

# **UNTERSUCHUNG VON LIMONADEN UND EISTEES IN PET-FLASCHEN AUF MIKROPLASTIK**

*Dateninterpretation*

Helene Walch  
Maria Uhl

# INHALTSVERZEICHNIS

<b>INHALTSVERZEICHNIS</b> .....	<b>3</b>
<b>1 ERGEBNISSE</b> .....	<b>4</b>
1.1 Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse .....	4
1.2 Interpretation der Ergebnisse .....	5
<b>2 EINORDNUNG MITTELS DATEN AUS DER LITERATUR</b> .....	<b>8</b>
2.1 Vergleich der Studien und Ergebnisse mit ähnlicher untersuchter Partikel-Größenfraktion (~ 25–500 µm) .....	10
2.2 Vergleich mit Studien mit kleinerer untersuchter Partikel-Größe (< 25 µm; kleineres Mikro- bzw. Nanoplastik) .....	11
<b>3 MÖGLICHE EINTRAGSPFADE UND VERMEIDUNGSANSÄTZE</b> .....	<b>13</b>
<b>3.1 Einträge aus der Verpackung und Bedingungen, die zu höherer Freisetzung führen</b> .....	<b>13</b>
3.1.1 Einträge durch die Verschlusskappe .....	13
3.1.2 Einträge aus dem Flaschen-Material .....	14
<b>3.2 Einträge aus der Produktionsumgebung</b> .....	<b>15</b>
3.2.1 Einträge aus der Produktionslinie .....	15
3.2.2 Einträge aus der Umgebungsluft .....	16
3.2.3 Einträge aus verwendeten Zutaten .....	16
<b>4 GESUNDHEITSASPEKTE VON MIKROPLASTIK</b> .....	<b>18</b>
<b>5 ABKÜRZUNGEN</b> .....	<b>21</b>

# 1 ERGEBNISSE

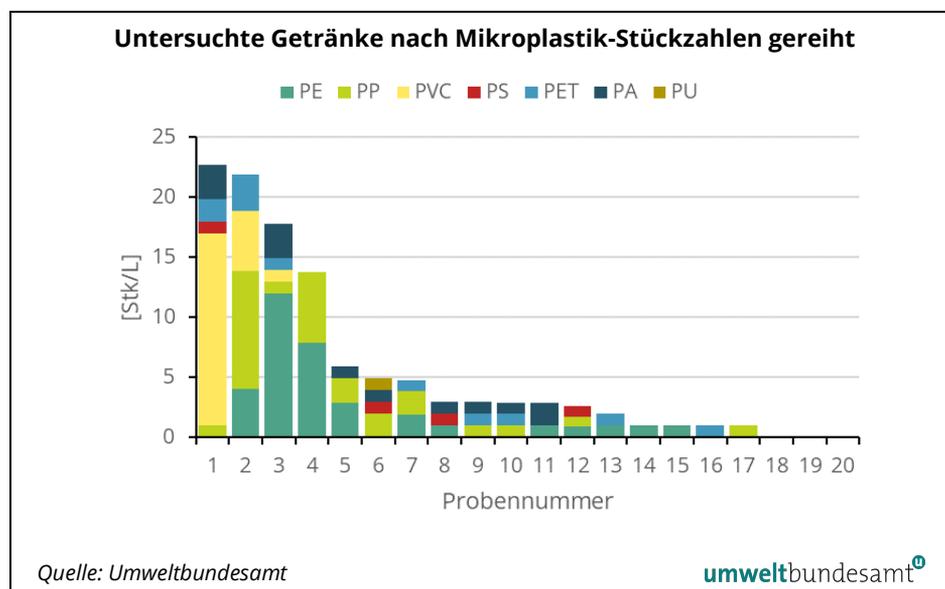
## 1.1 Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse

Im Rahmen des gegenständlichen Auftrags der Arbeiterkammer Salzburg wurde eine Auswahl herkömmlicher Limonaden auf Mikroplastik untersucht. Die Proben wurden von der Arbeiterkammer Salzburg ans Umweltbundesamt gesendet, wo sie am 12.07.2024 einlangten und im Labor für Anorganik, Spektroskopie und GVO (genetisch veränderte Organismen) untersucht wurden. Dazu wurden 20 in österreichischen Supermärkten erhältliche Softdrinks verschiedener Marken und Hersteller auf Mikroplastik in der Größenordnung von 0,025–0,5 mm mittels Fourier-Transform-Infrarot (FTIR) Spektroskopie im Transmissionsmodus untersucht. Die untersuchte Menge pro Probe umfasste mindestens 1 Liter, womit sich eine Bestimmungsgrenze von ca. 1 Stk/L ergibt. Erfasst wurden Partikel der zehn häufigsten Kunststoffarten am europäischen Markt: Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polystyrol (PS), Polyethylenterephthalat (PET), Polyamid (PA), Polyurethan (PU), Polycarbonat (PC), Polymethylmethacrylat (PMMA) und Polyoxymethylen (POM) (Plastics Europe, 2022).

17 der 20 Limonaden (85 %) enthielten nachweislich Mikroplastik der Größe 0,025–0,5 mm. Im Mittel wurden 5,6 Stk/L gefunden (Standardabweichung 7,3 Stk/L). Der Median lag bei 2,9 Stk/L. Die mittleren 50 % der Werte lagen zwischen 1,0 Stk/L (25 %-Quantil) und 5,2 Stk/L (75 %-Quantil). Der Maximalwert lag bei 22,7 Stk/L.

Die Menge und Art der Kunststoffpartikel je Probe ist in Abbildung 1 dargestellt. Die detaillierte Ergebnistabelle wurde aufgrund ihrer Größe hier nicht eingefügt, diese wurde jedoch bereits separat mit den Prüfberichten übermittelt.

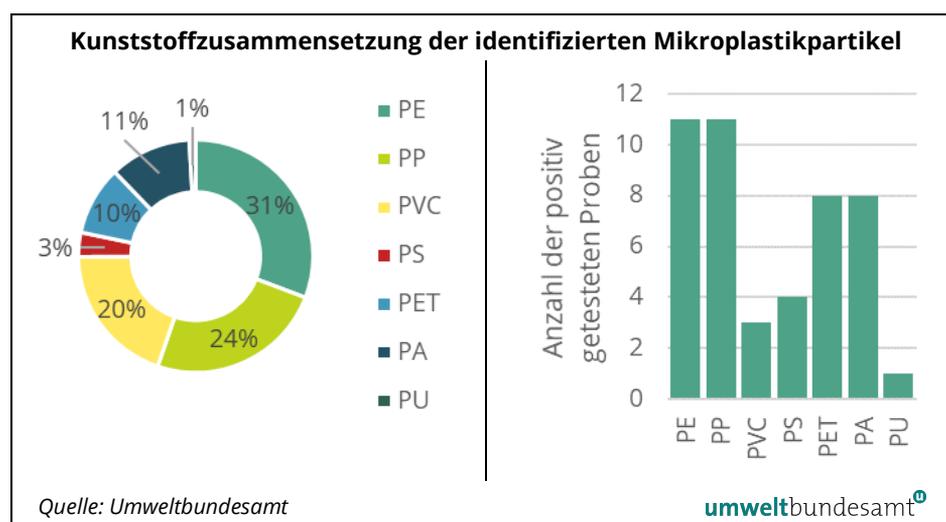
Abbildung 1: Menge und Art der gefundenen Kunststoffpartikel.



In Summe wurden in den 20 Litern 112 Mikroplastik-Partikel identifiziert. Diese setzten sich vor allem aus PE (31 %), PP (24 %) und PVC (20 %) zusammen, gefolgt von PA (11 %) und PET (10 %) sowie PS (3 %) und PU (1 %). PVC wurde nur in drei Proben gefunden, in einer jedoch in hoher Konzentration (16 Stk/L). PE und PP waren in mehr als der Hälfte der Proben (11 von 20) nachweisbar und PET sowie PA in 8 von 10 Proben. In keinem der Getränke wurde PMMA, PC oder POM nachgewiesen.

