

02.25

Bodenschutz

30. Jahrgang
2. Quartal 2025
42234

www.BODENSCHUTZdigital.de



Erhaltung, Nutzung und Wiederherstellung von Böden

Herausgegeben vom Bundesverband Boden e.V.

Bodenschutzkonzeption 2024

Sabine Hilbert, Frank Rauch, Michael Kastler und Britta Schippers

Regelungen der §§ 6–8 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung

Silvia Lazar, Kevin Handke und Josef Backes

Plastik in Böden: Fortschritte und Herausforderungen

Daniela Thomas, Melanie Braun, Kristof Dorau, Peter Fiener, Martin Hoppe, Sarmite Kernchen, Christian Laforsch, Martin Löder, Natalie Orlowski, Zacharias Steinmetz

Ableitung von Windhinder-nissen und ihrer Schutzwirkung vor Erosion anhand hochauf-gelöster Daten

Micha Gebel, Stefan Halbfass, Stephan Bürger, Mario Uhlig und Antje Ullrich



Plastik in Böden: Fortschritte und Herausforderungen

Daniela Thomas, Melanie Braun, Kristof Dorau, Peter Fiener, Martin Hoppe, Sarmite Kernchen, Christian Laforsch, Martin Löder, Natalie Orlowski, Zacharias Steinmetz

Daniela Thomas, M.Sc.

Wissenschaftliche
Mitarbeiterin am
Thünen-Institut für
Agrartechnologie

Dr. Melanie Braun, Dipl.-Geogr.

Wissenschaftliche
Mitarbeiterin am IN-
RES, Bonn

Dr. Kristof Dorau, Dipl.-Geogr.

Wissenschaftlicher
Mitarbeiter an der
BGR, Hannover

Prof. Dr. Peter Fiener

Leiter der AG Was-
ser- und Bodenres-
sourcenforschung,
Universität Augsburg

Dr. Martin Hoppe

Wissenschaftlicher
Mitarbeiter an der
BGR, Hannover

Dr. Sarmite Kernchen

Wissenschaftliche
Mitarbeiterin, Lehr-
stuhl Tierökologie I,
Universität Bayreuth

Prof. Dr. Christian Laforsch

Leiter des Lehrstuhls
Tierökologie I, Uni-
versität Bayreuth

Dr. Martin Löder

Leiter der AG Mikro-
plastik, Lehrstuhl
Tierökologie I, Uni-
versität Bayreuth

Prof. Dr. Natalie Orlowski

Professur für Walds-
tandorte und Was-
serhaushalt, Institut
für Bodenkunde und
Standortslehre, TU
Dresden

Dr. Zacharias Steinmetz

Wissenschaftlicher
Mitarbeiter in der AG
Umwelt und Boden-
chemie, RPTU Landau

Zusammenfassung

Das Vorkommen von Plastik und Mikroplastik in der Umwelt ist eine der großen ökologischen Herausforderungen unserer Zeit. Nach aktuellen Schätzungen gelangen jährlich weltweit etwa 5 Mio. Tonnen (Mt) Plastik in Böden. Da die meisten Plastikbestandteile nur langsam zerfallen bzw. noch viel langsamer vollständig abgebaut und dem Kohlenstoffkreislauf zugeführt werden, führt das zu einer ständig wachsenden Akkumulation von Plastikbestandteilen. Trotzdem gibt es bisher nur wenige Untersuchungen zu Eintragspfaden, Transportprozessen und Auswirkungen von Plastik im Boden. Dieser Artikel beleuchtet die aktuellen Herausforderungen und Fortschritte in der Forschung zu Plastik in Böden, einschließlich die derzeitige Gesetzeslage, Methoden zur Probenahme, Qualitätssicherung und spezifische Herausforderungen der Analytik.

Schlüsselwörter:

Plastik, Mikroplastik, Eintragspfade, Mikroplastikanalytik, Qualitätssicherung, Transportprozesse, Bodenstruktur

Summary

The occurrence of plastics and microplastics in the environment is one of the great environmental challenges of our time. About 5 million tons of plastic are estimated to end up in soils worldwide yearly. Together with their slow fragmentation and even slower degradation to enter the carbon cycle of plastic in soils, this leads to a steadily growing plastic contamination. Even though, there is little research on the entry pathways, transport processes and impact of plastic in soil. This article highlights the current challenges and progress in the study of plastics in soils, including sampling methods, quality assurance and specific analytical challenges, as well as the current regulatory situation.

Keywords:

plastic, microplastics, impact of plastic, microplastic analytic, quality assurance, entry pathways of plastic, soil structure

1. Gesetzliche Vorgaben

In jüngster Vergangenheit wurden vermehrt Maßnahmen zum Recycling, zur Vermeidung und zur Reduzie-

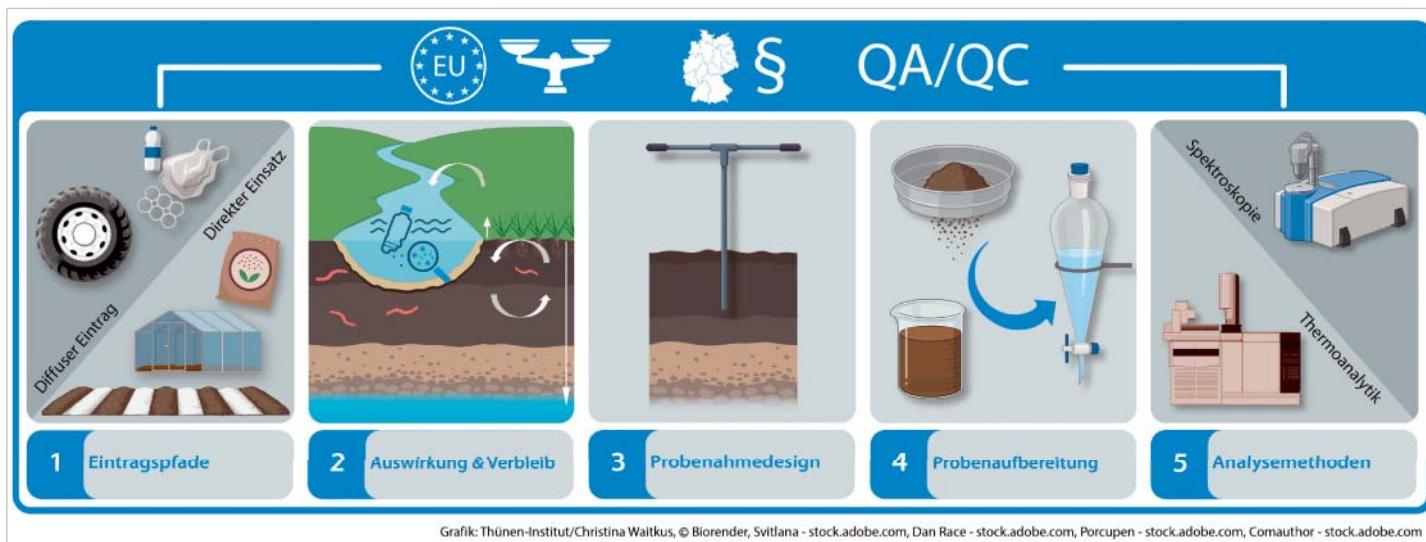
zung von Plastik sowie zur Erforschung von Plastikalternativen auf internationaler wie auch nationaler Ebene initiiert. Auf internationaler Ebene entwickelt z. B. das UN-Umweltprogramm seit 2022 ein Verfahren, mit dem Ziel, den Lebenszyklus von Plastik von der Herstellung über den Gebrauch bis zur Entsorgung greifbar zu machen und Plastikeinträge in die Umwelt zu reduzieren.

