

Modellierung der Partikelcharakteristika von Mikroplastik im Boden

Modelling of features of microplastics in soil

Bachelorarbeit vorgelegt von
Isabel Reinhardt

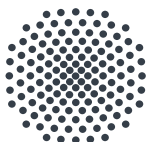
Prüfer: Prof. Dr. Franz Brümmer

Betreuer: M. Sc. Uwe Schnepf

Institut für Biomaterialien und biomolekulare Systeme

Forschungseinheit
Biodiversität & Wissenschaftliches Tauchen

Abgabedatum: 12.10.2021



Universität Stuttgart

Vorgelegt an der Universität Stuttgart

Selbständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst habe, dass ich keine anderen als die angegebenen Quellen benutzt und alle wörtlich oder sinngemäß aus anderen Werken übernommenen Aussagen als solche gekennzeichnet habe, dass die eingereichte Arbeit weder vollständig noch in wesentlichen Teilen Gegenstand eines anderen Prüfungsverfahrens gewesen ist, dass ich die Arbeit weder vollständig noch in Teilen bereits veröffentlicht habe und dass das elektronische Exemplar mit den anderen Exemplaren übereinstimmt.

I. Reinhardt

Isabel Reinhardt

Inhaltsverzeichnis

Selbständigkeitserklärung	I
Inhaltsverzeichnis.....	II
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	V
Kurzfassung	VI
Abstract	VII
Abkürzungsverzeichnis	VIII
1 Einleitung	1
1.1 Hinführung zum Thema	1
1.2 Verwendete Datengrundlage	3
1.3 Modellierung von Partikelcharakteristika mit Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen.....	4
1.4 Ziel der Arbeit	5
2 Material und Methoden	7
2.1 Literaturrecherche.....	7
2.2 Qualitätskriterien für die Literaturrecherche.....	7
2.2.1 Allgemeine Qualitätskriterien	7
2.2.2 Qualitätskriterien nach Kooi und Koelmans für die Partikelgrößenverteilung	9
2.3 Modellierung der Partikelgrößenverteilung	12
2.4 Modellierung der Verteilung des Formfaktors nach Corey	15
2.5 Vermessung von Beispielpartikeln.....	18
2.5.1 Datengrundlage.....	18

2.5.2	Messung am Mikroskop und erhaltene Daten.....	18
2.5.3	Vergleich der gemessenen mit den gegebenen Werten	20
3	Ergebnisse	21
3.1	Modellierung der Partikelgrößenverteilung	21
3.2	Modellierung des Formfaktors nach Corey	27
3.3	Partikelvermessung	32
4	Diskussion.....	34
4.1	Datenvergleichbarkeit der betrachteten Studien.....	34
4.2	Partikelgrößenverteilung von Mikroplastik	36
4.3	Verteilung des Formfaktors nach Corey der Mikroplastikpartikel	41
4.4	Partikelvermessung	47
4.4.1	Bewertung	47
4.4.2	Fehlerquellen	48
5	Fazit und Ausblick für die weitere Forschung	49
6	Literaturverzeichnis	51
7	Anhang.....	58
8	Danksagung	59

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung des Inhaltes der vorliegenden Abschlussarbeit	6
Abbildung 2: Darstellung der relativen Häufigkeit für unterschiedliche Partikelgrößen von Mikroplastik im Boden.....	25
Abbildung 3: Darstellung der aufsummierten Häufigkeiten für die Verteilung des Formfaktors nach Corey für Mikroplastik im Boden	28
Abbildung 4: Darstellung der Verteilung des Formfaktors nach Corey ohne Summation der Häufigkeiten.....	31
Abbildung 5: Lichtmikroskopische Bildaufnahmen von a: LDPE, b: PLA und c: PBAT.....	32

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ergebnisse der Regressionsanalyse der einzelnen Ausgleichgeraden, aufgeteilt nach Ort der Probennahme pro Studie.....	26
Tabelle 2: Parameter für die Anpassung der Mischfunktion	30
Tabelle 3: Vergleich der Häufigkeiten der Formkategorien für den Boden und aquatische Ökosysteme.....	42
Tabelle 4: Auflistung der Formkategorien nach Größenverhältnissen der Mikroplastikpartikel zur Berechnung des Formfaktors nach Corey (Kooi & Koelmans, 2019).....	58

Kurzfassung

Mikroplastik (Plastikpartikel < 5 mm) als Schadstoff erlangte vor allem Bekanntheit durch seinen Einfluss auf aquatische Ökosysteme wie das Meer. Der Einfluss dieser Partikel auf den Boden ist allerdings bislang weniger erforscht. So ist die Risikobewertung für das im Boden befindliche Mikroplastik nach heutigem Kenntnissstand nur begrenzt möglich. Es fehlen hier zusammenfassende Informationen zu Partikelcharakteristika wie Größe und Form, um die Gefahr von Mikroplastik auf das wertvolle Ökosystem abzuschätzen. Ziel dieser Arbeit war es deshalb eine Datengrundlage zu schaffen, die diese Eigenschaften der Mikroplastikpartikel beschreibt und mit dieser eine kontinuierliche allgemeine Modellierung zu erstellen, mit der die Risikoabschätzung besser möglich sein soll. Hierfür wurden vorhandene Modellansätze von aquatischen Ökosystemen auf terrestrische übertragen. Anhand der Modellierung wurde deutlich, dass die Partikelgrößenverteilung von Mikroplastik im Boden deutliche Unterschiede zu jener in aquatischen Lebensräumen aufweist. Sie unterschieden sich sowohl durch den Zusammenhang von Partikelhäufigkeit und Partikelgröße als auch durch die vorhandene Datengrundlage. Am häufigsten waren im Boden Fasern zu finden, gefolgt von irregulären Partikeln, Folien, Pellets und Schaumstoffen. Die zu aquatischen Ökosystemen sehr ähnliche Formverteilung wies einen erhöhten Anteil an Folien auf, was auf die Verwendung von Mulchfolien in der Landwirtschaft zurückgeführt werden konnte. Um die Modellierung der Partikelcharakteristika weiter zu verbessern, bedarf es zudem vermehrter Forschung im Bereich Mikroplastik im Boden.

Abstract

Microplastics (plastic particles < 5 mm) as a pollutant have become known mainly for their impact on aquatic ecosystems like the oceans. However, the impact of these particles on soil has been given less attention so far. Thus, risk assessment of microplastics in soil is only possible to a limited extent according to the current state of knowledge. There is a lack of summary information on particle characteristics such as size and shape to assess the risk of microplastics on the valuable ecosystem. The aim of this work was to create a data basis describing these properties of microplastic particles and to create a continuous general model that should make risk assessment more feasible. For this purpose, existing modelling approaches were transferred from aquatic to terrestrial ecosystems. Based on this modelling, it became clear that the particle size distribution of microplastic in soil shows clear differences to the previous analyzed aquatic habitats. They both differed in the correlation between particle frequency and particle size and in the available data basis. Fibres were most frequently found in soil, followed by irregular particles, films, pellets and foams. The shape distribution, which was very similar to aquatic ecosystems, showed an increased proportion of films, which could be attributed to the use of mulch films in agriculture. To further improve the modelling of particle characteristics, more research is also needed in the field of microplastics in soil.

Abkürzungsverzeichnis

CSF	Formfaktor nach Corey (<i>engl. Corey Shape Factor</i>)
FTIR-Spektroskopie	Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie
LDPE	Polyethylen mit geringer Dichte (<i>engl. Low Density Polyethylen</i>)
PBAT	Polybutylenadipat-terephthalat
PE	Polyethylen
PLA	Polyacetid
PS	Polystyrol

1 Einleitung

Dieses Kapitel soll als Hinführung zur Thematik des Mikroplastiks im Boden dienen und einen Überblick über die in dieser Arbeit behandelten Inhalte geben.

1.1 Hinführung zum Thema

Die Menschen in der heutigen Zeit leben in einem Plastikzeitalter (Thompson et al., 2009). Die Anwendungsgebiete von Plastik sind vielseitig und in ihrer Anzahl kaum zu beschreiben. So soll sich der Anstieg der weltweiten Produktion laut Prognosen auch in den nächsten Jahren fortsetzen (Fuhr et al., 2019). Im Jahr 2019 wurden bspw. weltweit 368 Mio. Tonnen Plastik produziert. Im Vergleich zum Jahr 2018 nahm die Produktion dabei um 9 Mio. Tonnen zu (*Publikationen :: PlasticsEurope*, o. J.). Ein Teil dieses produzierten Plastiks gelangt auf unterschiedlichsten Wegen in die Umwelt. Meixner und Mitarbeitende (2020) sprechen bspw. von einem Anteil von 24 % des jährlich in Europa produzierten Plastikmülls von 26 Mio. Tonnen, welcher in die Umwelt eingetragen werden könnte.

Sobald das Plastik in die Umwelt gelangt, finden Degradationsprozesse statt. So können aus größeren Plastikteilen durch mechanische Beanspruchung wie z.B. Wind, Wasser und UV-Strahlung (Singh & Sharma, 2008) mit der Zeit immer kleinere Partikel entstehen. Hier spricht man von sekundärem Mikroplastik, welches ab einer Größe von 5 mm oder kleiner als solches bezeichnet wird (Braun et al., 2020). Alternativ gelangt Plastik in Form von primärem Mikroplastik als kleinste Partikel z.B. aus Kosmetikprodukten wie Peelings über das Abwasser in die Umwelt (Fendall & Sewell, 2009).

Das Thema Mikroplastik hat in den vergangenen Jahren zunehmend Aufmerksamkeit in der Forschung erhalten, wobei vor allem das Plastik im Meer in den Fokus rückte (Y.-N. Kim et al., 2021, Büks & Kaupenjohann, 2020). Oft bleibt hierbei ungeachtet, dass auch in den Böden Plastik und Mikroplastik zu finden ist. Problematisch ist hierbei, dass das Mikroplastik vom Boden weiter in andere

Ökosysteme wie etwa das Meer transportiert wird (S. Zhang et al., 2019). Neben dem direkten Eintrag in Form von Müll, gelangt es unter anderem mit der Verwendung von Mulchfolien auf landwirtschaftlichen Flächen in den Boden (Steinmetz et al., 2021). Mulchfolien haben hier den Vorteil, dass durch sie bspw. höhere Erträge und eine effizientere Wassernutzung möglich sind (Steinmetz et al., 2016). Hinzu kommt, dass zum Düngen der Felder häufig Klärschlämme verwendet werden, welche Mikroplastikpartikel enthalten (Corradini et al., 2019). Diese entstehen vor allem beim Waschen von Textilien aus synthetischen Fasern (Zubris & Richards, 2005). Ebenfalls Verwendung zum Düngen von landwirtschaftlichen Flächen finden organische Düngemittel hergestellt aus Bioabfällen, welche als Quelle für den Eintrag von Mikroplastik in den Boden nicht vernachlässigt werden sollten (Weithmann et al., 2018). Ein weiterer möglicher Eintragspfad von Mikroplastik ist der Reifenabrieb, vor allem in der Nähe stark befahrener Straßen (Wik & Dave, 2009). Hinzu kommt der Eintrag aus der Atmosphäre. Dris und Mitarbeitende (2016) bspw. wiesen nach, dass aus der Atmosphäre zwischen drei und zehn Tonnen synthetische Fasern jährlich in den Pariser Ballungsraum eingetragen wurden. Auch wenn in dieser Studie ein Stadtgebiet untersucht wurde, können die Ergebnisse auch auf den ländlicheren Raum übertragen werden. Durch den Wind werden Partikel über weite Strecken hinweg transportiert und können so an den unterschiedlichsten Stellen unter anderem in den Boden eingetragen werden (Bläsing & Amelung, 2018).

Da die ökologisch-toxikologischen Effekte von Mikroplastik bislang nur wenig erforscht sind, ist es wichtig in diesem Bereich neue Erkenntnisse zu erlangen (Pinto da Costa et al., 2019). Zur Einschätzung der dieser Effekte rücken vor allem die Charakteristika der im Boden befindlichen Partikel in den Fokus (de Souza Machado et al., 2019, Rillig et al., 2019). Zum Verständnis der Auswirkungen ist es maßgebend diese Eigenschaften zu kennen. Nur so kann z.B. bewertet werden, ab welcher Größe Mikroplastik von Bodenorganismen aufgenommen wird (Mueller et al., 2020) und wie diese Partikel den Lebensraum Boden beeinflussen. Durch Kenntnis der Partikelcharakteristika kann dann bspw. in einem weiteren Schritt die Mobilität des Mikroplastiks im Boden beurteilt werden. Diese hat einen Einfluss auf die Anreicherung von Schadstoffen, welche sich auf und

in den Partikeln befinden können (Castan et al., 2021). Die Forschung in diesem Bereich ist dabei essenziell, um das Risiko für das wichtige Ökosystem Boden besser abschätzen und geeignete Maßnahmen zu dessen Schutz treffen zu können.

1.2 Verwendete Datengrundlage

Ausgangspunkt der Arbeit war die Veröffentlichung von Kooi und Koelmans (2019), welche sich mit der Erstellung kontinuierlicher Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für Mikroplastik aus aquatischen Ökosystemen befasste. Verwendet wurden hierbei unter anderem empirische Daten, die mittels mathematischer Funktionen dargestellt wurden. Da häufig diskrete Kategorien wie Größenklassen verwendet werden, um die komplexe Struktur von Mikroplastik zu beschreiben, sollte mit diesen kontinuierlichen Funktionen ein genaueres Abbild entstehen.

Als erste Charakteristik wurde die Größe der Mikroplastikpartikel betrachtet. Da Mikroplastikpartikel in der Umwelt in immer kleinere Partikel fragmentieren (Cozar et al., 2014), wurde die Partikelgrößenverteilung über eine Potenzfunktion angenähert. Auf die Verwendung der Potenzfunktion wird im Abschnitt Material und Methoden genauer eingegangen.

Nach der Partikelgröße wurde die Form betrachtet und möglichst genau mathematisch vereinfacht dargestellt. Oft werden auch die Partikelformen in Kategorien wie Fragmente, Fasern, Folien, Schaumstoffe und Pellets eingeteilt. Korrekterweise wird in dieser Arbeit statt Fragmente der Ausdruck „irreguläre Partikel“ verwendet (Hartmann et al., 2019), da bei der Verwendung des Begriffs „Fragmente“ der Eindruck entsteht, dass das Mikroplastikpartikel durch Fragmentierung entstanden ist. Die Entstehung dieser kleinen Kunststoffpartikel ist jedoch auf viele Faktoren zurückzuführen, wobei Fragmentierung, also das Zerfallen von größeren Partikeln in kleinere durch bspw. mechanische Einflussfaktoren, nur einen Aspekt der Entstehung umfasst (Hartmann et al., 2019). Genauer soll an dieser Stelle nicht auf die Entstehung der Mikroplastikpartikel eingegangen werden, da

dies nicht Teil dieser Abschlussarbeit war. Um nun eine möglichst allgemeingültige Beschreibung der Form zu erhalten, wurde von Kooi und Koelmans (2019), aufgrund fehlender dreidimensionaler Messmethoden und -werte, ein Verhältnis von Länge, Breite und Höhe verwendet. Mit diesen Abschätzungen folgte nach einer Simulation von Zufallszahlen die Darstellung des Formfaktors nach Corey mit einer Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion.

1.3 Modellierung von Partikelcharakteristika mit Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen

Nun soll kurz auf die von Kooi und Koelmans (2019) verwendeten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen und deren Verwendungszweck eingegangen werden. Nach der Einteilung der Formen und Größen in Formkategorien und Größenklassen besaß jede Kategorie bzw. Klasse eine bestimmte Häufigkeit. Durch die Anpassung einer kontinuierlichen Dichtefunktion an diese diskreten Klassen ließ sich eine allgemeingültige Formel formulieren (Fahrmeir et al., 2016). Mit diesen angepassten Funktionen für die beiden Charakteristika lässt sich die Wahrscheinlichkeit, mit der Partikel einer bestimmten Größe oder Form auftreten, berechnen. So soll die Möglichkeit geschaffen werden, die Ergebnisse von Forschungsarbeiten mit denen anderer Studien zu vergleichen und die eigenen Ergebnisse bezüglich Partikelgröße und -form einzuordnen. Als Grundlage zur Modellierung dieser Charakteristika von Mikroplastik im Boden dienen hierbei die Ansätze von Kooi und Koelmans (2019) zu kontinuierlichen Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen in aquatischen Ökosystemen.

1.4 Ziel der Arbeit

Ziel dieser Arbeit soll sein, mittels einer systematischen Literaturrecherche und einer darauffolgenden, statistischen Modellierung eine Übersicht über die Eigenschaften von Mikroplastikpartikeln im Boden zu schaffen. Die Ergebnisse sollen zur Gefahrenabschätzung ausgehend von Mikroplastik für Bodenorganismen beitragen. Hierfür wurden Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen zur allgemeingültigen und kontinuierlichen Darstellung der Partikelgrößen und -formen implementiert. Zur Definition des Formfaktors wurden von Kooi und Koelmans (2019) Annahmen auf Basis zweidimensionaler Daten getroffen. Diese Annahmen für die dritte Dimension der Partikel sollen durch die dreidimensionale Vermessung von Beispielpartikeln überprüft und bewertet werden.

