

TEXTE

128/2021

# Kunststoffe in Böden

**von:**

Isgar Schneider, Praktikant FG II 2.6

Dr. Katrin-Nannette Scholz, FG II 2.6

Dr. Annegret Biegel-Engler, FG II 2.6

Dr. Franziska Krüger, FG III 1.6

Dr. Petra Weißhaupt, FG III 1.6

Tim Hermann, FG III 2.4

Hermann Kessler, FG III 2.2

Dr. Ulrike Braun, FG III 2.5

Daniel Sättler, FG IV 2.3

Dr. Philipp Eichler, FG I 2.2

**Herausgeber:**

Umweltbundesamt



TEXTE 128/2021

## **Kunststoffe in Böden**

von

Isgar Schneider, Praktikant FG II 2.6

Dr. Katrin-Nannette Scholz, FG II 2.6

Dr. Annegret Biegel-Engler, FG II 2.6

Dr. Franziska Krüger, FG III 1.6

Dr. Petra Weißhaupt, FG III 1.6

Tim Hermann, FG III 2.4

Hermann Kessler, FG III 2.2

Dr. Ulrike Braun, FG III 2.5

Daniel Sättler, FG IV 2.3

Dr. Philipp Eichler, FG I 2.2

## Impressum

### Herausgeber

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

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

### Abschlussdatum:

Februar 2021

### Redaktion:

Fachgebiet II 2.6 Maßnahmen des Bodenschutzes  
Dr. Katrin-Nannette Scholz, Dr. Annegret Biegel-Engler

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, November 2021

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	6
Tabellenverzeichnis .....	6
Abkürzungsverzeichnis.....	7
1 Einleitung.....	8
2 Definition Kunststoffe, Mikroplastik, Nanoplastik .....	9
3 Eintragspfade von Kunststoffen in den Boden.....	9
3.1 Überblick .....	9
3.2 Reifenabrieb.....	13
3.3 Klärschlamm, Komposte und Gärreste .....	14
3.4 Sport- und Reitplätze .....	15
3.5 Folien in der Landwirtschaft und im Gartenbau .....	17
3.6 Littering.....	18
3.7 Atmosphärische Deposition .....	19
3.8 Abbau Windenergieanlagen .....	20
3.9 Weitere Quellen.....	20
4 Bestimmung von Kunststoffen in Böden.....	21
5 Verweilzeiten und Abbau im Boden.....	22
6 Wirkungen von Kunststoffen in Böden .....	23
6.1 Kunststoffe als Träger schädlicher Stoffe im Boden .....	23
6.2 Wirkung auf Bodeneigenschaften.....	24
6.3 Wirkung auf das Ökosystem Boden (Fauna, Flora, Mikrobiota).....	25
6.4 Transfer in Grundwasser/Oberflächengewässer/Luft .....	27
6.5 Fazit.....	29
7 EU-weite Maßnahmen zur Reduzierung der Kunststoffgehalte in Böden .....	30
8 Handlungsbedarf .....	31
9 Forschungsbedarf.....	33
10 Literaturverzeichnis.....	35

## **Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 1: Maßgebliche Eintragspfade von Kunststoffen in Böden.....10

## **Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: Top 30 Eintragsquellen von Kunststoffen in die Umwelt .....11

Tabelle 2: Jährliche Anwendungs- und Freisetzungsmengen von Mikroplastik für  
ausgewählte Anwendungen in der EU .....12

## Abkürzungsverzeichnis

<b>BMU</b>	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
<b>BBodSchV</b>	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
<b>BMU</b>	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
<b>BISp</b>	Bundesinstitut für Sportwissenschaften
<b>BMBF</b>	Bundesministeriums für Bildung und Forschung
<b>CRF</b>	controlled release fertilizers
<b>DDT</b>	Dichlordiphenyltrichlorethan
<b>DFB</b>	Deutscher Fußball-Bund e.V.
<b>DIN</b>	Deutsches Institut für Normung
<b>DOSB</b>	Deutscher olympischer Sportbund
<b>DüMV</b>	Düngemittelverordnung
<b>ECHA</b>	Europäische Chemikalienagentur
<b>EPA-Netzwerk</b>	Network of Environmental Protection Agencies
<b>EPDM</b>	Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk
<b>FKZ</b>	Forschungskennzahl
<b>IAKS</b>	Internationale Vereinigung Sport- und Freizeiteinrichtungen
<b>ICP Vegetation</b>	Internationale Arbeitsgruppe zur Beobachtung von Luftverunreinigungen auf die Vegetation
<b>LAGA</b>	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
<b>LANUV</b>	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
<b>PAK</b>	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
<b>PCB</b>	polychlorierte Biphenyle
<b>POPs</b>	Persistent Organic Pollutants
<b>SBR</b>	polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
<b>TPE</b>	thermoplastischen Elastomeren
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt

## 1 Einleitung

Kunststoffe sind vielseitig einsetzbar und erleichtern uns das Leben in vielen Bereichen. Zum Problem können Kunststoffe werden, wenn sie in die Umwelt gelangen und dort von Organismen aufgenommen und in die Ökosysteme eingetragen werden. Folgen der Verunreinigungen mit großen Kunststoffteilen wie Plastiktüten sind offensichtlich, doch auch das kaum sichtbare Mikroplastik birgt Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Denn einmal in die Umwelt eingetragen, kann Mikroplastik kaum zurückgeholt werden.

Durch die geringe Größe kann Mikroplastik leicht von Lebewesen aufgenommen und entlang der Nahrungskette angereichert werden. Welche Konzentrationen für Mensch und Umwelt sicher sind, kann zurzeit noch nicht abgeschätzt werden, da nicht genügend aussagekräftige Studien vorliegen. Aufgrund der Besorgnis bereitet die EU-Kommission ein weitreichendes Verwendungsverbot für Mikroplastik vor, das 2022 in Kraft treten soll.

- Kunststoffe werden in der Umwelt überwiegend nur langsam abgebaut.
- Große Kunststoffteile, auch Makroplastik genannt, können sich im Laufe der Zeit zu Mikroplastik zersetzen.
- Mikroplastik zersetzt sich im Laufe der Zeit zu immer kleineren Fragmenten.
- Die Entfernung von Mikroplastik aus den verschiedenen Umweltkompartimenten ist kaum möglich.

Inzwischen finden sich Kunststoffpartikel nahezu überall: in Flüssen, Seen, Meeren, Biota und in den Böden. Diskutiert wird auch, in welchem Ausmaß Kunststoffpartikel in der Luft, im Trinkwasser und in anderen Lebensmitteln vorkommen. Ausführliche Informationen finden Sie in der UBA-Broschüre „Kunststoffe in der Umwelt“ (<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/kunststoffe-in-der-umwelt>).

Der vorliegende Bericht zeigt den Sachstand zum Vorkommen von Kunststoffen in Böden, erläutert die Folgen für die Böden, angrenzenden Medien, Pflanzen und Menschen. Er benennt bereits laufende Maßnahmen, um Kunststoffeinträge in die Böden wirksam zu reduzieren. Darüber hinaus adressiert er, neben dem Forschungsbedarf, den notwendigen weiteren Handlungsbedarf. Eine Kurzform dieses Berichtes ist bereits als Factsheet „Kunststoffe in Böden“ auf der UBA-Webseite verfügbar ([https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/factsheet\\_kunststoffe\\_in\\_boeden.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/publikationen/factsheet_kunststoffe_in_boeden.pdf)).



## 2 Definition Kunststoffe, Mikroplastik, Nanoplastik

Kunststoffe bestehen überwiegend aus synthetischen Polymeren. Polymere setzen sich aus strukturellen Wiederholungseinheiten zusammen, sogenannte Monomere. Es wird unterschieden zwischen isolierten Polymerketten (Thermoplasten) und stark vernetzten Polymerketten (Duromeren), diese unterscheiden sich in ihrer Verarbeitung und Eigenschaften. Elastomere (Gummi) zählen streng genommen nicht zu den Kunststoffen, da jedoch auch aus solchen Materialien Mikropartikel in die Umwelt eingetragen werden, werden diese Partikel zu Vereinfachung in diesem Bericht als Mikroplastik bezeichnet.

Für **Mikroplastik** gibt es **bislang** keine einheitliche Definition. Als obere Grenze für die Größe von Mikroplastik wird meist 5 mm angegeben. Größere Kunststoffobjekte werden häufig als Mesoplastik (5-25 mm) und Makroplastik (>25 mm) bezeichnet.

Nach DIN CEN ISO/TR 21960 Plastics — Environmental Aspects — State of knowledge and methodologies sind eine Reihe von Begriffen international beschrieben und akzeptiert<sup>1</sup>.

Zudem schlägt die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) vor, Kunststofffasern mit einer Länge von 3 nm bis 15 mm und einem Verhältnis der Länge zum Durchmesser von 1:3 ebenfalls unter dem Begriff Mikroplastik zu fassen (ECHA, 2020).. Kunststoffpartikel unter 1 µm werden als **Nanoplastik** bezeichnet.

Weiterhin wird in **primäres und sekundäres Mikroplastik** unterschieden. Das primäre Mikroplastik wird bestimmten Produkten wie z.B. Kosmetika, Beschichtungen oder Farben bewusst zugesetzt, um deren Eigenschaften zu verändern. Im Gegensatz dazu entsteht sekundäres Mikroplastik durch die physikalische, chemische oder biologische/biochemische Zerkleinerung von Makroplastik. Die unterschiedlichen Möglichkeiten der Entstehung dieser Partikel haben zur Folge, dass Mikroplastik keine einheitliche äußere Erscheinungsform hat. Neben einer breiten Farbpalette der Partikel können diese auch unterschiedlichste Formen annehmen.

## 3 Eintragungspfade von Kunststoffen in den Boden

### 3.1 Überblick

Kunststoffe gelangen aus vielen unterschiedlichen Quellen über verschiedene Eintragungspfade in den Boden (siehe Abbildung 1).

<sup>1</sup> (microplastic any solid plastic particle insoluble in water with any dimension between 1 µm and 1 000 µm (= 1 mm))

Note 1 to entry: This term relates to plastic materials within the scope of ISO/TC 61, e.g. rubber, fibres, cosmetic means etc. are not within the scope.

Note 2 to entry: Typically, a microplastic object represents a particle intentionally added to end-user products e.g. cosmetic means, coatings, paints etc. A microplastic object can also result as a fragment of the respective article.

Note 3 to entry: Microplastics may show various shapes.

Note 4 to entry: The defined dimension is related to the longest distance of the particle.

**large microplastic**

any solid plastic particle insoluble in water with any dimension between 1 mm and 5 mm

Note 1 to entry: Microplastics may show various shapes.

Note 2 to entry: Typically, a large microplastic object represents an article consisting of plastic or a part of an end-user product or a fragment of the respective article.

Note 3: Microplastics in this size range are e.g. plastic pellets as intermediates for further down- stream processing such as moulding, extrusion etc. resulting to semi-finished products which are not final end-user products.

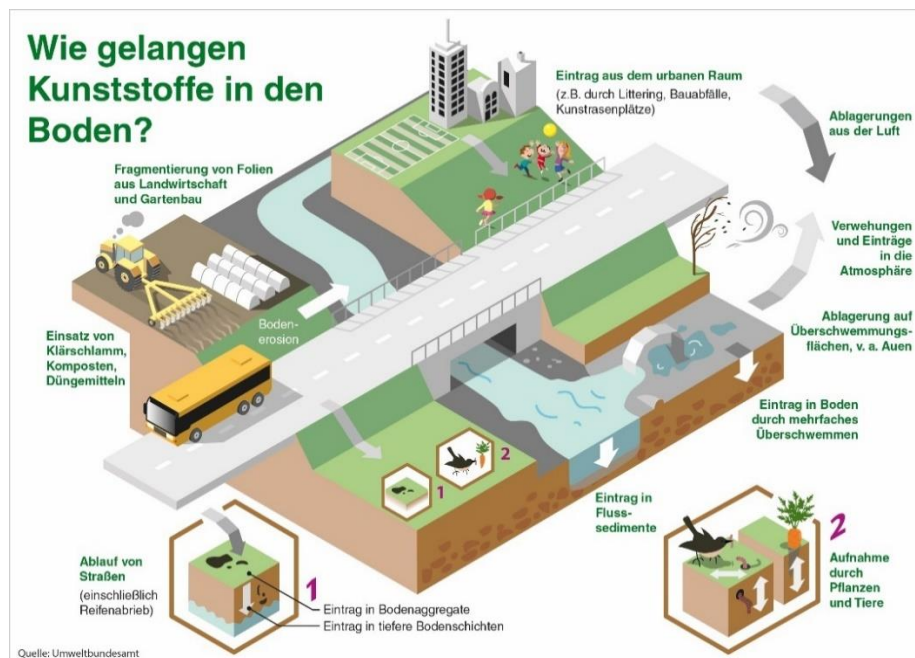
**macroparticle**

solid particle not soluble in water in the dimension above 5 mm

**nanoplastic**

plastic particles smaller than 1 µm.)

Abbildung 1: Maßgebliche Eintragspfade von Kunststoffen in Böden



Bislang sind zu wenige Studien auf Basis von Messungen zu den tatsächlichen Einträgen von Kunststoffen in Böden durchgeführt worden. Der derzeitige Kenntnisstand beruht vornehmlich auf Schätzungen.

Ein erster Überblick über den quantitativen und qualitativen Eintrag von Kunststoffen **in die Umwelt in Deutschland** wurde in einem kürzlich abgeschlossenen Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes „Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien“ (FKZ 3716 34 326 0, unveröffentlicht) erarbeitet (UBA, 2020). Hierbei wurden sowohl achtlos weggeworfene oder liegengelassene Kunststoffabfälle (Vermüllen/Littering; ohne illegale Ablagerungen) als auch Kunststoffprodukte einbezogen, die infolge einer offenen Anwendung einen direkten Kontakt zur Umwelt haben und daraus Einträge von Kunststoffpartikeln in die Umwelt hervorgehen können. Im Rahmen des Projektes wurden die **Mengen an Kunststoffen abgeschätzt, die über diese verschiedenen Wege in die Umwelt gelangen und schließlich dort verbleiben** (auch nach Reinigungs- oder Rückbaumaßnahmen etc.). Hierfür wurde eine Systematik entwickelt, mit deren Hilfe die Kunststoffeinträge in erster Näherung sowohl quantitativ als auch qualitativ ermittelt werden können. Auf dieser Basis werden die Kunststoffprodukte und Kunststoffsorten aufgezeigt, die hinsichtlich des Eintrags in die Umwelt mengenmäßig relevant sind. In diesem Vorhaben wurden zwei Eintragspfade betrachtet: 1. Littering von Kunststoffabfällen und 2. Einträge aus "umweltoffen" eingesetzten Kunststoffprodukten sowie kunststoffhaltigen Produkten.

Aufgrund der begrenzt verfügbaren Daten und Informationen zu Eintragsmengen und den notwendigerweise zu treffenden Annahmen hinsichtlich des Verbleibs von Kunststoffen in der Umwelt wurden für die im Vorhaben ermittelten Verbleibmengen jeweils Spannbreiten angegeben. In der folgenden Tabelle sind die „TOP 30“ Eintragsquellen gemäß dieser Studie aufgelistet.

