

Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

Fakultät Life Sciences

**„Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt durch Desintegration von
biologisch abbaubaren Kunststoffen“**

Bachelorarbeit

Umwelttechnik

Armin Sprenger



Hamburg

am 03 Juli 2020

1.Gutachterin: Prof. Dr. habil Gesine Witt

2.Gutachterin: M. Sc. Silja Denise Kröger

Eigenständigkeitserklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit selbstständig unter Anleitung verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Ort, Datum

Armin Sprenger

Zusammenfassung

Kunststoffe spielen eine wichtige Rolle in unserem Alltag. Sie werden unter anderem zum Verpacken von Lebensmitteln und Gebrauchsgegenständen benutzt. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften können sich giftige Substanzen in den verschiedenen Plastiktypen anreichern. Werden Kunststoffe nicht sachgemäß entsorgt, werden sie zu einem Problem, da konventionelle Kunststoffe in der Natur meist nur sehr langsam abgebaut werden. Kleinere Plastikpartikel können, als sogenanntes Mikroplastik, vor allem in der maritimen Umwelt, von Tieren irrtümlich als Nahrung angesehen werden und sich in ihnen anreichern. Die Anreicherung setzt sich über die Nahrungskette fort und letzten Endes können auch Menschen Mikroplastik über die Nahrung aufnehmen. Um diesen Problemen entgegenzuwirken wurden biologisch abbaubare Kunststoffe entwickelt. Zu den am weitesten verbreiteten Biokunststoffen zählen Poly lactic acid (PLA) zu deutsch Milchsäure und Stärke. Um die schlechteren mechanischen Eigenschaften, im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen, auszugleichen wird versucht, Biokunststoffe mit anderen (Bio)Kunststoffen zu mischen.

Der Desintegrationsprozess beziehungsweise der Abbau der biologisch abbaubaren Biokunststoffe wird dabei durch DIN Normen genau definiert. Zur Überprüfung der Abbaubarkeit von Kunststoffen gibt es mehrere Verfahren, die genutzt werden. In dieser Arbeit wird auf die in den DIN Normen 14852, 14853, 14855-1, 14855-2 und 17556 genannten Verfahren eingegangen. Die am häufigsten verwendete Methode ist die Messung der CO₂-Freisetzung bei der Desintegration. In der Praxis wird auch der Masseverlust sowie die optische Dokumentation genutzt, um den Abbau zu überwachen.

Sind die Bedingungen unter denen die Tests nach DIN stattfanden nicht gegeben, kann der Abbau von Biokunststoffen länger dauern oder anders verlaufen als vorgesehen. So wurde festgestellt, dass bei dem Abbau von amorphem PLA in Deponien, aufgrund eines Mangels an Sauerstoff durch die anaeroben Bedingungen, auch Methan statt nur CO₂ entsteht. Es gibt Hinweise darauf, dass sich unter nicht optimalen Abbaubedingungen Biokunststoffe wie konventionelle Kunststoffe verhalten und zu Mikroplastik zerfallen.

Abstract

Plastics play an important role in our everyday life. They are used for various applications, especially for packaging food and consumer goods. Toxic substances can accumulate in plastic due to their chemical properties. Plastics can become an environmental problem if they were not disposed correctly, as conventional plastics usually decompose very slowly in nature. Smaller plastic particles, known as microplastics, especially in the maritime environment can be mistakenly regarded by animals as food and accumulate in them. The accumulation continues through the food chain. Therefore humans can also absorb microplastics through food.

In order to overcome these problems, biodegradable plastics have been developed. The most common bioplastics are poly lactic acid (PLA) and starch. Compared to conventional plastics some bioplastics materials have poorer mechanical properties, hence, they were mixed with other (bio)plastics.

The disintegration process and the biodegradation of the biodegradable bioplastics are defined by DIN standards. There are several methods used to test the biodegradability of plastics. In this paper, the procedures mentioned in the DIN standards 14852, 14853, 14855-1, 14855-2 and 17556 are discussed. The most common used method for biodegradation of plastics is the measurement of CO₂ release during disintegration. However, the loss of mass and optical documentation were also used to monitor the disintegration.

The degradation of bioplastics can take longer or proceed differently than intended if the conditions under which the DIN tests were carried out are not given. It was found that the degradation of amorphous PLA in landfills also produces methane instead of CO₂ due to a lack of oxygen caused by the anaerobic conditions. There are indications that under non-optimal degradation conditions bioplastics behave in the same way as conventional plastics and decompose into microplastics.

Inhaltsverzeichnis

I. Tabellenverzeichnis	IX
II. Abbildungsverzeichnis	IX
III. Abkürzungsverzeichnis	X
IV. Vorwort und Danksagung.....	XII
1. Einleitung.....	1
1.1. Übersicht der Problematik mit Kunststoffen.....	1
1.2. Kunststoffe in Meeren und Flüssen.....	4
1.3. Kunststoffe im Boden und in der Landwirtschaft.....	6
2. Begriffsdefinition Kunststoffe und Biokunststoffe	8
2.1. Kunststoffe	9
2.2. Biokunststoffe	10
2.2.1. Abbaubare Biokunststoffe auf Erdölbasis	10
2.2.2. Abbaubare Biokunststoffe aus erneuerbaren Quellen (Pflanzen).....	12
2.2.2.1. Aufbau, Struktur und Eigenschaften von PLA.....	12
2.2.2.2. Aufbau, Struktur und Eigenschaften von PHA/PHB.....	13
2.2.2.3. Aufbau, Struktur und Eigenschaften von Stärke.....	14
2.2.3. Konventionelle Kunststoffe aus erneuerbaren Quellen	15
2.3. Mischungen und Zusätze.....	15
2.3.1. Mischungen von verschiedenen Biokunststoffen und Zusätze	15
2.3.2. Kunststoffe mit Zusätzen, welche die Abbaubarkeit fördern sollen	16
3. Kompostierbarkeit/Abbaubarkeit von (Bio)Kunststoffen.....	17
3.1. Definition.....	17
3.2. Desintegration von Kunststoffen.....	18
3.3. Verfahren zur Messung des Abbaus.....	20
3.4. Probleme in der Praxis und Differenzierung bei der Begriffsdefinition.....	25
3.5. Schadstofffreisetzung beim Desintegrationsprozess	26
4. Fazit	28
5. Literaturverzeichnis.....	30

I. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Überblick über Untersuchungsmethoden von Plastik im Bezug auf Eigenschaft und Material.....	24
---	----

II. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kunststoffverbrauch nach Anwendungsbereichen in Deutschland 2017 (Umweltbundesamt, 2019)	1
Abbildung 2: Weltweite und europäische Produktionsmenge von Kunststoff in den Jahren von 1950 bis 2018 (in Millionen Tonnen) (Statista, 2019)	2
Abbildung 3: Mikroplastik im Meer (ESKP, 2020).....	3
Abbildung 4:Überblick über die Eintragswege von Plastik in die Gewässer (Horton et al., 2017).....	6
Abbildung 5: Kategorisierung von Plastiktypen (Chen and Yan, 2020)	8
Abbildung 6: Molekülstruktur von PET, PE, PP und PS (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019).....	9
Abbildung 7: Molekülstruktur von PVC (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019).....	9
Abbildung 8: Molekülstruktur von PUR (Domininghaus, 2012)	9
Abbildung 9: Globale Produktion Kapazitäten der Biokunststoffe in % (European Bioplastics, 2019).....	10
Abbildung 10: Molekülstruktur von PCL (Zhong et al., 2020).....	11
Abbildung 11: Molekülstruktur von PGA (Zhong et al., 2020).....	11
Abbildung 12: Molekülstruktur von PBAT (Jian et al., 2020).....	11
Abbildung 13: Molekülstruktur von PBS (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019)	11
Abbildung 14: Molekülstruktur von PLA (Zhong et al., 2020).....	12
Abbildung 15: Molekülstruktur von PHB (Zhong et al., 2020).....	14
Abbildung 16: Molekülstruktur von Stärke (Zhong et al., 2020)	15
Abbildung 17: Darstellung der Umwelteinflüsse auf den Zerfall Prozess von Plastik (Juergen Bertling et al., 2018)	20
Abbildung 18: Aufnahmen von PLA und dessen Mischungen über den Abbauperiodenraum (Arrieta et al., 2014)	23

III. Abkürzungsverzeichnis

ATBC:	Acetyltributylcitrat
ATR:	Attenuated total reflection
Ba(OH) ₂ :	Bariumhydroxid
CO ₂ :	Kohlenstoffdioxid
DSC:	Differential scanning calorimetry
FTIR:	Fourier Transform infrarot
FTNIR:	Fourier Transform near-infrared
GC/MS:	Gaschromatographie/Massenspektrometrie
GPC:	Gel permeation chromatography
GWP:	Global Warming Potential
KOH:	Kaliumhydroxid
LCA:	Life cycle assessment
NaOH:	Natronlauge
PA:	Polyamide
PAK:	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PBAT:	Polybutylenadipat-terephthalat
PBS:	Polybutylensuccinat
PCB:	Polychlorierte Biphenyle
PCL:	Polycaprolaton
PLA:	Poly lactic acid
PGA:	Polyglycolsäure
PHA:	Polyhydroxyalkanoate
PHB:	Polyhydroxybuttersäure
PHF:	Polyhydroxyfettsäuren
PE:	Polyethylen
PET:	Polyethylenterephthalat
PE(HD, LD):	Polyethylen (high density , low density)
PP:	Polypropylen
PVC:	Polyvinylchlorid
PS:	Polystyren
PUR:	Polyurethan

SEM: Scanning electron microscopy
TGA: Thermogravimetrische Analyse

IV. Vorwort und Danksagung

Bei der vorliegenden Bachelorarbeit handelt es sich um eine Literaturarbeit, da diese im Frühjahr 2020 geschrieben wurde. Zu diesem Zeitpunkt wurden, aufgrund der Maßnahmen zur Eindämmung des Corona-Virus, soziale Kontakte beschränkt. Daher war es nicht möglich, während dieses Zeitraumes praktische Untersuchungen in einem Labor durchzuführen.

Das Thema der Arbeit wurde mir von Prof. Dr. habil Gesine Witt und M. Sc. Silja Denise Kröger vorgeschlagen, welchen ich an dieser Stelle meinen Dank für ihre Betreuung aussprechen möchte.

1. Einleitung

1.1. Übersicht der Problematik mit Kunststoffen

Kunststoffe spielen eine wichtige Rolle in unserem Alltag. Sie werden zum Verpacken von Lebensmitteln und Gebrauchsgegenständen, aber auch zur Herstellung von Kleidung und sogar in manchen Kosmetika benutzt. Eine genauere Verteilung wie viele Tonnen Kunststoff in Deutschland im 2017 verbraucht wurden, ist in Abbildung 1 zu sehen. Zu erkennen ist dabei, dass im Jahr 2017 11,82 Millionen Tonnen Kunststoffe in Deutschland verbraucht wurden. Dabei machen Verpackungen mit 26,6 % den größten Anteil aus, gefolgt von der Nutzung im Bausektor mit 22,4 % (Umweltbundesamt, 2019). Weitere Anwendungsbereiche sind die Fahrzeugindustrie mit 9,3 %, der Elektronik Bereich mit 8,0 % sowie die Medizin, die Landwirtschaft, Möbel und Haushaltswaren mit zusammen 17,5 %. 16,3 % des Kunststoffverbrauches entfallen auf sonstige Anwendungsgebiete.