In der nachfolgenden Abbildung wird der Inhalt der Arbeit graphisch dargestellt. Auf das genaue Vorgehen zum Erreichen der Ziele wird im Kapitel Material und Methoden eingegangen.

Einleitung

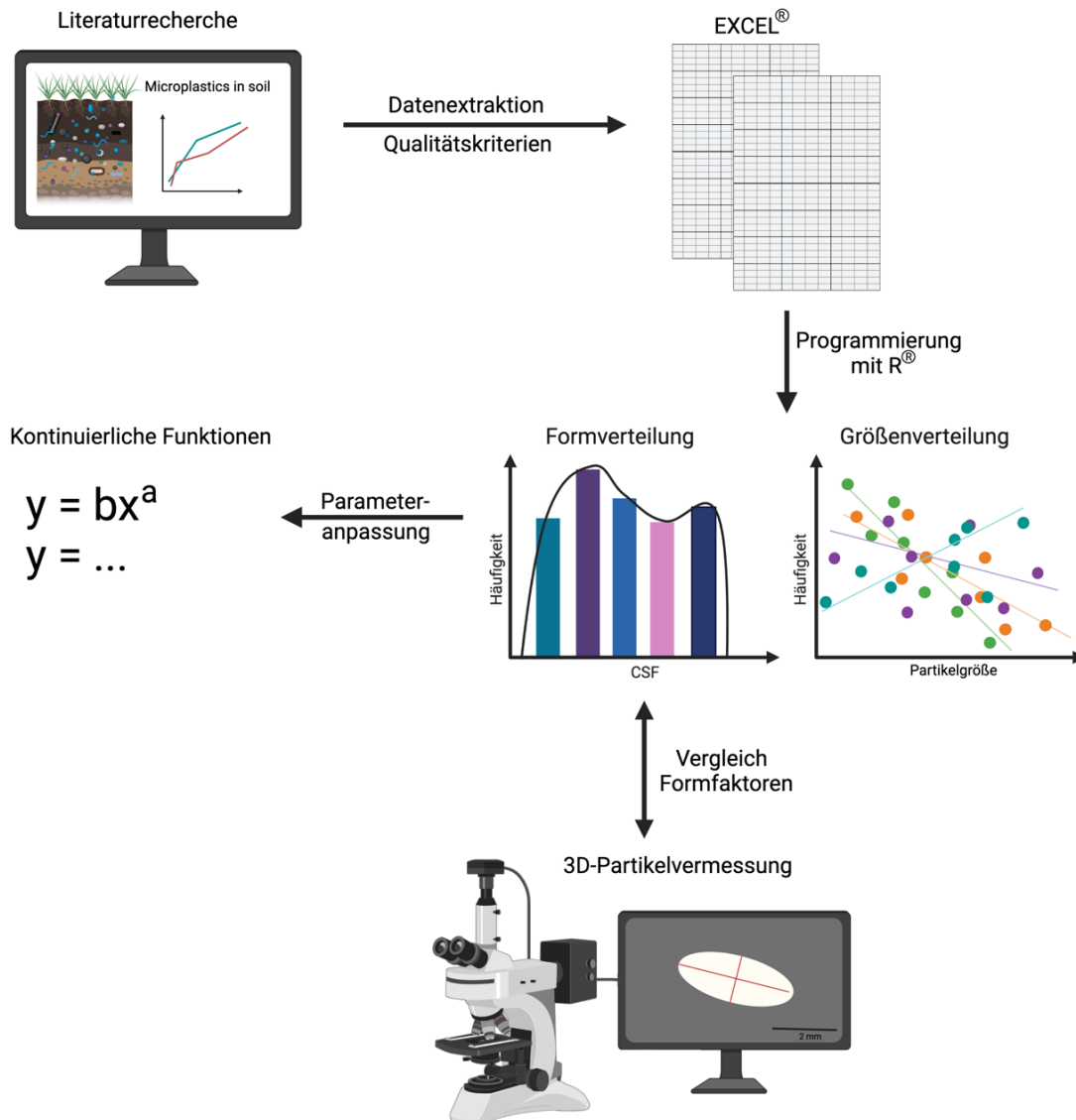


Abbildung 1: Darstellung des Inhaltes der vorliegenden Abschlussarbeit mit BioRender.com. Das genaue Vorgehen wird im Kapitel Material und Methoden erläutert.

2 Material und Methoden

In diesem Abschnitt der Arbeit werden die verwendeten Materialien und Methoden genauer beleuchtet. Nachdem die zugrundeliegende Literaturrecherche und die hierfür eingeführten Qualitätskriterien erläutert wurden, wird auf das Vorgehen zur Modellierung der Partikelcharakteristika sowie auf die dreidimensionale Vermessung der Beispielpartikel eingegangen.

2.1 Literaturrecherche

Um die Abbildung vom aquatischen auf den terrestrischen Lebensraum zu übertragen, wurden mittels einer Literaturrecherche Daten zu Größen und Formen von Mikroplastik im Boden gesammelt. Zur Literaturrecherche wurden die Zitationsdatenbanken „Web of Science“ und „Google Scholar“ genutzt. Hier fanden die Schlagwörter „microplastic“ in Kombination mit „soil“, „soil distribution“, „soil characteristic“, „pollution soil“, „terrestrial ecosystems distribution“ zur Suche nach passenden Veröffentlichungen Verwendung. Die Suche erfolgte bis zum 15. Juli 2021.

2.2 Qualitätskriterien für die Literaturrecherche

Um möglichst vergleichbare Daten aus der Literaturrecherche zu den Partikelcharakteristika zu erhalten, wurde die Literatur mit Qualitätskriterien abgeglichen, welche in den beiden nachfolgenden Kapiteln thematisiert werden.

2.2.1 Allgemeine Qualitätskriterien

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse genauso wie die Einhaltung von gewissen Standards zu erreichen, fand vor allem auf das Statuspapier „im Rahmen des Forschungsschwerpunktes Plastik in der Umwelt -Quellen, Senken, Lösungsansätze-„ (Braun et al., 2020) Verwendung. Mit den Ergebnissen dieser Arbeit soll so ein Beitrag zur Vereinheitlichung der Methoden im Bereich der

Forschung rund um Mikroplastik geleistet werden. Es folgt eine Auflistung der für diese Arbeit gewählten Qualitätskriterien.

Rund um das Thema Mikroplastik werden in der Forschung unterschiedliche Materialien betrachtet (Braun et al., 2020; Fußnote S.5). Mit Plastik ist hier Kunststoff gemeint. Außerdem werden synthetische und überwiegend synthetische Polymere unter dem Begriff Mikroplastik in die Forschung miteinbezogen (Braun et al., 2020; Seite 9f). Die betrachtete Größenordnung sollte für die Literatur zwischen 5 mm und 1 μm liegen. Diese Größenordnung wurde verwendet, um einen möglichst großen Bereich an Partikeln abzudecken. Die obere Grenze von 5 mm wurde in der betrachteten Literatur immer wieder aufgeführt. Sie wird sowohl von der NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (NOAA, o. J.) als auch vom Bundesinstitut für Risikobewertung verwendet (BfR, 2019). Die untere Grenze wurde mit 1 μm , wie schon zu vor erwähnt, angelehnt an die Definition von Braun und Mitarbeitenden (2020) verwendet, welche hier als Grenze zum Nanoplastik aufgeführt wird. Bei der Recherche waren aber auch auf abweichende Definitionen für Nanoplastik zu finden (Borchard-Becker, 2020), was die Abgrenzung zum Mikroplastik und somit auch die Festlegung einer einheitlichen Definition erschwerte. Aufgrund dieser abweichenden Definitionen wird die Untergrenze an dieser Stelle zwar mit einem 1 μm angegeben, jedoch soll eine Studie nicht aufgrund einer abweichenden Definition im Voraus ausgeschlossen werden. Durch unterschiedliche betrachtete Größenordnungen wird im Vergleich der einzelnen Studien möglicherweise deutlich, inwiefern die Untersuchungsmethoden Einfluss auf die Auswahl der Größenordnungen nehmen. Wichtig für die zu treffende Auswahl an Daten aus der Literatur war, dass die Partikelgrößen in diesem Bereich lagen und dieser auch eindeutig kommuniziert wurde.

Nachdem sich die ersten Qualitätskriterien auf die Definition von Mikroplastik und auf die Größenordnung bezogen haben, folgen an dieser Stelle jene, die sich auf die Probennahme des Mikroplastiks im Boden beziehen. Es ist von zentraler Bedeutung, dass die Ergebnisse einheitlich dargestellt wurden (Braun et al., 2020; S.11f). Dies bedeutet, dass zum einen wie schon zuvor erwähnt die Größenordnung klar angegeben wurde. Zum anderen sollte bei der Beprobung beachtet

worden sein auf welche Art ein Gebiet beprobt wurde und in welcher Tiefe die Proben genommen wurden (Möller et al., 2020). Neben der Beprobung des Bodens muss beachtet werden, welchen Einfluss die Umgebungsbedingungen während der Probennahme genommen haben. Deshalb war es erforderlich mittels Blindproben von bspw. der Luft die Umgebungsbedingungen mit in die Untersuchung einzubeziehen. Die Übertragbarkeit dieser vor allem im ersten Teil des Abschnittes genannten Aspekte wurde im Verlauf der Literaturrecherche genauer betrachtet.

Da ein Ziel der Recherche neben der Modellierung der Partikelgröße auch die Modellierung der Formen war, wurden zerstörende Verfahren zur Mikroplastikanalyse sowie zur -extraktion ausgeschlossen (z.B. pyrolytische, kalorimetrische, usw. (Braun et al., 2020)). Solche Verfahren würden eine genaue Beschreibung der Form nicht mehr zulassen.

2.2.2 Qualitätskriterien nach Kooi und Koelmans für die Partikelgrößenverteilung

Nachdem es in den ersten aufgeführten Kriterien eher um allgemeine Punkte ging, folgt an dieser Stelle das Vorgehen, welches sich genauer auf die von Kooi und Koelmans (2019) eingeführten Auswahlkriterien für die verwendeten Studien bezieht. Diese Kriterien bezogen sich allerdings nur auf die später folgende Modellierung der Partikelgröße und nicht auf die Form der Mikroplastikpartikel.

Kooi und Koelmans (2019) verwendeten in ihrer Arbeit die Eingrenzung von 20 µm bis 5 mm. Die untere Grenze entsprach hierbei der Detektionsgrenze der üblicherweise für die Analyse eingesetzten Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie (FTIR-Spektroskopie). Die obere Grenze entspricht der im vorangegangenen Kapitel aufgeführten oberen Grenze für Mikroplastik.

Der zweite wichtige Aspekt betraf die Anzahl der Größenklassen, in welche die in einer Studie gefundenen Partikel eingeordnet wurden. Diese sollte mindestens zehn betragen (Kooi & Koelmans, 2019). Begründen lässt sich dieses Kriterium

damit, dass zur Modellierung Regressionsgeraden Verwendung fanden, welche bei zu wenigen Datenpunkten eine größere Ungenauigkeit aufweisen würden.

Kooi und Koelmans (2019) verwendeten zur mathematischen Darstellung folgende Kriterien:

- Häufigkeiten gleich Null wurden ausgeschlossen, da die logarithmische Darstellung für Nullwerte nicht definiert ist.
- Falls in einer Studie eine Häufigkeit gleich Null oder nur Häufigkeiten gleich Null für Größenklassen im Bereich der oberen Grenze für Mikroplastik auftraten, wurden alle Daten verwendet.
- Falls mehrere Häufigkeiten gleich Null in einer Datenreihe auftraten, wurde ein theoretisches Detektionslimit berechnet. Hierfür wurden die Daten zwischen dem Größenminimum und der ersten Häufigkeit von Null graphisch dargestellt. Die Gleichung der an diese Daten angepassten Regressionsgeraden sieht hierbei folgendermaßen aus:

$$y = a + bx \qquad 1)$$

Hier stehen y und x für die Häufigkeit und die Partikelgröße. b entspricht der Steigung der Geraden und a dem y -Achsenabschnitt.

Um das theoretische Detektionslimit zu berechnen, wurde $y = 0$ gesetzt und die Gleichung wurde anschließend nach der Partikelgröße x umgestellt. Das Detektionslimit entsprach dann dieser berechneten Partikelgröße.

Im nächsten Schritt erfolgte die Darstellung der Partikelgrößen bis zum berechneten Detektionslimit. Wenn sich die Anzahl der Datenpunkte von der anfänglichen Anzahl an Datenpunkten unterschied, wurde der gesamte Prozess wiederholt. Erst wenn das Detektionslimit nicht mehr angepasst werden musste, wurde die endgültige Regressionsgerade dargestellt.

Das letzte Kriterium, welches von Kooi und Koelmans (2019) Verwendung fand, bezog sich auf die Tendenz innerhalb der Größenverteilung. Es wurden nur Daten verwendet, welche bei zunehmender Partikelgröße eine Abnahme der Häufigkeit aufwiesen. Dieses Kriterium wurde für die eigene Modellierung der Partikelgrößenverteilung im Boden nicht verwendet, da diese Einschränkung der Daten neben der erhöhten Wahrscheinlichkeit, dass kleinere Partikel häufig übersehen wurden und somit deren Anzahl unterschätzt wurde, auf einer Begründung beruhte, die auf Eigenschaften aquatischer Ökosysteme zurückzuführen war. Es geht darum, dass kleine Mikroplastikpartikel an der Wasseroberfläche vermehrt Degradationsprozessen ausgesetzt sind, was dazu führt, dass ihre Häufigkeit abnimmt (Kooi & Koelmans, 2019). Diese Abnahme durch Degradation soll allerdings nicht zu Unterschätzung der Anzahl an kleinen Partikeln führen, was zur Anwendung der obigen Tendenz führte. Die Übertragbarkeit dieser Begründung wird in den nachfolgenden Kapiteln genauer diskutiert.

Diese genannten Kriterien nach Kooi und Koelmans (2019) werden hinsichtlich der Übertragbarkeit auf das terrestrische Ökosystem im weiteren Vorgehen überprüft und kritisch bewertet.

2.3 Modellierung der Partikelgrößenverteilung

Die mittels Literaturrecherche gesammelten Daten wurden im nächsten Schritt auf die Übereinstimmung mit den zuvor definierten Qualitätskriterien überprüft. Die übereinstimmenden wurden anschließend graphisch abgebildet.

Anwendung der Qualitätskriterien:

Die in Kapitel 2.2.1 beschriebenen allgemeinen Qualitätskriterien wurden auf alle Artikel, die als thematisch passend ausgewählt wurden, angewendet. Diese umfassten die Definition von Mikroplastik, die Beschreibung der Probenahme inklusive der Wahl des Analyseverfahrens sowie die Entnahme von Blindproben. Die Qualitätskriterien nach Kooi und Koelmans (2019) hingegen wurden in einem ersten Schritt nur zum Teil angewendet. Verwendet wurden die Definition von mindestens zehn Partikelgrößenklassen, sowie das Ausschließen von Häufigkeiten gleich Null. Die weiteren mathematischen Modellierungsmethoden, die die Berechnung eines theoretischen Detektionslimits einschließen, wurden erst bei der endgültigen Auswahl der Daten auf ihre Anwendbarkeit geprüft. Die Tendenz der Abnahme der Häufigkeit bei zunehmender Partikelgröße wurde aus zuvor genannten Gründen nicht angewendet.

Ausgeschlossen wurden Veröffentlichungen, die Ökosysteme mit starkem marinem Einfluss untersuchten. Hierzu zählten Mangrovenwälder, sowie Küstenregionen und Strände. Des Weiteren waren Studien zu bspw. Schwemmlandböden im Bereich von Flüssen nicht in dieser Analyse mitinbegriffen, da auch hier ein großer Einfluss eines aquatischen Ökosystems vorzufinden war.

Ein weiterer wichtiger Aspekt für die spätere Vergleichbarkeit der betrachteten Studien betraf die Extraktion des Mikroplastiks aus den genommenen Bodenproben. Nach dem Sieben der getrockneten Proben folgte bei allen Studien mitunter eine Dichtentrennung. Hierbei war das Ziel, mithilfe der Unterschiede zwischen der Dichte einer wässrigen Salzlösung und jener von Mikroplastikpartikeln eine Trennung von Boden- und Kunststoffpartikeln zu erreichen (Rocha-Santos & Duarte, 2015). Das dafür verwendete Salz kann variieren, was zu

unterschiedlichen Ergebnissen führen kann. Durch geringere oder größere Dichteunterschiede können Partikel, abhängig von deren Eigenschaften, besser oder schlechter extrahiert werden. Neben der Dichte der Partikel spielt auch die Größe eine Rolle. Je kleiner die Partikel desto kleiner ist die Effizienz der Extraktion (He et al., 2021).

