asthmarisiko, aber auch paradox bessere Lungenfunktionswerte in Abhängigkeit der Phthalatbelastung der Mutter (Foong et al., 2023). Die Auswirkungen der mütterlichen Belastung auf die Lungengesundheit der Nachkommen, wird mit einer besonders hohen Empfindlichkeit der Lungen während der Organentwicklung im Mutterleib und des Wachstums im Kindes- und Jugendalter begründet (Naidoo, 2023). In einer Übersichtsarbeit wurden der Zusammenhang einer Bisphenol A Belastung gemessen im Urin mit pfeifender Atmung und Asthma im Kindesalter in 6 Studien gefestigt (Xie et al., 2016).

Kurzfristige und langfristige Belastung mit Zink oder Strassenstaub hing allerdings nicht mit Notfällen wegen Asthma in den USA (Gass et al., 2015), oder Spitaleintritten wegen Atemwegserkrankungen in London (Halonen, Blangiardo, Toledano, Fecht, Gulliver, Anderson, et al., 2016; Samoli, Atkinson, Analitis, Fuller, Beddows, et al., 2016; Samoli, Atkinson, Analitis, Fuller, Green, et al., 2016) zusammen. In Kopenhagen waren die Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen allerdings zumindest nicht-signifikant erhöht (Andersen et al., 2007).

Z. Zhang, S. Weichenthal, J. C. Kwong, R. T. Burnett, M. Hatzopoulou, M. Jerrett, A. van Donkelaar, et al. (2021) fanden schliesslich ein erhöhtes Sterberisiko wegen COPD, Atemwegserkrankungen und Lungenentzündungen in Zusammenhang mit dem gemeinsamen oxidativen Potenzial von Eisen und Kupfer.

Auch wenn sich in den wenigen Studien nicht immer ein konsistentes Muster für einen Zusammenhang respiratorischer Effekte mit Mikroplastik oder mit Indikatoren für Mikroplastikbelastung zeigt, weisen die wenigen Studien dennoch auf mögliche Wirkungen hin, die auch in arbeitsmedizinischen und experimentellen Studien zu finden sind und plausibel erscheinen (vgl. auch Lu et al., 2022).

7.3.5 Wirkungen auf das Herz-/Kreislaufsystem

In einer Übersichtsarbeit von X. Zhu et al. (2023) werden basierend auf einer Auswertung toxikologischer Studien direkte toxische Wirkungen von Mikroplastik auf die Herzfrequenz, eine Beeinträchtigung der Herzfunktion und Auswirkungen wie Herzbeutelödem oder Myokardfibrose (Absterben von Herzmuskelzellen) beschrieben. In Gefässen bzw. dem Blut wurden ausserdem auch am menschlichen Blut die Auflösung roter Blutkörperchen durch die (Zer-)Störung der sie umgebenden Membran (Hämolyse), Verstopfung von Gefässen durch ein (Thrombose) und eine veränderte Blutgerinnung und im Tierversuch vaskuläre Endothelschäden nachgewiesen.

Die meisten epidemiologischen Studien, welche Zink oder andere Indikatoren für Nicht-Abgasbelastung in Feinstaub untersuchten finden insgesamt gemischte Zusammenhänge mit Zielgrössen der Herz-Kreislaufgesundheit.

So hing beispielsweise die Herzrhythmusvariabilität bei Verkehrspatrouilleuren auf Autobahnen mit Indikatoren für Verkehrsgeschwindigkeitsveränderungen (Kupfer) zusammen (Riediker et al., 2004), was in einer US Kohorte für Zink nicht und nur schwach für die grobe Fraktion des Feinstaubs PM10-2.5 nachgewiesen werden konnte (Adhikari et al., 2016). Eine epidemiologische Studie bei Erwachsenen fand wiederum einen Zusammenhang zwischen Styrol- und Ethylbenzol-Metaboliten im Urin und der langfristigen Veränderung der Herzfrequenzvariabilität nach drei bzw. sechs Jahren (Yu et al., 2022).

Spitaleintritte wegen Herz-Kreislaufkrankheiten zeigen mit Zink oder anderen Nicht-Abgas-Bestandteilen mal Zusammenhänge, mal keine Zusammenhänge (Andersen et al., 2007; Samoli, Atkinson, Analitis, Fuller, Green, et al., 2016). Ein Zusammenhang scheint ausgeprägter zu sein, wenn Zielgrössen wie Hirnschlag (Crichton et al., 2016; Pennington et al., 2019) oder die Sterblichkeit von Herzpatienten (Tonne et al., 2015) untersucht wird. Aber dies auch nicht konsistent. Denn in einer Londoner Registerstudie wurde kein Zusammenhang des Überlebens von Hirnschlagpatienten mit der langfristigen Feinstaubbelastung aus Nicht-Abgasen beobachtet (Desikan et al., 2016). Eine schwedische Studie fand in einer Kohorte einen Zusammenhang mit Nicht-Abgasbestandteilen im Feinstaub und dem Auftreten von Herz-/Kreislaufkrankheiten, in einer weiteren jedoch nicht (Stockfelt et al., 2017), was auch in einer Londoner Registerstudie nicht beobachtet werden konnte (Carey et al., 2016). Die Sterblichkeit an Herz-Kreislaufkrankheiten hing in einer Londoner Registerstudie nicht mit der Belastung aus Feinstaub aus Nicht-Abgasquellen und in der europäischen ESCAPE-Studie ebenfalls nicht mit Feinstaubbestandteilen wie Zink (Wang et al., 2014) zusammen, in einer Kohorte in Rom jedoch wiederum mit Zink im Feinstaub PM2.5 und PM10 (Badaloni et al., 2017). In einer kanadischen Kohorte konnte ein Zusammenhang der Inzidenz von Herz-Kreislaufkrankheiten und der Sterblichkeit mit den Nicht-Abgasindikatoren Eisen und Kupfer sowie deren oxidatives Potenzial unabhängig von Abgas-Schadstoffen gefunden werden (Z. Zhang, S. Weichenthal, J. C. Kwong, R. T. Burnett, M. Hatzopoulou, M. Jerrett, A. V. Donkelaar, et al., 2021).

Die US EPA wies in ihrem Integrated Science Assessment ebenfalls auf die gemischten Resultate von Feinstaubbestandteilen wie Zink in verschiedenen heat maps hin, welche die Richtung der Effektschätzer (signifikant erhöhtes Risiko bis reduziertes Risiko) gegeneinander aufzeigte (U.S. EPA, 2019).

7.3.6 Hormonhaushalt, Metabolismus und geburtshilfliche Zielgrössen

Insbesondere die Mikroplastikzusatzstoffe der Phthalate und Bisphenol A sind bekannte endokrine Disruptoren; Stoffe, welche wie Hormone wirken (Jung et al., 2022) und auf unterschiedliche Hormonsysteme einwirken können. Die Besonderheit der hormonaktiven

Stoffe liegt in Effekten, die bereits bei sehr tiefen Belastungen im Piko- oder Nanomolarbereich auftreten und keine üblichen linearen Dosis-Wirkungsbeziehungen aufweisen (Vandenberg et al., 2012).

In Zusammenhang mit Phthalaten wurden in epidemiologischen Studien ein verringertes Geburtsgewicht, mehr Frühgeburten, veränderter Zuckerhaushalt (Insulinresistenz), Übergewicht und ein erhöhter Blutdruck beobachtet (Jung et al., 2022). Experimentelle Tierstudien mit Mikroplastik weisen ebenfalls auf einen veränderten Energie- und Fettstoffwechsel hin (Kannan & Vimalkumar, 2021).

Wenige epidemiologische Studien stützen diese These. In Barcelona war das Risiko für Präeklampsie – eine Schwangerschaftskomplikation, welche durch erhöhten Blutdruck und Eiweiss im Urin gekennzeichnet ist – in Zusammenhang mit erhöhter Belastung mit Abriebpartikeln erhöht (Dadvand et al., 2014). In London wurde ein verringertes Geburtsgewicht bei Termingeburten in Zusammenhang mit der Belastung mit Nicht-Abgas-Feinstaub berichtet (Smith et al., 2017), was auch in einer schwedischen Kohortenstudie beobachtet wurde, die aber keinen Zusammenhang mit Mangelgeburten fand (Balidemaj et al., 2022).

7.3.7 Neurologische Wirkungen

Die Verlagerung und Anreicherung von Mikroplastik über den Blutkreislauf oder die Lymphe in Geweben wie dem Gehirn (Vethaak & Legler, 2021) als auch die Migration von Nanopartikeln über den Riechnerv ins Gehirn (Oberdörster et al., 2005) werden als Belastungspfade postuliert. Eine Verlagerung und Anreicherung von Mikroplastik wurde bereits im Gehirn von Mäusen nachgewiesen und mit autistischen Verhaltensmerkmalen bei Mäusen in Verbindung gebracht (Zaheer et al., 2022).

Eine amerikanische Registerkohortenstudie fand auch bei Kindern ein erhöhtes Risiko für Autismusdiagnosen mit Indikatoren für die Nicht-Abgasbelastung (Kupfer, Eisen und Mangan) während der Schwangerschaft, welche auch in Mehrschadstoffmodellen robust blieb (Rahman et al., 2023). Ein Zusammenhang wird auch mit bromierten Flammschutzmitteln diskutiert (Morel et al., 2023). Die ESCAPE-Studie (Lubczyńska et al., 2017) und die spanische BREATHE-Studie (Basagaña et al., 2016) fanden keine Zusammenhänge mit der kognitiven Leistung und Zink im Feinstaub bzw. Strassenstaub. Letztere beobachtete sogar paradox verbesserte Hirnleistung.

In den Erwachsenenkohorten der ELAPSE-Studie wurde mit Zink im Feinstaub auch kein Zusammenhang der Sterblichkeit wegen psychiatrischen Erkrankungen oder Selbsttötungen beobachtet, allerdings ein nicht-signifikant erhöhtes Risiko für die Sterblichkeit mit Demenz (Andersen et al., 2022). Eine Registerkohortenstudie in London fand ein nicht-signifikant erhöhtes Risiko für die Entwicklung einer Demenz mit der Feinstaubbelastung aus dem Verkehr, welche auch Nicht-Abgaspartikel beinhaltete (Carey et al., 2018).

7.3.8 Weitere mögliche Wirkungen

Studien weisen auf mögliche Störungen der Verdauung über eine veränderte Zusammensetzung der Darmbakterien (Mikrobiom) (Tamargo et al., 2022; Wang et al., 2023; Wieland et al., 2022), der Leber- und Nierenfunktion (Goodman et al., 2022) und des Immunsystems (Jung et al., 2022; Sripada et al., 2022) hin, welche die Empfindlichkeit auf andere Umweltstressoren erhöhen könnte. Hinweise aus Bevölkerungsstudien – ausser jener, welche eine stärkere Reizdarmsymptomatik bei mehr Mikroplastik im Stuhl beobachtete (Yan et al., 2022) – fehlen aber noch.

8. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Mikroplastikbelastung hängt mit der menschlichen Aktivität zusammen. Verschleiss von Textilien sind insbesondere in Innenräumen wichtige Quellen von Mikroplastik. In der Aussenluft zählen zusätzlich der Reifenabrieb, Abrieb und Zerfall von Stoffen aus der Land- und Bauwirtschaft oder grösserem Plastik (Littering) zu wichtigen Quellen. Messstudien sowie klinische Studien weisen auf die Belastung des Menschen mit Mikroplastik aus der Luft, der Nahrung und über die Haut hin. Aufgrund von nicht standardisierten Messmethoden ist eine Quantifizierung der Belastung – insbesondere der atembaren Fraktion des Mikroplastiks – sehr schwierig. Die gemessene Belastung ist neben der angewandten Messmethode abhängig von Grössenverteilung der Partikel, Quelle der Partikel und Verteilung und Verweildauer in der Luft. Die Messung von Feinstaub und die Grenzwerte für Feinstaub schliessen die Mikroplastikbelastung aus der Luft ein. Der Anteil von Mikroplastik im Feinstaub beträgt derzeit wenige Prozent. Mit der Abnahme der Feinstaubbelastung aus Abgasen, ist davon auszugehen, dass der Mikroplastikanteil grösser wird. Eine Abgrenzung zwischen Raumluft- und Aussenluftbelastung ist schwierig. Langzeiteffekte spezifisch von Mikroplastik in der Luft sind nicht erforscht, unter anderem auch auf Grund der Messschwierigkeiten.

Arbeitsmedizinische Studien, Tierstudien, Studien aus der Medizin- und Implantatforschung zeigen Wirkungen von Mikroplastik in den und auf die Atemwege und weisen auf die Translokation in andere Gewebe hin. Epidemiologische Studien zu Gesundheitsfolgen einer Mikroplastikbelastung, bei der die Belastung in der Aussenluft gemessen wurde, liegen nicht vor. Vielmehr weisen Studien, welche mit Biomarkern oder Abbauprodukten in Blut, Urin oder Kot arbeiten oder Feinstaub-Indikatoren, welche (auch) für eine Belastung mit Mikroplastik aus Reifenabrieb stehen könnten, auf eine Vielzahl von möglichen Gesundheitsfolgen in unterschiedlichen Zielorganen hin. Eine Anreicherung in Geweben und Organen ist nicht auszuschliessen.

Gesicherte Aussagen können keine gemacht werden. Aber es ist plausibel, von ähnlichen Gesundheitsfolgen auszugehen, wie diese für Feinstaub beschrieben werden. Inwiefern Mikroplastikpartikel und insbesondere ihre Zusatzstoffe toxischer sind als andere Partikel bleibt Gegenstand der Forschung. Die Toxizität hängt aber von einer Vielzahl von Faktoren ab, die nicht einfach zu charakterisieren sind angefangen von der Grösse der Partikel, über die Zusammensetzung, Ladung bis hin zu ihrem oxidativen Potenzial (und andere). Wirkungen durch beigesetzte Stoffe in der Plastikherstellung, welche aus den Partikeln austreten können, stellen eine weitere mögliche und eventuell sogar oft zentrale Erklärung für toxische Wirkungen dar, die Gegenstand der Forschung sind, in diesem Bericht jedoch nicht systematisch abgedeckt werden konnten.

9. FORSCHUNGS- UND HANDLUNGSBEDARF

Aus dem vorliegenden Bericht geht hervor, dass die Mikroplastikbelastung in der Luft bisher sehr wenig verstanden wird. Der Beitrag verschiedener Quellen sowie ihr Transport sind bisher wenig untersucht. Die Messung und Charakterisierung von Mikroplastik in der Luft steckt noch in den Kinderschuhen. Grosse Defizite bestehen in den Bereichen Probenahme, Identifikation, Messung und Charakterisierung von Mikroplastik (Munyaneza et al., 2022). Das Fehlen einer umfassenden Standardisierung der Mess- und Analysemethoden mit Qualitätssicherung, sowie repräsentativer Referenzmaterialien beeinträchtigt sowohl den Vergleich von Ergebnissen aus verschiedenen Regionen als auch die allgemeine Reproduzierbarkeit. Ein Fokus sollte insbesondere auf der gesundheitlich relevanten Partikelfraktion $<10\text{ }\mu\text{m}$ liegen (Lu et al., 2022). Diese Problematik wirkt sich negativ auf die Qualität der für Risikobewertungen erforderlichen Daten aus. Eine realistische Einschätzung der Belastung und der Gesundheitsrisiken für den Menschen ist ausserdem ohne die Berücksichtigung physikalisch-chemischer Eigenschaften sowie anhaftender Zusatzstoffe oder Substanzen nicht möglich (Jung et al., 2022; Ramsperger et al., 2023; Vethaak & Legler, 2021). Das Verständnis für die Fähigkeit von Mikroplastik, auch in Abhängigkeit der Partikelgrösse, Barrieren zu überwinden wie das Atemwegsepithel, oder jenes des Verdauungstrakts ist wichtig, um die Unsicherheiten bzgl. des Risikos für den Menschen zu reduzieren (Vethaak & Legler, 2021). Die Biokinetik wird jedoch bisher unzureichend verstanden (Norwegian Scientific Committee for Food and Environment, 2019). Auch der Bedeutung geschluckter, grösserer Mikroplastik-Partikelfraktionen auf das Stuhlmikrobiom sollte Beachtung geschenkt werden.

Es ist bisher nicht möglich, wichtige bevölkerungsbezogene, epidemiologische Studien durchzuführen, um Gesundheitseffekte in der Allgemeinbevölkerung zu erforschen. Es könnte jedoch sein, dass die komplexen Mischungen verschiedener Chemikalien, die in Umweltproben von Mikroplastik gefunden werden, eine zu hohe Hürde darstellen, um die verschiedenen Auswirkungen von Kombinationen von Chemikalien und Partikeln zu trennen (Ramsperger et al., 2023). Neuartige statistische Modelle aus der Exposomforschung könnten hier einen möglichen Ansatz zur Erforschung dieser Zusammenhänge bieten. Auch das Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (2019) stellt fest, dass in der Toxikologie mit reinen standardisierten Materialien geforscht wird (oft Polystyrol) und dies nicht auf die Umweltbedingungen mit gealterten und kontaminierten Materialien übertragen werden kann.

Experimentelle Studien an Zellen und Tieren können hier Hand bieten, um Wirkungsmechanismen und allfällige Unterschiede zum «bisherigen» Feinstaubgemisch zu beschreiben. (Eberhard et al., 2024) identifizieren folgende Probleme und Herausforderungen:

- Aktuelle Probenahmemethoden identifizieren hauptsächlich Kunststoffpartikel im Mikrometerbereich und erfassen möglicherweise nicht kleinere Partikel, die in der Luft vorhanden sind. Dies könnte zu einer Unterschätzung der Gesamtbelastung durch Mikroplastik führen.
- Darüber hinaus haben diese Methoden nicht vollständig nachgewiesen, dass sie alle Partikelgrössen für alle Kunststoffe mit gleicher Effizienz erfassen. Es werden Kammerstudien empfohlen, um die Erfassungseffizienz für verschiedene Partikelgrössen mehrerer Kunststoffe zu untersuchen.
- Die gesundheitlichen Auswirkungen von Mikroplastik werden durch Partikelgrösse und Bioverfügbarkeit beeinflusst, was Auswirkungen auf die Ablagerung in der Lunge und die Verteilung im Körper hat. Die aktuellen Messungen berücksichtigen jedoch nicht die kleineren Partikel, die möglicherweise in der Luft vorhanden sind, und Studien zur Bioverfügbarkeit sind begrenzt.

- Die Mikroplastik-Forschung befindet sich noch in der Entwicklung, ohne universelle Standards, was zu unterschiedlichen Probenahmemethoden, Qualitätskontrollmassnahmen und Analysen in verschiedenen Studien führt. Dies hat Auswirkungen auf die Qualität und Vergleichbarkeit der Daten.
- Es gibt unterschiedlichste Polymere, die bisher nicht umfassend untersucht wurden.