**Tabelle 1: Top 30 Eintragsquellen von Kunststoffen in die Umwelt „Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien“ (FKZ 3716 34 326 0, kurz vor der Veröffentlichung)**

„Eintragspfad	Quelle / Eintragsbereich	Kunststoffeintrag [t/a]
Eintrag aus beabsichtigt in der Umwelt verwendeten („umweltoffen“ eingesetzten) Kunststoffprodukten und kunststoffhaltigen Produkten	Reifen, KFZ (Abrieb)	143.260 (129.000- 158.000)
	Rohre	25.410 (4.620-46.200)
	Geotextilien	3.500 (2.500-4.500)
	Schuhe (Abrieb)	2.400 (1.600-3.200)
	Pflanztöpfe	2.285 (415-4.150)
	Klärschlamm	2.250 (1.500 – 3.000)
	Komposte	2.230 (1.090 – 3.340)
	Düngemittel	2.025 (1.970-2.075)
	Granulat für Kunstrasenplätze	1.930 (1.545 – 2.315)
	Rasengitter	1.790 (325 – 3.250)
	Fahrbahnmarkierungen	1.760 (1.130-2.390)
	Agrarfolien/Erntefolien	1.650 (300-3.000)
	Fahrradreifen	1.095 (820-1.370)
	Entwässerungsrinnen (Regenrinnen)	895 (165 – 1.625)
	Zigarettenfilter / -kippen	890 (165 – 1.620)
	landwirtschaftliche Netze, Schläuche, Vliese	880 (160 – 1.600)
	Sickerblöcke	825 (150 – 1.500)
	Erntegarne	825 (150 – 1.500)
	Bautenfarben	700 (350 – 1.049)
	Palisaden	650 (325-975)
	Fußplatten (Bakenfüße)	500 (250-759)
	Spielgeräte/Spielzeug	500 (250-75)
	Kosmetika	490 (475-500)

„Eintragspfad	Quelle / Eintragsbereich	Kunststoffeintrag [t/a]
	Silagefolie	460 (230-690)
	Teichfolien	460 (83-830)
	Kabelummantelungen	395 (200-590)
	Verbiss Schutz	275 (50-500)
	Drainage	230 (40-415)
	Baufolien	200 (100–300)
Eintrag aus dem Littering von Kunststoffabfällen	Achtlos weggeworfene („gelitterte“) Kunststoffe, sowie inklusive Abfälle der illegalen Entsorgung, verlorengegangene Produkte etc.	1.500 (650-13.100)

Die ECHA hat im Auftrag der EU-Kommission einen Vorschlag zum Verbot der Herstellung und Verwendung von Mikroplastik, das bewusst eingesetzt wird, erarbeitet. Die ECHA listet die in Tabelle 2 aufgeführten Anwendungs- und Freisetzungsmengen für die gesamte EU der relevantesten Verwendungen auf (siehe Tabelle 2).

**Tabelle 2: Jährliche Anwendungs- und Freisetzungsmengen von Mikroplastik für ausgewählte Anwendungen in der EU (ECHA 2020)<sup>2</sup>**

Branche / Anwendungsbereich	Anwendungsmenge <sup>a)</sup> (Tonnen / Jahr)	Geschätzte Freisetzung in die Umwelt (Tonnen / Jahr) <sup>b)</sup>
Kosmetika	8.700 (4.100 – 13.100)	3.800 (1.800 – 5.900)
Reinigungsmittel / Polituren	17.000 (11.100 – 23.000)	8.500 (5.600 – 11.600)
Landschafts-/Gartenbau	10.000 (3.500 – 18.000)	10.000 (3.500 – 18.000)
Farben & Beschichtungen <sup>c)</sup>	5.300 ( <10.200)	2.700 ( <5.200)
Einstreu für Kunstrasenplätze <sup>d)</sup>	100.000 (15.400 – 184.800)	16.000 (2.000 – 52.000)

- a) Beinhaltet alle aus Anwendungen, die unmittelbar zu Einträgen in Abwasser, Abfälle und/oder Applikation/Ablagerung auf den Boden führen können
- b) Anteil der Anwendungsmenge, der in die Umwelt gelangt
- c) der größte Teil von Mikroplastik, das in Farben/Beschichtungsmaterial enthalten ist, wird bei korrekter Anwendung der in einer Matrix gebunden. Dennoch ist davon auszugehen, dass Rückstände an Pinseln etc. ins Abwasser gelangen
- d) Anwendungsmenge für geschätzt 21.000 Fullsize Flächen & 72.000 Kleinfelder in der EU in 2020; vermutlich berücksichtigten Anwendungsmengen nur Wartung, nicht Verbrauch für Neuinstallation;

<sup>2</sup> <https://echa.europa.eu/documents/10162/2ddaab18-76d6-49a2-ec46-8350dabf5dc6>

Alle oben aufgezeigten Quellen von Kunststoffen können für den Eintrag in Böden relevant sein. Da durch Degradationsprozesse aus diesen Kunststoffen das sogenannte sekundäre Mikroplastik entstehen kann.

Im Folgenden werden die nach derzeitigem Kenntnisstand wichtigsten Eintragspfade von Mikroplastik in den Boden betrachtet: Reifenabrieb, Aufbringung von Klärschlämmen, Gärresten und Komposten auf den Boden, Einsatz von Granulat auf Sport- und Reitplätzen, Einsatz von Folien in der Landwirtschaft, atmosphärische Deposition, Abbau von Windenergieanlagen, Littering und weitere Abfälle wie z.B. Bauschutt.

### 3.2 Reifenabrieb

Reifenabrieb ist nach heutigem Kenntnisstand mengenmäßig die größte Quelle von sekundärem Mikroplastik in Böden. Das geht aus den Daten des o.g. Vorhabens sowie auch aus den Daten von Bertling et al. 2018 hervor. Etwa 50% des Reifenabriebs, von dem die Hälfte aus synthetischen Polymeren besteht, wird auf Böden abgelagert.

In einem Straßensimulator, der die Wechselwirkung zwischen der Fahrbahn und dem Reifen abbilden soll, wurde die Größenverteilung und die chemische Zusammensetzung der Verschleißpartikel untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass ein Anteil der Masse der Partikel im Bereich  $>0,5 \mu\text{m}$  liegt, aber zahlenmäßig die Partikel  $<0,5 \mu\text{m}$  überwiegen (Alves et al., 2020). Das entspricht in etwa der Grenze von Mikroplastik zu Nanoplastik und gibt erste Hinweise wie die Größenverteilung der durch Reifenabrieb entstandenen Plastikpartikel im Boden aussehen könnte. Alves et al. (2020) schätzten einen Massenemissionsfaktor für Reifenabrieb von  $2 \text{ mg/km} \cdot \text{Fahrzeug ab}$ .

Der Reifenabrieb kann über unterschiedliche Pfade und Distanzen auf und in den Böden abgelagert werden. Dabei variieren die Einträge zeitlich und räumlich zwischen urbanen und ländlichen Räumen und in Abhängigkeit von Straßentyp, -führung und -beschaffenheit sowie dem Fahrverhalten (DELTAIRES, 2016; Eunomia, 2016). Die Partikelgröße ist ein weiterer wichtiger Faktor der darüber entscheiden kann über welchen Eintragspfad der Reifenabrieb in den Boden gelangt (DELTAIRES, 2016). Der Feinstaubanteil des Reifenabriebs, mit Partikelgrößen von kleiner als  $10 \mu\text{m}$ , wird per atmosphärischem Transport verteilt und kann sich auf Böden ablagern. Sein Anteil am gesamten Reifenabrieb liegt jedoch bei unter 5% (Unice et al., 2019). In ländlichen Räumen und entlang von Autobahnen gelangt ein Großteil des Reifenabriebs mit Partikeln größer als  $10 \mu\text{m}$  auf Böden in unmittelbarer Nähe zu den Verkehrswegen. Die wichtigsten Einträge erfolgen dabei durch atmosphärische Ablagerung und durch Abspülen (DELTAIRES, 2016). So gelangt in bebauten Gebieten durch Abspülen ein großer Teil des Reifenabriebs in die Kanalisation. Für die bebauten Gebiete in den Niederlanden wird geschätzt, dass etwa die Hälfte des Reifenabriebs dort hineingelangt (DELTAIRES, 2016). In den Kanalisationen werden die Partikel mit dem Abwasser zu den Kläranlagen geführt und dort mit dem Klärschlamm entfernt. Da Klärschlamm auch zur Düngung auf landwirtschaftlich genutzte Felder aufgebracht wird, ist dies ein weiterer Eintragspfad von Mikroplastik in Böden.

Insgesamt gehen Unice et al. (2019) davon aus, dass 50% des Reifenabriebs sich auf Böden in der Nähe der Verkehrswege ablagern und die anderen 50% in das Abwasser gelangen. In der Studie von Eunomia (2016) wird für die Niederlande hingegen davon ausgegangen, dass 25 % des Reifenabriebs in das Abwasser gelangt und 75% direkt auf Böden abgelagert werden.

### 3.3 Klärschlamm, Komposte und Gärreste

Klärschlämme, Gärrückstände und Komposte gehören in Deutschland zu den Sekundärrohstoffdüngemitteln (UBA 2019<sup>3</sup>). Über Anforderungen in der Klärschlamm-, Bioabfall- und Düngemittelverordnung als auch über das EU-Düngemittelrecht existieren bereits heute Anforderungen an die Limitierung von Kunststoffen in diesen Materialien.

Klärschlämme enthalten den im Rohabwasser transportierten Kunststoff, der in der Kläranlage aus dem Abwasser entfernt wurde (UBA 2019). Durch die hohe Effizienz der Kläranlagen in Deutschland, werden 90-99 % der Kunststoffpartikel dem Abwasser entzogen. Die größeren Kunststoffpartikel werden schon zu Beginn der Abwasserbehandlung im Zuge der mechanischen Reinigung oder im Sandfang der Kläranlage abgeschieden. Über die Covergärung von Substraten im Faultrum (z. B. Lebensmittelabfälle) können auch Kunststoffe anderer Herkunft in den Klärschlamm gelangen.

Auch bei Komposten und Gärresten aus getrennt gesammelten Bioabfällen gibt es teilweise starke Verunreinigungen mit Plastikpartikeln. Dies liegt zum Beispiel an Fehlwürfen und Verunreinigungen im getrennt gesammelten Bioabfall, zumeist als Folge der Verwendung von konventionellen Plastiktüten als Bioabfallsammelbeutel, aber auch Produkte wie Kaffeekapseln und Kunststoffblumentöpfen, an der Vergärung von Lebensmittelabfällen mit Verpackungsresten sowie einer nicht ausreichenden Anlagentechnik, um Kunststoffreste aus der Abfall-Biomasse zu entfernen. Bei der Untersuchung von Komposten und anderen organischen Düngern wurden bisher nur Partikel > 1 mm betrachtet.

In Artikel 4 Nr. 4 der Düngemittelverordnung sind Grenzwerte für Fremdstoffe für Sekundärrohstoffdüngemittel festgelegt. Zu den Fremdstoffen gehört auch Kunststoff. Diese Grenzwerte unterscheiden zwischen harten und weichen Kunststoffen und betragen für Partikel (> 1 mm aufgrund der visuellen Erkennbarkeit) in der Summe 0,4 Gewichtsprozent bezogen auf die Trockenmasse für harte Kunststoffe und andere Fremdstoffe (Papier, Glas, Metalle) sowie 0,1 Prozent für weiche Kunststoffe wie Folien.

Klärschlämme aus kommunalen Anlagen wurde im Jahr 2018 allerdings nur noch zu 16 % der in der Landwirtschaft verwertet und zu 7% landschaftsbaulich eingesetzt (DeStatis, 2020). Hochgerechnet erlauben die aktuellen Grenzwerte der Düngemittelverordnung bei den aktuell in Deutschland bodenbezogen verwerteten Mengen von 403.000 Tonnen Klärschlamm und circa acht Millionen Tonnen Kompost und Gärresten jährlich den Eintrag von bis zu 20.000 Tonnen Kunststoff über Komposte und Gärreste und etwa 2.000 Tonnen über Klärschlämme in Böden (UBA 2019).

Laut dem UBA Forschungsbericht „Kunststoffe in der Umwelt – Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien“ (FKZ 3716 34 326 0) liegt der geschätzte Eintrag von Kunststoffen in den Boden durch Komposte und Gärreste aus Bioabfällen bei 2.229 Tonnen pro Jahr (min. 1.088 Tonnen, max. 3.369 Tonnen) (UBA 2020). Für Klärschlämme wird in dieser Studie ein jährlicher Mittelwert von 2.250 t bei einer Schwankung zwischen 1.500 – 3.000t/ a angegeben.

Diese stark schwankenden Zahlen zeigen bereits die große Schwierigkeit einer verlässlichen Angabe von Einträgen an Kunststoffen über Sekundärrohstoffdünger in Böden. Die vorliegenden Daten basieren auf groben Schätzungen, die nicht durch valide Messdaten unterlegt sind. Dies liegt u.a. auch an einer aktuell fehlenden abgestimmten Analytik für diese Materialien. Für die Bestimmung von Gesamtgehalten von Kunststoffen in Klärschlämmen und Komposten sind

<sup>3</sup> UBA-Position Kunststoffe in der Umwelt, UBA 2019



integrale Verfahrensansätze, wie TED-GC-MS oder Py-GC-MS grundsätzlich geeignet. Eine Umrechnung von Partikelanzahl und -größe auf Massenanteile ist nicht zulässig (BMBF 2020<sup>4</sup>). Im BMBF Förderschwerpunkt „Plastik in der Umwelt“ befassen sich einige Projekte (u.a. ENSURE, REPLAWA) mit der Untersuchung von Klärschlämmen und Bioabfällen. Endgültige Ergebnisse liegen dazu jedoch noch nicht vor.

In Bezug auf Komposte besteht ein relevanter Unterschied in den zu Grunde gelegten Annahmen zum Kunststoffanteil im Kompost. Die Verwendung des gesetzlichen Grenzwertes von 0,5 % der Kompost-Trockenmasse in der Fraunhofer UMSICHT-Studie (Bertling et al., 2018) führt zu relativ hohen Zahlen. Analysen der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) weisen auf einen deutlich geringeren Kunststoffanteil hin (0,038 % durchschnittlicher Kunststoffanteil in Komposten). Hinsichtlich der Daten der BGK ist anzumerken, dass diese sich auf nur ca. 70 % aller Kompostierungsanlagen beziehen und keine Aussage zu den verbleibenden 30 % zulassen. Daher ist in dem kürzlich abgeschlossenen UBA-Forschungsbericht ein Bereich angegeben zwischen einem angenommenen Mindest-Kunststoffanteil von 0,038 % für den gesamten Kompost (dies wäre der Fall, wenn die BGK-Daten für 100 % des Kompost zutreffen würden) sowie für einen Anteil von 0,038 % bei 70 % des Komposts und einem angenommenen Kunststoffanteil von 0,3 %<sup>5</sup> bei den restlichen 30 % (UBA, 2020b).

Bezüglich des Eintrags von Mikrokunststoffen durch Komposte gibt es erste orientierende Untersuchungen im Rahmen des Sachverständigengutachtens „Vergleich von Methoden zur Bestimmung des Fremdstoffgehaltes/Kunststoffgehaltes in Komposten und Gärresten“. Der Abschluss des Projektes ist für das Frühjahr 2021 geplant. Erste Ergebnisse zeigen beträchtliche Gehalte an Mikrokunststoffen. Weitere Untersuchungen sind hier zukünftig notwendig, um die Analysemethoden inklusive der Probenaufbereitung weiterzuentwickeln, um anschließend flächendeckend die Gehalte an Mikrokunststoffen in Komposten und Gärresten erheben zu können.

### 3.4 Sport- und Reitplätze

Fast 50% der Kunstrasenplätze in Deutschland werden/wurden mit Granulaten aus Altreifen befüllt, die neben anderen Stoffen, Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) enthalten. Auf weiteren 50% der Plätze werden neu produzierte Granulate aus Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk (EPDM) und thermoplastischen Elastomeren (TPE) verwendet. Nur auf rund 2% der Plätze kommen natürliche Werkstoffe wie Kork zum Einsatz (ECHA, 2017). Ein noch nicht abgeschlossenes Refoplan-Forschungsvorhaben (FKZ 3719 34 302 0) zum Thema wird ein Abschlussbericht im ersten Halbjahr 2021 vorliegen.

Nach ersten Schätzungen werden in Deutschland rund 11.000 t pro Jahr an Kunststoffpartikeln aus Kunstrasenplätzen in die Umwelt und damit vornehmlich auf Böden ausgetragen (Bertling et al., 2018). Da für diese Schätzungen kaum auf Studien in Deutschland zurückgegriffen werden kann, plant das Fraunhofer UMSICHT (laut Webseite) gegenwärtig eine Multi-Client-Studie unter Einbeziehung von Industrie, Behörden und Verbänden.