Extraktion der Daten

Bei fehlender Darstellung der Daten in Textform wurden diese aus den vorhandenen Diagrammen extrahiert. Hierfür wurde „WebPlotDigitizer“ (Version 4.4) verwendet.

Datenanalyse

Sobald alle Daten extrahiert waren, wurde überprüft, ob die Methode zur Bestimmung des theoretischen Detektionslimits angewendet werden musste. Falls ja entsprach das Vorgehen dem in Kapitel 2.2.2 beschriebenen. Wenn dies nicht der Fall war, wurde die Datenanalyse durchgeführt. Hierbei erfolgte die Abbildung der Häufigkeit über die Partikelgröße in doppellogarithmischer Darstellung. Um die Abbildung zu erstellen wurde die Software R (Version R 4.0.4 GUI 1.74 Catalina build) in Kombination mit RStudio (Version 1.4.1106) verwendet (R Core Team, 2021). Zur Darstellung der Häufigkeit über die Partikelgröße wurde mit dem Paket „tidyverse“ (Wickham et al., 2019) gearbeitet. Die Anpassung erfolgte mithilfe einer Potenzfunktion, welche die unten dargestellte Gleichung 2) besitzt. Das Plotten der Werte mit passender Ausgleichgeraden diente der Parametrisierung der Potenzfunktion. Bei der doppeltlogarithmischen Auftragung der Daten ergab sich jeweils eine Gerade, deren Steigung dem Exponenten der Potenzfunktion entsprach. Zudem war die Potenzfunktion passend, da die Partikel mit der Zeit in immer kleinere Bruchstücke zerfallen (Kooi & Koelmans, 2019), was einem potentiellen Wachstum der Partikelanzahl entspricht. Auf Basis der Daten wurde im letzten Schritt der Schätzwert, die Standardabweichung, der p - sowie der R^2 - Wert ermittelt. Die Erhebung dieser Werte erlaubte einen Vergleich mit den Daten für aquatische Ökosysteme (Kooi & Koelmans, 2019).

Verwendung fanden hierbei die beiden folgenden Funktionsgleichungen:

$$y = bx^{-\alpha} \quad 2)$$

Hier einstricht y der Häufigkeit einer Partikelgröße, x der Partikelgröße, sowie α und b den Parametern zur Anpassung der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion. α beschreibt die Steigung der Geraden in der doppellogarithmischen Darstellung und somit das potenzielle Wachstum in der Potenzfunktion. b nimmt Einfluss auf die Streckung der x -Werte. Die Partikelgröße berücksichtigt die größte Dimension eines Partikels, was bei Fasern und Folien der Länge und bei irregulären Partikeln, Schaumstoffe und Pellets dem Maximaldurchmesser entspricht.

Die Berechnung von b erfolgte mit:

$$b = (\alpha - 1) x_{\min}^{\alpha-1} \quad 3)$$

x_{\min} stellt hier die minimale Partikelgröße dar. Diese war von Kooi und Koelmans (2019) auf 20 μm , die übliche Detektionsgrenze eines FTIR-Spektroskops, festgelegt worden.

2.4 Modellierung der Verteilung des Formfaktors nach Corey

Neben der Größenverteilung sollte auch die Formverteilung der Mikroplastikpartikel durch die Verteilung des Formfaktors nach Corey dargestellt werden. Wie schon für die Größenverteilung ist somit ein Vergleich zwischen den auftretenden Formen in der aquatischen Umwelt und jenen im Boden (terrestrisches Ökosystem) herstellbar.

Anwendung der Qualitätskriterien

Im Falle der Formverteilung fanden die allgemeinen Qualitätskriterien Verwendung. Eine Einschränkung der Studiena Auswahl nach weiteren Kriterien für aquatische Lebensräume lag bei Kooi und Koelmans (2019) nicht vor. Hinzu kam bei terrestrischen Ökosystemen allerdings ein Aspekt, welcher die Auswahl der Studien deutlich einschränkte. Die in den gefundenen Artikeln aufgeführten Formen mussten eindeutig einer der fünf Formkategorien zugeordnet werden können: Folie, Schaumstoff, irreguläre Partikel, Fasern und Pellets. Da zum Teil andere Begrifflichkeiten verwendet wurden, erfolgte die Zuordnung der Begriffe folgendermaßen: Partikel mit der Beschreibung Blatt (*engl. sheet*) wurden als Folien (*engl. film*) bezeichnet und Beschreibungen als Ball (*engl. ball*), (Mikro)perlen (*engl. (micro)bead*) sowie sphärische Partikel (*engl. sphere*) wurden zu Pellets (*engl. pellets*) zusammengefasst.

Wichtig ist, dass analog zur Partikelgrößenverteilung nicht alle gefundenen Daten verwendet wurden. Wenn eine Kategorie nicht einer der oben aufgeführten Gruppierungen zugewiesen werden konnte und keine ausreichend genaue Definition gefunden wurde, wurde die Studie von der Modellierung ausgeschlossen.

Extraktion der Daten

Auch bei der Formverteilung wurde mit WebPlotDigitizer (V.4.4) analog zum Vorgehen bei der Größenverteilung gearbeitet.

Datenanalyse

Die nun in R (Version R 4.0.4 GUI 1.74 Catalina build) und RStudio (Version 1.4.1106) (R Core Team, 2021) erstellte Formverteilung stellte die Häufigkeit des Formfaktors nach Corey dar. Dieser Faktor wurde für die fünf betrachteten Formen Folien, Pellets, Schaumstoffe, Fasern und Fragmente mit typischen Werten für die jeweiligen Größenverhältnisse dargestellt. Pro Formkategorie wurden so spezifische Verhältnisse definiert. Verwendet wurde hierbei sowohl eine Ober- als auch eine Untergrenze zur Darstellung der Variabilität innerhalb einer Formkategorie. Wichtig war, dass die Länge auf 1 festgesetzt wurde und Höhe sowie die Breite abhängig davon beschrieben wurden (Kooi & Koelmans, 2019). Diese Verhältnisse sind in Tabelle 4 im Anhang zu finden. Kooi und Koelmans (2019) verwendeten darauf aufbauend den dimensionslosen Formfaktor nach Corey (*engl. Corey shape factor, CSF*), mit welchem eine dreidimensionale Beschreibung der Mikroplastikpartikel möglich war. Definiert wird er über folgende Formel:

$$CSF = \frac{H}{\sqrt{LB}} \quad 4)$$

Hier stellt H die Höhe, B die Breite und L die Länge der Partikel dar.

Mithilfe der Dreiecksfunktion „rtriangle“ (Carnell, 2019) wurden mit der Software R pro Formkategorie 10^6 Zufallszahlen erzeugt. Die Verwendung der Dreiecksverteilung lässt sich damit begründen, dass keine detaillierten Daten vorhanden waren, die die Annahme einer Gleichverteilung gerechtfertigt hätten. Diese Verteilung kommt mit einer kleiner Datengrundlage aus, genauer mit der Angabe eines Maximums, eines Minimums sowie eines Wertes mit der größten Häufigkeit (Waldmann & Helm, 2016). So passte die Datenstruktur mit den existierenden oberen und unteren Grenzen für die Größenverhältnisse der Kunststoffpartikel gut zu einer Dreiecksverteilung. Die Grenzen des Formfaktors nach Corey wurden hierbei als obere und untere Grenzen in der Dreiecksverteilung herangezogen. Das Maximum der Verteilung wurde als mittig zwischen diesen beiden Grenzen dargestellt, da keine genauere Angabe bezüglich des Maximalwertes gemacht wurde (Kooi & Koelmans, 2019). Diese aus der Dreiecksverteilung gewonnenen Daten wurden anschließend mit den Häufigkeiten der einzelne

Formkategorien verrechnet. Es entstanden bei der Verwendung des Mittelwertes bzw. des Medians einer Formkategorie gewichtete Häufigkeiten. Die im nächsten Schritt an den Datensatz mit gewichteten Häufigkeiten angepasste Funktion war eine Mischverteilung, welche einer Bimodalverteilung ähnelte. Bimodalverteilungen besitzen wenn zwei lokale Maxima (Fahrmeir et al., 2016), was vorkommen kann, wenn einer Gesamtverteilung zwei Datenreihen zugrunde liegen. Das erste Maximum entstand durch den im Vergleich zu den anderen Formen geringen CSF der Folien. Das zweite aus der Summation der Häufigkeitsverteilungen der übrigen Formkategorien. Hierbei entsprach das Aussehen der Daten, welche um die Maxima zu finden waren, einer Normalverteilung.

Um die Werte, mit denen die Häufigkeiten gewichtet wurden, möglichst genau zu bestimmen, wurden die Verteilung der einzelnen Formkategorien betrachtet. Der Mittelwert wurde nur dann verwendet, wenn die Verteilung einer Normalverteilung ähnelte. War dies nicht der Fall, wurde der Median pro Formkategorie berechnet.

Letztendlich entstand als Gesamtverteilung eine Kombination aus zwei Normalverteilungen mit folgender Formel:

$$y = f_1 \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_1^2}} e^{-(x-\mu_1)^2/2\sigma_1^2} + f_2 \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_2^2}} e^{-(x-\mu_2)^2/2\sigma_2^2} \quad 5)$$

x stellt den Formfaktor nach Corey, y die Häufigkeit, f_1, f_2 stellen den relativen Beitrag der jeweiligen Normalverteilung, σ_1, σ_2 die Schätzer für die Varianz und μ_1, μ_2 die Schätzer für die Erwartungswerte dar.

Zur Bewertung des Modells hinsichtlich der Anpassung an die Daten wurde außerdem ein Chi-Quadrat-Test durchgeführt.

2.5 Vermessung von Beispielpartikeln

Im nachfolgenden Kapitel werden anhand von dreidimensionalen Vermessungen von Beispielpartikeln die von Kooi und Koelmans (2019) eingeführten Verhältnisse auf Basis zweidimensionaler Messdaten verglichen.

2.5.1 Datengrundlage

Kooi und Koelmans (2019) führten in ihrer Arbeit ein theoretisches Verhältnis zur Vereinfachung der Form der Mikroplastikpartikel ein. Es sollte am Beispiel von Pellets überprüft werden, inwiefern die ermittelten Größenverhältnisse auf reale Partikel übertragbar sind.

Die Länge wurde auf den Wert 1 festgelegt und Breite und Höhe wurden im Verhältnis dazu angegeben. Die oberen Grenzen stellten eine nahezu perfekte Kugel, mit der Abweichung bei der Breite von 0,997 anstelle von 1, dar. Die unteren Grenzen entsprachen der Darstellung einer elliptischen Form.

2.5.2 Messung am Mikroskop und erhaltene Daten

Gearbeitet wurde mit dem Digitalmikroskop VHX 7000 von Keyence (KEYENCE DEUTSCHLAND GmbH, Neu-Isenburg, Deutschland) mit dem Objektiv E20. Mit der gewählten 20-fachen Vergrößerung ergab sich ein horizontales Sichtfeld von 15,24 mm und ein Pixel Pitch von 5,292 μm (Informationen hierfür stammen von C. Pallas von der Firma Keyence Deutschland GmbH). Zur Vermessung der Partikel sowie zum späteren Einfügen des Maßstabes wurde die eigens von Keyence zur Verfügung gestellte Software, VHX-7000_970F-Datenkommunikationssoftware, verwendet.

Bei den betrachteten Partikeln handelte es sich um PBAT (Polybutylenadipat-terephthalat), PLA (Polyacetid) und LDPE (*engl. Low Density Polyethylen*, Polyethylen mit geringer Dichte). Die LDPE-Pellets stammten aus einem vor 28 Jahren im roten Meer versunkenen Wrack und waren somit über lange Zeit

Bedingungen ausgesetzt, die die Partikel möglicherweise degradieren. Auf den Bildern war z. B. eine aufgeraute Oberfläche zu erkennen. Zudem waren die Partikel gelblich gefärbt, was wahrscheinlich auf eine Vergilbung zurückzuführen war. Es ließ sich ohne Bewertung sagen, dass die PBAT- und PLA-Partikel diese Färbung nicht aufwiesen. Diese PLA- und PBAT-Pellets sind in der Industrie häufig verwendete bioabbaubare Polymere.

Pro Polymertyp wurden drei Pellets betrachtet und vermessen. Um eine Segregation zu vermeiden, wurden die Proben je dreimal geschüttelt. Mithilfe des Mikroskops wurden dann dreidimensionale Aufnahmen der Partikel unter Verwendung der automatischen Messung eines z-Stapels gemacht. So entstand eine dreidimensionale Darstellung des betrachteten Partikels, welche sich anschließend vermessen ließ. Wenn bei einer Messung große Schatten auftraten, wurde die Messung mit dem manuellen Messverfahren wiederholt, bei dem es möglich war, die Anzahl der aufgenommenen Bilder zu bestimmen. Zum Bemessen wurde das Bild mit dem geringsten Schattenwurf ausgewählt.

Da auch diese kleine Stichprobe teilweise sehr unterschiedliche Formen enthielt, wurden anhängig von den Eigenschaften der Partikel mehr oder weniger viele Punkte zur Vermessung verwendet.

Die Länge wurde als maximale Ausdehnung der Partikel als Abstand zweier Punkte gemessen. Die Breite dazu senkrecht an der breitesten Stelle der Partikel für jene Pellets, die in der Form vergleichbar mit einer Linse waren. Bei den Pellets mit den schärferen Kanten erfolgte die Auswahl der Breite ungefähr in der Mitte der Strecke für die Länge. Die Vermessung der Höhen erfolgte als Messung von Punkthöhen, wobei der Objektisch als Referenzpunkt Verwendung fand. Die Unebenheiten des Objektisches wurden ebenfalls mit der Keyence Software mittels eines Höhenprofils der Platte an zufällig ausgewählten Stellen untersucht. Insgesamt wurden sechs Profile erstellt, mit welchen eine mittlere Abweichung berechnet werden konnte.

2.5.3 Vergleich der gemessenen mit den gegebenen Werten

Um die selbst gemessenen Daten nun im nächsten Schritt mit den Daten von Kooi und Koelmans (2019) zu vergleichen, wurde der nachfolgende Ansatz verwendet. Mit den von Kooi und Koelmans (2019) angegebenen Größenverhältnissen wurde ein Intervall für den Formfaktor nach Corey berechnet. Für die selbst vermessenen Partikel wurde der CSF ebenfalls berechnet und es wurde überprüft, ob der Formfaktor pro Pellet in diesem Intervall zu finden war. Da die selbst vermessenen Partikel nicht die Form einer nahezu perfekten Kugel aufgewiesen, wurde davon ausgegangen, dass die Werte die obere Grenze für Höhe und Breite sehr wahrscheinlich nicht erreichen. Die untere Grenze war also in diesem Fall die interessantere, da hier zu sehen war, ob die betrachteten Pellets noch in die von Kooi und Koelmans (2019) beschriebene elliptische Form fielen. Zudem wurden die Verhältnisse von Länge zu Höhe und von Länge zu Breite mit nachfolgender Formel berechnet und mit den gegebenen Werten (siehe Tabelle 4 im Anhang) verglichen.

$$L:B \text{ als } 1:\frac{\bar{B}}{L} \text{ bzw. } 1:\frac{B}{L} \tag{6}$$

$$L:H \text{ als } 1:\frac{\bar{H}}{L}$$

B entspricht hierbei der Breite der Partikel, H der Höhe und L der Länge, welche auf eine Längeneinheit festgesetzt wurde. Hinzu kommen die Mittelwerte für Breite \bar{B} und Höhe \bar{H} .

3 Ergebnisse

Nachdem im Teil Material und Methoden auf die genaue Anwendung der definierten Qualitätskriterien zur Datenextraktion sowie auf die Modellierung der Partikelcharakteristika eingegangen wurde, folgen an dieser Stelle die erhaltenen Ergebnisse. Die Recherche und Einarbeitung der Ergebnisse der Literaturrecherche waren hierbei die Grundlage für den weiteren Ablauf.

3.1 Modellierung der Partikelgrößenverteilung

Aus der Literaturrecherche ergab sich eine Auswahl von 28 thematisch passenden Studien. Nach der Anwendung der Qualitätskriterien blieben davon noch vier Studien zur Modellierung der Partikelgröße übrig. Wichtig war, dass der Fokus in einer ersten Betrachtung zuerst auf den allgemeinen Kriterien lag. Erst wenn diese erfüllt wurden, wurde das Vorgehen von Kooi und Koelmans (2019) auf seine Anwendbarkeit überprüft. Eine Ausnahme stellte das Kriterium der Wahl von mindestens zehn Größenklassen bei der Partikelvermessung dar. Dies lässt sich damit begründen, dass es nicht wie die mathematische Vorgehensweise auf die Daten angepasst werden konnte.

Erfüllung der allgemeinen Qualitätskriterien:

Nachfolgend soll auf die Erfüllung der einzelnen Kriterien eingegangen werden.