Kunststoffverbrauch nach Anwendungsbereichen in Deutschland 2017

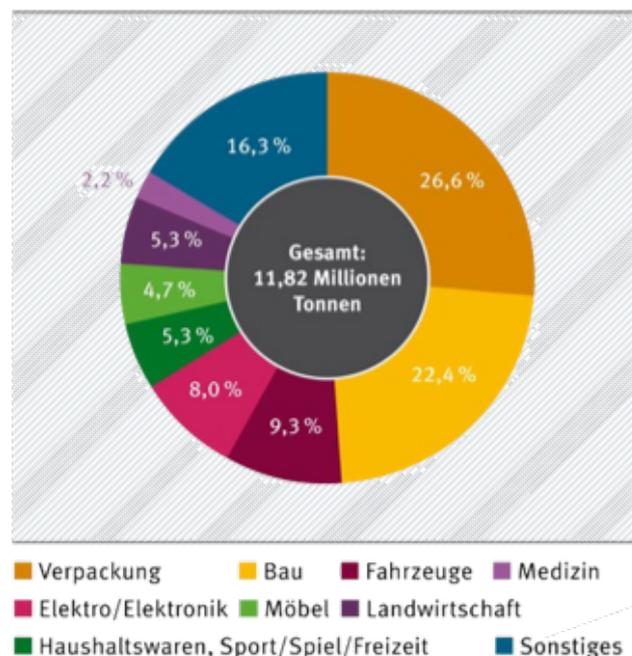


Abbildung 1: Kunststoffverbrauch nach Anwendungsbereichen in Deutschland 2017 (Umweltbundesamt, 2019)

Wie in Abbildung 2 zu sehen ist, betrug die weltweite Produktion von Kunststoffen im Jahr 2018 359 Millionen Tonnen und ist seit 2008 jährlich angestiegen (Statista, 2019). Kunststoffe können je nach ihrer Art und potenzieller Modifikation durch Zusatzstoffe

eine Vielzahl an Eigenschaften aufweisen. Dies macht sie zu einem universellen Werkstoff in allen Branchen (Umweltbundesamt, 2019). Allerdings können sich aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften, beziehungsweise ihres chemischen Aufbaus auch hydrophile giftige Substanzen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in den verschiedenen Plastiktypen anreichern (GESAMP, 2015).

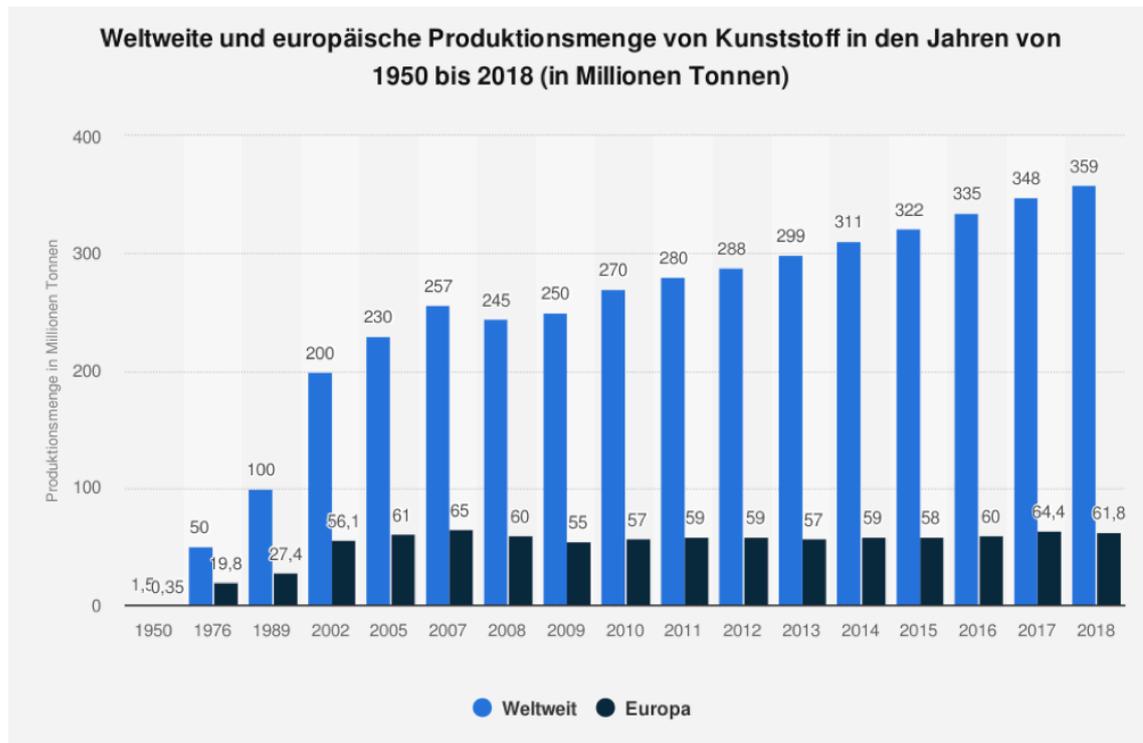


Abbildung 2: Weltweite und europäische Produktionsmenge von Kunststoff in den Jahren von 1950 bis 2018 (in Millionen Tonnen) (Statista, 2019)

Werden Kunststoffe nicht sachgemäß entsorgt, werden sie zu einem Problem, da konventionelle Kunststoffe in der Natur meist nur sehr langsam abgebaut werden. Bis zum vollständigen Abbau können hunderte von Jahren vergehen (Leslie et al., 2017). Über diesen Zeitraum zerfallen sie aufgrund von Umwelteinwirkungen wie UV-Strahlung, Wärme und Witterung in kleinere Teile. Sind diese Teile kleiner als 5 mm und noch größer als 1 µm werden sie als sogenanntes Mikroplastik bezeichnet (Umweltbundesamt, 2019). Dabei wird unterschieden zwischen primärem und sekundärem Mikroplastik (vgl. Abbildung 3). Primäres Mikroplastik wurde bewusst in der entsprechenden Größe produziert und findet, trotz einer hohen Präsenz in den Medien, Einsatz in beispielsweise Duschgel, Wasch- und Reinigungsmitteln oder Zahnpasta als Füll- oder Scheuermittel. Sekundäres Mikroplastik entsteht durch den

Zerfall von größeren Plastikstücken oder durch Abrieb von beispielsweise Autoreifen (GESAMP, 2015; Juergen Bertling et al., 2018).

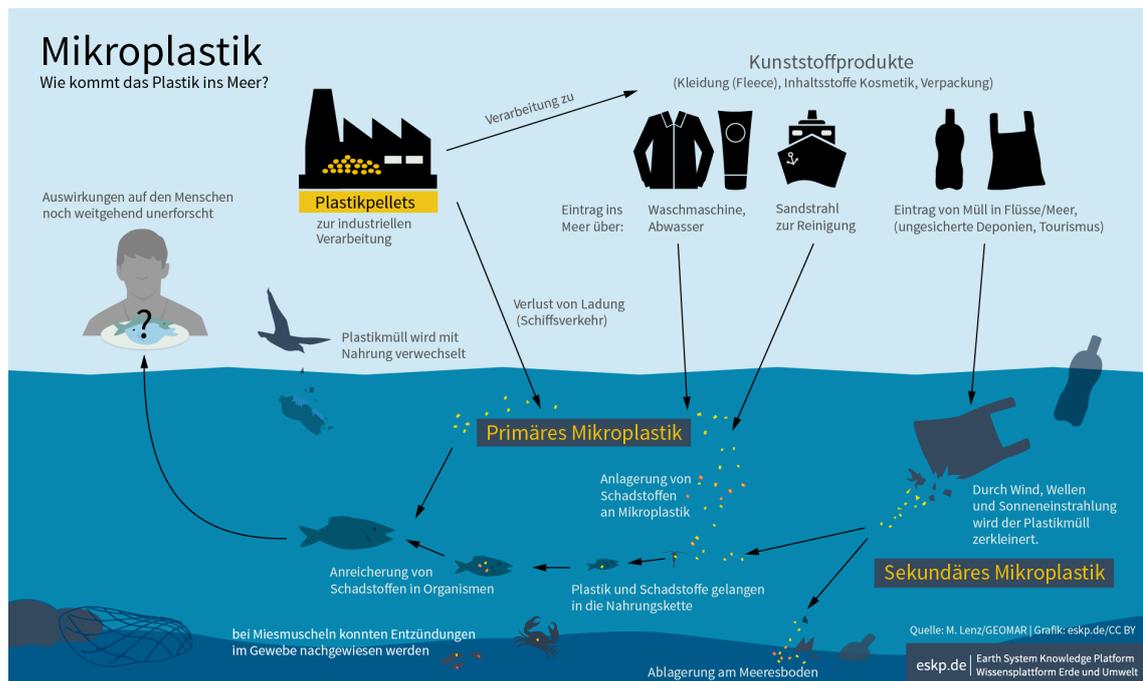


Abbildung 3: Mikroplastik im Meer (ESKP, 2020)

Sind diese kleinen Plastikpartikel einmal in der Umwelt können sie, vor allem in der maritimen Umwelt, irrtümlich als Nahrung angesehen werden. Es wurden bereits mehrere Untersuchungen durchgeführt, welche belegen, dass sich Mikroplastik in Organismen anreichert (Barboza et al., 2018; GESAMP, 2016; Karlsson et al., 2017; Thushari et al., 2017). Besonders betroffen sind Arten, welche ihre Nahrung aus dem Wasser filtrieren wie zum Beispiel Muscheln. Die Anreicherung kann dazu führen, dass die Konzentration von Mikroplastik bis zu 1000-mal höher in einer Muschel ist, als in dem umliegenden Wasser oder Sediment (Karlsson et al., 2017).

Die Anreicherung setzt sich über die Nahrungskette fort und somit können letzten Endes auch Menschen Mikroplastik über die Nahrung aufnehmen. Zudem wurde in einer Studie, welche Leitungswasser rund um die Welt untersuchte, in 83 % der Proben Mikroplastik gefunden. Des Weiteren ergab eine Untersuchung von deutschen Biermarken im Jahr 2014, dass dort ebenfalls in allen untersuchten Produkten Mikroplastik vorhanden war (Li et al., 2018; The Lancet Planetary Health, 2017). Laut dem Umweltbundesamt wurde in Deutschland jedoch bisher kein Mikroplastik im Trinkwasser nachgewiesen, was dadurch zu begründen sei, dass die Wasser-

Ressourcen aus welchen das Trinkwasser bezogen wird, sehr gut vor möglichen Einträgen geschützt sind (Umweltbundesamt, 2019).

Es wird angenommen, dass Partikel welche kleiner als 150 μm sind von Organismen aufgenommen werden können. Sind die Partikel kleiner als 20 μm können sie in Organe eindringen und bei einer Größe von kleiner als 10 μm sollen sie in der Lage sein die Bluthirnschranke im menschlichen Körper sowie Zellmembranen überwinden zu können. Die möglichen Auswirkungen auf den Menschen sind noch nicht ausreichend erforscht, jedoch konnten in in vitro Studien cytotoxische Auswirkungen in Form von oxidativem Stress festgestellt werden (Barboza et al., 2018).

1.2. Kunststoffe in Meeren und Flüssen

Die Menge an Kunststoffen in den Weltmeeren steigt von Jahr zu Jahr weiter an (GESAMP, 2015). Es wurde ermittelt, dass der Eintrag zu 80 % durch landbasierte Quellen erfolgt und zu 15-18 % durch die Fischerei (Consoli et al., 2020). Während das Umweltbundesamt den Anteil durch die Fischerei bei 10 % sieht (Umweltbundesamt, 2019). Ein direkter Eintragungsweg von Kunststoffen ins Meer sind Flüsse. Einerseits gelangen große Plastikteile direkt in Flüsse. Dies ist besonders in Ländern mit einem unzureichendem Abfall- und Recyclingsystem der Fall. Die Abbildung 4 gibt einen Überblick über die verschiedenen Eintragswege, welche dazu führen, dass Plastik in die Gewässer gelangt.

Trotz eines guten Abfall- und Recyclingsystems in Deutschland, gelangt Plastik in die Flüsse durch die Verwendung der in Abschnitt 1.1 aufgelisteten Produkte wie Zahnpasten, Duschgelen etc.. Der Grund dafür ist, dass Kläranlagen nicht darauf ausgelegt sind, Mikroplastik abzubauen oder dieses spezifisch aus dem Abwasser zu filtern. Zwar wurde festgestellt, dass ein Teil des Mikroplastiks im Klärschlamm zurückgehalten wird, jedoch schwankt dieser Anteil stark. Zudem führt dies zu neuen Problemen, da Klärschlamm teilweise auf Felder zur Düngung ausgebracht wird. Die einzige Möglichkeit das Plastik im Klärschlamm aus der Umwelt zu entfernen, ist die thermische Abfallnutzung in Form von Verbrennung, wobei jedoch Luftschadstoffe freigesetzt werden können (Horton et al., 2017; Juergen Bertling et al., 2018)

Genauere Aussagen darüber wie groß die Menge an Mikroplastik in den deutschen Binnengewässern und Flüssen und deren Sediment ist sind schwer zu treffen, da diese Umgebungen im Vergleich zu dem Vorkommen von Plastik im Meer weniger stark erforscht sind. Die vorliegenden Ergebnisse variieren stark, aufgrund von nicht einheitlichen Untersuchungsmethoden (GESAMP, 2016; Leslie et al., 2017; Umweltbundesamt, 2019).