Das Einbringen von Einstreu im Zuge der Platzwartung ist aufgrund der mechanischen Verdichtung der Granulate und Austrag vom Platz notwendig. Der Austrag in die Umwelt kann 20-50% des jährlichen Verlustes ausmachen. Die Nachfüllmengen pro Jahr und Platz liegen im Schnitt bei 1 t (SBR) bzw. ca. 0,5 t (EPDM & TPE), bei Plätzen mit Winterdienst oder bei Einsatz von Laubbläsern zur Platzwartung kann der Bedarf noch deutlich darüber liegen.

---

<sup>4</sup> Statuspapier zu Mikroplastikanalytik

<sup>5</sup> Dieser Wert basiert auf einer Studie, die EU-weite Daten verwendet und einen gesamten Kunststoffanteil in Feuchtkomposten von 0,12 % annimmt, aus dem sich ein Anteil von 0,3 % in der Trockenmasse ergibt (Sundt et al. 2014).

Laut einer Studie des Norwegischen Umweltministeriums (Bauer, 2017) wird bei Verwendung von EPDM bzw. TPE jeweils etwa 50-70 Tonnen Einstreu je neu errichtetem Standardfeld benötigt. Für Wartungszwecke müssen dann jährlich etwa 6-8% dieser Menge nachgestreut werden.

In einer gemeinsamen Stellungnahme des Deutschen Fußballbundes und des Deutschen olympischen Sportbundes (DFB and DOSB, 2019) zum Mikroplastik-Beschränkungsvorschlag der ECHA aus dem Jahr 2019 wird von ca. 5.000 Kunstrasenfußballfeldern sowie 1.000 Minispielfeldern in Deutschland ausgegangen. Beide Verbände schätzen außerdem, dass (zumindest bis zum Beginn der Diskussionen um die Beschränkung der Verwendung von Mikroplastik) in Deutschland im Jahr ca. 300 Plätze neu errichtet und weitere 150 Plätze von Grund auf erneuert werden.

Der DIN-Arbeitsausschuss NA 005-01-22 AA „Kunststoffflächen und Kunststoffrasenflächen“ hat ähnliche Zahlen in Erfahrung gebracht<sup>6</sup>

- ca. 5.000 Großspielfelder mit Kunststoffrasen in Deutschland
  - davon unverfüllte Hockeyspielfelder 500,
  - davon nur sandverfüllte Großspielfelder 1.000,
  - davon mit Gummigranulat verfüllte Großspielfelder ca. 3.500 (Durchschnittsgröße 7.000 m<sup>2</sup>)
- Anzahl Kleinspielfelder Granulat-verfüllt ca. 200 (Durchschnittsgröße 700 m<sup>2</sup>)
- Anzahl Minispielfelder Granulat-verfüllt ca. 1.400 (Durchschnittsgröße 260 m<sup>2</sup>)
- durchschnittliche Einfüllmengen von Granulat bei Installation der Felder 4 - 6 kg/m<sup>2</sup>
- jährlicher Zuwachs an Großspielfeldern aus Kunststoffrasen mit elastischer Verfüllung: 150 bis 200.

Der DIN-Ausschuss geht davon aus, dass pro Jahr ca. 250-350 kg Einstreugranulat je Großspielfeld zu Wartungszwecken ausgebracht werden müssen. Da nicht weiter zwischen dem als Einstreu verwendeten Material differenziert wird – aber die Art des verwendeten Granulats gemäß des Beschränkungsvorschlags für PAK in Sportböden (sh. Fußnote 6) aber sehr wohl einen Einfluss auf die jährlich auszubringende Materialmenge hat, muss man diese Zahlen eher als Best-Case Annahme sehen. Als realistischer Worst- Case sind im Mittel eher 700 kg /

Großspielfeld und Jahr (500 kg für TPE bzw. EPDM bis 1.000 kg für SBR), bzw. 0,1 kg/m<sup>2</sup> Spielfeld und Jahr anzunehmen.

**Auf Grundlage der bisherigen Erkenntnisse ergibt sich damit ein durch das Umweltbundesamt geschätzter Eintrag von Kunststoffgranulat aus Kunstrasenplätzen (über alle Spielfeldgrößen) in die Umwelt in Deutschland in Höhe von 1250 t / Jahr**

(Eingangsrößen: Gesamtfläche Granulat-verfüllte Spielfelder in Deutschland, Einstreumenge zu Wartungszwecken 0,1 kg/Jahr, davon 50% Verlust durch Austrag in die Umwelt).

Auf Böden werden diese Kunststoffgranulate und sekundäre Kunststoffpartikel durch Verwehung, Verschleppung und möglicherweise auch lateralen Transport ausgebracht (Ruffino et al., 2013)). Der Internationale Verband für Sport und Freizeitanlagen (IAKS) Deutschland e.V. schätzt, dass der Austrag maßgeblich durch Wind und Regen geschieht (70%), gefolgt von

<sup>6</sup> Quelle: Antwort auf Kleine Anfrage der Fraktion der FDP „Kunstrasenplätze erhalten – Sportvereine schützen“ (BT-Drucksache 19/15624)



Verlusten über Drainagen (15%), Schnee Beräumung (10%) und Verschleppung durch Spieler (5%). Zudem kann es zur Auswaschung der in den Kunstrasen enthaltenen Schadstoffe kommen (Bocca et al., 2009; Lim and Walker, 2009). Insbesondere die Granulate aus Altreifen enthalten Schadstoffe wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Phthalate, flüchtige organische Verbindungen, Schwermetalle und additive Stoffe wie Vulkanisationsbeschleuniger und Alterungsschutzmittel (ECHA, 2017). Einige dieser Stoffe können aus Altreifengranulaten ausgewaschen werden (Kalbe, 2013).

Seit einigen Jahren werden Kunststoffe vermehrt auch in Reitböden eingesetzt. Es kommen sowohl Mischungen von Kunststoffen und Sand als auch Reitböden aus 100 Prozent Kunststoffen zur Anwendung. Dabei handelt es sich um Verschnitte und Reste von Geotextilien, Vliesen aus der Automobilherstellung und andere Sekundärmaterialien. Gründe für den Einsatz der Kunststoffe sind u.a. die Schonung der Pferde-Gelenke und bessere Eigenschaften des Reitbodens im Außenbereich in der kalten Jahreszeit. Es liegt nahe, dass Chemikalien auch aus diesen Kunststoffen in die Böden gelangen und möglicherweise in das Grundwasser ausgewaschen werden sowie durch Verwitterungsprozesse und Nutzung des Reitplatzes Mikroplastik entsteht und in die Umwelt gelangt.

Derzeit läuft ein Forschungsvorhaben mit dem Titel „Ersatz von synthetischen Zuschlagsstoffen durch biologische Zuschlagsstoffe für Reitböden im Spitzensport (Akronym: Reitboden)“ unter der Leitung von Prof. Dr.-Ing. Olaf Hemker, Hochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, Fachgebiet Tiefbau. Das Vorhaben wird durch das Bundesinstitut für Sportwissenschaften (BISp) gefördert. Forschungsergebnisse sind in der Mitte des Jahres 2021 zu erwarten. Das UBA ist im Forschungsbeirat vertreten.

### **3.5 Folien in der Landwirtschaft und im Gartenbau**

Erste stichprobenartige Ergebnisse legen nahe, dass in nahezu allen landwirtschaftlichen Böden Kunststoffpartikel nachgewiesen werden können (Corradini et al., 2019; Ng et al., 2018; Piehl et al., 2018; Scheurer and Bigalke, 2018; Sexlinger et al., 2019; Vollertsen and Hansen, 2017).

Im Gemüseanbau und in der Landwirtschaft werden zunehmend Mulch Folien und -vliese eingesetzt, um die Bodenverhältnisse hinsichtlich des Temperatur- und Wasserhaushalts positiv zu beeinflussen, um Beikräuter zu unterdrücken und um den Pflanzenwuchs auf gewünschte Weise zu manipulieren. Darüber hinaus werden Folien genutzt, um Pflanzen per Bedeckung vor Tieren und Witterung zu schützen (Verbiss Schutz) (Duis and Coors, 2016; Steinmetz et al., 2016; Wang et al., 2019) Die Folien bestehen aus synthetischen biobasierten Materialien und haben meist nur eine Dicke von 8–50 µm. Mulch Folien fragmentieren insbesondere durch UV-Strahlen und mechanische Beanspruchung und zerfallen langsam in eine Mischung aus Makro-, Mikro- und Nanokunststoffen (da Costa et al., 2016; Lambert et al., 2014; Li et al., 2020; Salvador Cesa et al., 2017; Yuanqiao et al., 2020). Trotz Bergung verbleiben daher bedeutende Rückstände im Boden und reichern sich über die Zeit an (Duis and Coors, 2016; Hurley and Nizzetto, 2018; Steinmetz et al., 2016; Yang et al., 2018). Werden Kunststofffragmente durch Pflügen oder Bioturbation in Böden eingearbeitet, erhöht sich ihre Persistenz, da sie vor der sehr effektiven Photodegradation durch die UV-Strahlung des Sonnenlichts geschützt sind (Lambert et al., 2014). Sowohl am Thünen-Institut als auch am Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik (UMSICHT) laufen derzeit Untersuchungen, um Umfang und Wirkung des Einsatzes von Mulch Folien in der Landwirtschaft Deutschlands abzuschätzen. In Nordrhein-Westfalen startete ein relevantes Forschungsprojekt: Untersuchungen des Einflusses von Polymeren auf ein terrestrisches Ökosystem am Beispiel von in der Landwirtschaft eingesetzten

Mulch Folien (iMulch). Aus diesem Projekt werden u.a. umfangreiche Ergebnisse zu ökotoxikologischen Fragestellungen erwartet.

Neben dem oben beschriebenen nicht vorsätzlichen Eintrag von Kunststoffen steht der vorsätzliche Eintrag. Darunter versteht man den Einsatz von Produkten in der landwirtschaftlichen Bodennutzung, denen bewusst synthetische Polymere zugesetzt werden. Damit sollen im Boden unterschiedliche vorteilhafte Wirkungen erzielt werden. Zu den vorsätzlich eingetragenen Kunststoffprodukten gehören vor allem mineralische Dünge- und/oder Pflanzenschutzmittel (CRF – controlled release fertilizers, Farbpigmente, etc.), „Bodenverbesserungsmittel“ und Bodenstabilisierer. Diese werden vor allem in der Hortikultur, trockenen landwirtschaftlichen Böden und für geotechnische Anwendungen eingesetzt. Dabei handelt es sich unter anderem um poröse Partikel oder Hüllen aus synthetischen oder biobasierten Polymeren im Mikro- bis Nanobereich, welche die Freisetzung der Wirkstoffe regulieren sollen (ECHA, 2020; Huang et al., 2018; Landis and Dumroese, 2009; Trenkel, 2010; Wilkins, 2004). In der EU wird der Anteil solcher controlled release fertilizers (CRF) auf rund 1% der landwirtschaftlich verwendeten Düngemittel geschätzt (ECHA, 2020). Sie finden wegen ihrer hohen Kosten vor allem im Gartenbau Anwendung. Durch die verzögerte Freigabe der Düngewirkstoffe wird ihnen allerdings das Potenzial zur bedarfsgerechteren, reduzierten Düngemittelgabe auch im Ackerbau zugeschrieben. Der Polymeranteil in CRF-Düngemitteln wird mit 1% bis 15% angegeben (ECHA, 2020; Trenkel, 2010). Wenn man davon ausgeht, dass gegenwärtig rund 12,5 Mio. t Mineräldünger in der EU und Norwegen verwendet werden, ergibt sich eine Menge von etwa 1.000 bis 15.000 Tonnen polymeren Materials, welches 2018 in Landwirtschaft und Gartenbau eingesetzt wurde (ECHA, 2020). In der Düngemittelverordnung (DüMV, Anlage 2, Tabelle 8) sind die synthetischen Polymere als Anwendungshilfsmittel in Form von Nebenbestandteilen geregelt. Demnach ist für synthetische Polymere, die ausschließlich in geschlossenen Systemen verwendet und anschließend entsorgt werden, eine darauffolgende Verwertung zur Verwendung als Stoff nach § 2 Düngegesetz, ausgenommen zum selben Zweck, seit dem 1.1.2019 nicht mehr zulässig. Auch in Pflanzenschutzmitteln finden Polymerkapseln im Mikro- bis Nanobereich Anwendung, um deren Wirkungseigenschaften zu steuern (Huang et al., 2018; Liu et al., 2016; Petosa et al., 2017).

### 3.6 Littering

Der Begriff Littering wird je nach Kontext unterschiedlich verwendet. Häufig wird er synonym mit Makrokunststofffragmenten verwendet. Nach Bertling et al. (2018) wird unter Littering das „achtlose, illegale Sich-Entledigen von Abfällen außerhalb geregelter Entsorgungswege“ verstanden. Die IG-Plastics des EPA-Netzwerkes empfiehlt eine differenziertere Betrachtung des Phänomens, um Verantwortlichkeiten besser adressieren zu können (Maier, 2019). Demnach können Quellen für Littering außerhalb geregelter Entsorgungswege die illegale Abfallentsorgung, individuelles „Sich-Entledigen“ von Kunststoffen („Littering“ im engeren Sinne), Verluste von Kunststoffen aus umweltoffenen Systemen (Schneezäune, Bojen, in der Landwirtschaft verwendete Folien, im Gartenbau verwendete Gegenstände, Zelte usw.) oder Verluste aus der Technosphäre (Verwehungen und Leckagen von Abfällen während der Abfallsammlung sowie der Behandlung und Verarbeitung von Sekundärmaterialien) sein.

Grundsätzlich ist die Entsorgung bzw. das Sich-Entledigen von Kunststoffen sehr schwer zu erfassen und zu quantifizieren. Es existieren unterschiedliche Ansätze, die Litteringrate zu erfassen (Bertling et al., 2018; Conversio, 2018; Jambeck et al., 2015).

Im bereits erwähnten Forschungsvorhaben des UBA „Kunststoffe in der Umwelt“ wurde für die Modellierung des Eintragspfades aus dem Littering auf vorhandene Informationen zu in der Umwelt vorgefundenen Kunststoffmengen zurückgegriffen. Die Betrachtung erfolgte

differenziert für die folgenden Flächennutzungstypen: Straßen, Rastanlagen, Parkanlagen, Fußgängerzonen, Küsten, Flussrandstreifen und Binnenbadestellen. Eine flächendeckende Betrachtung konnte aufgrund fehlender Datengrundlage (z.B. für Wälder/Wanderwege) nicht erfolgen.

Für die betrachteten Flächennutzungstypen ergab sich ein Gesamt-Littereintrag (sämtliche Abfälle, nicht nur Kunststoffabfälle) von mindestens 130.250 t/a [Anmerkung: Daten für den Gesamt-Littereintrag in Fußgängerzonen waren nicht gegeben, es konnte daher nur die Menge des Kunststofflittereintrags angesetzt werden, die durch Literaturrecherchen und eigene Analysen der Auftragnehmer ermittelt werden konnte]. Von diesen Gesamt-Littermengen sind 13.275 t/a Kunststoffabfälle. Etwa 90 % dieser gelitterten Kunststoffabfälle werden durch Reinigungsmaßnahmen wieder aus der Umwelt entfernt. Es verbleibt eine Spannbreite von **651 bis 2.497 t Kunststoffen pro Jahr langfristig in der Umwelt** (durchschnittlich etwa 1.500 t/a).

Der größte dauerhafte Verbleib von gelitterten Kunststoffabfällen erfolgt an Straßenrändern (234 bis 1.485 t/a), gefolgt von Flussrandstreifen (232 bis 451 t/a) und Parkanlagen (59 bis 309 t/a).

Im Rahmen der Untersuchung hat sich herausgestellt, dass eine sichere Unterscheidung der Kunststoffeinträge bezüglich ihrer Herkunft (Littering (= Gegenstand der Betrachtung) oder illegale Entsorgung (nicht Gegenstand der Betrachtung)) zum Teil sehr schwierig bis unmöglich ist. Ohne Unterscheidung zwischen Littering- und Nicht-Littering-Abfällen (auf Basis von Annahmen und Herleitungen) erhöht sich die verbliebene Menge an Kunststoffen in der Umwelt auf bis zu 3.750 t/a.