- Das erste Kriterium der Definition von Mikroplastik war mit Ausnahme von drei von 28 Veröffentlichungen zu finden. Am häufigsten tauchte hier die Definition von kleiner 5 mm auf, nämlich bei insgesamt 20 von 28 Artikeln. Die übrigen Definitionen bewegten sich ebenfalls in dieser Größenordnung, waren allerdings mal mit einer unteren und/oder oberen Grenze versehen.
- Die Orte der Probennahme waren in allen Veröffentlichungen beschrieben, allerdings war die Genauigkeit dieser Beschreibung unterschiedlich. Häufig fehlte die Erläuterung des Bodentyps und lediglich die Region zusammen mit

der Bewirtschaftungsform wurde thematisiert. Auch bei der Tiefe der Probenahme waren deutliche Unterschiede festzustellen. Es waren Größenordnungen im Bereich von 0 - 80 cm zu finden, wobei der Fokus der meisten Studie auf der Untersuchung der oberen Bodenschichten im Bereich von 0 - 10 cm lag. Eine Tiefe von 80 cm war lediglich in zwei von 28 Studien zu finden. Auch die Massen des zur Untersuchung verwendeten Bodenmaterials waren unterschiedlich.

- Im nächsten Punkt ging es um die Entnahme von Blindproben. Es war nicht in allen Studien die Entnahme einer Blindprobe vorzufinden. In 19 von 28 Studien wurden Blindproben genommen, wobei sich diese meist auf die Umgebung im Labor beschränkten. Hier war das Ziel eine zusätzliche Verunreinigung der Proben zum Beispiel durch Fasern aus getragenen Kleidungsstücken sichtbar zu machen und bestmöglich zu vermeiden.
- Keine der in den Studien verwendeten Methoden zur Bestimmung der Größe der Mikroplastikpartikel waren als materialzerstörend einzuordnen.
- Das letzte Kriterium von mindestens zehn Größenklassen stellte die größte Einschränkung der recherchierten Studien auf eine kleine Anzahl dar. Von 28 Studien war in nur zwei Studien eine Einteilung in mindestens zehn Klassen vorhanden. Hinzukommen zwei von den 28 Studien, bei denen die Einteilung in Größenklassen selbst vorgenommen wurde. In diesen beiden Studien wurden die gefundenen Partikel einzeln mit dreidimensionalen Abmessungen aufgelistet. Somit war es möglich Größenklassen zu erstellen, in welche die Partikel nach ihrer größten Dimension eingeordnet wurden.

Genauere Betrachtung der ausgewählten Studien

Im nachfolgenden Abschnitt werden die vier nach der Anwendung der Qualitätskriterien übrig gebliebenen Studien genauer betrachtet.

Kim und Mitarbeitende (2021) beprobten drei landwirtschaftlich genutzte Regionen in Korea. Die drei Regionen wurden nach der dort überwiegen verwendeten Bewirtschaftungsform eingeteilt: ein Gebiet, in dem Mulchfolien verwendet wurden, eines mit Gewächshäusern und eines mit Reisanbauflächen. Insgesamt wurden dort 4217 Partikel in der Größenordnung von Mikroplastik aus den Bodenmatrix extrahiert.

Zhou und Mitarbeitende (2020) untersuchten landwirtschaftlich genutzte Böden in der Hangzhou Bucht im Osten Chinas und fanden darin 1616 Mikroplastikpartikel. Hier wurden Felder beprobt, auf denen Mulchfolien verwendet wurden, sowie solche, auf denen keine Folien Verwendung fanden. Der Anteil an Feldern mit Mulchfolien lag hier bei ungefähr 80 %.

Von Möller und Mitarbeitenden (2021) erfolgte die Probennahme auf einem landwirtschaftlichen Feld nahe Stuttgart, im Südwesten Deutschlands. Hierbei handelte es sich um ein landwirtschaftliches Versuchsfeld auf dem insgesamt 78 Mikroplastikartikel gefunden wurden.

Die Forschungsgruppe um Crossman (2020) beprobte eine Reihe von landwirtschaftlich genutzten Feldern in Ontario in Kanada. Hier erfolgte die Beprobung von vier Feldern zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Laufe eines Jahres. Auf drei der vier Felder wurden Klärschlämme zum Düngen verwendet, wohingegen auf dem vierten Kontrollfeld diese Art der Düngung keine Verwendung fand. Nach der Extraktion erhielten die Forschenden eine Summe von 715 Mikroplastikpartikeln.

Die beiden letzten Veröffentlichungen beinhalteten eine sehr genaue Beschreibung der Partikel. Hier erfolgte keine Einteilung in Größenklassen durch die Forschenden. Vielmehr wurden wie schon zuvor beschrieben alle extrahierten

Partikel dreidimensional beschrieben. Zum Vergleichen der Daten wurde bei der Einteilung in Größenklassen immer die größte Dimension des jeweiligen Mikroplastikpartikels verwendet. Bei Crossman und Mitarbeitenden (2020) wurden die einzelnen Partikel in Größenklassen mit einer Breite von 100 μm eingeteilt. Die kleinste gemessene Größe betrug 6,298 μm , welche als untere Grenze der gesamten Größeneinteilung betrachtet werden kann (Crossman et al., 2020). Die Daten von Möller und Mitarbeitenden (2021) sind von den Verfassenden der Publikation zur Verfügung gestellt worden. Diese Daten beinhalteten nur Partikel mit einer Größe bis zu 1000 μm . Aufgrund des somit geringeren Größenintervalls wurden hier Größenklassen mit einer Breite von 50 μm gewählt.

Überprüfung der Anwendung der Kriterien nach Kooi und Koelmans

Aufbauend auf der Studienaushwahl wurde folgendes Ergebnis für der Anwendung der Kriterien nach Kooi und Koelmans (2019), welche sich auf den Umgang mit Werten gleich Null beziehen, erhalten: Werte gleich Null wurden analog zu Kooi und Koelmans (2019) ausgeschlossen. Unterschiede traten bei der Berechnung des theoretischen Detektionslimits auf, welches Verwendung fand, wenn Nullwerte gefolgt von Werten ungleich Null auftraten. Dies lag zum einen daran, dass in zwei Studien durch die eigene Einteilung in Größenklassen Nullwerte abhängig von der Größe der Größenklasse entstanden. Wenn nun anstelle von einer Klassenbreite von 100 μm 200 μm gewählt würden, wäre es möglich, dass der Nullwert hier nicht mehr auftritt. Es sollte also durch die Wahl von genaueren bzw. kleineren Größenklassen nicht zu einem Ausschließen von Daten kommen. Zum anderen war die Situation, dass Nullwerte gefolgt von Werten ungleich Null auftraten, in den beiden Studien mit vorgegebenen Größenklassen (Zhou et al., 2020, S.-K. Kim et al., 2021) nicht gegeben. Folglich fand die Berechnung des theoretischen Detektionslimits bei keiner Studie Anwendung.

In den vier Studien wurde mit vier verschiedenen Salzlösungen zur Dichtentrennung gearbeitet. Die Wahl des Salzes bestimmte hierbei die Dichte der zur Extraktion verwendeten Lösung. Möller und Mitarbeitende (2021) sowie Crossman und Mitarbeitende (2020) arbeiteten mit Lösungen mit einer Dichte von 1,8 g/cm^3 , wohingegen die Forschungsgruppe um Zhou (2020) eine Lösung mit einer Dichte

von 1,6 g/cm³ verwendeten und Kim mit Mitarbeitende (2021) mit einer Dichte von 1,55 - 1,58 g/cm³ arbeiteten.

Es entstand mit diesen Daten folgende Abbildung, welche die Größenverteilung von Mikroplastikpartikeln im Boden zeigt:

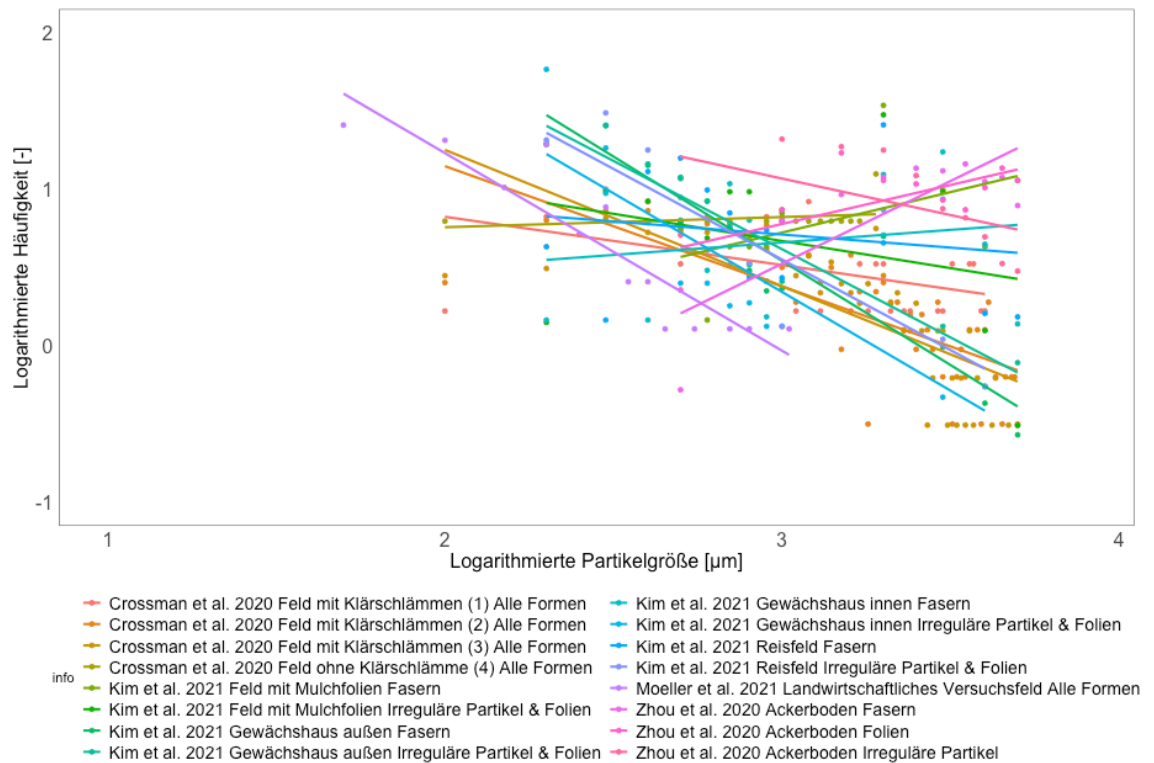


Abbildung 2: Darstellung der relativen Häufigkeit für unterschiedliche Partikelgrößen von Mikroplastik im Boden. Die in der Legende enthaltenen Informationen geben Hinweise auf die Studie, den Ort der Probenahme und die Form der gefundenen Partikel. Die angepassten Regressionsgeraden mit der Gleichung $y = bx^{-a}$ haben sowohl positive als auch negative Steigungen.

Ergebnisse

Aus der Abbildung lassen sich deutlich Geraden erkennen, welche eine positive Steigung aufweisen. Diese spiegelt sich in einem positiven Vorzeichen des Wertes für den jeweiligen α -Wert, welcher der Steigung der Ausgleichsgeraden entspricht, wider (Tabelle 1).

Tabelle 1: Ergebnisse der Regressionsanalyse der einzelnen Ausgleichsgeraden, aufgeteilt nach Ort der Probenahme pro Studie. α entspricht der Steigung der jeweiligen Ausgleichsgerade. Zudem werden jeweils der Standardfehler, der p-Wert und das Bestimmtheitsmaß R^2 bestimmt.

Trendlinie	α	Std.-Fehler	p-Wert	R^2
Crossman et al. 2020 Feld mit Klärschlämmen (1) Alle Formen	-0,31	0,12	0,014	0,22
Crossman et al. 2020 Feld mit Klärschlämmen (2) Alle Formen	-0,77	0,10	<0,001	0,58
Crossman et al. 2020 Feld mit Klärschlämmen (3) Alle Formen	-0,87	1,12	<0,001	0,56
Crossman et al. 2020 Feld ohne Klärschlämme (4) Alle Formen	0,06	1,06	0,290	0,09
Kim et al 2021 Gewächshaus innen Fasern	0,16	0,27	0,563	0,03
Kim et al. 2021 Gewächshaus innen Irreguläre Partikel & Folien	-1,26	0,27	0,001	0,68
Kim et al. 2021 Feld mit Mulchfolien Fasern	0,52	0,30	0,122	0,27
Kim et al. 2021 Feld mit Mulchfolien Irreguläre Partikel & Folien	-0,35	0,35	0,336	0,08
Kim et al 2021 Gewächshaus außen Fasern	-1,33	0,15	<0,001	0,87
Kim et al 2021 Gewächshaus außen Irreguläre Partikel & Folien	-1,13	0,14	<0,001	0,86
Kim et al. 2021 Reisfeld Fasern	-0,17	0,28	0,565	0,03
Kim et al. 2021 Reisfeld Irreguläre Partikel & Folien	-1,16	0,24	<0,001	0,70
Möller et al. 2021 Landwirtschaftl. Versuchsfeld Alle Formen	-1,26	0,16	<0,001	0,85
Zhou et a. 2020 Ackerboden Fasern	1,10	0,30	0,008	0,61
Zhou et al. 2020 Ackerboden Folien	0,50	0,20	0,036	0,44
Zhou et al. 2020 Ackerboden Irreguläre Partikel	0,47	0,31	0,165	0,23

Die Berechnung eines Mittelwertes der Steigungen α der Regressionsgeraden war an dieser Stelle nicht sinnvoll, da die Anpassung der Geraden an die einzelnen Datenpunkte nicht ausreichend genau möglich war. Dies ist an einem kleinen Wert für das Bestimmtheitsmaß und an einem großen p-Wert sichtbar geworden. Es ergab sich ein Größenbereich für α mit einem Minimum von - 1,33 und einem Maximum von 1,10. Bei Einfügen in die Potenzfunktion würde hierbei eine Umkehrung des Vorzeichens aufgrund des nach Gleichung 2) definierten negativen Vorzeichens von α erfolgen.

3.2 Modellierung des Formfaktors nach Corey

Analog zum Vorgehen zur Übertragung der Größenverteilung erfolgte die Erstellung der Formverteilung für den terrestrischen Lebensraum. Es wurden nur die allgemeinen Qualitätskriterien wie zuvor beschrieben in Kombination mit ausreichenden Definitionen von unklaren Formkategorien verwendet. Verwendung fanden jene Studien, die auch für die Größenverteilung betrachtet wurden. Nach dem Sortieren unter dem Aspekt von klaren Definitionen und somit der korrekten Zuordnung zu den fünf Formkategorien Pellets, irreguläre Partikel, Folien, Schaumstoff und Fasern, blieben 18 von 24 Studien übrig. Die Verteilung des Formfaktors nach Corey dieser 18 Studien wird dominiert von irregulären Partikeln und Fasern mit einem CSF von 0,2 bis 0,7. Hinzu kommt ein zweiter hoher Peak im Bereich eines Formfaktors kleiner 0,1 für Folien.