Wright and Kelly (2017) haben folgende 16 Forschungsfragen in ihrem Bericht formuliert:

1. Wie hoch ist die Gesamtbelastung aus der Nahrung und der Luft?
2. Wie hoch ist der Anteil von Mikroplastik an der relevanten Feinstaubbelastung
3. Treten aufgrund der einzigartigen chemischen Zusammensetzungen/Eigenschaften von Mikroplastik unterschiedliche biologische Reaktionen auf?
4. Welche Auswirkungen hat das wechselnde Milieu des Magens/der Lungenflüssigkeit auf die Oberflächenladung und -chemie und damit auf das Verhalten von Mikroplastik?
5. Wie ist die Zusammensetzung der Proteinkorona auf Mikroplastik? Gibt es Hinweise auf eine Aufnahme von Mikroplastik beim Menschen?
6. Kann sich Mikroplastik im Körper anreichern? Werden sie isoliert oder werden sie von Zellen aufgenommen?
7. Falls sie von Zellen aufgenommen werden, was ist der zelluläre Aufnahmemechanismus? Findet eine subzelluläre Lokalisierung oder Translokation statt?
8. Falls eine subzelluläre Lokalisierung auftritt, "kapert" dies den Weg für die Aufnahme endogener Mikropartikel oder beeinträchtigt es die Immunhomöostase?
9. Findet eine Verbreitung und/oder Ausscheidung statt? Gibt es sekundäre Zielorgane?
10. Sind die kumulativen Effekte die gleichen wie bei berufsbedingten Expositionen? Stellen größere Partikel aufgrund des Prozesses der Persorption ein größeres Problem für den Magen-Darm-Trakt dar?
11. Wie ist die toxikologische Reaktion auf biopersistente Mikroplastik? Ähneln die Entzündungsreaktionen denen, die als Reaktion auf Abrieb von Kunststoffprothesen beobachtet werden?
12. Beeinflussen Größe und Form die Toxizität? Hängt dies vom Eintrittspunkt ab, z.B. sind Kunststoff-Mikrofasern für die Lunge von größerer Bedeutung als für den Magen-Darm-Trakt?
13. Beeinflussen Polymertyp und Hydrophobie die Toxizität?
14. Beeinflusst die Oberflächenladung von Mikroplastik die Toxizität und variiert diese mit der Zeit in der Umwelt (und damit der Exposition gegenüber UV-Strahlung)?
15. Kann Mikroplastik, sobald es aufgenommen wurde, seine adsorbierten Stoffe abgeben und verursacht dies eine lokale Toxizität?
16. Welche Auswirkungen wird die Einführung der neuartigen harten Oberfläche von Mikroplastik, für die bestimmte Mikroben und Biomoleküle eine Affinität haben, auf das Mikrobiom haben?

Auf legislativer und Vollzugsebene scheint es wichtig, die Erkenntnisse der Forschung genau zu verfolgen und entsprechende Massnahmen einzuleiten. Bereits jetzt sollte im Sinne des Vorsorgeprinzips die Belastung mit Mikroplastik an den Quellen angegangen werden, nachweislich toxische Zusatzstoffe reguliert werden und Forschung zu diesem wichtiger werdenden Thema finanziert werden.

10. REFERENZEN

- Aatmeeyata, Kaul, D. S., & Sharma, M. (2009, 2009/11/01/). Traffic generated non-exhaust particulate emissions from concrete pavement: A mass and particle size study for two-wheelers and small cars. *Atmospheric Environment*, 43(35), 5691-5697. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.032>
- Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., & Jaafarzadeh, N. (2019, Jan). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, 244, 153-164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>
- Adhikari, R., D'Souza, J., Soliman, E. Z., Burke, G. L., Daviglus, M. L., Jacobs, D. R., Jr., Park, S. K., Sheppard, L., Thorne, P. S., Kaufman, J. D., Larson, T. V., & Adar, S. D. (2016, May). Long-term Coarse Particulate Matter Exposure and Heart Rate Variability in the Multi-ethnic Study of Atherosclerosis. *Epidemiology*, 27(3), 405-413. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000455>
- Ahmad, M., Chen, J., Khan, M. T., Yu, Q., Phairuang, W., Furuuchi, M., Ali, S. W., Nawab, A., & Panyametheekul, S. (2023, 2023/09/01/). Sources, analysis, and health implications of atmospheric microplastics. *Emerging Contaminants*, 9(3), 100233. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100233>
- Akanyange, S. N., Zhang, Y., Zhao, X., Adom-Asamoah, G., Ature, A. R. A., Anning, C., Tianpeng, C., Zhao, H., Lyu, X., & Crittenden, J. C. (2022, Sep). A holistic assessment of microplastic ubiquitousness: Pathway for source identification in the environment. *Sustainable Production and Consumption*, 33, 113-145. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.06.020>
- Akhbarizadeh, R., Dobaradaran, S., Amouei Torkmahalleh, M., Saeedi, R., Aibaghi, R., & Faraji Ghasemi, F. (2021, 2021/01/01/). Suspended fine particulate matter (PM_{2.5}), microplastics (MPs), and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in air: Their possible relationships and health implications. *Environmental Research*, 192, 110339. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110339>
- Algozeeb, W. A., Savas, P. E., Yuan, Z., Wang, Z., Kittrell, C., Hall, J. N., Chen, W. Y., Bollini, P., & Tour, J. M. (2022, May). Plastic Waste Product Captures Carbon Dioxide in Nanometer Pores. *Acs Nano*, 16(5), 7284-7290. <https://doi.org/10.1021/acsnano.2c00955>
- Ali, S. A. M., Doherty, P. J., & Williams, D. F. (1994, 1994/02/22). The mechanisms of oxidative degradation of biomedical polymers by free radicals [<https://doi.org/10.1002/app.1994.070510805>]. *Journal of Applied Polymer Science*, 51(8), 1389-1398. <https://doi.org/10.1002/app.1994.070510805>
- Allen, D., Allen, S., Le Roux, G., Simonneau, A., Galop, D., & Phoenix, V. R. (2021, 2021/11/09). Temporal Archive of Atmospheric Microplastic Deposition Presented in Ombrotrophic Peat. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(11), 954-960. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00697>
- Allen, S., Allen, D., Baladima, F., Phoenix, V. R., Thomas, J. L., Le Roux, G., & Sonke, J. E. (2021, 2021/12/21). Evidence of free tropospheric and long-range transport of microplastic at Pic du Midi Observatory. *Nature Communications*, 12(1), 7242. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27454-7>
- Allen, S., Allen, D., Phoenix, V. R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., & Galop, D. (2019, 2019/05/01). Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. *Nature Geoscience*, 12(5), 339-344. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5>
- Amato-Lourenço, L. F., Carvalho-Oliveira, R., Júnior, G. R., dos Santos Galvão, L., Ando, R. A., & Mauad, T. (2021, 2021/08/15/). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 126124. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126124>
- Amato-Lourenço, L. F., Dantas, K. C., Júnior, G. R., Paes, V. R., Ando, R. A., de Oliveira Freitas, R., da Costa, O. M. M. M., Rabelo, R. S., Soares Bispo, K. C., Carvalho-Oliveira, R., & Mauad, T. (2024). Microplastics in the Olfactory Bulb of the Human Brain.

- Jama Network Open*, 7(9), e2440018-e2440018.
<https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2024.40018>
- Amato-Lourenço, L. F., dos Santos Galvão, L., Wiebeck, H., Carvalho-Oliveira, R., & Mauad, T. (2022, 2022/05/15/). Atmospheric microplastic fallout in outdoor and indoor environments in São Paulo megacity. *Science of the Total Environment*, 821, 153450.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153450>
- Ambrosini, R., Azzoni, R. S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A., & Parolini, M. (2019, 2019/10/01/). First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. *Environmental Pollution*, 253, 297-301.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.005>
- Andersen, Z. J., Pedersen, M., Weinmayr, G., Stafoggia, M., Galassi, C., Jørgensen, J. T., Sommar, J. N., Forsberg, B., Olsson, D., Oftedal, B., Aasvang, G. M., Schwarze, P., Pyko, A., Pershagen, G., Korek, M., De Faire, U., Östenson, C. G., Fratiglioni, L., Eriksen, K. T., Poulsen, A. H., Tjønneland, A., Vaclavik Bräuner, E., Peeters, P. H., Bueno-de-Mesquita, B., Jaensch, A., Nagel, G., Lang, A., Wang, M., Tsai, M. Y., Grioni, S., Marcon, A., Krogh, V., Ricceri, F., Sacerdote, C., Migliore, E., Vermeulen, R., Sokhi, R., Keuken, M., de Hoogh, K., Beelen, R., Vineis, P., Cesaroni, G., Brunekreef, B., Hoek, G., & Raaschou-Nielsen, O. (2017). Long-term Exposure to Ambient Air Pollution and Incidence of Brain Tumor: the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Neuro Oncol*, 20(3), 420-432. <https://doi.org/10.1093/neuonc/nox163>
- Andersen, Z. J., Stafoggia, M., Weinmayr, G., Pedersen, M., Galassi, C., Jørgensen, J. T., Oudin, A., Forsberg, B., Olsson, D., Oftedal, B., Marit Aasvang, G., Aamodt, G., Pyko, A., Pershagen, G., Korek, M., De Faire, U., Pedersen, N. L., Östenson, C. G., Fratiglioni, L., Eriksen, K. T., Tjønneland, A., Peeters, P. H., Bueno-de-Mesquita, B., Plusquin, M., Key, T. J., Jaensch, A., Nagel, G., Lang, A., Wang, M., Tsai, M. Y., Fournier, A., Boutron-Ruault, M. C., Baglietto, L., Grioni, S., Marcon, A., Krogh, V., Ricceri, F., Sacerdote, C., & Migliore, E. (2017). Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Incidence of Postmenopausal Breast Cancer in 15 European Cohorts within the ESCAPE Project. *Environ Health Perspect*, 125(10), 107005.
<https://doi.org/10.1289/EHP1742>
- Andersen, Z. J., Wahlin, P., Raaschou-Nielsen, O., Scheike, T., & Loft, S. (2007). Ambient particle source apportionment and daily hospital admissions among children and elderly in Copenhagen. *J Expo Sci Environ Epidemiol*, 17, 625-636.
<https://doi.org/10.1038/sj.jes.7500546>
- Andersen, Z. J., Zhang, J., Jørgensen, J. T., Samoli, E., Liu, S., Chen, J., Strak, M., Wolf, K., Weinmayr, G., Rodopoulou, S., Remfry, E., de Hoogh, K., Bellander, T., Brandt, J., Concin, H., Zitt, E., Fecht, D., Forastiere, F., Gulliver, J., Hoffmann, B., Hvidtfeldt, U. A., Monique Verschuren, W. M., Jöckel, K. H., So, R., Cole-Hunter, T., Mehta, A. J., Mortensen, L. H., Ketzel, M., Lager, A., Leander, K., Ljungman, P., Severi, G., Boutron-Ruault, M. C., Magnusson, P. K. E., Nagel, G., Pershagen, G., Peters, A., Rizzuto, D., van der Schouw, Y. T., Schramm, S., Stafoggia, M., Katsouyanni, K., Brunekreef, B., Hoek, G., & Lim, Y. H. (2022). Long-term exposure to air pollution and mortality from dementia, psychiatric disorders, and suicide in a large pooled European cohort: ELAPSE study. *Environment International*, 170, 107581.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107581>
- ANSES. (2019). *Particulate matter in ambient air: Health effects according to components, sources and particle size and impact on air pollution of the technologies and composition of the motor vehicle fleet operating in France*.
<https://www.anses.fr/en/system/files/AIR2014SA0156RaEN.pdf>
- Antao, V. C. S., Piacitelli, C. A., Miller, W. E., Pinheiro, G. A., & Kreiss, K. (2007, 2007/04/01). Rayon Flock: A New Cause of Respiratory Morbidity in a Card Processing Plant. *American Journal of Industrial Medicine*, 50(4), 274-284.
<https://doi.org/10.1002/ajim.20440>
- Anthropic. (2024). *Claude [KI-Modell]*. <https://www.anthropic.com>
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P., & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018, Oct 1). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and

- future prospects. *Water Research*, 142, 426-440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>
- Asrin, N. R. N., & Dipareza, A. . (2019). Microplastics in ambient air (case study: Urip Sumoharjo street and Mayjend Sungkono street of Surabaya City, Indonesia). *Journal for Advance Research in Applied Sciences*, 6, 54– 57.
- Atkinson, R. W., Analitis, A., Samoli, E., Fuller, G. W., Green, D. C., Mudway, I. S., Anderson, H. R., & Kelly, F. J. (2016). Short-term exposure to traffic-related air pollution and daily mortality in London, UK. *J Expo Sci Environ Epidemiol*, 26(2), 125-132. <https://doi.org/10.1038/jes.2015.65>
- Azari, A., Vanoirbeek, J. A. J., Van Belleghem, F., Vleeschouwers, B., Hoet, P. H. M., & Ghosh, M. (2023, 2023/04/01/). Sampling strategies and analytical techniques for assessment of airborne micro and nano plastics. *Environment International*, 174, 107885. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107885>
- Azizi, S., Dehghani, M. H., Naddafi, K., Nabizadeh, R., & Yunesian, M. (2023, Feb). Occurrence of organophosphorus esters in outdoor air fine particulate matter and comprehensive assessment of human exposure: A global systematic review. *Environmental Pollution*, 318, Article 120895. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120895>
- Badaloni, C., Cesaroni, G., Cerza, F., Davoli, M., Brunekreef, B., & Forastiere, F. (2017). Effects of long-term exposure to particulate matter and metal components on mortality in the Rome longitudinal study. *Environment International*, 109, 146-154. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.09.005>
- Baeza-Martinez, C., Olmos, S., Gonzalez-Pleiter, M., Lopez-Castellanos, J., Garcia-Pachon, E., Masia-Canuto, M., Hernandez-Blasco, L., & Bayo, J. (2022, Sep). First evidence of microplastics isolated in European citizens' lower airway. *Journal of Hazardous Materials*, 438, Article 129439. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129439>
- Balidemaj, F., Flanagan, E., Malmqvist, E., Rittner, R., Källén, K., Åström, D. O., & Oudin, A. (2022). Prenatal Exposure to Locally Emitted Air Pollutants Is Associated with Birth Weight: An Administrative Cohort Study from Southern Sweden. *Toxics*. 2022; 10 (7). pii: 366. <https://doi.org/10.3390/toxics10070366>
- Banerjee, A., & Shelver, W. L. (2021, Sep 1). Micro- and Nanoplastic-Mediated Pathophysiological Changes in Rodents, Rabbits, and Chickens: A Review. *J Food Prot*, 84(9), 1480-1495. <https://doi.org/10.4315/jfp-21-117>
- Barbosa, F., Adeyemi, J. A., Bocato, M. Z., Comas, A., & Campiglia, A. (2020, 2020/03/01/). A critical viewpoint on current issues, limitations, and future research needs on micro- and nanoplastic studies: From the detection to the toxicological assessment. *Environmental Research*, 182, 109089. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109089>
- Barceló, D., Picó, Y., & Alfathan, A. H. (2023, 2023/08/01/). Microplastics: Detection in human samples, cell line studies, and health impacts. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 101, 104204. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104204>
- Basagaña, X., Esnaola, M., Rivas, I., Amato, F., Alvarez-Pedrerol, M., Forns, J., López-Vicente, M., Pujol, J., Nieuwenhuijsen, M., Querol, X., & Sunyer, J. (2016). Neurodevelopmental Deceleration by Urban Fine Particles from Different Emission Sources: A Longitudinal Observational Study. *Environ Health Perspect*, 124(10), 1630-1636. <https://doi.org/10.1289/EHP209>
- Beelen, R., Hoek, G., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Weinmayr, G., Hoffmann, B., Wolf, K., Samoli, E., Fischer, P. H., Nieuwenhuijsen, M. J., Xun, W. W., Katsouyanni, K., Dimakopoulou, K., Marcon, A., Vartiainen, E., Lanki, T., Yli-Tuomi, T., Oftedal, B., Schwarze, P. E., Nafstad, P., De Faire, U., Pedersen, N. L., Östenson, C. G., Fratiglioni, L., Penell, J., Korek, M., Pershagen, G., Eriksen, K. T., Overvad, K., Sørensen, M., Eeftens, M., Peeters, P. H., Meliefste, K., Wang, M., Bueno-de-Mesquita, H. B., Sugiri, D., Krämer, U., Heinrich, J., de Hoogh, K., Key, T., Peters, A., Hampel, R., Concin, H., Nagel, G., Jaensch, A., Ineichen, A., Tsai, M. Y., Schaffner, E., Probst-Hensch, N. M., Schindler, C., Ragettli, M. S., Vilier, A., Clavel-Chapelon, F., Declercq, C., Ricceri, F., Sacerdote, C., Galassi, C., Migliore, E., Ranzi, A., Cesaroni, G., Badaloni, C., Forastiere, F., Katsoulis, M., Trichopoulou, A., Keuken, M., Jedynska, A., Kooter, I. M., Kukkonen, J., Sokhi, R. S., Vineis, P., & Brunekreef, B. (2015).