Die Kunststoffzusammensetzung über alle Proben sowie die Anzahl positiv getesteter Proben je Kunststofftyp sind in Abbildung 2 dargestellt.

Abbildung 2: Zusammensetzung der gefundenen Mikroplastikpartikel.



## 1.2 Interpretation der Ergebnisse

Die detektierten Konzentrationen bewegen sich im Rahmen typischer in der Literatur berichteter Konzentrationen in Softdrinks, Eistees oder ähnlichen Getränken (siehe Kapitel 2).

Die in vielen Proben gefundenen Kunststoffe PE, PP und PET (Abbildung 2) sind die am häufigsten in Verpackungen der untersuchten Getränke eingesetzten Materialien: Aus PET bestehen die Flaschen, aus PE die Verschlusskappen und PP wird überwiegend für Kunststoffetiketten verwendet, vereinzelt auch PET oder Papier. **Ein Eintrag aus der Verpackung ist für PE und PET, die im direkten Kontakt mit den Getränken sind, sehr wahrscheinlich;** jedoch sind auch andere Quellen möglich (siehe Kapitel 3). Wie in Abbildung 1 ersichtlich, weisen die Proben 2 bis 5 höhere PE-Konzentrationen auf. Hier ist ein Eintrag durch den Verschluss durch Artefakte aus dem Herstellungsprozess des Verschlusses, Abrieb beim Verschließen in der Produktion und beim Öffnen für die Analysen wahrscheinlich (siehe Kapitel 3.1.1). Da die Materialeigenschaften von PET-Flaschen sowie PE-Verschlüssen variieren können (hinsichtlich Dichte/Härte) kann auch der Abrieb variieren. Außerdem können Unterschiede im Verschlussdesign für

unterschiedlichen Abrieb und Eintrag in verschiedenen getesteten Limonaden verantwortlich sein.

**PET** wurde in 8 Getränken (Abbildung 2) nachgewiesen und stammt vermutlich von den Flaschen, die alle aus PET waren. Obwohl PET die Hauptkomponente der Verpackung darstellt, waren die PET-Mikropartikel nicht dominierend. Wie die Literatur zeigt (siehe Kapitel 3.1.2), emittieren PET-Flaschen unter verschiedenen Stresseinwirkungen vor allem Partikel im Bereich von Nanometern bis wenigen Mikrometern, die durch die vorliegende Untersuchungsmethode nicht erfasst werden können. Alternativ kann PET z. B. auch von synthetischen Textilien stammen (Polyester) und über die Umgebungsluft eingetragen werden (siehe Kapitel 3.2.2)

Auch andere Kunststoffe als das Flaschen- oder Verschlussmaterial wurden in den Getränken gefunden (Abbildung 1). Die hier untersuchten Getränke hatten überwiegend Etiketten aus **PP**, diese sind jedoch nicht in direktem Kontakt mit dem Getränk. **PP** sowie auch **PA, PS, PVC und PU**, die kein Teil der Verpackung sind, wurden dennoch in den Proben gefunden. Grund dafür **könnte ein Eintrag aus der Produktionsumgebung oder aus den verwendeten Rohstoffen sein** (siehe auch Kapitel 3.2). Auffallend sind die Abbildung 1 ersichtlichen hohen **PVC**-Gehalte von Probe 1. **PVC** wurde in geringerer Anzahl auch in den Proben 2 und 3 gefunden. Das **Vorkommen in nur einzelnen Getränken, jedoch in z. T. hohen Konzentrationen, kann auf einen Eintrag aus der Produktionslinie hinweisen**. **PVC** kann z. B. aus lebensmittelechten Schläuchen, Dichtmaterialien oder ähnlichen Anwendungen stammen. Dies wäre auch für **PU** möglich, welches nur in Probe 6 nachgewiesen wurde. **Länger genutzte, ältere Kunststoffe können spröde werden, aber auch neu eingesetzte Kunststoffteile können oberflächliche Partikel (Artefakte aus dem Herstellungsprozess) bei Verwendung freisetzen** (siehe Kapitel 3.2.1). **PVC** könnte jedoch auch aus Vinylhandschuhen stammen, die im Lebensmittelkontakt eingesetzt werden. **PP** (in erhöhter Anzahl in den Proben 2 und 4), **PA** und **PS** wurden in mehreren Proben detektiert (Abbildung 2). **All diese Materialien finden im Lebensmittelkontakt Einsatz**, z. B. **PP** und **PA** als Filtermaterialien, **PA** auch für Utensilien die hitzebeständig sein müssen, **PS** und **PP** sind gängige Lebensmittel-Verpackungsmaterialien. Auch hier sind also Einträge unmittelbar aus der Produktion möglich (siehe auch Kapitel 3.2.1).

**Einträge aller gefundenen Kunststofftypen sind jedoch auch aus der Umgebungsluft während des Produktionsprozesses möglich** (siehe Kapitel 3.2.2).

Zum Beispiel

- aus **Abrieb** von in der Produktion verwendeten oder in Produktionsräumen vorhandenen/damit hantierten Kunststoffen,
- aus **Textilien** für **Bekleidung bzw. Schutzausrüstung** (Haarnetze, Masken etc.), die häufig aus Polyester/PET, PA/Nylon oder PP bestehen,
- aus **Folienkitteln oder Schuhüberziehern**, die üblicherweise aus PE oder PP sind.

Letztlich können auch **Zutaten**, wie Zucker, Aromen, Sirupe und Additive bereits Mikroplastik enthalten und dieses in Getränke eintragen. Auch der Hauptbestandteil in Limonaden, Eistees und ähnlichen Getränken – das **Wasser** – wird oft als Eintragspfad für MP genannt (siehe Kapitel 3.2.3). **Österreichs Trinkwasser stammt** jedoch **weitgehend aus Grundwasser** und wird daher vermutlich kaum zur Belastung der getesteten Getränke beitragen.

## 2 EINORDNUNG MITTELS DATEN AUS DER LITERATUR

Bisher gibt es nur wenige Studien (11 Studien, siehe Tabelle 1) die Mikroplastik in Limonaden, Eistees, (gespritzten) Säften oder ähnlichen Getränken, wie Energydrinks oder isotonischen Getränken, untersucht haben.

Die in der Literatur berichteten Partikel-Konzentrationen reichen von nicht nachgewiesen (NN) bis hin zu mehreren Tausend Stück pro Liter. **Unterschiede in den gefundenen Anzahlkonzentrationen können methodisch begründet sein:** Einerseits **durch die Messung unterschiedlicher Größenfraktionen** – je kleiner die Nachweisgrenze für das untere Partikel-Größenlimit, desto höhere Konzentrationen können gefunden werden. Andererseits **erfassen manche Studien Mikropartikel, nicht Mikroplastik im engeren Sinne.** Dies beruht auf Analysemethoden, die nicht nur Kunststoffe identifizieren (z. B. Nilrotfärbung ohne weitere Überprüfung der Kunststoffeigenschaft) oder auf einer weniger klaren Abgrenzung des Begriffes Mikroplastik. Die Definition der Europäischen Kommission exkludiert z. B. natürliche (nicht chemisch veränderte), bioabbaubare und lösliche Polymere (European Commission, 2023).

Tabelle 1 gibt einen Überblick über Studien zu Mikroplastik in Limonaden, Eistees und ähnlichen Erfrischungsgetränken, welche nachfolgend diskutiert werden.

Tabelle 1: Studien zu Mikroplastik in Limonaden, Eistees und ähnlichen Getränken (verwendete Abkürzungen sind im Abkürzungsverzeichnis, siehe Kapitel 5, gelistet).

