

Studiengang: Geographie – Globale Transformationen und Umweltveränderungen

**Entwicklung, Analyse und Bewertung einer Methodik zur Bestimmung
der Mikroplastik-Belastung von Küstensedimenten**

Master-Thesis

Vorgelegt von:

Timmy Schwarz
Studiengang: Geographie (M.Sc.)
e-mail: Timmy.Schwarz@Uni-Bremen.de

Abgabedatum: 20.11.2012

Erstgutachter: Prof. Dr. Jürgen Böhner
Zweitgutachterin: Dr. Elke Fischer

Inhalt

Abbildungen	4
Tabellen	4
Vorwort	5
1 Einleitung	6
2 Mikroplastik-Belastung: Stand der Forschung, Untersuchungsgegenstand	9
2.1 EU-Vorgaben aus der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie	9
2.2 Aktuelle Forschungsansätze zur Bestimmung der Mikroplastik-Belastung in marinen Lebensräumen	11
3 Material und Methoden	21
3.1 Untersuchungsgebiet – Insel Langeoog	22
3.2 Beschreibung und Funktion des zur Separation verwendeten Absinkzylinders und Beprobungsverfahren	24
3.3 Durchführung von Testreihen	28
3.3.1 Korngrößenanalyse, Sandprobe Langeoog	28
3.3.2 Bestimmung der Absinkzeiten und Ermittlung der Blindwerte	31
3.3.3 Verfahrensvalidierung über eigene Kunststoffkontamination	32
3.4 Muster-Durchführung der Separation anhand von Beispielproben	34
3.4.1 Probennahme auf Langeoog	34
3.4.2 Probenvorbereitung im Labor	36
3.4.3 Durchführung der Messung	36

4	Ergebnisse und Diskussion	38
4.1	Ergebnisse und Fehlerdiskussion: Blindproben, Testreihen	38
4.1.1	Korngrößenverteilung	38
4.1.2	Blindwerte der Filter	40
4.1.3	Auswertung der Verfahrensvalidierung, Wiederfindungsrate	42
4.2	Ergebnisse und Fehlerdiskussion der Beispielbeprobung	46
4.2.1	Probleme der Probennahme	46
4.2.2	Fehlerquellen bei Probenbearbeitung und Durchführung der Messungen	47
4.2.3	Ergebnisse und Auswertung der Beispielbeprobung	49
5	Zusammenfassung, Empfehlungen und Ausblick	56
	Literatur	60
	Anhang	65
	Selbstständigkeitserklärung	80

Abbildungen:

Abb. 1	Herstellung von Kunststoffen – Schema	12
Abb. 2	Aufbau des MPSS	19
Abb. 3	Beispiel einer Mischprobe (Sand/Kunststoff)	21
Abb. 4	Mischprobe (Sand/Kunststoff) in Wassersäule	21
Abb. 5	Luftbild der Insel Langeoog	23
Abb. 6	Absinkzylinder auf Standfuß	25
Abb. 7	Bodenstück des Absinkzylinders	26
Abb. 8	Schematische Darstellung des Absinkzylinders	26
Abb. 9	Schraubklemmen als Verschlussmöglichkeiten für Ablassschlauch	27
Abb. 10	Kompletter Versuchsaufbau	27
Abb. 11	Versuchskunststoffe für die H ₂ O ₂ -Beständigkeit	32
Abb. 12	Mikrokunststoffe für Verfahrensvalidierung	33
Abb. 13	Probennahme auf Langeoog	34
Abb. 14	Flutmarke des nächtlichen Hochwassers mit Müll	35
Abb. 15	Korngrößenzusammensetzung Sandprobe Langeoog	38
Abb. 16	Faltenfilter für Filtration	41
Abb. 17	Streuungsdiagramm (Wiederfindungsquote zum Kunststoff [%])	43
Abb. 18	Streuungsdiagramm (Wiederfindungsquote zum Kunststoff [g])	44
Abb. 19	Luftaufnahme Langeoog mit Sandbank	46
Abb. 20	Einfüllen einer Probe in Absinkzylinder	47
Abb. 21	Auffangbehälter mit Filteraufsatz	48
Abb. 22	Ergebnisse (Mikroplastik und organische Substanz) als Boxplots	49
Abb. 23	Ergebnisse (Mikroplastik und organische Substanz) als Balkendiagramm	51
Abb. 24	Mikroskop-Aufnahmen von Filtrationsrückständen	54

Tabellen

Tab. 1	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie Deskriptor 10	10
Tab. 2	Übersicht der Ergebnisse (Mittelwerte)	52
Tab. 3 - 19	im Anhang ab Seite	66

Vorwort

Bereits im Frühjahr 2010 kam ich auf einer Nordfriesland-Exkursion als Teil des Bachelor-Studiums an der Uni Bremen über Herrn Prof. Dr. Jörg-Friedhelm Venzke und Frau Dr. habil. Karin Steinecke mit der recht aktuellen Mikroplastik-Thematik „in Berührung“: Für eine Vorstudie (vgl. Derksen et al., 2012) wurden im Rahmen der Exkursion Sandproben an diversen Küstenabschnitten in Nordfriesland genommen.

Ich fand die Thematik sehr interessant und bin besonders Frau Steinecke und Frau Dipl.-Geogr. Birte Habel dankbar, dass sie mich seither stets mit aktuellen Informationen zum Thema versorgten und auch an inoffiziellen Treffen / Fachaustauschen verschiedener Arbeitsgruppen teilhaben ließen.

Desweiteren möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Jürgen Böhner bedanken, der an der von mir vorgeschlagenen Themenwahl für die Master-Thesis interessiert war und sich bereit erklärte, diese anzunehmen – obgleich sie außerhalb der üblichen Forschungsfragen seiner Arbeitsgruppe lag.

Besonderer Dank geht auch an Frau Dr. Elke Fischer, welche nicht nur durch ihre Einweisung ins Labor, Arbeitsabläufe und Gerätschaften eine starke Unterstützung darstellte, sondern auch ergänzende Ideen und Lösungen bei kurzfristigen Umsetzungsschwierigkeiten bereit hielt und die methodische Erprobung letztlich erst ermöglichte.

Bei den Vorarbeiten und der Konzeption des später vorzustellenden Absinkzylinders war mir meine Familie eine besondere Hilfe, wobei beim Bau insbesondere mein Vater, Herr Dipl.-Ing. (FH) Reimund Schwarz, zur erfolgreichen Umsetzung des Vorhabens beitrug.

Die Probennahme sowie die Fotodokumentation vor Ort und aus der Luft wurden durch Guido Mittag unterstützt, dem hiermit ebenso mein Dank ausgesprochen sein soll.

Schlussendlich möchte ich noch meiner langjährigen Lebensgefährtin, Manuela Sarrazin danken, die sowohl während meines Studiums insgesamt, als auch besonders bei den zahlreichen Exkursionen oder zuletzt Laborarbeiten Verständnis für die zeitlichen Entbehrungen zeigte, mich auch bei kleineren Rückschlägen stets ermunterte und mir in vielerlei Hinsicht den Rücken frei hielt.

1 Einleitung

Kunststoffe sind aus dem täglichen Leben unserer modernen Zivilisation nicht mehr wegzudenken. Nicht erst seit Filmen wie „Plastic Planet“ reift jedoch auch in der breiten Öffentlichkeit die Erkenntnis, dass die gegenwärtige, massenhafte Produktion und Verwendung von Kunststoffen nicht nachhaltig sein kann und deshalb Konsequenzen nach sich ziehen wird. Diese – wie der Name schon sagt – „künstlichen“ Stoffe bergen allerlei Risiken und Gefahren, bislang schwer absehbarer Natur und möglicherweise für enorm lange Zeiträume (Wassener, 2011).

Egal wo man hinblickt, hinterlässt der Mensch seine Spuren. Ein ebenso einfach wie schnell herstell- und zudem universell einsetzbares Material wie Plastik, lässt sich inzwischen nahezu überall in der natürlichen Umwelt als Müll finden. Neben den noch in Kapitel 2 zu erläuternden Gefahren und Problemen, die von Kunststoffen ausgehen, gibt es selbstverständlich auch ästhetische oder kommerzielle Gründe, warum Müll gesammelt wird. Teilweise wird mit großem Aufwand durch Recycling-Prozesse versucht, die Ökobilanz zu verbessern oder Ressourcen effizienter zu nutzen.

Gerade die marine Umwelt ist besonders empfindlich und trotz hohem Schutzstatus schon heute durch Tourismus, Industrie, Schifffahrtswege, Fischerei etc. stark belastet. Das Niedersächsische Wattenmeer ist beispielsweise sowohl Nationalpark (seit 1986), als auch UNESCO-Biosphärenreservat (seit 1996) und als solches (seit 2009) ferner zentraler Bestandteil der UNESCO-Weltnaturerbestätte des Deutsch-Niederländischen Wattenmeers (NP_WM, 2010). Dennoch verlaufen viele Schiffsrouten als Zugang vom Binnenland zur Nordsee mitten durch das Gebiet (Seehäfen in Emden, Wilhelmshaven, Bremerhaven und Hamburg). Auch die lokale Fischerei sowie Fährverbindungen zu den Inseln tragen zum Verkehrsaufkommen bei. Inselbesucher bzw. Touristen werden zudem auch aus der Luft per Kleinflugzeugen zu den ostfriesischen Inseln gebracht, was nicht immer „konfliktfrei“ geschehen kann: In der Start- und Landephase werden niedrige Höhen durchflogen, was sowohl lokale Brut- als auch rastende Zugvögel (saisonal) stören kann.

Windparks und deren notwendige Energietrassen sind weitere aktuelle Störfaktoren in diesen Schutzgebieten.

Es verwundert daher nicht, dass strenge Gesetze im Bereich des Umwelt- und Küstenschutzes bestehen und teilweise große Anstrengungen unternommen werden, um diese vielfältig genutzten Lebens- und Erholungsräume intakt zu halten (vgl. Kapitel 2).