Aufgrund der Diversität von Kunststoffen ist eine Verallgemeinerung des Verhaltens von Kunststoffen im Meer nicht möglich, weshalb jeder einzelne Kunststoff individuell betrachtet werden muss. Kunststoffe mit einer höheren Dichte, wie beispielsweise Polyethylenterephthalat (PET), sinken auf den Grund, während leichtere sich in der Wassersäule je nach ihrer Dichte verteilen und durch Mikroorganismen besiedelt werden können (Horton et al., 2017; Viršek et al., 2017). Werden die meist kleineren Plastikstücke von Mikroorganismen besiedelt, schützen sie das Plastik durch den dabei entstehenden Bewuchs, den sogenannten Biofilm, vor Zersetzung durch UV-Strahlen. Einige wenige Mikroorganismen des Biofilms können in der Lage sein, das Plastik abzubauen und als Kohlenstoffquelle zu nutzen (Viršek et al., 2017). Teilweise kann es sich bei Organismen im Bewuchs um invasive Arten handeln wie beispielsweise Fisch-Pathogene, welche das Plastik als Vektor nutzen, um sich in andere Lebensräume transportieren zu lassen (Ganesh Kumar et al., 2020). Es ist allerdings auch möglich, dass sich durch den Bewuchs an den Partikeln die Dichte bzw. das Gewicht erhöht und das Plastik folglich langsam sedimentiert. Da im Sediment ab einer gewissen Tiefe meist geringe Temperaturen vorliegen, wenig bis keine UV-Strahlung vordringt und für die meisten Mikroorganismen, welche vielleicht das Plastik in höheren Wasserschichten besiedelt haben, keine optimalen Lebensbedingungen vorliegen, wird der Abbau von Plastik weiter verlangsamt oder kommt ganz zum Erliegen. Daher wird das Sediment als Senke für Plastik beziehungsweise Plastikpartikel angesehen und sollte überwacht werden, um in Zukunft einen besseren Überblick über die Entwicklung der Situation zu bekommen (GESAMP, 2016; Leslie et al., 2017).

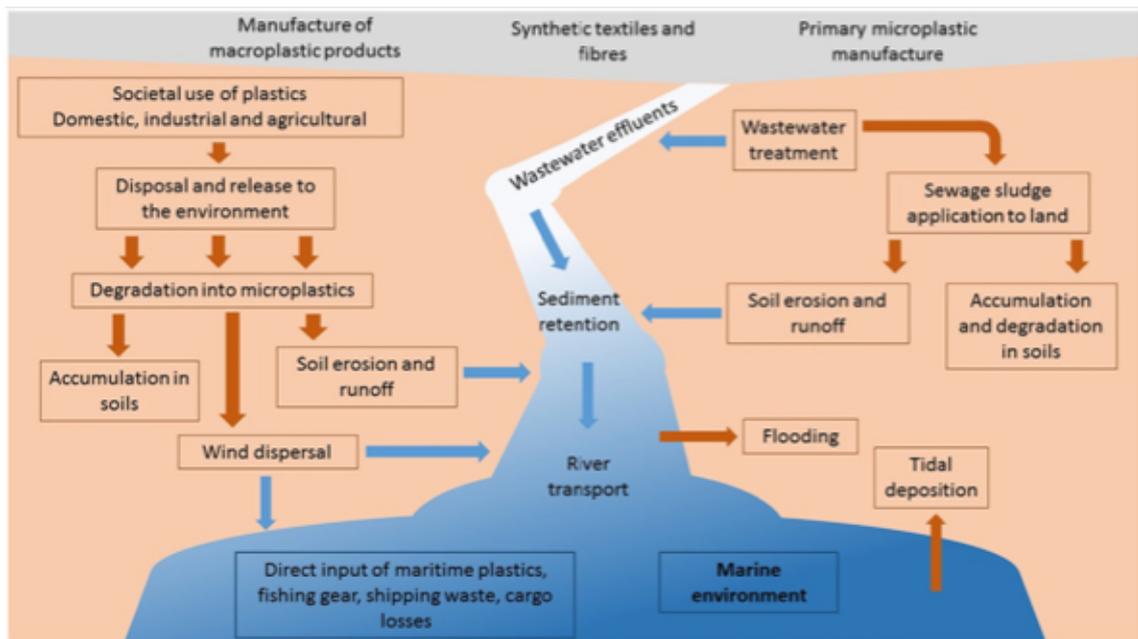


Abbildung 4: Überblick über die Eintragswege von Plastik in die Gewässer (Horton et al., 2017)

1.3. Kunststoffe im Boden und in der Landwirtschaft

Der Eintrag von Kunststoff in den Boden kann durch die unsachgemäße Entsorgung von Plastik geschehen, wie zum Beispiel durch Wegwerfen von Plastiktüten, Verpackungen oder auch von Zigarettenfiltern. Wie in Abschnitt 1.2 bereits erwähnt, kann durch das Aufbringen von Klärschlamm auf Felder ebenfalls Plastik, vor allem Mikroplastik Partikel, in den Boden gelangen (Umweltbundesamt, 2019). Zudem ist es in manchen Gegenden in der Landwirtschaft üblich, die Felder bzw. die Pflanzen mit einer Kunststofffolie abzudecken, da dies positive Effekte für die Landwirte und Pflanzen mit sich bringt. Zu den Vorteilen der Nutzung solcher Folien gehören höhere Erträge, weniger Wasserverbrauch durch geringere Verdunstung und frühere Ernte. Da die Folien einen Schutz vor Evaporation bieten, kann damit Ackerfläche erhalten bleiben, welche in manchen Gebieten ansonsten verloren gehen würde (Jiang et al., 2017).

Aufgrund von Verwitterung und Abnutzung ist es möglich, dass sich kleinere Stücke von landwirtschaftlich genutzten Folien abtrennen. Werden diese nicht sorgfältig entsorgt, ist es möglich, dass sie beim nächsten Umpflügen des Ackers mit in die Erde eingebracht werden. Dies kann diverse negative Auswirkungen haben. In einer Feldstudie wurde nachgewiesen, dass die Plastikteile den Weg des Wassers in der

Erde, durch ihre Wasserundurchlässigkeit, beeinflussen. Dadurch wird auch die Entwicklung der Pflanzenwurzeln beeinflusst (Jiang et al., 2017).

Gelangt das Plastik in den Boden, hat es auch negative Auswirkungen auf die dort lebenden Organismen wie z.B. Regenwürmer, bei welchen verringertes Wachstum und höhere Sterblichkeit nachgewiesen werden konnte (Huerta Lwanga et al., 2017). Zudem transportieren Regenwürmer (*Lumbricidae*) und andere Bodenorganismen wie Springschwänze (*Collembola*) das Plastik tiefer in die Erde, wodurch dieses weiter verteilt wird, was dessen Überwachung oder Beseitigung erschwert (Huerta Lwanga et al., 2017; Maaß et al., 2017). Außerdem besteht die Möglichkeit, dass das Plastik entweder aus der Erde heraus in das nächste Gewässer oder tiefer bis ins Grundwasser transportiert werden könnte (Umweltbundesamt, 2019).

Es wurde zudem in Versuchen nachgewiesen, dass sich Mikroplastik in der Erde nachteilig auf das Pflanzenwachstum auswirkt (Qi et al., 2020). Eine mögliche Ursache dafür ist, dass Pflanzen in der Lage sind, kleinere Nanopartikel des Plastiks aufzunehmen (Umweltbundesamt, 2019). Falls die Partikel zuvor giftige Stoffe absorbiert haben, können sie diese teilweise an die Pflanzen abgeben, was eine Erklärung für die negativen Wachstumsauswirkungen sein könnte. Allgemein sind die Auswirkungen von Plastik im Boden noch nicht ausreichend erforscht, weshalb die Datenlage zu Eintragung, Auswirkung und Folgen von Plastik im Boden sehr gering ist.

2. Begriffsdefinition Kunststoffe und Biokunststoffe

In dem folgenden Kapitel wird auf die Begriffe Kunststoffe und Biokunststoffe eingegangen. Generell wird unter dem Begriff der herkömmlichen oder konventionellen Kunststoffe verstanden, dass diese auf Erdöl basieren und nicht biologisch wie z.B. durch Kompostierung abbaubar sind. Unter dem Begriff Biokunststoffe werden Kunststoffe mit mehreren Eigenschaften zusammengefasst. Zum einen können diese aus erneuerbaren Ressourcen hergestellt werden, aber müssen nicht zwangsläufig biologisch abbaubar sein. Oder sie können auf Erdöl basieren und sind biologisch abbaubar (Chen and Yan, 2020). Die Abbildung 5 stellt die Trennung von Kunststoffen nach Herkunft und Abbaubarkeit übersichtlich dar.

Aufgrund der Weitläufigkeit des Begriffes Bioplastik kann es bei einem uninformierten Verbraucher zu Verwirrung kommen. So könnte fälschlicherweise angenommen werden, dass jedes Produkt aus Bioplastik auch biologisch abbaubar ist, was eine falsche Entsorgung zur Folge haben könnte. Genauer wird auf die Problematik der verschiedenen Begriffe in Kapitel 3 eingegangen.

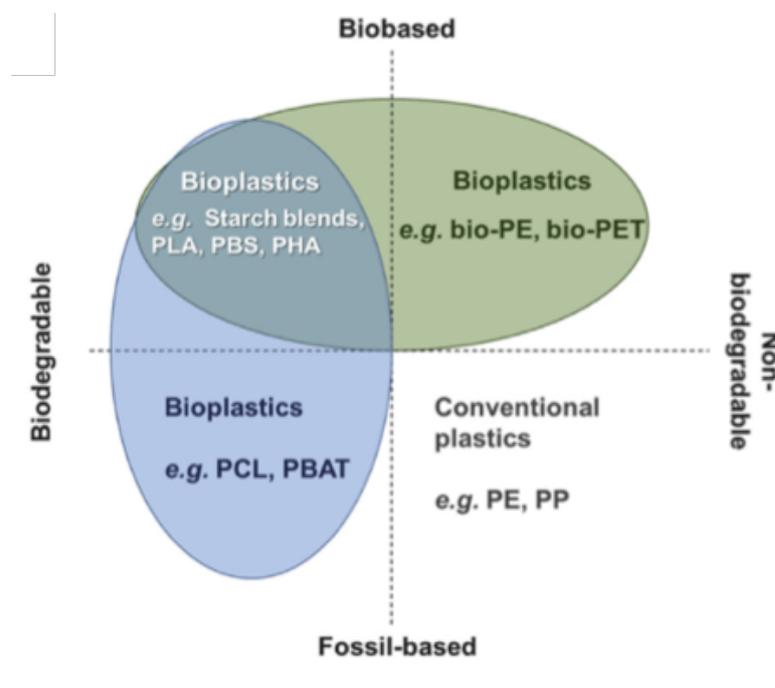


Abbildung 5: Kategorisierung von Plastiktypen (Chen and Yan, 2020)

2.1. Kunststoffe

Kunststoffe werden allgemein auch als Plastik bezeichnet. Dabei handelt es sich um eine Ableitung von dem englischen Begriff für Kunststoffe „plastic“. Die Kunststoffe bestehen dabei grundsätzlich aus sogenannten Polymeren, also einer Verkettung von einzelnen, immer gleichen Molekülen. Um die gewünschten Materialeigenschaften zu erhalten, können mehrere Polymertypen miteinander vermischt werden und/oder andere Zusätze und Chemikalien hinzugefügt werden (Umweltbundesamt, 2019).

Zu den am meisten produzierten Kunststoffen zählen Polyethylen terephthalate (PET), Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polystyren (PS) (vgl. Abbildung 6), Polyvinylchlorid (PVC) (vgl. Abbildung 7) und Polyurethan (PUR) (vgl. Abbildung 8), wobei PE auch in höherer Dichte, als HDPE (high density Polyethylen), und niedriger Dichte, als LDPE (low density Polyethylen) bekannt ist (GESAMP, 2015).