Quelle Land	Getränke; Verpackung	MP [Stk/L] ± Std.Abw. Min-Max (Mittelwert)	Größe [µm]	Kunststoffe; Formen	Nachweis- Methode
(Diaz-Basantes, Conesa und Fullana, 2020) Ecuador	14 Softdrinks in PET, TetraPak	PET & TetraPak: 8–59 (32 ± 12) <b>berechnet</b>	<b>&gt; 10–250</b>	PE, PP, PAM; Fragm., Fasern	visuell (Mikroskop 10 x); FTIR (10 Stk/Filter <b>→ 12 % Plastik</b> )
(Wang und Wang, 2024) USA	1 Softdrink (12 x) je 3 x aus 4 US- Großstädten, in PET	510 ± 110– 3.710 ± 1.110 (1.660 ± 620)	<b>20–500</b> 55 % 20–30 39 % 30–100 6 % > 100–500	Acryl/PU-Lack, PVC, EVA, PE, PA <sup>1</sup> )	LDIR <b>(Mikropartikel ausgewertet)</b>
(Altunışık, 2023) Türkei	10 Softdrinks (je 3 x) 15 in PET, 15 in TetraPak	PET & TetraPak: 6–15 (8,9 ± 2,95)	<b>27–1.213</b> (214) 49 % < 100 72 % < 200	PA (42 %), PET (34 %), PE (24 %); Fasern (> 60 %), Fragm. (34 %), Folien (6 %)	visuell (Stereo- mikroskop 6,3–40 x); FTIR (qualitativ)

Quelle Land	Getränke; Verpackung	MP [Stk/L] ± Std.Abw. Min-Max (Mittelwert)	Größe [µm]	Kunststoffe; Formen	Nachweis- Methode
(Lam, Chow und Fok, 2024) China	50 Getränke <sup>2)</sup> von 30 Marken (je 3 x) in PET, TetraPak, Dosen, Glas	27 Getr. in PET: (29 ± 21)	<b>30*-4.257</b> 65 % < 150 *Nadelspitze	Folien, Fasern, Fragm. (zu ähnl. Anteilen) <sup>1)</sup>	visuell (Stereo- mikroskop 90 x, Nadel); Raman-verifiziert (96,8 %)
(Crosta, Parolini und Felice, 2023) Italien	11 Softdrinks & 3 Eistees (je 3 x) in PET	NN-15 (9,19 ± 1,84 SF)	<b>36-2.228</b>	Fasern (95 %), Fragm. (5 %)	visuell (PBN- Färbung, Stereo- mikroskop 8 x, 16 x)
(Socas-Hernández et al., 2024) Spanien	72 Getränke <sup>3)</sup> in PET, Dosen, Glas, TetraPak	10 Getr. in PET: 1-12 (5,4 ± 3,04)	<b>&gt; 45-4.000</b> meiste < 1.000	<b>77 % Zell.</b> , PES (PET), PE, Acryl, PE:Acryl, PP, PVC, POM, PVL, EVA	visuell (Stereo- mikroskop 5,5 x); FTIR (an > 64 % der Partikel)
(Nocoń, Moraczewska-Majkut und Wiśniowska, 2023) Polen	2 Softdrinks (je 6 x) in PET	0,67-2 (1,25)		Fasern, Fragm.	visuell (Stereo- mikroskop 90 x)
(Shruti et al., 2020) Mexiko	57 Getränke <sup>4)</sup> von 27 Marken (je 3 x) in PET, Glas	31 Getr. in PET: 25 positiv NN-7 ± 3,21 (2,1)	<b>100-3.000</b> 65 % < 1.000	PA, PEA, ABS; Fasern	visuell (Epifluo- reszenz-Mikro- skop 4 x-40 x); Raman (qualitativ)
(Basaran et al., 2024) Türkei	47 Getränke <sup>5)</sup> von 40 Marken (je 2 x) in PET, Glas (bei Wasser)	Softdrinks: (0,31) Eistees: NN	gesamt: <b>110-3.960</b> (440 ± 570) Softdrinks: (970 ± 470)	EVA; Fasern	visuell (Stereo- mikroskop 10 x-80x); FTIR (qualitativ)
(Chen et al., 2023) China	2 Getränke mit Kohlensäure (je 3 x) in PET	281 ± 61- 261 ± 27	<b>&gt; 1-5.000</b>		visuell (Nilrot- Färbung, Fluo- reszenz-Mikro- skop 4 x) und FTIR
(Abdulmalik Ali, 2019) USA	9 Softdrinks <sup>6)</sup> in PET	77-256 (159)	<b>3-1.200</b> 71 % < 100	> 100 µm: Fragm. (58,7 %), Fasern (32,2 %)	visuell (Nilrot- Färbung, Fluo- reszenz-Mikro- skop 4 x, 10 x, Pinzette)

<sup>1)</sup> Kunststofftypen nicht vergleichbar, da verschiedene Gebinde gemeinsam ausgewertet wurden.

<sup>2)</sup> 18 Softdrinks, 12 Tee-Getränke, 7 Isotonische-/Energydrinks, 8 prickelnde Wässer

<sup>3)</sup> 15 Softdrinks, 13 andere Getränke (3 Säfte, 3 Energydrinks, 4 Isotonische Getränke, 3 Eistees), 15 Wässer, 15 Biere, 15 Weine; 22 in PET, 21 in Glas, 26 in Dosen, 4 in TetraPak → vergleichbare in PET: 4 Softdrinks (1 Cola, 2 Zitrone, 1 Tonic), 6 andere Getränke (4 Isotonische, 1 Eistee, 1 Apfelsaft)

<sup>4)</sup> 19 Softdrinks, 4 Eistees, 8 Energydrinks, 26 Biere → vergleichbare in PET: 19 Softdrinks, 4 Eistees, 8 Energydrinks

<sup>5)</sup> stilles und prickelndes Wasser, Softdrinks, Eistees, Rübensaft

<sup>6)</sup> Sprite, Pepsi, Coca-Cola, Orange Crush, Fanta, Dr Pepper, Mtn Dew, 7-Up, Diet Coke

## 2.1 Vergleich der Studien und Ergebnisse mit ähnlicher untersuchter Partikel-Größenfraktion (~ 25–500 µm)

**Keine der Studien aus der Literatur ist methodisch exakt mit der vorliegenden Untersuchung vergleichbar. Vergleichbare Anzahlkonzentrationen zeigen sich jedoch trotz unterschiedlicher Methoden** mit einigen Studien, die eine visuelle Analyse durchgeführt haben. In der vorliegenden Untersuchung wurde in 17 von 20 Getränken Mikroplastik der Größe 25–500 µm nachgewiesen. Es wurden 0–23 Stk/L gefunden und der Mittelwert ( $\pm$  Std.Abw.) lag bei  $5,6 \pm 7,3$  Stk/L. Studien aus Italien (Crosta, Parolini und Felice, 2023) und der Türkei (Altunışık, 2023) mit 14 bzw. 10 Getränken fanden bis zu 15 Stk/L und Mittelwerte von ca. 9 Stk/L bei vergleichbaren unteren Größen-Limits (27 bzw. 36 µm). Eine Studie aus China (Lam, Chow und Fok, 2024) mit 27 vergleichbaren Getränken zeigte einen etwas höheren Mittelwert um ca. 30 Stk/L. Die höheren Partikelzahlen der teils importierten Getränke können mit der Transportdistanz oder Einträgen aus der Luft in der Produktionsumgebung zusammenhängen (siehe Kapitel 3.2). Besonders hohe Werte (im Mittel  $1.660 \pm 620$  Stk/L) berichtete eine mit LDIR (Laser-Direct-Infrared Imaging) durchgeführte Studie bei vergleichbaren Größen (20–500 µm) aus den USA (Wang und Wang, 2024). Hier wurden jedoch „Mikropartikel“ ausgewertet, und nicht nur Mikroplastik im Sinne der EU-Definition erfasst. Mikropartikel umfassen auch andere Materialien: signifikante Anteile an natürlichem Polyamid und Gummi, aber auch Chitin, Zellulose, wasserlösliche Kunststoffe (z. B. PVA) oder abbaubare Kunststoffe (z. B. PLA). Die gefundene Anzahlkonzentration liegt daher weit über allen anderen Studien.