- Natural-Cause Mortality and Long-Term Exposure to Particle Components: An Analysis of 19 European Cohorts within the Multi-Center ESCAPE Project. *Environ Health Perspect*, 123(6), 525-533. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408095>
- Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M. B., Trachsel, J., & Gerdts, G. (2019, Aug). White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8), eaax1157. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax1157>
- Bhat, M. A., Gedik, K., & Gaga, E. O. (2023, 2023/02/01). Atmospheric micro (nano) plastics: future growing concerns for human health. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 16(2), 233-262. <https://doi.org/10.1007/s11869-022-01272-2>
- Bianco, V., Memmolo, P., Carcagnì, P., Merola, F., Paturzo, M., Distante, C., & Ferraro, P. (2020, 2020/02/01). Microplastic Identification via Holographic Imaging and Machine Learning [<https://doi.org/10.1002/aisy.201900153>]. *Advanced Intelligent Systems*, 2(2), 1900153. <https://doi.org/10.1002/aisy.201900153>
- Birch, Q. T., Potter, P. M., Pinto, P. X., Dionysiou, D. D., & Al-Abed, S. R. (2021, 2021/03/01/). Isotope ratio mass spectrometry and spectroscopic techniques for microplastics characterization. *Talanta*, 224, 121743. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2020.121743>
- Bitter, H., & Lackner, S. (2021, 2021/11/01/). Fast and easy quantification of semi-crystalline microplastics in exemplary environmental matrices by differential scanning calorimetry (DSC). *Chemical Engineering Journal*, 423, 129941. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129941>
- Blum, A., Behl, M., Birnbaum, L. S., Diamond, M. L., Phillips, A., Singla, V., Sipes, N. S., Stapleton, H. M., & Venier, M. (2019, 2019/11/12). Organophosphate Ester Flame Retardants: Are They a Regrettable Substitution for Polybrominated Diphenyl Ethers? *Environmental Science & Technology Letters*, 6(11), 638-649. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00582>
- Böke, J. S., Popp, J., & Krafft, C. (2022, 2022/11/05). Optical photothermal infrared spectroscopy with simultaneously acquired Raman spectroscopy for two-dimensional microplastic identification. *Scientific Reports*, 12(1), 18785. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-23318-2>
- Boyadzhiev, A., Trevithick-Sutton, C., Wu, D. M., Decan, N., Bazin, M., Shah, G. M., & Halappanavar, S. (2020, May 18). Enhanced Dark-Field Hyperspectral Imaging and Spectral Angle Mapping for Nanomaterial Detection in Consumer Care Products and in Skin Following Dermal Exposure. *Chemical Research in Toxicology*, 33(5), 1266-1278. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.0c00090>
- Bradley, S. (2023). Mikroplastik im Salat: Wie gefährlich sind Schadstoffe aus Autoreifen? https://www.swissinfo.ch/ger/wissen-technik/mikroplastik-im-salat--wie-gefaehrlich-sind-schadstoffe-aus-autoreifen--48542668?utm_medium=socialflow&utm_content=o&utm_campaign=own-posts&utm_source=twitter
- Brahney, J., Hallerud, M., Heim, E., Hahnenberger, M., & Sukumaran, S. (2020, 2020/06/12). Plastic rain in protected areas of the United States. *Science*, 368(6496), 1257-1260. <https://doi.org/10.1126/science.aaz5819>
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A. (2021, 2021/04/20). Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(16), e2020719118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2020719118>
- Braun, T., Ehrlich, L., Henrich, W., Koeppel, S., Lomako, I., Schwabl, P., & Liebmann, B. (2021, Jun 22). Detection of Microplastic in Human Placenta and Meconium in a Clinical Setting. *Pharmaceutics*, 13(7). <https://doi.org/10.3390/pharmaceutics13070921>
- Braun, U. (2021). *Analysis of Microplastics - Sampling, preparation and detection methods* (Within the framework program Plastics in the Environment (Sources-Sinks-Solutions), Issue. <https://bmbf-plastik.de/en/publication/analysis-microplastics-sampling-preparation-and-detection-methods>
- Bui, T. T., Giovanoulis, G., Cousins, A. P., Magner, J., Cousins, I. T., & de Wit, C. A. (2016, Jan). Human exposure, hazard and risk of alternative plasticizers to phthalate esters. *Science of the Total Environment*, 541, 451-467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.036>

- Burkhart, J., Jones, W., Porter, D. W., Washko, R. M., Eschenbacher, W. L., & Castellan, R. M. (1999, 1999/09/01). Hazardous occupational exposure and lung disease among nylon flock workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 36(S1), 145-146. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0274\(199909\)36:1+<145::AID-AJIM51>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0274(199909)36:1+<145::AID-AJIM51>3.0.CO;2-F)
- Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., & Chen, Q. (2017, 2017/11/01). Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 24928-24935. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x>
- Caputo, F., Vogel, R., Savage, J., Vella, G., Law, A., Della Camera, G., Hannon, G., Peacock, B., Mehn, D., Ponti, J., Geiss, O., Aubert, D., Prina-Mello, A., & Calzolari, L. (2021, 2021/04/15/). Measuring particle size distribution and mass concentration of nanoplastics and microplastics: addressing some analytical challenges in the sub-micron size range. *Journal of Colloid and Interface Science*, 588, 401-417. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2020.12.039>
- Carey, I. M., Anderson, H. R., Atkinson, R. W., Beevers, S., Cook, D. G., Dajnak, D., Gulliver, J., & Kelly, F. J. (2016). Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in an adult cohort in London. *Occup Environ Med*, 73(12), 849-856. <https://doi.org/10.1136/oemed-2015-103531>
- Carey, I. M., Anderson, H. R., Atkinson, R. W., Beevers, S. D., Cook, D. G., Strachan, D. P., Dajnak, D., Gulliver, J., & Kelly, F. J. (2018). Are noise and air pollution related to the incidence of dementia? A cohort study in London, England. *Bmj Open*, 8(9). <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2018-022404>
- Catarino, A. I., Macchia, V., Sanderson, W. G., Thompson, R. C., & Henry, T. B. (2018, Jun). Low levels of microplastics (MP) in wild mussels indicate that MP ingestion by humans is minimal compared to exposure via household fibres fallout during a meal. *Environmental Pollution*, 237, 675-684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>
- Chamot, S., Delzard, M., Leroy, L., Marhic, G., & Ganry, O. (2023, 2023/08/01). Occupational exposures in the rubber tire industry and risk of cancer: a systematic review. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 96(6), 797-814. <https://doi.org/10.1007/s00420-023-01972-x>
- Checkoway, H., Ray, R. M., Lundin, J. I., Astrakianakis, G., Seixas, N. S., Camp, J. E., Wernli, K. J., Fitzgibbons, E. D., Li, W., Feng, Z., Gao, D. L., & Thomas, D. B. (2011, Jun). Lung cancer and occupational exposures other than cotton dust and endotoxin among women textile workers in Shanghai, China. *Occupational and Environmental Medicine*, 68(6), 425. <https://doi.org/10.1136/oem.2010.059519>
- Chen, G., Fu, Z., Yang, H., & Wang, J. (2020, 2020/09/01/). An overview of analytical methods for detecting microplastics in the atmosphere. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 130, 115981. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115981>
- Chen, J., Rodopoulou, S., de Hoogh, K., Strak, M., Andersen, Z. J., Atkinson, R., Bauwelinck, M., Bellander, T., Brandt, J., Cesaroni, G., Concin, H., Fecht, D., Forastiere, F., Gulliver, J., Hertel, O., Hoffmann, B., Hvidtfeldt, U. A., Janssen, N. A. H., Jöckel, K. H., Jørgensen, J., Katsouyanni, K., Ketzel, M., Klompmaker, J. O., Lager, A., Leander, K., Liu, S., Ljungman, P., MacDonald, C. J., Magnusson, P. K. E., Mehta, A., Nagel, G., Oftedal, B., Pershagen, G., Peters, A., Raaschou-Nielsen, O., Renzi, M., Rizzuto, D., Samoli, E., van der Schouw, Y. T., Schramm, S., Schwarze, P., Sigsgaard, T., Sørensen, M., Stafoggia, M., Tjønneland, A., Vienneau, D., Weinmayr, G., Wolf, K., Brunekreef, B., & Hoek, G. (2021). Long-Term Exposure to Fine Particle Elemental Components and Natural and Cause-Specific Mortality-a Pooled Analysis of Eight European Cohorts within the ELAPSE Project. *Environ Health Perspect*, 129(4), 47009. <https://doi.org/10.1289/EHP8368>
- Choi, H., Lee, I., Kim, H., Park, J., Cho, S., Oh, S., Lee, M., & Kim, H. (2022, 2022/05/12). Comparison of Microplastic Characteristics in the Indoor and Outdoor Air of Urban Areas of South Korea. *Water Air and Soil Pollution*, 233(5), 169, Article 169. <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05650-5>
- Collins, J. J., & Acquavella, J. F. (1998). Review and meta-analysis of studies of acrylonitrile workers. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 24, 71-80. <http://www.jstor.org/stable/40966827>

- Committee on the toxicity of chemicals in food, c. p. a. t. e. (2021). *Overarching statement on the potential risks from exposure to microplastics*.
- Correia, M., & Loeschner, K. (2018, 2018/09/01). Detection of nanoplastics in food by asymmetric flow field-flow fractionation coupled to multi-angle light scattering: possibilities, challenges and analytical limitations. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 410(22), 5603-5615. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-0919-8>
- Costa-Gómez, I., Suarez-Suarez, M., Moreno, J. M., Moreno-Grau, S., Negral, L., Arroyo-Manzanares, N., López-García, I., & Peñalver, R. (2023, 2023/01/15/). A novel application of thermogravimetry-mass spectrometry for polystyrene quantification in the PM10 and PM2.5 fractions of airborne microplastics. *Science of the Total Environment*, 856(Pt 2), 159041, Article 159041. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159041>
- Cox, K. D., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., & Dudas, S. E. (2019, 2019/06/18). Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(12), 7068-7074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517>
- Crichton, S., Barratt, B., Spiridou, A., Hoang, U., Liang, S. F., Kovalchuk, Y., Beevers, S. D., Kelly, F. J., Delaney, B., & Wolfe, C. D. (2016). Associations between exhaust and non-exhaust particulate matter and stroke incidence by stroke subtype in South London. *Science of the Total Environment*, 568, 278-284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.009>
- da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Costa, M. (2020). Collection and Separation of Microplastics. In T. Rocha-Santos, M. Costa, & C. Mouneyrac (Eds.), *Handbook of Microplastics in the Environment* (pp. 1-24). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_35-1
- Dadvand, P., Ostro, B., Amato, F., Figueras, F., Minguillon, M. C., Martinez, D., Basagaña, X., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2014). Particulate air pollution and preeclampsia: a source-based analysis. *Occup Environ Med*, 71, 570-577. <https://doi.org/10.1136/oemed-2013-101693>
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., & Gustafsson, M. (2006, 2006/03/01/). Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. *Atmospheric Environment*, 40(7), 1314-1323. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.029>
- De Roos, A. J., Ray, R. M., Gao, D. L., Wernli, K. J., Fitzgibbons, E. D., Ziding, F., Astrakianakis, G., Thomas, D. B., & Checkoway, H. (2005, 2005/12/01). Colorectal Cancer Incidence Among Female Textile Workers in Shanghai, China: A Case-cohort Analysis of Occupational Exposures. *Cancer Causes & Control*, 16(10), 1177-1188. <https://doi.org/10.1007/s10552-005-0398-z>
- Dehghani, S., Moore, F., & Akhbarizadeh, R. (2017, Sep). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20360-20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>
- Dematteo, R., Keith, M. M., Brophy, J. T., Wordsworth, A., Watterson, A. E., Beck, M., Ford, A. R., Gilbertson, M., Pharityal, J., Rootham, M., & Scott, D. N. (2013, 2013/02/01). Chemical Exposures of Women Workers in the Plastics Industry with Particular Reference to Breast Cancer and Reproductive Hazards. *NEW SOLUTIONS: A Journal of Environmental and Occupational Health Policy*, 22(4), 427-448. <https://doi.org/10.2190/NS.22.4.d>
- Der Bundesrat. (2022). *Kunststoffe in der Umwelt*. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/waste/info-specialists/waste-policy-and-measures/plastics-in-the-environment.html>
- Desikan, A., Crichton, S., Hoang, U., Barratt, B., Beevers, S. D., Kelly, F. J., & Wolfe, C. D. (2016). Effect of Exhaust- and Nonexhaust-Related Components of Particulate Matter on Long-Term Survival After Stroke. *Stroke*, 47(12), 2916-2922. <https://doi.org/10.1161/STROKEAHA.116.014242>
- Ding, M. L., Flaig, R. W., Jiang, H. L., & Yaghi, O. M. (2019, May). Carbon capture and conversion using metal-organic frameworks and MOF-based materials. *Chemical Society Reviews*, 48(10), 2783-2828. <https://doi.org/10.1039/c8cs00829a>
- Donaldson, K., & Tran, C. L. (2002, Jan). Inflammation caused by particles and fibers. *Inhal Toxicol*, 14(1), 5-27. <https://doi.org/10.1080/089583701753338613>

- Dorsey, T. F., Jr., Lafleur, A. L., Kumata, H., Takada, H., Herrero-Jimenez, P., & Thilly, W. G. (2006). Correlations of Asthma Mortality With Traffic-Related Factors: Use of Catalytic Converters and Radial Tires. *J Occup Environ Med*, 48(12), 1321-1327. <https://doi.org/10.1097/01.jom.0000236402.08284.15>
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., & Tassin, B. (2017, Feb). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, 221, 453-458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>
- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592-599. <https://doi.org/10.1071/En14167>
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016, 2016/03/15/). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1), 290-293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>
- Eberhard, T., Casillas, G., Zarus, G. M., & Barr, D. B. (2024, 2024/03/01). Systematic review of microplastics and nanoplastics in indoor and outdoor air: identifying a framework and data needs for quantifying human inhalation exposures. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 34(2), 185-196. <https://doi.org/10.1038/s41370-023-00634-x>
- Eeftens, M., Hoek, G., Gruziova, O., Mölter, A., Agius, R., Beelen, R., Brunekreef, B., Custovic, A., Cyrys, J., Fuertes, E., Heinrich, J., Hoffmann, B., de Hoogh, K., Jedynska, A., Keuken, M., Klümper, C., Kooter, I., Krämer, U., Korek, M., Koppelman, G. H., Kuhlbusch, T. A., Simpson, A., Smit, H. A., Tsai, M. Y., Wang, M., Wolf, K., Pershagen, G., & Gehring, U. (2014). Elemental composition of particulate matter and the association with lung function. *Epidemiology*, 25(5), 648-657. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000136>
- Environment and Climate Change Canada; Health Canada. (2020). *Science assessment of plastic pollution* (ISBN 978-0-660-35897-0).
- Eriksson, A. C., Andersen, C., Kraus, A. M., Nøjgaard, J. K., Clausen, P.-A., Gudmundsson, A., Wierzbicka, A., & Pagels, J. (2020, 2020/01/07). Influence of Airborne Particles' Chemical Composition on SVOC Uptake from PVC Flooring—Time-Resolved Analysis with Aerosol Mass Spectrometry. *Environmental Science & Technology*, 54(1), 85-91. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04159>
- European Chemicals Agency (ECHA). (2024). *Brief Profile: N-1,3-dimethylbutyl-N'-phenyl-p-phenylenediamine* <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.011.222>
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020, 2020/07/14). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Felber Dietrich, D. (2014). *Luftverschmutzung und Gesundheit* (Umwelt-Wissen, Issue. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/publikationen-studien/publikationen/luftverschmutzung-und-gesundheit.html>
- Ferrero, L., Scibetta, L., Markuszewski, P., Mazurkiewicz, M., Drozdowska, V., Makuch, P., Jutrzenka-Trzebiatowska, P., Zaleska-Medynska, A., Andò, S., Saliu, F., Nilsson, E. D., & Bolzacchini, E. (2022, 2022/06/10/). Airborne and marine microplastics from an oceanographic survey at the Baltic Sea: An emerging role of air-sea interaction? *Science of the Total Environment*, 824, 153709. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153709>
- Foong, R. E., Franklin, P., Sanna, F., Hall, G. L., Sly, P. D., Thorstensen, E. B., Doherty, D. A., Keelan, J. A., & Hart, R. J. (2023, Mar). Longitudinal effects of prenatal exposure to plastic-derived chemicals and their metabolites on asthma and lung function from childhood into adulthood. *Respirology*, 28(3), 236-246. <https://doi.org/10.1111/resp.14386>
- Fournier, S. B., D'Errico, J. N., Adler, D. S., Kollontzi, S., Goedken, M. J., Fabris, L., Yurkow, E. J., & Stapleton, P. A. (2020, 2020/10/24). Nanopolystyrene translocation and fetal deposition after acute lung exposure during late-stage pregnancy. *Particle and Fibre Toxicology*, 17(1), 55. <https://doi.org/10.1186/s12989-020-00385-9>

- Fuertes, E., MacIntyre, E., Agius, R., Beelen, R., Brunekreef, B., Bucci, S., Cesaroni, G., Cirach, M., Cyrus, J., Forastiere, F., Gehring, U., Gruziova, O., Hoffmann, B., Jedynska, A., Keuken, M., Klümper, C., Kooter, I., Korek, M., Krämer, U., Mölter, A., Nieuwenhuijsen, M., Pershagen, G., Porta, D., Postma, D. S., Simpson, A., Smit, H. A., Sugiri, D., Sunyer, J., Wang, M., & Heinrich, J. (2014). Associations between particulate matter elements and early-life pneumonia in seven birth cohorts: results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. *Int J Hyg Environ Health*, 217(8), 819-829. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2014.05.004>
- Funck, M., Yildirim, A., Nickel, C., Schram, J., Schmidt, T. C., & Tuerk, J. (2020, 2020/01/01/). Identification of microplastics in wastewater after cascade filtration using Pyrolysis-GC-MS. *MethodsX*, 7, 100778. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.100778>
- Futura-Sciences. (2019, 19.9.2022). *Was ist Kunststoff?* Retrieved 1.9.2023 from https://www.futura-sciences.com/de/was-ist-kunststoff_12225/
- Gallagher, L. G., Li, W., Ray, R. M., Romano, M. E., Wernli, K. J., Gao, D. L., Thomas, D. B., & Checkoway, H. (2015, 2015/03/01). Occupational exposures and risk of stomach and esophageal cancers: Update of a cohort of female textile workers in Shanghai, China. *Am J Ind Med*, 58(3), 267-275. <https://doi.org/10.1002/ajim.22412>
- Gallo, R. L. (2017, Jun). Human Skin Is the Largest Epithelial Surface for Interaction with Microbes. *J Invest Dermatol*, 137(6), 1213-1214. <https://doi.org/10.1016/j.jid.2016.11.045>
- Gass, K., Balachandran, S., Chang, H. H., Russell, A. G., & Strickland, M. J. (2015). Ensemble-based source apportionment of fine particulate matter and emergency department visits for pediatric asthma. *Am J Epidemiol*, 181(7), 504-512. <https://doi.org/10.1093/aje/kwu305>
- Gaston, E., Woo, M., Steele, C., Sukumaran, S., & Anderson, S. (2020, 2020/09/01). Microplastics Differ Between Indoor and Outdoor Air Masses: Insights from Multiple Microscopy Methodologies. *Applied Spectroscopy*, 74(9), 1079-1098. <https://doi.org/10.1177/0003702820920652>
- Gent, J. F., Koutrakis, P., Belanger, K., Triche, E., Holford, T. R., Bracken, M. B., & Leaderer, B. P. (2009). Symptoms and medication use in children with asthma and traffic-related sources of fine particle pollution. *Environ Health Perspect*, 117(7), 1168-1174. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800335>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017, Jul). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Girardi, P., Barbiero, F., Baccini, M., Comba, P., Pirastu, R., Mastrangelo, G., Ballarin, M. N., Biggeri, A., & Fedeli, U. (2022, May). Mortality for Lung Cancer among PVC Baggers Employed in the Vinyl Chloride Industry. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(10), Article 6246. <https://doi.org/10.3390/ijerph19106246>
- Goldberg, M. S., & Thériault, G. (1994, 1994/06/01). Retrospective cohort study of workers of a synthetic textiles plant in quebec: I. General mortality [<https://doi.org/10.1002/ajim.4700250612>]. *American Journal of Industrial Medicine*, 25(6), 889-907. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700250612>
- González-Pleiter, M., Edo, C., Aguilera, Á., Viúdez-Moreiras, D., Pulido-Reyes, G., González-Toril, E., Osuna, S., de Diego-Castilla, G., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., & Rosal, R. (2021, 2021/03/20/). Occurrence and transport of microplastics sampled within and above the planetary boundary layer. *Science of the Total Environment*, 761, 143213. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143213>
- Goodman, K. E., Hua, T., & Sang, Q.-X. A. (2022, 2022/09/27). Effects of Polystyrene Microplastics on Human Kidney and Liver Cell Morphology, Cellular Proliferation, and Metabolism. *Acs Omega*, 7(38), 34136-34153. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c03453>
- Goßmann, I., Süßmuth, R., & Scholz-Böttcher, B. M. (2022, 2022/08/01/). Plastic in the air?! - Spider webs as spatial and temporal mirror for microplastics including tire wear particles in urban air. *Science of the Total Environment*, 832, 155008. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155008>