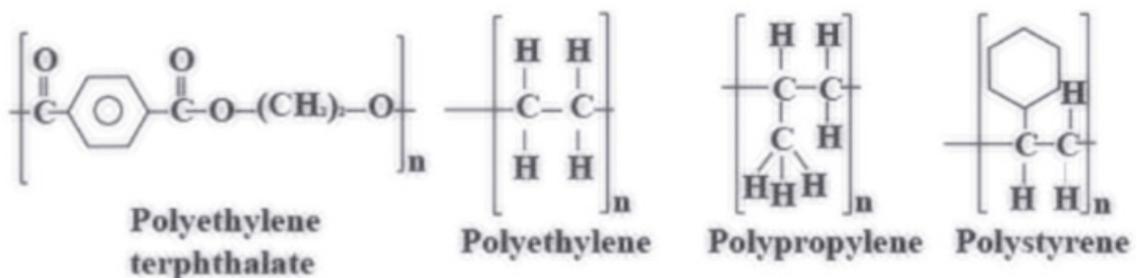


Abbildung 6: Molekülstruktur von PET, PE, PP und PS (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019)

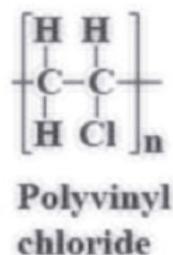


Abbildung 7: Molekülstruktur von PVC (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019)

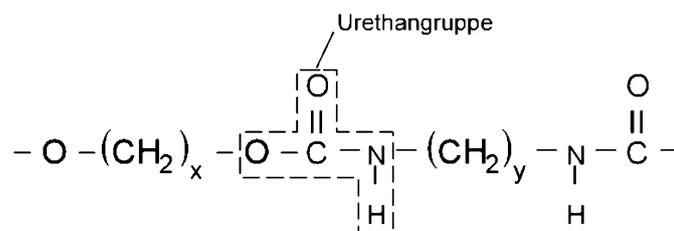


Abbildung 8 Molekülstruktur von PUR (Dom ninghaus, 2012)

2.2. Biokunststoffe

In der nachfolgenden Abbildung 9 sind die globalen Produktionsanteile der verschiedenen Biokunststoffe in Prozent dargestellt. Zu erkennen ist dabei, dass Mischungen mit Stärke, „Starch blends“ in Englisch, den größten Anteil mit 21,3 % darstellen und Polylactid (PLA) den zweitgrößten mit 13,9 %. An dritter und vierter Stelle stehen Polybutylenadipat-terephthalat (PBAT) mit 13,4 % und Bio Polyethylen (Bio-PE) mit 11,8 %. In den nachfolgenden Abschnitten wird genauer auf den Aufbau und die Eigenschaften einiger dieser Biokunststoffe eingegangen. Auch zu erkennen ist, dass der Anteil der biologisch abbaubaren Kunststoffe mit 55,5 % höher ist als der der nicht abbaubaren Kunststoffe.

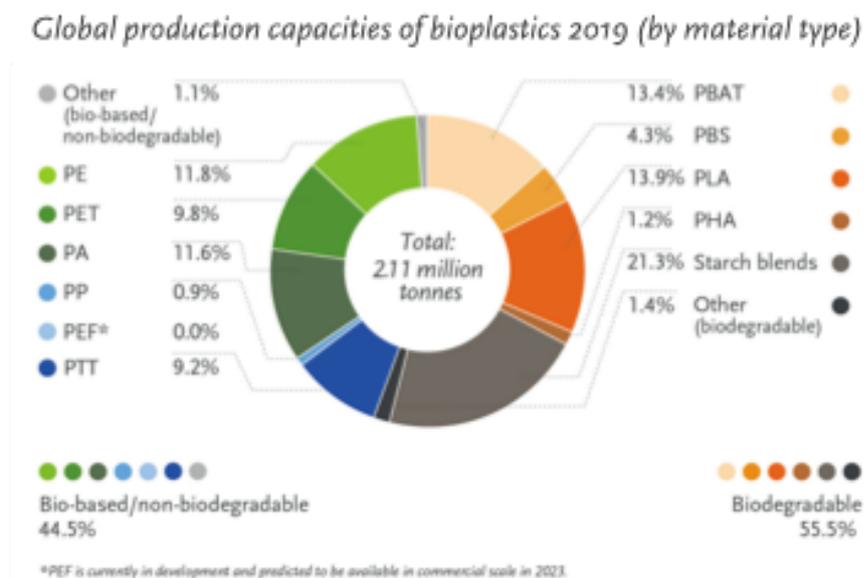


Abbildung 9: Globale Produktion Kapazitäten der Biokunststoffe in % (European Bioplastics, 2019)

2.2.1. Abbaubare Biokunststoffe auf Erdölbasis

Neben den herkömmlichen Kunststoffen wie PE oder PET ist es auch möglich, biologisch abbaubare Kunststoffe auf Erdölbasis herzustellen. Aufgrund ihrer Abbaubarkeit werden die Kunststoffe ebenfalls allgemein als Biokunststoffe bezeichnet. Zu diesen zählen die Verbindungen wie Polycaprolaton (PCL) (vgl. Abbildung 10), Polyglycolsäure (PGA) (vgl. Abbildung 11), Polybutylenadipat-terephthalat (PBAT) (vgl. Abbildung 12) und Polybutylensuccinat (PBS) (vgl. Abbildung 13), wobei PGA, PBAT und PBS auch aus erneuerbaren Quellen hergestellt werden

können. Einige dieser Vertreter haben Nachteile, welche sie in ihrer Anwendung einschränken. So verfügt PCL beispielsweise über schlechte mechanische Eigenschaften und die Herstellung von PGA ist kostenaufwendiger, als bei anderen Kunststoffen (Jem and Tan, 2020; Jian et al., 2020; Zhong et al., 2020).

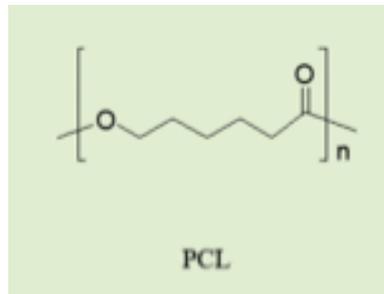


Abbildung 10: Molekülstruktur von PCL (Zhong et al., 2020)

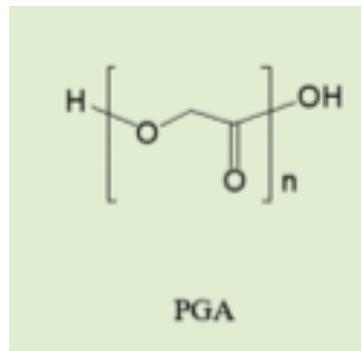


Abbildung 11: Molekülstruktur von PGA (Zhong et al., 2020)

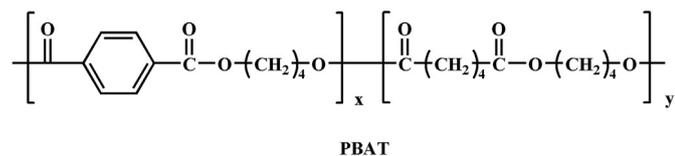


Abbildung 12: Molekülstruktur von PBAT (Jian et al., 2020)

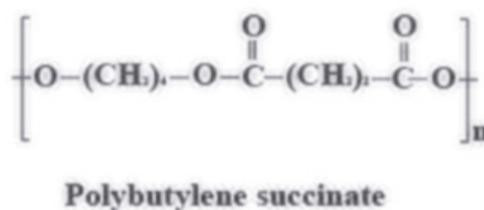


Abbildung 13: Molekülstruktur von PBS (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019)

2.2.2. Abbaubare Biokunststoffe aus erneuerbaren Quellen (Pflanzen)

Die Biokunststoffe, welche aus erneuerbaren Ressourcen hergestellt werden, haben Pflanzen als Ausgangsmaterial. Je nach Art des Biokunststoffs können bestimmte Pflanzen als Grundmaterial bevorzugt werden. Dies hat zur Folge, dass Ackerland für den Anbau der Pflanzen, welche als Kunststoff Basis genutzt werden, benötigt wird. Sollte der Bedarf an Fläche in der Zukunft mit der steigenden Produktion von Biokunststoffen ebenfalls steigen, könnte es zu einer Konkurrenz zwischen dem Anbau von Lebensmitteln und Pflanzen für die Produktion von Biokunststoffen kommen (Yates and Barlow, 2013).

2.2.2.1. Aufbau, Struktur und Eigenschaften von PLA

Zu den am weitesten verbreiteten Biokunststoffen zählt Poly lactic acid (PLA) (vgl. Abbildung 14), zu deutsch Milchsäure, ein Polymer (und/oder Oligomer) aus Milchsäuremolekülen. Obwohl es in der Herstellung teurer ist und in reiner Form durch seine Sprödigkeit schlechtere mechanische Eigenschaften besitzt, als herkömmliche Kunststoffe wie PE oder PET, verdoppelt sich die Produktion von PLA alle 3 bis 4 Jahre (Jem and Tan, 2020; Zhong et al., 2020).

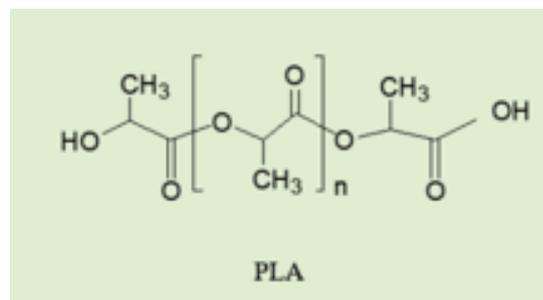


Abbildung 14: Molekülstruktur von PLA (Zhong et al., 2020)

Der Biokunststoff PLA wird besonders oft bei Einweg- und Lebensmittelverpackungen eingesetzt. Der Grund dafür liegt in der, verglichen mit anderen Biokunststoffen, einfachen Herstellung mit geringeren Kosten und der besseren Robustheit des Materials, welches zugleich durchsichtig bleibt oder anders ausgedrückt über gute optische Eigenschaften verfügt (Arrieta et al., 2014). Bei der Herstellung der Milchsäure wird auf eine Fermentation von Zuckermolekülen, beziehungsweise Pflanzen mit einem hohen Zuckeranteil wie Mais, durch eine Auswahl an Mikroorganismen zurückgegriffen. Alternativ können auch Lebensmittelabfälle bei der

Fermentation genutzt werden (Yates and Barlow, 2013). Man nutzt diese Technik, da bei einer chemischen Synthese zu gleichen Teilen D- und L-Milchsäure entsteht. Dies wäre nicht wünschenswert, da nur L-Milchsäure zu Biokunststoffen weiterverarbeitet werden darf. Würde D-Milchsäure mitverarbeitet werden, würde darunter nicht nur die optische Qualität des Materials leiden, sondern es bestünde auch das Risiko, dass Spuren von D-Milchsäure in den menschlichen Körper gelangen. Dies kann zu gesundheitlichen Problemen führen, da D-Milchsäure vom Menschen nicht abgebaut werden kann (Jem and Tan, 2020).

2.2.2.2. Aufbau, Struktur und Eigenschaften von PHA/PHB

Unter dem Begriff Polyhydroxyalkanoate (PHA)s, auch Polyhydroxyfettsäuren (PHF) genannt, ist eine Klasse an Polyestern zu verstehen, welche sich in Bakterien und Archaeen unter Fermentation anreichern können (Bátori et al., 2018; Hottle et al., 2013). Da die Organismen, welche in diesem Prozess verwendet werden, pflanzliche Produkte als Kohlenstoffquelle verwenden, kann behauptet werden, dass der entstandene Polyester aus erneuerbaren Quellen hergestellt wurde (Hottle et al., 2013; Yates and Barlow, 2013).

Verglichen mit PLA sind sowohl die optische Qualität sowie die mechanischen Eigenschaften von PHA schlechter, jedoch hat PHA eine bessere CO₂-Bilanz (Emadian et al., 2017; Zhong et al., 2020). Ein weiterer Nachteil ist, dass sich PHA aufgrund seiner schlechteren mechanischen Eigenschaften, nicht mit gleichen Verfahrenstechniken herstellen lässt wie andere Kunststoffe (Zhong et al., 2020).