Ergebnisse

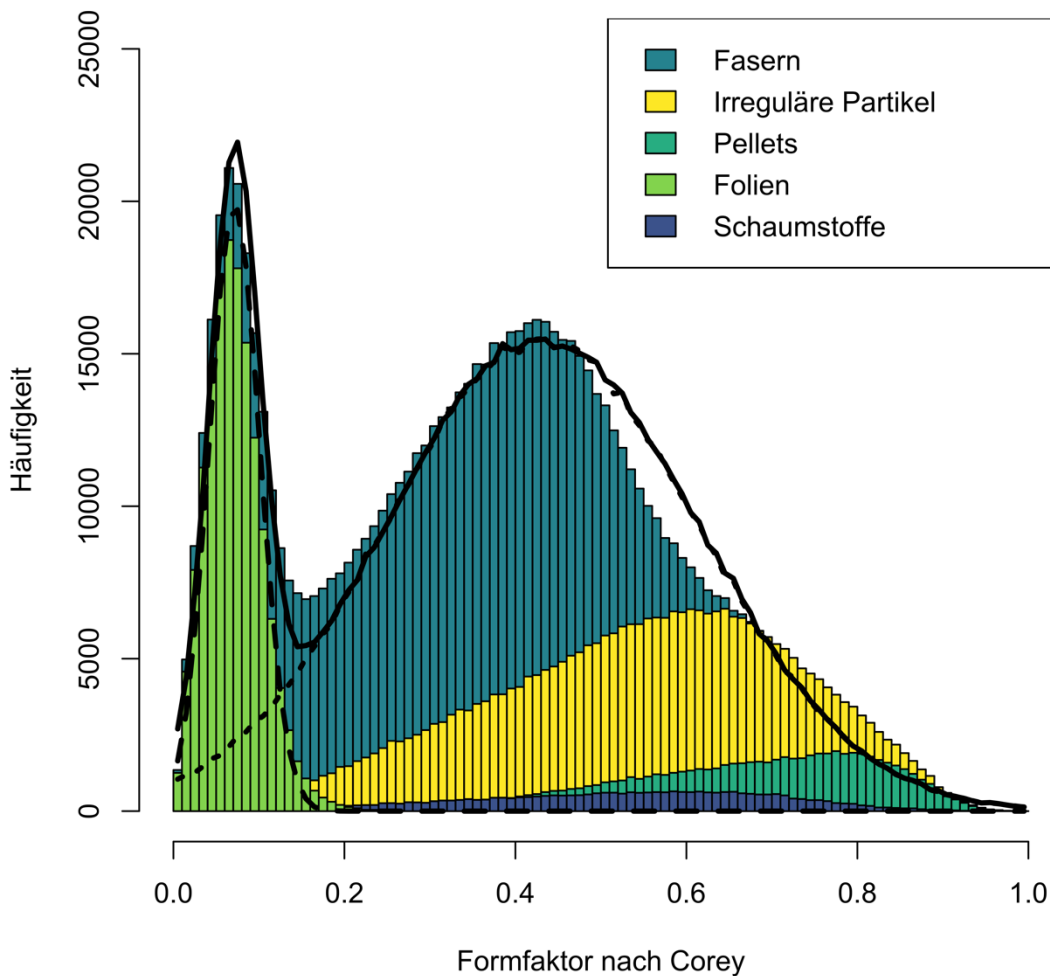


Abbildung 3: Darstellung der aufsummierten Häufigkeiten für die Verteilung des Formfaktors nach Corey für Mikroplastik im Boden. Die durchgehende schwarze Linie entspricht der Mischverteilung, also der Summe der beiden mit gestrichelten Linien dargestellten Normalverteilungen für die Formkategorie Folien und die Summe der restlichen Formkategorien (Irreguläre Partikel, Pellets, Schaumstoffe, Fasern). Die Gleichung für die Mischverteilung konnte nur parametrisiert werden, wenn die an die Daten angepasste Funktion auf die gesamte Datenmenge gleichzeitig angewendet wurde. Um dies zu gewährleisten, entsprechen die im Histogramm gegebenen Säulen einer Farbe nicht immer nur einer einzigen Formkategorie. Die Häufigkeiten für Folien und Schaumstoffe entsprechen als einzige der tatsächlichen Häufigkeit dieser beiden Formen. Bei den übrigen drei Formen sieht dies anders aus. So besteht die als Häufigkeitsverteilung für Pellets dargestellte Verteilung aus einer Überlagerung der Verteilungen für Schaumstoffe und Pellets. Analog sieht dies für irreguläre Partikel aus, deren Häufigkeitsverteilung sich aus der Summe der Verteilungen von Schaumstoffen, Pellets und irregulären Partikeln zusammensetzt. Die letzte Kategorie der Fasern umfasst in dieser Darstellung die Summe aller vorhandenen Formen.

Am häufigsten waren im Boden Fasern zu finden, gefolgt von irregulären Partikeln, Folien, Pellets und Schaumstoffen. Diese Häufigkeiten bestimmen auch die Höhe der Verteilungen im Histogramm. Die Position des Maximums ist allerdings bestimmt durch den Formfaktor nach Corey, welcher spezifisch für die einzelnen Formen festgelegt ist und sich auch bei Partikeln, welche im Boden zu finden sind, nicht ändert. Bei getrennter Betrachtung der einzelnen Formen, werden nachfolgende Ergebnisse für den Median und den Interquartilsabstand (IQR) erhalten. Bei den Folien liegt der Median mit 0,069 am unteren Ende des Intervalls von 0,003 bis 0,1 des Formfaktors nach Corey. Dieses Intervall berechnet sich mit Formel 4) und den oberen bzw. unteren Grenzen für Breite und Höhe (Kooi & Koelmans, 2019). Der Interquartilsabstand beträgt hierbei 0,043. Bei den Fasern liegt der Median mit 0,357 recht zentriert im Intervall von 0,037 und 0,707. Hier liegt der IQR bei 0,193. Einen größeren IQR von 0,246 weisen die irregulären Partikel auf. Dieser liegt um den Median von 0,532 im Intervall von 0,302 bis 1 für den Formfaktor nach Corey. Ein größerer IQR ist ebenfalls mit 0,257 bei den Schaumstoffen festzustellen. Hier liegt der Median gleichermaßen zentriert im Formfaktor-Intervall von 0,032 bis 1. Bei den Pellets besitzt der Median ebenfalls eine Lage mittig im Intervall mit den Grenzen 0,470 bis 1, nämlich mit 0,750 und einen IQR von 0,162. Die von den Formfaktoren bestimmten Verteilungen zeigen alle mit Ausnahme der Folien einen recht zentrierten Median in Verbindung mit einer leichten Rechtsschiefe. Diese Eigenschaft spiegelt sich in den Maxima der Verteilungen wider, welche im Bereich der berechneten Mediane zu finden sind.

Es ergaben sich zudem folgende Parameter zur Modellierung der Mischfunktion:

Tabelle 2: Parameter für die Anpassung der Mischfunktion. f_1, f_2 stellen den relativen Beitrag der jeweiligen Normalverteilung, σ_1, σ_2 die Schätzer für die Varianz und μ_1, μ_2 die Schätzer für die Erwartungswerte dar.

Parameter	Schätzer	Standardabweichung
f_1	0,170	$5,24 \cdot 10^{-4}$
f_2	0,830	$5,24 \cdot 10^{-4}$
μ_1	0,071	$1,03 \cdot 10^{-4}$
μ_2	0,432	$2,47 \cdot 10^{-4}$
σ_1	0,030	$8,79 \cdot 10^{-5}$
σ_2	0,185	$1,82 \cdot 10^{-4}$

Mit den an die Verteilung angepassten Werte ergab sich folgende parametrisierte Mischverteilung in Form einer Bimodalverteilung mit zwei lokalen Maxima:

$$y = 0,17 \cdot \frac{1}{\sqrt{2\pi \cdot 0,030^2}} e^{-(x-0,071)^2/2 \cdot 0,030^2} + 0,83 \cdot \frac{1}{\sqrt{2\pi \cdot 0,185^2}} e^{-(x-0,432)^2/2 \cdot 0,185^2} \quad 7)$$

Hier ist y die Häufigkeit und x der Formfaktor nach Corey, welcher mit den Abmessungen für einen bestimmten Mikroplastikpartikel mit Formel 4) berechnet wird.

Der durchgeführte Chi-Quadrat-Test zeigte, dass das parametrisierte Modell eine gute Anpassung an die vorhandene Datengrundlage darstellt.

Um die Verteilung der einzelnen Formkategorien ohne Summation zu zeigen, werden die Häufigkeiten der einzelnen Formkategorien in der nachfolgenden Abbildung 4 getrennt dargestellt. Es lassen sich die Intervalle für den CSF, welche oben erläutert wurden, gut durch die Breite der Verteilungen erkennen. Außerdem wird deutlich an welchen Stellen die Summation der Verteilungen zu Verzerrungen der Darstellung der Wahrscheinlichkeiten geführt hat.

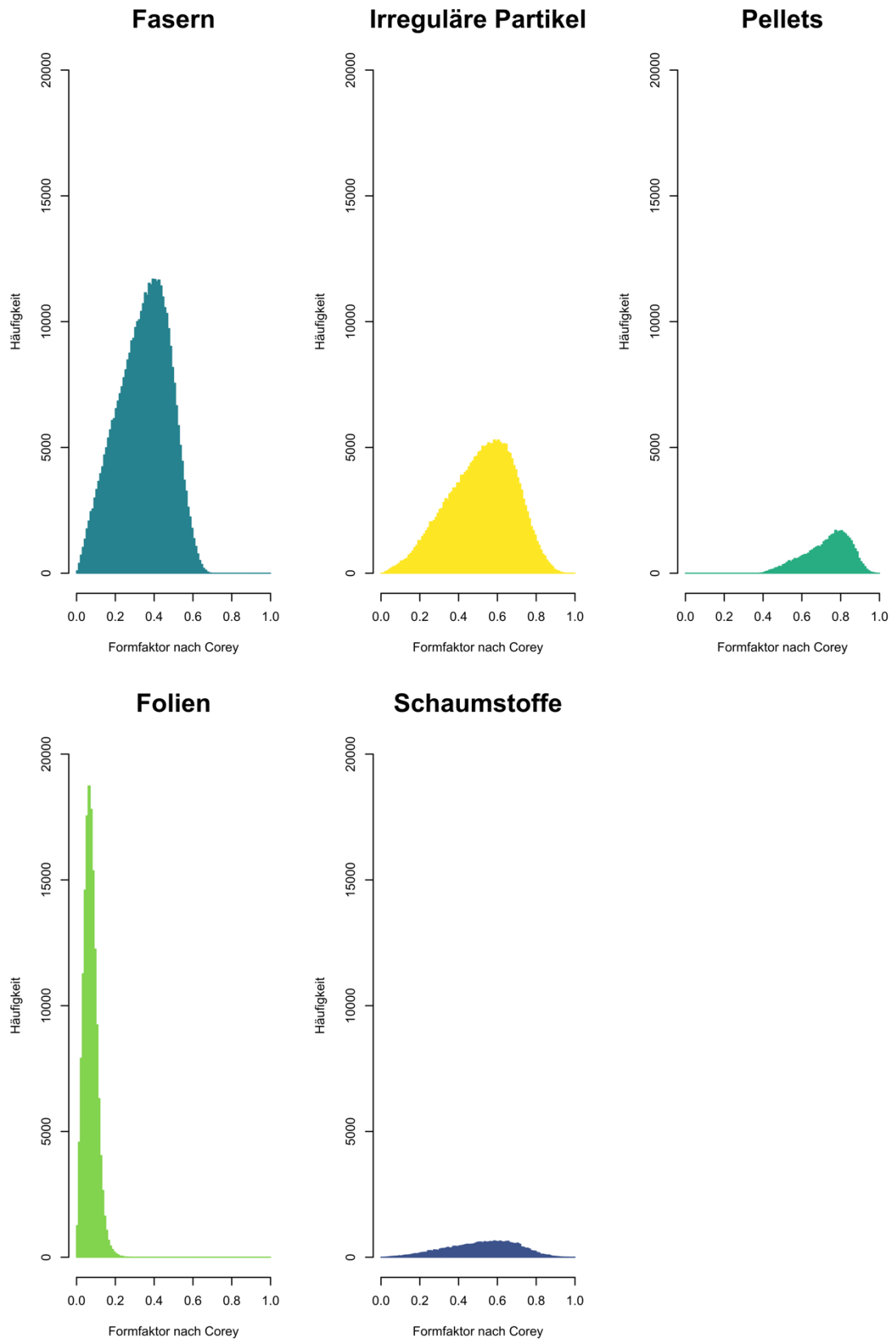


Abbildung 4: Darstellung der Verteilung des Formfaktors nach Corey ohne Summation der Häufigkeiten. Jede Verteilung steht hier nur für eine einzelne Formkategorie, welche über dem jeweiligen Histogramm zu finden ist.

3.3 Partikelvermessung

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der dreidimensionalen Vermessung der Beispielpartikel in Form von Pellets präsentiert.

Bei Partikeln, bei denen mehrere Werte für die Breite oder die Höhe zur möglichst genauen Abbildung benötigt wurden, wurden zur Berechnung des Formfaktors sowie der Längenverhältnisse jeweils die Mittelwerte für Höhe und Breite berechnet. In der nachfolgenden Abbildung 5 sind für jeden Polymertyp die gemessenen Strecken und Abstände am Beispiel eines Partikels zu sehen.

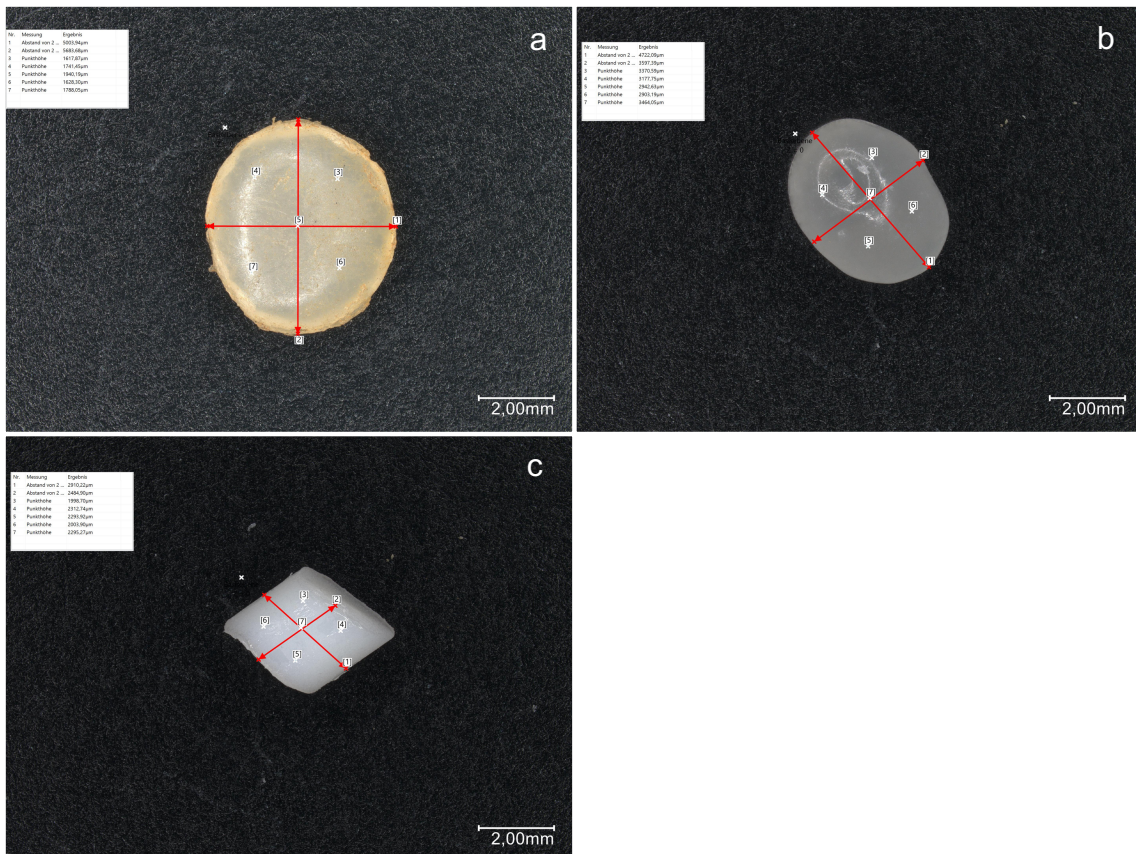


Abbildung 5: Lichtmikroskopische Bildaufnahmen von a: LDPE, b: PLA und c: PBAT. Die Abbildung zeigt die Streckenvermessung anhand der roten Geraden, die eingezeichneten Punkte entsprechen den gewählten Punkthöhen, als Referenz gilt der Objektstisch; die eingeblendeten Tabellen enthalten die gemessenen Daten, diese sind nachfolgend als Mittelwerte zusammen mit den übrigen Partikeln aufgeführt.

Die betrachteten PLA-Partikel wiesen Ähnlichkeiten zu Linsen auf und konnten optisch deutlich als elliptisch charakterisiert werden. Auch die LDPE-Partikel erinnerten an Linsen, jedoch wich eines der untersuchten Partikel deutlich davon ab und ähnelte eher der Form einer Bohne. Bei diesem bohnenförmigen Partikel wurden mehr Punkte als bei den beiden anderen LDPE-Partikeln zur Vermessung verwendet, da die Breite deutlich unregelmäßiger war. Im Gegensatz zu den vorangegangenen Partikeln, die eher abgerundete Kanten besaßen, setzten sich die PBAT-Partikel deutlich ab. Sie werden zwar als Pellets bezeichnet, allerdings war ihre Form wesentlich kantiger. Je nach Ausführung erinnerten sie an eine in unterschiedlichen Abständen abgeschnittene Schnur aus Kunststoff.