- Greenpeace Europa. (2018). *Wer billig kauft, kauft teuer!*
- Grigoratos, T., & Martini, G. (2014). *Non-exhaust traffic related emissions. Brake and tyre wear PM*. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC89231>
- Halonen, J. I., Blangiardo, M., Toledano, M. B., Fecht, D., Gulliver, J., Anderson, H. R., Beevers, S. D., Dajnak, D., Kelly, F. J., & Tonne, C. (2016). Long-term exposure to traffic pollution and hospital admissions in London. *Environ Pollut.* 2016; 208 (Pt A): 48-57. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.051>
- Halonen, J. I., Blangiardo, M., Toledano, M. B., Fecht, D., Gulliver, J., Ghosh, R., Anderson, H. R., Beevers, S. D., Dajnak, D., Kelly, F. J., Wilkinson, P., & Tonne, C. (2016). Is long-term exposure to traffic pollution associated with mortality? A small-area study in London. *Environ Pollut.* 2016; 208 (Pt A): 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.06.036>
- Harrison, R. M., Allan, J., Carruthers, D., Heal, M. R., Lewis, A. C., Marner, B., Murrells, T., & Williams, A. (2021, 2021/10/01/). Non-Exhaust Vehicle Emissions of Particulate Matter and VOC from Road Traffic: A Review. *Atmospheric Environment*, 262, 118592. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118592>
- Harrison, R. M., Jones, A. M., Gietl, J., Yin, J., & Green, D. C. (2012, 2012/06/19). Estimation of the Contributions of Brake Dust, Tire Wear, and Resuspension to Nonexhaust Traffic Particles Derived from Atmospheric Measurements. *Environmental Science & Technology*, 46(12), 6523-6529. <https://doi.org/10.1021/es300894r>
- Hidajat, M., McElvenny, D. M., Ritchie, P., Darnton, A., Mueller, W., Agius, R. M., Cherrie, J. W., & de Vocht, F. (2020). Lifetime cumulative exposure to rubber dust, fumes and N-nitrosamines and non-cancer mortality: a 49-year follow-up of UK rubber factory workers. *Occupational and Environmental Medicine*, 77(5), 316. <https://doi.org/10.1136/oemed-2019-106269>
- Horvatits, T., Tamminga, M., Liu, B., Sebode, M., Carambia, A., Fischer, L., Püschel, K., Huber, S., & Fischer, E. K. (2022, Aug). Microplastics detected in cirrhotic liver tissue. *EBioMedicine*, 82, 104147. <https://doi.org/10.1016/j.ebiom.2022.104147>
- Hours, M., Févotte, J., Lafont, S., & Bergeret, A. (2007, Sep). Cancer mortality in a synthetic spinning plant in Besançon, France. *Occupational and Environmental Medicine*, 64(9), 575. <https://doi.org/10.1136/oem.2006.028282>
- Huang, S., Huang, X., Bi, R., Guo, Q., Yu, X., Zeng, Q., Huang, Z., Liu, T., Wu, H., Chen, Y., Xu, J., Wu, Y., & Guo, P. (2022, Feb 15). Detection and Analysis of Microplastics in Human Sputum. *Environmental Science & Technology*, 56(4), 2476-2486. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03859>
- Hvidtfeldt, U. A., Chen, J., Andersen, Z. J., Atkinson, R., Bauwelinck, M., Bellander, T., Brandt, J., Brunekreef, B., Cesaroni, G., Concin, H., Fecht, D., Forastiere, F., van Gils, C. H., Gulliver, J., Hertel, O., Hoek, G., Hoffmann, B., de Hoogh, K., Janssen, N., Jørgensen, J. T., Katsouyanni, K., Jöckel, K. H., Ketzel, M., Klompmaker, J. O., Lang, A., Leander, K., Liu, S., Ljungman, P. L. S., Magnusson, P. K. E., Mehta, A. J., Nagel, G., Oftedal, B., Pershagen, G., Peter, R. S., Peters, A., Renzi, M., Rizzuto, D., Rodopoulou, S., Samoli, E., Schwarze, P. E., Severi, G., Sigsgaard, T., Stafoggia, M., Strak, M., Vienneau, D., Weinmayr, G., Wolf, K., & Raaschou-Nielsen, O. (2021). Long-term exposure to fine particle elemental components and lung cancer incidence in the ELAPSE pooled cohort. *Environmental Research*, 193, 110568. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110568>
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (2006). *Carbon black, titanium dioxide, and talc* (IARC Monograph, Issue. https://publications.iarc.fr/publications/media/download/2856/bf06ffe99ebb4b29b5fe_ebe09604a6e5920d2927.pdf
- Ibrahim, Y. S., Tuan Anuar, S., Azmi, A. A., Wan Mohd Khalik, W. M. A., Lehata, S., Hamzah, S. R., Ismail, D., Ma, Z. F., Dzulkarnaen, A., Zakaria, Z., Mustafa, N., Tuan Sharif, S. E., & Lee, Y. Y. (2021, Jan). Detection of microplastics in human colectomy specimens. *JGH Open*, 5(1), 116-121. <https://doi.org/10.1002/jgh3.12457>
- Iversen, I. B., Mohr, M. S., Vestergaard, J. M., Stokholm, Z. A., & Kolstad, H. A. (2021, Feb 1). Associations of Occupational Styrene Exposure With Risk of Encephalopathy and Unspecified Dementia: A Long-Term Follow-up Study of Workers in the Reinforced

- Plastics Industry. *Am J Epidemiol*, 190(2), 288-294. <https://doi.org/10.1093/aje/kwaa170>
- Jakobsson, K., & Mikoczy, Z. (2009, Jan). Reproductive outcome in a cohort of male and female rubber workers: a registry study. *Int Arch Occup Environ Health*, 82(2), 165-174. <https://doi.org/10.1007/s00420-008-0318-0>
- Jenner, L. C., Rotchell, J. M., Bennett, R. T., Cowen, M., Tentzeris, V., & Sadofsky, L. R. (2022, Jul). Detection of microplastics in human lung tissue using mu FTIR spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 831, Article 154907. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>
- Jiang, Y., Han, J. C., Na, J., Fang, J., Qi, C. C., Lu, J. E., Liu, X. J., Zhou, C. H., Feng, J., Zhu, W. W., Liu, L., Jiang, H., Hua, Z. G., Pan, G. W., Yan, L. J., Sun, W., & Yang, Z. S. (2022, Nov). Exposure to microplastics in the upper respiratory tract of indoor and outdoor workers. *Chemosphere*, 307, Article 136067. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136067>
- Jiménez-Skrzypek, G., Ortega-Zamora, C., González-Sálamo, J., Hernández-Sánchez, C., & Hernández-Borges, J. (2021, 2021/11/01/). The current role of chromatography in microplastic research: Plastics chemical characterization and sorption of contaminants. *Journal of Chromatography Open*, 1, 100001. <https://doi.org/10.1016/j.jcoa.2021.100001>
- Jin, T., Amini, H., Kosheleva, A., Danesh Yazdi, M., Wei, Y., Castro, E., Di, Q., Shi, L., & Schwartz, J. (2022). Associations between long-term exposures to airborne PM2.5 components and mortality in Massachusetts: mixture analysis exploration. *Environ Health*, 21(1), 96. <https://doi.org/10.1186/s12940-022-00907-2>
- Jung, Y. S., Sampath, V., Prunicki, M., Aguilera, J., Allen, H., LaBeaud, D., Veidis, E., Barry, M., Erny, B., Patel, L., Akdis, C., Akdis, M., & Nadeau, K. (2022, Dec). Characterization and regulation of microplastic pollution for protecting planetary and human health. *Environmental Pollution*, 315, Article 120442. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120442>
- Kang, P., Zhao, Y., Zuo, C., Cai, Y., Shen, C., Ji, B., & Wei, T. (2023, 2023/06/20/). The unheeded inherent connections and overlap between microplastics and poly- and perfluoroalkyl substances: A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 878, 163028. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163028>
- Kannan, K., & Vimalkumar, K. (2021, Aug). A Review of Human Exposure to Microplastics and Insights Into Microplastics as Obesogens. *Frontiers in Endocrinology*, 12. <https://doi.org/10.3389/fendo.2021.724989>
- Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K.-J., & Voit, B. (2016, 2016/11/01). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(29), 8377-8391. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>
- Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(16), 9664-9676. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>
- Kaya, A. T., Yurtsever, M., & Çiftçi Bayraktar, S. (2018, 2018/11/30). Ubiquitous exposure to microfiber pollution in the air. *The European Physical Journal Plus*, 133(11), 488. <https://doi.org/10.1140/epjp/i2018-12372-7>
- Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2020). Toxicity of airborne particles-established evidence, knowledge gaps and emerging areas of importance. *Philos Trans A Math Phys Eng Sci*, 378(2183), 20190322. <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0322>
- Kernchen, S., Loder, M. G. J., Fischer, F., Fischer, D., Moses, S. R., Georgi, C., Nolscher, A. C., Held, A., & Laforsch, C. (2022, Apr). Airborne microplastic concentrations and deposition across the Weser River catchment. *Science of the Total Environment*, 818, Article 151812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151812>
- Kik, K., Bukowska, B., & Sicinska, P. (2020, Jul). Polystyrene nanoparticles: Sources, occurrence in the environment, distribution in tissues, accumulation and toxicity to various organisms. *Environmental Pollution*, 262, Article 114297. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114297>

- Kinigopoulou, V., Pashalidis, I., Kalderis, D., & Anastopoulos, I. (2022, Mar). Microplastics as carriers of inorganic and organic contaminants in the environment: A review of recent progress. *Journal of Molecular Liquids*, 350, Article 118580. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2022.118580>
- Klein, M., & Fischer, E. K. (2019, Oct). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 685, 96-103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
- Kohler, J. (1999). Staub in Basel Messung von Spurenelementen in geogenem und anthropogenem Feinstaub (PM10) in Basel und Umgebung. *Mineralogisch-petrographisches Institut, Universität Basel* 1999. <https://ludok-public.swisstph.ch/paper/number/3735>
- Kole, P. J., Lohr, A. J., Van Belleghem, F., & Ragas, A. M. J. (2017, Oct). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), Article 1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Krall, J. R., Ladva, C. N., Russell, A. G., Golan, R., Peng, X., Shi, G., Greenwald, R., Raysoni, A. U., Waller, L. A., & Sarnat, J. A. (2018). Source-specific pollution exposure and associations with pulmonary response in the Atlanta Commuters Exposure Studies. *J Expo Sci Environ Epidemiol*, 28(4), 337-347. <https://doi.org/10.1038/s41370-017-0016-7>
- Krause, S., Ouellet, V., Allen, D., Allen, S., Moss, K., Nel, H. A., Manaseki-Holland, S., & Lynch, I. (2024, Jun 18). The potential of micro- and nanoplastics to exacerbate the health impacts and global burden of non-communicable diseases. *Cell Rep Med*, 5(6), 101581. <https://doi.org/10.1016/j.xcrm.2024.101581>
- Kreider, M. L., Doyle-Eisele, M., Russell, R. G., McDonald, J. D., & Panko, J. M. (2012). Evaluation of potential for toxicity from subacute inhalation of tire and road wear particles in rats [Article]. *Inhalation Toxicology*, 24(13), 907-917. <https://doi.org/10.3109/08958378.2012.730071>
- Kreider, M. L., Panko, J. M., McAtee, B. L., Sweet, L. I., & Finley, B. L. (2010, 2010/01/01). Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. *Science of the Total Environment*, 408(3), 652-659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016>
- Kreider, M. L., Unice, K. M., & Panko, J. M. (2020, 2020/11/25). Human health risk assessment of Tire and Road Wear Particles (TRWP) in air. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26(10), 2567-2585. <https://doi.org/10.1080/10807039.2019.1674633>
- Kremer, A. M., Pal, T. M., Boleij, J. S. M., Schouten, J. P., & Rijcken, B. (1994, 1994/11/01). Airway hyper-responsiveness and the prevalence of work-related symptoms in workers exposed to irritants. *American Journal of Industrial Medicine*, 26(5), 655-669. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700260508>
- Kung, H. C., Wu, C. H., Cheruiyot, N. K., Mutuku, J. K., Huang, B. W., & Chang-Chien, G. P. (2023, Jan). The Current Status of Atmospheric Micro/Nanoplastics Research: Characterization, Analytical Methods, Fate, and Human Health Risk. *Aerosol and Air Quality Research*, 23(1). <https://doi.org/10.4209/aaqr.220362>
- Kutlar Joss, M., & Probst-Hensch, N. (2023). SAPALDIA und LUDOK-lufthygienische Wissensplattformen zum Thema gesundheitliche Auswirkungen der Außenluftverschmutzung. *Umweltmed Hygiene Arbeitsmed*, 28(3), 142-148. <https://www.ecomed-medizin.de/sapaldia-und-ludok-lufthygienische-wissensplattformen-zum-thema-gesundheitliche-auswirkungen-der-aussenluftverschmutzung>
- Lai, P. S., & Christiani, D. C. (2013, Mar). Long-term respiratory health effects in textile workers. *Curr Opin Pulm Med*, 19(2), 152-157. <https://doi.org/10.1097/MCP.0b013e32835cee9a>
- Lamichhane, G., Acharya, A., Marahatha, R., Modi, B., Paudel, R., Adhikari, A., Raut, B. K., Aryal, S., & Parajuli, N. (2023, 2023/04/01). Microplastics in environment: global concern, challenges, and controlling measures. *International Journal of Environmental*

- Science and Technology*, 20(4), 4673-4694. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04261-1>
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, A. D., Garcia-Vallejo, J. J., & Lamoree, M. H. (2022, May). Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, 163, 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
- Li, W., Luo, Y., & Pan, X. (2020). Identification and Characterization Methods for Microplastics Basing on Spatial Imaging in Micro-/Nanoscales. In D. He & Y. Luo (Eds.), *Microplastics in Terrestrial Environments: Emerging Contaminants and Major Challenges* (pp. 25-37). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-90-00-2020-446>
- Li, Y., Shao, L., Wang, W., Zhang, M., Feng, X., Li, W., & Zhang, D. (2020, 2020/02/25/). Airborne fiber particles: Types, size and concentration observed in Beijing. *Science of the Total Environment*, 705, 135967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135967>
- Liao, Z., Ji, X., Ma, Y., Lv, B., Huang, W., Zhu, X., Fang, M., Wang, Q., Wang, X., Dahlgren, R., & Shang, X. (2021, 2021/09/05/). Airborne microplastics in indoor and outdoor environments of a coastal city in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, 417, 126007. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126007>
- Liu, C. G., Li, J., Zhang, Y. L., Wang, L., Deng, J., Gao, Y., Yu, L., Zhang, J. J., & Sun, H. W. (2019, Jul). Widespread distribution of PET and PC microplastics in dust in urban China and their estimated human exposure. *Environment International*, 128, 116-124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.024>
- Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019, 2019/07/20/). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462-471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
- Liu, K., Wang, X., Wei, N., Song, Z., & Li, D. (2019, 2019/11/01/). Accurate quantification and transport estimation of suspended atmospheric microplastics in megacities: Implications for human health. *Environment International*, 132, 105127. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105127>
- Liu, K., Wu, T., Wang, X., Song, Z., Zong, C., Wei, N., & Li, D. (2019, 2019/09/17). Consistent Transport of Terrestrial Microplastics to the Ocean through Atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 53(18), 10612-10619. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03427>
- Liu, S., Liu, X., Guo, J., Yang, R., Wang, H., Sun, Y., Chen, B., & Dong, R. (2022, Oct 21). The Association Between Microplastics and Microbiota in Placentas and Meconium: The First Evidence in Humans. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c04706>
- Liu, S. J., Lin, G. J., Liu, X. Y., Yang, R. R., Wang, H. W., Sun, Y. Y., Chen, B., & Dong, R. H. (2023, Jan 1). Detection of various microplastics in placentas, meconium, infant feces, breastmilk and infant formula: A pilot prospective study. *Science of the Total Environment*, 854. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158699>
- Liu, T., Yu, S., Zhu, X., Liao, R., Zhuo, Z., He, Y., & Ma, H. (2021, Oct 14). In-situ Detection Method for Microplastics in Water by Polarized Light Scattering [Methods]. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.739683>
- Liu, Y., Liu, W., Yang, X., Wang, J., Lin, H., & Yang, Y. (2021, 2021/06/15/). Microplastics are a hotspot for antibiotic resistance genes: Progress and perspective. *Science of the Total Environment*, 773, 145643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145643>
- Lu, K., Zhan, D., Fang, Y., Li, L., Chen, G., Chen, S., & Wang, L. (2022). Microplastics, potential threat to patients with lung diseases. *Front Toxicol*, 4, 958414. <https://doi.org/10.3389/ftox.2022.958414>
- Lubczyńska, M. J., Sunyer, J., Tiemeier, H., Porta, D., Kasper-Sonnenberg, M., Jaddoe, V. W. V., Basagaña, X., Dalmau-Bueno, A., Forastiere, F., Wittsiepe, J., Hoffmann, B., Nieuwenhuijsen, M., Hoek, G., de Hoogh, K., Brunekreef, B., & Guxens, M. (2017). Exposure to elemental composition of outdoor PM2.5 at birth and cognitive and psychomotor function in childhood in four European birth cohorts. *Environment International*, 109, 170-180. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.09.015>
- Luo, X., Wang, Z. Q., Yang, L., Gao, T. G., & Zhang, Y. L. (2022, Jul 1). A review of analytical methods and models used in atmospheric microplastic research. *Science of the Total Environment*, 828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154487>