**Das untere Größenlimit ist für direkte Vergleiche besonders relevant, da die Partikelanzahlen kleinerer Größenordnung meist überproportional ansteigen** (Wang und Wang, 2024, Altunışık, 2023, Lam, Chow und Fok, 2024, Abdulmalik Ali, 2019). **Höhere untere Limits sollten demnach mit geringeren Anzahlkonzentrationen einhergehen.** Bei einem unteren Limit von  $> 45$  µm wurden in einer spanischen Studie 1–12 ( $5,4 \pm 3,04$ ) Partikel gefunden (Socas-Hernández et al., 2024) – ähnlich viele wie in der vorliegenden Untersuchung. Jedoch haben die Autor:innen zelluloseartige Partikel (natürliche und synthetisch modifizierte) inkludiert, welche 77 % der Partikel ausmachten. Zieht man diese vom Mittelwert ab, liegt er mit 1,24 Stk/L deutlich niedriger. Bei unteren Limits von 100 µm und 110 µm einer mexikanischen (Shruti et al., 2020) und einer türkischen Studie (Basaran et al., 2024), lagen die Mittelwerte wie erwartet niedriger bei 2,1 und 0,31 Stk/L.

## 2.2 Vergleich mit Studien mit kleinerer untersuchter Partikel-Größe (< 25 µm; kleineres Mikro- bzw. Nanoplastik)

**Ein überproportionaler Anstieg der Partikelanzahlen kleinerer Größenordnung bedeutet im Umkehrschluss, dass geringere Größenlimits zu höheren Mikroplastikkonzentrationen führen.** Eine Studie aus Ecuador (Diaz-Basantes, Conesa und Fullana, 2020) mit 14 vergleichbaren Getränken und einem unteren Größenlimit von 10 µm zeigte bereits etwas höhere Mittelwerte um ca. 30 Stk/L, wobei der Wert auf einer Hochrechnung basiert, was mit großer Unsicherheit verbunden ist. Es wurden Mikropartikel, nicht nur Plastik, quantifiziert und 10 zufällig gewählte Partikel je Filter mit FTIR bestimmt, was einen Plastik-Anteil von 12 % ergab. Bei einer minimalen Größe von 3 µm wurden in 9 Softdrinks 77–256 (159) Stk/L gefunden (Abdulmalik Ali, 2019) und bei einer Untergrenze von > 1 µm wurden in zwei kohlenensäurehaltigen Getränken  $281 \pm 61$  und  $261 \pm 27$  Stk/L quantifiziert (Chen et al., 2023). Letztere Studie imitierte auch den Füllprozess (mit Wasser und Kohlensäure) in neuen PET-, PP- und PP-Einweg-Getränkeflaschen. Evaluiert wurde neben Mikroplastik (> 1–5.000 µm) auch die Freisetzung von Nanoplastik (< 1 µm) aus der Verpackung. Vor der Analyse wurden die Flaschen 12 Stunden gekühlt und für 10 Minuten rotiert, um die Handhabung bis zum Konsum zu simulieren. Das freigesetzte Mikroplastik (1–5.000 µm) belief sich auf  $68 \pm 6,2$  Stk/L in PE-,  $161 \pm 14,9$  in PET- und  $234 \pm 9,7$  in PP-Flaschen und war somit etwas niedriger als in den beiden im Handel erworbenen Getränken. **Die Nanoplastik Konzentrationen im Experiment waren um ca. 6 Größenordnungen (Faktor 1000.000) höher als die Mikroplastikkonzentrationen:** Die getesteten PE-, PET- und PP-Flaschen setzten, trotz industrieüblichem Spülvorgang vor der Befüllung,  $30,2 \pm 5,9$  Mio.,  $63,2 \pm 6,0$  Mio. und  $92,1 \pm 7,3$  Mio. Stk/L Nanoplastik frei. In den zwei handelsüblichen Getränken war aufgrund der Komplexität der Probenvorbereitung und Analytik eine Analyse von Nanoplastik nicht möglich. Eine Studie, die Nanoplastik in stillen Wässern in PET-Flaschen aus einem Supermarkt (Trondheim, Norwegen) untersuchte, kam sogar auf ungefähr  $166 \pm 0,23$  Bio. Stk/L, mit einer durchschnittlichen Größe von 0,088 µm (Zhang et al., 2023). Auf die Flaschen ausgeübter „Stress“ durch Transport, Lagerung und Handhabung bis zum Supermarkt-Regal könnte für die höheren Werte gegenüber dem kontrollierten Experiment verantwortlich sein (siehe Kapitel 3.1). **Für den Menschen bedeutet dies jedenfalls eine weitaus höhere Aufnahme von Nanoplastik im Vergleich zu Mikroplastik aus Getränken in (Einweg) Plastik-Flaschen.**

**Die Analytik von Nanoplastik steht derzeit noch am Anfang ihrer Entwicklung** und erfordert komplexe Kombinationen unterschiedlicher Methoden (Chen et al., 2023, Zhang et al., 2023). Partikel im Nanobereich zu zählen ist mit verschiedenen Techniken möglich, welche jedoch nicht zwischen Kunststoffen und anderen Materialien unterscheiden können. Bisher ist es nur sehr schwer möglich, etwa mittels speziell adaptierter Raman-Spektroskopie (Zhang et al., 2023), die Kunststoffzusammensetzung quantitativ an Nano-Einzelpartikeln zu bestimmen, insbesondere wenn auch noch Störstoffe aus der Probenmatrix vorhanden sind.

Studien im Nanobereich werden daher bisher vorrangig unter kontrollierten Laborbedingungen und in einfachen Probenmatrices, wie reinem Wasser, durchgeführt (Chen et al., 2023, Heider, 2022, Zhang et al., 2023). Hier kann mit Positivkontrollen die Wiederfindungsrate belegt werden und mit Negativkontrollen (Blanks) eine Kontamination durch andere Partikelquellen ausgeschlossen werden. Unter diesen Umständen kann man davon ausgehen, dass die gefundenen Partikel auch tatsächlich Kunststoffe sind, ohne dies für jedes Partikel analytisch nachweisen zu müssen.

### 3 MÖGLICHE EINTRAGSPFADE UND VERMEIDUNGSANSÄTZE

#### 3.1 Einträge aus der Verpackung und Bedingungen, die zu höherer Freisetzung führen

##### 3.1.1 Einträge durch die Verschlusskappe

Verschiedenste Autor:innen (Singh, 2021, Giese et al., 2021, Winkler et al., 2022, Winkler et al., 2019) haben gezeigt, dass die **Verschlusskappen zum Eintrag in die Getränke führen können:**

- In geringem Maß durch an den Oberflächen sitzende halb-lose Fragmente aus dem Produktionsprozess der Kappen (Winkler et al., 2019) und Abrieb **während des ersten Verschließens**
- sowie in höherem Ausmaß **durch das (mehrmalige) Öffnen und Schließen durch Konsument:innen.**

Grund für den Abrieb ist die höhere Härte von PET, an welchem sich weicheres Verschlussmaterial (häufig PE, PP oder PS) abreibt (Lam, Chow und Fok, 2024, Winkler et al., 2019). Analog gilt das noch stärker für Glasflaschen mit Plastikverschluss, in denen oft höhere Mikroplastik-Konzentrationen als in Plastikflaschen gefunden werden (Lam, Chow und Fok, 2024). In je zwei ungeöffneten wiederverwendbaren PET-Wasserflaschen wurden 1 bzw. 7 PP-Partikel (Verschlussmaterial) und 3 bzw. 6 PET-Partikel mittels Raman Mikrospektroskopie (untersuchte Größe 10–500 µm) nachgewiesen (Giese et al., 2021), die vermutlich vom Verschließen stammen. Auch Winkler et al. konnten qualitativ (mittels SEM) nach dem ersten Öffnen vereinzelt PE- und PET-Partikel um 20–30 µm nachweisen (Winkler et al., 2019). Wurden der Flaschenhals und die Verschlusskappe mit ausgespült, zählten Giese et al. nach einmaligem Öffnen bereits  $100 \pm 27$  Partikel des Verschlussmaterials (PP). Über 85 % der Partikel lagen in der Größe 10–50 µm, die Anzahl > 50 µm wäre somit bei ca. 15 Stk/L und **vergleichbar zu den hier vorliegenden maximalen PE-Konzentrationen (Verschlussmaterial in dieser Untersuchung).**

Zwischen dem ersten und dem elften Öffnen der PET-Wasserflaschen stiegen die PP-Partikel (Verschlussmaterial) signifikant an, von  $100 \pm 27$  auf  $185 \pm$  Stk/L in der Größe 10–500 µm (Giese et al., 2021). Die Reibungsflächen zwischen Flaschengewinde und Verschlusskappe wurden dabei mit in die Probe abgespült, was die hohen Werte erklärt, da das mehrmalige Öffnen eine starke Abriebbildung an der Verschlusskappeninnenseite mit sich bringt (bei 100 Zyklen ca. > 60 k bis > 1,2 Mio. Partikel zwischen 0,5 und 40 µm; 89 % davon < 5 µm), welche auch am Flaschenhals zu finden ist (Winkler et al., 2019). Auch Nanopartikel ( $0,72 \pm 0,09$  µm) am Flaschenhals (im Spülwasser vom Flaschenhals analysiert) steigen durch wiederholtes Öffnen und Schließen stark an: von mehreren Tausend nach dem ersten Öffnen auf > 1–3 Mio. nach 10- bzw. 50-maligem Öffnen/Schließen (Winkler et al., 2022).