Auf Basis der Mittelwerte der Streckenmessungen wurde anschließend der Formfaktor nach Corey mit Formel 4) sowie die Größenverhältnisse mit Formel 6) berechnet. Es wurden folgende Daten erhalten:

Es ergab sich für das Verhältnis von Länge zu Breite ein Mittelwert von $0,78 \pm 0,12$ (Standardabweichung), für das Verhältnis von Länge zu Höhen ein Mittelwert von $0,68 \pm 0,20$ (Standardabweichung) und ein Mittelwert von $0,68 \pm 0,16$ (Standardabweichung) für den Formfaktor nach Corey. Das Verhältnis von Länge zu Breite für Mikroplastikpartikel im Boden war ungefähr in der Mitte im von Kooi und Koelmans (2019) definierten Intervalls für Länge zu Breite von 0,59 bis 0,997 zu finden. Zur Berechnung dieser Intervalle wurden die von Kooi und Koelmans (2019) definierten Größenverhältnisse, welche in Tabelle 4 im Anhang zu finden sind, verwendet. Mit $0,68 \pm 0,20$ lagen das Verhältnis von Längen zu Höhe noch im Intervall von 0,36 bis 1, jedoch im oberen Bereich, die untere Grenze von 0,36 wurde von den vermessenen Partikeln nicht abgedeckt. Analog sah es für den Formfaktor nach Corey aus, welcher mit $0,68 \pm 0,16$ im oberen Bereich des Intervalls von 0,47 bis 1 lag, welches sich mithilfe der oberen und unteren Grenzen mit Gleichung 4) berechnen ließ. Lediglich ein Pellet lag mit einem Formfaktor von 0,30 außerhalb dieses Intervalls. Dies kann mit einer im Vergleich zu den restlichen Partikeln flacheren Form begründet werden.

Der Objektisch wies zudem Unebenheiten in einem Bereich von $144 \pm 39 \mu\text{m}$ (Standardabweichung) auf.

4 Diskussion

Im nun folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Modellierung der Partikelgröße und -form sowie der dreidimensionalen Partikelvermessung diskutiert und kritisch beleuchtet.

4.1 Datenvergleichbarkeit der betrachteten Studien

In dem nun folgenden Kapitel sollen unterschiedliche Eigenschaften der betrachteten Studien und Schwierigkeiten bei der Datenextraktion beleuchtet und diskutiert werden.

Qualitätskriterien

Bei der Anwendung der allgemeinen Qualitätskriterien fällt auf, dass eine unterschiedliche Genauigkeit bei der Angabe von Informationen unter anderem bei der Beschreibung der Probennahme vorliegt. In manchen Studien wurde nur sehr kurz die Lage des zu beprobenden Gebiets beschrieben, in anderen hingegen wurde genau auf die klimatischen und geographischen Gegebenheiten sowie eine Typisierung des Bodens eingegangen (Huang et al., 2021, G. S. Zhang & Liu, 2018). Des Weiteren fällt auf, dass zwar überwiegend Blindproben thematisiert wurden, dies jedoch nicht in allen Veröffentlichungen der Fall war. Diese Unterschiede zwischen den einzelnen Studien erschwerten die Vergleichbarkeit. Deswegen ist es unerlässlich, Standards zur Untersuchung von Mikroplastik im Boden zu etablieren.

Extraktionsmethoden der Studien und deren Auswirkungen

Hinzu kommt, dass sich die Studien zudem durch die Wahl des Extraktionsmittels unterscheiden. Die Unterschiede im Extraktionsmittel haben einen Einfluss auf die Vergleichbarkeit. Grund dafür sind die von He und Mitarbeitenden (2021) begründeten Schwankungen in der Wiederfindungsrate durch die Wahl zur Herstellung des Extraktionsmittels verwendeten Salzes. Auch in einer anderen Veröffentlichungen wurde deutlich, dass kleine Partikel mit bestimmten Salzlösungen

besser extrahiert werden können (Li et al., 2019). So ließen sich Fasern mit einer Lösung mit hoher Dichte besser extrahieren, wohingegen dieser Effekt bei Partikeln mit größerer Oberfläche wie bspw. irregulären Partikeln nicht feststellbar war. Vorstellbar ist an dieser Stelle, dass Partikel mit einer größeren Oberfläche generell günstigere Bedingung zum Trennen besitzen. Sie lösen sich leichter von dem organischen Material, welches unter Umständen noch in der Probe vorhanden ist und können so bei der Dichtentrennung besser extrahiert werden. Eine große Oberfläche würde je nach Form auch zu einem größeren Wert zur Beschreibung der Länge und somit der Partikelgröße führen. Somit bleiben die Verteilung für Partikelform und -größe sehr wahrscheinlich nicht unbeeinflusst.

Durch die Wahl des Extraktionsmittels werden die Partikel zudem abhängig von ihrer Dichte gut oder weniger gut von der Bodenmatrix getrennt. So hat das Material der Partikel Einfluss auf die Partikelgrößenverteilung und auf die Verteilung des Formfaktors. Mit einer höheren Dichte des Extraktionsmittels können mehr Partikel extrahiert werden, da aufgrund eines ausreichenden Dichteunterschiedes die Extraktion von Partikeln mit größerer Dichte möglich ist. Dieser Aspekt hängt wiederum auch von der Form der Partikel (Li et al., 2019).

Um den Einfluss des zur Extraktion von Mikroplastik aus der Bodenmatrix verwendeten Salzes besser einzuschätzen, bedarf es weiterer Untersuchungen, mit denen die Vergleichbarkeit der Studien bewertet werden kann.

Fehlerquellen bei der Extraktion mit „WebPlotDigitizer“

Neben den in den Studien verwendeten Methoden führt die Notwendigkeit der Datenextraktion selbst zu Ungenauigkeiten, da nicht jede Abbildung und jedes Diagramm in einer qualitativ hochwertigen Auflösung vorlag. Dies kann durch die Publikation der Rohdaten als frei zugängliche Datenquelle behoben werden. Somit können Abweichungen, die bei der Datenextraktion auftreten, vermieden werden. Diese beinhalten Fehler, die zurückzuführen sind auf die Qualität bzw. Auflösung der Diagramme, die Genauigkeit der Skalierung der Achsen der Histogramme, die Umrandungen von Balken in Histogrammen und deren Dicke oder verwendete Farben sowie deren Kombination.

Die Veröffentlichung der gewonnenen Daten einer Studie führt so zu einer besseren Vergleichbarkeit und Austauschmöglichkeit auf Grundlage der Daten unter Forschenden. Dies gilt nicht nur für den Austausch von Daten, sondern auch für die Schaffung von Normen zu bspw. der Probennahme, Partikelextraktion und Darstellung sowie Beschreibung der Ergebnisse.

4.2 Partikelgrößenverteilung von Mikroplastik

An dieser Stelle soll nun der Fokus auf die Partikelgrößenverteilung des Mikroplastiks im Boden gelegt werden.

Größenklassen

Durch das Setzen einer generellen Größenklassifizierung für Mikroplastik wird die Untersuchungsmethodik stark beeinflusst. Es stellt sich in einem ersten Schritt die Frage, wie mit gefundenen Partikeln umgegangen werden soll, die eine Größe größer als 5 mm aufweisen. Da diese mit der Zeit in immer kleinere Partikel zerfallen, sollten sie als Quelle für Mikroplastik nicht unbeachtet bleiben. Hinzu kommt die Frage wie diese Partikel in die Ergebnisse miteinbezogen werden sollen. Sinnvoll wäre es hier eine Methode zu finden, die einen einheitlichen Umgang mit diesen Partikeln ermöglicht. Es ist zudem von Interesse zu wissen, wo die obere Grenze zu setzen ist. Mit der Begründung, dass aus allen größeren Partikeln Mikroplastik entstehen kann, müssten alle Gegenstände aus Plastik betrachtet werden, die im Zusammenhang mit der Probennahme auftauchen. Hartmann und Mitarbeitende (2019) greifen die Problematik einer Definition von Mikroplastik ebenfalls auf. Sie beschreiben die Notwendigkeit von Größendefinitionen für die Regulierung des verwendeten Mikroplastiks als Gegenpol zur wissenschaftlichen Freiheit (Hartmann et al., 2019). Hinzu kommt, dass die untere Grenze der Definition von Mikroplastik unterhalb der Detektionsgrenze gängiger zur Analyse verwendeter FTIR-Spektroskope von bspw. 20 μm (Kooi & Koelmans, 2019) liegen kann. Somit sind abhängig von dieser Grenze des eingesetzten Spektroskops die Partikel im Bereich von einem μm bis zur Detektionsgrenze nicht feststellbar. Die Angabe dieser Grenze im Zusammenhang mit

der Darstellung der Forschungsergebnisse ist somit zur Bewertung der betrachteten Größenordnung wichtig.

Hinzu kommt, dass es durch die Darstellung der Partikelgrößen in Größenklassen zu Ungenauigkeiten bei der Modellierung kommt. Da in der Abbildung immer die Angabe der oberen Grenze einer Größenklasse erfolgte, wurden Werte, die am unteren Ende der ersten Größenklasse liegen, unterschätzt. Dies ist vor allem bei der kleinsten Größenklasse und bei breiten Größenklassen der Fall. Die Wahl der Größenklassen ist insofern schwierig, als dass zu kleine Größenklassen keine konkreten Aussagen über die Häufigkeitsverteilung zulassen. Zu große hingegen bilden die Verteilung nicht hinreichend genau ab. Um die Definition der Klassenbreite zu vereinfachen, verwenden die Forschenden zum Teil offene Größenklassen. Teilweise erfolgen die Angaben sogar ausschließlich in Form von offenen Klassen (Abbasi, 2021). Mit diesen Daten lässt sich allerdings im Bereich der Modellierung von Verteilungen nicht arbeiten, da die Klassen einen zu großen Interpretationsspielraum besitzen. Wenn bspw. eine Größenklasse mit $>1000 \mu\text{m}$ angegeben wird, kann maximal die Annahme getroffen werden, dass die Partikelgrößen innerhalb des vorher aufgeführten Definitionsbereiches von Mikroplastik, also bis 5 mm liegen. Somit ist der Vergleich von Studien untereinander sowie die Modellierung dieser Daten nur eingeschränkt bis gar nicht möglich (Filella, 2015).

Hinzu kommt, dass Größenklassen allgemein im Bereich der Forschung zu Mikroplastik im Boden sehr groß definiert werden. So führt es im Fall dieser Abschlussarbeit dazu, dass keine ausreichende Menge an Größenklassen vorhanden ist, um eine genaue Regressionsanalyse mit ausreichender Klassenanzahl durchzuführen. Diese Problematik ist in der Veröffentlichung von Kooi und Koelmans (2019) für aquatische Ökosysteme weniger auffällig. Hier werden ebenfalls Daten zur Modellierung ausgeschlossen, jedoch bleiben genügend für eine gute Ausarbeitung übrig. Um dieser Reduzierung der Daten zur Modellierung entgegenzuwirken, ist es möglich, mithilfe zahlreicher Vermessungen robustere Modelle anzupassen, anhand derer Daten zum Erstellen weiterer Verteilungen generiert werden können (Kooi et al., 2021).

Zur Einteilung in Größenklassen ist es wichtig, an die Daten angepasste und zugleich ausreichend viele Klassen zu definieren, um die Verteilung möglichst präzise darzustellen. So kann auch eine Reihe von Klassen innerhalb des Größenintervalls für Mikroplastik liegen, die Nullwerte enthalten. Solche Informationen sollten durch zu groß gewählte Grenzen nicht unbeachtet bleiben. Eine zweite Möglichkeit die Einteilungen in zu wenige Größenklassen zu umgehen, stellt die Publikation der Rohdaten dar, sodass die Einordnung bei Bedarf selbst durchgeführt werden kann.

Vergleich von terrestrischen mit aquatischen Ökosystemen

Die bereits erwähnte Tendenz, dass Mikroplastikpartikel im Boden in größeren Größenordnungen einzuordnen sind als jene in aquatischen Ökosystemen, wird in diesem Abschnitt thematisiert. Die Daten für den Boden unterscheiden sich von jenen in aquatischen Ökosystemen bezogen auf die kleinste Größenklasse der Partikel um eine Zehnerpotenz. Dieser Unterschied kann sowohl auf eine unvollständige Extraktion von kleinen Partikeln aus dem Boden zurückgeführt als auch mit der Tatsache begründet werden, dass im Boden ggf. mehr größere als kleinere Partikel zu finden sind.

Ein weiterer Unterschied liegt in Mittelwert der Steigungen der Regressionsgeraden α . Im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen mit einem Intervall für α von -1,10 bis 1,33 liegen die Werte für α in aquatischen Ökosystemen mit 0,62 bis 2,81 (Kooi & Koelmans, 2019) überwiegend in einem größeren Größenbereich, was zu einer größeren Steigung der Potenzfunktion führt. Es wird klar, dass auch mit dem Ausschließen von Studien zu terrestrischen Ökosystemen mit negativer Steigung oder einem zu kleinen Bestimmtheitsmaß immer eine kleinere Steigung als bei aquatischen Ökosystemen berechnet werden würde. Begründet werden kann dies damit, dass der größte Wert für α für den Boden kleiner ist als der Mittelwert für α für aquatische Ökosysteme. Somit kann als erste Tendenz für Mikroplastik im Boden eine geringere Steigung der Potenzfunktion und folglich auch ein geringerer Wert für den Vorfaktor b festgehalten werden.

Diese Tendenz müsste durch eine Modellierung auf Basis einer größeren Datengrundlage in einem nächsten Schritt evaluiert werden.

Steigung der Regressionsgeraden

Neben der Einteilung der Größenklassen sind auch bei der Steigung der Ausgleichsgeraden der Partikelgrößenverteilung im Boden Abweichungen gegenüber den aquatischen Ökosystemen festzustellen. Bei insgesamt sechs der 16 beprobten Böden (aus den vier Studien) stieg mit zunehmender Partikelgröße die Häufigkeit an Partikeln. Da diese Tendenz von Kooi und Koelmans (2019) ausgeschlossen wird, ist sie in deren Abbildung für aquatische Ökosysteme nicht aufzufinden. Es fällt auf, dass vor allem in der Studie von Zhou und Mitarbeitenden (2020) diese positiven Steigungen auftreten. Hier wurde neben der Dichtentrennung ein weiteres Trennverfahren verwendet. Dieses Verfahren wurde zur Verringerung der Probenmasse vor der eigentlichen Dichtentrennung eingesetzt (Zhou et al., 2020). Verwendet wurde eine Lösung mit geringerer Dichte als jene, die bei der Dichtentrennung Verwendung fand. Es wurden Luftblasen in die in einer Salzlösung gelösten Bodenprobe eingeblasen, was zu einem Aufschwimmen von Mikroplastikpartikeln mit hoher Dichte führte (Nuelle et al., 2014). Bei Verwendung dieser Methode besteht die Möglichkeit, dass auch größere Partikel durch das Einblasen von Luft nach oben getragen wurden und so ggf. mehr größere Partikel als bei einer reinen Dichtentrennung extrahiert werden konnten. Zudem ist es möglich, dass durch diesen zusätzlichen Trennvorgang vor allem kleine Partikel bspw. beim Spülen der verwendeten Behälter verloren gingen. Das beprobte Feld, welches bei Crossman und Mitarbeitenden (2020) eine negative Steigung aufweist, entspricht dem Ort, an dem die Kontrollproben entnommen wurden. Hier kann davon ausgegangen werden, dass die Menge der dort gefundenen Partikel nicht ausreichend groß war, um eine Häufigkeitsverteilung darzustellen. Bei Kim und Mitarbeitenden (2021) ist diese negative Steigung bei der Beprobung von den Innenräumen von Gewächshäusern sowie auf Feldern mit Mulchfolien in Form von Fasern festzustellen. Woher diese Zunahme der Fasermenge bei zunehmender Partikelgröße kommen könnte, ist nicht direkt nachvollziehbar, könnte aber ggf. auf größere Abmessungen der gefundenen Fasern und Folien aus Mulchfolien (Steinmetz et al., 2021) zurückgeführt werden.

Die Begründung des Ausschlusses von Studien mit der Tendenz, der abnehmenden Häufigkeit bei zunehmender Partikelgröße, von Kooi und Koelmans (2019) beruht auf der Degradation von Partikeln an der Wasseroberfläche. Es stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage inwiefern Degradationsprozesse in Wasser und Boden vergleichbar sind und wie sich diese auf die Partikelgrößenverteilung auswirken. Diese konkrete Fragestellung ist jedoch nicht Teil dieser Abschlussarbeit.

Neben den Vorzeichen der Steigung fällt zudem auf, dass das Bestimmtheitsmaß R^2 häufig sehr klein ist. Bei Betrachtung der Teilstudien mit einem Bestimmtheitsmaß kleiner 0,5 wurde deutlich, dass die Verteilung der Daten nicht mehr als linear zu beschreiben war. Die Datenanordnung ähnelte häufig viel mehr einer Punktwolke. Im Falle von Zhou und Mitarbeitenden (2020) könnten die niedrigen Werte für das Bestimmtheitsmaß auf Ausreißerwerte zurückgeführt werden. Bei den restlichen Abweichungen mit einem Bestimmtheitsmaß kleiner 0,5 war keine Regelmäßigkeit der Daten zu sehen. Somit zeigt sich, dass das Modell der linearen Regression nicht immer sinnvoll ist. Wenn eine größere Datengrundlage für Mikroplastik im Boden vorliegt, ist es möglich, eine geeignetere Modellanpassung für diese Partikel vorzunehmen sowie die Verteilung der Partikelgrößen im Boden besser bewerten zu können.