Der bekannteste Vertreter der Polyesterklasse ist Polyhydroxybuttersäure (PHB) (vgl. Abbildung 15), welche, wenn diese eine hohe Kristallinität von etwa 70% aufweist, über bessere mechanische Eigenschaften als PHA und eher wie Polyethylen oder Polypropylen verfügt. Aufgrund seiner Eigenschaften wird PHB häufig in Lebensmittelverpackungen verwendet (Yates and Barlow, 2013; Zhong et al., 2020).

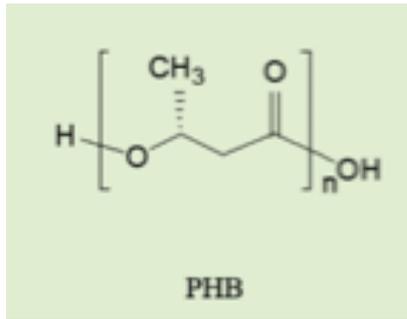


Abbildung 15: Molekülstruktur von PHB (Zhong et al., 2020)

2.2.2.3. Aufbau, Struktur und Eigenschaften von Stärke

Bei Stärke, in Englisch „Starch“, handelt es sich um eine Mischung aus den Polysacchariden Amylose und Amylopektin. Diese Polysaccharide bestehen beide aus einer Verkettung von α -D-Glucose (vgl. Abbildung 16). Bei Amylose sind diese Ketten nicht verzweigt, da die einzelnen Glucose Moleküle nur jeweils eine Verbindung an dem ersten und vierten Kohlenstoffatom haben. Im Polysaccharid Amylopektin wird neben der Verbindung von dem ersten und dem vierten Kohlenstoffatom in Abständen auch eine Verbindung zwischen dem ersten und dem sechsten Kohlenstoffatom gebildet. Dies führt dazu, dass das Polysaccharid Amylopektin verzweigt ist (Zhong et al., 2020).

Da Stärke in Pflanzen in ausreichender Menge vorliegt, kann diese für relativ geringe Kosten und in großer Menge hergestellt werden. Der Nachteil an diesem Material ist jedoch, dass es spröde ist und somit schlechte mechanische Eigenschaften hat. Zudem ist es auch hydrophil. Daher werden dem Material oft Weichmacher hinzugefügt oder es wird mit anderen (Bio)Kunststoffen gemischt (Bátori et al., 2018; Zhong et al., 2020). Die Biokunststoffe, die auf Stärke basieren oder zumindest einen Stärkeanteil haben, zeichnen sich aufgrund der Molekularen Struktur der Stärke durch eine schnelle Abbaubarkeit aus (Zhong et al., 2020).

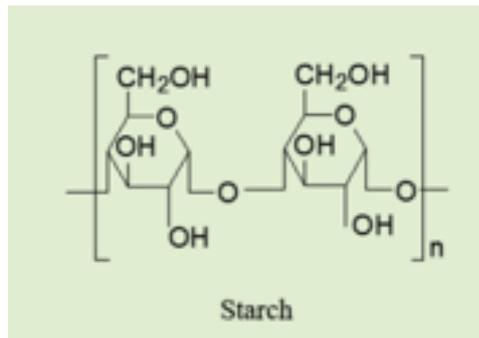


Abbildung 16: Molekülstruktur von Stärke (Zhong et al., 2020)

2.2.3. Konventionelle Kunststoffe aus erneuerbaren Quellen

Neben den bereits erwähnten Kunststoffen gibt es eine weitere Gruppe, die sich in ihrem Aufbau nicht von ihren konventionellen Gegenstücken unterscheidet, aber im Gegensatz zu diesen aus erneuerbaren Quellen hergestellt wird. Diese Kunststoffe haben den Zusatz „Bio“ vor ihrem Namen. Zu den am weitesten verbreiteten Vertretern dieser Gruppe zählen Bio-PE, Bio-PA und Bio-PET. Bio-PET wird unter anderem von Firmen wie Coca-Cola, zu einem gewissen Prozentsatz, wobei jedoch nicht festgestellt werden konnte wie hoch dieser ist, in ihren Getränkeflaschen verwendet. Der Vorteil dieser „Bio“ Kunststoffe liegt darin, dass sie beim Recycling gemeinsam mit ihrem konventionellen Gegenstück gemeinsam zu neuen Produkten verarbeitet werden können, da ihr chemischer Aufbau derselbe ist (Hottle et al., 2017). Allerdings bedeutet dies auch, dass sie sich beim Abbau gleich verhalten wie konventionelle Kunststoffe, weshalb eine nicht Sachgemäße Entsorgung sich negativ auf die Umwelt auswirken kann (vgl. Kapitel 1). Es ist aber auch festzuhalten, dass die in diesem Abschnitt erwähnten Bio-Kunststoffe, solange sie recycelt werden, einen Vorteil gegenüber den abbaubaren Biokunststoffen haben, da abbaubare Biokunststoffe häufig als Einwegverpackungen konzipiert sind und daher nicht recycelt werden können (Hottle et al., 2017).

2.3. Mischungen und Zusätze

2.3.1. Mischungen von verschiedenen Biokunststoffen und Zusätze

Da der Anspruch an Kunststoffe je nach Anwendung variiert, wurde untersucht, wie sich die mechanischen Eigenschaften von Biokunststoffen verändern, wenn man diese

mit anderen Biokunststoffen vermischt. Eine der untersuchten Mischungen hatte einen Anteil von 75-80 % PLA und 20-25 % PHB und erwies sich robuster als Verpackungen aus reinem PLA. Die Herstellung dieses Materialgemisches ist jedoch schwieriger und gegebenenfalls werden Weichmacher der Mischung hinzugefügt, um den Herstellungsprozess zu erleichtern (Arrieta et al., 2014). PLA kann zudem auch mit anderen Biokunststoffen wie PGA oder PBAT (Polybutylenadipat-terephthalat) gemischt werden (Jem and Tan, 2020).

Stärke zählt zu den Biokunststoffen, der am häufigsten mit anderen Biokunststoffen wie PLA, PCL, PHB oder sogar herkömmlichen Kunststoffen wie LDPE gemischt wird, um ein gewünschtes Produkt zu erhalten (Zhong et al., 2020).

Zu den am meisten genutzten Herstellungsprozessen von Mischungen gehört die Copolymerisation, bei der die Moleküle der verschiedenen Ausgangsstoffe der Mischung miteinander verkettet werden. Alternativ gibt es auch Verfahren, bei denen beispielsweise mehrere dünne Lagen der verschiedenen Ausgangspolymere übereinander gelegt werden (Jem and Tan, 2020). Auf die Auswirkungen, welche das Mischen und das Zusätzen von Weichmachern auf den Abbau der verschiedenen Biokunststoffe hat, wird in Kapitel 3.2 eingegangen.

2.3.2. Kunststoffe mit Zusätzen, welche die Abbaubarkeit fördern sollen

Aufgrund der Ergebnisse einiger Life cycle assessments (LCA), welche zu dem Schluss kamen, dass recyceltes PE ein geringeres Global Warming Potential (GWP) hat als Biokunststoffe, wurde in einer Studie versucht, die Abbaubarkeit von konventionellen Kunststoffen mit Zusätzen zu verbessern. Dabei wurde die Kompostierung und die Verdauung durch Organismen simuliert, jedoch schienen die Zusätze die Abbaubarkeit nicht zu verbessern (Gómez and Michel, 2013).

3. Kompostierbarkeit/Abbaubarkeit von (Bio)Kunststoffen

Im folgenden Kapitel wird über die Abbaubarkeit beziehungsweise die Kompostierbarkeit sowie die Desintegration von Biokunststoffen gesprochen. Dabei wird auch auf Probleme beim Abbauprozess eingegangen und eventuelle Folgen, falls der Abbauprozess nicht optimal erfolgt, und wie sich der Begriff der Kompostierbarkeit zwischen Verbraucher und Industrie möglicherweise unterscheidet.

Zunächst zur vollständigen biologischen Abbaubarkeit von Kunststoffen, welche definiert ist als: „Zerlegung einer chemischen Verbindung oder eines organischen Materials durch Mikroorganismen in Gegenwart von Sauerstoff in Kohlendioxid, Wasser und Salze anderer vorhandener Elemente (Mineralisation) unter Bildung neuer Biomasse oder in Abwesenheit von Sauerstoff in Kohlendioxid, Methan, Mineralsalze und neue Biomasse“ (*DIN EN 14995*, n.d.; „EN 13432,“ n.d.).

Wie die biologische Abbaubarkeit überprüft wird, wird in Abschnitt 3.1 und die dabei verwendeten Methoden in Abschnitt 3.3 erklärt. Was jedoch einmal vorab erwähnt werden sollte ist, dass die Bedingungen unter denen der Abbau stattfindet und wodurch das Prüfmaterial durch erfüllen der Vorgaben als „kompostierbar“ oder „biologisch abbaubar“ bezeichnet werden darf, sich häufig vom Verständnis der Bevölkerung unterscheidet und es dadurch zu Irrtümern kommen kann. Genauer wird auf den Unterschied bei der Auslegung der Begriffe in Abschnitt 3.4 eingegangen.

3.1. Definition

Die biologische Abbaubarkeit der Biokunststoffe wird sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen getestet. Dabei gilt unter aeroben Bedingungen das geprüfte Material als biologisch abbaubar, wenn in der Abbauphase, in welcher der Abbau nahezu zum Erliegen gekommen ist (auch Plateauphase genannt) ein Abbaugrad von mindestens 90 % erreicht wird. Alternativ kann auch 90 % des Abbaugrades einer Referenzsubstanz wie beispielsweise Cellulose erreicht werden, um als biologisch abbaubar zu gelten (*DIN EN 14995*, n.d.; „EN 13432,“ n.d.).

Unter anaeroben Bedingungen muss der Abbau mindestens 50 % des theoretischen möglichen Wertes für das Prüfmaterial betragen. Dabei wird der theoretisch mögliche Wert des Abbaus anhand der Summenformel des Materials festgelegt. Bei einem

vollständigen Abbau beispielsweise sollte eine Menge an CO₂ entstehen, die der Reaktion des gesamten Kohlenstoffs des Materials zu CO₂ entspricht. Auf die Verfahren, welche zur Messung des Abbaus genutzt werden, wird in Abschnitt 3.3 eingegangen. Unter aerober Kompostierung dürfen von dem Prüfmaterial nach 12 Wochen Kompostierung maximal 10 % des ursprünglichen Trockengewichts in einer Siebfraktion von größer als 2 mm gefunden werden (*DIN EN 14995*, n.d.; "EN 13432," n.d.). Die Prüfdauer darf unter aeroben Bedingungen maximal 6 und unter anaeroben maximal 2 Monate betragen (*DIN EN 14995*, n.d.; "EN 13432," n.d.)

3.2. Desintegration von Kunststoffen

Im Duden wird Desintegration definiert als: „Spaltung, Auflösung eines Ganzen in seine Teile“ (Duden, 2020). Im Bezug auf Kunststoffe ist damit der Spaltung der Polymerketten in Monomere gemeint. Da der Schritt der Spaltung von Polymerketten zu Monomeren ein wichtiger Schritt bei dem Abbau der Kunststoffe darstellt, wird in den folgenden Abschnitten Begriffe wie Abbau oder Abbaubarkeit als Synonym für den Begriff Desintegration verwendet.

In Abbildung 17 sind die verschiedenen Umwelteinflüsse auf die Desintegration und den Abbau von Kunststoffen in der Umwelt dargestellt. Ein wichtiger Faktor bei der Desintegration ist die Oberfläche des Materials. Dabei gilt, je größer die Oberfläche, desto größer ist die Angriffsfläche beziehungsweise die Fläche welche von Mikroorganismen besiedelt werden kann. Mit der Zeit zerfallen größere Kunststoffteile in kleinere. Durch die daraus folgende Fragmentierung wird die Oberfläche vergrößert. Allerdings können auch abiotische Faktoren wie UV-Strahlung oder Temperaturänderungen zu einer Versprödung der Oberfläche des Materials führen, was die Oberfläche ebenfalls vergrößert (Juergen Bertling et al., 2018).