Wie leider so oft, lässt sich nur jenes bekämpfen (oder im Falle des Plastikmülls „aufsammeln“), was auch „sichtbar“ ist. Aktuelle Untersuchungen sowie EU-Vorgaben zeigen jedoch, dass schon jetzt an unseren Küsten neben dem offensichtlichen Müll auch ein weiteres Problem erfasst werden muss: Unter den großen Mengen Abfall, die täglich an den Stränden angeschwemmt werden, sind sehr viele mikroskopisch kleine Teilchen (Liebezeit, 2008). Eine Studie über belgische Küstenabschnitte zeigt in der Größenfraktion 38 µm - 1 mm für Strandproben eine Mikroplastik-Konzentration von 92,8 Partikeln pro kg Trockensediment und in Hafensedimenten gar 166,7 Partikel pro kg Trockensediment (Claessens et al., 2011). Derksen et al. (2012) nennen als Mittelwert ihrer Stichproben von der dänischen und deutschen Nordseeküste 368 Kunststoffpartikel pro kg Strandsediment, wobei nur die „eindeutig zu identifizierenden Plastikteilchen“ (Derksen et al., 2012: 108) für den Bereich 5 mm bis (theoretisch) 1,6 µm (aufgrund der Angabe des Porendurchmessers der verwendeten Glasfaserfilter) gezählt wurden.

Da diese Partikel in Größenfraktionen vorkommen, die dem natürlichen Sediment oder Phytoplankton entsprechen, ist davon auszugehen, dass eine ganze Reihe mariner Organismen Kunststoffe aufnehmen und von eventuell schädigenden Wirkungen betroffen sind – angefangen bei Kleinstlebewesen wie Zooplankton über Muscheln, Wattwürmer und letztlich höhere Trophieebenen wie Fische oder Seevögel (Nybakken & Bertness, 2005). Auch der Mensch bliebe letztlich nicht verschont, sollte sich herausstellen, dass die von Kunststoffen abgegebenen Schadstoffe in Muscheln oder Seefischen akkumulieren und damit auch von ihm beim Verzehr aufgenommen werden.

Die genannten Zahlen sind daher als erste Hinweise auf das wissenschaftlich zu überprüfende Problemfeld ernst zu nehmen und zeigen, dass hier nähere Untersuchungen und ggf. ein dauerhaftes Monitoring erforderlich sind.

Zielsetzung der vorliegenden Arbeit ist die Beschreibung und Bewertung einer neu entwickelten Methodik zur Separation von Mikro-Kunststoffen aus Sandproben. Die derzeit gängigen Verfahren sind (aufgrund des enormen Arbeitsaufwandes für das Auszählen der Mikroplastikpartikel unter dem Mikroskop) wenig praxistauglich, wenn es um die möglichst rasche Erfassung bzw. Bewertung der Mikroplastik-Belastung von größeren, zu untersuchenden Probenmengen geht. Die Schwerpunkte der Arbeit liegen daher zunächst auf der Beschreibung der entwickelten Methodik und anschließend eng verknüpfter Ergebnisauswertung mit Fehlerdiskussion, welche hierbei in einem Kapitel zusammengefasst werden. Besonderes Augenmerk wurde auf die genaue Dokumentation

des Analyseverfahrens samt eingesetzter, teilweise selbst gebauter Geräte gelegt, um eine mögliche Reproduzierbarkeit zu gewährleisten.

Die durchgeführte Probennahme ist ferner als beispielhafte Bestandsaufnahme von Mikro-Kunststoffen im Spülsaum der deutschen Wattenmeerinseln zu verstehen, wie sie künftig im Rahmen eines regelmäßigen Monitoring-Programms durchgeführt werden sollte. Für die Beprobung des gesamten deutschen Küstenraumes sind in Zukunft ggf. verschiedene Verfahren notwendig, etwa im Hinblick auf die unterschiedlichen Sedimentarten (Sandstrände, Hafenschlicksedimente) oder naturräumliche Gegebenheiten (Nord- / Ostsee).

2 Mikroplastik-Belastung: Stand der Forschung, Untersuchungsgegenstand

Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt zwar auf der quantitativen Bestimmung von Mikroplastik. Für eine Einordnung der Thematik sowohl wissenschaftlich als auch umweltpolitisch ist es jedoch hilfreich, zunächst noch einmal etwas Abstand von der Mikroebene zu gewinnen und den Blick auf zugrunde liegende EU-Richtlinien und allgemeine, methodische Hintergründe und Forschungsansätze zu werfen.

2.1 EU-Vorgaben aus der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Zum Schutz der Meeresumwelt trat im Jahr 2008 die sogenannte Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) in Kraft (MSRL, 2008). Durch diese Richtlinie werden die EU-Mitgliedsstaaten gefordert, „eine Verschlechterung des Zustands der Meeresumwelt zu vermeiden, geschädigte Ökosysteme wiederherzustellen, die Artenvielfalt und menschliche Gesundheit zu erhalten, sowie eine nachhaltige Nutzung der Ressourcen durch künftige Generationen zu ermöglichen“ (NLWKN, 2012: o.S.). Die MSRL gibt dabei Aufgaben sowie einzuhaltende Zeitpläne vor. So mussten der Europäischen Kommission bereits diesen Sommer (2012) von den Mitgliedsstaaten drei Berichte vorgelegt werden: eine Anfangsbewertung (Beschreibung und Bewertung des Ist-Zustandes der Nord- und Ostsee), eine Definition des „guten Umweltzustandes“ (angestrebter Soll-Zustand) sowie die Festlegung von Umweltzielen zur Erreichung dieses Zustandes (NLWKN, 2012). Bis 2014 sind ferner Monitoring-Programme zu erstellen und durchzuführen, sodass durch anschließende Maßnahmen bis 2020 der „gute Umweltzustand“ für alle europäischen Meere erreicht wird (BFN, 2012; MSRL, 2008).

„Für die Zusammenarbeit von Bund und Ländern zum Meeresschutz, insbesondere zur Umsetzung der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), zeichneten Bundes- und Landesministerien im März 2012 das neue „Bund/Länder-Verwaltungsabkommen [...] Meeresschutz““ (BLMP, 2012: o.S.). Für die Vorlegung des Berichts zur Beschreibung des „guten Umweltzustandes“ wurden die bereits von der EU (MSRL) vorgegebenen 11 „Deskriptoren“ verwendet und ausgearbeitet. Deskriptor 10 befasst sich hierbei mit Abfällen im Meer. Im Bericht ist zu erkennen, dass speziell für Mikroplastik derzeit keine Empfehlungen gegeben werden können, da jegliche wissenschaftliche Anhaltspunkte (Erfassung, Monitoring) fehlen, um eine Ausgangsbasis zu bilden (BMU, 2012). Dennoch

wurde festgestellt, dass im Allgemeinen „[v]or allem Kunststoffe inklusive Mikroplastik mit den assoziierten Problemen der Schadstoffakkumulation und -freisetzung [...] langfristige [negative] Effekte bewirken [können]. Bewertungen der Abfallbelastung der Nordsee und anderer Meeresregionen kommen zu dem Schluss, dass Kunststoffe den größten Anteil an der „Vermüllung“ der Meere haben“ (BMU, 2012: 41). Es wurde auch erkannt, dass die Müllbelastung generell von „der geographischen Lage und den vorherrschenden Strömungen abhängig“ (BMU, 2012: 43), „im zeitlichen Verlauf sehr variabel ist und meteorologischen und hydrodynamischen Schwankungen unterliegt“ (BMU, 2012: 43). Dadurch könnten „gebietspezifische [...] Festlegungen [des guten Umweltzustandes] erforderlich werden“ (BMU, 2012: 43).

Tabelle 1 zeigt die Zusammenfassung der vorhandenen Bewertungssysteme und Daten, die als Grundlage zur methodischen Erfassung und Bewertung hinsichtlich des „guten Umweltzustandes“ im Rahmen der MSRL verwendet werden können. Auffällig ist die „Lücke“ beim Deskriptor 10.1.3: Da hier noch keine Empfehlungen oder methodischen Standards existieren, gibt es auch noch keinerlei Vergleichsdaten für eine künftige Bewertung. Genau hier greift die methodische Entwicklung der vorliegenden Arbeit: Zur Erfassung der räumlichen und zeitlichen Ver-

Tab. 1: Zusammenfassung der vorhandenen Daten und Bewertungssysteme als mögliche Grundlage zur Feststellung des guten Umweltzustandes (nach BMU, 2012: 42)

Deskriptor	Kriterien und Indikatoren gemäß KOM-Beschluss 2010/477/EU	Mögliche Grundlage zur Beschreibung eines guten Zustands
10.1 Eigenschaften von Müll in der Meeres- und Küstenumwelt		
10.1.1	Trends der Mengen von angespülten und/oder an Küsten entsorgten Abfällen (Mülldeiche) einschließlich Analyse ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung und, soweit möglich, der Quellen	OSPAR-Spülsaummonitoring (OSPAR, 2007a)
10.1.2	Trends der Mengen von Abfällen in der Wassersäule (einschließlich derjenigen, die an der Wasseroberfläche treiben) und auf dem Meeresboden, einschließlich Analyse ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung und, soweit möglich, der Quelle	Datenauswertung aus Befliegungen (Makromüll, mit AIS-Daten korreliert)
10.1.3	Trends von Mengen, Verteilung und möglichst Zusammensetzung von Mikropartikeln (insbesondere Plastik)	
10.2 Belastung des Lebens im Meer durch Müll		
10.2.1	Trends von Mengen und Zusammensetzung von Müll, der von Meerestieren verschluckt wird (Magenuntersuchungen)	OSPAR-Spülsaumbeprobung Monitoring von Seevögeln (Sammlung und Untersuchung gestrandeter Eissturmvögel für OSPAR EcoQO, Registrierung strangulierter Vögel) TMAP-Seehundmonitoring Todfundmonitoring von Seehunden und Kleinwalen Kegelrobbenmonitoring

teilung von Mikroplastik-Teilchen ist ein einfaches, standardisiertes Verfahren nötig, welches die Vergleichbarkeit der erhobenen Daten gewährleistet und dennoch schnell und kosteneffizient durchführbar ist, sofern betreffende Proben erst einmal vorliegen.

Die Notwendigkeit hierfür wurde jedenfalls betont, da die tatsächliche Belastung und deren Folgen bisher kaum absehbar sind:

„Bereits in der Meeresumwelt vorhandene Kunststoffe können degradieren und enden letztlich als Mikropartikel. Ein verloren gegangenes Fischereinetz aus Nylon kann bis zu 600 Jahre für den vollständigen Verfall benötigen. Bewirkt es zunächst das Verfangen, Verheddern und Strangulieren von marinen Organismen, kann es zu einem späteren Zeitpunkt durchaus als Kleinpartikel von Meeresorganismen oral aufgenommen werden. Auf der Oberfläche akkumulierte Schadstoffe werden damit ebenfalls aufgenommen und können sich in der Nahrungskette anreichern und z.B. reduzierte Fruchtbarkeit bewirken“ (BMU, 2012: 43).