Die deutsche Gesetzgebung wird v.a. durch EU-Richtlinien, wie den Green Deal und den Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft bestimmt. Beide sollen die Plastikvermeidung, die Reduzierung des Plastikeintrags sowie Recycling und Wiederverwendung fördern. So trat in Deutschland 2021 die Einwegkunststoff-Verbotsverordnung und die Einwegkunststoff-Kennzeichnungsverordnung in Kraft, um das Inverkehrbringen von Einwegbesteck oder -geschirr aus Kunststoff zu verbieten und eine unsachgemäße Entsorgung zu verhindern. Seit Januar 2022 gilt ein Verbot für Plastiktüten mit Wandstärken von 15 bis 50 µm. Das Einwegkunststoff-Fondsgesetz von 2023 verpflichtet Hersteller kunststoffhaltiger Einwegprodukte zur Kostendeckung für Abfallbewirtschaftung und Reinigung des öffentlichen Raums. Der Null-Schadstoff-Aktionsplan der EU zielt bis 2030 auf eine 30%-ige Reduktion der Mikroplastikfreisetzung in die Umwelt ab.

Für die Einhaltung von Regularien und die Vergleichbarkeit der Daten ist eine einheitliche Definition der Begrifflichkeiten essenziell. Die EU-Kunststoffstrategie führte 2023 das erste Mikroplastik-Verbot durch eine Regelung im Rahmen der EU-Chemikalienverordnung REACH ein, in der „Mikroplastik“ als synthetische Polymerpartikel kleiner 5 mm Größe definiert ist (Abb. 1). Daneben wurde vom Ausschuss der DIN (DIN CEN ISO/TR 21960:2021-02) eine Definition für Plastik in der Umwelt erarbeitet. Plastikpartikel werden demnach wie folgt definiert: Makroplastik (>5 mm), großes Mikroplastik (1–5 mm), Mikroplastik (1 µm bis 1 mm) sowie Nanoplastik (<1 µm). In wissenschaftlichen Arbeiten wird zudem mit der Größendefinition für Mikroplastik von 1 µm bis 1 mm gearbeitet (Abb. 2).^[1] Eine abschließende Definition der in Gremien und Wissenschaft diskutierten Begrifflichkeiten gibt es derzeit nicht.

Ferner ist der Begriff „Mikroplastik“ in der 2023 erlassenen CSRD-Richtlinie (*Corporate Sustainability Reporting Directive*) enthalten, die von Unternehmen einheitliche Berichtspflichten zu erzeugten, genutzten oder ausgestoßenen Schadstoffen verlangt. Das Soil Monitoring Law der EU befindet sich in Finalisierung. Es thematisiert nach derzeitigem Stand aber kein Plastik, wobei Mitgliedsstaaten zusätzliche Kontaminanten in die Regelung aufnehmen können. In Österreich, im Land Vorarlberg, trat 2019 die Bodenqualitätsverordnung in Kraft. Diese regelt die Probenahme und Analyse zur Ermittlung von Kunststoffverunreinigungen in Böden (Anl. 11 zu § 2 Abs. 1) und nimmt somit eine Vorreiterstellung mindestens innerhalb der EU ein.

Für landwirtschaftliche Böden gibt es aktuell keine spezifischen Vorschriften zur Nutzung von Kunststoffen. Jedoch existieren für die Düngung von Agrarböden



mit der Bioabfallverordnung und der Düngemittelverordnung Vorschriften zur Begrenzung von Kunststoffverschmutzungen. Diese Maßnahmen kontrollieren die Plastikverschmutzung für Komposte derzeit im Bereich von Partikeln >1 mm. Die Grenzwerte nach Düngemittelverordnung belaufen sich dabei auf 0,1% i. d. TM für folienartige Kunststoffe und 0,4% i. d. TM für sonstige Fremdbestandteile. Die Anzahl der Kontrollen variieren je nach Anlagegröße von quartalsweise bis monatlich. Sie werden von einem unabhängigen, geprüften und notifizierten Probenehmer, die nach Bioabfallverordnung zugelassen sind, wie von der Bundesgütergemeinschaft Kompost (BGK), durchgeführt und in akkreditierten Prüflaboren untersucht. Bei Überschreitungen der Fremdstoffgehalte, werden die Abfallbehörden und Unternehmen informiert und die Charge nicht in den Verkehr gebracht, mit der Möglichkeit sie entsprechend nachzubehandeln. Bei wiederholter Überschreitung kann z.B. auch das Gütesiegel für Komposte entzogen werden. Für gütegesicherte Komposte gelten weitere Bestimmungen, wie ein Maximalwert für Frisch- und Fertigkomposte von 15 und für Substratkumpost von 10 cm² pro Liter sichtbares Fremdmaterial.

In den letzten Jahren wurden viele Maßnahmen zur Plastikreduktion geschaffen bzw. verschärft. Regularien zur Vermeidung von Emissionen von Reifenabrieb oder Farben, welche als Haupteintragspfade von Plastik in die gesamte Umwelt verstanden werden, sind jedoch nicht Bestandteil dieser Maßnahmen. Somit wurde die Problematik des Plastikeintrags in die Umwelt, insbesondere in den Boden, neben dem Problem der bestehenden Kontamination und Langlebigkeit von Plastik, nicht behoben.

2. Bodenprobenahme zur Analyse von Plastik: Methodik und Herausforderungen

Die Bodenprobenahme ist ein zentraler Schritt im Analyseprozess. Sie sollte repräsentativ für die untersuchte Fläche sein und erfordert spezielle Techniken, abhängig von den zu untersuchenden Plastikgrößen. Allgemeine Handlungshilfen sind in ISO 18400-104:2018 und der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV)

festgelegt. Spezifische Methoden zur Probenahme von Plastik sind Gegenstand aktueller Forschung. Bisherige Techniken umfassen manuelles, systematisches Sammeln sichtbarer Plastikteile und die Erstellung von Bodenmischproben zur Analyse von nicht-sichtbarem Plastik.^[2-4] Eine universelle Probenahmetechnik für Bodenproben zur Untersuchung darin befindlicher Kunststoffpartikel existiert nicht, was z. B. an der heterogenen Verteilung von Plastik im Boden oder den unterschiedlichen Anforderungen an die Probenahme von Plastik unterschiedlicher Größen liegt. Generell gilt jedoch: je größer die Probenmenge, desto repräsentativer das Ergebnis. Grobkörnige Böden verlangen in der Regel höhere Probenmengen zur Erreichung eines repräsentativen Ergebnisses als feinkörnige Böden.