### 3.1.2 Einträge aus dem Flaschen-Material

Auch **aus dem Material der Flasche selbst kann nachweislich Mikro- und Nanoplastik freigesetzt werden**. An neuen Kunststoffoberflächen können aus dem Herstellungsprozess stammende Mikro- und Nanopartikel anhaften, die in den ersten Verwendungszyklen freigesetzt werden. Zudem kann thermische oder mechanische Stresseinwirkung durch Erhitzen, Kühlen/Frieren, Befüllen & CO<sub>2</sub>-Zusatz, Quetschen etc. bei Transport, Lagerung und Verwendung zusätzliche Partikel an den Kunststoffoberflächen generieren bzw. freisetzen. Dies wurde für PET-, PE- und PP-Flaschen gezeigt (Chen et al., 2023, Heider, 2022). Auf solche Weise freigesetztes Material resultiert in hohen **Partikel-Konzentrationen (in Millionenhöhe) im Größenbereich von Nanometern bis wenigen Mikrometern, welcher durch die hier verwendete Untersuchungsmethode nicht abdeckbar ist. Dies erklärt, warum PET, obwohl es das Hauptverpackungsmaterial ist, nicht die Kunststoff-Anzahlkonzentration in der vorliegenden Untersuchung dominiert.**

Eine hohe Freisetzung durch „Stress“, der auf die Flaschen ausgeübt wird, kann durch Druck beim **Zusetzen von Kohlensäure** sowie durch Anlagerung der Blasen und Kavitationsenergie beim Implodieren dieser Blasen entstehen (beide Effekte getrennt führten zu ähnlich hoher Freisetzung und in Synergie zu nochmals gesteigerter Freisetzung von Millionen an Partikeln/L). Auch das **Kühlen von kohlenstoffhaltigen Getränken** in der Flasche (von 25 °C auf 4 °C) erhöht den Druck und steigert die Partikelfreisetzung; Das **Einfrieren** (-18 °C) erzeugt zudem mechanischen Stress durch Volumenexpansion und führt zu nochmals gesteigerter Freisetzung. **Mehrmaliges Befüllen mit Wasser & Kohlensäure** reduziert hingegen die Mikro- und Nanoplastikfreisetzung (um 91 % nach drei Runden) und könnte als Vorbereitungsschritt in Füllanlagen dienen. Auch das (mehrmalige) Spülen mit Wasser reduziert die Freisetzung, jedoch weniger effizient. Umgekehrt macht **wiederholtes Frieren und Auftauen** das Material spröde und erhöht die Freisetzung (Chen et al., 2023). Ähnlich greift auch **UV-Strahlung** das Material an und führt zur Freisetzung von Plastikpartikeln (Taheri et al., 2022). Stress auf Kunststoffflaschen kann auch durch **Erhitzen** (z. B. beim Sterilisieren von Babyflaschen, durch heiß eingefüllte Getränke, beim Verwenden von Schrumpffolie für Etiketten oder Multipacks, oder durch Sonneneinstrahlung) entstehen (Zangmeister et al., 2022, Heider, 2022, Taheri et al., 2022). Bei PP-Babyflaschen z. B. bildete sich durch die Erhitzung bei der Sterilisation Nanoplastik auf der Oberfläche. Im ersten Verwendungszyklus führte dies zur Freisetzung von Nanoplastik im Bereich von mehreren 100 Mio. Stk/L. Bei weiteren fünf Verwendungszyklen ohne zwischenzeitliche Sterilisation sank die Freisetzung schnell ab (ähnlich Referenz-Flaschen aus Glas). Ein Versuch über 10 Zyklen mit je einer erneuten Sterilisation der PP-Flaschen zwischen je fünf Verwendungen, zeigte erneut höhere Freisetzung nach der Sterilisation, jedoch mit sinkenden Nanoplastik-Konzentrationen über die 10 Sterilisations-/Verwendungszyklen (Heider, 2022). Stress auf die Verpackung entsteht auch beim **Transport**, etwa durch Quetschen der Flaschen oder Schwenken der Flüssigkeit darin, was zur Mikroplastikfreisetzung führen kann (Zhou et al. 2023 in (Lam, Chow und Fok, 2024)) und eine positive Korrelation zwischen der Mikroplastik-Konzentration und Entfernung des Produktionsorts erklären kann (Lam, Chow und Fok, 2024).

Bezüglich der Mikroplastik-Anzahlkonzentrationen waren PET-Flaschen im Vergleich zu anderen Verpackungsmaterialien, insbesondere Glasflaschen (aber auch Dosen oder TetraPak), meist geringer belastet (Socas-Hernández et al., 2024, Lam, Chow und Fok, 2024, Wang und Wang, 2024, Basaran et al., 2024). Dies könnte jedoch hinsichtlich der Belastung mit Nanoplastik ganz anders aussehen. Denn die beschriebene Freisetzung von hohen Nanoplastik-Anzahlen aus dem Flaschenmaterial ist zumindest aus Glasflaschen nicht zu erwarten.

## 3.2 Einträge aus der Produktionsumgebung

Auch andere Kunststoffe als das Flaschen- oder Verschlussmaterial können in Getränken gefunden werden. Verantwortlich dafür ist wahrscheinlich ein **Eintrag aus der Produktionsumgebung oder aus den verwendeten Rohstoffen**.

### 3.2.1 Einträge aus der Produktionslinie

**In der Produktionslinie kommen für den Lebensmittelkontakt zugelassene Kunststoffe direkt mit den Rohstoffen und Getränken in Kontakt.** Verschleiß von Kunststoffmaterialien in der Produktion kann zum Eintrag in die Getränke führen, (Socas-Hernández et al., 2024, Diaz-Basantes, Conesa und Fullana, 2020, Basaran et al., 2024, Wang und Wang, 2024). **Länger genutzte, ältere Kunststoffe können spröde werden** und Mikroplastik emittieren, aber auch **neu eingesetzte Kunststoffteile können oberflächliche Mikro- und Nanoplastik-Artefakte aus dem Herstellungsprozess**, insbesondere unter Stresseinwirkung in den ersten Verwendungszyklen, freisetzen (Chen et al., 2023, Heider, 2022) (siehe Kapitel 3.1.2). PVC und PU könnten beispielsweise aus lebensmittelechten Schläuchen, Dichtmaterialien oder ähnlichen Anwendungen freigesetzt werden (Wang und Wang, 2024). PVC könnte jedoch auch aus Vinylhandschuhen stammen, denn bei der Lebensmittelproduktion und Verarbeitung werden Handschuhe aus Nitril, Latex oder Vinyl (PVC) verwendet. Auch PA (Nylon) wird häufig für hitzebeständige Utensilien mit Lebensmittelkontakt eingesetzt, wie etwa für Küchenhelfer oder Nylon-Teebeutel. Letztere sorgten aufgrund der hohen Mikroplastik-Freisetzung (Hernandez et al., 2019) für mediales Aufsehen. PA (Nylon) kann auch als Filtermaterial in der Lebensmittelindustrie verwendet werden (sowie auch PE und PP) und so im Produktionsprozess eingetragen werden. Auch PS ist ein gängiges Lebensmittelkontaktmaterial, insbesondere als Verpackungsmaterial, ebenso wie PP. In PS oder PP verpackte Rohstoffe könnten ebenso ein Eintragspfad für die Getränke sein. Auch Flaschenverschlüsse können aus PS oder PP sein (Lam, Chow und Fok, 2024), dies war in den hier vorliegenden Proben aber nicht der Fall.