Für die letztgenannten Aussagen fehlen allerdings derzeit noch die entsprechenden wissenschaftlichen Nachweise. Deshalb wird auch sehr viel Grundlagenforschung im Bereich der qualitativen Erfassung und Bewertung von Mikroplastik betrieben, was u.a. ein Workshop namens „Microplastik! Quo Vadis?“ am 05. & 06.09.2012 in Bremerhaven gezeigt hat (vgl. Kapitel 2.2).

2.2 Aktuelle Forschungsansätze zur Bestimmung der Mikroplastik-Belastung in marinen Lebensräumen

Bevor sich die Frage einer möglichen Separation stellt, sollte zunächst geklärt werden, was „Kunststoffe“ eigentlich sind. Es handelt sich bei „Plastik“ um „vorwiegend organische, makromolekulare Stoffe [(Kohlenstoffverbindungen)], die durch Modifikation [...] hochmolekularer Naturstoffe oder durch Aneinanderlagerung reaktionsfähiger niedermolekularer Verbindungen hergestellt werden. [...] Ihr Aufbau ist dadurch charakterisiert, daß [sic] in periodischer Folge einfach gebaute [...] Verbindungen miteinander verkettet sind“ (Wagner, 1974: 9). Dies ist der Grund, warum Plastik auch bei Zerkleinerung (physikalischer Verwitterung) im Wesentlichen seine Eigenschaften beibehält: Die Molekülketten (Polymere) bestehen aus sich ständig wiederholenden Grundeinheiten (Monomere).

„Den Herstellungsgang eines vollsynthetischen Kunststoffes kann man im wesentlichen [sic] in zwei Abschnitte unterteilen. Im ersten Abschnitt werden die Rohstoffe, wie z. B. Erdöl, Kohle und Erdgas, in Verbindung mit Kalk, Kochsalz, Wasser und Luft zu niedermolekularen Kunststoffausgangsstoffen, den sogenannten Monomeren, verarbeitet. Im zweiten Abschnitt werden diese Monomere mit sich selber oder in Verbindung mit anderen Monomeren zu langen Kettenmolekülen oder ausgedehnten Netzwerken, den Polymeren oder Makromolekülen, verknüpft“ (Wagner, 1974: 38 f.).

Abbildung 1 zeigt als Schema vereinfacht die Möglichkeiten der organischen Chemie, aus simplen Ausgangsstoffen vollsynthetische Kunststoffe zu gewinnen.

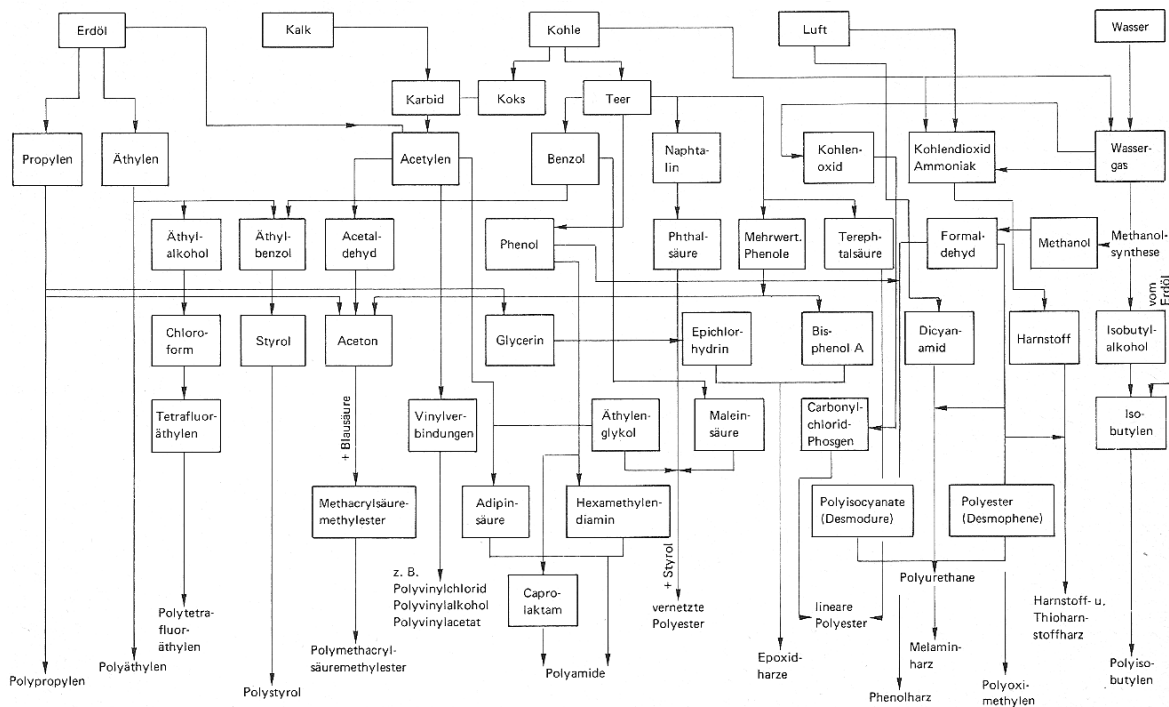


Abb. 1: Schema zur Gewinnung von vollsynthetischen Kunststoffen (Endprodukte unten), ausgehend von einfachen Rohstoffen (oben) (Wagner, 1974: 39)

In der weiteren Betrachtung werden vor allem die Stoffe Polyethylen und Polypropylen von Bedeutung sein: Diese beiden Polymere weisen eine Dichte von $< 1 \text{ g/cm}^3$ auf und sind somit sowohl im Wasser schwimmend als auch bei den noch näher zu beschreibenden, gängigen Trennverfahren als auffindbar zu erwarten (Franck, 2006; Wagner, 1974). Zunächst aber soll an dieser Stelle eine kurze Charakterisierung der genannten Stoffe erfolgen.

Polyethylen (PE) kann in hauptsächlich zwei Verfahren hergestellt werden: Im Hochdruckverfahren wird das Ethylen polymerisiert, wobei sich Polyethylen niedriger Dichte (LD-PE) in stark verzweigten, langen Ketten bildet. Im Niederdruckverfahren bildet sich kristallines Polyethylen hoher Dichte (HD-PE) ohne Kettenverzweigungen (BASF, 2010; Franck, 2006; Wagner, 1974). Merkmale sind u.a. „wachsartige Oberfläche, flexibel bis steif [...], schlagzäh, unzerbrechlich, PE hart ist sterilisierbar bei $120 \text{ }^\circ\text{C}$, sehr gute elektrische Eigenschaften, nicht aromadicht, geringe Wasseraufnahme [...] durchscheinend bis opak, gut einfärbbar“ (Wagner, 1974: 62). Als Anwendungsbeispiele können für LD-PE „Schutz-, Verpackungs-, Schrumpffolien; Säcke; Beschichtungen; Hohlkörper;

elektrische Isolierteile; Rohrleitungen [...]“ (Wagner, 1974: 62) genannt werden. Für HD-PE werden bei Wagner (1974: 62) u.a. „Lager- und Transportbehälter [...]; Verschlüsse; Rohrleitungen [...]; Folien; [...] Haushaltswaren; Elektrozubehör; [...] Pumpen, Filter, Lüfter; [...] Baueimer; Spielzeug [sowie] Monofile für Gewebe und Netze“ genannt.

Polypropylen (PP) wird bei Wagner (1974: 62) als „härter, temperaturfester, weniger kältefest als PE“ beschrieben. Zu den Anwendungsgebieten zählt Wagner (1974: 62) „Gerätegehäuse; Rohrleitungen; Armaturen; Elektrozubehör; Kraftfahrzeugteile [...]; sterilisierbare medizinische Geräte; Koffer; Apparate der chemischen Industrie; [...] Haushaltswaren; Schuhabsätze; Folien; Erntebindegarne; Verpackungsbänder; [...] Teppichgrundgewebe“.

Es ist klar, dass die Aufzählung hierbei nicht umfassend sein kann. Dennoch gibt sie einen ersten Eindruck von der vielseitigen Verwendbarkeit der beiden Kunststoffarten PE und PP. Wagner (1974) beschreibt ferner eine von der BASF entwickelte Methode zur Bestimmung der Kunststoffart: Neben Brennprobe und Lösungsmitteltest wird an erster Stelle die sogenannte „Schwimmprobe“ angeführt, wodurch speziell PE und PP aus einer Menge unbekannter Kunststoffe ermittelt werden können.

Diese Informationen vorweggeschickt, verwundert es nicht, dass Hidalgo-Ruz et al. (2012: 3060) in ihrem Review feststellen, dass „die meisten Studien [...] die gefundenen Plastikfragmente als Polyethylen und Polypropylen Polymere“ ausweisen.

Betrachtet man den Umfang der Kunststoffproduktion, so wird ersichtlich, dass die mit Plastik und Mikroplastik assoziierten Probleme noch viele kommende Generationen beschäftigen werden. Als durchschnittliche Abbauzeiten werden je nach Quelle mehrere Jahrhunderte (Thompson et al., 2004) oder bis zu 450 (Derksen et al., 2012) bzw. 600 Jahre (BMU, 2012) angegeben.

So vorteilhaft diese typischerweise kohlenstoffhaltigen Polymere sind (einfach herzustellen, formbar, flexibel, leicht, beständig etc.), so schädlich sind sie in der Regel am Ende ihres „Lebenszyklus“, wenn sie nicht mehr „gebraucht“ werden. Die zuvor beigefügten chemischen Zusatzstoffe (z.B. Farben, Weichmacher) werden beim Verbrennen als giftige Dämpfe abgegeben oder als Schadstoffe während der Zersetzung langsam freigesetzt (Leser, 2005). Ferner können die Kunststoffe auch als Träger von toxischen Substanzen (wie PCB oder DDT) fungieren bzw. diese akkumulieren und somit eine Gefahr für das Nahrungsnetz darstellen (Liebezeit, 2011; Moore et al., 2001): Im zentral-pazifischen

„Müllstrudel“ wurde im Jahr 2002 bis zu „6 Kilo Plastik für jedes Kilo Plankton nahe der [Wasser-]Oberfläche“ (UNEP, 2005: 4, eigene Übers.) gefunden. Mikroplastik stellt damit für eine Vielzahl an Kleinstlebewesen, aber auch für höhere Trophieebenen (Sekundärkonsumenten), eine Gefahr dar (Nybakken & Bertness, 2005; Raloff, 2011). Man muss ferner bedenken, dass viele Untersuchungen lediglich die oberflächennahen Schichten beproben, Kunststoffe sich jedoch durch Einwirkung von Wind auch vertikal im Meerwasser vermischen und damit in tieferen Schichten zusätzliche Mengen Plastik vorhanden sind (Kukulka et al., 2012).