Die Vorerkundung des Bodens ist für die Probenahme von Plastik essenziell und umfasst die Begutachtung des Untersuchungsareals sowie die Erfassung möglicher Einflussfaktoren. Eine Probenahme entlang von Transektenlinien, die sich auf die Entfernung zur Kontaminationsquelle konzentrieren, ist besonders bei Untersuchungen von Reifenabrieb in straßenrandnahen Böden relevant.^[5,6] Bei Agrarböden ist die Kenntnis über die Bewirtschaftung, wie über den Einsatz und Häufigkeit sowie Intensität plastikhaltiger Bodenverbesserer, aber auch gezielter Einsatz von Kunststoffen für die Landwirtschaft, wie Mulchfolien, in Plastikart, Form, Dauer etc. von großer Bedeutung, um mögliche Eintragsquellen abschätzen zu können.^[7]

Da standardisierte Probenahmeverfahren für (Mikro-)Plastik aktuell nicht in Sicht sind, sollte sich die Vorgehensweise primär an der Forschungsfrage und des zu untersuchten Größenbereichs der Plastikpartikel orientieren. Weitere Aspekte sind die Nutzung von Geländemodellen zur Ableitung höhenstratigraphischer Einheiten, die Differenzierung des Bodens in Bodenhorizonte, genaue Protokollierung und Darstellung der Probenahme, z. B. hinsichtlich der Angabe einer potentiellen Entfernung der organischen Auflage und die Verwendung kunststofffreier Materialien, wie auch Arbeitsbekleidung zur Vermeidung von Probenkontamination.^[8]

Abb. 1:
Bei der Analyse von Plastik in der Umwelt sollten allgemein anerkannte Regeln der Qualitätssicherung und -kontrolle (QA/QC) beachtet werden, die aktuell in gesetzliche Regularien übertragen werden. Wichtige zu beachtende Aspekte umfassen (1) die Eintragspfade von Plastik in die Umwelt, (2) deren Auswirkung und Verbleib, (3) das Probenahmedesign, (4) die Probenaufbereitung sowie (5) instrumentelle Analysemethoden.

Darüber hinaus sollten zusätzliche horizontbezogene Bodenproben zur Charakterisierung des Bodenprofils genommen werden. So sind Informationen, z. B. über die Lagerungsdichte, den Grobbodengehalt oder organische Bodensubstanz notwendig, um die Vergleichbarkeit von Studien zu gewährleisten und die Validität der späteren Analytik hinsichtlich möglicher Störgrößen zu beurteilen.^[9] Zukünftige Forschung sollte z. B. geostatistische Modellierungen einbeziehen, um den Stichprobenumfang für Plastik auf der Feldskala abzuschätzen.^[8] Diese Modelle könnten in einer Entscheidungsmatrix münden, die Bodentyp, organische Substanz und Eintragspfade des Plastiks berücksichtigt. Solche Maßnahmen würden den Weg für ein gezieltes Probenahmedesign zur Analyse von Plastik im Boden ebnen und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verbessern.

3. Probenbehandlung

Die Aufbereitung von Böden zur Analyse von Plastik und Mikroplastik ist komplex und wird von der Analytik und Zielsetzung bestimmt. Größere Plastikpartikel erfordern typischerweise eine weniger intensive Probenbehandlung als kleinere Mikroplastikpartikel, welche aufwendig aus der Bodenmatrix extrahiert werden müssen.^[10] Für die Analyse kleinere Mikroplastikpartikel ist die Entnahme einer Teilmenge der Bodenprobe und Homogenisierung, i. d. R. nach standardisierten Verfahren, wie dem Diagonalverfahren, nötig. Standardisierte Mikroplastikbezogene Verfahren existieren derzeit nicht. Um einen weiten Größenbereich analysieren zu können, wird die Probe oft fraktioniert und jede Fraktion unterschiedlich behandelt. Die Menge der untersuchten Analysenprobe und deren Zusammensetzung aus einer bestimmten Anzahl an Einzelproben einer Mischprobe oder Größenfraktionen sind wichtige Parameter für die Repräsentativität und Beurteilung der Analyseergebnisse.

Abb. 2:
Beispiele von Definitionen diverser Plastikgrößen in Wissenschaft und Regulaturik im Vergleich zu den empfohlenen Analysemethoden, adaptiert nach Hartmann et al.^[11].

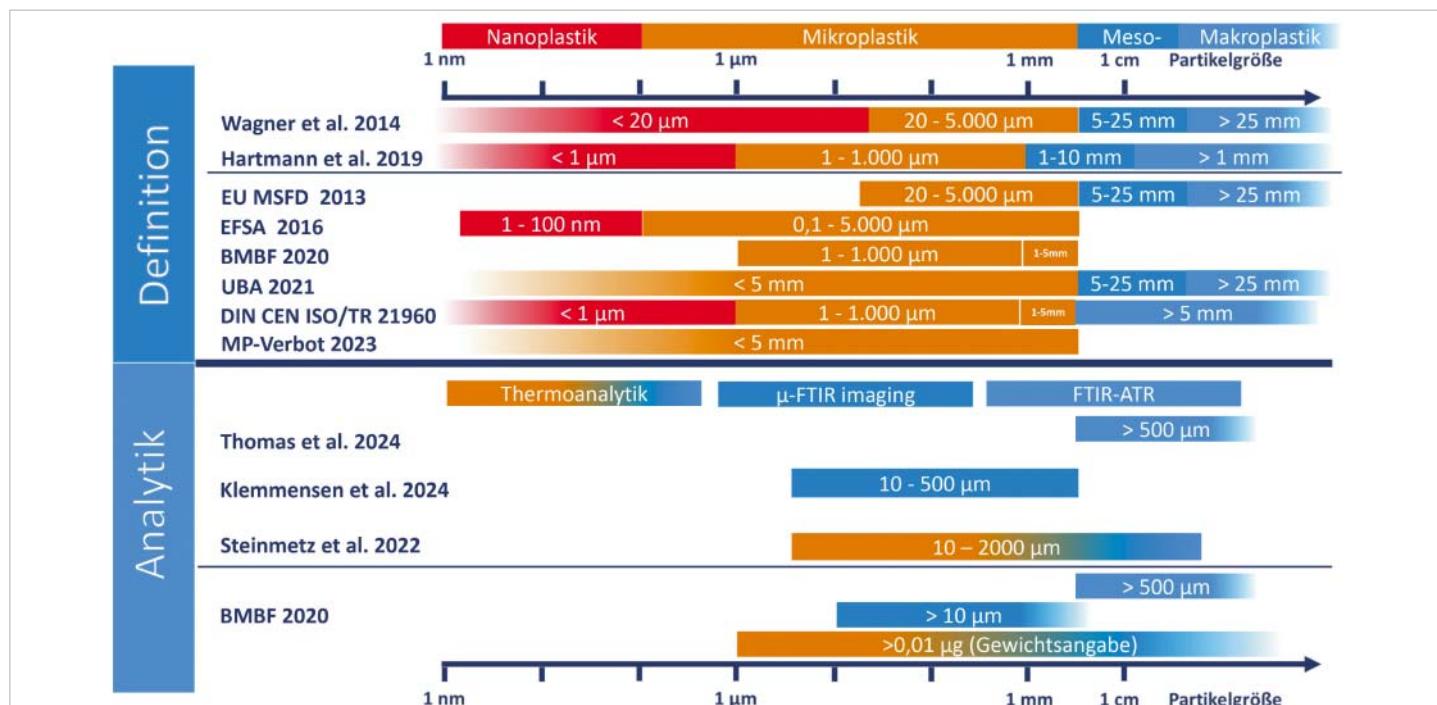
Visuell erfassbare Partikel (>500 µm) werden häufig manuell mithilfe von Pinzetten aus der Bodenmatrix entfernt.^[11] Grobe Reinigungsschritte, wie das Abspülen mit entionisiertem Wasser oder Ethanol können die Analytik erleichtern. Eine Nasssiebung, z. B. auf 500 µm, kann eingesetzt werden, um größere Plastikpartikel abzutrennen und die Probe für die Plastikanalytik in mehrere Größen zu fraktionieren.^[12] Der Siebdurchgang kann für die Analyse von kleinerem Mikroplastik verwendet werden.