Bei einer Anpassung der getroffenen Annahmen entsprechend den beiden vorliegenden Parallelstudien von Bertling et al. (2018) und Conversio (2018) würde die Menge auf rund 13.100 t/a ansteigen. Daran wird ersichtlich, wie groß der Einfluss der bestehenden Datenunsicherheiten aufgrund fehlender geeigneter und systematischer Erhebungen von gelitterten Abfällen ist. In der Tabelle 1 mit den häufigsten Eintragsquellen wurde daher die Spannbreite für das Littering von Kunststoffen auf 13.100 t/a erweitert (inklusive illegale Ablagerungen, Produktverluste). Dabei sind die ermittelten durchschnittlichen 1.500 t an gelitterten Kunststoffabfällen gemäß Definition in der Studie (= achtlos weggeworfene oder liegengelassene Kunststoffabfälle (Vermüllen/Littering; ohne illegale Ablagerungen)) weiterhin als mittlere Größe beibehalten.

Neben einer gemeinsamen Definition stehen die Quantifizierung des Phänomens sowie die Ableitung geeigneter Maßnahmen zur Verhinderung von Littering und illegaler Abfallentsorgung im Zentrum des Forschungsinteresses. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, die Rolle von bioabbaubaren Materialien zu adressieren, da die Ausweisung als kompostierbar möglicherweise die Neigung zum Littering noch verstärken könnte (IG Plastics, 2017).

### 3.7 Atmosphärische Deposition

Mikroplastikpartikel können in die Luft suspendieren und infolge windgetriebener Prozesse auf Boden- und Wasseroberflächen abgelagert werden. Dort werden die Partikel in das Bodenprofil eingebaut oder schwimmen auf der Wasseroberfläche (Mbachu et al., 2020). Scheurer und Bigalke (2018) schlagen vor, atmosphärische Deposition als Quelle für den Eintrag von Mikroplastik in Böden zu betrachten, weil kleine Mikroplastikpartikel in Abwesenheit größerer Partikel gefunden wurden. Diese Untersuchungen legen nahe, dass die Deposition eine bedeutende Eintragsquelle für Mikroplastik in Böden sein könnte, welche noch unzureichend untersucht wurde (Mbachu et al., 2020).

Mikroplastik in der Luft hat verschiedene Quellen, z.B. die Aufbringung von organischen Düngemitteln auf Böden wie Klärschlamm, und Reifenabrieb (Mbachu et al., 2020).

Seit 1990 führen zahlreiche europäische Länder koordiniert durch die Internationale Arbeitsgruppe zur Beobachtung von Luftverunreinigungen auf die Vegetation (ICP Vegetation) unter der Genfer Luftreinhaltekonvention in regelmäßigen Abständen ein europäisches Moosmonitoring durch. Dabei werden ausgewählte Moosarten, die Stoffe praktisch ausschließlich über die Luft aufnehmen und über mehrere Jahre akkumulieren, als Bioindikatoren für die Luftverunreinigung genutzt. Die Probenahmestandorte sollen nicht direkt von Schadstoffquellen beeinflusst sein. Untersucht werden die Konzentrationen von Schwermetallen, Stickstoff und persistenten organischen Schadstoffen (Persistent Organic Pollutants, POPs) im Moos. Die Methodik ist von der Probeentnahme über die Erhebung von Metadaten vor Ort bis hin zur Analytik international abgestimmt. Derzeit laufen die Vorbereitungen für die nächste Erhebung in den Jahren 2020/2021 (FKZ 3720 63 2010).

Das Moosmonitoring ist nicht nur als Beteiligung an der europäischen Erhebung im Rahmen der Arbeit der Genfer Luftreinhaltekonvention von Belang. Zusätzlich soll erstmalig untersucht werden, ob in den Moosproben auch Mikroplastik zu finden ist.

Mit der Durchführung der Pilotstudie zur Untersuchung der Moosproben auf Mikroplastik soll ein Beitrag zur Klärung der Relevanz des Luftpfades für die Verbreitung von Mikroplastik in der Umwelt geleistet werden.

### **3.8 Abbau Windenergieanlagen**

Durch den zunehmenden Rückbau von Windenergieanlagen (u.a. durch Ablauf der Förderungen) werden auf Baustellen zum Teil umfangreiche Sägearbeiten an Rotorblättern durchgeführt. Das UBA erkennt dabei Risiken für Mensch und Umwelt und plädiert für technische Maßnahmen und Standards, die eine gute Praxis sichern und dabei v.a. den Eintrag von Schadstoffen und Kunststoffpartikeln in die Umwelt verhindern sollen. Dazu läuft derzeit ein Forschungsvorhaben „Entwicklung von Rückbau- und Recyclingstandards für Rotorblätter“ (FKZ 3720 31 301 0; Laufzeit bis Februar 2022). Es handelt sich um ein sehr großes und interdisziplinäres Forschungsvorhaben mit insgesamt sechs Arbeitspaketen zu konstruktiven, wartungstechnischen, toxikologischen, aufbereitungs- und verwertungstechnischen sowie juristischen Fragen.

### **3.9 Weitere Quellen**

Für den Eintragungspfad Bau-Boden gibt es nur wenig belastbare Daten. In der bereits an anderer Stelle zitierte Studie von Fraunhofer-Umsicht (Bertling et al. 2018) wird die Freisetzung von Mikroplastik auf Baustellen in der Liste an sechster Stelle (117 g/Einwohner (cap\*a)) geführt. Dazu berücksichtigen die Autoren Abrieb auf Baustellen bei Abbrucharbeiten (90 g/cap\*a), die Verarbeitung von Kunststoffen auf der Baustelle (25,4 g/cap\*a), Abrieb/Schnittverlust Dämmungen (1,7 g/cap\*a). Noch nicht miteingerechnet sind der Abrieb von Farben und Lacken von Gebäudefassaden (37 g/cap\*a) und der Abrieb aus Rohrleitungen (12 g/cap\*a). Hier wird wohl gemerkt nur der Eintrag als Mikroplastik in die Umwelt gerechnet. Wieviel an Makroplastik von Baustellen durch Verwehung oder Regen in die Umwelt gelangt, wird in der Studie nicht erwähnt. Zusammenfassend hält die Studie allerdings fest, dass Verkehr, Infrastruktur und Gebäude die größten Emittenten sind, welche zusammen 62 % der Emissionen verursachen.

## 4 Bestimmung von Kunststoffen in Böden

Das kürzlich erschienene Statuspapier zur Mikroplastik-Analytik im Rahmen des Forschungsschwerpunktes „Plastik in der Umwelt“ (Braun, 2020) gibt einen Überblick zum Wissenstand der Analytik von Mikroplastik.

Die Analytik von Mikroplastik unterteilt sich in die Schritte der Probennahme, der Probenaufbereitung und der Detektion. Verschiedene Detektionsverfahren liefern unterschiedliche Ergebnisse, diese müssen anhand des Untersuchungsziels zunächst definiert werden. Abhängig davon ist ein Detektionsverfahren auszuwählen. Spektroskopisch-mikroskopische Verfahren, wie z.B. Infrarot oder Raman-Spektroskopie, liefern Partikelzahlen. Thermoanalytische Verfahren, wie z.B. Pyrolytische oder Kalorimetrische Verfahren und chemische Verfahren, liefern Gehalte bzw. Massenanteile. Beide Verfahrensansätze sind per se nicht ineinander überführbar bzw. umzurechnen. Zudem unterscheiden sich die Verfahren u.a. in der Notwendigkeit der Probenvorbereitung, der individuellen Nachweisgrenzen und der untersuchten Probenaliquoten.

Die Probennahmestrategie ist vom zu untersuchenden Medium abhängig. Sie muss zum einen repräsentativ in Bezug auf die Mikroplastikkontamination über den gesamten Partikelgrößenbereich sein, zum anderen eine ausreichende Analytmenge für das Detektionsverfahren liefern.

Die Probenvorbereitung überführt die generierte Feldprobe in eine Probe, die analytisch messbar ist. Sie unterscheidet sich je nach Probensorte und Detektionsverfahren. Bei der Analytik von Mikroplastik in terrestrischen Proben zeigt sich, dass eine Probenvorbereitung im Allgemeinen notwendig ist. Zum einen führt dies zu der benötigten Anreicherung der Analytmenge, zum anderen wird die Homogenität der zu untersuchenden Laborprobe gewährleistet. Üblicherweise wird die Dichteseparation zur Reduktion der anorganischen Matrix angewendet. Chemische oder enzymatische Behandlungen zur Reduktion der organischen Matrix oder auch chemische Extraktionsprozesse, welche den Analyten anreichern, sind ebenfalls Bestandteile einer Probenaufbereitung. Kritisch dabei sind vor allem die Dauer der notwendigen Arbeitsschritte und die mögliche Degradation der Partikel unter den gewählten Bedingungen. In der Praxis zeigt sich, dass nur Analytik-Verfahren zur Bestimmung von Gehalten realisierbar sind bzw. eine Datengrundlage zur Identifikation von Eintragspfaden und Verbleib der Kunststoffe liefern.

Die Untersuchungen von (Weber et al., 2020) weisen besonders auf den Umstand hin, dass die Punkte Probennahmestrategie, Probennahme und Probenaufbereitung sowohl international auch als national nur sehr selten Forschungsgegenstand sind. Von den untersuchten 639 Projekten zu Mikroplastik in der Umwelt haben sich ganze 4% mit der Dynamik von MP im Boden beschäftigt und fast alle diese Projekte nur mit der Dichteseparation (Ziel: Trennung von Mikroplastik und organischer Bodensubstanz) oder Detektion. Mit dem Wissen, dass ein Analyseergebnis aber nur so gut sein kann, wie die Probenahme repräsentativ war, sollte man diese entsprechend einordnen.

Die Beprobung von Böden, Sedimenten und Sekundärrohstoffdüngern, wie z.B. Klärschlamme und Komposte ist in Bezug auf die Untersuchung von Nähr- oder Schadstoffen bereits in verschiedenen Verordnungen rechtlich reguliert und mit Normen zur Probenahme und Probenaufbereitung hinterlegt. Diese Regulierungen berücksichtigen Beprobungswerkzeuge, Beprobungstiefen, Probenvolumen, Anzahl von Einzel- und Mischproben sowie Probennahmemuster für Teilflächen. Außerdem Aspekte der Grundcharakterisierung von



Bodenproben, sowie der Probenvorbereitung (siehe Statuspapier). Die Anwendbarkeit dieser Verfahren ist für die Analytik von Mikroplastik nur in Einzelfällen geprüft worden.

Wie oben ausgeführt, muss die Repräsentativität der Probennahme für die Bestimmung von Kunststoffen/Mikroplastik in Böden Bestandteil zukünftiger Forschung sein.

Zu dieser Fragestellung wird das UBA in 2021 ein Forschungsvorhaben beginnen: Entwicklung von einheitlichen Vorgaben zur Probennahme und Probenaufbereitung zum vergleichbaren Nachweis von Kunststoffen in Böden und Bodenmaterialien (FKZ liegt noch nicht vor).

Die Notwendigkeit, die Fragestellung der Repräsentativität von Bodenprobenahmen zur Bestimmung von MP gesondert zu betrachten, ist ein Ergebnis des Forschungsvorhabens „Plastik in Böden – Vorkommen, Quellen und Wirkungen“ (FKZ 37 17 72 2320), welches in 2021 mit einem Fachgespräch abgeschlossen werden wird.

Ziele dieses Vorhabens waren die Entwicklung einer Detektionsmethode mit einer dazugehörigen Probenvorbereitung sowie erste Untersuchungen/Aussagen zu Gesamtgehalten von MP in Böden und Aussagen zu ökotoxikologischen Wirkungen von MP.

Exemplarische Ergebnisse aus diesem Vorhaben zeigen auf landwirtschaftlichen Flächen, bei Verwendung von Mulch Folien, Gehalte von 6,7 – 104 mg/kg im Boden auf. An Straßenrändern werden SBR Gehalte von 19 - 3000 mg/kg in MP-Fractionen bestimmt, welche einem Reifengehalt von 13 – 16.000 mg /kg im Gesamtboden entsprechen (Umrechnung nach Eisentraut et al. 2018).

Das Forschungs-Vorhaben: „Hintergrundwerte für PFAS und (Mikro)Kunststoffe - bundesweit repräsentative Beprobung von landwirtschaftlich genutzten Böden“ (FKZ 3720 72 288 0 – in Ausschreibung) soll die Hintergrundbelastung mit Kunststoffen liefern. Diese Ergebnisse werden für die Ableitung von Hintergrund- und Vorsorgewerten benötigt (siehe Handlungsempfehlungen).

## 5 Verweilzeiten und Abbau im Boden

Der größte Teil der Kunststoffe gilt als persistent und wird bei anhaltenden Einträgen in Böden akkumulieren. Einige Studien legen nahe, dass Böden und terrestrische Ökosysteme vermutlich eine weitaus größere Senke darstellen könnten als Gewässer (Bertling et al., 2018; Wang et al., 2019; Wanner, 2021; Zhou et al., 2020).

Die Zerkleinerung und Degradation synthetischer Kunststoffe geschieht durch physikalische, chemische und biologische Prozesse. Kunststoffabfälle, einschließlich biologisch abbaubarer Kunststoffe, sind anfälliger für physiko-chemische Zersetzung (Fragmentierung) als biologischem Abbau (Mineralisierung) (da Costa et al., 2016; Lambert et al., 2014). Es existieren kaum Studien, welche, in Abhängigkeit des Degradationsprozesses, Partikelgrößen und Partikelmengen quantifizieren (Lambert et al., 2014).

Die Abbauezeiten können je nach Typ des Kunststoffes, Partikelgröße und Umweltbedingungen von wenigen Stunden bis zu mehreren Jahrzehnten oder mehr reichen (Bertling et al., 2018; Briassoulis et al., 2015; ECHA, 2020; Emadian et al., 2017; Lambert et al., 2014). Vor allem in Böden, also unter Rahmenbedingungen, in denen die Photodegradation durch das Sonnenlicht nicht zum Abbau beitragen kann, sind Kunststoffe besonders persistent (Lambert et al., 2014). Additive, zum Beispiel Oxidations- oder UV-Stabilisatoren aber auch antimikrobielle Zusätze, können die Abbaubarkeit der Kunststoffe signifikant vermindern.

In Abhängigkeit der Bodenart variiert die Degradation von Kunststoffen. Ton- und lehmhaltige Böden besitzen ein reicheres Bodenleben sowie günstigere Wasserverhältnisse als sandige Böden. Beide Faktoren können den Abbau beeinflussen.

Als Alternative für synthetische Kunststoffe werden biologisch abbaubare Kunststoffe angeboten. Diese Kunststoffe sind nach der DIN EN 17033:2018-03 genormt. Jedoch werden die natürlichen Umweltbedingungen in der Norm kaum wiedergespiegelt, so dass die gemessenen Abbauraten von biologisch abbaubaren Kunststoffen außerhalb der Laborbedingungen stark variieren und abweichen können (Briassoulis et al., 2015). Vor allem die unter Laborbedingungen angesetzte Temperatur könnte zu einer Überschätzung der Abbaurate führen.

Im Boden gibt es mehrere Prozesse, die zur Zerkleinerung oder Degradation von Kunststoffen führen kann. Als sehr effizient gilt die Photodegradation mit UV-Strahlung. Ebenso können Mikro- und Nanoplastikpartikel durch physikalische Prozesse, wie dem Abrieb, oder bei Temperatur- und Feuchtigkeitswechsel im Boden entstehen. Zur physikalischen Degradation gehört auch die mechanische Zerkleinerung durch Bodenorganismen wie Käfer, Schnecken, Würmer, Asseln oder Milben. So können zum Beispiel die Regenwürmer Plastikpartikel in sich aufnehmen und in ihrem Muskelmagen weiter zu sekundären Mikro- und Nanoplastik zerkleinern und wieder ausscheiden (Kumar et al., 2020). Es konnte nachgewiesen werden, dass Regenwürmer Polystyrol durch ihre Aktivitäten von der Oberfläche in das Bodenprofil einbauen können (Rillig et al. 2017a). Milben und Collembolen (Springschwänze) können größere Plastikpartikel mit Kratz- und Kaubewegungen zerkleinern. Weitere Abbauprozesse im Boden stellen die Hydrolyse, die Oxidation und die Hydroxylierung dar.