Zwar werden die genannten Stoffe oft nur für eine kurzzeitige Verwendung produziert (beispielsweise als Verpackungsmaterial oder Einweg-Besteck etc.), ihre Entsorgung trägt dem jedoch nicht unbedingt Rechnung:

„Allein in Deutschland fielen im Jahr 2009 insgesamt etwa 4,9 Mio. t Kunststoffabfälle an, von denen immerhin 96 % stofflich oder energetisch wieder verwertet wurden [...]. Dennoch ist die Menge an Kunststoffmüll, der sich weltweit dem Wiederverwertungs-Kreislauf bzw. einer ordnungsgemäßen Deponierung auf verschiedenen Pfaden entzieht, nicht zu unterschätzen. Daher ist es in Zukunft nötig, nicht nur Herstellungsprozesse, Verbraucherverhalten und Verwertungsquoten zu optimieren, sondern insbesondere den Anteil biologisch abbaubarer Kunststoffe, die überwiegend aus nachwachsenden Rohstoffen gewonnen werden, zu erhöhen, um die verschiedenen Umweltkompartimente vor dem langlebigen Plastikmüll zu schützen. Der Anteil der Biokunststoffe an der Gesamtkunststoffproduktion betrug beispielsweise im Jahr 2005 in Deutschland lediglich 0,05 %“ (Derksen et al., 2012: 102).

Etwa 6,4 Mio. t Abfälle (davon „etwa 60-80 % Kunststoffprodukte“ (Derksen et al., 2012: 102)) gelangen jährlich in die Meeresumwelt. Hiervon sinken etwa 70 % auf den Meeresboden und der Rest schwimmt etwa zur Hälfte an der Meeresoberfläche und wird zur anderen Hälfte an den Stränden angespült (UNEP, 2005).

Angaben zur Herkunft des Mülls schwanken in der Literatur sehr stark. So wird z.B. bei Derksen et al. (2012: 102) angegeben, dass der Plastikmüll zu „80 % auf terrestrische Quellen“ zurückzuführen ist. JRC (2011: 54) gibt für das Mittelmeer ebenfalls „80 % from land-based activities“ an. Auch Liebezeit (2011: 41) führt an, „dass der überwiegende Teil des Plastikmülls von Land stammt“, schränkt jedoch in Bezug auf die Nordsee ein, dass hier „vor allem Fischerei und Schifffahrt [...] den größten Anteil zur Müllbelastung des offenen Meeres und der Küsten beitragen“. Im Vorwort des „Marine Litter“ Reports des United Nations Environment Programme (UNEP, 2005) ist von 8 Mio. „items“ Meeresabfall die Rede, die tagtäglich im Meer entsorgt werden. Hiervon sollen wiederum

5 Mio. „items“ von Schiffen verloren oder über Bord geworfen werden. Folglich sind auch Angaben wie das Treiben von durchschnittlich 13.000 Plastikteilen pro Quadratkilometer auf den Weltmeeren wenig verwunderlich (UNEP, 2005).

Durch internationale Verträge wie z.B. das MARPOL-Übereinkommen von 1973 sollten die Meere bereits gut geschützt sein (BSH, 2012). Hier regelt insbesondere die Anlage V, die von 139 Ländern (darunter alle EU-Mitgliedsstaaten) ratifiziert wurde (Stand: 16.02.2009), dass das Verklappen jeglicher Sorten von Kunststoffen generell verboten ist (BSH, 2012; UNEP, 2005; UNEP 2009). Speziell im Raum der Nordsee greift ferner das OSPAR-Abkommen von 1992, welches von 15 (direkten oder indirekten) Nordsee-Anrainerstaaten als Kooperationsmechanismus zum Schutz der Meere genutzt wird (OSPAR, 2012). Trotz teilweise hoher Aufwendungen für Aufklärungsarbeit und beispielsweise Strandreinigungsaktionen zeigt sich jedoch ein Anstieg des Müllproblems (UNEP, 2005).

Wie schon in Kapitel 2.1 gezeigt, hält die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) derzeit keinerlei Methoden bereit, die der Erfassung von Mikroplastik als Momentaufnahme oder auch für ein langfristiges Monitoring dienen könnten (vgl. Tabelle 1). Auch in den UNEP/IOC Richtlinien taucht nichts zum Thema „Erfassbarkeit von Mikroplastik“ auf. Es findet sich hier lediglich die Erwähnung, dass eine solche Erfassung technisch sehr aufwändig wäre und dass selbst fragmentierte Plastikstücke immer noch eine Bedrohung für die Umwelt darstellen und nicht als zersetzt bzw. abgebaut betrachtet werden können, nur weil sie soweit zerkleinert wurden, dass „man sie nicht mehr sieht“ (UNEP/IOC, 2009: 8).

Von der National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) der Vereinigten Staaten von Amerika wurde als Einteilung die Größe von 0,33 bis 5 mm für Mikroplastik vorgeschlagen und auch nach wie vor in aktuellen Forschungsansätzen als Grundlage beibehalten (NOAA, 2012). Im europäischen Raum wird generell von Mikroplastik gesprochen, wenn die Partikel einen Durchmesser < 5 mm aufweisen, dabei aber oft betont, dass bisher „keine Minimum-Größe für Mikroplastik definiert worden ist“ (Hidalgo-Ruz et al., 2012: 3067, eigene Übers.). Im aktuellen Review über die Methoden zur Identifizierung und Quantifizierung von Mikroplastik in der Meeresumwelt (Hidalgo-Ruz et al., 2012) ist ferner zu lesen, dass unter den 68 verglichenen Studien die kleinste ausgewiesene Größe bei „1 μ m Durchmesser und 20 μ m Länge in Sedimentproben“

(Hidalgo-Ruz et al., 2012: 3067, eigene Übers.) lag. Eine internationale, wissenschaftliche Verständigung oder umweltpolitische Festlegung, was künftig einheitlich unter dem Begriff „Mikroplastik“ zu verstehen und zu behandeln ist, fehlt derzeit und besteht selbst innerhalb der Bundesrepublik Deutschland nicht.

Im Allgemeinen lassen sich primäre und sekundäre Partikel unterscheiden, wenn es um Mikroplastik geht (JRC, 2011; Liebezeit, 2011). Unter primären Partikeln sind alle Plastikteile zu verstehen, die bereits als fertige Objekte die Größe von Mikroplastik aufweisen – so z.B. „pre-production pellets“, Granulat oder Pulver, also Stoffe, die in der Kunststoffindustrie gefertigt oder weiter verarbeitet werden. Daneben gibt es die Produkte auch als Bestandteil von Scheuermitteln, Peeling-Cremes oder als Sandersatz beim Sandstrahlen. Zu beachten ist hierbei, dass die „Roh-Plastikpellets der verschiedenen Größen im Produktions-, Transport- und Verarbeitungsablauf durch unsachgemäßen Umgang und Leckagen [...] in die marine Umwelt gelangen können [wohingegen], [...] die in Putz- und Reinigungsmitteln enthaltenen winzigen Plastikglobuli generell nicht von Kläranlagen erfasst [werden] und [...] daher über die Abwässer der Endnutzer ins Meer [geraten]“ (Derksen et al., 2012: 103 f.).

Sekundäre Partikel sind alle größeren Kunststoffe, die durch mechanische und chemische Einwirkung auf Dauer soweit zerkleinert wurden, dass sie der Größenfraktion nach ebenso dem Mikromüll zuzuordnen sind (Derksen et al., 2012; JRC, 2011; Liebezeit, 2011).

Ein weiterer interessanter Aspekt sind die als Quellen infrage kommenden Textilfasern, deren Anteil an der Gesamtbelastung bisher stark unterschätzt worden sein dürfte (Browne et al., 2011; JRC, 2011; Raloff, 2011):

„Ein großer Teil der Mikroplastikpartikel weist auch eine fädige Struktur auf [...]. Während man bisher davon ausging, dass diese Plastik-Fasern überwiegend durch den Abrieb von Seilen und Netzen aus Fischerei und Schifffahrt entstehen, zeigt [sich] [...] nun [...], dass diese Fasern von ihrer Zusammensetzung und Form her nur von Textilien aus Synthetikmaterialien stammen können. Ein einzelner Synthetik-Pullover kann in der Waschmaschine pro Waschgang und pro Liter Waschwasser bis zu 1.600 Fasern verlieren. Diese Fasern sind sehr klein und werden daher nicht von den Kläranlagen zurückgehalten. Diese neu gefundene Quelle von Mikroplastik erklärt auch die Tatsache, warum die Belastung von Küsten mit Mikroplastik in dicht besiedelten Regionen der Erde besonders hoch ist. Da ferner der Anteil von Bekleidung aus Kunstfasern noch in Zukunft zunehmen wird (steigender Preis der Naturfasern, zunehmende Entwicklung und Nutzung von neuen

Synthetikfasern für Sport- und Funktionsbekleidung), dürfte die Belastung der Weltmeere mit Mikroplastikfasern in der Zukunft weiter ansteigen“ (Derksen et al., 2012: 104).

Die gängige Methodik zur Erfassung von Mikroplastik geht (in jeweils leichten Abwandlungen) auf Thompson et al. (2004) zurück, die auch den Begriff „Mikroplastik“ zum ersten Mal verwendeten (Hidalgo-Ruz et al., 2012): Aus Sedimentproben werden durch Dichte-Trennung die leichteren Partikel vom relativ schweren Sediment (Dichte von Sand ca. 2,65 g/cm³) getrennt. Hierzu wird das Sediment mit gesättigter Kochsalzlösung (oder anderen Lösungen) gemischt und geschüttelt. Der Überstand (Suspension) wird auf einen Filter abgossen und (üblicherweise durch Vakuumfiltration) von der Flüssigkeit getrennt (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Hier zeigen sich bereits mehrere Nachteile in der Methodik: Weder die „Schüttelzeit“ noch die Wartezeit bis zum Absetzen der Sedimentpartikel aus der Suspension werden einheitlich angegeben oder liegen standardisiert vor. Der Überstand ist beim beschriebenen Verfahren zunächst „eingetrübt“ und in den Filtern landet damit relativ viel Sediment, wenn zu früh abgossen wird. Auch den Vorgang des Abgießens kann man schlecht standardisieren.