Die Behandlungstechniken für die Mikroplastikanalytik erfordern eine aufwändigere Probenvorbereitung in Bezug auf Zeit, Kosten und Personal. Ziel ist es, die Matrix so zu behandeln, dass möglichst viele Störstoffe entfernt werden.^[10] Die gängigsten Techniken zur Entfernung anorganischer Probenbestandteile beinhalten die Dichteseparation mit Salzlösungen, wobei Art und Dichte der Lösungen variieren. Organische Bestandteile werden oxidativ mit Wasserstoffperoxid oder Fenton-Reagenz entfernt, mitunter ergänzt durch enzymatische Behandlungen. Die Schritte werden unterschiedlich kombiniert und teils mehrmals wiederholt.^[12]

Ein standardisiertes Protokoll für die Probenbehandlung zur Analytik von Plastik und Mikroplastik im Boden existiert nicht, was die Vergleichbarkeit der bisher vorliegenden Ergebnisse erschwert. Angaben zur Effizienz der Probenbehandlungstechniken sind im Vergleich zu anderen Studien oft wenig aussagekräftig, da Proben methodenspezifisch vorbereitet werden und keine standardisierten Referenzmaterialien vorliegen. Eine Evaluation der in der Literatur beschriebenen Methoden unter vergleichbaren Bedingungen wäre wünschenswert.

4. Analysetechniken zur Identifizierung und Charakterisierung von Plastik

Die Wahl der Analysemethode für (Mikro-)Plastik hängt von der Forschungsfrage ab, wie die Bestimmung von



Polymergehalten, der Partikelanzahl oder bestimmter Plastiksorten. Rein visuelle und mikroskopische Verfahren sind für kleinere Partikel (z. B. <500 µm) nur eingeschränkt geeignet, da es zu Fehlbestimmungen kommen kann.^[10] Spektroskopische und thermoanalytische Verfahren haben sich etabliert und bieten eine erhöhte Sensitivität, Spezifität und Automatisierung. Zu den gängigen spektroskopischen Methoden gehört die Fourier-Transform-Infrarotspektroskopie (FTIR) als µFTIR oder FTIR-ATR. Die Raman-Technik ist eine gängige spektroskopische Methode in der Mikroplastikanalytik in wässrigen Proben, konnte sich jedoch in der Analyse von Plastik aus Bodenproben nicht in gleicherweise etablieren. Somit finden sich nur vereinzelte Studien zu Plastik im Boden, die diese Technik verwenden.^[13] Auch thermoanalytische Verfahren, wie die Thermoextraktion und Desorption mit Gaschromatographie/Massenspektrometrie (TED-GC/MS) und Pyrolyse-GC/MS, sind verbreitet. Methoden wie Nahinfrarot, mittleres Infrarot, quantitative Kernspinresonanz (qNMR) und die Thermogravimetrie haben sich wegen mangelnder Sensitivität oder Skalierbarkeit nicht durchgesetzt.

Spektroskopische Verfahren erfassen und quantifizieren Polymerart, Partikelanzahl und -größe. FTIR-ATR ist für Partikelgrößen ab ca. 500 µm geeignet, µFTIR wird oftmals für kleinere Partikel (>10 µm) eingesetzt (Abb. 2). Moderne Apparaturen erreichen eine Auflösung von 5 µm, was die Analyse von Nanoplastik ausschließt. Thermoanalytische Methoden quantifizieren Polymermassen, verlieren aber Partikelinformationen durch thermische Zersetzung. Partikelgrößenverteilungen können bei ausreichender Partikelbelastung nur indirekt über Siebfractionen bestimmt werden, wobei die erhältlichen Sieb- bzw. Filtergrößen und physikalische Bodeneigenschaften die Fraktionierung limitieren.

Die gewählte Methode sollte analytische Grenzen wie Messwiederholbarkeit, Nachweis- und Bestimmungsgrenzen, Blindwertkontrollen und Matrixeffekte berücksichtigen. Zudem sollte angegeben werden, ob eine Aliquotierung der Probe stattgefunden hat und wie viele Analysenreplikate gemessen wurden. Vergleiche zwischen partikel- und massenbasierten Methoden wie TED-GC/MS und µFTIR bleiben schwierig.^[14] Ein umfassendes Bild der Plastikkontamination erfordert verschiedene Analysemethoden, die an die Partikelgröße angepasst sind. Der Aufwand für Messung, Auswertung und Interpretation der Daten ist erheblich.

Die Analytik von (Mikro-)Plastik im Boden hat Fortschritte gemacht. Jedoch ist eine Etablierung einer Routineanalytik für Plastik aller Größenbereiche, insbesondere im kleineren Mikro- und Nanometerbereich, noch nicht in Aussicht. Des Weiteren besteht Forschungsbedarf in der Entwicklung von neuen Techniken zur Untersuchung von Reifenabrieb oder Farben und Lacken, da die genannten Analysemethoden für die Untersuchung dieser Materialien kaum angewendet werden können. Eine Vereinheitlichung und Standardisierung aller Analyseschritte ist nötig, um unterschiedliche Plastikmaterialien und Verbundwerkstoffe, aber auch

hydrophile bzw. wasserlösliche Polymere oder Biopolymere, sowie deren Zustand und Alterungsgrade präziser erfassen und diskutieren zu können. Dies umfasst eine Harmonisierung der Probenbehandlungsmethoden, aber auch eine verbesserte Vergleichbarkeit der Daten unterschiedlicher Analysetechniken und Weiterentwicklungen im Bereich der datengestützten Polymeridentifizierung.

5. Qualitätssicherung in der Mikroplastikanalytik (QA/QC)

Qualitätssichernde Maßnahmen (Quality assurance und Quality control, QA/QC) sind besonders zur Untersuchung von kleinen Partikelgrößen (<500 µm) relevant. Für den qualitätsgesicherten Prozess (QA), insbesondere der aufwändigen Probenbehandlung, muss eine ausführliche Dokumentation der angewendeten Verfahrensschritte bei der Analyse von Mikroplastik erfolgen. Qualitätssichernde Maßnahmen umfassen die folgenden Schritte:^[15]

1. Tragen von Baumwollkleidung bei der Laborarbeit.
2. Probenaufbereitung im Labor, vorzugsweise innerhalb einer Reinluftumgebung.
3. Verwendung von Proben- und Labormaterialien aus Glas und Metall, die vor der Nutzung mehrfach mit deionisiertem Wasser gereinigt und/oder bei 450 °C ausgeheizt werden.
4. Filtration von Lösungen vor der Benutzung.
5. Abdecken der Probenahme- und Extraktionsgefäß mit kunststofffreien Materialien.
6. Blindwertkontrollen während der Geländearbeit sowie Prozessblindwertkontrollen im Labor.

Um die Qualität der Analyseprobe zu sichern (QC) bzw. eine Kontamination der Bodenprobe durch Mikroplastik zu vermeiden (Verfahrenskontamination), sind umfassende Präventionsmaßnahmen erforderlich. Mikroplastik kann selbst über die Laborluft oder das Tragen von Laborhandschuhen in die Probe eingetragen werden.^[16,17]

Methoden zur Extraktion und Analyse von Mikroplastik sind höchst individuell. Um die jeweilige Methode zu validieren und den Analyseprozess zu kontrollieren, können Positivkontrollen bzw. Wiederfindungsversuche durchgeführt werden.^[18] Dabei wird beispielsweise eine definierte Anzahl von Partikeln der Bodenprobe zugegeben, die während der Analyse wiedergefunden werden müssen.^[19]