Hinzu kommt, dass eine stärkere Anhäufung der Punkte und somit auch der Ausgleichsgeraden im Bereich von größeren Partikelgrößen in der Abbildung zu sehen ist. Diese Tendenz kann sowohl bei Crossman und Mitarbeitenden (2020) als auch bei Möller und Mitarbeitenden (2021) durch die Einordnung der Partikelgrößen in die Größenklassen entstehen. Dies ist vor allem bei ersterer Studie der Fall, da hier die Größenklasse eine Breite von 100 μm besitzen. Diese Grenze ist deutlich bei einem x-Wert von zwei sichtbar, welcher dem Logarithmus von 100 μm entspricht. Bei Möller und Mitarbeitenden (2021) ist dieser Effekt geringer ausgeprägt, da hier die Einteilung wie schon zuvor beschrieben in 50 μm breite Größenklassen erfolgt.

Neben den zuvor thematisierten Aspekten, welche die Daten direkt betreffen, erschweren auch fehlende Informationen zu veröffentlichten Daten die Arbeit mit eben diesen. In Kooi und Koelmans (2019) bspw. werden Daten in den unteren Größenbereichen ohne nachvollziehbare Begründung ausgeschlossen. Damit zeigt sich, dass neben den Daten selbst auch Beschreibungen zum Umgang mit den Daten in verwendeten Modellen vorhanden sein müssen, um das genaue Vorgehen eines jeweiligen Forschungsteams nachvollziehen zu können. Auch hier tritt der Vorteil von frei zugänglichen Daten in den Vordergrund.

Abschließend lässt sich zur Partikelgrößenverteilung sagen, dass erst, wenn nach allgemeingültigen Standards gearbeitet wird, die Darstellung des gesamten Größenbereichs für Mikroplastik im Boden hinreichend genau möglich ist.

Nachdem auf die Partikelgrößenverteilung eingegangen wurde, wird im nächsten Kapitel die Verteilung des Formfaktors nach Corey diskutiert.

4.3 Verteilung des Formfaktors nach Corey der Mikroplastikpartikel

In diesem Kapitel folgt nach dem Vergleich der Verteilung des Formfaktors nach Corey im Boden mit jener für aquatische Ökosysteme eine genaue Bewertung der verwendeten Datengrundlage und des Modells.

Vergleich von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen

In der Formverteilung des Mikroplastiks im Boden sind abweichende Häufigkeiten im Vergleich zu denen in aquatischen Ökosystemen zu finden.

Tabelle 3: Vergleich der Häufigkeiten der Formkategorien für den Boden und aquatische Ökosysteme. Aufsummiert ergibt sich für den Boden eine Summe der Einzelhäufigkeiten von 85,81 % und für die aquatischen Ökosysteme eine Summe von 95 %.

Formkategorie	Boden: Häufigkeiten [%]	aquatische Ökosysteme: Häufigkeiten [%]
Fasern	40,37	48,50
Folien	14,82	5,50
Pellets	4,42	6,50
irreguläre Partikel	23,25	31,00
Schaumstoffe	2,95	3,50

Die Vergleichbarkeit von terrestrischen und aquatischen Ökosystemen ist durch die Wahl des Medians der Häufigkeitsverteilungen der einzelnen Formen im Boden eingeschränkt. Problematisch ist die verringerte Summe der Häufigkeiten, welche sich insgesamt auf 85,81 % beläuft. Somit ist die Vergleichbarkeit von terrestrischer mit aquatischer Umwelt, wo sich die Summe der Häufigkeiten auf 95 % (Kooi & Koelmans, 2019) beläuft, bedingt möglich. Am auffälligsten ist hierbei, dass die Häufigkeit der Folien im Boden mehr als doppelt so hoch ist als jene in aquatischen Ökosystemen.

Dieser Unterschied kann mit der Herkunft der Partikel begründet werden. So ist es möglich die zunehmende Häufigkeit von Folien mit der Verwendung von Mulchfolien auf landwirtschaftlichen Flächen zusammenhängt. Diese emittieren abhängig von Dicke und Haltbarkeit Mikroplastik (Steinmetz et al., 2021). Wenn nun bspw. dünne Folien verwendet werden, kann dies für einen Anstieg der Menge des Mikroplastiks in Form von Folien sorgen. So können große Mengen an Mikroplastik mit dem Ursprung aus Mulchfolien in den Boden eingetragen werden. Im Jahr 2018 wird von einer Menge von $4,9 \cdot 10^6$ bis $1 \cdot 10^7$ Tonnen jährlich an eingetragendem Mikroplastik in China gesprochen (Ren et al., 2021). Hinzu kommt, dass eine große Menge dieser Mikroplastikpartikel ins Meer und andere Gewässer gelangt. So ist laut Ren und Mitarbeitenden (2021) von einer Menge von $3,4 \cdot 10^4$ - $6,6 \cdot 10^4$ Tonnen die Rede, wobei 10 - 30 % dieses Mikroplastiks von Mulchfolien stammen. Dickere (50µm) und haltbarere Folien emittieren laut Steinmetz und Mitarbeitenden (2021) keine Partikel in den Boden während der

Verwendung auf landwirtschaftlichen Flächen. Die Eigenschaften solcher Folien sind in EU-Richtlinien festgehalten (EN 13655: Plastics - Thermoplastic Mulch Films Recoverable after Use, for Use in Agriculture and Horticulture, Tech. rep., European Committee for Standardization, Brussels, Belgium, 2018). Es ist mit Hilfe dieser Vorschriften möglich die Emission von Mikroplastik durch Mulchfolien zu verhindern und so auch die Menge, die in aquatische Ökosysteme gelangt, zu reduzieren.

In diesem Zusammenhang könnte die Annahme getroffen werden, dass der Unterschied von 9,19 % zwischen der Summe der Häufigkeiten der Formkategorien im Boden und jener in aquatischen Ökosystemen gleichmäßig auf alle Formkategorien aufgeteilt werden kann. Durch diese Anpassung könnten die Häufigkeiten besser miteinander verglichen werden. Zu den Abweichungen der Folien kämen Unterschiede bei den Häufigkeiten der irregulären Partikel und der Fasern zwischen dem Boden und aquatischen Ökosystemen. Trotz dieser Abweichungen ist die Form der Verteilung für beide Ökosysteme mit Ausnahme der Folien sehr ähnlich. Eine genaue Begründung kann allerdings erst bei Kenntnis der genauen Eintragspfade von Mikroplastik in aquatische Ökosysteme formuliert werden und ist nicht Teil dieser Bachelorarbeit.

Darstellung als Mischverteilung

Bei Betrachtung der Formel für die parametrisierte Mischverteilung für terrestrische Ökosysteme fällt außerdem auf, dass ein größerer Vorfaktor des ersten Teils der Mischverteilung mit 0,17 für den Boden im Vergleich zu 0,06 bei aquatischen Lebensräumen auftritt. Hinzu kommt ein kleinerer Vorfaktor der zweiten Normalverteilung von 0,86 für den Boden im Vergleich zu 0,94 für aquatische Ökosysteme. Dies kann durch die zuvor beschriebenen unterschiedlichen Häufigkeiten der Formfaktoren im Boden begründet werden, da diese Vorfaktoren die Anpassung der Funktion, an die mit den gewichteten Häufigkeiten verrechneten Daten darstellen. Durch diese Zunahme der Häufigkeit von Folien erhöht sich folglich die Werte der Schätzer für f_1 . Der niedrigere Wert für f_2 lässt sich durch die insgesamt geringere Summe an Häufigkeiten von 85,81 % im Boden im Vergleich zu 95 % in aquatischen Ökosystemen begründen.

Einordnung der Häufigkeiten der Formkategorien

Bei der Beschreibung der Formfaktoren stellt die Wahl von passenden Bezeichnungen für die jeweiligen Partikel eine Schwierigkeit dar. Problematisch ist, dass bei Verwendung von unüblichen Bezeichnung wie z.B. Haufen (*engl. bulk*) (Li et al., 2019) bei fehlender Definition die Einordnung dieser Formkategorie unmöglich war. Auch in neueren Veröffentlichungen war keine Vereinheitlichung von solchen Formkategorien zur besseren Vergleichbarkeit verschiedener Studien vorhanden. Dies zeigt, dass Vorschläge zur Vereinheitlichung der Forschung im Bereich Mikroplastik (Hartmann et al., 2019) noch keine breite Anwendung finden.

Hinzu kommt, dass die Häufigkeiten der Formkategorien im Boden zwischen einzelnen Studien stark divergiert, was am Beispiel der Kategorie der Schaumstoffe sichtbar wurde. In nur fünf der 18 verwendeten Studien zur Modellierung des Formfaktors nach Corey wurden Schaumstoffe gefunden. Chen und Mitarbeitende (2020) fanden in einem der beprobten Gebiete mit 92 % überwiegend Schaumstoffe, wobei dies der einzige Wert in diesem Größenbereich in der Studie ist. Es handelte sich hierbei um die Beprobung in der Nähe einer Straße eines suburbanen Gebiets. Hier könnte Reifenabrieb als Schaumstoff klassifiziert worden sein. Auch Feng und Mitarbeitende (2021) wiesen im Rahmen ihrer Untersuchung einen Anteil von 8 % bis 15 % sowie im Jahr 2020 einen Anteil von 19 % und 25 % an Schaumstoffen im Rahmen einer anderen Studie (Feng et al., 2020) nach. Die restlichen zwei der fünf Studien mit Detektion von Schaumstoffen entdecken kaum Anteile in ihren Proben. Der Maximale Wert dieser Studien liegt bei 7 %, wobei überwiegend Häufigkeiten von 1 - 2 % auftreten (Rafique et al., 2020, Yu et al., 2021). Dies erschwert die Findung einer Formulierung für die allgemeine Häufigkeit von Mikroplastik in Form von Schaumstoffen im Boden.

Die Divergenz zwischen den einzelnen Studien im Falle der Schaumstoffe kann teilweise durch den Ort der Probennahme erklärt werden. Wenn davon ausgegangen wird, dass bspw. Reifenabrieb als Schaumstoff klassifiziert wird, kann die Nähe zu einer Straße Einfluss auf die Verteilung haben. Als Alternative kann die Annahme getroffen werden, dass Schaumstoffe eine geringere Dichte aufweisen

als bspw. Pellets. So könnten die Unterschiede zwischen den Studien auch auf die verwendete Salzlösung zur Dichtentrennung zurückgeführt werden. Partikel mit geringer Dichte können auch mit einer Salzlösung mit einer verhältnismäßig geringen Dichte von der Bodenmatrix getrennt werden. So ist es möglich, dass die Dichte der verwendeten Salzlösung ideal für Schaumstoffe, nicht aber für Partikel mit einer höheren Dichte ist, und mehr Schaumstoffe aus der Probe extrahiert werden können. Diese zweite Annahme kann bei der Studie von Feng und Mitarbeitenden (2020) als Grund für die im Vergleich zu den anderen Studien höheren Anteile an Schaumstoffen verwendet werden. Hier wird mit einer Natriumchlorid-Lösung mit einer Dichte von $1,2 \text{ g/cm}^3$ gearbeitet, was einer Lösung mit einer vergleichsweise niedrigen Dichte entspricht. Durch diese niedrige Dichte können Mikroplastikpartikel mit einer höheren Dichte schlechter von der Bodenmatrix getrennt werden (Li et al., 2019) und es kann zu einer Überschätzung von Partikeln mit einer geringeren Dichte kommen, für deren Trennung die Dichte von $1,2 \text{ g/cm}^3$ ausreichend groß ist (Möller et al., 2021).

Bei den Häufigkeiten der einzelnen Formkategorien kann außerdem von Bedeutung sein, ob überwiegend primäres oder sekundäres Mikroplastik in den Proben zu finden war. Primäres Mikroplastik, könnte eine Zunahme von Formen, die industriell produziert werden (Cole et al., 2011), wie bspw. Pellets bedeuten. Wohingegen sekundäres Mikroplastik einen größeren Anteil an irregulären Partikeln oder Folien auf landwirtschaftlichen Flächen, auf denen Mulchfolien verwendet werden, aufweisen könnte (Fakour et al., 2021). An dieser Stelle wäre eine Unterscheidung der gefundenen Partikel nach primärem und sekundärem Mikroplastik interessant, um Rückschlüsse auf die Herkunft der Partikel im Boden ziehen zu können.

Bestimmen des Formfaktors nach Corey

Als letzter Aspekt wird das Vorgehen zur Bestimmung des Formfaktors genauer betrachtet. Kooi und Koelmans (2019) treffen hier Vereinfachungen zur Übertragung der Daten von zweidimensionalen auf dreidimensionale Partikel. Dies Vorgehen ist in ähnlicher Form auch in einer neueren Veröffentlichung (Kooi et al., 2021) zu finden. Hier werden Daten beruhend auf zweidimensionalen Bildern mit

der Definition von Verhältnissen auf dreidimensionale Partikel übertragen. Die selbst durchgeführte Vermessung der Beispielpartikel zeigt jedoch, dass die Verwendung dreidimensionaler Daten möglich ist. Die dafür nötigen Messinstrumente existieren und bieten somit eine Möglichkeit die Partikelabmessung zur Bestimmung des Formfaktors ohne Schätzungen von Verhältnissen genauer zu bestimmen.

Mit der Einführung des Formfaktors nach Corey lässt sich neben der Risikobewertung zudem mit einer begrenzten Genauigkeit die Herkunft der Partikel ermitteln. So können bspw., in Kombination mit der Definition des Größenbereiches für Fasern und weiterem Wissen über den beprobten Standort, Rückschlüsse auf deren Herkunft gezogen werden. Der CSF stellt somit eine Perspektive in die Zukunft durch die Verwendung in der Risikobewertung und eine Perspektive in die Vergangenheit durch die Untersuchung der Partikelherkunft dar.

Es lässt sich abschließend zur Verteilung des Formfaktors nach Corey sagen, dass durch genauere dreidimensionale Messmethoden und eine klare Zuordnung von Partikelformen in allgemeingültige Kategorien ein gutes Abbild der Formen von Mikroplastik im Boden geschaffen werden könnte. Grundlage hierfür wäre zudem die Schaffung von Standards in der Mikroplastikforschung.

4.4 Partikelvermessung

Mit der angewendeten Methode der dreidimensionalen Vermessung der Mikroplastikpartikel ist es möglich ein umfassendes Bild über das Aussehen der Partikel zu erhalten. Diese Methode macht es somit möglich ohne Annahmen zu Größenabmessungen Aussagen über die Charakteristik von Mikroplastikpartikel zu treffen und eine Modellierung durchzuführen.

4.4.1 Bewertung

Als positiv zu betrachten ist, dass die mit dem Digitalmikroskop vermessenen Partikel dieselbe Größenordnung des CSF aufwiesen wie die von Kooi und Koelmans (2019) mit der Software ImageJ (Schneider et al., 2012) ausgewerteten Pellets. Problematisch ist jedoch, dass Tanaka und Takada (2016), aus deren Studie die von Kooi und Koelmans (2019) vermessenen Partikel zur Ermittlung der Größenverhältnisse stammten, lediglich elf der insgesamt 150 gefundenen Partikel als Pellets einordneten. In diesem Fall konnte die Vielfalt an möglichen Formen und Oberflächenstrukturen nicht durch eine so geringe Anzahl an vermessenen Partikeln dargestellt werden. Die Daten von Kooi und Koelmans (2019) können einen ersten Anhaltspunkt liefern, sollten aber keinesfalls als endgültig festgelegte Größenordnungen für den Formfaktor nach Corey betrachtet werden. Die selbst durchgeführte dreidimensionale Vermessung von neun Partikeln war wahrscheinlich ebenfalls nicht repräsentativ. Die Methode konnte so etabliert werden und erste Hinweise zur Größenordnung von Pellets liefern.

Ein weiterer Aspekt ist, dass mit der Software ImageJ an zweidimensionalen Bildern keine dreidimensionalen Messungen durchgeführt werden können. Die von Tanaka und Takada (2016) zur Verfügung gestellten Bilder waren ebenfalls nur zweidimensional. Kooi und Koelmans (2019) beschrieben eine Annahme eines ähnlichen Verhältnisses für Breite zu Höhe wie für Länge zu Breite. Somit kam eine weitere Ungenauigkeit für die Höhenabschätzung der Ausgangsdaten zustande.

4.4.2 Fehlerquellen

Die Beeinflussung durch Reflexion und Schattenwurf bei der Vermessung der Höhe kann trotz der Wahl der am besten geeigneten Beleuchtungsart nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Zudem traten durch die Unebenheiten des Objektisches nicht vermeidbare Ungenauigkeiten auf, denen durch das Setzen des immer möglichst gleichen Referenzpunktes entgegengewirkt werden konnte.

Ohne die Einteilung in Formkategorien mit ihren zugehörigen Abschätzungen ist es möglich die Häufigkeit der Partikel abhängig von ihrem Formfaktor zu bestimmen. Wenn dieses Verfahren in Kombination mit spektroskopischen Verfahren breite Anwendung in der Mikroplastikforschung findet, sollte es möglich sein, bald genauere Aussagen über die Partikelcharakteristika an ganz unterschiedlichen Standorten zu treffen. Mit den hierfür verwendeten Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen Verwendung, ist es bei robuster Datengrundlage, geschaffen durch die dreidimensionale Vermessung, möglich neue Erkenntnisse bspw. im Bereich der Toxizität von Mikroplastik im Boden zu erlangen (Koelmans et al., 2020).