### 3.2.2 Einträge aus der Umgebungsluft

**Einträge aller gefundenen Kunststofftypen sind jedoch auch aus der Umgebungsluft während des Produktionsprozesses möglich.** Alle in der Produktionslinie verwendeten Kunststoffkomponenten können grundsätzlich **Abrieb** in die Luft emittieren, ebenso wie sonstige in Produktionsräumen vorhandene Kunststoffe (z. B. Streifenvorhänge aus PVC, Luftfilter aus PTFE) oder in der Nähe verarbeitete Kunststoffe (z. B. auch Etikettenrollen, Schrumpffolien für Multipacks etc.) (Lam, Chow und Fok, 2024). Die **Bekleidung** des Personals und etwaiges **Schutzequipment** (z. B. Haar-/Bartnetz, Mundschutz, Schuhüberzieher, Handschuhe, Kittel) aus synthetischen Materialien können ebenfalls Mikroplastik emittieren. Synthetische Kleidung und Gewebe für Schutzequipment sind häufig aus Polyester (PET), PP-Vlies und Nylon (PA); Folienkittel, Folienhandschuhe oder Schuhüberzieher üblicherweise aus PE oder PP. Generell ist die Mikroplastik-Belastung der Luft in Innenräumen höher als im Freien (Zhao et al., 2023), konkrete Studien aus der Lebensmittelindustrie sind dem Umweltbundesamt nicht bekannt. Zudem werden in Luftproben überwiegend Fasern gefunden (Boccia et al., 2024), die auch in Getränken häufig dominieren (siehe Tabelle 1). Selbiges gilt meist aber auch für Wasser, welches als Hauptrohstoff auch für Mikroplastikeinträge verantwortlich sein kann.

### 3.2.3 Einträge aus verwendeten Zutaten

**In verwendeten Ausgangsstoffen enthaltenes Mikroplastik kann in die Getränke gelangen.** Zutaten, wie Zucker, Aromen, Sirupe und Additive, können Mikroplastik enthalten und in Getränke eintragen. Die Hauptzutat in Limonaden, Eistees und ähnlichen Getränken ist jedoch Wasser. Um einen Liter Softdrink zu produzieren, werden etwa 3–4 L Trinkwasser eingesetzt (Grumezescu und Holban, 2018 in (Shruti et al., 2020)). Die Herkunft und Mikro-/Nanoplastikbelastung des verwendeten Wassers spielt also eine wichtige Rolle. Eine zusätzliche Aufbereitung durch sub- $\mu\text{m}$  Filtration kann die Konzentrationen verringern (Diaz-Basantes, Conesa und Fullana, 2020, Lam, Chow und Fok, 2024, Abdulmalik Ali, 2019). Auch indirekt kann Wasser zum Eintrag in Getränke führen, wenn es zum Reinigen von Anlagen, Produktionsmitteln und Verpackungsmaterial verwendet wird (Shruti et al., 2020, Basaran et al., 2024). Die Getränkeindustrie bezieht Trinkwasser meist lokal, weshalb es aus unterschiedlichen Quellen stammen kann – Grundwasser, Quellwasser, Oberflächenwasser (Uferfiltrat, Reservoirs) etc. – aus welchen es direkt oder über ein öffentliches Verteilernetz bezogen wird (Shruti et al., 2020, Basaran et al., 2024).

**Österreich versorgt sich überwiegend aus Grundwasser, was eine relativ geringe Belastung der getesteten Getränke erklären kann,** etwa im Vergleich zu den Studien aus Ecuador und China mit höheren mittleren Belastungen (siehe Tabelle 1). In der genannten chinesischen Studie (Lam, Chow und Fok, 2024) folgte die Reihung der untersuchten Getränkekategorien nach Mikroplastik-Konzentrationen den typischen Wassergehalten der Getränke (in %): Mineralwasser (100 %) > Softdrinks (100 %) > Eistees (99,5 %) > Isotonische & Energydrinks (95 %) > Fruchtsaft (90–94 %). Eine Studie aus den USA, die dasselbe Softdrink-Produkt aus verschiedenen US-Großstädten (Atlanta, Chicago, Los Angeles, Washington

DC) in je drei verschiedenen Gebinden (PET, Glas, Dose) verglichen, stellte fest, dass die regionale Herkunft des Produktes stark mit der Mikroplastik-Belastung zusammenhängt, bei nachrangigem Einfluss der verwendeten Verpackung, und führte dies v. a. auf die lokale Wasserqualität zurück (Wang und Wang, 2024). Die beiden am höchsten belasteten Getränke einer türkischen Studie enthielten Leitungswasser aus öffentlicher Versorgung (Altunışık, 2023) und auch bei Flaschenwasserproben war die Herkunft des Wassers (geringste Belastung bei Grundwasser) relevanter für die Mikroplastikbelastung, als die Verpackung (Glas oder PET) (Abdulmalik Ali, 2019).

Häufig wird Wasser vor der Verwendung im Produktionsprozess gefiltert, was die Konzentrationen (je nach Porengröße) deutlich reduzieren kann, und auch vor dem Befüllen ist es bei antialkoholischen Getränken üblich, nochmals zu filtrieren. Einträge nach diesem Schritt können durch Deposition aus der Umgebungsluft oder durch das Verschließen entstehen (Lam, Chow und Fok, 2024), wie oben beschrieben (siehe Kapitel 3.2.2 und 3.1.1).

## 4 GESUNDHEITSASPEKTE VON MIKROPLASTIK

Mikro- und Nanoplastik können vor allem über die Nahrung (über den Darm) und die Atmung (durch die Lunge) und in geringerem Maße auch über die Haut (insbesondere bei Störungen der Hautbarriere) in den Körper aufgenommen werden (Winiarska, Jutel und Zemelka-Wiacek, 2024, Damaj et al., 2024). Schätzungen der Aufnahme über die Nahrung reichen von weniger als 1 Milligramm pro Jahr bis hin zu 250 Gramm pro Jahr und sind mit großen Unsicherheiten behaftet (Senthirajah et al., 2021, Pletz, 2022, Mohamed Nor et al., 2021). Große Teile dessen was verzehrt oder inhaliert wird, werden nicht aufgenommen, sondern direkt wieder ausgeschieden (z. B. über Stuhl, Urin, Nasen- bzw. Lungensekret). Plastikpartikel wurden in menschlichen Proben von Lunge, Leber, Herz, Niere, Milz, Gehirn, Darm, Hoden, Uterusgeweben, Plazenta, Blut, Ablagerungen in Arterien, Sperma, Muttermilch, Auswurf (beim Husten), Speichel, Urin, Kindspech und Stuhl nachgewiesen (Winiarska, Jutel und Zemelka-Wiacek, 2024, Yang et al., 2023). Aufgrund der Allgegenwart von Kunststoffen muss jedoch erwähnt werden, dass oft hohe Blindwerte auch zur Kontamination von Proben führen können. Die Aufnahme in die Zellen bzw. in Gewebe und Organe wird erleichtert, je kleiner die Plastikteile sind (z. B.  $< 150 \mu\text{m}$  bei Darm,  $< 0,3 \mu\text{m}$  bei Plazenta und Gehirn). Kunststoffe können an ihrer Oberfläche einen Film aus körpereigenen Molekülen, wie Proteinen, Fetten und Zucker, bilden, was sie zellgängiger bzw. schwieriger als Fremdstoff erkennbar machen kann (Winiarska, Jutel und Zemelka-Wiacek, 2024, Damaj et al., 2024). Mikro-/Nanoplastik kann in Geweben und Organen akkumulieren.