- Luqman, A., Nugrahapraja, H., Wahyuono, R. A., Islami, I., Haekal, M. H., Fardiansyah, Y., Putri, B. Q., Amalludin, F. I., Rofiq, E. A., Götz, F., & Wibowo, A. T. (2021). Microplastic Contamination in Human Stools, Foods, and Drinking Water Associated with Indonesian Coastal Population. *Environments*, 8(12), 138. <https://www.mdpi.com/2076-3298/8/12/138>
- [Record #2327 is using a reference type undefined in this output style.]
- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., & Mayes, A. G. (2017, 2017/03/16). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7(1), 44501. <https://doi.org/10.1038/srep44501>
- Malmberg, B., Leanderson, P., Nilsson, A., & Flodin, U. (2000, 2000/09/01). Powdering floor polish and mucous membrane irritation in secondary school pupils. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 73(7), 498-502. <https://doi.org/10.1007/s004200000176>
- Manoli, E., Voutsas, D., & Samara, C. (2002, 2002/02/01). Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece. *Atmospheric Environment*, 36(6), 949-961. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00486-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00486-1)
- Marfella, R., Prattichizzo, F., Sardu, C., Fulgenzi, G., Graciotti, L., Spadoni, T., D'Onofrio, N., Scisciola, L., La Grotta, R., Frigé, C., Pellegrini, V., Municinò, M., Siniscalchi, M., Spinetti, F., Vigliotti, G., Vecchione, C., Carrizzo, A., Accarino, G., Squillante, A., Spaziano, G., Mirra, D., Esposito, R., Altieri, S., Falco, G., Fenti, A., Galoppo, S., Canzano, S., Sasso, F. C., Matakchione, G., Olivieri, F., Ferraraccio, F., Panarese, I., Paolisso, P., Barbato, E., Lubritto, C., Balestrieri, M. L., Mauro, C., Caballero, A. E., Rajagopalan, S., Ceriello, A., D'Agostino, B., Iovino, P., & Paolisso, G. (2024, Mar 7). Microplastics and Nanoplastics in Atheromas and Cardiovascular Events. *N Engl J Med*, 390(10), 900-910. <https://doi.org/10.1056/NEJMoa2309822>
- Mariano, S., Tacconi, S., Fidaleo, M., Rossi, M., & Dini, L. (2021). Micro and Nanoplastics Identification: Classic Methods and Innovative Detection Techniques [Review]. *Frontiers in Toxicology*, 3, 636640. <https://doi.org/10.3389/ftox.2021.636640>
- Mastrangelo, G., Fedeli, U., Fadda, E., Milan, G., & Lange, J. H. (2002, 2002/05/01). Epidemiologic evidence of cancer risk in textile industry workers: a review and update. *Toxicology and Industrial Health*, 18(4), 171-181. <https://doi.org/10.1191/0748233702th139rr>
- Matanoski, G. M., & Tao, X. (2002, May). Case-cohort study of styrene exposure and ischemic heart disease. *Res Rep Health Eff Inst*(108), 1-29; discussion 31-27.
- Mathissen, M., Scheer, V., Vogt, R., & Benter, T. (2011, 2011/11/01). Investigation on the potential generation of ultrafine particles from the tire-road interface. *Atmospheric Environment*, 45(34), 6172-6179. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.032>
- Melo-Agustin, P., Kozak, E. R., Perea-Flores, M. D., & Mendoza-Perez, J. A. (2022, Jul 1). Identification of microplastics and associated contaminants using ultra high resolution microscopic and spectroscopic techniques. *Science of the Total Environment*, 828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154434>
- Merzel, R. L., Purser, L., Soucy, T. L., Olszewski, M., Colón-Bernal, I., Duhaime, M., Elgin, A. K., & Banaszak Holl, M. M. (2020, 2020/06/01). Uptake and Retention of Nanoplastics in Quagga Mussels. *Global Challenges*, 4(6), 1800104. <https://doi.org/10.1002/gch2.201800104>
- Morel, C., Schroeder, H., Emond, C., Turner, J. D., Lichtfouse, E., & Grova, N. (2023, 2023/02/01). Brominated flame retardants, a cornelian dilemma. *Environmental Chemistry Letters*, 21(1), 9-14. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01392-2>
- Munyanenza, J., Jia, Q. L., Qaraah, F. A., Hossain, M. F., Wu, C. Z., Zhen, H. J., & Xiu, G. L. (2022, May 20). A review of atmospheric microplastics pollution: In-depth sighting of sources, analytical methods, physiognomies, transport and risks. *Science of the Total Environment*, 822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153339>
- Naidoo, R. N. (2023, 2023/03/01). Environmental plastics and lung health: Increasing evidence for concern. *Respirology*, 28(3), 206-207. <https://doi.org/10.1111/resp.14411>
- Najahi, H., Alessio, N., Squillaro, T., Conti, G. O., Ferrante, M., Di Bernardo, G., Galderisi, U., Messaoudi, I., Minucci, S., & Banni, M. (2022, Nov). Environmental microplastics

- (EMPs) exposure alter the differentiation potential of mesenchymal stromal cells. *Environmental Research*, 214. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114088>
- Narmadha, V. V., Jose, J., Patil, S., Farooqui, M. O., Srimuruganandam, B., Saravanadevi, S., & Krishnamurthi, K. (2020, 2020/12/01). Assessment of Microplastics in Roadside Suspended Dust from Urban and Rural Environment of Nagpur, India. *International Journal of Environmental Research*, 14(6), 629-640. <https://doi.org/10.1007/s41742-020-00283-0>
- National Institute of Environmental Health Services. (2023). *Flame Retardants*. https://www.niehs.nih.gov/health/topics/agents/flame_retardants/index.cfm
- Nicole, W. (2023, Apr). An Ill Wind? Growing Recognition of Airborne Nano- and Microplastic Exposures. *Environ Health Perspect*, 131(4), 42001. <https://doi.org/10.1289/EHP12662>
- Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. (2019). *Microplastics; occurrence, levels and implications for environment and human health related to food: Opinion of the steering committee of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM Report 2019: 16)*.
- O'Brien, S., Rauert, C., Ribeiro, F., Okoffo, E. D., Burrows, S. D., O'Brien, J. W., Wang, X., Wright, S. L., & Thomas, K. V. (2023, 2023/05/20/). There's something in the air: A review of sources, prevalence and behaviour of microplastics in the atmosphere. *Science of the Total Environment*, 874, 162193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162193>
- O'Brien, S., Okoffo, E. D., Rauert, C., O'Brien, J. W., Ribeiro, F., Burrows, S. D., Toapanta, T., Wang, X., & Thomas, K. V. (2021, 2021/08/15/). Quantification of selected microplastics in Australian urban road dust. *Journal of Hazardous Materials*, 416, 125811. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125811>
- Oberdörster, G., Oberdörster, E., & Oberdörster, J. (2005, Jul). Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect*, 113(7), 823-839. <https://doi.org/10.1289/ehp.7339>
- OpenAI. (2024). *ChatGPT (GPT-4)*. <https://openai.com/chatgpt>
- Ortega, D. E., & Cortes-Arriagada, D. (2023, Feb 1). Atmospheric microplastics and nanoplastics as vectors of primary air pollutants - A theoretical study on the polyethylene terephthalate (PET) case. *Environmental Pollution*, 318, 120860. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120860>
- Ostro, B., Tobias, A., Querol, X., Alastuey, A., Amato, F., Pey, J., Pérez, N., & Sunyer, J. (2011). The effects of particulate matter sources on daily mortality: a case-crossover study of Barcelona, Spain. *Environ Health Perspect*, 119(12), 1781-1787. <https://doi.org/10.1289/ehp.1103618>
- Panko, J. M., Chu, J., Kreider, M. L., & Unice, K. M. (2013, 2013/06/01/). Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. *Atmospheric Environment*, 72, 192-199. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040>
- Panko, J. M., Hitchcock, K. M., Fuller, G. W., & Green, D. (2019). Evaluation of Tire Wear Contribution to PM_{2.5} in Urban Environments. *Atmosphere*, 10(2).
- Park, J. H., Hong, S., Kim, O.-H., Kim, C.-H., Kim, J., Kim, J.-W., Hong, S., & Lee, H. J. (2023, 2023/04/17). Polypropylene microplastics promote metastatic features in human breast cancer. *Scientific Reports*, 13(1), 6252. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-33393-8>
- Parolini, M., Antonioli, D., Borgogno, F., Gibellino, M. C., Fresta, J., Albonico, C., De Felice, B., Canuto, S., Concedi, D., Romani, A., Rosio, E., Gianotti, V., Laus, M., Ambrosini, R., & Cavallo, R. (2021). Microplastic Contamination in Snow from Western Italian Alps. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2).
- Pastorino, P., Pizzul, E., Bertoli, M., Anselmi, S., Kušće, M., Menconi, V., Prearo, M., & Renzi, M. (2021, 2021/02/01/). First insights into plastic and microplastic occurrence in biotic and abiotic compartments, and snow from a high-mountain lake (Carnic Alps). *Chemosphere*, 265, 129121. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129121>
- Patchaiyappan, A., Dowarah, K., Zaki Ahmed, S., Prabakaran, M., Jayakumar, S., Thirunavukkarasu, C., & Devipriya, S. P. (2021, 2021/04/01/). Prevalence and characteristics of microplastics present in the street dust collected from Chennai

- metropolitan city, India. *Chemosphere*, 269, 128757. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128757>
- Pauly, J. L., Stegmeier, S. J., Allaart, H. A., Cheney, R. T., Zhang, P. J., Mayer, A. G., & Streck, R. J. (1998, May). Inhaled cellulosic and plastic fibers found in human lung tissue. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*, 7(5), 419-428. <Go to ISI>://WOS:000073565800010
- Peez, N., Janiska, M.-C., & Imhof, W. (2019, 2019/02/01). The first application of quantitative ¹H NMR spectroscopy as a simple and fast method of identification and quantification of microplastic particles (PE, PET, and PS). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411(4), 823-833. <https://doi.org/10.1007/s00216-018-1510-z>
- Peñalver, R., Costa-Gómez, I., Arroyo-Manzanares, N., Moreno, J. M., López-García, I., Moreno-Grau, S., & Córdoba, M. H. (2021, 2021/09/15/). Assessing the level of airborne polystyrene microplastics using thermogravimetry-mass spectrometry: Results for an agricultural area. *Science of the Total Environment*, 787, 147656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147656>
- Pennington, A. F., Strickland, M. J., Gass, K., Klein, M., Sarnat, S. E., Tolbert, P. E., Balachandran, S., Chang, H. H., Russell, A. G., Mulholland, J. A., & Darrow, L. A. (2019). Source-Appportioned PM_{2.5} and Cardiorespiratory Emergency Department Visits: Accounting for Source Contribution Uncertainty. *Epidemiology*, 30(6), 789-798. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000001089>
- Peters, A., Nawrot, T. S., & Baccarelli, A. A. (2021, 2021/03/18/). Hallmarks of environmental insults. *Cell*, 184(6), 1455-1468. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2021.01.043>
- Pimentel, r. C., Avila, R., & Lourenço, A. G. (1975, Apr). Respiratory disease caused by synthetic fibres: a new occupational disease. *Thorax*, 30(2), 204. <https://doi.org/10.1136/thx.30.2.204>
- Pironti, C., Notarstefano, V., Ricciardi, M., Motta, O., Giorgini, E., & Montano, L. (2022, Dec 30). First Evidence of Microplastics in Human Urine, a Preliminary Study of Intake in the Human Body. *Toxics*, 11(1). <https://doi.org/10.3390/toxics11010040>
- Piscitello, A., Bianco, C., Casasso, A., & Sethi, R. (2021). Non-exhaust traffic emissions: Sources, characterization, and mitigation measures. *Science of the Total Environment*, 766, 144440. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144440>
- Prata, J. C. (2018, Mar). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
- Prata, J. C. (2023, 2023/08/18). Microplastics and human health: Integrating pharmacokinetics. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 53(16), 1489-1511. <https://doi.org/10.1080/10643389.2023.2195798>
- Prata, J. C., da Costa, J. P., Lopes, I., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020, Feb). Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Science of the Total Environment*, 702, Article 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- Prenner, S., Allesch, A., Staudner, M., Rexeis, M., Schwingshackl, M., Huber-Humer, M., & Part, F. (2021, Dec 1). Static modelling of the material flows of micro- and nanoplastic particles caused by the use of vehicle tyres. *Environmental Pollution*, 290, 118102. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118102>
- Qiu, L., Lu, W. F., Tu, C. L., Li, X. L., Zhang, H., Wang, S. G., Chen, M. Z., Zheng, X. B., Wang, Z. G., Lin, M. M., Zhang, Y. M., Zhong, C. H., Li, S. F., Liu, Y. W., Liu, J., & Zhou, Y. (2023, Feb 14). Evidence of Microplastics in Bronchoalveolar Lavage Fluid among Never-Smokers: A Prospective Case Series. *Environmental Science & Technology*, 57(6), 2435-2444. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06880>
- Raaschou-Nielsen, O., Beelen, R., Wang, M., Hoek, G., Andersen, Z. J., Hoffmann, B., Stafoggia, M., Samoli, E., Weinmayr, G., Dimakopoulou, K., Nieuwenhuijsen, M., Xun, W. W., Fischer, P., Eriksen, K. T., Sørensen, M., Tjønneland, A., Ricceri, F., de Hoogh, K., Key, T., Eeftens, M., Peeters, P. H., Bueno-de-Mesquita, H. B., Meliefste, K., Oftedal, B., Schwarze, P. E., Nafstad, P., Galassi, C., Migliore, E., Ranzi, A., Cesaroni, G., Badaloni, C., Forastiere, F., Penell, J., De Faire, U., Korek, M., Pedersen, N., Östenson, C. G., Pershagen, G., Fratiglioni, L., Concin, H., Nagel, G., Jaensch, A., Ineichen, A., Naccarati, A., Katsoulis, M., Trichopoulou, A., Keuken, M., Jedynska, A.,

- Kooter, I. M., Kukkonen, J., Brunekreef, B., Sokhi, R. S., Katsouyanni, K., & Vineis, P. (2016). Particulate matter air pollution components and risk for lung cancer. *Environment International*, 87, 66-73. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.11.007>
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., De Luca, C., D'Avino, S., Gulotta, A., Carnevali, O., & Giorgini, E. (2022, Jun 30). Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. *Polymers (Basel)*, 14(13). <https://doi.org/10.3390/polym14132700>
- Ragusa, A., Principi, G., & Matta, M. (2022, Oct). Pregnancy in the Era of the Environmental Crisis: Plastic and Pollution. *Clinical and Experimental Obstetrics & Gynecology*, 49(10), Article 216. <https://doi.org/10.31083/j.ceog4910216>
- Rahman, A., Sarkar, A., Yadav, O. P., Achari, G., & Slobodnik, J. (2021, Feb). Potential human health risks due to environmental exposure to nano-and microplastics and knowledge gaps: A scoping review. *Science of the Total Environment*, 757, Article 143872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143872>
- Rahman, L., Mallach, G., Kulka, R., & Halappanavar, S. (2021, Nov). Microplastics and nanoplastics science: collecting and characterizing airborne microplastics in fine particulate matter. *Nanotoxicology*, 15(9), 1253-1278. <https://doi.org/10.1080/17435390.2021.2018065>
- Rahman, M. M., Carter, S. A., Lin, J. C., Chow, T., Yu, X., Martinez, M. P., Levitt, P., Chen, Z. H., Chen, J. C., Rud, D., Lewinger, J. P., Eckel, S. P., Schwartz, J., Lumann, F. W., Kleeman, M. J., McConnell, R., & Xiang, A. H. (2023, Jan). Prenatal exposure to tailpipe and non-tailpipe tracers of particulate matter pollution and autism spectrum disorders. *Environment International*, 171, Article 107736. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107736>
- Ramsperger, A. F. R. M., Bergamaschi, E., Panizzolo, M., Fenoglio, I., Barbero, F., Peters, R., Undas, A., Purker, S., Giese, B., Lalyer, C. R., Tamargo, A., Moreno-Arribas, M. V., Grossart, H.-P., Kühnel, D., Dietrich, J., Paulsen, F., Afanou, A. K., Zienolddiny-Narui, S., Eriksen Hammer, S., Kringlen Ervik, T., Graff, P., Brinchmann, B. C., Nordby, K.-C., Wallin, H., Nassi, M., Benetti, F., Zanella, M., Brehm, J., Kress, H., Löder, M. G. J., & Laforsch, C. (2023, 2023/01/01/). Nano- and microplastics: a comprehensive review on their exposure routes, translocation, and fate in humans. *NanoImpact*, 29, 100441. <https://doi.org/10.1016/j.impact.2022.100441>
- Rausch, J., Jaramillo-Vogel, D., Perseguers, S., Schnidrig, N., Grobety, B., & Yajan, P. (2022, 2022/01/10/). Automated identification and quantification of tire wear particles (TWP) in airborne dust: SEM/EDX single particle analysis coupled to a machine learning classifier. *Science of the Total Environment*, 803, 149832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149832>
- Rausch, J., Vogel, D. J., & Schnidrig, N. (2020). Charakterisierung und Herkunftsbestimmung von Grobstaubpartikeln im PM10. *Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/null>
- <https://ludok-public.swisstph.ch/paper/number/10098>
- Riediker, M., Devlin, R. B., Griggs, T. R., Herbst, M. C., Bromberg, P. A., Williams, R. W., & Cascio, W. E. (2004). Cardiovascular effects in patrol officers are associated with fine particulate matter from brake wear and engine emissions. *Part Fibre Toxicol*. 2004; 1(1):2. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-1-2>
- Roblin, B., & Aherne, J. (2020, 2020/05/01/). Moss as a biomonitor for the atmospheric deposition of anthropogenic microfibres. *Science of the Total Environment*, 715, 136973. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136973>
- Rodopoulou, S., Stafoggia, M., Chen, J., de Hoogh, K., Bauwelinck, M., Mehta, A. J., Klompaker, J. O., Oftedal, B., Vienneau, D., Janssen, N. A. H., Strak, M., Andersen, Z. J., Renzi, M., Cesaroni, G., Nordheim, C. F., Bekkevold, T., Atkinson, R., Forastiere, F., Katsouyanni, K., Brunekreef, B., Samoli, E., & Hoek, G. (2022). Long-term exposure to fine particle elemental components and mortality in Europe: Results from six European administrative cohorts within the ELAPSE project. *Science of the Total Environment*, 809, 152205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152205>
- Rodriguez-Baez, A. S., Medellin-Garibay, S. E., Rodriguez-Aguilar, M., Sagahon-Azua, J., Milan-Segovia, R. D., & Flores-Ramirez, R. (2022, May). Environmental endocrine

- disruptor concentrations in urine samples from Mexican Indigenous women. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(25), 38645-38656. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18197-5>
- Rotchell, J. M., Jenner, L. C., Chapman, E., Bennett, R. T., Bolanle, I. O., Loubani, M., Sadofsky, L., & Palmer, T. M. (2023). Detection of microplastics in human saphenous vein tissue using μ FTIR: A pilot study. *PLOS ONE*, 18(2), e0280594. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0280594>
- Sacks, J. D., Ito, K., Wilson, W. E., & Neas, L. M. (2012). Impact of covariate models on the assessment of the air pollution-mortality association in a single- and multipollutant context. *Am J Epidemiol*, 176(7), 622-634. <https://doi.org/10.1093/aje/kws135>
- Samandra, S., Johnston, J. M., Jaeger, J. E., Symons, B., Xie, S., Currell, M., Ellis, A. V., & Clarke, B. O. (2022, Jan 1). Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. *Science of the Total Environment*, 802. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149727>
- Samoli, E., Atkinson, R. W., Analitis, A., Fuller, G. W., Beddows, D., Green, D. C., Mudway, I. S., Harrison, R. M., Anderson, H. R., & Kelly, F. J. (2016). Differential health effects of short-term exposure to source-specific particles in London, U.K. *Environment International*, 97, 246-253. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.09.017>
- Samoli, E., Atkinson, R. W., Analitis, A., Fuller, G. W., Green, D. C., Mudway, I., Anderson, H. R., & Kelly, F. J. (2016, May). Associations of short-term exposure to traffic-related air pollution with cardiovascular and respiratory hospital admissions in London, UK [Article]. *Occupational and Environmental Medicine*, 73(5), 300-307. <https://doi.org/10.1136/oemed-2015-103136>
- Sangkhom, S., Faikhaw, O., Munkong, N., Sakunkoo, P., Arunlertaree, C., Chavali, M., Mousazadeh, M., & Tiwari, A. (2022, Aug). A review on microplastics and nanoplastics in the environment: Their occurrence, exposure routes, toxic studies, and potential effects on human health. *Marine Pollution Bulletin*, 181, Article 113832. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113832>
- Schraufnagel, D. E. (2020, Mar). The health effects of ultrafine particles. *Exp Mol Med*, 52(3), 311-317. <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0403-3>
- Schwabl, P., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsics, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019, Oct 1). Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. *Ann Intern Med*, 171(7), 453-457. <https://doi.org/10.7326/m19-0618>
- Scircle, A., Cizdziel, J. V., Tisinger, L., Anumol, T., & Robey, D. (2020, Jun). Occurrence of Microplastic Pollution at Oyster Reefs and Other Coastal Sites in the Mississippi Sound, USA: Impacts of Freshwater Inflows from Flooding. *Toxics*, 8(2). <https://doi.org/10.3390/toxics8020035>
- Senathirajah, K., Attwood, S., Bhagwat, G., Carbery, M., Wilson, S., & Palanisami, T. (2021, Feb). Estimation of the mass of microplastics ingested - A pivotal first step towards human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 404, Article 124004. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124004>
- Smith, R. B., Fecht, D., Gulliver, J., Beevers, S. D., Dajnak, D., Blangiardo, M., Ghosh, R. E., Hansell, A. L., Kelly, F. J., Anderson, H. R., & Toledano, M. B. (2017). Impact of London's road traffic air and noise pollution on birth weight: retrospective population based cohort study. *BMJ*. 2017; 359: j5299. <https://doi.org/10.1136/bmj.j5299>
- So, R., Chen, J., Mehta, A. J., Liu, S., Strak, M., Wolf, K., Hvidtfeldt, U. A., Rodopoulou, S., Stafoggia, M., Klompmaker, J. O., Samoli, E., Raaschou-Nielsen, O., Atkinson, R., Bauwelinck, M., Bellander, T., Boutron-Ruault, M. C., Brandt, J., Brunekreef, B., Cesaroni, G., Concin, H., Forastiere, F., van Gils, C. H., Gulliver, J., Hertel, O., Hoffmann, B., de Hoogh, K., Janssen, N., Lim, Y. H., Westendorp, R., Jørgensen, J. T., Katsouyanni, K., Ketzel, M., Lager, A., Lang, A., Ljungman, P. L., Magnusson, P. K. E., Nagel, G., Simonsen, M. K., Pershagen, G., Peter, R. S., Peters, A., Renzi, M., Rizzuto, D., Sigsgaard, T., Vienneau, D., Weinmayr, G., Severi, G., Fecht, D., Tjønneland, A., Leander, K., Hoek, G., & Andersen, Z. J. (2021). Long-term exposure to air pollution and liver cancer incidence in six European cohorts. *Int J Cancer*, 149(11), 1887-1897. <https://doi.org/10.1002/ijc.33743>