Die Biofilmbildung durch Enzyme und Mikroorganismen an der Oberfläche von Mikroplastik unterstützt den Abbau einiger Polymere (Bertling et al., 2018; da Costa et al., 2016; ECHA, 2020). Einige Kunststoff-abbauende Mikroorganismen wurden bereits in unterschiedlichen Habitaten beschrieben, ihre Abbaurate ist jedoch unter Umweltbedingungen relativ gering. Sie unterscheiden sich in ihrem Substanzspektrum, dem Depolymerationsmechanismus, und der Abbaurate. Forschende widmen sich vermehrt Enzymen, die Kunststoffe abbauen können. Mit genetisch veränderten Enzymen sei sogar ein kompletter biologischer Abbau von Polymeren in Kläranlagen möglich. Weiterer Forschungsbedarf besteht, um in Zukunft solche Techniken zur Entfernung von Mikroplastik in Böden einzusetzen (Danso et al., 2019; Jacquin et al., 2019; Zurier and Goddard, 2021).

## 6 Wirkungen von Kunststoffen in Böden

### 6.1 Kunststoffe als Träger schädlicher Stoffe im Boden

Kunststoffe wurden lange Zeit als ungefährlich für die Umwelt angesehen, weil sie aufgrund ihres großen Molekulargewichts als weitestgehend biochemisch inert galten. Vor allem mit der Aufmerksamkeit für das „Mikroplastikproblem“ hat sich diese Einschätzung jedoch geändert. Vor diesem Hintergrund rücken Kunststoffe als Quelle für Schadstoffe in Böden zunehmend in den Fokus.

Um speziellen Kunststoffen bestimmte gewünschte Eigenschaften zu verleihen, werden vielzählige additive Stoffe eingesetzt. Bei diesen Funktionsstoffen handelt es sich z.B. um Antioxidanten, Weichmacher, Pigmente, Biozide, sowie UV- und Wärmestabilisatoren (Haider and Karlsson, 2001; Lithner et al., 2011; Wang et al., 2017). Sie können aus den Kunststoffen herausmigrieren oder verbleiben, wenn die Kunststoffmatrix abgebaut wird. Dort können sie sich nachteilig auf die mikrobielle Vielfalt des Bodens auswirken (Kumar et al., 2020).

Auch wenn bislang nur sehr wenige Bodenstudien vorliegen, sind ähnliche Wirkungen auch auf Bodenorganismen zu erwarten, da ein großer Teil der Bodenfauna im Bodenwasser lebt (Lassen et al., 2015). Unklar ist bisher, inwieweit Kunststoffe, insbesondere in Böden relevante Quellen dieser Schadstoffe sind oder diese Stoffe über andere Eintrittspfade in die Umwelt gelangen.

Aus zahlreichen Studien zu Kunststoffen in aquatischen Milieus ist bekannt, dass sie Schadstoffe aus dem sie umgebenden Wasser anlagern und an ihren Oberflächen anreichern (Lambert et al., 2014; Lassen et al., 2015; Zhou et al., 2020; Ziccardi et al., 2016). Diese Wirkung ist für eine Reihe persistenter organischer Schadstoffe bekannt wie beispielsweise polychlorierte Biphenyle (PCB), Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) und PAK (Lambert et al., 2014). Vor allem unpolare Stoffe werden von Kunststoffpartikeln sorbiert (Klein et al., 2014). Das Sorptionspotenzial gegenüber Schadstoffen ist dabei abhängig von Eigenschaften der Polymere (Diffusion, Polarität, Phasenmorphologie) als auch der betrachteten Schadstoffe (Molekülgröße,  $K_{ow}$  wert). Bisher galt, dass sie einen wichtigen Vektor für die Schadstoffaufnahme von Organismen bilden, bis hin zum Menschen (Bouwmeester et al., 2015; ECHA, 2020; Lassen et al., 2015; Revel et al., 2018; Wright and Kelly, 2017). Studien jüngerer Zeit zeigten, dass der hiervon ausgehende Effekt aber zu vernachlässigen ist, da die Effekte, die von Schadstoffen allgemein ausgehen, nicht von den Belastungen der wenigen Mikroplastikpartikel zu trennen sind (Bakir et al., 2016; Koelmans et al., 2016).

Für terrestrische Systeme existieren zu diesem Thema bislang nur wenige Studien, die meist unter Laborbedingungen durchgeführt wurden. Der aktuelle Forschungsstand ist in einem kürzlich erschienenen Review zusammengefasst (Wang et al., 2019; Wanner, 2021; Zhou et al., 2020).

Für landwirtschaftliche Böden steht die Frage im Fokus, wie Kunststoffpartikel mit Pestiziden und Herbiziden interagieren und welche neuen Schadstofftransportmechanismen sich daraus ergeben (Lambert et al., 2014; Yang et al., 2018). Erste Fallstudien weisen eine Akkumulation von Herbiziden und Pestiziden an Kunststoffen im Boden nach. Dieses führt beispielsweise zu veränderten Wirkungen, Abbaumustern und Transportprozessen in Böden (Emden and Hadley, 2011; Klein et al., 2014; Ramos et al., 2015). Bei Versuchen mit Boden-Mikroplastik-Gemischen mit 5% Polypropylen und 5% Polyester (hierbei handelt es sich um überhöhte Konzentrationen) konnte die Adsorption von Pestiziden an Mikroplastikpartikeln bei allen getesteten Pestizidkonzentrationen bestätigt werden und zeigt damit, dass Mikroplastik in Bodensystemen als Träger von Schadstoffen wirken kann (Šunta et al., 2020). Dabei konnte beobachtet werden, dass Mikroplastik die Fähigkeit des Bodens, Pestizide zurückzuhalten, verringerte. Das weist auf die Möglichkeit einer größeren Mobilität von Pestiziden auf Mikroplastikpartikeln durch das Bodensystem hin (Šunta et al., 2020). Der aktuelle Forschungsstand ist in einem kürzlich erschienenen Review zusammengefasst (Wanner, 2021).

Teilweise werden die Interaktionen zwischen Kunststoffen und Pestiziden sowie Düngemitteln bewusst genutzt. So dienen synthetische Polymere als Trägermaterial für landwirtschaftliche Wirkstoffe, um diese kontrolliert abzugeben (controlled release fertilizer etc.) (Huang et al., 2018; Landis and Dumroese, 2009; Trenkel, 2010; Wilkins, 2004).

## 6.2 Wirkung auf Bodeneigenschaften

Kunststoffpartikel können physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften beeinflussen. Diese Veränderungen können bewusst vorgenommen werden, beispielsweise bei der Anwendung sogenannter Bodenverbesserungsmittel (ECHA, 2020; Ekebafé et al., 2011; Qi et al., 2018). In diesem Zusammenhang finden synthetische Polymere vor allem Anwendung zur Verbesserung der Wasserhaltekapazität von Böden in ariden Gebieten. Darüber hinaus wird die



Wirkung synthetischer Polymere auf das Dispersionsverhalten beispielsweise von Ton technisch genutzt (Black et al., 1966).

Häufig konnte die Beteiligung von Kunststoffpartikeln und -fasern an der Aggregatbildung in Böden beobachtet werden (Horton et al., 2017; Hurley and Nizzetto, 2018; Lehmann et al., 2019; Wan et al., 2019). In lösshaltigen Ackerböden dokumentierten Zhang und Liu (2018), dass mehr als 70 % der gefundenen Kunststofffasern mit Bodenaggregaten assoziiert waren und der weitaus geringere Teil dispers vorlag.

Kunststoffe können aber auch nicht-intendierte physikalische Wirkungen in Böden hervorrufen. Diesbezüglich existieren bislang nur einzelne Fallstudien. Darin werden folgende Wirkungen auf den Boden nachgewiesen (Zhou et al., 2020):

- verminderte Bodendichten
- erhöhte Evaporationsraten
- veränderte Aggregatbildung
- Veränderungen der strukturellen Funktionalitäten in Böden
- Veränderung der mikrobiellen Aktivität.

### 6.3 Wirkung auf das Ökosystem Boden (Fauna, Flora, Mikrobiota)

Es gibt eine Vielzahl von Studien, die ökotoxikologische Wirkungen durch Kunststoffe beschreiben. Jedoch handelt es sich bei den meisten Studien um Laborstudien, bei denen teilweise deutlich höhere Mikropartikelkonzentrationen verwendet, als sie vermutlich in Böden typischerweise vorkommen. Die im folgenden dargestellten Erkenntnisse sind also als Hinweise für mögliche Wirkungen in Böden zu interpretieren. Welche Kunststoffgehalte in Böden tatsächlich vorkommen, ist bislang noch nicht abschätzbar. Dies muss Ziel weiterer Forschungsaktivitäten sein (siehe Kapitel 7 und 8).

Die in der Literatur beschriebenen ökotoxikologischen Wirkungen haben im Wesentlichen zwei Ursachen. Zum einen können die Partikel physikalische Schäden an Geweben und Membranen hervorrufen. Zum anderen können Schadstoffe partikelgebunden in Habitate und Organismen gelangen und entfalten dort ihre Wirkung (AMEC, 2017; Browne et al., 2013; Chae and An, 2018). In einigen Fällen konnten ökotoxikologische Wirkungen nachgewiesen werden (Chae and An, 2018; Rodriguez-Seijo et al., 2017), aber in Abhängigkeit des untersuchten Polymers gab es auch Studien in denen keine ökotoxischen Effekte zu verzeichnen waren (Sforzini et al., 2016).

Mikro- und Nanokunststoffe können von Boden-**Mikroorganismen** aufgenommen werden (Zhou et al., 2020). Mitgetragene Schadstoffe von Kunststoffpartikeln können dann im Organismus desorbieren (Chae and An, 2018; Ng et al., 2018; Ziccardi et al., 2016). Durch Nahrungsaufnahme der Organismen von anderen Konsumenten können die Plastikpartikel über mehrere Trophiestufen weitergegeben werden (Bläsing and Amelung, 2018; Ng et al., 2018). Teilweise lassen sich Erkenntnisse aus aquatischen Milieus auch auf Bodenorganismen übertragen, da viele Bodenorganismen im Bodenwasser leben (Bläsing and Amelung, 2018; Chae and An, 2018; Machado et al., 2018; Rillig, 2012; Rodriguez-Seijo et al., 2017). Während jedoch die Aufnahme von Organismen im Wasser darauf zurückzuführen ist, dass Kunststoffe mit anderen Nahrungspartikeln verwechselt wird, ist dies im Boden nur nachgeordnet zu erwarten (Rillig et al., 2019). Nichtsdestotrotz existieren auch im Boden Organismen wie Wimperntierchen und Flagellaten, welche als Filter fungieren und Partikel aus dem Bodenwasser aufnehmen (Rillig and Bonkowski, 2018). Experimentelle Studien mit Latex-

Mikropartikeln in der Größe von Bakterien (0,09 – 5,7 µm) konnten nachweisen, dass Bodenmikroben diese Partikel aufnehmen (Rillig and Bonkowski, 2018). Somit ist bereits auf Ebene der Bodenprotisten der Eintritt von Plastikpartikeln in die Nahrungskette möglich. Nach Büks et al. (2020) decken die verfügbaren Studien ein breites Spektrum von Bodenorganismen ab, wobei der Schwerpunkt auf Regenwürmern, Nematoden (Fadenwürmer), Springschwänzen, Käfern und Wattwürmern liegt.

Hervorzuheben ist, dass etwa 58% der Studien ungeeignete Konzentrationen oder Einheiten verwendeten, während 42% Mikroplastik-Konzentrationen verwendeten, die Mengen in leicht bis sehr stark verschmutzten Böden ähnlich waren (Büks et al., 2020).

Potenziell können Kunststoffe auf unterschiedliche Weise mit **Pflanzen** agieren (Zhou et al., 2020). Rillig et al. (2019) haben eine modellhafte Übersicht entworfen, um die Interaktionen zu systematisieren. Demnach wirken Kunststoffe im Boden **indirekt** auf Pflanzen, indem sie durch veränderte physikalisch-chemische Bodeneigenschaften die Wuchsbedingungen beeinflussen (Khalid et al., 2020; Machado et al., 2018; Rillig et al., 2019). Eine **direkte** Wirkung entfalten Kunststoffe auf Pflanzen indem sie als Kohlenstoff- oder Schadstoffquelle dienen oder indem sie die Samenporen blockieren und die Aufnahme von Wasser und Nährstoffen durch Wurzeln, Aggregation und Akkumulation in Wurzel, Spross und Blättern begrenzen (Khalid et al., 2020). In welchem Maße Kunststoffpartikel zur Pflanzenverfügbarkeit von Schadstoffen beitragen kann gegenwärtig noch nicht gesagt werden (Rillig et al., 2019). Denkbar sind einerseits erhöhte Schadstoffkonzentrationen durch partikelgebundenen Transport zu Pflanzen. Andererseits ist es aber auch vorstellbar, dass diese an Kunststoffpartikeln dauerhaft gebunden werden und damit für Pflanzen unschädlich werden. Bei entsprechend kleiner Partikelgröße im Nanobereich können Partikel von Pflanzen aufgenommen werden und eine toxische Wirkung entfalten (Bosker et al., 2019; Ng et al., 2018; Rillig et al., 2019). Aufgrund mangelnder Bestimmungsmethoden und Untersuchungen sind bislang keine Studien zu Nanopartikeln in Böden bekannt. Experimentell wurde die Aufnahme von Nanopartikeln durch Pflanzen allerdings bereits bestätigt (Bosker et al., 2019; Ma et al., 2010; Sun et al., 2020). So reichern sich Kunststoffpartikel beispielsweise in Samen und Wurzelsprossen an. Bosker et al. (2019) weisen zudem eine verminderte Keimfähigkeit der Samen und ein verzögertes Wachstum der Wurzelsprosse nach. Es gibt die generelle Modellvorstellung, dass Nanopartikel und mit ihnen verbundene additive Stoffe von Pflanzen aufgenommen werden und dort Schäden an Membranen sowie oxidativen Stress verursachen (Rillig et al., 2019). In Experimenten konnte zudem ein direkter Zusammenhang zwischen Kunststoffanteil im Boden und dem Wachstum von Weizen nachgewiesen werden (Qi et al., 2018). Dabei entfaltete vor allem ein bioabbaubares Material im Boden negative Effekte auf die Biomasseproduktion. Da Pflanzen sehr stark vom sie umgebenden mikrobiellen Bodenleben abhängen, ist ein indirekter Einfluss auf deren Wachstum durch Kunststoffe denkbar. Vor dem Hintergrund das manche Kunststoffe gezielt auf antimikrobielle Wirkungen hin entwickelt werden, beispielsweise für Beschichtungen, bedarf es weiterer Untersuchungen auf diesem Feld.

In Kurzzeitversuchen konnten bei der **mikrobiellen Aktivität** keine bis nur geringfügige Veränderungen verzeichnet werden. Lediglich die mikrobielle Biomasse verringerte sich (Blöcker et al., 2020). Im Gegensatz dazu konnte nachgewiesen werden, dass Mikroplastik die extrazellulären Enzymaktivitäten signifikant herabsetzte (Yu et al., 2020). Die Ergebnisse zeigen, dass Mikroplastik die Enzymaktivitäten durch Veränderung der Nährstoffsubstrate und physikalisch-chemischen Eigenschaften des Bodens oder durch Adsorption hemmen können. Erste Untersuchungen zeigen, dass sich Mikroplastikpartikel auch in den Mikroorganismen akkumulieren können und sich nachteilig auf deren Wachstum und Stoffwechsel auswirken (Mammo et al., 2020).