Wird die Oberfläche von Mikroorganismen besiedelt entsteht, ein Biofilm und der Abbau des Materials kann beginnen. Allerdings sind die Polymerketten zu lang, um von Organismen beziehungsweise deren Enzymen direkt abgebaut zu werden, daher erfolgt bei Kunststoffen wie Polyestern, Polyamiden, Polycarbonaten oder Polyurethanen eine Hydrolyse, wodurch die Polymerketten gespalten werden. Bei anderen Kunststoffen wie Polyethylen und Polypropylen ist zunächst eine

Hydroxylierung der Moleküle notwendig, da eine direkte Hydrolyse aufgrund der vorliegenden Molekülstruktur, nicht möglich ist. Der Reaktionsschritt der Hydroxylierung ist allerdings kinetisch stark gehemmt, weshalb Kunststoffe, die diesen extra Schritt benötigen sehr viel langsamer abgebaut werden (Juergen Bertling et al., 2018).

Im Bezug auf den Abbau von Biokunststoffen gibt es weitere Einflüsse, welche sich auf den Abbau auswirken. Zum einen hat die Kristallinität des Materials Einfluss darauf wie gut sich das Material abbauen lässt. Dabei gilt, je höher die Kristallinität, desto schwerer ist das Material für die Mikroorganismen, aufgrund der vorliegenden Molekülstruktur, abzubauen. Zum anderen können Zusätze wie Weichmacher Einfluss auf die Zersetzung der Biokunststoffe haben. Dabei ist es wichtig, ob die Zusätze und/oder Weichmacher giftig für die Mikroorganismen sind und ob sie mit dem Biokunststoff, verbunden bleiben oder sich daraus lösen. Lösen sich die Zusätze aus dem Biokunststoff wird der Abbau beschleunigt. Sind die Zusätze giftig für Mikroorganismen und bleiben mit dem Material verbunden, wird der Abbau verzögert (Arrieta et al., 2014; Juergen Bertling et al., 2018).

Anders als man vermuten könnte, wirken sich antibakterielle Beschichtungen auf Biokunststoffen, wie sie beispielsweise bei Lebensmittelverpackungen zum Einsatz kommen, nicht zwangsläufig negativ auf den Abbau aus. Der Austritt der antibakteriellen Substanzen in der Beschichtung kann vorab festgelegt werden, weshalb man planen kann, dass das Material, sobald es entsorgt wird, keine antibakteriellen Eigenschaften mehr besitzt (Zhong et al., 2020).

Bei Mischung von mehreren Biokunststoffen mit unterschiedlicher benötigter Abbaupzeit wird die resultierende benötigte Abbaupzeit zwischen den ursprünglichen Abbaupzeiten liegen. Die genau benötigte Zeit ist dabei abhängig von dem Mischungsverhältnis der enthaltenen Biokunststoffe. So hat ein Biokunststoff mit einer Mischung von PLA und PGA im Verhältnis 50/50 eine kürzere Abbaupzeit als bei einer Mischung mit 75 % PLA und nur 25 % PGA, da PGA leichter abzubauen ist als PLA (Jem and Tan, 2020).

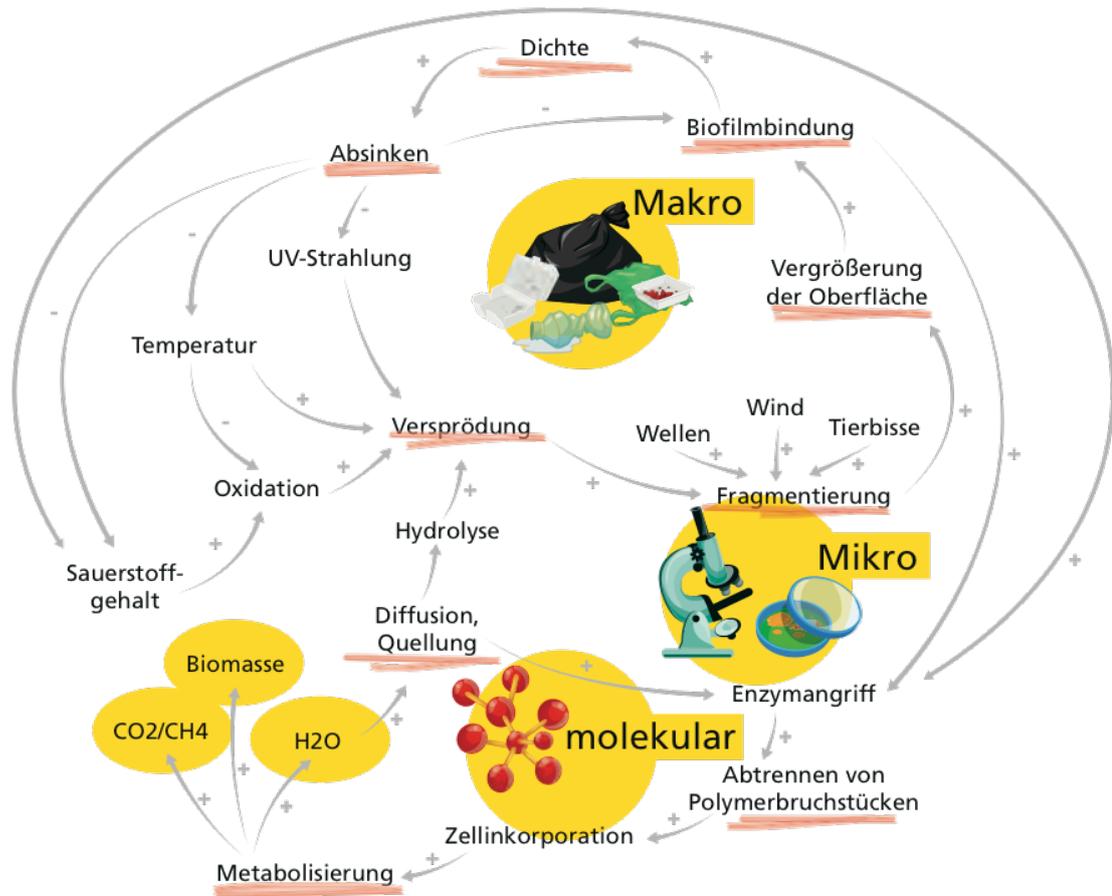


Abbildung 17: Darstellung der Umwelteinflüsse auf den Zerfall Prozess von Plastik (Juergen Bertling et al., 2018)

3.3. Verfahren zur Messung des Abbaus

Es gibt mehrere Verfahren die zur Überprüfung der Abbaubarkeit von Kunststoffen genutzt werden. Im Folgenden wird auf die gängigsten bzw. nach den DIN Normen 14852, 14853, 14855-1, 14855-2 und 17556 genannten Verfahren eingegangen.

Die sowohl nach DIN Norm als auch in der Literatur am häufigsten verwendete Methode ist die Messung der CO₂ Freisetzung bei der Desintegration. Dabei wird davon ausgegangen, dass die biologisch abbaubaren Kunststoffe bei der Kompostierung durch Mikroorganismen in Sauerstoff, Kohlendioxid, Wasser und Salze abgebaut werden. Dafür muss der Luftstrom, welcher in das jeweilige Prüfgefäß hinein und heraus geht, genau kontrolliert werden. Zunächst wird das CO₂ aus dem Zuluftstrom entfernt indem, die Zuluft durch ein Gefäß mit trockenem Natronkalk geleitet wird oder eine angemessene Anzahl an wässrigen Lösungen von Kaliumhydroxid (KOH) oder Natronlauge (NaOH) hinzugegeben wird. Das CO₂ in dem

Abluftstrom wird gemessen, indem die Luft durch eine Lösung mit festgelegter Konzentration Bariumhydroxid $\text{Ba}(\text{OH})_2$ oder Kaliumhydroxid (KOH) geleitet wird. In dieser wird das CO_2 gebunden bzw. es reagiert mit dem Bariumhydroxid. Dadurch kann anschließend durch eine Titration oder eine Messung des gelösten anorganischen Kohlenstoffes bestimmt werden, wie viel CO_2 absorbiert wurde. Es wird auch teilweise die Gewichtszunahme der jeweiligen Lösung durch das absorbierte CO_2 genutzt um eine Aussage darüber zu treffen wie viel CO_2 absorbiert wurde. ("DIN EN ISO 14852," n.d.; "DIN EN ISO 14855-1," n.d.; "DIN EN ISO 17556," n.d.; Gómez and Michel, 2013). Wie in Abschnitt 3.1 bereits erwähnt, wird die Menge an maximal entstehbarem CO_2 anhand der Summenformel des jeweiligen geprüften Materials berechnet. Allerdings ist auch davon auszugehen, dass nicht der gesamte Kohlenstoff des Prüfmaterials zu CO_2 abgebaut wird, sondern zu geringen Teilen auch in Biomasse und Stoffwechselprodukte umgewandelt, als gelöster organischer Kohlenstoff vorliegt oder als Polymerrestsubstanz verbleibt. Bei einem Abbau unter anaeroben Bedingungen wird ein Teil des Kohlenstoffes auch in Methan umgewandelt. Wenn man alle der eben genannten Kompartimente untersucht und die Ergebnisse mit einer Kontroll- und Blindprobe vergleicht, kann der Abbaugrad genauer festgestellt werden ("DIN EN ISO 14852," n.d.; "DIN EN ISO 14853," n.d.). Jedoch sind diese Messungen mit einem entsprechend höherem Aufwand verbunden, als nur das entstandene CO_2 zu messen. Eine weitere Methode, die nach ("DIN EN ISO 14855-1," n.d.) zur Bestimmung des biologischen Abbaus von Kunststoffen genutzt werden kann ist die Untersuchung der Glühverluständerung während des Desintegrationsprozesses. Dabei wird der Glühverlust einmal vor Beginn des Abbaus und am Ende des Abbauprozesses bestimmt. Aus der sich dabei ergebenden Differenz können Rückschlüsse auf die Menge an abgebautem Material geschlossen werden. Der Abbau wird anhand der Differenz der Veränderung des Glühverlustes aus Prüfsubstanz und des Mediums in welchem sich diese befand (meist Kompost) bestimmt.

Es ist auch möglich, mit Hilfe des Druckes den Abbaugrad festzustellen. Unter anaeroben Bedingungen kann der steigende Druck in dem Behälter mit der Prüfsubstanz Auskunft darüber geben, wie viel des Materials bereits zu CO_2 und Methan abgebaut wurde ("DIN EN ISO 14853," n.d.). Unter aeroben Bedingungen dagegen kann auch mit dem Sauerstoffbedarf für den Abbau gearbeitet werden, um

den Abbaugrad festzustellen. Das bei dem Abbau des Prüfmaterials entstandene CO₂ wird an eine CO₂-Falle im Prüfgefäß absorbiert. Der daraus folgende Druckabfall wird von einem Manometer registriert woraus soviel Sauerstoff elektrolytisch hergestellt und in das Prüfgefäß gegeben wird, bis der Ausgangsdruck wiederhergestellt ist. Anhand der für die Elektrolyse benötigtem Strom kann die Menge an hinzugegebenen Sauerstoff berechnet werden. Aus der hinzugegebenen Menge an Sauerstoff kann wiederum die Menge an abgebautem Material berechnet werden ("DIN EN ISO 17556," n.d.).

Die oben genannten Methoden der CO₂ Freisetzung und der Glühverlustuntersuchung sind in den großen Maßstäben der Industrie Kompostierung nur für Stichproben anwendbar. Jedoch sind sie mit einfachen chemischen Versuchen durchführbar, weshalb sie sich in der Praxis etabliert haben.

Aufgrund der Nachteile arbeiten derzeit viele Wissenschaftler an einer Lösung, welche eine einheitliche Bestimmung des biologischen Abbaus von Biokunststoffen ermöglicht. Im Folgenden werden ein paar ausgewählte Methoden von Wissenschaftlern vorgestellt.

Fortnati et al., 2012 hat den biologischen Abbau von PLA unter Laborbedingungen untersucht. Dabei wurde die Abbaubarkeit aufgrund des Masseverlustes untersucht. Die PLA Proben wurden vor der Einbringung in den Kompost gewogen. Während der gesamten Dauer des Experimentes wurden regelmäßig PLA Proben genommen und nach der Reinigung mit destilliertem Wasser sowie Trocknung gewogen. Dies wurde dann zu der ursprünglichen Masse des PLAs am Experimentbeginn referenziert, wodurch sich der Masseverlust ergibt (Fortunati et al., 2012).