5 Fazit und Ausblick für die weitere Forschung

Das mit dieser Arbeit verfolgte Ziel der Modellierung von Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen zur Beschreibung der Partikelcharakteristika von Mikroplastik im Boden wurde für die Verteilung des Formfaktors nach Corey erfüllt. Hier sind klare Parallelen zur Modellierung von Kooi und Koelmans (2019) festgestellt worden. Anders sah es bei der Partikelgrößenverteilung aus, bei der ein Vergleich bei gegebener Datengrundlage nur schwer möglich war. Es muss allerdings beachtet werden, dass in den betrachteten Studien größtenteils landwirtschaftliche Böden untersucht wurden. Durch diese Dominanz einer Nutzungsform, kann mit den gegebenen Daten kein allgemeingültiges Abbild von Partikelgrößen- und Formfaktorverteilung für Mikroplastik im Boden erstellt werden. Um die Partikelgrößenverteilung für das gesamte Ökosystem Boden anzunähern, ist es nötig auch andere Bodentypen und Nutzungsformen zu betrachten. Eine solche Datengrundlage kann zwar eine Annäherung an die realen Mikroplastikcharakteristika getrennt nach Flächennutzung und Bodentyp möglich machen, eine Übertragung auf jeden beliebigen Ort ist allerdings nicht direkt möglich. Hierfür spielen regionale Unterschiede und Gegebenheiten wie bspw. die Nähe zu einer Straße oder einer bestimmten Industrieanlage eine zu große Rolle.

Mit den ermittelten kontinuierlichen Verteilungsfunktionen ist eine erste Risikobewertung für Mikroplastik im Boden möglich. So lässt sich bspw. mit der Verteilung des Formfaktors der Schwellenwert der Effektkonzentration von Mikroplastik für Süßwasserspezies berechnen (Koelmans et al., 2020). Dieses von Koelmans und Mitarbeitenden (2020) entwickelte Modell hat die Stärke, dass es eine Korrekturmethode beinhaltet, die den Vergleich von Studien mit unterschiedlicher Methodik ermöglicht. Mit einer solcher Methode werden die Unterschiede zwischen der im Labor untersuchten und der in der Natur vorkommenden Wirkung von Plastik auf Lebewesen korrigiert. Mit den ermittelten Effektkonzentrationen sind Aussagen über die ökologisch-toxikologischen Wirkungen von Mikroplastik möglich. Wichtig wäre, dieses von Koelmans und Mitarbeitenden entwickelte Modell auf den Boden zu übertragen.

Zur Verbesserung der Modellierung der Verteilungsfunktionen von Größe und Form, auf denen diese Risikobewertung aufbaut, ist es zudem sinnvoll ein Modell mit robusterer Datengrundlage anzuwenden. Hierfür ist es nötig möglichst viel Partikel zu vermessen und auf Basis dieser Messgrößen der einzelnen Partikel eine präzisere Modellierung durchzuführen (Kooi et al., 2021). Mit dieser Art der Modellierung in Kombination mit dreidimensionalen Partikelvermessungen ist es möglich, die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen ohne vorherige Annahmen von Größenverhältnissen eindeutig zu formulieren. Um dies umzusetzen, ist ein schon zuvor erwähnter Standard zur dreidimensionalen Vermessung der Partikel unabdingbar.

Diese Vermessungen müssten darüber hinaus als frei zugängliche Forschungsdaten zur Verfügung gestellt werden, um ein Gesamtbild für Mikroplastik im Boden zu erhalten. Durch die aktuell noch fehlende Verfügbarkeit von Forschungsergebnissen wurde der Vergleich zwischen den in dieser Arbeit verwendeten Studien immer wieder erschwert. Der freie Zugang zu solchen Daten ist deshalb für alle wissenschaftlich arbeitenden Menschen und Forschenden essenziell, um die Qualität der Arbeiten zu erhöhen und zu erhalten. Zudem wurde deutlich, dass noch mehr Daten zum Thema Mikroplastik im Boden unter Beachtung von einheitlichen Standards gesammelt werden müssen, um die Bewertung der Partikelcharakteristika zu verbessern. Nur so kann der Einfluss auf das Ökosystem und somit auch auf den Menschen bewertet werden. Wenn hierbei eine größere Vergleichbarkeit gewährleistet ist, ist es möglich die Auswirkungen von Mikroplastik auf Pflanzen, Lebewesen und den Boden selbst besser zu verstehen und dessen Quellen zu bekämpfen.

6 Literaturverzeichnis

- Abbasi, H., SajjadundTurner, AndrewundHoseini, MohammadundAmiri. (2021). Microplastics in the Lut and Kavir Deserts, Iran. *Environmental Science & Technology*, 55(9), 5993–6000. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00615>
- BfR. (2019). Mikroplastik: Fakten, Forschung und offene Fragen—FAQ des BfR. 5.
- Bläsing, M., & Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of The Total Environment*, 612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Borchard-Becker, A. (2020, Mai 8). Was ist Nanoplastik? Ist es schädlicher als Mikroplastik? [Html]. https://www.nanoportal-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Ihre+Fragen/Was+ist+Nanoplastik_+Ist+es+schaedlicher+als+Mikroplastik_
- Braun, U., Stein, U., Schritt, H., Altmann, K., Bannick, C. G., Becker, R., Bitter, H., Bochow, M., Dierkes, G., Enders, K., Eslahian, K. A., Fischer, D., Földi, C., Fuchs, M., Gerdt, G., Hagendorf, C., Heller, C., Ivleva, N. P., Jekel, M., ... Zumbülte, N. (2020). Statuspapier im Rahmen des Forschungsschwerpunktes Plastik in der Umwelt. Mikroplastik-Analytik Probenahme, Probenaufbereitung und Detektionsverfahren.
- Büks, F., & Kaupenjohann, M. (2020). Global concentrations of microplastics in soils – a review. *SOIL*, 6(2), 649–662. <https://doi.org/10.5194/soil-6-649-2020>
- Carnell, R. (2019). triangle: Provides the Standard Distribution Functions for the Triangle Distribution. <https://CRAN.R-project.org/package=triangle>
- Castan, S., Henkel, C., Hüffer, T., & Hofmann, T. (2021). Microplastics and nanoplastics barely enhance contaminant mobility in agricultural soils. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 193. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00267-8>
- Chen, Y., Leng, Y., Liu, X., & Wang, J. (2020). Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China. *Environmental Pollution*, 257, 113449. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. (2011). Microplastics as

contaminants in the marine environment: A review.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

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. *Science of The Total Environment*, 671, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368>

Cozar, A., Echevarria, F., Gonzalez-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernandez-Leon, S., Palma, A. T., Navarro, S., Garcia-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernandez-de-Puelles, M. L., & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239–10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>

Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., & Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The Total Environment*, 724, 138334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334>

de Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J. B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A. S., & Rillig, M. C. (2019). Microplastics Can Change Soil Properties and Affect Plant Performance. *Environmental Science & Technology*, 53(10), 6044–6052. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>

Fahrmeir, L., Heumann, C., Künstler, R., Pigeot, I., & Tutz, G. (2016). *Statistik*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-50372-0>

Fakour, H., Lo, S.-L., Yoashi, N. T., Massao, A. M., Lema, N. N., Mkhontfo, F. B., Jomalema, P. C., Jumanne, N. S., Mbuya, B. H., Mtweve, J. T., & Imani, M. (2021). Quantification and Analysis of Microplastics in Farmland Soils: Characterization, Sources, and Pathways. *Agriculture*, 11(4), 330. <https://doi.org/10.3390/agriculture11040330>

Fendall, L. S., & Sewell, M. A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*,

- 58(8), 1225–1228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Feng, S., Lu, H., & Liu, Y. (2021). The occurrence of microplastics in farmland and grassland soils in the Qinghai-Tibet plateau: Different land use and mulching time in facility agriculture. *Environmental Pollution*, 279, 116939. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116939>
- Feng, S., Lu, H., Tian, P., Xue, Y., Lu, J., Tang, M., & Feng, W. (2020). Analysis of microplastics in a remote region of the Tibetan Plateau: Implications for natural environmental response to human activities. *Science of The Total Environment*, 739, 140087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140087>
- Filella, M. (2015). Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: Methodological and conceptual aspects. *Environmental Chemistry*, 12(5), 527. <https://doi.org/10.1071/EN15012>
- Fuhr, L., Buschmann, R., Freund, J., Heinrich-Böll-Stiftung, & Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (Hrsg.). (2019). *Plastikatlas: Daten und Fakten über eine Welt voller Kunststoff* (2. Aufl.). Heinrich-Böll-Stiftung.
- Hartmann, N. B., Hüffer, T., Thompson, R. C., Hassellöv, M., Verschoor, A., Dagaard, A. E., Rist, S., Karlsson, T., Brennholt, N., Cole, M., Herrling, M. P., Hess, M. C., Ivleva, N. P., Lusher, A. L., & Wagner, M. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3), 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- He, D., Zhang, X., & Hu, J. (2021). Methods for separating microplastics from complex solid matrices: Comparative analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 409, 124640. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124640>
- Huang, B., Sun, L., Liu, M., Huang, H., He, H., Han, F., Wang, X., Xu, Z., Li, B., & Pan, X. (2021). Abundance and distribution characteristics of microplastic in plateau cultivated land of Yunnan Province, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(2), 1675–1688. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10527-3>
- Kim, S.-K., Kim, J.-S., Lee, H., & Lee, H.-J. (2021). Abundance and characteristics of microplastics in soils with different agricultural practices: Importance of sources with internal origin and environmental fate. *Journal of*

- Hazardous Materials, 403, 123997. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123997>
- Kim, Y.-N., Yoon, J.-H., & Kim, K.-H. (2021). Microplastic contamination in soil environment – a review. *Soil Science Annual*, 71(4), 300–308. <https://doi.org/10.37501/soilsa/131646>
- Koelmans, A. A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Mohamed Nor, N. H., & Kooi, M. (2020). Solving the Nonalignment of Methods and Approaches Used in Microplastic Research to Consistently Characterize Risk. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 12307–12315. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02982>
- Kooi, M., & Koelmans, A. A. (2019). Simplifying Microplastic via Continuous Probability Distributions for Size, Shape, and Density. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(9), 551–557. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00379>
- Kooi, M., Primpke, S., Mintenig, S. M., Lorenz, C., Gerdtz, G., & Koelmans, A. A. (2021). Characterizing the multidimensionality of microplastics across environmental compartments. *Water Research*, 202, 117429. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117429>
- Li, Q., Wu, J., Zhao, X., Gu, X., & Ji, R. (2019). Separation and identification of microplastics from soil and sewage sludge. *Environmental Pollution*, 254, 113076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113076>
- Meixner, I., KatharinaundKubiczek, MonaundFritz. (2020). Microplastic in soil—current status in Europe with special focus on method tests with Austrian samples. *AIMS Environmental Science*, 7(2), 174–191. <https://doi.org/10.3934/environsci.2020011>
- Möller, J. N., Heisel, I., Satzger, A., Vizsolyi, E. C., Oster, S. D. J., Agarwal, S., Laforsch, C., & Löder, M. G. J. (2021). Tackling the Challenge of Extracting Microplastics from Soils: A Protocol to Purify Soil Samples for Spectroscopic Analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1002/etc.5024>
- Möller, J. N., Löder, M. G. J., & Laforsch, C. (2020). Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods. *Environmental Science & Technology*, 54(4), 2078–2090. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618>

- Mueller, M.-T., Fueser, H., Trac, L. N., Mayer, P., Traunspurger, W., & Höss, S. (2020). Surface-Related Toxicity of Polystyrene Beads to Nematodes and the Role of Food Availability. *Environmental Science & Technology*, 54(3), 1790–1798. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06583>
- NOAA. (o. J.). What are microplastics? Abgerufen 24. Juni 2021, von <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>
- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>
- Pinto da Costa, J., Paço, A., Santos, P. S. M., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Microplastics in soils: Assessment, analytics and risks. *Environmental Chemistry*, 16(1), 18. <https://doi.org/10.1071/EN18150>
- Publikationen: PlasticsEurope. (o. J.). Abgerufen 27. September 2021, von <https://www.plasticseurope.org/de/resources/publications/4312-plastics-facts-2020>
- R Core Team. (2021). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rafique, A., Irfan, M., Mumtaz, M., & Qadir, A. (2020). Spatial distribution of microplastics in soil with context to human activities: A case study from the urban center. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(11), 671. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08641-3>
- Ren, S.-Y., Kong, S.-F., & Ni, H.-G. (2021). Contribution of mulch film to microplastics in agricultural soil and surface water in China. *Environmental Pollution*, 291, 118227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118227>
- Rillig, M. C., Lehmann, A., Ryo, M., & Bergmann, J. (2019). Shaping Up: Toward Considering the Shape and Form of Pollutants. *Environmental Science & Technology*, 53(14), 7925–7926. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03520>
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675.

<https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>

- Singh, B., & Sharma, N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93(3), 561–584. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.11.008>
- Steinmetz, Z., Löffler, P., Eichhöfer, S., David, J., Muñoz, K., & Schaumann, G. E. (2021). Are agricultural plastic covers a source of plastic debris in soil? A first screening study [Preprint]. *Soil protection and remediation (including soil monitoring)*. <https://doi.org/10.5194/soil-2021-70>
- 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? *Science of The Total Environment*, 550, 690–705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>
- Tanaka, K., & Takada, H. (2016). Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*, 6(1), 34351. <https://doi.org/10.1038/srep34351>
- Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J., & vom Saal, F. S. (2009). Our plastic age. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1973–1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- Waldmann, K.-H., & Helm, W. E. (2016). *Simulation stochastischer Systeme*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-49758-6>
- 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. *Science Advances*, 4(4), eaap8060. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Golemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wik, A., & Dave, G. (2009). Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution*, 157(1), 1–11.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.028>

- Yu, L., Zhang, J., Liu, Y., Chen, L., Tao, S., & Liu, W. (2021). Distribution characteristics of microplastics in agricultural soils from the largest vegetable production base in China. *Science of The Total Environment*, 756, 143860. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143860>
- Zhang, G. S., & Liu, Y. F. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of The Total Environment*, 642, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>
- Zhang, S., Wang, J., Liu, X., Qu, F., Wang, X., Wang, X., Li, Y., & Sun, Y. (2019). Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 62–72. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.002>
- Zhou, B., Wang, J., Zhang, H., Shi, H., Fei, Y., Huang, S., Tong, Y., Wen, D., Luo, Y., & Barceló, D. (2020). Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 121814. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121814>

7 Anhang

Tabelle 4: Auflistung der Formkategorien nach Größenverhältnissen der Mikroplastikpartikel zur Berechnung des Formfaktors nach Corey (Kooi & Koelmans, 2019). Breite und Höhe sind in Abhängigkeit zur Länge dargestellt. Die in Klammern dargestellten Werte wurden aus der von Kooi und Koelmans (2019) verwendeten Literatur extrahiert. Die Quellen hierfür sind in den zusätzlichen Materialien zu finden.

Form	Länge	Breite (untere Grenze)	Breite (obere Grenze)	Höhe (untere Grenze)	Höhe (obere Grenze)
Irreguläre Partikel	1	0,1 (0,11)	1 (0,93)	0,01	1
Schaumstoffe	1	0,1	1	0,01	1
Fasern	1	0,001 (0,0014)	0,5 (0,5)	0,001 (0,0014)	0,5 (0,5)
Folien	1	0,1	1	0,001	0,1
Pellets	1	0,60 (0,59)	1 (0,997)	0,36	1

8 Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen, die das Verfassen dieser Arbeit möglich gemacht haben, bedanken.

Zuerst gebührt mein Dank meinem Betreuer Herr Uwe Schnepf für seine Unterstützung bei der Programmierung mit R und für das immer schnelle Beantworten meiner Fragen im Rahmen meiner Bachelorarbeit.

Ebenfalls bedanke ich mich bei Herrn Professor Franz Brümmer für die Anregungen zum Umgang mit der Literatur und für die Möglichkeit die dreidimensionale Vermessung der Mikroplastikpartikel am Mikroskop machen zu können.

Mein Dank gilt auch Frau Julia Möller, die mir im Rahmen ihrer Forschung weitere Daten der durchgeführten Partikelvermessung zur Verfügung gestellt hat.

Außerdem möchte ich mich bei Frau Merel Kooi bedanken, die mir im Rahmen der Programmierung der Abbildungen weitergeholfen hat.

Bedanken möchte ich mich auch bei der gesamten Arbeitsgruppe Biodiversität & Wissenschaftliches Tauchen für den regen Austausch untereinander ohne den ich im Homeoffice sicher weniger gut vorangekommen wäre.