- Soltani, N. S., Taylor, M. P., & Wilson, S. P. (2021, 2021/08/15/). Quantification and exposure assessment of microplastics in Australian indoor house dust. *Environmental Pollution*, 283, 117064. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117064>
- Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., & Gieré, R. (2018, Aug). Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(8), 2014-2028. <https://doi.org/10.4209/aagr.2018.03.0099>
- Sridharan, S., Kumar, M., Singh, L., Bolan, N. S., & Saha, M. (2021, 2021/09/15/). Microplastics as an emerging source of particulate air pollution: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 418, 126245. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126245>
- Sripada, K., Wierzbicka, A., Abass, K., Grimalt, J. O., Erbe, A., Rollin, H. B., Weihe, P., Diaz, G. J., Singh, R. R., Visnes, T., Rautio, A., Odland, J. O., & Wagner, M. (2022, Jan). A Children's Health Perspective on Nano- and Microplastics. *Environmental Health Perspectives*, 130(1). <https://doi.org/10.1289/Ehp9086>
- Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., & Gomes, R. L. (2019, 2019/05/20/). Freshwater and airborne textile fibre populations are dominated by 'natural', not microplastic, fibres. *Science of the Total Environment*, 666, 377-389. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.278>
- Stefánsson, H., Peternell, M., Konrad-Schmolke, M., Hannesdóttir, H., Ásbjörnsson, E. J., & Sturkell, E. (2021). Microplastics in Glaciers: First Results from the Vatnajökull Ice Cap. *Sustainability*, 13(8). https://mdpi-res.com/d_attachment/sustainability/sustainability-13-04183/article_deploy/sustainability-13-04183.pdf?version=1617949417
- Stock, V., Fahrenson, C., Thuenemann, A., Dönmez, M. H., Voss, L., Böhmert, L., Braeuning, A., Lampen, A., & Sieg, H. (2020, 2020/01/01/). Impact of artificial digestion on the sizes and shapes of microplastic particles. *Food and Chemical Toxicology*, 135, 111010. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.111010>
- Stockfelt, L., Andersson, E. M., Molnár, P., Gidhagen, L., Segersson, D., Rosengren, A., Barregard, L., & Sallsten, G. (2017). Long-term effects of total and source-specific particulate air pollution on incident cardiovascular disease in Gothenburg, Sweden. *Environmental Research*, 158, 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.036>
- Suran, M. (2022, Sep 13). Microplastics Are Found Outside in Nature and Inside the Body-but Evidence of Health Risks Is Inconclusive. *Jama-Journal of the American Medical Association*, 328(10), 911-913. <https://doi.org/10.1001/jama.2022.11254>
- Syafei, A., Nurasrin, N., Assomadi, A., & Boedisantoso, R. (2019, 09/06). Microplastic Pollution in the Ambient Air of Surabaya, Indonesia. *Current World Environment*, 14(2), 290-298. <https://doi.org/10.12944/CWE.14.2.13>
- Tamargo, A., Molinero, N., Reinosa, J. J., Alcolea-Rodriguez, V., Portela, R., Bañares, M. A., Fernández, J. F., & Moreno-Arribas, M. V. (2022, 2022/01/11). PET microplastics affect human gut microbiota communities during simulated gastrointestinal digestion, first evidence of plausible polymer biodegradation during human digestion. *Scientific Reports*, 12(1), 528. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04489-w>
- Teramoto, Y., & Kim, H.-H. (2021, Aug 1). Size distribution measurement of microplastics using a temporally and spatially resolved inductively coupled plasma optical emission spectrometer (ICP-OES) [10.1039/D1JA00114K]. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 36(8), 1594-1599. <https://doi.org/10.1039/D1JA00114K>
- Timmers, V. R. J. H., & Achten, P. A. J. (2016, 2016/06/01/). Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. *Atmospheric Environment*, 134, 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.017>
- Tirkey, A., & Upadhyay, L. S. B. (2021, 2021/09/01/). Microplastics: An overview on separation, identification and characterization of microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 170, 112604. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112604>
- To, T., Terebessy, E., Zhu, J., Zhang, K., Lakey, P. S., Shiraiwa, M., Hatzopoulou, M., Minet, L., Weichenthal, S., Dell, S., & Stieb, D. (2022). Does early life exposure to exogenous sources of reactive oxygen species (ROS) increase the risk of respiratory and allergic diseases in children? A longitudinal cohort study. *Environ Health*, 21(1), 90. <https://doi.org/10.1186/s12940-022-00902-7>

- Tonne, C., Halonen, J. I., Beevers, S. D., Dajnak, D., Gulliver, J., Kelly, F. J., Wilkinson, P., & Anderson, H. R. (2015). Long-term traffic air and noise pollution in relation to mortality and hospital readmission among myocardial infarction survivors. *Int J Hyg Environ Health*. 2016; 219(1):72-78. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.09.003>
- Trujillo, C., Pérez-Arantegui, J., Lobinski, R., & Laborda, F. (2023, May 9). Improving the Detectability of Microplastics in River Waters by Single Particle Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Nanomaterials* (Basel), 13(10). <https://doi.org/10.3390/nano13101582>
- U.S. EPA. (2019). *Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter*.
- Umweltbundesamt. (2014, 26.09.2014). *Weichmacher*. Retrieved 9.7.2024 from <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/umwelteinfluesse-auf-den-menschen/chemische-stoffe/weichmacher#was-sind-weichmacher>
- Valic, F., & Zuskin, E. (1977, 1977/11/01). Respiratory-Function Changes in Textile Workers Exposed to Synthetic Fibers. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 32(6), 283-287. <https://doi.org/10.1080/00039896.1977.10667296>
- van Der Schyff, V., Kalina, J., Govarts, E., Gilles, L., Schoeters, G., Castano, A., Esteban-Lopez, M., Kohoutek, J., Kukucka, P., Covaci, A., Koppen, G., Andryskova, L., Piler, P., Klanova, J., Jensen, T. K., Rambaud, L., Riou, M., Lamoree, M., Kolossa-Gehring, M., Vogel, N., Weber, T., Goen, T., Gabriel, C., Sarigiannis, D. A., Sakhi, A. K., Haug, L. S., Murinova, L. P., Fabelova, L., Tratnik, J. S., Mazej, D., & Melymuk, L. (2023, Jan). Exposure to flame retardants in European children - Results from the HBM4EU aligned studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 247, Article 114070. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114070>
- Vandenberg, L. N., Colborn, T., Hayes, T. B., Heindel, J. J., Jacobs, D. R., Lee, D. H., Shioda, T., Soto, A. M., vom Saal, F. S., Welshons, W. V., Zoeller, R. T., & Myers, J. P. (2012, Jun). Hormones and Endocrine-Disrupting Chemicals: Low-Dose Effects and Nonmonotonic Dose Responses. *Endocrine Reviews*, 33(3), 378-455. <https://doi.org/10.1210/er.2011-1050>
- Vethaak, A. D., & Legler, J. (2021, 2021/02/12). Microplastics and human health. *Science*, 371(6530), 672-674. <https://doi.org/10.1126/science.abe5041>
- Vianello, A., Jensen, R. L., Liu, L., & Vollertsen, J. (2019, Jun). Simulating human exposure to indoor airborne microplastics using a Breathing Thermal Manikin. *Scientific Reports*, 9(1), 8670, Article 8670. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45054-w>
- Vobecky, J., Devroede, G., & Caro, J. (1984, 1984/12/01). Risk of large-bowel cancer in synthetic fiber manufacture. *Cancer*, 54(11), 2537-2542. [https://doi.org/10.1002/1097-0142\(19841201\)54:11<2537::AID-CNCR2820541138>3.0.CO;2-Q](https://doi.org/10.1002/1097-0142(19841201)54:11<2537::AID-CNCR2820541138>3.0.CO;2-Q)
- Vobecky, J., Devroede, G., Lacaille, J., & Watier, A. (1978, 1978/08/01). An occupational group with a high risk of large bowel cancer. *Gastroenterology*, 75(2), 221-223. [https://doi.org/10.1016/0016-5085\(78\)90406-7](https://doi.org/10.1016/0016-5085(78)90406-7)
- Walczak, A. P., Hendriksen, P. J., Woutersen, R. A., van der Zande, M., Undas, A. K., Helsdingen, R., van den Berg, H. H., Rietjens, I. M., & Bouwmeester, H. (2015). Bioavailability and biodistribution of differently charged polystyrene nanoparticles upon oral exposure in rats. *J Nanopart Res*, 17(5), 231. <https://doi.org/10.1007/s11051-015-3029-y>
- Walker, T. R., Wang, L., Horton, A., & Xu, E. G. (2022, 2022/12/01/). Micro(nano)plastic toxicity and health effects: Special issue guest editorial. *Environment International*, 170, 107626. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107626>
- Wang, L. W., Wu, W. M., Bolan, N. S., Tsang, D. C. W., Li, Y., Qin, M. H., & Hou, D. Y. (2021, Jan). Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. *Journal of Hazardous Materials*, 401, Article 123415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123415>
- Wang, M., Beelen, R., Stafoggia, M., Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Hoffmann, B., Fischer, P., Houthuijs, D., Nieuwenhuijsen, M., Weinmayr, G., Vineis, P., Xun, W. W., Dimakopoulou, K., Samoli, E., Laatikainen, T., Lanki, T., Turunen, A. W., Oftedal, B., Schwarze, P., Aamodt, G., Penell, J., De Faire, U., Korek, M., Leander, K., Pershagen, G., Pedersen, N. L., Ostenson, C. G., Fratiglioni, L., Eriksen, K. T., Sørensen, M., Tjønneland, A., Bueno-de-Mesquita, B., Eeftens, M., Bots, M. L., Meliefste, K., Krämer,

- U., Heinrich, J., Sugiri, D., Key, T., de Hoogh, K., Wolf, K., Peters, A., Cyrys, J., Jaensch, A., Concin, H., Nagel, G., Tsai, M. Y., Phuleria, H., Ineichen, A., Künzli, N., Probst-Hensch, N., Schaffner, E., Vilier, A., Clavel-Chapelon, F., Declercq, C., Ricceri, F., Sacerdote, C., Marcon, A., Galassi, C., Migliore, E., Ranzi, A., Cesaroni, G., Badaloni, C., Forastiere, F., Katsoulis, M., Trichopoulou, A., Keuken, M., Jedynska, A., Kooter, I. M., Kukkonen, J., Sokhi, R. S., Brunekreef, B., Katsouyanni, K., & Hoek, G. (2014). Long-term exposure to elemental constituents of particulate matter and cardiovascular mortality in 19 European cohorts: Results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. *Environment International*, 66, 97-106. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.026>
- Wang, M., Li, Q., Shi, C., Lv, J., Xu, Y., Yang, J., Chua, S. L., Jia, L., Chen, H., Liu, Q., Huang, C., Huang, Y., Chen, J., & Fang, M. (2023, 2023/04/01). Oligomer nanoparticle release from polylactic acid plastics catalysed by gut enzymes triggers acute inflammation. *Nature Nanotechnology*, 18(4), 403-411. <https://doi.org/10.1038/s41565-023-01329-y>
- Wang, X., Li, C., Liu, K., Zhu, L., Song, Z., & Li, D. (2020, 2020/05/05/). Atmospheric microplastic over the South China Sea and East Indian Ocean: abundance, distribution and source. *Journal of Hazardous Materials*, 389, 121846. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121846>
- Wang, Y., Liao, R., Dai, J., Liu, Z., Xiong, Z., Zhang, T., Chen, H., & Ma, H. (2018, Aug 20). Differentiation of suspended particles by polarized light scattering at 120°. *Opt Express*, 26(17), 22419-22431. <https://doi.org/10.1364/oe.26.022419>
- Warheit, D. B., Hart, G. A., Hesterberg, T. W., Collins, J. J., Dyer, W. M., Swaen, G. M. H., Castranova, V., Soiefer, A. I., & Kennedy, G. L. (2001, 2001/01/01). Potential Pulmonary Effects of Man-Made Organic Fiber (MMOF) Dusts. *Critical Reviews in Toxicology*, 31(6), 697-736. <https://doi.org/10.1080/20014091111965>
- Wei, G. L., Li, D. Q., Zhuo, M. N., Liao, Y. S., Xie, Z. Y., Guo, T. L., Li, J. J., Zhang, S. Y., & Liang, Z. Q. (2015, Jan). Organophosphorus flame retardants and plasticizers: Sources, occurrence, toxicity and human exposure. *Environmental Pollution*, 196, 29-46. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.09.012>
- WHO. (2022). *Dietary and inhalation exposure to nano- and microplastic particles and potential implications for human health*. <https://iris.who.int/handle/10665/362049>
- Wibowo, A. T., Nugrahapraja, H., Wahyuono, R. A., Islami, I., Haekal, M. H., Fardiansyah, Y., Sugiyo, P. W. W., Putro, Y. K., Fauzia, F. N., Santoso, H., Götz, F., Tangahu, B. V., & Luqman, A. (2021). Microplastic Contamination in the Human Gastrointestinal Tract and Daily Consumables Associated with an Indonesian Farming Community. *Sustainability*, 13(22), 12840. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/22/12840>
- Wieland, S., Balmes, A., Bender, J., Kitzinger, J., Meyer, F., Ramsperger, A., Roeder, F., Tengelmann, C., Wimmer, B. H., Laforsch, C., & Kress, H. (2022, Apr). From properties to toxicity: Comparing microplastics to other airborne microparticles. *Journal of Hazardous Materials*, 428, Article 128151. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128151>
- Wik, A., & Dave, G. (2009, 2009/01/01/). Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution*, 157(1), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.028>
- Wingren, G. (2006, Aug). Mortality in a Swedish rubber tire manufacturing plant: occupational risks or an "unhealthy worker" effect? *Am J Ind Med*, 49(8), 617-623. <https://doi.org/10.1002/ajim.20328>
- Wright, S. L., Guoin, T., Koelmans, A. A., & Scheuermann, L. (2021, 2021/04/17). Development of screening criteria for microplastic particles in air and atmospheric deposition: critical review and applicability towards assessing human exposure. *Microplastics and Nanoplastics*, 1(1), 6. <https://doi.org/10.1186/s43591-021-00006-y>
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017, 2017/06/20). Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634-6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Wright, S. L., Ulke, J., Font, A., Chan, K. L. A., & Kelly, F. J. (2020, Mar). Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport.

- Environment International*, 136, 105411, Article 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>
- Wu, P., Lin, S., Cao, G., Wu, J., Jin, H., Wang, C., Wong, M. H., Yang, Z., & Cai, Z. (2022, 2022/09/05/). Absorption, distribution, metabolism, excretion and toxicity of microplastics in the human body and health implications. *Journal of Hazardous Materials*, 437, 129361. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129361>
- Wu, P., Tang, Y., Cao, G., Li, J., Wang, S., Chang, X., Dang, M., Jin, H., Zheng, C., & Cai, Z. (2020, 2020/11/03). Determination of Environmental Micro(Nano)Plastics by Matrix-Assisted Laser Desorption/Ionization–Time-of-Flight Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry*, 92(21), 14346-14356. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.0c01928>
- Xie, M. Y., Ni, H., Zhao, D. S., Wen, L. Y., Li, K. S., Yang, H. H., Wang, S. S., Zhang, H., & Su, H. (2016, Oct). Exposure to bisphenol A and the development of asthma: A systematic review of cohort studies. *Reproductive Toxicology*, 65, 224-229. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2016.08.007>
- Xu, J. L., Lin, X. H., Wang, J. J., & Gowen, A. A. (2022, Dec 10). A review of potential human health impacts of micro- and nanoplastics exposure. *Science of the Total Environment*, 851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158111>
- Yan, Z. H., Liu, Y. F., Zhang, T., Zhang, F. M., Ren, H. Q., & Zhang, Y. (2022, Jan). Analysis of Microplastics in Human Feces Reveals a Correlation between Fecal Microplastics and Inflammatory Bowel Disease Status. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 414-421. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03924>
- Yang, H., He, Y., Yan, Y., Junaid, M., & Wang, J. (2021). Characteristics, Toxic Effects, and Analytical Methods of Microplastics in the Atmosphere. *Nanomaterials*, 11(10), 2747. <https://www.mdpi.com/2079-4991/11/10/2747>
- Yee, M. S. L., Hii, L. W., Looi, C. K., Lim, W. M., Wong, S. F., Kok, Y. Y., Tan, B. K., Wong, C. Y., & Leong, C. O. (2021, Feb). Impact of Microplastics and Nanoplastics on Human Health. *Nanomaterials*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/nano11020496>
- Yu, L. L., Wang, B., Liu, W., Xu, T., Yang, M., Wang, X., Tan, Q. Y., Yang, S. J., Fan, L. Y., Cheng, M., Qiu, W. H., & Chen, W. H. (2022, Nov). Cross-sectional and longitudinal associations of styrene and ethylbenzene exposure with heart rate variability alternation among urban adult population in China. *Science of the Total Environment*, 845, Article 157231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157231>
- Yukioka, S., Tanaka, S., Nabetani, Y., Suzuki, Y., Ushijima, T., Fujii, S., Takada, H., Van Tran, Q., & Singh, S. (2020, 2020/01/01/). Occurrence and characteristics of microplastics in surface road dust in Kusatsu (Japan), Da Nang (Vietnam), and Kathmandu (Nepal). *Environmental Pollution*, 256, 113447. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113447>
- Zaheer, J., Kim, H., Ko, I. O., Jo, E. K., Choi, E. J., Lee, H. J., Shim, I., Woo, H. J., Choi, J., Kim, G. H., & Kim, J. S. (2022, Mar). Pre/post-natal exposure to microplastic as a potential risk factor for autism spectrum disorder. *Environment International*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107121>
- Zhang, J., Wang, L., Trasande, L., & Kannan, K. (2021, 2021/11/09). Occurrence of Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Infant and Adult Feces. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(11), 989-994. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00559>
- Zhang, J. J., Wang, L., & Kannan, K. (2020, Jan). Microplastics in house dust from 12 countries and associated human exposure. *Environment International*, 134, 105314, Article 105314. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105314>
- Zhang, J. J., Wang, L., Trasande, L., & Kannan, K. (2021, Nov). Occurrence of Polyethylene Terephthalate and Polycarbonate Microplastics in Infant and Adult Feces. *Environmental Science & Technology Letters*, 8(11), 989-994. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.1c00559>
- Zhang, N., Li, Y. B., He, H. R., Zhang, J. F., & Ma, G. S. (2021, May 1). You are what you eat: Microplastics in the feces of young men living in Beijing. *Science of the Total Environment*, 767, 144345. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144345>
- Zhang, Q., Xu, E. G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E. Y., & Shi, H. (2020, 2020/04/07). A Review of Microplastics in Table Salt, Drinking Water, and Air: Direct Human Exposure.