6. Plastikgehalte in Böden und Eintragspfade

Während ein Teil des Plastiks über Flüsse in die Meere gelangt, verbleibt der Großteil im terrestrischen Bereich. Eine Studie kalkulierte, dass 1,5 bis 6,6 Mt Mikroplastik weltweit in Böden vorhanden sein könnten.^[20] Dies entspricht ein bis zwei Größenordnungen mehr als der geschätzte Bestand an Mikroplastik an der Meeressoberfläche. Die Studienlage zu Eintragspfaden und Belastung von Böden mit (Mikro-)Plastik ist jedoch gering. Der Großteil aller Studien wurde bisher in Asien

durchgeführt, was Rückschlüsse auf den europäischen oder deutschen Raum nicht zulässt.^[21] Zudem bestehen kaum Daten über die Hintergrundbelastung von Böden mit Plastik, Plastikvorkommen in modernen Anbau-techniken bzw. einiger Sonderkulturen, wie Weinbau sowie in Waldböden oder Grünland.^[9] Des Weiteren führt die große Varianz in den angewendeten Analyse-methoden zu einer großen Unsicherheit in der Interpretation und dem Vergleich der vorhandenen, z.T. stark streuenden, Daten.^[21]

Einträge von Plastik in die Umwelt erfolgen insbesondere aus urbanen Quellen, wie Reifen- und Straßenabrieb, Littering und atmosphärische Deposition. Reifenabrieb gilt in Deutschland als Hauptquelle für Mikroplastik in der Umwelt mit Emissionsraten für Reifenabrieb von KFZ zwischen 129.000 bis 158.000 t pro Jahr.^[22] Innerhalb der EU betragen die Hochrechnungen für die Freisetzung von Mikroplastik in die Umwelt bzgl. Reifenabrieb 360.000 bis 540.000 t pro Jahr und darüber hinaus Farben, insbesondere aus Schifffahrt Architektur und allgemeine Industrie, als Haupteintragsquelle mit 231.000 bis 863.000 t pro Jahr.^[23] Daneben haben Geotextilien nur einen Anteil von 6.000 bis 19.750 t pro Jahr. Weitere potentielle Quellen sind bspw. Baustellen, Kunstrasenplätze oder synthetische Kleidung. Da die wissenschaftlichen Daten zu den einzelnen potentiellen Eintragspfaden noch gering sind, können die angegebenen Hochrechnungen starken Schwankungen unterliegen.^[22] Weitere Forschung ist nötig, um die tatsächlichen Eintragsmengen an Plastik aus den einzelnen potentiellen Quellen valide zu quantifizieren.

Landwirtschaftlich genutzte Böden, bei denen von einem gezielten Eintrag von Plastik auszugehen ist, wurden bisher am häufigsten untersucht und im globalen Mittel 2.900 ± 7.500 Mikroplastikteile kg⁻¹ gefunden.^[6,21] Die aktuelle Forschung zeigt, dass Plastik vor allem durch landwirtschaftlich genutzte Kunststoffe wie Plastikmulchfolien sowie über Düngemittel, wie Kompost und Klärschlamm, aber auch plastikumhüllte Bodenverbesserer, wie mineralische Düngemittel, oder Saatgüter in den Agrarboden gelangt.^[21,24] Hochrechnungen schätzen den Eintrag durch umhülltes Saatgut und Langzeidünger in Deutschland auf 2.700 t pro Jahr.^[24] Im globalen Mittel wurden für Felder unter Klärschlamm-ausbringung durchschnittlich etwa 3.700 Plastikteile kg⁻¹ Boden gefunden, was etwa in der gleichen Größenordnung wie Felder mit Plastikmulch liegt (3.600 ± 9.400 Teile kg⁻¹).^[21,25] In Deutschland tragen Klärschlammausbringungen geschätzt 1.500 bis 3.000 t Plastik pro Jahr in die Umwelt ein.^[22] Reifenabrieb sowie andere diffuse Quellen wie Littering werden bisweilen häufig nicht in die Diskussion über Eintragspfade in die Landwirtschaft miteinbezogen, könnten aber v.a. bei straßennahen Agrarböden einen erheblichen Einfluss auf die Plastikbelastung haben. Weitere wenig erforschte Eintragspfade für Plastik in Agrarböden sind die Applikation von Kompost und anderen organischen Düngern. So zeigte eine Untersuchung sichtbarer Plastikbestandteile in diversen organischen Düngern, dass bei dem

Vergleich nicht nur die Plastikanzahl allein, sondern auch die Ausbringungsmengen der jeweiligen organischen Düngemittel, in Bezug mit der jeweiligen gefundenen Plastikanzahl, mit in Betracht gezogen werden sollten.^[11]

Die angegebenen, teils stark schwankenden, Gehaltsangaben von Plastik verdeutlichen erneut den Forschungsbedarf. Jedoch zeigt sich, dass die Anwendung von Plastikmaterialien in der Landwirtschaft und deren Alterung, insbesondere Fragmentierung sowie die Ausbringung von plastikhaltigen Bodenverbesserern zu einer Anreicherung von Plastik in Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung führt.

Biologisch abbaubare Polymere könnten eine Alternative darstellen. Um als biologisch abbaubar eingestuft zu werden, müssen, gemäß ISO 23517:2021 und DIN EN 17033:2018, 90% des Materials innerhalb von 24 Monaten unter optimalen Bedingungen in CO₂ umgewandelt werden. Allerdings zeigen Studien, dass bioabbaubare Polymere oft weder unter natürlichen noch unter gezielt kompostierenden Bedingungen schnell genug abgebaut werden.^[22,26]

Der aktuelle Forschungsstand zeigt, dass Plastikeinträge in Böden aus vielfältigen Quellen stammen. Besonders urbane, aber auch straßennahe Böden sind durch die Belastung mit Farben und Reifenabrieb stark betroffen, aber derzeit wenig erforscht. Agrarböden sind im Vergleich häufiger untersucht und werden durch den direkten Einsatz von Kunststoffen oder indirekte Einbringung z.B. durch Düngung, signifikant mit (Mikro-)Plastik angereichert. Schätzungen zu Plastikgehalten in Böden variieren stark, was auf die Heterogenität der Analysemethoden und die unzureichende Datenlage zurückzuführen ist. Besonders in Europa fehlen umfassende Studien zu spezifischen Eintragspfaden und regionalen Belastungen. Dies unterstreicht den dringenden Forschungsbedarf, insbesondere im Hinblick auf die Standardisierung von Analysemethoden und die Untersuchung langfristiger ökologischer Auswirkungen. Nur durch eine präzisere Quantifizierung der Einträge und eine bessere Charakterisierung der Gehalte kann die Belastung durch Plastik in Böden effektiv bewertet und gemindert werden.

7. Transportprozesse im Boden

Plastik im Boden unterliegt verschiedenen Transportprozessen, die seine Verlagerung und Ausbreitung in tieferen Bodenschichten sowie in angrenzende Ökosysteme einschließt.

7.1 Umlagerung im Bodenprofil

In nicht ackerbaulich genutzten Böden erfolgt eine vertikale Umlagerung von Mikroplastik durch Sickerwasser und Bodenorganismen, abhängig von Materialeigenschaften, Einkapselung in Bodenaggregaten, Makroporosität und standortspezifischen Wasserflüssen.^[27] Kleinere Mikroplastikpartikel weisen eine höhere Mobilität, insbesondere in grobporen Böden, auf. Studien zeigen, dass gelöste organische Substan-

zen die Hydrophobizität von Mikroplastik verringern und den Transport durch poröse Medien erleichtern können.^[28] Regenwürmer fördern durch Erzeugung von Makroporen und Aufnahme sowie Ausscheidung von Mikroplastik die Umlagerung durch Bodenorganismen.^[29] In ackerbaulich genutzten Böden dominieren die Umlagerungsprozesse im Pflughorizont durch Bodenbearbeitung und Ernte von Wurzelfrüchten, was den Mikroplastik-Abbau und -Austrag beeinflusst.