Mögliche gesundheitliche Effekte, wurden aus Übersichtsarbeiten zusammengefasst (Winiarska, Jutel und Zemelka-Wiacek, 2024, Damaj et al., 2024, Yang et al., 2023):

- Mikro-/Nanoplastik wurde bei (insbesondere beruflicher) Exposition über die Atemluft bereits mit **Atemwegserkrankungen**, wie Lungenkrebs, Asthma und Hypersensitivitätspneumonitis (allergische Reaktion mit Symptomen, wie Husten, Atemnot, Keuchen) und chronischen Lungentzündungen sowie mit **neurologischen Symptomen**, wie Müdigkeit und Schwindel, in Verbindung gebracht. Neurotoxische Effekte und Verhaltensänderungen finden sich auch bei Versuchen mit Testorganismen bei oraler Exposition.
- Auch **Auswirkungen auf den Verdauungstrakt** durch Mikro-/Nanoplastik sind möglich. Insbesondere entzündliche Darmerkrankungen und Schädigungen der Darmschleimhaut, Störungen der Darmflora (welche möglicherweise zur Entstehung von Nierenerkrankungen, nicht-alkoholischer Fettleber und erhöhter Sensitivität gegenüber Lebensmittelallergenen beitragen), bis hin zu möglichen Zusammenhängen mit Darm-/Bauchspeicheldrüsenkrebs werden berichtet und diskutiert.
- Des Weiteren gibt es viele Hinweise auf negative **Auswirkungen auf die Reproduktion** aus Tierversuchen. Dazu zählen Schädigungen der Fort-

pflanzungsorgane und reduzierte Spermienqualität sowie verringerte Reproduktion. Kleine Partikel können auch die Plazenta-Schranke zum Fötus passieren sowie die Blut-Hirn-Schranke. Bei Ratten wurde nachgewiesen, dass bei einer Atemwegs-Exposition während der Trächtigkeit Plastikpartikel auch im Gehirn des Fötus zu finden waren.

- Auch das **Herz-Kreislaufsystem** kann durch Mikro-/Nanoplastik belastet werden. Arterielle Ablagerungen von Plastikpartikeln könnten zu einem erhöhten Risiko für Herzinfarkte beitragen.
- Bei **Leberzirrhose Patienten** wurde Mikroplastik in der Leber nachgewiesen, jedoch keines bei einer Kontrollgruppe von Gesunden.

In vielen Fällen ist nicht klar, ob Mikro-/Nanoplastik im Gewebe **als eine Ursache der Erkrankungen einzustufen ist oder eine Konsequenz der Erkrankungen ist** (da geschädigte Gewebe oder Membranen „durchlässiger“ für die Plastikpartikel werden).

Versuche an menschlichen Zelllinien (die jedoch häufig mit hohen Konzentrationen durchgeführt werden) bestätigten jedoch, dass Nano- und Mikroplastik Immunreaktionen hervorrufen, zum Zelltod führen (Apoptose) und Zellen und Gewebe schädigen können (Zytotoxizität), etwa durch Entzündungsreaktionen und oxidativen Stress. Auch genotoxische (erbgutschädigende) Wirkungen wurden beobachtet. Die Partikel selbst können (formabhängig; insbesondere Fasern) physischen Schaden verursachen und Entzündungsreaktionen hervorrufen; aber auch eine Vielzahl von in Kunststoffen verwendete chemische Zusatzstoffe (Weichmacher, Flammschutzmittel etc.) oder Ausgangsmaterialien können gesundheitsschädigende Wirkungen haben (z. B. Phthalate, Bisphenol A, Styrol).<sup>1</sup> Additive können jedoch nicht nur aus aufgenommenem Mikro- und Nanoplastik im Körper stammen, sondern auch aus verwendeten Kunststoff-Gegenständen migrieren und über die Nahrung oder Atemluft bzw. Haut aufgenommen werden (Winiarska, Jutel und Zemelka-Wiacek, 2024, Damaj et al., 2024, Yang et al., 2023). Darüber hinaus sind diese Stoffe häufig auch als Kontaminanten in der Umwelt und in Lebensmitteln vorhanden und werden als solche über die Nahrung und andere Quellen aufgenommen.

Bisher können, vor allem aufgrund fehlender Daten im Menschen, keine klaren kausalen Schlüsse zur Gesundheitsschädigung durch Mikro- und Nanoplastik gezogen werden. Jedoch gibt es viele Hinweise, die sich in den letzten Jahren verdichtet haben, die es nicht erlauben Mikro-/Nanoplastik als für den Menschen „unbedenklich“ zu betrachten. Zu bedenken ist, dass die Allgegenwart, insbesondere in Atemluft und Nahrung, eine permanente Exposition mit sich bringt, was zu chronischen Effekten führen kann, die zur Erhöhung von Krankheitsrisiken beitragen. Kunststoffpartikel im Menschen wurden mittlerweile in (fast) allen Körperregionen nachgewiesen. Kunststoffpartikel und enthaltene Additive stellen

---

<sup>1</sup> Eine Beschreibung zum Einsatz sowie zur Einstufung hinsichtlich gefährlicher Eigenschaften verschiedener Kunststoffadditive geht über den Rahmen dieser Interpretation hinaus. Jedoch möchten wir zur weiterführenden Information auf folgende Quellen verweisen:

- <https://echa.europa.eu/de/mapping-exercise-plastic-additives-initiative>
- <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals>

also definitiv zusätzliche Belastungsfaktoren für die Gesundheit dar, welche in Kombination mit anderen Stressoren, bzw. bei empfindlichen Bevölkerungsgruppen (wie beispielsweise besonders empfindliche oder bereits vorerkrankte und geschwächte Personen) schlagend werden können. Hinsichtlich des noch unklaren Ausmaßes der Folgen einer konstanten Exposition ist jedenfalls eine Reduktion dieser Belastung im Sinne des Vorsorgeprinzips sinnvoll.

## 5 ABKÜRZUNGEN

ABS .....	Acrylnitril-Butadien-Styrol
EVA .....	(Poly)Ethylen Vinylacetat
FTIR.....	Fourier-Transformations-Infrarot Spektroskopie
LDIR.....	Laser-Direct-Infrared Imaging
NN .....	nicht nachgewiesen
PA .....	Polyamid
PAM .....	Polyacrylamid
PAN.....	Polyacrylnitril
PBN .....	Pyrenbuttersäure-N-hydroxysuccinimidylester
PC .....	Polycarbonat
PE.....	Polyethylen
PEA .....	Polyesteramide
PES.....	Polyester (inkl. PET)
PET.....	Polyethylenterephthalat
PLA .....	Polylaktide
POM .....	Polyoxymethylen
PMMA.....	Polymethylmethacrylat
PP .....	Polypropylen
PS.....	Polystyrol
PVA .....	Polyvinylalkohol
PVC .....	Polyvinylchlorid
PVL.....	Polyvinyl Laurate
Zell.....	zelluloseartig (natürlich od. synthetisch)