- Environmental Science & Technology*, 54(7), 3740-3751. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535>
- Zhang, Y. L., Gao, T. G., Kang, S. C., Allen, S., Luo, X., & Allen, D. (2021, Mar). Microplastics in glaciers of the Tibetan Plateau: Evidence for the long-range transport of microplastics. *Science of the Total Environment*, 758, Article 143634. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143634>
- Zhang, Y. L., Kang, S. C., Allen, S., Allen, D., Gao, T. G., & Sillanpaa, M. (2020, Apr). Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. *Earth-Science Reviews*, 203, Article 103118. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>
- Zhang, Z., Weichenthal, S., Kwong, J. C., Burnett, R. T., Hatzopoulou, M., Jerrett, M., Donkelaar, A. V., Bai, L., Martin, R. V., Copes, R., Lu, H., Lakey, P., Shiraiwa, M., & Chen, H. (2021). Long-term exposure to iron and copper in fine particulate air pollution and their combined impact on reactive oxygen species concentration in lung fluid: a population-based cohort study of cardiovascular disease incidence and mortality in Toronto, Canada. *Int J Epidemiol*, 50(2), 589-601. <https://doi.org/10.1093/ije/dyaa230>
- Zhang, Z., Weichenthal, S., Kwong, J. C., Burnett, R. T., Hatzopoulou, M., Jerrett, M., van Donkelaar, A., Bai, L., Martin, R. V., Copes, R., Lu, H., Lakey, P., Shiraiwa, M., & Chen, H. (2021). A Population-Based Cohort Study of Respiratory Disease and Long-Term Exposure to Iron and Copper in Fine Particulate Air Pollution and Their Combined Impact on Reactive Oxygen Species Generation in Human Lungs. *Environmental Science & Technology*, 55(6), 3807-3818. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05931>
- Zhou, Q., Tian, C. G., & Luo, Y. M. (2017). Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *Chinese Science Bulletin*, 62(33), 3902-3909. <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>
- Zhu, L., Zhu, J., Zuo, R., Xu, Q., Qian, Y., & An, L. (2023, Jan 15). Identification of microplastics in human placenta using laser direct infrared spectroscopy. *Science of the Total Environment*, 856(Pt 1), 159060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159060>
- Zhu, X., Huang, W., Fang, M., Liao, Z., Wang, Y., Xu, L., Mu, Q., Shi, C., Lu, C., Deng, H., Dahlgren, R., & Shang, X. (2021, 2021/10/05). Airborne Microplastic Concentrations in Five Megacities of Northern and Southeast China. *Environmental Science & Technology*, 55(19), 12871-12881. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03618>
- Zhu, X., Wang, C., Duan, X., Liang, B., Genbo Xu, E., & Huang, Z. (2023, 2023/01/01/). Micro- and nanoplastics: A new cardiovascular risk factor? *Environment International*, 171, 107662. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107662>
- Zuskin, E., Mustajbegovic, J., Schachter, E. N., Kern, J., Budak, A., & Godnic-Cvar, J. (1998, 1998/03/01). Respiratory findings in synthetic textile workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 33(3), 263-273. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0274\(199803\)33:3<263::AID-AJIM8>3.0.CO;2-X](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0274(199803)33:3<263::AID-AJIM8>3.0.CO;2-X)

ANHANG

Appendix A: Suchstrategie und Ergebnisse

A.1 Suchstrategie Web of Science Core Collection Suche 7.6.2023

#	Search Query	Results
1	"synthetic fiber*" (Topic)	3681
2	polyamide* (Topic)	36189
3	PVC* (Topic)	35671
4	polymer* (Topic)	2020148
5	polyester* (Topic)	62483
6	polycarbonat* (Topic)	27931
7	resin* (Topic)	238107
8	polyvinyl* (Topic)	85735
9	polyurethan* (Topic)	66961
10	polystyren* (Topic)	112715
11	polypropylen* (Topic)	85887
12	polyethylen* (Topic)	217440
13	nylon* (Topic)	29043
14	tire (Topic)	40445
15	plastic* (Topic)	678326
16	microplastic* (Topic)	15375
17	nanoplastic* (Topic)	2496
18	#1 OR #2 OR #3 OR #4 OR #5 OR #6 OR #7 OR #8 OR #9 OR #10 OR #11 OR #12 OR #13 OR #14 OR #15 OR #16 OR #17	3186644
19	dust (Topic)	177609
20	atmospher* (Topic)	749260
21	"air-borne" (Topic)	2378
22	airborne (Topic)	93113
23	"air pollution" (Topic)	108297
24	air (Topic)	1150938
25	#19 OR #20 OR #21 OR #22 OR #23 OR #24	1942587
26	#18 AND #25	111652
27	maternal (Topic)	349809
28	cohort* (Topic)	944817
29	father* (Topic)	84732
30	mother* (Topic)	325497
31	veteran* (Topic)	62147
32	resident* (Topic)	397694
33	smoker* (Topic)	101078
34	husband (Topic)	18941

#	Search Query	Results
35	wife(Topic)	24992
36	spouse*(Topic)	26865
37	survivor*(Topic)	181182
38	population*(Topic)	3075901
39	patient*(Topic)	7675196
40	elderly(Topic)	359578
41	female*(Topic)	1303910
42	male(Topic)	1418695
43	woman OR women(Topic)	1733442
44	man OR men(Topic)	1127091
45	person*(Topic)	1418937
46	infant*(Topic)	522853
47	newborn*(Topic)	178358
48	pupil*(Topic)	62268
49	preschooler*(Topic)	18890
50	student*(Topic)	1010133
51	toddler*(Topic)	21409
52	bab*(Topic)	148157
53	boy*(Topic)	199873
54	girl*(Topic)	197688
55	*natal*(Topic)	583616
56	postnatal*(Topic)	132798
57	*school*(Topic)	837332
58	pediatric*(Topic)	433851
59	prenatal(Topic)	133736
60	preterm(Topic)	119964
61	birth(Topic)	443915
62	gestational(Topic)	140097
63	pregnan*(Topic)	620068
64	fetal(Topic)	297394
65	foetus*(Topic)	9749
66	embryo*(Topic)	490913
67	adolsecent*(Topic)	23
68	child*(Topic)	2263541
69	human*(Topic)	4832720
70	adult*(Topic)	1992928
71	#27 OR #28 OR #29 OR #30 OR #31 OR #32 OR #33 OR #34 OR #35 OR #36 OR #37 OR #38 OR #39 OR #40 OR #41 OR #42 OR #43 OR #44 OR #45 OR #46 OR #47 OR #48 OR #49 OR #50 OR #51 OR #52 OR #53 OR #54 OR #55 OR #56 OR #57 OR #58 OR #59 OR #60 OR #61 OR #62 OR #63 OR #64 OR #65 OR #66 OR #67 OR #68 OR #69 OR #70	21308293
72	#26 AND #71 AND (PY==("2023" OR "2022"))	
73	#26 AND #71 AND Highly Cited Papers	
74	#72 OR #73	1620

A.2 LUDOK-Suche 18.7.2023

(Reifen AND 1F) OR (nicht-abgas AND 1F) OR (abrieb AND 1F) OR (gummi AND 1F)

90 Treffer

A.3 Ergänzende PubMed-Suche 17.9.2024

Für die Ergänzung arbeitsmedizinischer Studien aus dem Bereich der Reifen-/Gummiherstellung mit Fokus auf Endpunkte, die nicht die Atemwege oder Krebs untersuchten.

((("Air Pollutants, Occupational/analysis"[MAJR]) OR ("Occupational Exposure/adverse effects"[MAJR])) OR ("Air Pollutants, Occupational/adverse effects"[MAJR])) AND ((rubber) OR (tire OR tyre))) AND ("Humans"[MeSH]) → 368 Treffer

((("Air Pollutants, Occupational/analysis"[MAJR]) OR ("Occupational Exposure/adverse effects"[MAJR])) OR ("Air Pollutants, Occupational/adverse effects"[MAJR])) AND ((rubber) OR (tire OR tyre))) AND ("Humans"[MeSH]) AND ("Cardiovascular Diseases"[Mesh]) → 15 Treffer

5 Studien ausgewählt.

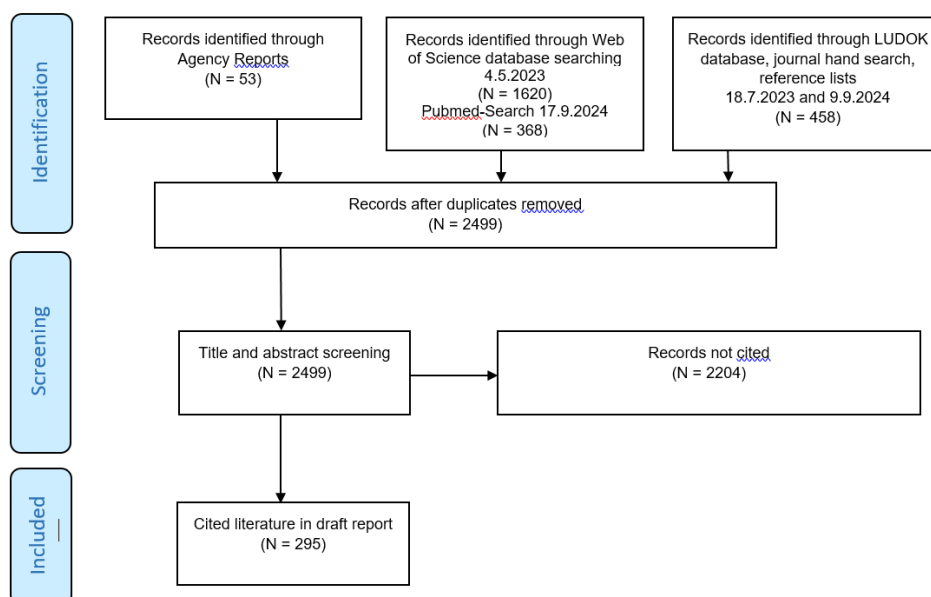
Spezifische Suche für die Frage, ob es Studien zum Darm Mikrobiom gibt

((gut OR microbiome OR dementia OR brain OR cognition OR cognitive) AND (((rubber) OR (tire OR tyre)) OR (plastic OR "synthetic fibres" OR textile OR PVC))) AND (((("Air Pollutants, Occupational/analysis"[MAJR]) OR ("Occupational Exposure/adverse effects"[MAJR])) OR ("Air Pollutants, Occupational/adverse effects"[MAJR])) → 48

Keine Mikrobiomstudien bei Arbeitern.

A.4 PRISMA Flow-Chart

Flussdiagramm (nach Preferred Reporting Items For Systematic Reviews and Meta-Analysis – PRISMA) zur Literatursuche nach Studien oder Berichten zu Gesundheitseffekten von Mikroplastik aus der Luft.



Appendix B: Messmethoden

B.1 Liste nicht-destruierender Bestimmungsmethoden von Mikroplastikpartikeln

Methodebezeichnung Varianten, Synonyme Abkürzungen	Bestimmung von	Nachweisgrenze	Referenz
Nicht-destruierende Detektionsmethoden			
Mikroskopie, Stereo- oder binokular Mikroskope, optische Mikroskopie	Grösse, Form, Oberflächeneigenschaften, Farbe und Anzahl	Limitiert auf >50 µm bei 200 facher Vergrösserung	(Dris et al., 2017); (W. Li et al., 2020), (Roblin & Aherne, 2020)
Konfokalmikroskopie gehört zur Fluoreszenzmikroskopie, konfokales Laser-Scanning-Mikroskop	Grösse, Form, Oberflächeneigenschaften und Anzahl, erlaubt teilweise Rückschlüsse auf Farbe und Polymerart	in biotischen Matrizen (bis 100nm) bis zu einer Auflösung von 200 nm und in abiotischen Matrize (z.B. Schnee) bis ca. 40 nm	(Ding et al., 2019), , (Catarino et al., 2018) (Maes et al., 2017)
Dunkelfeldmikroskopie mit hyperspektraler Spektrometrie, kombiniert mit Spectral Angle Mapping (SAM)	MNP-Detektion in komplexen Matrizen wie in vivo Gewebe und Bestimmung der funktionellen Gruppen inkl. Additiven und Kontaminationen, Bestimmung von Grösse, Form, Farbe und Anzahl	bis zu ultrafeinen Nanopartikelgrössen von 5 nm	(Fournier et al., 2020) (L. Rahman et al., 2021) (Boyadzhiev et al., 2020)
Rasterelektronenmikroskope (REM) ESEM (Environmental Scanning Electron Microscopy), kombiniert SEM-EDRS Energiedispersive Röntgenspektroskopie oder auch energiedispersive Röntgenanalyse (EDAS)	Morphologie (besonders Oberflächeneigenschaften), der Kristallstruktur und elektronischen Struktur. Mit Röntgenspektroskopie EDS kann die chemische Zusammensetzung bestimmt werden.	Auflösung bis 2 nm bei 2 kV, Vergrößerungsfaktor liegt etwa bei 1.000.000:1 --> 0,5-4nm	(Abbasi et al., 2019); (Cai et al., 2017), vgl. (Mariano et al., 2021), welche Mitrano, 2019) zitiert

Methodebezeichnung Varianten, Synonyme Abkürzungen	Bestimmung von	Nachweisgrenze	Referenz
Transmissionselektronenmikroskopie (TEM) kombiniert mit Elektronenenergieverlustspektroskopie oder Fluoreszenz, Rastertransmissionselektronenmikroskop (RTEM)	räumliche Auflösung bis zur atomaren Ebene, chemische Zusammensetzung und elektronische Struktur	Auflösung bis 0.1-0.2 nm resp. max 0.045 nm Vergrößerungsfaktor liegt etwa bei >1.000.000:1, räumliche Auflösung bis zur atomaren Dimension	Beschrieben in (Mariano et al., 2021), welche (Egerton, 2011), (Sims and Hardin, 2007), (Song, 2020) zitiert
Rasterkraftmikroskop, auch atomares Kraftmikroskop oder Atomkraftmikroskop (AFM, SFM)	3D-Oberflächenmorphologie und elektrische Eigenschaften wie Rigidität, Hydrophobizität, Konduktivität und Magnetisierung.	Auflösung von 50-100 nm vs. <0.1 nm	(W. Li et al., 2020)
Röntgenphotoelektronenspektroskopie winkel aufgelöster Photoelektronenspektroskopie	qualitative Elementanalyse, Messung von Schwermetallen und anderen assoziierten Kontaminationen und elektronische Struktur	kann eine Probestfläche messen bis zu 60 × 60 mm mit einer Auflösung bis zu 3 nm	(Melo-Agustin et al., 2022) https://de.wikipedia.org/wiki/R%C3%B6ntgenphotoelektronenspektroskopie
Fourier-Transformations-Infrarotspektrometrie bzw. FTIR-Spektroskopie -Mikrobolometer-FTIR (μ-FTIR), ATR-Infrarotspektroskopie	Identifizierung von Polymerzusammensetzungen; μ-FTIR kann verwendet werden, um Probenbilder zu erhalten.	aktuell bei ca. 10 μm, und die Genauigkeit ist deutlich reduziert ab einer Probegrösse <50 μm, für repräsentative Messergebnisse: mindestens 50 Partikel (>500 μm) oder 50% der Filterfläche (<500 μm) untersuchen	(Käppler et al., 2016); (Yang et al., 2021), (Tirkey & Upadhyay, 2021)
Laser direct infrared imaging (LDIR) ATR-LDIR	Identifizierung von Polymerzusammensetzungen; Oberflächenmorphologie kann verwendet werden, um hochauflösende Probenbilder zu erhalten.	Minimale Detektionsgrösse ca. 18 μm, durch Optimierung aktuell aber kleiner 10 μm (Pixelresolution 4.2 nm)	(Samandra et al., 2022); (Scircle et al., 2020), (Braun, 2021)
Raman-Spektroskopie	Identifizierung von Polymerzusammensetzungen; μ-Raman kann verwendet werden, um Probenbilder zu erhalten.	aktuell bei ca. 1 μm für statistische Sicherheit: min. 20% der Filterfläche untersucht bei möglichst homogener Probenverteilung	(Araujo et al., 2018); (Käppler et al., 2016); (Lamichhane et al., 2023)

Methodebezeichnung Varianten, Synonyme Abkürzungen	Bestimmung von	Nachweisgrenze	Referenz
Nahinfrarotspektroskopie (NIRS)	Identifizierung von Polymerzusammensetzungen	Nur für Partikel >1 mm geeignet	(Tirkey & Upadhyay, 2021)
Dynamische Lichtstreuung (DLS) Photonenkorrelationsspektroskopie (PCS) oder quasielastische Lichtstreuung (QELS)	Grösse und Morphologie, genauer Grössenverteilungsprofil von gelösten Partikeln oder Polymeren.	1-10 nm verlässlich, je nach Setup	(Caputo et al., 2021)
Mehrwinkel-Lichtstreuung (MALS) - gekoppelt mit asymmetrischer Fluss-Feld- Fluss-Fraktionierung (AF4)	Grösse, Molekulargewicht und Morphologie	bis zu 1 nm und einem Molekulargewicht zwischen 1000 Da (Daltons) bis mehrere Millionen Da	(Caputo et al., 2021); (Correia & Loeschner, 2018)
Laserbeugungs-Partikelgrößenanalyse oder lasergranulometrische Messung	Grösse und Grössenverteilungsprofil	bis 0.1 µm	(Caputo et al., 2021)
Messung der Streuung von polarisiertem Licht	Grösse, Form und Anisotropie	bis zu 100 nm	(T. Liu et al., 2021), (Wang et al., 2018)
Digitale Holografie	Bestimmung der Grösse, Form, Morphologie und Oberflächeneigenschaften und Unterscheidung von natürlichen Polymeren	1 mm - 200 nm	(Bianco et al., 2020)
Protonen- Kernmagnetresonanzspektroskopie	Bestimmung chemische Zusammensetzung, Mengenverhältnisse MNP/Probe	19–21 µg/ml, für die Quantifizierung: 74- 85 mg/ml	(Peez et al., 2019)
Optische photothermische Infrarotspektroskopie (O-PTIR)	chemische Zusammensetzung und molekulare Strukturen	bis 6 µm	(Merzel et al., 2020) + (Böke et al., 2022)