7.2 Austrag aus dem Bodenprofil

Der Austrag von kleinen Mikroplastikpartikeln und Fasern ins Grundwasser ist unter bestimmten Bedingungen denkbar, besonders bei stark belasteten, grundwassernahen Flächen oder in Karstgrundwassergebieten.^[30] Insgesamt zeigen aber die meisten Studien keinen substantiellen Eintrag ins Grundwasser, zudem sind Messungen der Mikroplastikbelastung von Grundwasser aufgrund der sehr geringen potentiellen Belastungen schwierig und fehleranfällig.^[31,32] Ein wichtigerer Austragspfad können Drainagen sein. Eine Studie hat beispielsweise in Drainagewasser^[32] im Mittel 11 ± 10 Mikroplastikpartikel pro Liter nachgewiesen.

Wichtige Austragspfade sind die Wasser- und Winderosion, wobei Mikroplastik und -fasern aufgrund ihrer geringen Dichte im Vergleich zum Mineralboden bevorzugt erodieren.^[33,34] Wie sich der Plastikaustrag relativ zum Bodenaustrag verhält, hängt von den Plastikeigenschaften (Größe, Form, Ladung etc.) und der Interaktion der Plastikteilchen mit Bodenbestandteilen ab. Studien haben gezeigt, dass sich die Erosioneigenschaften von Plastikpartikel mit zunehmender Verweildauer des Bodens angleichen, da diese vermehrt mit mineralischen Partikeln und Bodenaggregaten assoziiert sind.^[34]

In ackerbaulich geprägten Gebieten mit entsprechender Erosionsanfälligkeit (z. B. Lösshügelländer) kann der erosionsbedingte Eintrag von Mikroplastik in Fließgewässer in ähnlicher Größenordnung wie der Eintrag über kommunale Kläranlagen liegen.^[35] Dabei zeigt sich, dass die Bodenerosion eine ausgesprochen langfristig wirkende, diffuse Quelle für den Mikroplastikeintrag in Gewässer darstellt. So haben Modellrechnungen gezeigt, dass selbst bei einem hypothetischen Stopp jeglichen Mikroplastikeintrags in die Böden eines ca. 500 km² großen Einzugsgebiets der Austrag in Gewässer bis zum Jahr 2100 nur um 15% abnimmt. Dabei ist besonders hervorzuheben, dass dieser modellierte Austrag zum großen Teil aus Reifenabrieb besteht, der durch Eintrag in den Boden entlang von Straßen verursacht wurde.^[35]

Im Boden wird Plastik diverser Größenbereiche transportiert und umgelagert oder ausgetragen. Über das Verständnis der diversen Transportprozesse von Plastik im Boden wurden in der Vergangenheit erste wertvolle Erkenntnisse gewonnen. So wurden beispielsweise der vertikale Mikroplastiktransport durch unterschiedliche poröse Medien in Säulenversuchen analysiert und diverse Beregnungsversuche zum Mikroplastiktransport mit Oberflächenabfluss bei unterschiedlichen Plastikgehalten durchgeführt.^[34] Jedoch

gibt es auf Grund der extrem großen Vielfalt an möglichen Plastik- (Größe, Form, Dichte, Ladung, etc.) und Bodeneigenschaften, die miteinander interagieren, bisher keine allgemein gültigen Ansätze, wie dieser Transport bei unterschiedlichen Bedingungen im Detail abläuft.

8. Mögliche Auswirkungen auf Bodenstruktur, Pflanzen und Bodenorganismen

Die weltweite Präsenz von Plastik und Mikroplastik in Böden weckt Besorgnis über mögliche Bedrohungen für terrestrische Ökosysteme. Die aktuelle Forschung zur Plastikverschmutzung in Böden konzentriert sich überwiegend auf die Auswirkungen von Mikroplastik, aber auch andere Größenfraktionen wie Nanoplastik, Mesoplastik und Makroplastik werden in Bodenökosystemen untersucht.

Bisherige Studien über die Auswirkungen von Mikroplastik auf Bodeneigenschaften, Pflanzen und Bodenorganismen zeigen unterschiedliche Auswirkungen. Die meisten haben bislang negative oder keine Auswirkungen von Mikroplastik auf Bodenökosystemkompartimente gezeigt. Vereinzelte Studien zeigen aber auch positive Auswirkungen von bestimmten Mikroplastikpartikeln auf einige Pflanzenarten und die landwirtschaftliche Bodenqualität, wie durch Erhöhung der Enzymaktivität und Verringerung der Schüttdichte des Bodens.^[36,37] Neben der Menge von Plastik sind die Partikeleigenschaften Schlüsselfaktoren für die Wirkung in Böden.^[38] Hierbei ist zu beachten, dass (Mikro-)Plastik eine sehr heterogene Gruppe von Umweltkontaminanten ist. Die einzelnen Partikel können sich z.T. stark hinsichtlich Größe, Form und Polymertyp, Alterungsgrad, Gehalt an Additiven und unpolymmerisierten Monomeren, und Oberflächenladung unterscheiden. Diese Unterschiede in den Partikeleigenschaften münden letztendlich auch in potenziell unterschiedlichen Auswirkungen. Eine Vergleichbarkeit zwischen Studien über die Auswirkung von Plastik auf Boden ist derzeit schwierig. Aufgrund fehlenden Referenzmaterials kommen derzeit unterschiedliche Plastikpartikel zum Einsatz, die somit auch unterschiedliche Auswirkungen haben können. Eine Studie zeigte, dass selbst runde Plastikpartikel eines Polymertyps aber unterschiedlicher Hersteller unterschiedliche Oberflächeneigenschaften besitzen und damit unterschiedliche Auswirkungen auf Zellebene zeigen können.^[39] Das Fehlen von Referenzmaterial zeigt sich auch darin, dass in vielen Modellstudien keine Plastikpartikel mit umweltrelevanten Eigenschaften eingesetzt werden. So dominieren in den bisherigen ökotoxikologischen Studien beispielsweise handelsübliche kugelförmige Mikro- und Nanokunststoffe mit einer engen Bandbreite an Polymertypen und -größen, die jedoch nur selten eine Komponente der Mikroplastik-Kontamination in der realen Bodenumgebung darstellen.

Die große Bandbreite von Plastik bzgl. Größen, Formen und Polymertypen mit weiteren unterschiedlichen Eigenschaften im Boden macht es jedoch auch sehr schwierig zu definieren, welche Art von Partikeln oder

Kombinationen als Referenzmaterial dienen bzw. in Untersuchungen getestet werden sollten. Ein weiterer kritischer Punkt ist die Wahl der Konzentrationen, in denen die Auswirkungen der Testpartikel untersucht werden. Da die verfügbaren Daten über Mikroplastikkonzentrationen im Boden stark variieren und aufgrund nicht harmonisierter Analysemethoden nur schwer vergleichbar sind, ist es schwierig, realistische Umweltbelastungswerte für Mikroplastik zu bestimmen. Daher werden die Testkonzentrationen z.T. irrelevant hoch angesetzt, z. B. bis zu 5 Gewichts-% Mikroplastik im Boden.^[40] Da die Belastung der Umwelt durch Plastik jedoch zunehmen wird und lokal stark variiert, ist es wichtig, Tests diverser Plastikkonzentrationen, durchzuführen, um auch stark belastete Gebiete beurteilen zu können. In Hinsicht auf das experimentelle Design hat sich die Mikroplastikforschung weiterentwickelt. So haben sich neuere Studien auch auf Partikel konzentriert, die für die Umwelt relevanter sind, z. B. Mikroplastik aus Mulchfolien, Reifenabriebpartikel oder Polyethylenfragmente aus Verpackungen. Zudem wird die Harmonisierung der Methoden z. B. über Ringversuche forciert.^[40] Forschungsergebnisse zeigen, dass Mikroplastikpartikel direkte und indirekte Auswirkungen auf Böden haben können, abhängig von Menge und Eigenschaften der Partikel, wie Größe, Form und Polymertyp.^[38,41] Direkte Auswirkungen entstehen durch die Interaktion mit Mikroplastikpartikeln, was physikalische und chemische Bodeneigenschaften sowie Organismen beeinträchtigen kann. Indirekte Auswirkungen resultieren aus der Freisetzung von Kunststoffadditiven und Schadstoffen, die sich in Organismen anreichern können, was zu negativen Effekten führt.^[42,43] Jährlich gelangen etwa 20.000 t dieser Additive in Deutschland in die Umwelt.^[44] Mikroplastikpartikel können als Vektoren für Schadstoffe und Krankheitserreger im Boden und in Organismen dienen, was Risiken für Umwelt und menschliche Gesundheit mit sich bringt.^[45]