Die Methode des Masseverlustes wurde auch, neben anderen Methoden welche in Tabelle 1 aufgelistet sind, von Arrieta et al., 2014 angewandt. In der Studie wurden sowohl PLA und Mischungen PLA mit PHB und Weichmachern hinsichtlich ihrer Abbaubarkeit untersucht. Des Weiteren wurden zusätzlich zum Masseverlust auch Aufnahmen von den jeweiligen Desintegrationsstufen gemacht (vgl. Abbildung 18). Um sicherzustellen, dass bei der Entnahme der Proben keine Fragmente verloren gingen, waren die Proben in einem Eisengitter in die Erde eingebracht worden (Arrieta et al., 2014).

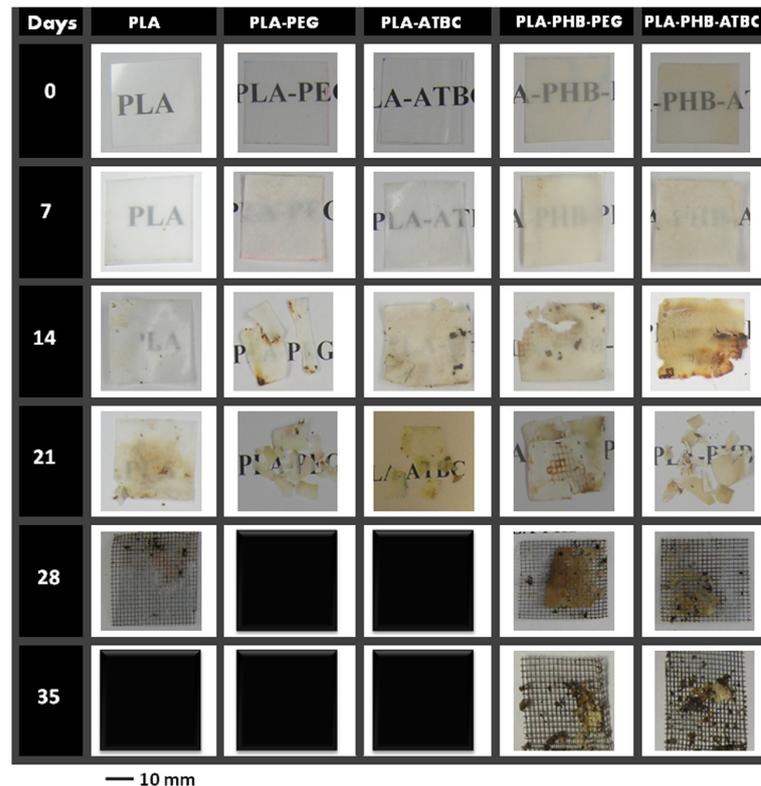


Abbildung 18: Aufnahmen von PLA und dessen Mischungen über den Abbauezeitraum (Arrieta et al., 2014)

Eine ähnliche Untersuchung wurde von Tabasi and Aji, 2015 durchgeführt. Dabei wurde ebenfalls die Desintegrationsstufen von PLA sowie PHB und PBAT und anderen Mischungen untersucht und in Aufnahmen festgehalten. Zudem wurden auch andere Methoden genutzt, um beispielsweise die Eigenschaften wie die Oberflächenstruktur der Biokunststoffe zu untersuchen (Tabasi and Aji, 2015).

Es gibt viele Methoden, um die Eigenschaften von Kunststoffen und deren Status im Abbauprozess zu überprüfen. Manche Methoden werden auch lediglich genutzt, um Kunststoffe zu identifizieren. In der nachfolgenden Tabelle 1 werden einige dieser Methoden genannt. Zudem wird die untersuchte Eigenschaft, wie beispielsweise Veränderung an der Oberfläche durch den Abbau des Materials, genannt und mit welchem Material in bei der Untersuchung gearbeitet wurde.

Tabelle 1: Überblick über Untersuchungsmethoden von Plastik im Bezug auf Eigenschaft und Material

Methoden	Material	Untersuchte Eigenschaft	Quelle
Py-GC/MS	PLA	Erfassung der Abbauprodukte	(Arrieta et al., 2013)
	PLA-PHB Mischung mit Weichmachern	Erfassung der Abbauprodukte	(Arrieta et al., 2014)
GC/MS	Plastik und Mikroplastik	Identifikation welches Plastik und Überprüfung auf chemische Verunreinigung	(Tanaka et al., 2020)
		Erfassung der Abbauprodukte	(Zhong et al., 2020)
ATR-FTIR	PE-HD	Oberflächenstruktur	(Picuno et al., 2020)
	PLA, PHB, PBAT	Strukturveränderungen	(Tabasi and Ajji, 2015)
	PE, LDPE, PLA, PHB		(Hayes et al., 2017)
FTIR	Mikroplastik allg.	Polymer Identifikation	(Horton et al., 2017)
	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Karlsson et al., 2017)
	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Leslie et al., 2017)
FTNIR	PE-HD	Bewertung des Abbaus	(Picuno et al., 2020)
GPC	PE, LDPE, PLA, PHB	Erfassung der Abbauprodukte	(Zhong et al., 2020)
			(Hayes et al., 2017)
DSC	PE, LDPE, PLA, PHB		(Hayes et al., 2017)
	Mikroplastik allg.	Polymer Identifikation	(Horton et al., 2017)
	PE-HD	Hitzeabsorption	(Picuno et al., 2020)

Method	Material	Untersuchte Eigenschaft	Quelle
TGA	PLA-PHB Mischung mit Weichmachern	thermale und nanomechanische Eigenschaften	(Arrieta et al., 2014)
	PE, LDPE, PLA, PHB		(Hayes et al., 2017)
	Mikroplastik allg.	Polymer Identifikation	(Horton et al., 2017)
Visuell/Lichtmikroskopie	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Karlsson et al., 2017)
	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Leslie et al., 2017)
Raman (spektroskopie)	Mikroplastik allg.	Polymer Identifikation	(Horton et al., 2017)
	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Leslie et al., 2017)
hot needle	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Karlsson et al., 2017)
Dichte	Mikroplastik allg.	Identifikation ob Plastik oder nicht	(Leslie et al., 2017)
SEM	PLA-PHB Mischung mit Weichmachern	morphologische Veränderungen	(Arrieta et al., 2014)
Wiegen	PLA-PHB Mischung mit Weichmachern	Gewichtsveränderung beim Abbau	(Arrieta et al., 2014)

3.4. Probleme in der Praxis und Differenzierung bei der Begriffsdefinition

Wie bereits in der Einleitung dieses Kapitels angemerkt, kann es sein, dass bei der Definition des Begriffes „kompostierbar“ zu einer falschen Auffassung der Bevölkerung kommt. Während ein Durchschnittsbürger unter dem Begriff „kompostierbar“ verstehen könnte, dass das Produkt sich abbaut, wenn man es in einen Komposthaufen im Garten kompostiert. Der Komposthaufen ist dabei mehr oder

weniger den Umwelteinflüssen im Bezug auf Temperatur und Feuchtigkeit ausgesetzt. Dagegen erfolgt die Prüfung nach DIN EN ISO 14855-1 in einer Prüfumgebung, in der unter anderem eine konstante Temperatur von etwa 58 °C herrscht. Damit bezeichnet der Begriff „kompostierbar“ ein Produkt, welches sich in einer industriellen Kompostieranlage abbauen lässt. In dieser liegen allerdings andere Bedingungen vor als in einem Komposthaufen im Garten.

Sind die Bedingungen einer industriellen Kompostanlage nicht gegeben, kann der Abbau von Biokunststoffen, wie beispielsweise PLA, länger dauern als vorgesehen (Jem and Tan, 2020).

Die verlängerte Abbaupzeit ist einer der Gründe warum bisher in der Landwirtschaft die Kunststofffolien auf den Feldern nicht durch Folien aus Biokunststoffen weitläufig ersetzt worden sind. Da auf den Feldern nicht die gleichen Bedingungen vorliegen wie in einer industriellen Kompostieranlage konnte man auch auf Feldern, welche eine biologisch abbaubare Folie verwendet haben, nach mehreren Jahren Stücke der abbaubaren Folie in der Erde finden. Dieser Sachverhalt kann zu den gleichen Problemen führen wie bei Folien aus konventionellem Plastik vgl. Abschnitt 1.3, weil die biologisch abbaubaren Folien unter anderem hydrophobe Eigenschaften besitzen, können sie ebenso wie die konventionellen Folien Schadstoffe anreichern und somit einen schlechten Einfluss auf die Bodenqualität haben (Brodhagen et al., 2017; Hayes et al., 2017).

Ein weiterer Faktor ist, dass Biokunststoffe, falls sie in einer Deponie enden sollten, dort ebenfalls nicht die idealen Abbaubedingungen vorfinden. Es wurde festgestellt, dass bei dem Abbau von amorphem PLA in Deponien, aufgrund eines Mangels an Sauerstoff durch die anaeroben Bedingungen, auch Methan statt nur CO₂ entsteht. Semikristalines PLA wird dagegen in Deponien gar nicht abgebaut (Hottle et al., 2017; Kolstad et al., 2012).

3.5. Schadstofffreisetzung beim Desintegrationsprozess

Die Biokunststoffe, welche unter dem Abschnitt 2.2.3 „Konventionelle Kunststoffe aus erneuerbaren Quellen“ aufgelistet sind etwa wie Bio-PET, verfügen über die gleichen chemischen Eigenschaften wie ihre Gegenstücke aus fossilen Quellen und haben daher

auch die gleichen Nachteile wie herkömmliches Plastik in Bezug auf ihren Abbau (Hottle et al., 2017).

Bei den biologisch abbaubaren Kunststoffen kann es zu der Entstehung von Schadstoffen während des Abbauprozesses kommen. Ein Beispiel dafür wäre die Entstehung von Methan beim Abbau von amorphem PLA in Deponien (Hottle et al., 2017). Sollte das Methan in die Atmosphäre gelangen wird es den Klimawandel verstärken, da ein Molekül Methan 25-mal schädlicher für das Klima ist als ein Molekül CO₂ (Umweltbundesamt, 2020). Die Deponien haben jedoch die Möglichkeit, das Methan vorher zu fangen und entweder direkt abzufackeln oder für die Energiegewinnung zu verwenden. In beiden Fällen entsteht jedoch auch eine entsprechende Menge CO₂, das allerdings weniger schädlich für das Klima ist als es das Methan wäre (Hottle et al., 2017).

Wie in Abschnitt 3.4 bereits erwähnt, sind die Bedingungen, welche den Abbau von Bioplastik einleiten oder welche für den Abbau in der Natur notwendig sind, in der Natur nicht immer gegeben. Eine neuere Untersuchung von Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019 fand Hinweise darauf, dass sich in solchen Fällen Biokunststoffe ebenso wie konventionelle Kunststoffe verhalten und zu Mikroplastik zerfallen. Des Weiteren würde sich das entstandene Mikroplastik der Biokunststoffe ebenfalls wie Mikroplastik aus konventionellen Kunststoffen in Hinsicht auf Schadstoffanreicherung verhalten einschließlich den negativen Auswirkungen auf die Organismen, welche das Mikroplastik beispielsweise über die Nahrung aufnehmen vgl. Abschnitt 1.1 (Shruti and Kutralam-Muniasamy, 2019).

Im Abschnitt 3.2 wurde bereits angesprochen, dass sich Zusätze wie Weichmacher bei der Desintegration aus den Biokunststoffen lösen können. Sind die Zusätze selbst nicht abbaubar oder sogar toxisch kann das direkte negative Auswirkungen auf die Umgebung haben. Sollten die verwendeten Zusätze jedoch nicht giftig sein, wie beispielsweise Acetyltributylcitrat (ATBC), so könnte der abbaufördernde Effekt, der in Abschnitt 3.2 bereits erwähnt wurde, ausgenutzt werden (Arrieta et al., 2014).

4. Fazit

Abschließend lässt sich sagen, dass die Problematik der Umweltverschmutzung durch die nicht ordnungsgemäße Entsorgung von konventionellen Kunststoffen, wie sie in Kapitel 1 dargestellt wurde, gelöst werden muss.