„Keine der durchgesehenen Studien gab im Detail an, wie der Überstand extrahiert wurde. Anteile des Mikroplastiks könnten an den Gefäßwänden des Schüttelbehälters anhaften bleiben, was zum Teilverlust der Probe während der Prozedur führt“ (Hidalgo-Ruz et al., 2012: 3064, eigene Übers.).

Auch kann sich nach dem Schütteln Kunststoff beim Absinken des Sediments (zusammen mit den langsamen Partikelbewegungen) „nach unten“ drücken lassen und schwimmt somit gar nicht im Überstand. Eine „unveröffentlichte Arbeit hat gezeigt, dass zusätzliche Mikroplastik Fragmente nach der ersten Extraktion gewonnen werden können (R. C. Thompson, persönlicher Informationsaustausch)“ (Hidalgo-Ruz et al., 2012: 3063, eigene Übers.), wenn man die Dichte-Trennung wiederholt. Dies wird auch durch Erfahrungen von Steinecke (2011, pers. Mitt.) bestätigt.

An die Separation schließt sich die eigentliche Bestimmung durch „Auszählen“ der Mikroplastik-Teilchen im Filtrerrückstand unter dem Mikroskop oder unterstützende Bestimmung mittels Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FT-IR) an. Die Ergebnisse werden in der Regel als „Items pro m²“ angegeben (Hidalgo-Ruz et al., 2012: 3060), wengleich auch andere Ergebnis-Darstellungen (z.B. „g Mikroplastik

pro m²“) existieren, was die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Studien zueinander erschwert.

Das visuelle Auszählen bietet den Vorteil, dass auch gleich Formen und Farben der gefundenen Teile festgehalten werden können und somit erste Rückschlüsse auf etwaige Quellen (z.B. Pellet-Form oder eher fädige Struktur) möglich sind. Gleichzeitig birgt das manuelle Zählen jedoch auch eine große Fehlerquelle, da es sehr stark vom subjektiven „Auszählen“ des Bearbeiters abhängt. Zudem ist das Verfahren enorm zeitintensiv bei Mehrfachbeprobung bzw. allgemein größerem Probenumfang.

Die gleiche Herangehensweise wird von JRC (2011) aufgegriffen und spiegelt somit den Stand der Forschung bzw. die gängige Methodik wider, wenngleich sie hier als „kostenintensiv“ (FT-IR notwendig für verlässliche Ergebnisse) und „zeitaufwendig“ bezeichnet wird (JRC, 2011: 48). Deshalb wird ferner darauf verwiesen, dass „die Notwendigkeit zur weiteren Forschung [besteht], um neue Methoden zur Identifikation & Quantifizierung von Mikropartikeln zu entwickeln und anschließend zu validieren“ (JRC, 2011: 51, eigene Übers.).

Hidalgo-Ruz et al. (2012: 3064, eigene Übers.) erwähnen auch noch einmal explizit, dass sich andere denkbare Formen der Separation bisher nicht Erfolg versprechend gezeigt haben:

„Elektrostatische Trennung des Kunststoffes von Sedimenten wurde umfangreich von [...] R. C. Thompson (unveröffentlichte Daten) erprobt. Obgleich sich dieses Verfahren als effizient erwies, wenn es um die Trennung von bekanntem Plastik ging, das zuvor in spezifisches Sediment eingebracht worden ist, so zeigte es sich doch als unzuverlässig bei der Separation von Mischungen verschiedenen Polymers aus eher heterogenem, natürlichen Sediment und organischer Materie.“

Wie in Kapitel 2.1 aufgezeigt, ist der Handlungsbedarf behördlicherseits recht groß, wenn die geforderten Fristen zur Abgabe von Berichten und Empfehlungen über Datenerhebung und Monitoring-Programme eingehalten werden sollen.

Nach einem ersten informellen Fachaustausch, organisiert vom niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) am 21.02.2012 in Oldenburg, fand am 05. & 06.09.2012 ein umfassenderer Workshop namens „Microplastik! Quo Vadis?“ in Bremerhaven statt. An diesem nahmen erneut Behördenvertreter sowie Forschungsinstitute / Universitäten durch Entsendung entsprechender Fachgruppenvertreter teil. Zum Workshop hatte das Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (AWI) in Bremerhaven eingeladen. Ein bislang unveröffentlichtes

Protokoll über die vorgestellten Beiträge sowie festgehaltene Ergebnisse und Empfehlungen wird derzeit noch unter Rücksprache mit den teilnehmenden Forschergruppen erarbeitet. Der Arbeitstitel lautet: „Microplastik! Quo Vadis? Burning issues from a research perspective“.

Während inhaltlich ein großer Teil des Programms eher „qualitative“ Aspekte des Mikroplastiks aufgriff (z.B. Bestimmung der Kunststoffart mittels FT-IR; Akkumulation organischer Schadstoffe an PE-Folien; Aufnahme von Mikroplastik durch Meeresorganismen und biologische Auswirkungen), war aus methodischer Sicht in Bezug zur vorliegenden Arbeit besonders der Gastbeitrag von Prof. Dr. Laforsch und Dipl.-Biol. Imhof von der Ludwig-Maximilians-Universität (LMU) München interessant: Der Erfassung einer etwaigen Mikroplastik-Belastung in limnischen Systemen stehen grundsätzlich die gleichen Schwierigkeiten und Probleme entgegen wie im marinen Umfeld. Zur Bearbeitung entsprechender Forschungsfragen und Anforderungen aus der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ergeben sich ähnliche methodische Notwendigkeiten und so wurde an der LMU der sogenannte Munich Plastic Sediment Separator (MPSS) entwickelt.

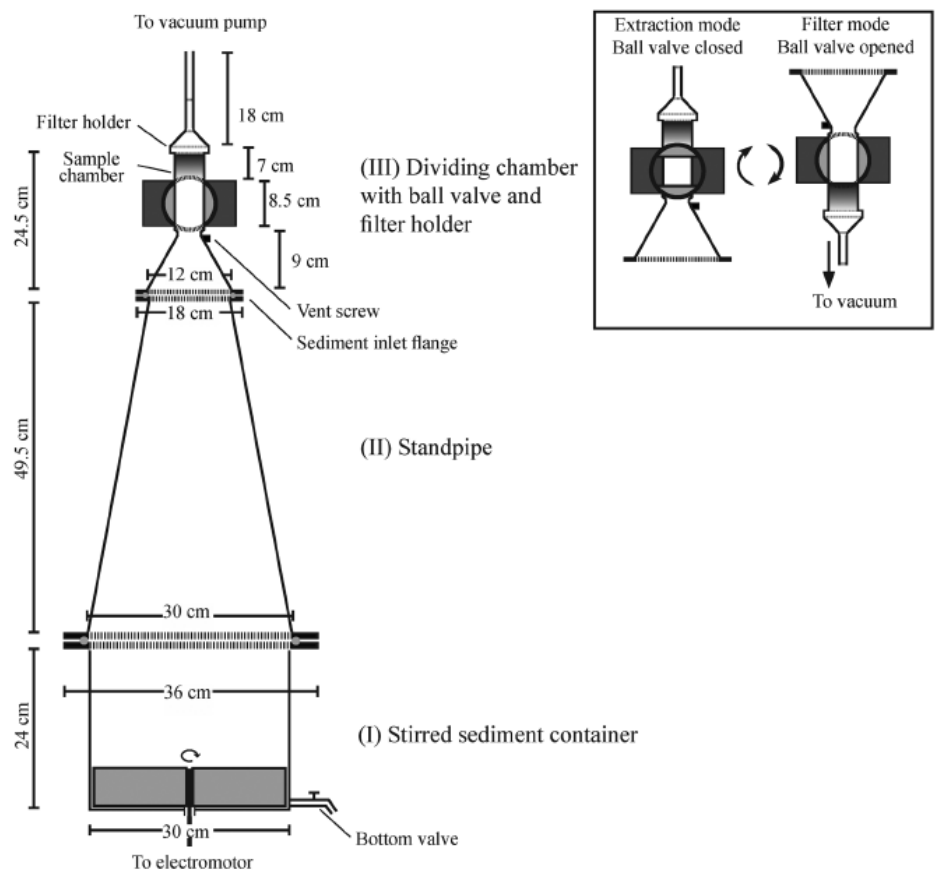


Abb. 2: Schematische Darstellung des MPSS; Ausschnitt oben rechts zeigt die „Trennkammer“, welche zur Filtration der nach oben geschwemmten Kunststoffe abgetrennt werden kann (Imhof et al., 2012: 527)

Die Apparatur und Methodik wurde von Herrn Laforsch und Herrn Imhof im Rahmen des Workshops vorgestellt und soll anhand des ebenfalls aktuell veröffentlichten Beitrags in „Limnology and Oceanography: Methods“ kurz (vereinfacht) aufgezeigt werden:

Es handelt sich beim Verfahren nach Imhof et al. (2012) ebenfalls um eine Dichte-Trennung. Abbildung 2 zeigt den Aufbau des MPSS mit Sedimentbehälter, Standrohr und Trennkammer. Als Trennmedium wird eine Zinkchlorid-Lösung verwendet. Die Sedimentprobe wird durch das zunächst oben offene Standrohr in die Sedimentschale (unten) gegeben. Durch einen elektrisch betriebenen Rotor in der Sedimentschale kann eventuell abgesunkener und unter Sediment „begrabener“ Kunststoff aufgewirbelt werden.

Die Kunststoffteile steigen, da sie spezifisch leichter als das Trennmedium sind, nach oben auf, wo sie sich in der Trennkammer sammeln. Nach erfolgter Separation kann die Trennkammer vom Rest der Apparatur gelöst werden, um die Kunststoffe mithilfe von Unterdruck aus der Lösung zu filtrieren.

Die bei der Erprobung ermittelte Wiederfindungsrate von künstlich zugesetztem Kunststoff liegt den Angaben zufolge bei 100 % für große Mikroplastikpartikel (1 - 5 mm) und 95,5 % für kleine Mikroplastikpartikel (< 1 mm) (Imhof et al., 2012).