8.1 Einfluss auf Bodenstruktur

Mikroplastik im Boden kann wichtige physikalisch-chemische Parameter beeinflussen. Fasern verändern die Größenverteilung und Stabilität von Bodenaggregaten, verringern die Bodendichte und verändern die Porenstruktur sowie den Wassertransport.^[46] Mikroplastik kann die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens beeinflussen und die Verdunstungsrate erhöhen, was den Wasserverlust steigert.^[47] Solche Effekte beeinflussen die Pflanzenproduktivität und könnten durch den Klimawandel verstärkt werden. Mikroplastik kann auch den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt erhöhen und die enzymatische Aktivität sowie den pH-Wert des Bodens verändern.^[48,49]

8.2 Einfluss auf Pflanzen

Mikroplastik können das Wachstum und die Gesundheit von Pflanzen direkt und indirekt beeinflussen. Sie können physiologische Reaktionen hervorrufen, die zu Wachstumsbehinderung, verzögter Keimung, reduzierter Biomasse und beeinträchtigter Photosynthese füh-

ren.^[50] Mikroplastik blockiert möglicherweise Keimstellen von Samen und hemmt die Wasseraufnahme.^[51] Die Schädigung durch Mikroplastik hängt von der Konzentration und Partikelgröße ab. Es kann sich in Wurzeln anreichern und deren Aktivität sowie Biomasseproduktion verringern sowie die Wasser- und Nährstoffaufnahme beeinträchtigen.^[52,53] Studien zeigen, dass Mikroplastik von Pflanzen aufgenommen werden und das Wachstum negativ beeinflussten kann.^[52] Deren Effekt auf die Photosynthese hängt wiederum von Partikelgröße und Konzentration ab.^[54] Indirekt kann Mikroplastik das Bodenmikrobiom verändern, was das Pflanzenwachstum beeinträchtigt.^[55]

8.3 Einfluss auf Mikro- und Bodenorganismen

Mikroplastik im Boden beeinflusst das Bodenmikrobiom, abhängig von Partikeleigenschaften, Bodeneigenschaften und Expositionszeit.^[56] Es bietet Mikroorganismen einen Lebensraum und kann als Transportmedium für Pathogene dienen.^[57]

Die Kontamination mit Mikroplastik betrifft viele Organismen verschiedener trophischer Ebenen. Bodenlebewesen wie Regenwürmer und Schnecken nehmen Partikel durch Nahrung auf, was zu Blockaden im Verdauungssystem führen kann.^[58] Mikroplastik kann sich im Nahrungsnetz verbreiten und schädliche Auswirkungen auf die Fauna haben.^[57] Die Aufnahme von Mikroplastik kann negative Auswirkungen auf Wachstum, Fortpflanzung und Immunsystem von Tieren haben.^[58]

Aufgrund einer Vielzahl von negativen Auswirkungen, die im Bodenökosystem beobachtet wurden, und gerade im Hinblick auf eine Risikovermeidung sollte Mikroplastik als besorgnisregender Schadstoff betrachtet werden und die Wirkungen unter realistischen Szenarien untersucht werden. Eine der wichtigsten Wissenslücken, die in Zukunft geschlossen werden sollte, sind die langfristigen ökologischen Auswirkungen der Mikroplastikverschmutzung auf die Bodenfauna und -flora. Bisherige Studien zu den Auswirkungen haben sich im Allgemeinen auf eine bestimmte Art von Mikroplastik (Plastikart, -form, -größe, -alterszustand) konzentriert. Die meisten Pflanzen und Organismen sind jedoch gleichzeitig mehreren Arten von Mikroplastik ausgesetzt, und die Auswirkungen können je nach Art variieren. Weitere Forschungsarbeiten sind erforderlich, um die Auswirkungen biologisch abbaubarer Kunststoffe oder hydrophiler Polymere, die insbesondere im Agrarbereich eingesetzt werden, zu bewerten.^[59] Inwiefern chemische Zusatzstoffe, die aus Mikroplastik herausgelöst werden, sich auf Bodenökosysteme auswirken und wie Mikroplastik mit Umweltschadstoffen im Bodenökosystemen agiert, sind weitere Bereiche die dringenden Forschungsaufwand benötigen.

9. Zusammenfassung und Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Plastik im Boden

Der aktuelle Stand der Forschung zu Plastik im Boden zeigt ein wachsendes Bewusstsein und zunehmende Anstrengungen zur Quantifizierung und Charakterisie-

rung sowie zur Vermeidung von Plastikverschmutzung auf internationaler Ebene.

Die Plastikbelastung im Boden ist jedoch weiterhin ein wachsendes Umweltproblem, welches umfassende Maßnahmen und einheitliche Analyseverfahren erfordert. Der aktuelle Stand der Methoden für die Plastik- und Mikroplastikanalytik zeigt die Notwendigkeit differenzierter Verfahren, abhängig von der Partikelgröße und der spezifischen Fragestellung. In den letzten Jahren wurden erhebliche Fortschritte in der Analytik von Plastik im Boden erzielt, die zur Verbesserung der Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Ergebnisse beigetragen haben. Während jedoch für Makroplastik effiziente Methoden hinsichtlich Probenahme, Aufarbeitung und Analyse zur Verfügung stehen, bleibt die Analytik von Mikroplastik aufgrund der komplexen Probenbehandlung und diverser Methoden eine Herausforderung. Für Nanoplastik in Böden gibt es derzeit noch keine praktikablen Analyseverfahren. Generell gilt, mit einer Abnahme des Partikeldurchmessers steigen die Anforderungen an die Analytik. Trotz Fortschritten gibt es noch erhebliche Forschungslücken, insbesondere bei der Entwicklung standardisierter Probenahme- und Analysemethoden für Mikroplastik, um vergleichbare und zuverlässige Daten zu gewährleisten. Auch bei der Identifizierung von Quellen, der Belastung spezifischer Bodentypen sowie den Langzeitwirkungen von Mikroplastik auf Bodenökosysteme besteht weiterhin Forschungsbedarf.