Der Ansatz mehr Bioplastik zu verwenden, welches sich leichter abbauen lässt oder die fossilen Ressourcen schont oder beides, ist in der Theorie eine mögliche Lösung. Allerdings haben die unterschiedlichen Materialien ihre eigenen Nachteile wie höhere Herstellungskosten und schlechtere mechanische Eigenschaften als konventionelle Kunststoffe. Das benötigte Mischen der Materialien mit anderen Biokunststoffen oder Zusätzen wie Weichmachern, wie es in Kapitel 2 erklärt wurde, um die Nachteile der einzelnen Biokunststoffe auszugleichen, wirkt sich auch auf die benötigte Abbauezeit aus.

Die Methoden mit denen die Abbauezeiten festgestellt werden, und welche in Kapitel 3 aufgeführt sind, haben jedoch den Nachteil, dass es mit sehr viel Aufwand verbunden ist den genauen Verbleib des Materials festzustellen. Daher finden die meisten Untersuchungen lediglich im Labormaßstab statt.

Zudem wurden die nach den DIN Normen definierten Begriffe wie beispielsweise „kompostierbar“ anhand von Test festgelegt, in denen die Umgebungsbedingungen genau vorgegeben waren. Bei dem Begriff „kompostierbar“ wurden die Umgebungsbedingungen einer industriellen Kompostieranlage angenommen. Sind dem Verbraucher die genauen Bedingungen nicht klar durch welche ein Produkt eine Bezeichnung bekommen hat, so kann das zu Missverständnissen führen was in diesem Beispiel eine nicht sachgemäße Entsorgung zur Folge haben könnte. Die Untersuchungen die zeigen, dass die Biokunststoffe in der Natur nicht abgebaut werden, weil dort nicht die optimalen Bedingungen vorliegen, und sich ähnlich bis genauso wie konventionelles Plastik verhalten sind besorgniserregend.

Daher schlage ich folgende weitere Lösungen vor, die das Problem der Kunststoffe zumindest teilweise lösen könnten. Zuerst sollte die Vermeidung und geringere Nutzung von Plastik und Plastikprodukten im Vordergrund stehen, damit weniger Plastik und Bioplastik produziert werden muss und somit weniger Plastikmüll entsteht. Eine generell geringere Produktion von Bioplastik und konventionellem Plastik würde auch die Ressourcen schonen aus denen sie hergestellt werden. In dem Fall von

konventionellem Plastik, also Erdöl, und im Fall von Bioplastik würde weniger Ackerfläche für den Anbau des jeweiligen Grundmaterials benötigt werden. Als nächstes sollte versucht werden, sicherzustellen, dass die Kunststoffmaterialien im Umlauf entsprechend entsorgt oder recycelt werden. Damit würde sichergestellt sein, dass weniger Schadstoffe in die Umwelt gelangen. Zuletzt sollte weiter nach neuen Materialien oder eventuellen Zusätzen geforscht werden, die sich leichter abbauen lassen oder den Abbauprozess und somit die Desintegration beschleunigen.

5. Literaturverzeichnis

Arrieta, M.P., López, J., Rayón, E., Jiménez, A., 2014. Disintegrability under composting conditions of plasticized PLA–PHB blends. *Polym. Degrad. Stab.* 108, 307–318. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2014.01.034>

Arrieta, M.P., Parres, F., López, J., Jiménez, A., 2013. Development of a novel pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry method for the analysis of poly(lactic acid) thermal degradation products. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 101, 150–155. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.01.017>

Barboza, L.G.A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B.R.B.O., Lundebye, A.-K., Guilhermino, L., 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 336–348. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>

Bátori, V., Åkesson, D., Zamani, A., Taherzadeh, M.J., Sárvári Horváth, I., 2018. Anaerobic degradation of bioplastics: A review. *Waste Manag.* 80, 406–413. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.040>

Brodhagen, M., Goldberger, J.R., Hayes, D.G., Inglis, D.A., Marsh, T.L., Miles, C., 2017. Policy considerations for limiting unintended residual plastic in agricultural soils. *Environ. Sci. Policy* 69, 81–84. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.12.014>

Chen, X., Yan, N., 2020. A brief overview of renewable plastics. *Mater. Today Sustain.* 7–8, 100031. <https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2019.100031>

Consoli, P., Scotti, G., Romeo, T., Fossi, M.C., Esposito, V., D’Alessandro, M., Battaglia, P., Galgani, F., Figurella, F., Pragnell-Raasch, H., Andaloro, F., 2020. Characterization of seafloor litter on Mediterranean shallow coastal waters: Evidence from Dive Against Debris®, a citizen science monitoring approach. *Mar. Pollut. Bull.* 150, 110763. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110763>

DIN EN 14995:2007-03, Kunststoffe_ - Bewertung der Kompostierbarkeit_ - Prüfschema und Spezifikationen; Deutsche Fassung EN_14995:2006, n.d. . Beuth Verlag GmbH.
<https://doi.org/10.31030/9730527>

DIN EN ISO 14852:2018-12, Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides (ISO 14852:2018); Deutsche Fassung EN ISO 14852:2018, n.d.

DIN EN ISO 14853:2018-02, Kunststoffe - Bestimmung des vollständigen anaeroben Bioabbaus von Kunststoff-Materialien in einem wässrigen Medium - Verfahren mittels Analyse der Biogasentwicklung (ISO 14853:2016); Deutsche Fassung EN ISO 14853:2017, n.d.

DIN EN ISO 14855-1:2013-04, Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung - Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides - Teil1: Allgemeines Verfahren (ISO 14855-1:2012); Deutsche Fassung EN ISO 14855-1:2012, n.d.

DIN EN ISO 17556:2019-09, Kunststoffe - Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoffmaterialien im Boden durch Messung des Sauerstoffbedarfs in einem Respirometer oder der Menge des entstandenen Kohlenstoffdioxids (ISO 17556:2019); Deutsche Fassung EN ISO 17556:2019, n.d.

Domininghaus, H., 2012. Kunststoffe: Eigenschaften und Anwendungen. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-16173-5>

Duden, 2020. Duden | Desintegration | Rechtschreibung, Bedeutung, Definition, Herkunft [WWW Document]. URL <https://www.duden.de/rechtschreibung/Desintegration> (accessed 6.28.20).

Emadian, S.M., Onay, T.T., Demirel, B., 2017. Biodegradation of bioplastics in natural

environments. Waste Manag. 59, 526–536.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.006>

EN 13432:2000-12, Anforderung an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau; Deutsche Fassung EN 13432:2000, n.d.

ESKP, 2020. Plastikmüll hat enorme Auswirkungen auf die Umwelt [WWW Document].
URL <https://www.eskp.de/schadstoffe/auswirkungen-plastikmuell-umwelt-935849/>
(accessed 6.30.20).

European Bioplastics, 2019. Bioplastics market development update 2019. European Bioplastics

Fortunati, E., Armentano, I., Iannoni, A., Barbale, M., Zaccheo, S., Scavone, M., Visai, L., Kenny, J.M., 2012. New multifunctional poly(lactide acid) composites: Mechanical, antibacterial, and degradation properties. *J. Appl. Polym. Sci.* 124, 87–98.
<https://doi.org/10.1002/app.35039>

Ganesh Kumar, A., Anjana, K., Hinduja, M., Sujitha, K., Dharani, G., 2020. Review on plastic wastes in marine environment – Biodegradation and biotechnological solutions. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110733.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110733>

GESAMP, 2015. “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment” (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.

GESAMP, 2016. “Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment” (Kershaw, P.J., and Rochman, C.M., eds). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No.

93, 220 p.

Gómez, E.F., Michel, F.C., 2013. Biodegradability of conventional and bio-based plastics and natural fiber composites during composting, anaerobic digestion and long-term soil incubation. *Polym. Degrad. Stab.* 98, 2583–2591. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.09.018>

Hayes, D.G., Wadsworth, L.C., Sintim, H.Y., Flury, M., English, M., Schaeffer, S., Saxton, A.M., 2017. Effect of diverse weathering conditions on the physicochemical properties of biodegradable plastic mulches. *Polym. Test.* 62, 454–467. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2017.07.027>

Horton, A.A., Walton, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.* 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>

Hottle, T.A., Bilec, M.M., Landis, A.E., 2017. Biopolymer production and end of life comparisons using life cycle assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 122, 295–306. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.03.002>

Hottle, T.A., Bilec, M.M., Landis, A.E., 2013. Sustainability assessments of bio-based polymers. *Polym. Degrad. Stab.* 98, 1898–1907. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016>

Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environ. Pollut.* 220, 523–531. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.096>

Jem, K.J., Tan, B., 2020. The development and challenges of poly (lactic acid) and poly (glycolic acid). *Adv. Ind. Eng. Polym. Res.* S2542504820300026.

<https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2020.01.002>

Jian, J., Xiangbin, Z., Xianbo, H., 2020. An overview on synthesis, properties and applications of poly(butylene-adipate-co-terephthalate)–PBAT. *Adv. Ind. Eng. Polym. Res.* 3, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2020.01.001>

Jiang, X.J., Liu, W., Wang, E., Zhou, T., Xin, P., 2017. Residual plastic mulch fragments effects on soil physical properties and water flow behavior in the Minqin Oasis, northwestern China. *Soil Tillage Res.* 166, 100–107. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.011>

Juergen Bertling, Hamann, L., Bertling, R., 2018. Kunststoffe in der Umwelt. <https://doi.org/10.24406/UMSICHT-N-497117>

Karlsson, T.M., Vethaak, A.D., Almroth, B.C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H.A., 2017. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 403–408. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.081>

Kolstad, J.J., Vink, E.T.H., De Wilde, B., Debeer, L., 2012. Assessment of anaerobic degradation of Ingeo™ polylactides under accelerated landfill conditions. *Polym. Degrad. Stab.* 97, 1131–1141. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2012.04.003>

Leslie, H.A., Brandsma, S.H., van Velzen, M.J.M., Vethaak, A.D., 2017. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environ. Int.* 101, 133–142. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>

Li, J., Liu, H., Paul Chen, J., 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Res.* 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>

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

Picuno, C., Alassali, A., Sundermann, M., Godosi, Z., Picuno, P., Kuchta, K., 2020. Decontamination and recycling of agrochemical plastic packaging waste. *J. Hazard. Mater.* 381, 120965. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120965>

Qi, Y., Ossowicki, A., Yang, X., Huerta Lwanga, E., Dini-Andreote, F., Geissen, V., Garbeva, P., 2020. Effects of plastic mulch film residues on wheat rhizosphere and soil properties. *J. Hazard. Mater.* 387, 121711. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121711>

Shruti, V.C., Kutralam-Muniasamy, G., 2019. Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics. *Sci. Total Environ.* 697, 134139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134139>

Statista, 2019. Weltweite und europäische Produktionsmenge von Kunststoff in den Jahren von 1950 bis 2018 (in Millionen Tonnen). Statista

Tabasi, R.Y., Aji, A., 2015. Selective degradation of biodegradable blends in simulated laboratory composting. *Polym. Degrad. Stab.* 120, 435–442. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2015.07.020>

Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S.M.M., Ishizuka, M., 2020. Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Mar. Pollut. Bull.* 150, 110732. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110732>

The Lancet Planetary Health, 2017. Microplastics and human health—an urgent problem. *Lancet Planet. Health* 1, e254. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30121-3](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30121-3)

Thushari, G.G.N., Senevirathna, J.D.M., Yakupitiyage, A., Chavanich, S., 2017. Effects of microplastics on sessile invertebrates in the eastern coast of Thailand: An approach to coastal zone conservation. *Marine Pollution Bulletin* 124, 349–355. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.010>

Umweltbundesamt, 2020. Die Treibhausgase. Umweltbundesamt

Umweltbundesamt, 2019. Kunststoffe in der Umwelt. Umweltbundesamt

Viršek, M.K., Lovšin, M.N., Koren, Š., Kržan, A., Peterlin, M., 2017. Microplastics as a vector for the transport of the bacterial fish pathogen species *Aeromonas salmonicida*. *Mar. Pollut. Bull.* 125, 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.024>

Yates, M.R., Barlow, C.Y., 2013. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers—A critical review. *Resour. Conserv. Recycl.* 78, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.010>

Zhong, Y., Godwin, P., Jin, Y., Xiao, H., 2020. Biodegradable polymers and green-based antimicrobial packaging materials: A mini-review. *Adv. Ind. Eng. Polym. Res.* 3, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2019.11.002>