Außer den Nachteilen einer etwas teureren Anschaffung des MPSS und ggf. notwendigen, vorsichtigeren Umgangs mit Zinkchlorid bei der beschriebenen Prozedur, dürften die Vorteile klar überwiegen und künftig für die Einführung dieser Methodik sprechen: Das Verfahren lässt sich dem Anschein nach gut standardisieren und ist in den Ergebnissen weitgehend unabhängig vom Anwender und entsprechenden Messfehlern. Ferner können voraussichtlich große Probenvolumina in überschaubarer Zeit und – entsprechende Anzahl Geräte vorausgesetzt – auch parallel untersucht werden, ohne dabei einen allzu großen Personalaufwand zu betreiben (vgl. Mikroskopie – „Auszählen“).

Zur qualitativen Bestimmung können die Filter anschließend noch einer Spektroskopie (z.B. FT-IR) unterzogen werden, um die Ergebnisse der Sedimentproben zu vervollständigen (Menge, räumliche und zeitliche Verteilung anhand der Proben sowie Art des Kunststoffes ermittelt durch FT-IR Analyse).

Ungeachtet dieser aktuell recht Erfolg versprechenden, neuen Methodik, soll in den nachfolgenden Kapiteln der vorliegenden Arbeit eine weitere methodische Herangehensweise zur Separation von Mikroplastik aus Sedimentproben näher vorgestellt werden, was Zielsetzung und Gegenstand der Arbeit ist.

3 Material und Methoden

Um ein möglichst einfaches sowie kostengünstiges Verfahren zur schnellen Bestimmung der Masseanteile Kunststoff (mg pro kg Trockenmasse Sand) zu finden, wurden im Vorfeld (Frühjahr 2012) verschiedene Überlegungen angestellt. In ersten kleinen Versuchen zeigte sich jedoch, dass weder elektrostatische Separation noch Glühversuche Erfolg versprechend schienen.

Da die meisten angeschwemmten Kunststoffe ungefähr der Dichte von (Salz-)Wasser entsprechen oder leichter sind, zeigte sich bereits in einer Vorüberprobung, dass eine Separation von Kunststoffen aus Sandproben mittels Eintrag in eine Wassersäule vielversprechend sein könnte. In Kapitel 2 wurden bereits die bestehenden Schwierigkeiten (Vergleichbarkeit untereinander, Aufwand) anderer, ähnlicher Verfahren aufgezeigt.



Abb. 3: Mischprobe aus Sand und kleingeraspeltem Kunststoff

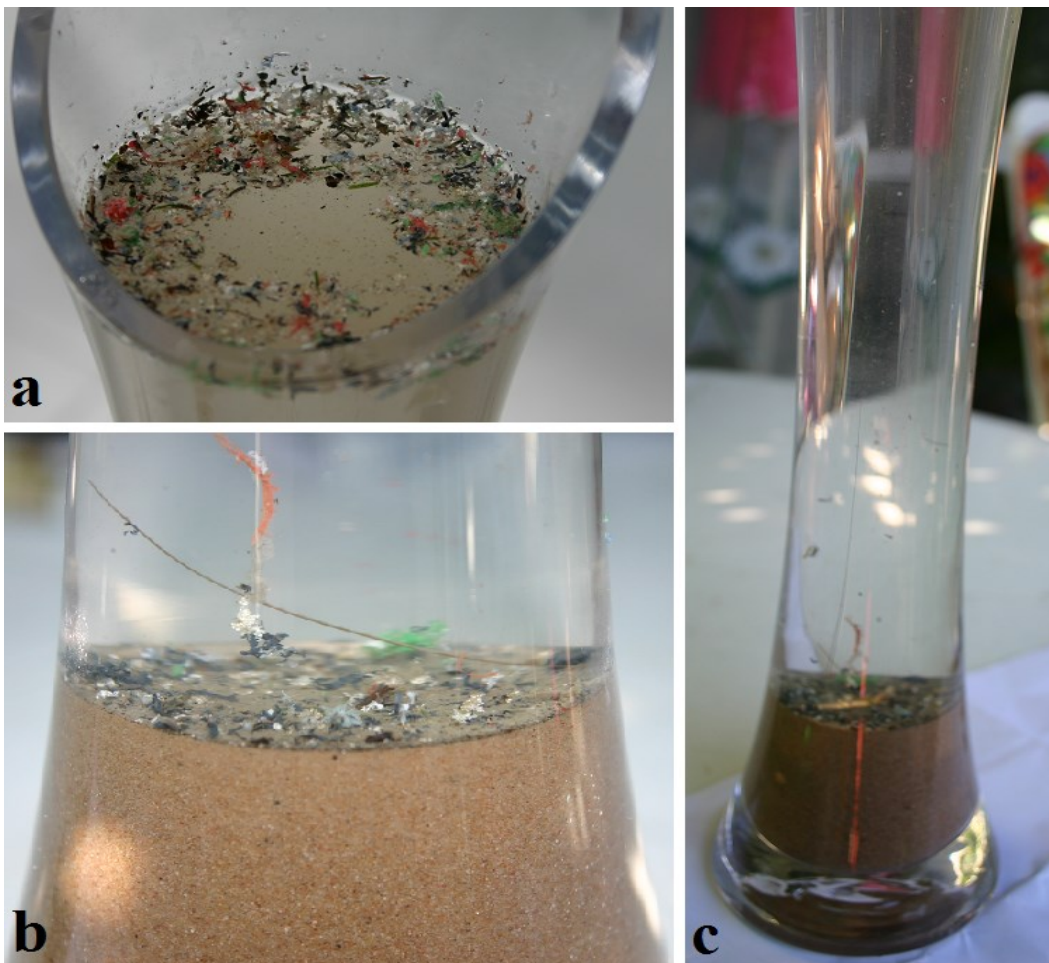


Abb. 4: Mischprobe aus Abbildung 3, eingebracht in Wassersäule: a) schwimmende Partikel; b) abgesunkene Partikel (jedoch deutlich oberhalb des Sandes); c) Kunststoffpartikel in Schwebelage

Abbildung 3 und 4 zeigen die leichte und eingängige Funktionsweise bzw. den „Separationserfolg“: Direkt nach Eintrag der Mischprobe ins Wasser sinken die Sandpartikel sehr schnell zu Boden. Selbst schwere Kunststoffteile sinken aufgrund der Viskosität des Wassers und ihrer relativ großen Oberfläche (im Vergleich zu den eher kugelförmigen Sandkörnern) wesentlich langsamer und setzen sich deutlich erkennbar oberhalb des Sandes ab. Ein weiterer Teil bleibt relativ lange „indifferent“ in der Schwebelage und kann somit aus der Wassersäule extrahiert werden, während der größte Anteil direkt auf der Oberfläche schwimmt und lediglich „abgeschöpft“ werden muss.

Neben reinem Wasser kann zur Separation dank der Wiederverwendbarkeit der Flüssigkeit nach Filtrierung theoretisch auch konzentrierte Salzlösung, eine Zinkchlorid- oder Natriumjodidlösung mit entsprechend höherer Dichte Verwendung finden, sodass auch spezifisch schwerere Kunststoffsorten an der Oberfläche schwimmend anzutreffen sein werden.

Das nachfolgend beschriebene Verfahren (vgl. Kapitel 3.2) mittels reinem Wasser (VE-Wasser) ist jedoch am einfachsten und kostengünstigsten, zumal hauptsächlich schwimmfähiges PE und PP (vgl. Kapitel 2.2) im Spülsaum erwartet wird.

Die in dieser Arbeit verwendeten Begriffe „VE-Wasser“ und „Reinstwasser“ bedeuten die Verwendung von demineralisiertem Wasser unter Verwendung des Laborwasser-Systems „Elix 5“ der Firma Millipore im Falle des VE-Wassers sowie weiter aufbereitetes Reinstwasser unter Verwendung des „Synergy UV“ Gerätes der Firma Millipore.

3.1 Untersuchungsgebiet – Insel Langeoog

Die Mikroplastik-Belastung soll in Zukunft langfristig und laufend an deutschen Küstenabschnitten erfasst werden. Aufgrund der föderalen Struktur Deutschlands und der naturräumlichen Gegebenheiten (Nordseeküste mit ost- und nordfriesischen Abschnitten sowie der Ostsee) macht eine Aufteilung bzw. regional-spezifische Untersuchung Sinn. Das Wattenmeer mit Gezeiten, den vorgelagerten Barriereinseln sowie der Schifffahrtswege und Strömungen der einmündenden Flüsse unterliegt anderen Einflüssen als die Ostsee. Es muss daher ggf. anders beprobt werden als an Ostsee-Küstenabschnitten. Die vorliegende Arbeit dient u.a. auch als Vorabuntersuchung zur Durchführbarkeit der (Schnell-)Erfassung von Mikroplastik-Vorkommen im Bereich der niedersächsischen

3.2 Beschreibung und Funktion des zur Separation verwendeten Absinkzylinders und Beprobungsverfahrens

Probenvorbereitung

In Anlehnung an DIN ISO 11464 (HBU 2.4, 2007) werden die Sandproben zunächst bei 40 °C über einen Zeitraum von drei bis vier Tagen (bis zur Gewichtskonstanz) vorgetrocknet. Anschließend werden die Proben mit einem Sieb der Maschenweite 2 mm vorgesiebt und dabei homogenisiert. Größere Partikel sind bereits optisch als organische Substanz oder Kunststoff zu erkennen. Diese können im Zweifel für den Bereich 2 - 5 mm gemäß Definition (vgl. Kapitel 2.2) separat ausgezählt, gewogen und näher untersucht werden. Von jeder Probe werden je dreimal 50,00 g in Bechergläser eingewogen. Die soweit vorbereiteten Proben werden nun mit Wasserstoffperoxid (H₂O₂) behandelt: Es erfolgt eine Zugabe von 100 ml 15-%iger H₂O₂-Lösung. Das H₂O₂ wird unter lockerer Abdeckung über Nacht einwirken gelassen. Anschließend wird es im Sandbad bei 60 °C unter gelegentlicher Zugabe von VE-Wasser vier bis fünf Stunden „ausgekocht“ um das überschüssige H₂O₂ auszutreiben.