Referenzen

- [1] Hartmann, NB et al. (2019) *Environ. Sci. Technol.* **53**, 1039–1047, 10.1021/acs.est.8b05297
- [2] Piehl, S et al. (2018) *Sci. Rep.* **8**, 17950, 10.1038/s41598-018-36172-y
- [3] Möller, JN et al. (2020) *Environ. Sci. Technol.* **54**, 2078–2090, 10.1021/acs.est.9b04618
- [4] Weber, CJ et al. (2022) *Sci. Rep.* **12**, 6401, 10.1038/s41598-022-10294-w
- [5] Müller, A et al. (2022) *Chemosphere* **294**, 133653, 10.1016/j.chemosphere.2022.133653
- [6] Dorau, K et al. (2023) *Microplastics Nanoplastics* **3**, 15, 10.1186/s43591-023-00063-5
- [7] Corradini, F et al. (2019) *Sci. Total Environ.* **671**, 411–420, 10.1016/j.scitenv.2019.03.368
- [8] Dorau, K et al. (2024) *Eur. J. Soil Sci.* **75**, e70016, 10.1111/ejss.70016
- [9] Weber, CJ et al. (2022) *Microplastics* **1**, 610–625, 10.3390/microplastics1040042
- [10] Thomas, D et al. (2020) *Sustainability* **12**, 9074, 10.3390/su12219074
- [11] Thomas, D et al. (2024) *Sci. Total Environ.* **947**, 174311, 10.1016/j.scitenv.2024.174311
- [12] Klemmensen, NDR et al. (2024) *Sci. Total Environ.* **922**, 171394, 10.1016/j.scitenv.2024.171394
- [13] Wiesheu, AC. (2017) Technische Universität München,
- [14] Primpke, S et al. (2020) *Anal. Bioanal. Chem.* **412**, 8283–8298, 10.1007/s00216-020-02979-w
- [15] Prata, JC et al. (2021) *J. Hazard. Mater.* **403**, 123660, 10.1016/j.jhazmat.2020.123660
- [16] Vianello, A et al. (2019) *Sci. Rep.* **9**, 8670, 10.1038/s41598-019-45054-w
- [17] Witzig, CS et al. (2020) *Environ. Sci. Technol.* **10**.1021/acs.est.0c03742
- [18] HermSEN, E et al. (2018) *Environ. Sci. Technol.* **52**, 10230–10240, 10.1021/acs.est.8b01611
- [19] Shanmugam, SD et al. (2022) *Chemosphere* **296**, 134026, 10.1016/j.chemosphere.2022.134026
- [20] Kedzierski, M et al. (2023) *Sci. Total Environ.* **880**, 163294, 10.1016/j.scitenv.2023.163294
- [21] Wrigley, O et al. (2024) *Sci. Total Environ.* **957**, 177226, 10.1016/j.scitenv.2024.177226
- [22] Schneider, I et al. (2021) *Umweltbundesamt*, 41,
- [23] Directorate-General for Environment (European Commission). (2023) *Publications Office of the European Union*, **10.2779/917472**
- [24] Bertling, J et al. (2021) *Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT*, **10.24406/UMSICHT-N-633611**
- [25] Büks, F et al. (2020) *SOIL* **6**, 649–662, 10.5194/soil-6-649-2020
- [26] Sintim, HY et al. (2020) *Sci. Total Environ.* **727**, 138668, 10.1016/j.scitenv.2020.138668
- [27] Zhang, H et al. (2022) *Water. Air. Soil Pollut.* **233**, 380, 10.1007/s11270-022-05837-w
- [28] Ivanic, FM et al. (2023) *Colloids Surf. Physicochem. Eng. Asp.* **676**, 132255, 10.1016/j.colsurfa.2023.132255
- [29] Yu, M et al. (2019) *Environ. Chem.* **16**, 31–40, 10.1071/EN18161
- [30] Balestra, V et al. (2023) *J. Contam. Hydrol.* **252**, 104117, 10.1016/j.jconhyd.2022.104117
- [31] Pittroff, M et al. (2021) *Environ. Sci. Pollut. Res.* **28**, 59439–59451, 10.1007/s11356-021-12467-y
- [32] Bigalke, M et al. (2022) *Sci. Total Environ.* **806**, 150709, 10.1016/j.scitenv.2021.150709
- [33] Bullard, JE et al. (2021) *Atmos. Environ.* **245**, 118038, 10.1016/j.atmosenv.2020.118038
- [34] Rehm, R et al. (2021) *Sci. Total Environ.* **795**, 148774, 10.1016/j.scitenv.2021.148774
- [35] Rehm, R et al. (2024) *SOIL* **10**, 211–230, 10.5194/soil-10-211-2024
- [36] Lehmann, A et al. (2022) *Soil Ecol. Lett.* **4**, 32–44, 10.1007/s42832-020-0060-4
- [37] Li, J et al. (2023) *J. Soils Sediments* **23**, 1304–1314, 10.1007/s11368-022-03387-6
- [38] Redondo-Hasselherarm, PE et al. (2024) *J. Hazard. Mater.* **467**, 133732, 10.1016/j.jhazmat.2024.133732
- [39] Wieland, S et al. (2024) *Nat. Commun.* **15**, 922, 10.1038/s41467-024-45281-4
- [40] Kokalj, AJ et al. (2024) *TrAC Trends Anal. Chem.* **172**, 117567, 10.1016/j.trac.2024.117567
- [41] Hoppe, M et al. (2023) *NanoImpact* **32**, 100484, 10.1016/j.impact.2023.100484
- [42] Hahladakis, JN et al. (2018) *J. Hazard. Mater.* **344**, 179–199, 10.1016/j.jhazmat.2017.10.014
- [43] Groh, KJ et al. (2019) *Sci. Total Environ.* **651**, 3253–3268, 10.1016/j.scitenv.2018.10.015
- [44] Bertling, J et al. (2018) *Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT*, **10.24406/UMSICHT-N-490773**
- [45] Liu, Y et al. (2021) *Soil Use Manag.* **37**, 224–242, 10.1111/sum.12709
- [46] Gayathri, NP et al. (2024) *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* **9**, 100633, 10.1016/j.cscee.2024.100633
- [47] Shi, W et al. (2024) *Sci. Total Environ.* **912**, 169469, 10.1016/j.scitenv.2023.169469
- [48] Zhao, T et al. (2021) *Front. Environ. Sci.* **9**, 10.3389/fenvs.2021.675803
- [49] Iqbal, S et al. (2024) *Environ. Sci. Technol.* **58**, 8464–8479, 10.1021/acs.est.3c10247
- [50] Zantis, LJ et al. (2023) *Sci. Total Environ.* **867**, 161211, 10.1016/j.scitenv.2022.161211
- [51] Bosker, T et al. (2019) *Chemosphere* **226**, 774–781, 10.1016/j.chemosphere.2019.03.163
- [52] Yang, C et al. (2022) *Sci. Total Environ.* **828**, 154579, 10.1016/j.scitenv.2022.154579
- [53] Wang, J et al. (2023) *Plant Physiol. Biochem.* **194**, 589–599, 10.1016/j.plaphy.2022.12.007
- [54] Zong, X et al. (2021) *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **217**, 112217, 10.1016/j.ecoenv.2021.112217
- [55] Jia, L et al. (2023) *Front. Plant Sci.* **14**, 10.3389/fpls.2023.1226484
- [56] Aralappanavar, VK et al. (2024) *Sci. Total Environ.* **924**, 171435, 10.1016/j.scitenv.2024.171435
- [57] Sajjad, M et al. (2022) *Environ. Technol. Innov.* **27**, 102408, 10.1016/j.eti.2022.102408
- [58] Chang, X et al. (2022) *Sci. Total Environ.* **850**, 157857, 10.1016/j.scitenv.2022.157857
- [59] Steinmetz, Z et al. (2024) *TrAC Trends Anal. Chem.* **181**, 118000, 10.1016/j.trac.2024.118000

Anschrift korrespondierende Autorin:

Daniela Thomas

Institut für Agrartechnologie

Bundesallee 47

38116 Braunschweig

E-Mail: daniela.thomas@thuenen.de