B.2 Liste nicht-destruierender Bestimmungsmethoden von Mikroplastikpartikeln

Methodebezeichnung Varianten, Synonyme Abkürzungen	Bestimmung von	Nachweisgrenze	Referenz
Nicht-destruierende Detektionsmethoden			
Aerosol-Massenspektrometrie	chemische Polymerzusammensetzung in Echtzeit	3 nm bis 100 µm	(Eriksson et al., 2020)
Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES) auch: optische Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES)	Konzentration in der Probe und chemisch Elementaranalyse, Beurteilung der Radioaktivität	bisher bis 1.5 µm Partikel gezeigt, aber eigentlich 1-10 parts per trillion (ppt)/ml	https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/GG_Geochem_anorg/TechAusstattung/ICP_Optische_Emissionsspektrometrie/icp_oes_mtd.html , (Teramoto & Kim, 2021)
Isotopenverhältnis-Massenspektrometer	Ursprung von Partikeln durch Radiokarbon-13-Messung (δ ¹³ C values), Unterscheidung von Polymerherkunft (pflanzlich, tierisch, halbsynthetisch und synthetisch-petroleumbasiert)	20 µg	(Birch et al., 2021)
thermogravimetrische Analyse (TGA), auch Thermogravimetrie TGA	Mengenverhältnis, thermische Stabilität der Probe, Zusammensetzung der Polymere und Zersetzungsverhalten	Detektionslimite und Quantifizierungslimite 7.7 bzw. 25.8 ng/m ³	(Algozeeb et al., 2022), (Peñalver et al., 2021)
Dynamische Differenzialkalorimetrie (DSC)	Mengenverhältnis, thermische Stabilität der Probe, Zusammensetzung der Polymere und Zersetzungsverhalten	Quantifizierungslimite 1-20 µg/l	(Bitter & Lackner, 2021)
Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS)	Elementare Zusammensetzung inkl. Schwermetalle und andere Kontaminationen	0.005 bis 0.0005 ng/ml	(Andersen, Pedersen, et al., 2017), (Trujillo et al., 2023)

Methodebezeichnung Varianten, Synonyme Abkürzungen	Bestimmung von	Nachweisgrenze	Referenz
Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (LC/MS, HPLC-MS)	Ergibt die Massenkonzentration von PET und Polycarbonaten	Minimale Quantifizierungsmenge PET 178.3 µg/kg, PC 27.7 µg/kg	(C. G. Liu et al., 2019), (J. J. Zhang et al., 2020)
Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC), mit UV-Detektor (HPLC-UV)	Ergibt die Massenkonzentration von Polymerzusammensetzungen, pH-Wert der Probe, ionische Ladungsverhältnisse, Form und Grösse	bis zu 3 µm	(J. Zhang et al., 2021) (Jiménez-Skrzypek et al., 2021)
Thermische Extraktions- und Desorptions-Gaschromatographie mit Massenspektroskopie (TED-GC/MS) oder Pyrolyse mit Gaschromatographie und Massenspektrometrie (Py-GC/MS)	Ergibt die Massenkonzentration von Polymerzusammensetzungen	0.03 µg für Polystyrol (PS) und 1 µg für Polyethylen (PE), letzteres bis 100 µm	(Jiménez-Skrzypek et al., 2021) (Funck et al., 2020), (Chen et al., 2020) (Kung et al., 2023)
Sekundärionen-Massenspektrometrie (SIMS) Flugzeitmassenspektrometer (TOF-SIMS), Matrix–Assistierte Laser–Desorption–Ionisierung (MALDI) mit der Flugzeitanalyse (engl. time of flight, TOF)	Massenkonzentration, Menge, Kontamination und Elementaranalyse und Polymerbestimmung von MNPs	Bis zu wenigen µm oder gar nm	(Wu et al., 2020)

B.3 Qualitätskriterien für die Messung und Bestimmung von Mikroplastik in der Luft

Wright et al. 2021 haben Qualitätskriterien für die Messung von Mikroplastik in Luftproben entwickelt und bisherige Studien zu Mikroplastikbelastung in der Luft, welche bis Juni 2020 publiziert wurden, bewertet. Dabei wurden Kriterien zu folgenden Arbeitsschritten definiert:

- Beprobung
 - Probenahmemethode, welche zwischen Staubsammlung, Deposition und in Luft gelöstem Aerosol unterscheidet
 - Dauer der Probenahme
 - Behandlung und Lagerung der Proben
- Verringerung des Kontaminationsrisikos
 - Laborvorbereitung (z.B. Nutzung von Labormänteln, welche nicht aus Kunststofffasern bestehen, saubere Flächen und Geräte)
 - Reinluftbedingungen
 - Negativkontrollen
- Behandlung der Probe
 - Positivkontrollen
 - Behandlung der Proben
- Charakterisierung des Mikroplastik
 - Geeignete Filter oder Substrat für die Messung
 - Identifikation des Polymers
 - Berichterstattung bzgl. relevanter Daten für die menschliche Belastung (Grösse minimal/maximal, untere Nachweisgrenze, Länge und Durchmesser von Fasern)

Table 1 The criteria to be met to achieve corresponding scores. The criteria are considered met if they are inferred in a publication

			Scores		
			2	1	0
Sampling	1	Sampling methods	Dust: – Location – Date – Apparatus – Mass/area collected Atmospheric deposition: – Sampler description (incl. Collection surface area) and whether bulk or wet deposition collected – Location – Date – Height (of sampler and site, if appropriate) – Sampling duration (per sample and per campaign) – Materials used (e.g. filtered water in sample collection) Suspended particulates (air): – Location – Sampling instrument (make, model) – Aerodynamic size fraction – Flow rate – Height (of sampler and site for atmospheric air) – Filter substrate – Sampling duration (per sample and campaign) – Date and meteorological conditions	The study reports only a subset of the required criteria (e.g., date, location, materials used), however is still reproducible.	Insufficient reporting of sampling methods.
	2	Sampling duration	Atmospheric deposition: typically coarse resolution (e.g. 1 week or 1 month) Suspended particles (air): 24–72 h* for low volume (16.7 L/min) sampler <i>Sample duration may be shorter, depending on nature of sample (e.g. if highly polluted, high organic content etc), whether a high or low volume sampler is used and research question (e.g. if interested in a specific activity).</i> <i>*72 h defined as optimum by Liu et al., 2019a, whilst 24 h typical for PM10 sample collection (EN 12341).</i>	Application of consistent sampling resolution to the best of the authors ability, which is appropriate to address the research question.	Inconsistent sampling durations unrelated to research question or sample type, or insufficient reporting.
		3	Sample processing and storage	Atmospheric deposition: Sample collection using filtered water. Store sample shortly after collection in the dark at 4°C or filter, dry and store in cool, dark place. Suspended particles (air): Transfer filter to a petri dish. Store in cool, dark place.	Insufficient storage at room temperature and/or or storage. Unnecessary exposure or contamination risk during transportation.
Contamination mitigation	4	Laboratory preparation	– Cotton lab coat or non-synthetic clothes – Equipment and lab surfaces wiped and rinsed – Plastic avoided in the protocol where appropriate – All apparatus used is rigorously cleaned with ultrapure water and/	Criteria only partially met, e.g., solely wiping laboratory surfaces and equipment, not wearing a cotton lab coat.	No precautions or insufficient reporting.

		or filtered solvents – All reagents and solvents used are filtered		
	5	Clean air conditions	– Clean room or laminar flow cabinet – The use of a clean room should be classified in accordance with ISO 14644 and/or providing an indication of the maximum permitted airborne particle concentration.	Mitigation of airborne contamination by carefully keeping samples closed as much as possible IF negative samples were run in parallel and examined for occurring contamination. No regard for airborne contamination, sole use of normal fume hood, or insufficient reporting.
	6	Negative control (blanks)	1) Field controls collected either in parallel to samples (paired) or throughout the sampling period (at least in triplicate), but without exposure to air/deposition. 2) Laboratory (procedural) controls (at least in triplicate) treated and analysed in parallel to actual samples. Sample concentrations need to be reported accounting for controls, i.e. deducting the baseline by microplastic count, shape and polymer type.	Insufficient form of a control, e.g. < 3 replicates, reporting of negative control results but no indication of whether sample data have been blank corrected. No negative controls or insufficient reporting.
Sample purification/handling	7	Positive control	Controls (at least in triplicate) with an added amount of microplastic particles treated alongside the samples, and for which the particle recovery rates are determined.	Insufficient form of a positive control (e.g. if only a part of the protocol is tested). No positive controls or insufficient reporting.
	8	Sample treatment (if necessary – where not necessary a score of 2 is assigned)	Dust only: Sieving All sample types: Digestion of sample using a protocol such as wet peroxide oxidation (WPO) and/or enzymes. If another chemical was used, effects on different polymers should be tested before application and reported. All sample treatments need to be carried out below 50 °C to prevent any damage to microplastics or changes in glass transition temperature.	If WPO is carried out without cooling or digestion temperature exceeds 50 °C. If proof is missing that polymers are not affected by the protocol (e.g. heated KOH > 50 °C)/insufficient reporting.
Microplastic characterisation and application towards assessing human exposure	9	Filter/substrate composition	Appropriate for the subsequent analysis i.e. inert, flat/membrane.	Quartz fibre filters (when analysing directly via micro-spectroscopy) OR composition which interferes with analysis Insufficient reporting.
	10	Polymer identification	Automated, semi-automated OR rigorous operator-based approach: Detailed and repeatable method incl. Whether MP analysed directly in sample or transferred to new substrate, spread of particles analysed across samples OR per filter ≥25% of the surface area analysed. High percent of suspected MPs analysed, i.e. analysis of all particles for when numbers of pre-sorted particles are < 100 or at least 50% when particle	Hit quality indices < 70% when library matching; low percent of suspected MP/sample area analysed; no indication of whether analysed microplastics are evenly distributed across samples; no indication of whether microplastic were analysed directly in a sample or manually transferred. Identification with SEM/EDX to distinguish polymer vs non-polymeric materials. No polymer identification performed or insufficient reporting.
	11	Particle characterisation for human exposure	numbers > 100; high HQIs accepted (> 70%); Details of library/database included OR details of software/programme. Detailed reporting, including maximum/minimum particle size, and particle size limit of detection. Length and diameter of fibres reported. Classified as fibres if aspect ratio > 3:1.	No mention of minimum size/limits of detection. Sizes based on suspected microplastic (not confirmed microplastic). Insufficient reporting.

Appendix C: Abbildung zu Aufnahmewegen, Verteilung und mögliche Wirkungen von Mikroplastik

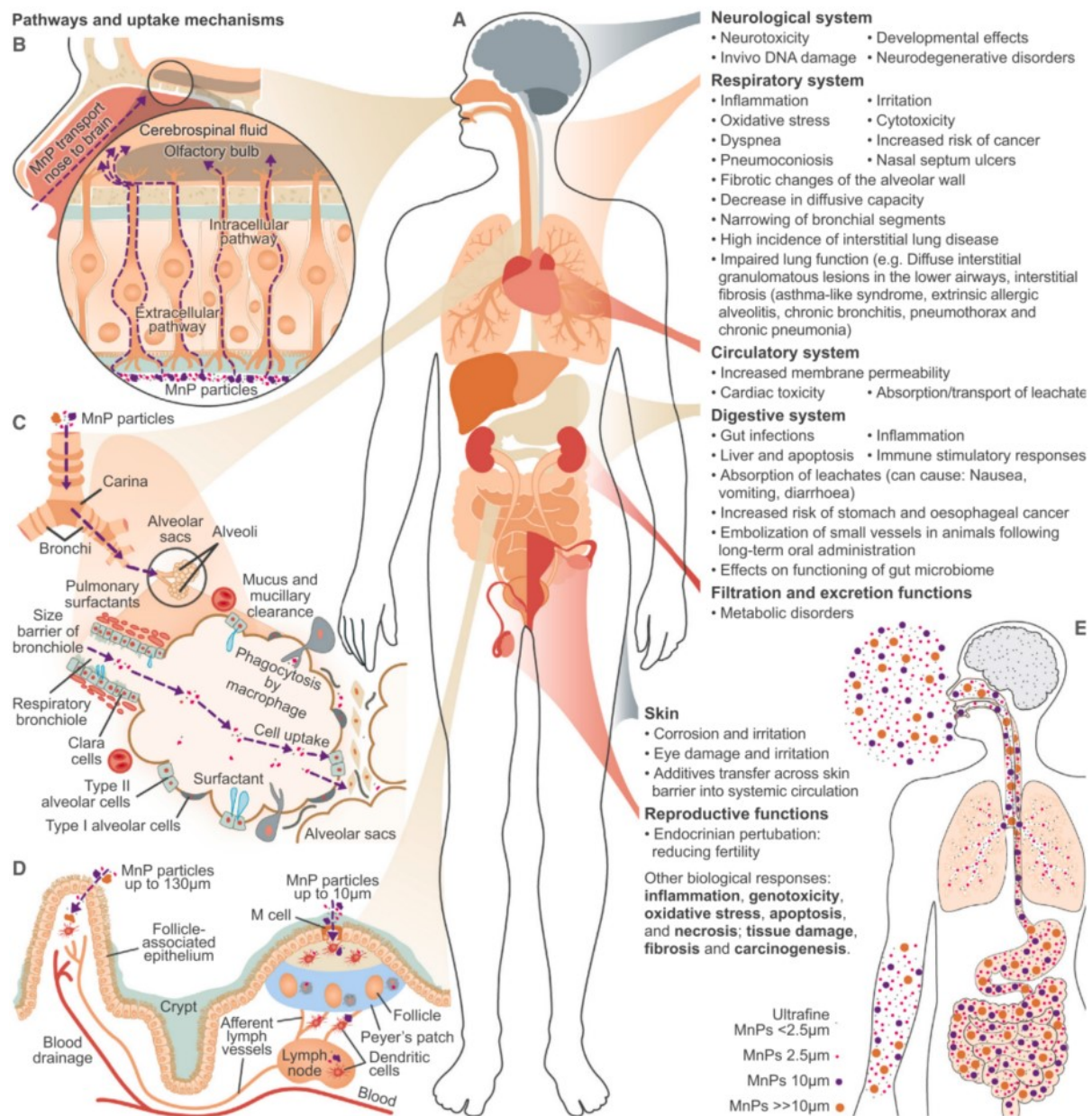


Abbildung 9 Aufnahmewege von Mikroplastik nach Partikelgrösse und mögliche gesundheitliche Folgen. (Krause et al., 2024) unter creative commons Lizenz CC BY-NC-ND 4.0

Die Grafik zeigt die möglichen Auswirkungen von Mikroplastik auf verschiedene Körperorgane (A) sowie Aufnahmewege von Mikroplastik in den menschlichen Körper (B-D): (B) über den Riechnerv, (C) über die Lungen, (D) über den Verdauungstrakt. (E) weist auf die Aufnahmewege verschiedener Partikelgrössen hin, wobei auch grössere Partikel verschluckt werden (bis zu 130 µm), nur Feinstaub eingeatmet werden kann (PM_{2.5}) und nur die kleinsten Partikel (<PM_{2.5} bzw. im Nanometerbereich) die Blut-Hirn-Schranke durchdringen können. Mikroplastikpartikel, die auf den Wegen (C) und (D) internalisiert werden, erreichen das Kreislaufsystem und können von dort aus alle Organe erreichen.

Appendix D: Forschung

In der Schweiz finden sich auf der Webseite microplastics.ch Adressen von Schweizer Forschenden und Institutionen zum Thema Mikroplastik.

In der europäischen CORDIS Datenbank wurden relevante EU-Projekte zusammengetragen (Tabelle 14).

Tabelle 14 Auswahl von europäischen Forschungsprojekten zur Erforschung der Mikroplastikbelastung des Menschen und der Gesundheitseffekte (Texte übersetzt und zusammengefasst mit Hilfe von Claude, einem KI-Assistenten (Anthropic, 2024)).

Projekt	Geldgeber	Relevante Fragestellungen
https://cordis.europa.eu/programme/id/H2020_SC1-BHC-36-2020 Verstehen von Expositionen und Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit	Horizon 2020 EU	• Expositions-niveaus von Menschen gegenüber Mikro- und/oder Nanoplastik und Methoden für das menschliche Biomonitoring • Mikro- und/oder Nanoplastik als Kondensationskerne und/oder Träger für luftgetragene Partikel und gesundheitsschädliche Chemikalien • Vorläufige Untersuchungen zu Langzeiteffekten von Mikro- und/oder Nanoplastik.
AURORA Actionable eUropean ROadmap for early-life health Risk Assessment of micro- and nanoplastics	Horizon 2020 EU, seit April 2021	• Ziel 1: Entwicklung neuer Low-Throughput-Methoden zur eingehenden Charakterisierung von Mikro- und Nanoplastik in komplexen Matrices (z.B. menschliche Gewebe, Lebensmittel, etc.) • Ziel 2: Innovation von High-Throughput-Methoden für den Einsatz in großangelegten Gesundheitsstudien diverser menschlicher Populationen • Ziel 3: Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen auf Plazenta und den sich entwickelnden Fötus • Ziel 4: Epidemiologie – Untersuchung der Auswirkungen der Exposition gegenüber Mikro- und Nanoplastik in menschlichen Populationen (einschließlich zweier Geburtskohortenstudien) • Ziel 5: Erstellung einer umsetzbaren Roadmap für die Risikobewertung durch Integration der Ergebnisse aus den anderen Zielen
PlasticsFatE Plastics fate and effects in the human body	Horizon 2020 EU, seit April 2021	Zielt darauf ab, das aktuelle Verständnis der Auswirkungen von MPs im menschlichen Körper zu verbessern. Dazu wird ein umfassendes Mess- und Testprogramm implementiert, um die Leistung und Anwendbarkeit verfügbarer Methoden und Werkzeuge zur Identifizierung von MNPs zu verbessern und zu validieren (weniger Luft relevant)
PLASTICHEAL Innovative tools to study the impact and mode of action of micro and nanoplastics on human health: towards a knowledge base for risk assessment	Horizon 2020 EU, seit April 2021	Zielt darauf ab, neue Methodologien und zuverlässige wissenschaftliche Erkenntnisse für Regulierungsbehörden zu entwickeln, um die Wissensbasis für eine angemessene Risikobewertung von MPs zu schaffen. Es wird die Auswirkungen und Folgen von MPs auf die menschliche Gesundheit untersuchen, indem es eine Vielzahl experimenteller menschlicher Modelle heranzieht und potenzielle Gesundheitseffekte unter kurz- und langfristigen Bedingungen misst. (Kinetik und Zellstudien)
POLYRISK Understanding human exposure and health hazard of micro- and nanoplastic contaminants in our environment	Horizon 2020 EU, seit April 2021	Wie viel dieser Verschmutzung gelangt durch Einatmen und Verschlucken in unseren Körper? Haben MP negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit? Das EU-geförderte POLYRISK-Projekt untersucht diese Fragen, indem es die menschliche Exposition gegenüber MP und die toxischen Auswirkungen auf unser Immunsystem erforscht. Das interdisziplinäre POLYRISK-Team verwendet fortschrittliche Methoden zur chemischen Detektion und Quantifizierung von MNP, zum Verständnis der Schlüsselmechanismen der MP-Toxizität in vitro und zur Findung von Biomarkern für Toxizität in Blut und Speichel. Dies sind wichtige Elemente der Strategie zur Bewertung des menschlichen Risikos für MP von POLYRISK.