Auch für **Bodenorganismen** wie Regenwürmer und Springschwänze ist die Aufnahme und der Transport von Kunststoffpartikeln unter Laborbedingungen nachgewiesen (Huerta Lwanga et al., 2016; Maaß et al., 2017; Rillig et al., 2017c; Rodriguez-Seijo et al., 2017). In Regenwürmern können die aufgenommenen Mikroplastikpartikel zu Nanoplastik fragmentieren und gelangen zurück in die Umwelt (Kwak and An, 2021). Sie tragen somit zur Zerkleinerung und Verteilung der Partikel in Böden bei. Für Regenwürmer konnten dabei Gewebeveränderungen sowie negative Effekte auf Mortalität und Wachstumsraten nachgewiesen werden (Huerta Lwanga et al., 2016). Für Polyethylen-Mikroplastik wurde zudem eine Hemmung der Spermatogenese von Regenwürmern nachgewiesen und die Lebensfähigkeit von Coelomozyten wurde vermindert (Kwak and An, 2021). Bei Springschwänzen wurde eine Reduktion von Wachstum und Reproduktion sowie eine Veränderung der an der Verdauung beteiligten Bakterien gezeigt (Zhu et al., 2018). Insgesamt scheint die Exposition gegenüber Mikroplastik, wie Zhou et al. (2020) in einem Review zusammenfassend beschreiben, das Fütterungsverhalten von Bodentieren zu verändern, was sich auf die Aufnahme von Kohlenstoff- und Stickstoffbiomasse auswirkt. Darüber hinaus können Mikroplastikpartikel eine mechanische Beeinträchtigung der Speiseröhre, eine Darmobstruktion, eine Abnahme der Fortpflanzungsfähigkeit, eine verminderte Immunantwort, Stoffwechselstörungen und andere biochemische Reaktionen verursachen (Zhou et al., 2020). Die beschriebenen Wirkungen sind einerseits durch physikalische Verletzungen und andererseits durch chemische Auswirkungen adsorbierter Schadstoffe zu erwarten (ECHA, 2020; GESAMP, 2015).

Mehrere Studien zeigen, dass die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen durch Mikroplastik verringert wird (Zhou et al., 2020). Beispielsweise weisen Versuche mit 5% und 10% zugesetztem Mikroplastik im Boden eine verringerte Aufnahme von Arsen, PAK und PCB in Regenwürmern auf (Zhou et al., 2020). Diesbezüglich wiesen sie weiterhin Effekte auf den Energiehaushalt und den Proteinstoffwechsel sowie oxidativen Stress nach. Blutbiomarker wiesen darüber hinaus auf neurotoxische Wirkungen hin. Neben toxischen Auswirkungen können Kunststoffe zur Veränderung der Habitate führen. So konnten Kim und An (2019) nachweisen, dass Kunststoffpartikel zur Verstopfung von Bodenporen führen und die Bewegung von Springschwänzen dramatisch einschränken.

Insgesamt lässt sich für die Bodenfauna ein wiederkehrendes Muster aus aktiver Aufnahme, gefolgt von einer Populationsverschiebung innerhalb des Darmmikrobioms und nachteiligen Auswirkungen auf Motilität, Wachstum, Metabolismus, Reproduktion und Mortalität in verschiedenen Kombinationen, insbesondere bei hohen Konzentrationen und kleinen Partikelgrößen, erkennen (Büks et al., 2020).

Hier bleibt die Frage: Was passiert, wenn wir von realistischen Mengen an Kunststoffen in Böden ausgehen? Sind die oben beschriebenen ökotoxikologischen dann auch in dem Umfang nachweisbar?

#### 6.4 Transfer in Grundwasser/Oberflächengewässer/Luft

Hinsichtlich einer Verlagerung von Kunststoffpartikeln in Böden kann der natürliche partikuläre Transport sowie der Transport von partikelgebundenen Schadstoffen durch die ungesättigte Zone bis ins Grundwasser als modellhaftes Vorbild dienen (Wanner, 2021).

In Abhängigkeit der Bodentypen und der jeweiligen Nutzung werden die Partikel dabei vertikal und horizontal verlagert. Messungen von Zubris und Richards (2005) dokumentieren die Verlagerung von Kunststofffasern bis in 100 cm Tiefe. Neben der menschlichen Pflügbarkeit im Oberboden sind der Transport entlang von Sickerwasserbahnen und durch Bodenlebewesen wichtige Prozesse der Einmischung in Böden.

Der Transport von Mikro- und Nanopartikeln in der Bodensäule erfolgt maßgeblich durch anthropogene Bodenbearbeitung (pflügen, Tiefenpflügen, Rigolen etc.), Translokation durch Dispersion im Porenwasser, biotische und abiotische Mischungsprozesse (Bio-, Kryo-, Peloturbation) und über Diffusion durch Mikroporen.

Viele Bodenlebewesen können zum Transport von Kunststoffen im Boden beitragen. So fördern Milben die Migration von Kunststoffen durch Abkratzen und Kauen (Zhu et al., 2018). Ein ähnliches Verhalten wird beim Graben von Säugetieren beobachtet (Maaß et al., 2017; Rillig, 2012). Das mit Regenwürmern verbundene Verhalten, einschließlich äußerer Anhaftung, Aufnahme und Ausscheidung, fördert ebenfalls die laterale und vertikale Verteilung von Mikroplastikpartikeln im Boden (Huerta Lwanga et al., 2017, 2016; Hurley and Nizzetto, 2018; Rillig et al., 2017c; Yu et al., 2019; Zhou et al., 2020).

Die wichtigsten Prozesse des partikulären Stofftransports im Boden sind an das Bodenwasser geknüpft. Der Auf- und Abstieg sowie die horizontale Bewegung von Sickerwasser findet vor allem in den Grob- und Mittelporen ( $> 10 - 0,2 \mu\text{m}$ ) statt. Die Mikro- und Nanopartikel sind dabei in ungelöster Form im Wasser verteilt (Dispersion). Die hydraulischen und hydrochemischen Rahmenparameter der Transportmechanismen sind weitgehend bekannt (Christ, 2004). Analog zum Transport von Ton, organischen Partikeln oder Bodenkolloiden können auch Kunststoffpartikel in Böden verlagert werden. Verändern sich die Porosität oder die chemischen Verhältnisse in tieferen Bodenschichten kommt es zur Filtration. Die Nano- und Mikropartikel werden dabei in der Bodenmatrix abgelagert (Christ, 2004). Die Partikel verhalten sich bei der Migration im Boden unterschiedlich. Während kugelförmige und körnige Partikel leicht in tiefere Böden verlagert werden, neigen Fasern und Filme eher dazu Bodenagglomerate zu bilden, die die Kunststoffmigration im Boden behindern (Rillig et al., 2017a, 2017b). Andere Studien zeigten, dass Eigenschaften wie die Größe (insbesondere  $< 1 \text{ mm}$ ), Hydrophobizität und Oberflächeneigenschaften von Mikroplastikpartikeln ihre Migration im Boden beeinflussen (O'Connor et al., 2019; Zhou et al., 2020). Bei Untersuchungen zu Nanoplastikpartikeln konnte beobachtet werden, dass größere Partikel (200 nm) eine höhere Mobilität aufwiesen als kleinere (50 nm), was auf eine höhere Partikelstabilität zurückzuführen ist (Wang et al., 2021). Die bei der Alterung entstehenden stabförmigen Partikel können durch Oberflächenoxidation weniger sorbierend wirken und dementsprechend auch im Boden wahrscheinlicher nach unten migrieren (Hüffer et al., 2018; Yan et al., 2020).

Die beschriebenen Eigenschaften wie die Hydrophobie oder die chemische und physikalische Beständigkeit machen es für Kunststoffe möglich von terrestrischen Ökosystemen zu aquatischen Ökosystemen zu migrieren (Wang et al., 2021). Ebenso kann der durch Niederschlagswasser angetriebene Transportmechanismus zur Verlagerung von Kunststoffpartikeln aus der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone führen, wodurch Kunststoffe in das Grundwasser gelangt. Gestützt werden diese Aussagen mit Sandbodensäulenexperimenten zur Mikroplastik-Mobilität. Dort konnte als ein maßgeblicher Mechanismus der Nass-Trocken-Zyklus mit der Sanddurchdringungstiefe in Verbindung gebracht werden (O'Connor et al., 2019). Dabei zeigte sich, dass die Kunststoffpartikel bei zunehmender Anzahl an Nass-Trocken-Zyklen, in offensichtlich linearer Beziehung, auch den Sand signifikant tiefer durchdringen konnten. Basierend auf diesem Prinzip haben O'Connor et al. (2019) mit Wetterdaten für 347 chinesische Städte eine durchschnittliche Eindringtiefe von Kunststoffpartikeln in den Boden prognostiziert. Für 100 simulierte Jahre konnte eine durchschnittliche Eindringtiefe von 5,24 m berechnet werden. Somit ist es durchaus möglich, dass Kunststoffpartikel in Zukunft auch in tiefes Grundwasser gelangen.

Es ist zusätzlich davon auszugehen, dass bestimmte Polymere fest in die organische Substanz eingebunden sind und so als inert gelten müssen vergleichbar mit der Bildung von Nicht-

Extrahierbaren Rückständen (NER) in Böden. Sie werden nur in Zusammenhang mit der Verlagerung von Humus transportiert. Wie viele Kunststoffe aufgrund ihrer Struktur einer solchen Immobilisierung unterliegen ist wenig erforscht. Hier bedarf es weiterer Untersuchungen.

## 6.5 Fazit

Über eine qualitative Bewertung der aus Fallstudien und Experimenten bekannten Wirkungen von Kunststoffen auf Bodeneigenschaften hinaus, ist eine generelle Einschätzung der Wirkung von in der Umwelt tatsächlich vorhandenen Kunststoffmengen bislang nicht möglich. Dennoch reicht die Datenlage aus, um daraus zu schließen, dass Mikroplastik in Böden einen relevanten und langfristig wirksamen anthropogenen Stressor in terrestrischen Ökosystemen darstellt (ECHA, 2020; Kumar et al., 2020; Machado et al., 2018; Xu et al., 2020; Zhou et al., 2020).

Mit den bisherigen Arbeiten und deren Aussagen zu Kunststoffen in Böden lassen sich einige Tendenzen erkennen. So werden die Kunststoffe im Boden durch verschiedene Prozesse über die Zeit immer weiter fragmentiert und zerkleinert. Das ist problematisch, da die Partikel mehr Sorptionsfläche (Adsorption und Absorption: abhängig von Polymersorte und Sorbat) für Schadstoffe und Pathogene bietet. Verbunden mit der hohen Persistenz der Kunststoffe im Boden ist es möglich, dass diese Partikel im Laufe der Zeit ins Grundwasser gelangen. Da jedoch noch nicht klar ist, wie hoch die Anteile der in der Bodenmatrix fixierten Kunststoffe und der mobilen Kunststoffe sind und wie tief die Kunststoffe im Boden verlagert sind, lässt sich die Gefährdung des Eintrags in das Grundwasser nicht abschätzen. Während des gesamten Lebenszyklus der Kunststoffe können diese die sorbierten Stoffe und ihnen zugefügte Additive freisetzen und damit potenziell Boden oder das Grundwasser verunreinigen.

Auch auf die Bodenbiota zeigen sich in den Studien Effekte durch Kunststoffe. Sowohl Pflanzen, als auch Tiere und Mikroorganismen können Kunststoffpartikel aufnehmen, die dort zu Gewebeschäden führen oder ökotoxikologisch Effekte zeigen können. So können beispielsweise bei Pflanzen die Wuchsbedingungen, durch blockieren der Samenporen und die Begrenzung der Aufnahme von Wasser und Nährstoffen, beeinflusst werden oder es entstehen negative Effekte auf bodenmikrobielle und die enzymatische Aktivität, was wiederum indirekten Einfluss auf das Wachstum von Pflanzen haben kann. Für die Bodenfauna lassen sich nachteilige Auswirkungen auf Motilität, Wachstum, Metabolismus, Reproduktion und Mortalität in verschiedenen Kombinationen, insbesondere bei hohen Konzentrationen und kleinen Partikelgrößen, erkennen.

Viele Studien haben für ihre Versuche mutmaßlich sehr hohe Kunststoffgehalte im Boden angenommen oder mit nicht-gealterten Kunststoffen in Modellböden gearbeitet. Um die Wirkungen der Kunststoffe auf die Umwelt zu bewerten, braucht es mehr Studien, die die bisherigen Erkenntnisse in einer möglichst natürlichen Umgebung bestätigen und noch offene Fragen klären (s. Forschungsbedarf). Allein aufgrund der hohen Anzahl verschiedener Kunststoffarten und zahlreichen Böden und deren Wechselwirkungen ist der Forschungsbedarf enorm.

Als eine Möglichkeit Einträge von Kunststoffen in den Boden zu verhindern und mit Kunststoffen kontaminierte Böden zu sanieren wurde der enzymatische Abbau erwähnt. In der Literatur wird beschrieben, dass jeder Kunststoff mit einem passenden Enzym abgebaut werden kann. Inwiefern der enzymatische Abbau von Kunststoffen eine ernstzunehmende Lösung in der Praxis für kontaminierte Böden darstellt, muss allerdings noch mit weiteren Studien überprüft werden.



## 7 EU-weite Maßnahmen zur Reduzierung der Kunststoffgehalte in Böden

Die, in diesem Bericht, dargestellten Eintragspfade, Verweilzeiten und potentiellen Wirkungen von Kunststoffen in Böden zeigen deutlich auf, dass die Eintragsmengen von Mikroplastik in Böden reduziert werden müssen. Es ist das Vorsorgeprinzip anzuwenden, unabhängig davon, ob ausreichende wissenschaftlich fundierte Kenntnisse zum Verhalten von Kunststoffen in den Böden vorliegen.

Aufgrund der Besorgnis bereitet die EU-Kommission ein weitreichendes Verwendungsverbot für Mikroplastik vor, das 2022 in Kraft treten soll. Hier ist auch der Boden als Senke für Mikroplastik thematisiert, diese Beschränkung wird auch die Einträge von Mikroplastik in Böden vermindern. Aktuell liegen die Stellungnahmen der Ausschüsse für Risikobewertung und sozioökonomische Bewertung vor. Diskutiert werden u.a.

- Ausnahmen für biologisch abbaubare Kunststoffe, wenn der Nachweis eines hinreichenden Abbaus in jedem der Kompartimente Boden, Wasser und Sediment erfolgt;
- Verbot des Einsatzes von Kunststoffgranulat in Anwendungen als „Einstreu“ auf Kunstrasenplätzen mit einem Übergangszeitraum von bis zu 6 Jahren nach Inkrafttreten der Beschränkung, in dem zumindest bestehende Kunstrasenfelder noch betrieben und im Rahmen der Wartung mit Einstreu aus Kunststoffgranulat instandgehalten werden können - bis ein Umbau des Platzes erfolgen muss;
- Ausnahme für Stoffe oder Gemische, die unter die EU-Düngemittelverordnung fallen (EC NR. 2019/1009) → Empfehlung für verlängerte Übergangsfrist von 5 auf 8 Jahre nach Inkrafttreten der Beschränkung;
- Einführung einer zusätzlichen Ausnahme für Kunststoffpartikel in Klärschlamm und Kompost.

Im weiteren Verlauf muss die EU-Kommission innerhalb von 3 Monaten nach Übersendung der Stellungnahmen der Ausschüsse einen Beschränkungsvorschlag finalisieren und den Mitgliedsstaaten zur Entscheidungsfindung vorlegen. Ein Inkrafttreten der Beschränkung von absichtlich in Produkten zugesetztem Mikroplastik wird Ende 2021/Anfang 2022 erwartet<sup>7</sup>.

Die „better regulation strategy“ der EU-Kommission sieht unter anderem eine Vermeidung von Doppelregulierungen vor. Der Beschränkungsvorschlag klammert daher explizit Mikroplastik aus, welches im Geltungsbereich der EU-Düngemittel Verordnung ((EC) No. 2019/1009) sowie unter der Klärschlammrichtlinie (Directive 86/228/EEC) verwendet wird.