Durch diese Behandlung werden die im Probenmaterial vorhandenen und später sonst störenden organischen Substanzen entfernt. Erneutes Trocknen bei 40 °C, Zusammenführen der Teilproben (dreimal 50 g) und Kontrollwiegung würde eine gute Vergleichbarkeit für den späteren Analyse-Bereich (Vergleichsmessung organischer Substanz durch trockene Veraschung) sicherstellen. Ein einzelnes Becherglas beinhaltet jedoch durch den Vorgang des Überführens insgesamt 150 g Probenmaterial sowie eine Gesamtfüllhöhe der Suspension von ca. 400 - 600 ml. Das Trocknen im Trockenschrank würde hierbei unverhältnismäßig lange dauern. Der Anteil organischer Substanz war im vorliegenden Fall (wie in Kapitel 4.1.1 noch gezeigt wird) ohnehin vernachlässigbar gering. Die Entscheidung fiel daher zugunsten eines nassen Eintrags der (zusammengeführten) Probe direkt aus dem Becherglas ohne vorheriges Trocknen und Kontrollwiegen.

Verfahren (Absinkzylinder)

Die Proben (in Suspension, siehe oben) können vorsichtig aus dem Becherglas direkt in die Wassersäule des vorbereiteten Absinkzylinders gegeben werden. Ein direktes Einfüllen ohne Trichter erwies sich hierbei als die beste Methode.

Der Absinkzylinder wird zuvor vollständig mit VE-Wasser aufgefüllt und dann entsprechend der zuzugebenden Probenmenge ein Stück abgelassen, wodurch noch einmal der angeschlossene Schlauch gespült wird.



Abb. 6: Absinkzylinder – montiert auf abgedichtetem Bodenteil (mit eingesetzter Stange zum Verschluss des Abflusses) und Stabilisierungsstange rechts

Es handelt sich bei dem erwähnten Absinkzylinder um eine Plexiglasröhre, die auf ein abgedichtetes Bodenstück aufgesetzt wird. Abbildung 6 zeigt den Absinkzylinder, der zusammen mit dem Fußteil (rot) als Gesamtstück transportiert werden kann.

Abbildung 7 zeigt das auf dem Fußteil montierte Gegenstück (Bodenstück) zum Plexiglasrohr, welches als Auffangbecken für den Sand fungiert. Mittig im Bodenstück befindet sich eine erhöhte Abflussöffnung zum Ablassen der Wassersäule.

Die Öffnung kann, wie in Abbildung 7 zu sehen, zunächst mit einem eingesteckten Stab verschlossen werden. Nach erfolgtem Einfüllen und Absinken des Sandes kann man die Stange

vorsichtig drehen, um hierdurch abgelagerte Sandpartikel zentrifugal vom Verschlussaufsatz des Stabes zu entfernen. Im Anschluss kann die Wassersäule langsam durch einen dauerhaft mit dem Abflusstutzen verbundenen Kunststoffschlauch in die nachgeschaltete Filtrationsanlage abgelassen werden. Durch die erhöhte Ablassöffnung verbleibt der Sand hierbei im Auffangbecken.

Schwimmende Kunststoffe werden zuvor (mittels Pipette oder über einen Schlauch mit Pumpe und zweitem Auffangbehälter) an der Oberfläche abgesaugt und mit dem Wasser durch ein separates Filterpapier gegeben. Bei diesem Vorgang wird mehrfach mit VE-Wasser der Rand des Absinkzylinders (innen) abgespült um etwaige an der Innenwand anhaftende Partikel mit zu erfassen. Am praktikabelsten zeigte sich das vorsichtige Absaugen mittels Unterdruck und Auffangflasche. Zusätzliches Nachspülen des

Schlauches sowie des Auffangbehälters und Überführen der Plastikteilchen in die Filtrationsanlage erwies sich als effizienteste Lösung (vgl. Kapitel 4.2.2).



Abb. 7: Bodenstück des Absinkzylinders – Auffangbecken für den eingefüllten Sand und durch Stange verschlossener Ablassstutzen

Abmessungen des Absinkzylinders

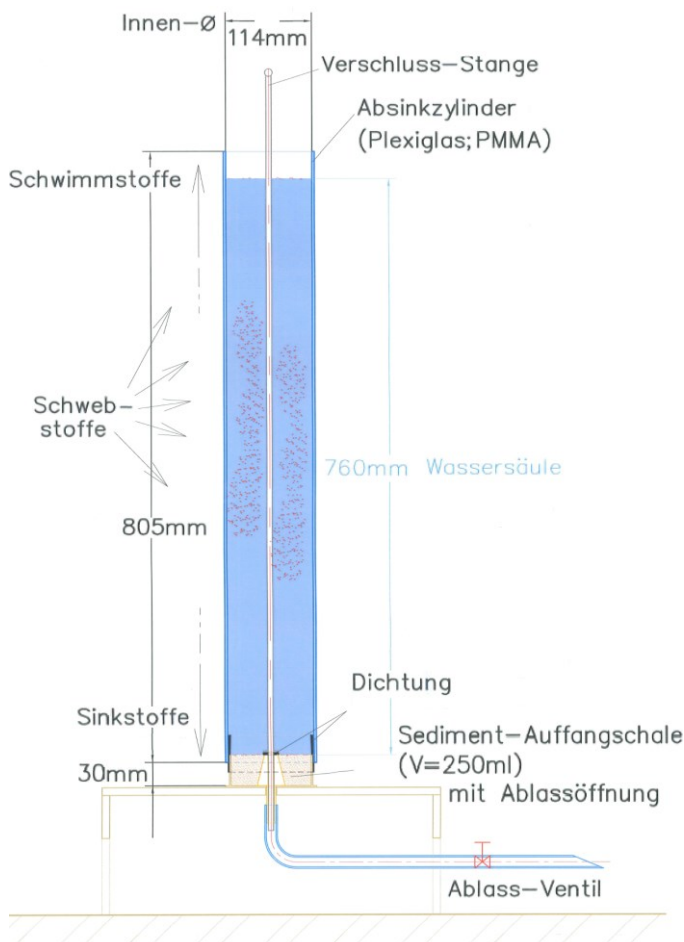


Abb. 8: Schematische Darstellung des Absinkzylinders

Der Zylinder hat eine Gesamthöhe von 80,5 cm und einen Innendurchmesser von 11,4 cm. Im Auffangbecken (Abbildung 7) hat ein Volumen von 250 ml bzw. 370 g (Trockenmasse) Sand Platz. Abbildung 8 zeigt den schematischen Aufbau des Absinkzylinders und dessen Funktionsprinzip.

Die Wassersäule wird vom Boden des Fußraumes bis auf ca. 80 cm aufgefüllt, wobei die Gesamthöhe des Zylinders inkl. Bodenteil 83,5 cm beträgt.

Die Absinkstrecke der Partikel beträgt bis zum oberen Rand des Bodenstückes maximal 76 cm.

Im nachfolgend beschriebenen Testverfahren (Kapitel 3.3) wurde in mehreren Durchläufen mit reinem Sand u.a. die Zeit bestimmt, bis zu der gewartet werden muss, um in der Wassersäule (und damit im Filter) keine Sandpartikel mehr vorzufinden.

Das Ablassen kann durch Schraubklemmen, wie in Abbildung 9 zu sehen, oder angeschlossenen Hahn dosiert werden, um der Filtrationsgeschwindigkeit der benutzten Filter zu entsprechen.



Abb. 9: Mögliche Verwendung von Schraubklemmen am Ende des Ablassschlauches (hier mit äußerem Haltedraht)

Es wurden Faltenfilter der Marke Whatman (Unternehmen GE Healthcare) mit Partikelretention 12-25 μm und einem Durchmesser von 32 cm verwendet. Die jeweilige Leermasse der Filter wird vor Benutzung festgehalten (Wiegen der mindestens 24 h im Trockenschrank (40 °C) getrockneten Filter).

Vor Erreichen des tiefsten Wasserstandes wird der Hahn ganz geöffnet, um eventuell festhängende Kunststoffpartikel aus dem Inneren des Hahnes zu spülen. Um eine Kontamination der Filter durch nachgesaugte Sandkörner beim Trockenfallen des Beckens zu verhindern, muss kurz vor Erreichen des tiefsten Wasserstandes (somit knapp oberhalb der äußeren Gummiabdichtung) das Restwasser in ein separates Gefäß und nicht mehr in den Filter geführt



Abb. 10: Versuchsaufbau mit grün-blauem Ablasshahn und Filtrationssystem

werden, da genau in diesem Moment noch die größten Verunreinigungen durch Sandpartikel während der Testreihen (Kapitel 3.3.2) festgestellt wurden. Abbildung 10 zeigt den kompletten Versuchsaufbau mit am Schlauch angeschlossenen Wasserhahn (grün-blaues Endstück) sowie Unterdruckgefäß zur schnelleren Filtration. Alternativ kann wie in Abbildung 9 zu sehen der Schlauchquerschnitt von außen zur Dosierung der Ablassgeschwindigkeit verengt werden.

3.3 Durchführung von Testreihen

Vor der Erprobung des Verfahrens mit den realen Spülsaum-Proben der Beispieluntersuchung erfolgten verschiedene Testläufe. Als Referenz bzw. reine Blindprobe diente Sand aus dem Untersuchungsgebiet, welcher zuvor trocken verascht (430 °C) worden war um Verunreinigung mit Müll bzw. organischen Rückständen auszuschließen.

Zunächst wurde jedoch eine Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung durchgeführt, um die Eigenschaften des Substrates besser einschätzen zu können.

3.3.1 Korngrößenanalyse, Sandprobe Langeoog

Für die nachfolgende Untersuchung (Kapitel 3.4) ist besonders interessant, wie groß die Anteile Schluff und Ton (gemeinsam) am Spülsaum-Substrat sind, da größere Anteile Schluff und Ton zu längeren Sedimentationszeiten im Zylinder führen oder den Blindwert der Filter erhöhen würden. Ebenso sind die Anteile organische Substanz und Carbonatgehalt (einzeln betrachtet) von Interesse.

Zur Analyse wurden in Anlehnung an DIN ISO 11277 (HBU 5.1, 2005) zunächst sechsmal je 10,00 g Probenmaterial aus einer zu diesem Zwecke separat genommenen Mischprobe in Bechergläser eingewogen. Die Proben wurden anschließend mit 15-%iger Wasserstoffperoxid-Lösung (H₂O₂) behandelt, um die vorhandene organische Substanz zu zerstören. Hierzu wurde jeder Probe je 100 ml H₂O₂ zugegeben und über Nacht mit einem Uhrglas abgedeckt stehen gelassen. Nach mindestens 15-stündiger Einwirkung wurde das überschüssige H₂O₂ durch Erhitzen auf einer Wärmeplatte (ca. 60 °C) eingeeengt und

ausgetrieben. Durch gelegentliche Zugabe von VE-Wasser wurde dabei ein Eintrocknen vermieden.