## 6 LITERATUR

- ABDULMALIK ALI, M.G., 2019. Presence And Characterization Of Microplastics In Drinking (Tap/Bottled) Water And Soft Drinks. Master Thesis. North Dakota.
- ALTUNIŞIK, A., 2023. Prevalence of microplastics in commercially sold soft drinks and human risk assessment [online]. *Journal of environmental management*, **336**, 117720. *Journal of environmental management*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jenvman.2023.117720
- BASARAN, B., Ü. AYTAN, Y. ŞENTÜRK, Z. ÖZÇİFÇİ und H.T. AKÇAY, 2024. Microplastic contamination in some beverages marketed in türkiye: Characteristics, dietary exposure and risk assessment [online]. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, **189**, 114730. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.fct.2024.114730
- BOCCIA, P., S. MONDELLINI, S. MAURO, M. ZANELATO, M. PAROLINI und E. STURCHIO, 2024. Potential Effects of Environmental and Occupational Exposure to Microplastics: An Overview of Air Contamination [online]. *Toxics*, **12**(5), 320. *Toxics*. Verfügbar unter: doi:10.3390/toxics12050320
- CHEN, Y., H. XU, Y. LUO, Y. DING, J. HUANG, H. WU, J. HAN, L. DU, A. KANG, M. JIA, W. XIONG und Z. YANG, 2023. Plastic bottles for chilled carbonated beverages as a source of microplastics and nanoplastics [online]. *Water Research*, **242**, 120243. *Water Research*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.watres.2023.120243
- CROSTA, A., M. PAROLINI und B. de FELICE, 2023. Microplastics Contamination in Nonalcoholic Beverages from the Italian Market. *International journal of environmental research and public health*, **20**(5). *International journal of environmental research and public health*.
- DAMAJ, S., F. TRAD, D. GOEVERT und J. WILKESMANN, 2024. Bridging the Gaps between Microplastics and Human Health [online]. *Microplastics*, **3**(1), 46-66. *Microplastics*. Verfügbar unter: doi:10.3390/microplastics3010004
- DIAZ-BASANTES, M.F., J.A. CONESA und A. FULLANA, 2020. Microplastics in Honey, Beer, Milk and Refreshments in Ecuador as Emerging Contaminants [online]. *Sustainability*, **12**(14), 5514. *Sustainability*. Verfügbar unter: doi:10.3390/su12145514
- EUROPEAN COMMISSION, 2023. Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards synthetic polymer microparticles (Text with EEA relevance). *C/2023/6419* [online]. 2023. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R2055>

- GIESE, A., J. KERPEN, F. WEBER und J. PREDIGER, 2021. A Preliminary Study of Microplastic Abrasion from the Screw Cap System of Reusable Plastic Bottles by Raman Microspectroscopy [online]. *ACS ES&T Water*, **1**(6), 1363-1368. ISSN 2690-0637. Verfügbar unter: doi:10.1021/acsestwater.0c00238
- HEIDER, K.A.E., 2022. Methodenentwicklung zur Charakterisierung von Mikro- und Nanopartikeln in Babyflaschen. Masterarbeit. Leoben.
- HERNANDEZ, L.M., E.G. XU, H.C.E. LARSSON, R. TAHARA, V.B. MAISURIA und N. TUFENKJI, 2019. Plastic Teabags Release Billions of Microparticles and Nanoparticles into Tea [online]. *Environmental science & technology*, **53**(21), 12300-12310. *Environmental science & technology*. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.9b02540
- LAM, T.W.L., A.S.Y. CHOW und L. FOK, 2024. Human exposure to microplastics via the consumption of nonalcoholic beverages in various packaging materials: The case of Hong Kong [online]. *Journal of hazardous materials*, **472**, 134575. *Journal of hazardous materials*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jhazmat.2024.134575
- MOHAMED NOR, N.H., M. KOOI, N.J. DIEPENS und A.A. KOELMANS, 2021. Lifetime Accumulation of Microplastic in Children and Adults [online]. *Environmental science & technology*, **55**(8), 5084-5096. *Environmental science & technology*. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.0c07384
- NOCOŃ, W., K. MORACZEWSKA-MAJKUT und E. WIŚNIEWSKA, 2023. Microplastics in bottled water and bottled soft drinks [online]. *Desalination and Water Treatment*, **312**, 64-69. ISSN 19443986. Verfügbar unter: doi:10.5004/dwt.2023.29946
- PLASTICS EUROPE, 2022. *Plastics - The Facts 2022* [online] [Zugriff am: 31. Mai 2023]. Verfügbar unter: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>
- PLETZ, M., 2022. Ingested microplastics: Do humans eat one credit card per week? [online]. *Journal of Hazardous Materials Letters*, **3**, 100071. ISSN 26669110. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.hazl.2022.100071
- SENATHIRAJAH, K., S. ATTWOOD, G. BHAGWAT, M. CARBERY, S. WILSON und T. PALANISAMI, 2021. Estimation of the mass of microplastics ingested - A pivotal first step towards human health risk assessment [online]. *Journal of hazardous materials*, **404**(Pt B), 124004. *Journal of hazardous materials*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jhazmat.2020.124004
- SHRUTI, V.C., F. PÉREZ-GUEVARA, I. ELIZALDE-MARTÍNEZ und G. KUTRALAM-MUNIASAMY, 2020. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks - Future research and environmental considerations [online]. *The Science Of The Total Environment*, **726**, 138580. *The Science Of The Total Environment*. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138580

- SINGH, T., 2021. Generation of microplastics from the opening and closing of disposable plastic water bottles [online]. *Journal of water and health*, **19**(3), 488-498. ISSN 1477-8920. Verfügbar unter: doi:10.2166/wh.2021.025
- SOCAS-HERNÁNDEZ, C., P. MIRALLES, J. GONZÁLEZ-SÁLAMO, J. HERNÁNDEZ-BORGES und C. COSCOLLÀ, 2024. Assessment of anthropogenic particles content in commercial beverages [online]. *Food chemistry*, **447**, 139002. Food chemistry. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.foodchem.2024.139002
- TAHERI, S., B. SHOSHTARI-YEGANEH, H. POURZAMANI und K. EBRAHIMPOUR, 2022. Investigating the pollution of bottled water by the microplastics (MPs): the effects of mechanical stress, sunlight exposure, and freezing on MPs release [online]. *Environmental monitoring and assessment*, **195**(1), 62. Environmental monitoring and assessment. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10661-022-10697-2
- WANG, Y. und Y. WANG, 2024. Assessing microplastic contamination in soda beverages: A Multi-city, Multi-container laser Direct infrared spectroscopy study [online]. *Heliyon*, **10**(12), e32805. ISSN 2405-8440. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.heliyon.2024.e32805
- WINIARSKA, E., M. JUTEL und M. ZEMELKA-WIACEK, 2024. The potential impact of nano- and microplastics on human health: Understanding human health risks [online]. *Environmental research*, **251**(Pt 2), 118535. Environmental research. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.envres.2024.118535
- WINKLER, A., F. FUMAGALLI, C. CELLA, D. GILLILAND, P. TREMOLADA und A. VALSESIA, 2022. Detection and formation mechanisms of secondary nanoplastic released from drinking water bottles [online]. *Water Research*, **222**, 118848. Water Research. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.watres.2022.118848
- WINKLER, A., N. SANTO, M.A. ORTENZI, E. BOLZONI, R. BACCHETTA und P. TREMOLADA, 2019. Does mechanical stress cause microplastic release from plastic water bottles? [online]. *Water Research*, **166**, 115082. Water Research. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.watres.2019.115082
- YANG, Z., M. WANG, Z. FENG, Z. WANG, M. LV, J. CHANG, L. CHEN und C. WANG, 2023. Human Microplastics Exposure and Potential Health Risks to Target Organs by Different Routes: A Review [online]. *Current Pollution Reports*, **9**(3), 468-485. Current Pollution Reports. Verfügbar unter: doi:10.1007/s40726-023-00273-8
- ZANGMEISTER, C.D., J.G. RADNEY, K.D. BENKSTEIN und B. KALANYAN, 2022. Common Single-Use Consumer Plastic Products Release Trillions of Sub-100 nm Nanoparticles per Liter into Water during Normal Use [online]. *Environmental science & technology*, **56**(9), 5448-5455. Environmental science & technology. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.1c06768

- ZHANG, J., M. PENG, E. LIAN, L. XIA, A.G. ASIMAKOPOULOS, S. LUO und L. WANG, 2023. Identification of Poly(ethylene terephthalate) Nanoplastics in Commercially Bottled Drinking Water Using Surface-Enhanced Raman Spectroscopy [online]. *Environmental science & technology*, **57**(22), 8365-8372. Environmental science & technology. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.3c00842
- ZHAO, X., Y. ZHOU, C. LIANG, J. SONG, S. YU, G. LIAO, P. ZOU, K.H.D. TANG und C. WU, 2023. Airborne microplastics: Occurrence, sources, fate, risks and mitigation [online]. *The Science Of The Total Environment*, **858**(Pt 2), 159943. The Science Of The Total Environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2022.159943

**Umweltbundesamt GmbH**

Spittelauer Lände 5  
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

[office@umweltbundesamt.at](mailto:office@umweltbundesamt.at)  
[www.umweltbundesamt.at](http://www.umweltbundesamt.at)