Dies ist vor dem Hintergrund der Einträge in Boden problematisch, da die erstgenannte Verordnung zwar Ausnahmen für bioabbaubare Kunststoffe enthält, deren Anwendung damit weiter erlaubt wäre. Allerdings definiert der Gesetzestext einen 5-jährigen Übergangszeitraum (somit bis zum Jahr 2024), nach dessen Ablauf erst die Kriterien für biologisch abbaubare Kunststoffe festgelegt werden sollen. In Artikel 42 der EU Düngemittelverordnung sind zwar Anhaltspunkte gegeben, welches Ziel bei der Kriterien Entwicklung verfolgt werden soll- wie dies über (welche) Testrichtlinien bzw. mit gegebenenfalls speziell für MP definierten Abbauhalbwertszeiten (die unter Umständen von den Persistenz Kriterien für Stoffe etablierten abweichen) letztlich umgesetzt wird, ist noch völlig offen und führt zumindest zu einer

<sup>7</sup> Quelle: Vortrag Peter Simpson (ECHA) auf Fresenius Konferenz zu Mikroplastik (22./23.10.2020)

temporären Regelungslücke. In dieser Zeit können Düngemittel, die zur Erfüllung der Anforderung für eine kontrollierte Dosierung auf Überzüge aus Plastik bzw. Inkorporation in poröses Trägermaterial angewiesen sind, weiterhin ausgebracht werden.

Weitere Diskussionen werden allerdings noch zu führen sein, ob der Nachweis der hinreichenden Abbaubarkeit – wie vom Beschränkungsvorschlag vorgesehen und vom Umweltbundesamt favorisiert – in allen Umweltkompartimenten erfüllt sein muss oder ob – wie von vielen Vertretern der Industrie gefordert – die hinreichende Abbaubarkeit nur in dem Kompartiment nachgewiesen werden muss, für das aus der Anwendung der Partikel heraus zu einem unmittelbaren Eintrag kommt (bei Einstreu für Kunstrasen → Boden, bei Opaquifiern → aquatisches Medium, der Abbau im Boden als indirekt exponiertes Kompartiment bliebe ungeprüft).

Ein weiterer offener Punkt in der ECHA-Beschränkung für Mikroplastik in Produkten sind zudem die abweichenden Übergangzeiträume für Anwendungen von PSM (Richtlinie EC No. 1107/2009) und Biozid Anwendungen (Richtlinie 528/2012/EU). Hier wird vom Ausschuss der sozioökonomischen Bewertung statt eines Übergangszeitraums von 5 Jahren nach Inkrafttreten wie für Düngemittel, eine Übergangsfrist von 8 Jahren nach Inkrafttreten vorgeschlagen.

Mit einem Mandat der Europäischen Kommission soll des Weiteren in der informellen UNECE-Arbeitsgruppe Particle Measurement Program (PMP) unter Vorsitz des Joint Research Centers eine geeignete Methode zur Bestimmung von Reifenabriebemissionen während der Fahrt entwickelt werden. Die Federführung dafür liegt bei der Reifenindustrie. Als geeigneter Parameter wird derzeit von Seiten der europäischen Reifenindustrie bzw. deren Verbänden die Abriebrate (mg pro km) favorisiert. Von der Industrie wurde kürzlich ein Projekt zur Methodenentwicklung gestartet. Sowohl EU-Kom. (DG Grow) als auch das UBA (FKZ 3720 57 102 0 "Reifen- und Bremsenabrieb bei Straßenfahrzeugen") streben den Start ihrer Projekte im Januar 2021 an.

Die Abriebrate von Reifen ist ein potentieller Parameter für die Regulierung der Reifenabriebmasse. Aktuell diskutierte regulative Instrumente für die Implementierung der Begrenzung des Reifenabriebs sind die Novellierung des Reifenlabels und die Typgenehmigung von Reifen und Fahrzeugen (Post Euro 6/VI).

Weitere Maßnahmen auf EU-Ebene:

- Beteiligung im Green Deal der EU-Kommission im Handlungsfeld der unbeabsichtigten Freisetzung von Kunststoffen (Mikroplastik),
- Kunststoffthematik in die EU soil strategy und in die Farm-to-Fork-strategie sowie Biodiversitätsstrategie einbringen,
- EU-Düngemittelverordnung, Klärschlammrichtlinie und weitere europäische Regelungen anpassen bzw. die Novellierung begleiten.

## 8 Handlungsbedarf

Im Ergebnis der oben benannten Punkte ergibt sich aus unserer Sicht insbesondere folgender Handlungsbedarf zum Thema Kunststoffe in Böden:

### a) Forschung national und international vernetzen (siehe Forschungsbedarf Kapitel 9)

- Einrichtung eines BMBF-Forschungsschwerpunktes (in Anlehnung an den Forschungsschwerpunkt Plastik in der Umwelt)
- Akteuren in der Forschung eine Plattform geben (Verbände, Gremien und Ressortforschungseinrichtungen)

**b) weitere Kunststoffeinträge in Böden vermeiden, z.B.:**

- Kunststoffeinträge durch die Landwirtschaft vermindern:
  - Verbot der bodenbezogenen Klärschlammverwertung
  - Foliennutzung in der Landwirtschaft thematisieren und einschränken
  - Technik in Kompostieranlagen so anpassen, dass Kunststoffe vor der Kompostierung herausgefiltert werden
  - Kunststoffeinträge durch Pflanzenschutzmittel thematisieren und vermindern
- Abbau von Windkraftanlagen: Kunststoffeinträge beim Abbau der Anlagen durch strikte Vorgaben (z.B. über Normung) eindämmen.
- In die EU-Einwegkunststoffrichtlinie weitere Kunststoffprodukte aufnehmen
- Reitböden: Die Problematik des Einsatzes von Kunststoffen auf Reitböden wurde in NRW sehr kontrovers diskutiert, so dass das LANUV, nach gescheiterten Bemühungen um einen bundesweiten LAGA-Arbeitskreis, landesintern im Jahr 2020 Fachtreffen und Expertenbefragungen durchgeführt hat und nun ein Arbeitspapier verfasst, welches als Handlungshilfe veröffentlicht werden soll. Das Ziel ist, weiterhin synthetische Zuschlagstoffe zu erlauben, allerdings Schadstofffreiheit sicherzustellen und auch unsachgemäße Abfallverwertung auszuschließen. Nach Einschätzung von Reitplatzbauern und -nutzern ist diese Zielsetzung fachlich sinnvoll und eine klärende Handlungshilfe wird gewünscht. Die Veröffentlichung des Arbeitspapiers der LANUV wird Mitte des Jahres 2021 erwartet.

**c) Analytik von Kunststoffen in Böden etablieren, quantitative Analysen durchführen**

**d) Standardisierung/Entwicklung von Normen (national und international) weiterhin unterstützen:**

**e) Bewusstsein schaffen für das Thema**

- Factsheet zum Thema wurde anlässlich des Tags des Bodens veröffentlicht <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen/kunststoffe-in-boeden-derzeitiger-kenntnisstand-zu>
- Aufklärungsfilm für das Kinderfernsehen (Plastik gehört nicht in die Biotonne! Daran können sich die Regenwürmer verschlucken!)
- Blauer Engel für Mehrwegverpackungen

**f) Grundlagen erarbeiten, um Vorsorge- und ggf. Prüfwerte für die BBodSchV ableiten zu können**



## 9 Forschungsbedarf

- Erfassung des quantitativen Eintrags von Kunststoff über alle Pfade in den Boden (incl. Minderungsmaßnahmen);

Die im UBA durchgeführten Studien und weitere Untersuchungen zeigen, dass die Informations- und Datenlage zum Teil mit großen Unsicherheiten behaftet und vielfach ungenügend ist. Dies betrifft v.a. auch den Verbleib der Kunststoffe in der Umwelt/im Boden. Um Abschätzungen zu ermöglichen, mussten bisher zahlreiche Annahmen getroffen werden. Es wird daher empfohlen, die Datenlage zu verbessern und das entwickelte Modell zur Bestimmung von Einträgen fortzuschreiben, um die Unsicherheiten zu reduzieren und den Wissensstand zum Thema Kunststoffeinträge in die Umwelt weiter zu verbessern. Als zentrale Punkte, die zu einer verbesserten Abschätzung beitragen würden, wurden in der Studie (siehe Kapitel 3) folgende genannt:

- a) Verbesserung der Erkenntnisse zum Schlupf, d. h. zum nicht von Reinigungsmaßnahmen erfassten Abfallanteil nach Flächentypen;
- b) Verbesserung der Datenlage zum Verbleib von Produkten nach der Nutzung – insbesondere im Baubereich (Rohre, Geotextilien etc.) sowie Garten- und Agrarbereich (Folien, Pflanztöpfe etc.);
- c) Verbesserung der Datenlage zum Abriebverhalten besonders mengenrelevanter Produkte (Reifen, Schuhe, Farben, Rohre usw.). Dafür sind bestehende Methoden zu validieren und weitere zu erproben.

zum Verbleib von Kunststoffen in Böden und deren Abbau (Mikrobiologie), Sanierungstechnologien);

- zum Filtervermögen von Böden gegenüber Kunststoffen;
- zum Verlagerungsverhalten von Kunststoffen in das Grundwasser;
- Zum quantitativen Nachweis von Kunststoffen in Böden (Entwicklung und Normung von Methoden);
- zum Abtrag von Mikrokunststoffpartikeln mit erodierten Böden und damit Einträge in Oberflächengewässer;
- zum Leachingverhalten von Schadstoffen, gebunden in/an Mikrokunststoffpartikeln, im Boden/in tiefere Bodenschichten und in das Grundwasser;
- zur Interaktion von Mikrokunststoffen mit Schadstoffen im Boden bzw. auch mit Pestiziden, Ermittlung von Kombinationswirkungen;
- zur Wirkung von Schadstoffen in Böden insbesondere der Pfad Boden-Pflanze, Boden-Grundwasser, Boden-Bodenorganismen (hier sind insbesondere Untersuchungen unter Umweltbedingungen und relevanten Partikelgrößen notwendig).

Parallel muss weiter an der **Normierung/Standardisierung** von Untersuchungs- und Testmethoden gearbeitet werden. Dies betrifft wie oben beschrieben v.a. die Betrachtung von Methoden zur Bodenprobennahme, zur Probenlagerung/Probenvorbereitung aber auch zum Abbauverhalten im Rahmen der laufenden Beschränkungsmaßnahmen zum Einsatz von Mikroplastik im europäischen Kontext.

Die Methoden zur Analytik sind im Rahmen des BMBF-Forschungsschwerpunktes „Plastik in der Umwelt“ gut beschrieben und getestet worden. Aber auch hier ist noch weiterer Bedarf im Rahmen der Standardisierung/Normung vorhanden. Aufgefallen ist auch in diesem Forschungsschwerpunkt, dass der Boden nur eingeschränkt betrachtet wurde. Da aber zu

erwarten ist, dass er die größte Senke für Kunststoffe sein wird, sollte sich die Forschung entsprechend fokussieren.

**Bei der Vielfältigkeit und Komplexität des Themas ist deshalb die Einrichtung eines BMBF -Forschungsschwerpunktes - Kunststoffe in Böden - angeraten.**

## 10 Literaturverzeichnis

Alves, C.A., Vicente, A.M.P., Calvo, A.I., Baumgardner, D., Amato, F., Querol, X., Pio, C., Gustafsson, M., 2020. Physical and chemical properties of non-exhaust particles generated from wear between pavements and tyres. *Atmos. Environ.* 224, 117252. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117252>

AMEC, 2017. Intentionally added microplastics in products - Final report.

Bakir, A., O'Connor, I.A., Rowland, S.J., Hendriks, A.J., Thompson, R.C., 2016. Relative importance of microplastics as a pathway for the transfer of hydrophobic organic chemicals to marine life. *Environ. Pollut.* 219, 56-65.

Bauer, B., 2017. Environmentally friendly substitute products for rubber granulates as infill for artificial turf fields. *Norwegen / Norwegian Environmental Agency*.

Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L., 2018. Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen.

Black, A.P., Birkner, F.B., Morgan, J.J., 1966. The effect of polymer adsorption on the electrokinetic stability of dilute clay suspensions. *J. Colloid Interface Sci.* 21, 626–648. [https://doi.org/10.1016/0095-8522\(66\)90023-7](https://doi.org/10.1016/0095-8522(66)90023-7)

Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Sci. Total Environ.* 612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>

Blöcker, L., Watson, C., Wichern, F., 2020. Living in the plastic age - Different short-term microbial response to microplastics addition to arable soils with contrasting soil organic matter content and farm management legacy. *Environ. Pollut.* 267, 115468. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115468>

Bocca, B., Forte, G., Petrucci, F., Costantini, S., Izzo, P., 2009. Metals contained and leached from rubber granulates used in synthetic turf areas. *Sci. Total Environ.* 407, 2183–2190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.026>

Bosker, T., Bouwman, L.J., Brun, N.R., Behrens, P., Vijver, M.G., 2019. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere* 226, 774–781. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.163>

Bouwmeester, H., Hollman, P.C.H., Peters, R.J.B., 2015. Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8932–8947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01090>

Braun, U., 2020. Mikroplastik-Analytik Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren.

Breitbarth, M., Urban, A., 2018. Kunststoffe in kommunalen Kläranlagen - Eintrag und Verteilung in ausgewählten Kläranlagen 65, 800. <https://doi.org/10.3242/kae2018.09.004>

Briassoulis, D., Babou, E., Hiskakis, M., Kyrikou, I., 2015. Analysis of long-term degradation behaviour of polyethylene mulching films with pro-oxidants under real cultivation and soil burial conditions. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 2584–2598. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3464-9>

Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2013. Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Curr. Biol.* 23, 2388–2392. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.012>

Büks, F., Loes van Schaik, N., Kaupenjohann, M., 2020. What do we know about how the terrestrial multicellular soil fauna reacts to microplastic? *SOIL* 6, 245–267. <https://doi.org/10.5194/soil-6-245-2020>

Chae, Y., An, Y.-J., 2018. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environ. Pollut.* 240, 387–395. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008>

- Christ, A., 2004. Zum Transport von partikelgebundenen Schadstoffen in der ungesättigten Zone. Johannes Gutenberg-Universität Mainz. <https://doi.org/10.25358/OPENSOURCE-3442>
- Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., Beckingham, B., 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Res.* X 3, 100030. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030>
- Conversio, 2018. Kurzfassung - Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2017.
- Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V., 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. *Sci. Total Environ.* 671, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>
- da Costa, J.P., Santos, P.S.M., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T., 2016. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Sci. Total Environ.* 566–567, 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>
- Danso, D., Chow, J., Streit, W.R., 2019. Plastics: Environmental and Biotechnological Perspectives on Microbial Degradation. *Appl. Environ. Microbiol.* 85. <https://doi.org/10.1128/AEM.01095-19>
- DELTARES, (WVL Uitgevoerd door DELTARES en TNO), 2016. Emissieschattingen Diffuse bronnen Emissieregistratie Bandenslijtage wegverkeer.
- DeStatis, 2018. Wasserwirtschaft: Klärschlamm Entsorgung aus der öffentlichen Abwasserbehandlung 2017.
- DFB, DOSB, 2019. Positionen für eine gemeinsame Stellungnahme von DOSB und DFB im Rahmen der Konsultation zum ECHA-Beschränkungs-vorschlag „Mikroplastik“.
- Duis, K., Coors, A., 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ. Sci. Eur.* 28, 2. <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y>
- ECHA (European Chemical Agency), 2020. Background Document to RAC and SEAC opinions on intentionally added microplastics.
- ECHA (European Chemical Agency), 2017. ANNEX XV REPORT – An evaluation of the possible health risks of recycled rubber granules used as infill in synthetic turf sports fields.
- Ekebafé, L., Ogbeifun, D., Okieimen, F., 2011. Polymer Applications in Agriculture. *Biokemistri* 23.
- Emadian, S.M., Onay, T.T., Demirel, B., 2017. Biodegradation of bioplastics in natural environments. *Waste Manag.* 59, 526–536. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.006>
- Emden, H.F.V., Hadley, P., 2011. Plastic films for polytunnels can prolong the effective residual life of cypermethrin to over 6 months. *J. Hortic. Sci. Biotechnol.* 86, 196–200. <https://doi.org/10.1080/14620316.2011.11512747>
- Eunomia, 2016. Study to Support the Development of Measures to Combat a Range of Marine Litter Sources [WWW Document]. Eunomia. URL <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/study-to-support-the-development-of-measures-to-combat-a-range-of-marine-litter-sources/> (accessed 11.27.20).
- Frias, J.P.G.L., Nash, R., 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Mar. Pollut. Bull.* 138, 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment (Part 1) [WWW Document]. GESAMP. URL <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90> (accessed 11.26.20).
- Haider, N., Karlsson, S., 2001. Loss of Chimassorb 944 from LDPE and identification of additive degradation products after exposure to water, air and compost. *Polym. Degrad. Stab.* 74, 103–112. [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(01\)00107-0](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(01)00107-0)

- Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Huang, B., Chen, F., Shen, Y., Qian, K., Wang, Y., Sun, C., Zhao, X., Cui, B., Gao, F., Zeng, Z., Cui, H., 2018. Advances in Targeted Pesticides with Environmentally Responsive Controlled Release by Nanotechnology. *Nanomater. Basel Switz.* 8. <https://doi.org/10.3390/nano8020102>
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environ. Pollut.* 220, 523–531. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.096>
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2016. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environ. Sci. Technol.* 50, 2685–2691. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>
- Hüffer, T., Weniger, A.-K., Hofmann, T., 2018. Sorption of organic compounds by aged polystyrene microplastic particles. *Environ. Pollut.* 236, 218–225. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.022>
- Hurley, R.R., Nizzetto, L., 2018. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health, Micro and Nanoplastics* Edited by Dr. Teresa A.P. Rocha-Santos 1, 6–11. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.006>
- IG Plastics (Interest Group Plastics of the EPA Network), 2017. Recommendations towards the EU Plastics Strategy.
- Jacquin, J., Cheng, J., Odobel, C., Pandin, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Barbe, V., Meistertzheim, A.-L., Ghiglione, J.-F., 2019. Microbial Ecotoxicology of Marine Plastic Debris: A Review on Colonization and Biodegradation by the “Plastisphere.” *Front. Microbiol.* 10. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.00865>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Kalbe, U., 2013. Umweltverträglichkeit von Kunststoff- und Kunststoffrasenbelägen auf Sportfreianlagen. *BISp-Rep. Bilanz Perspekt.* S. 53-57.
- Khalid, N., Aqeel, M., Noman, A., 2020. Microplastics could be a threat to plants in terrestrial systems directly or indirectly. *Environ. Pollut.* 267, 115653. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115653>
- Kim, S.W., An, Y.-J., 2019. Soil microplastics inhibit the movement of springtail species. *Environ. Int.* 126, 699–706. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.067>
- Klein, S., Knepper, T.P., Worch, E., 2014. Mikroplastik im aquatischen Ökosystem.
- Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R., 2016. Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environ. Sci. Technol.* 50, 3315-3326.
- Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D.C.W., Gupta, J., Khan, E., Harrad, S., Hou, D., Ok, Y.S., Bolan, N.S., 2020. Microplastics as pollutants in agricultural soils. *Environ. Pollut.* 265, 114980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980>
- Kwak, J.I., An, Y.-J., 2021. Microplastic digestion generates fragmented nanoplastics in soils and damages earthworm spermatogenesis and coelomocyte viability. *J. Hazard. Mater.* 402, 124034. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124034>
- Lambert, S., Sinclair, C., Boxall, A., 2014. Occurrence, Degradation, and Effect of Polymer-Based Materials in the Environment, in: Whitacre, D.M. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Volume 227,

Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Springer International Publishing, Cham, pp. 1–53.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-01327-5_1)

Landis, T.D., Dumroese, R.K., 2009. Using polymer-coated controlled-release fertilizers in the nursery and after outplanting. For. Nurs. Notes Winter 5-12 5–12.

Lares, M., Ncibi, M.C., Sillanpää, Markus, Sillanpää, Mika, 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. Water Res. 133, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>

Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Hartmann, N.B., Jensen, P.R., Nielsen, T.G., Brinch, A., 2015. Microplastics: Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Danish Environmental Protection Agency.

Lehmann, A., Fitschen, K., Rillig, M.C., 2019. Abiotic and Biotic Factors Influencing the Effect of Microplastic on Soil Aggregation. Soil Syst. 3, 21. <https://doi.org/10.3390/soilsystems3010021>

Li, J., Song, Y., Cai, Y., 2020. Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. Environ. Pollut. 257, 113570. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113570>

Lim, L., Walker, R., 2009. An Assessment of Chemical Leaching: Releases to Air and Temperature at Crumb-Rubber Infilled Synthetic Turf Fields.

Lithner, D., Larsson, Å., Dave, G., 2011. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. Sci. Total Environ. 409, 3309–3324.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>

Liu, B., Wang, Y., Yang, F., Wang, X., Shen, H., Cui, H., Wu, D., 2016. Construction of a controlled-release delivery system for pesticides using biodegradable PLA-based microcapsules. Colloids Surf. B Biointerfaces 144, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2016.03.084>

Ma, X., Geiser-Lee, J., Deng, Y., Kolmakov, A., 2010. Interactions between engineered nanoparticles (ENPs) and plants: Phytotoxicity, uptake and accumulation. Sci. Total Environ. 408, 3053–3061.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.031>

Maaß, S., Daphi, D., Lehmann, A., Rillig, M.C., 2017. Transport of microplastics by two collembolan species. Environ. Pollut. 225, 456–459. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.009>

Machado, A.A. de S., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2018. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. Glob. Change Biol. 24, 1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>

Mahon, A.M., O’Connell, B., Healy, M.G., O’Connor, I., Officer, R., Nash, R., Morrison, L., 2017. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. Environ. Sci. Technol. 51, 810–818.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048>

Maier, N., 2019. Workingpaper - Littering.

Mammo, F.K., Amoah, I.D., Gani, K.M., Pillay, L., Ratha, S.K., Bux, F., Kumari, S., 2020. Microplastics in the environment: Interactions with microbes and chemical contaminants. Sci. Total Environ. 743, 140518.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140518>

Mbachu, O., Jenkins, G., Pratt, C., Kaparaju, P., 2020. A New Contaminant Superhighway? A Review of Sources, Measurement Techniques and Fate of Atmospheric Microplastics. Water. Air. Soil Pollut. 231, 85.  
<https://doi.org/10.1007/s11270-020-4459-4>

Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdt, G., 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. Water Res. 108, 365–372. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>

- Ng, E.-L., Huerta Lwanga, E., Eldridge, S.M., Johnston, P., Hu, H.-W., Geissen, V., Chen, D., 2018. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Sci. Total Environ.* 627, 1377–1388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.341>
- O'Connor, D., Pan, S., Shen, Z., Song, Y., Jin, Y., Wu, W.-M., Hou, D., 2019. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. *Environ. Pollut.* 249, 527–534. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.092>
- Petosa, A.R., Rajput, F., Selvam, O., Öhl, C., Tufenkji, N., 2017. Assessing the transport potential of polymeric nanocapsules developed for crop protection. *Water Res.* 111, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.030>
- Piehl, S., Leibner, A., Löder, M.G.J., Dris, R., Bogner, C., Laforsch, C., 2018. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. *Sci. Rep.* 8, 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y>
- Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A.M., Huerta Lwanga, E., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P., Geissen, V., 2018. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Sci. Total Environ.* 645, 1048–1056. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>
- Ramos, L., Berenstein, G., Hughes, E.A., Zalts, A., Montserrat, J.M., 2015. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. *Sci. Total Environ.* 523, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.142>
- Revel, M., Châtel, A., Mouneyrac, C., 2018. Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Curr. Opin. Environ. Sci. Health, Micro and Nanoplastics* Edited by Dr. Teresa A.P. Rocha-Santos 1, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>
- Rillig, M.C., 2012. Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environ. Sci. Technol.* 46, 6453–6454. <https://doi.org/10.1021/es302011r>
- Rillig, M.C., Bonkowski, M., 2018. Microplastic and soil protists: A call for research. *Environ. Pollut.* 241, 1128–1131. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.147>
- Rillig, M.C., Ingrassia, R., de Souza Machado, A.A., 2017a. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. *Front. Plant Sci.* 8. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01805>
- Rillig, M.C., Lehmann, A., Machado, A.A. de S., Yang, G., 2019. Microplastic effects on plants. *New Phytol.* 223, 1066–1070. <https://doi.org/10.1111/nph.15794>
- Rillig, M.C., Muller, L.A., Lehmann, A., 2017b. Soil aggregates as massively concurrent evolutionary incubators. *ISME J.* 11, 1943–1948. <https://doi.org/10.1038/ismej.2017.56>
- Rillig, M.C., Ziersch, L., Hempel, S., 2017c. Microplastic transport in soil by earthworms. *Sci. Rep.* 7, 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Rodriguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T.A.P., da Costa, J., Duarte, A.C., Vala, H., Pereira, R., 2017. Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. *Environ. Pollut.* 220, 495–503. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.092>
- Ruffino, B., Fiore, S., Zanetti, M.C., 2013. Environmental–sanitary risk analysis procedure applied to artificial turf sports fields. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 4980–4992. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1390-2>
- Salvador Cesa, F., Turra, A., Baruque-Ramos, J., 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Sci. Total Environ.* 598, 1116–1129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>
- Scheurer, M., Bigalke, M., 2018. Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environ. Sci. Technol.* 52, 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>



- Schwirn, K., Völker, D., 2016. Nanomaterialien in der Umwelt - Aktueller Stand der Wissenschaft und Regulierungen zur Chemikaliensicherheit: Empfehlungen des Umweltbundesamtes.
- Sexlinger, K., Humer, M., Scheffknecht, C., 2019. Kunststoffe im Boden - Untersuchungen zu Kunststoffverunreinigungen in landwirtschaftlichen Böden Vorarlbergs.
- Sforzini, S., Oliveri, L., Chinaglia, S., Viarengo, A., 2016. Application of Biotests for the Determination of Soil Ecotoxicity after Exposure to Biodegradable Plastics. *Front. Environ. Sci.* 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00068>
- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., Schaumann, G.E., 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Sci. Total Environ.* 550, 690–705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>
- Sun, X.-D., Yuan, X.-Z., Jia, Y., Feng, L.-J., Zhu, F.-P., Dong, S.-S., Liu, J., Kong, X., Tian, H., Duan, J.-L., Ding, Z., Wang, S.-G., Xing, B., 2020. Differentially charged nanoplastics demonstrate distinct accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Nat. Nanotechnol.* 15, 755–760. <https://doi.org/10.1038/s41565-020-0707-4>
- Sundt, P., Schulze, P.-E., Syversen, F., 2014. Sources of microplastic-pollution to the marine environment.
- Šunta, U., Prosenč, F., Trebše, P., Bulc, T.G., Kralj, M.B., 2020. Adsorption of acetamiprid, chlorantraniliprole and flubendiamide on different type of microplastics present in alluvial soil. *Chemosphere* 261, 127762. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127762>
- Trenkel, M.E., 2010. Slow- and Controlled-release and Stabilized Fertilizers: An Option for Enhancing Nutrient Use Efficiency in Agriculture. IFA, International fertilizer industry Association.
- UBA, 2019. Kunststoffe in der Umwelt. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190515\\_uba\\_fb\\_kunststoff\\_e\\_bf.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190515_uba_fb_kunststoff_e_bf.pdf)
- UBA, 2020. Kunststoffe in der Umwelt – Erarbeitung einer Systematik für erste Schätzungen zum Verbleib von Abfällen und anderen Produkten aus Kunststoffen in verschiedenen Umweltmedien.
- UBA, 2018. Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt.
- Unice, K.M., Weeber, M.P., Abramson, M.M., Reid, R.C.D., van Gils, J.A.G., Markus, A.A., Vethaak, A.D., Panko, J.M., 2019. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. *Sci. Total Environ.* 646, 1639–1649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.368>
- Vollertsen, J., Hansen, A., 2017. Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate.
- Wan, Y., Wu, C., Xue, Q., Hui, X., 2019. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Sci. Total Environ.* 654, 576–582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.123>
- Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., Zhang, P., 2019. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Sci. Total Environ.* 691, 848–857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>
- Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L., 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere* 171, 248–258. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074>
- Wang, L., Wu, W.-M., Bolan, N.S., Tsang, D.C.W., Li, Y., Qin, M., Hou, D., 2021. Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. *J. Hazard. Mater.* 401, 123415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123415>
- Wanner, P., 2021. Plastic in agricultural soils – A global risk for groundwater systems and drinking water supplies? – A review. *Chemosphere* 264, 128453. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128453>



- Weber, C.J., Weihrauch, C., Opp, C., Chiffard, P., 2020. Investigating microplastic dynamics in soils: Orientation for sampling strategies and sample pre-processing. *Land Degrad. Dev.* n/a. <https://doi.org/10.1002/ldr.3676>
- Weithmann, N., Möller, J.N., Löder, M.G.J., Piehl, S., Laforsch, C., Freitag, R., 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. *Sci. Adv.* 4, eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>
- Wilkins, R.M., 2004. Controlled Release Technology, Agricultural, in: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. American Cancer Society. <https://doi.org/10.1002/0471238961.0107180907150518.a01.pub2>
- Wright, S.L., Kelly, F.J., 2017. Plastic and Human Health: A Micro Issue? *Environ. Sci. Technol.* 51, 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Xu, C., Zhang, B., Gu, C., Shen, C., Yin, S., Aamir, M., Li, F., 2020. Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment? *J. Hazard. Mater.* 400, 123228. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123228>
- Yan, X., Yang, X., Tang, Z., Fu, J., Chen, F., Zhao, Y., Ruan, L., Yang, Y., 2020. Downward transport of naturally-aged light microplastics in natural loamy sand and the implication to the dissemination of antibiotic resistance genes. *Environ. Pollut.* 262, 114270. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114270>
- Yang, X., Bento, C.P.M., Chen, H., Zhang, H., Xue, S., Lwanga, E.H., Zomer, P., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2018. Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil. *Environ. Pollut.* 242, 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.006>
- Yu, H., Fan, P., Hou, J., Dang, Q., Cui, D., Xi, B., Tan, W., 2020. Inhibitory effect of microplastics on soil extracellular enzymatic activities by changing soil properties and direct adsorption: An investigation at the aggregate-fraction level. *Environ. Pollut.* 267, 115544. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115544>
- Yu, M., Ploeg, M. van der, Lwanga, E.H., Yang, X., Zhang, S., Ma, X., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2019. Leaching of microplastics by preferential flow in earthworm (*Lumbricus terrestris*) burrows. *Environ. Chem.* 16, 31–40. <https://doi.org/10.1071/EN18161>
- Yuanqiao, L., Caixia, Z., Changrong, Y., Lili, M., Qi, L., Zhen, L., Wenqing, H., 2020. Effects of agricultural plastic film residues on transportation and distribution of water and nitrate in soil. *Chemosphere* 242, 125131. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125131>
- Zhang, G.S., Liu, Y.F., 2018. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Sci. Total Environ.* 642, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>
- Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S., Li, Y., 2020. Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *Sci. Total Environ.* 748, 141368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141368>
- Zhu, D., Chen, Q.-L., An, X.-L., Yang, X.-R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., Zhu, Y.-G., 2018. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biol. Biochem.* 116, 302–310. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.027>
- Ziccardi, L.M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K.J., Driscoll, S.K., 2016. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ. Toxicol. Chem.* 35, 1667–1676. <https://doi.org/10.1002/etc.3461>
- Zubris, K.A.V., Richards, B.K., 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environ. Pollut.* 138, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>
- Zurier, H.S., Goddard, J.M., 2021. Biodegradation of microplastics in food and agriculture. *Curr. Opin. Food Sci.* 37, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2020.09.001>