Nach Abkühlen der Suspension wurden jeweils 35 ml 1 mol/l HCl-Lösung (Herstellung: 83 ml HCl 37 % in 500 ml Reinstwasser lösen und auf 1 l auffüllen) zugegeben und die Bechergläser um weitere 200 ml Reinstwasser aufgefüllt. Hierdurch wurden die vorhandenen Carbonate zerstört. Zunächst wurden die Becher dann auf der Wärmeplatte für 15 min auf ca. 80 °C erwärmt und dabei mehrmals geschwenkt. Unter Abdeckung mittels Uhrglas wurden die Proben erneut über Nacht stehen gelassen. Am nächsten Tag wurde der klare Überstand abpipettiert und jeweils wieder ca. 100 ml Reinstwasser zugegeben. Nach Schwenken der Bechergläser und Absetzen der Suspension wurde die Leitfähigkeit im klaren Überstand geprüft. Diese betrug bei allen Proben noch deutlich über 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, weshalb das beschriebene Verfahren (Abpipettieren, Zugabe von Reinstwasser) insgesamt noch weitere viermal wiederholt wurde. Schließlich betrug die elektrische Leitfähigkeit in allen Bechergläsern weniger als 390 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wodurch nicht nur die Säure ausgewaschen, sondern auch Gips und lösliche Salze als entfernt betrachtet werden konnten (HBU 5.1, 2005).

Die soweit vorbehandelten Proben wurden nun in 500 ml PE-Schüttelflaschen überführt und zusätzlich je 25 ml Dispergierungsmittel (33 g NaPO_3 und 7 g NaCO_3 auf 1 l Reinstwasser) zugegeben. Ein weiteres Auffüllen der Flaschen erübrigte sich, da durch das Ausspülen der Bechergläser und Trichter bereits genug Wasser in den Schüttelflaschen war. Über Nacht wurden die Flaschen in eine Schüttelmaschine gespannt und am nächsten Tag jeweils nass gesiebt. Hierbei wurden die Sandfraktionen ($> 63 \mu\text{m}$) im Sieb zurückgehalten und in separate Abdampfschalen zum Trocknen und späterer Trockensiebung überführt. Die Schluff- und Tonanteile befanden sich weiterhin in Suspension. Die Suspensionen wurden jeweils auf 1 l Volumen mit Reinstwasser aufgefüllt und gut geschüttelt. Aus mittlerer Tiefe im Messzylinder wurde jeweils 25 ml Probenvolumen entnommen und ebenfalls in zuvor ausgewogene Abdampfschalen überführt. Nach Trocknung (bzw. zusätzlicher Siebung und Wägung der Sandfraktionen) konnte durch dieses Verfahren die Korngrößenzusammensetzung bestimmt werden, wobei auf eine genauere Unterscheidung zwischen Ton- und Schluffanteil verzichtet wurde. Dies war für den eigentlichen Versuch ohnehin unerheblich. Ferner war schon der gemeinsame Massenanteil Schluff und Ton an der Gesamtprobenmasse sehr gering. Als Bezugsgröße wurde die Einwaage abzüglich der ermittelten organischen Substanz und abzüglich des

Wassergehaltes genommen. Die Ergebnisse beziehen sich auf die jeweiligen Mittelwerte der sechs Parallelproben und sind in Kapitel 4.1.1 dargestellt.

Parallel zur Korngrößenbestimmung wurde der Anteil organischer Substanz sowie des Wassergehalts wie folgt bestimmt:

In zuvor ausgewogene Tiegel wurden sechsmal exakt 5,0000 g Probe gegeben. Die Tiegel wurden anschließend über Nacht bei 105 °C getrocknet und nach Abkühlen im Exsikkator erneut gewogen. Danach wurden die Tiegel im Muffelofen bei 430 °C über Nacht ausgeglüht, erneut im Exsikkator abkühlen gelassen und ausgewogen.

Die Differenz der Probenmasse bei 40 °C (lufttrocken) und der Rückwiegung nach Trocknung bei 105 °C entspricht dem Wassergehalt. Die Differenz dieser Trockenmasse zur Masse der Probe nach der trockenen Veraschung bei 430 °C entspricht dem Anteil der organischen Substanz.

Für die Bestimmung des Carbonatgehaltes wurde analog zur DIN ISO 10693 (HBU 3.5, 2003) ein volumetrisches Verfahren mittels Eijkelkamp-Calcimeter (Eijkelkamp, 2012) angewandt:

Am vorhandenen Gerät konnten vier Messungen gleichzeitig durchgeführt werden. Zunächst wurden nacheinander zwei Kalibrationsreihen mit jeweils 0,00 g, 0,20 g, 0,30 g und 0,40 g Calciumcarbonat (CaCO_3) durchgeführt. Beim zweiten Durchgang der Kalibrierung wurden die Reaktionsgefäße mit dem eingewogenen CaCO_3 in umgekehrter Reihenfolge aufgestellt, sodass am Platz der zuvor leeren Nullprobe nun der Erlenmeyerkolben mit 0,40 g CaCO_3 stand. Hierdurch konnte für die anschließenden Messungen sichergestellt werden, dass die Ergebnisse nicht durch freigesetztes, jedoch ins Wasser der Bürette lösende Kohlenstoffdioxid (CO_2) verfälscht würden (Sättigung aller Büretten bereits durch freigesetztes CO_2 aus den Kalibrationsproben).

Sowohl bei den Kalibrationsproben als auch bei den tatsächlichen Sandproben wurde zur Probe im Reaktionsgefäß je 20 ml VE-Wasser zugegeben. Die in den anschließend verschlossenen Erlenmeyerkolben befindlichen Reagenzgläser enthielten jeweils 7 ml 10-%ige Salzsäure (HCl). Nach Abschluss des Systems konnte die Salzsäure auf die Probe bzw. das Calciumcarbonat gegeben werden und erzeugte die Freisetzung von CO_2 ($\text{CaCO}_3 + 2 \text{HCl} \rightarrow \text{CaCl}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$), was zu einer Veränderung der Wassersäule führt.

Durch die Werte der zwei Kalibrierungsdurchgänge kann eine Referenzgerade für den absoluten Gehalt an CaCO₃ ermittelt werden, mit deren Funktion dann über den jeweils abgelesenen Stand der Wassersäule der Gehalt an CaCO₃ (welcher im Probenmaterial enthalten ist) berechnet werden kann. In Relation zur Einwaage ergibt sich somit der prozentuale Anteil des Carbonatgehalts.

Für die Messungen wurde beim ersten Durchgang aufgrund der Abschätzung durch einen Vortest gemäß HBU 2.1 (2009) (Aufbrausen der Probe bei Zugabe von HCl) zunächst nur 2,00 g Probenmasse in die Erlenmeyerkolben eingewogen. Da die Reaktion im Versuch jedoch eher gering ausfiel und entsprechend auch der Abfall der Wassersäule eher klein blieb, wurden im zweiten Durchgang 10,00 g Sand eingewogen. Ergebnisse und Berechnungen sind gemeinsam mit der Korngrößenzusammensetzung in Kapitel 4.1.1 zusammengefasst.

3.3.2 Bestimmung der Absinkzeiten und Ermittlung des Blindwertes

Für das in Kapitel 3.2 beschriebene Verfahren ist von entscheidender Bedeutung, nach welchem zeitlichen Abstand (vom Einbringen der Probenmenge bis zum Ablassen der Wassersäule) das Filtrieren begonnen werden kann.

Rechnerisch ergibt sich unter Verwendung der Stokesschen Gleichung (HBU 5.1, 2005) eine Absinkzeit der Sandkörner von höchstens 3 min 34 sec für die feinsten Körner der Feinsandfraktion (63 - 200 µm):

$$t = 18 \eta h / (p_s - p_w) g d_p^2$$

t	Absinkzeit in s
η	Dynamische Viskosität des Wassers in mPa s bzw. g / cm s
h	Falltiefe in cm
p _s	Dichte der Partikel in g / cm ³
p _w	Dichte des Wassers in g / cm ³
g	Erdbeschleunigung in cm / s ²
d _p	Äquivalentdurchmesser der betreffenden Teilchen (Korngrößenfraktion) in cm

(HBU 5.1, 2005)

Allerdings besteht ein Großteil der Probenmasse auch aus Mittelsand (vgl. Kapitel 4.1.1), welcher erheblich schneller sinkt: Sandkörner mit 0,63 mm Durchmesser benötigen beispielsweise lediglich 2,14 Sekunden zum Absinken. Die rechnerisch ermittelten Absinkzeiten konnten im Versuch (Einbringen kleinster Mengen Sand aus den jeweiligen

Fraktionen und Stoppen der Absinkzeit) grob bestätigt werden. Durch die Turbation am Boden beim Eintrag größerer Mengen kommt es jedoch zu aufwärtsgerichteten Strömungen, die eine länger anhaltende Trübung im unteren Drittel des Zylinders zur Folge haben. Ebenso benötigt der leichtere Kunststoff in diesen Mikro-Strömungen eine gewisse Zeit, um an die Oberfläche zu steigen (vgl. Kukulka et al., 2012).

Durch Wiederholung der Testläufe mit reinem Sand (ohne Kunststoffe) konnte sowohl die Durchführbarkeit erprobt als auch ein geeigneter Blindwert zur späteren Subtraktion bei Ergebnissen der realen Beprobung (Beispieluntersuchung, Kapitel 3.4) ermittelt werden.

Es wurde Sand aus den vorhandenen Proben genutzt, der zu diesem Zwecke zuvor im Muffelofen verglüht worden ist, um ihn von einer etwaigen Kunststoffkontamination zu befreien, welche sonst zur Verfälschung der Blindwerte geführt hätte.

Aufgrund der nahezu in Schwebelage befindlichen Schluff- und Tonanteile kommt es zu einer gewissen „Grundverunreinigung“ der Filter, die hier berücksichtigt werden muss und den Blindwert ausmacht. Die ermittelten Ergebnisse sind Kapitel 4.1.2 zu entnehmen.

3.3.3 Verfahrensvalidierung über eigene Kunststoffkontamination

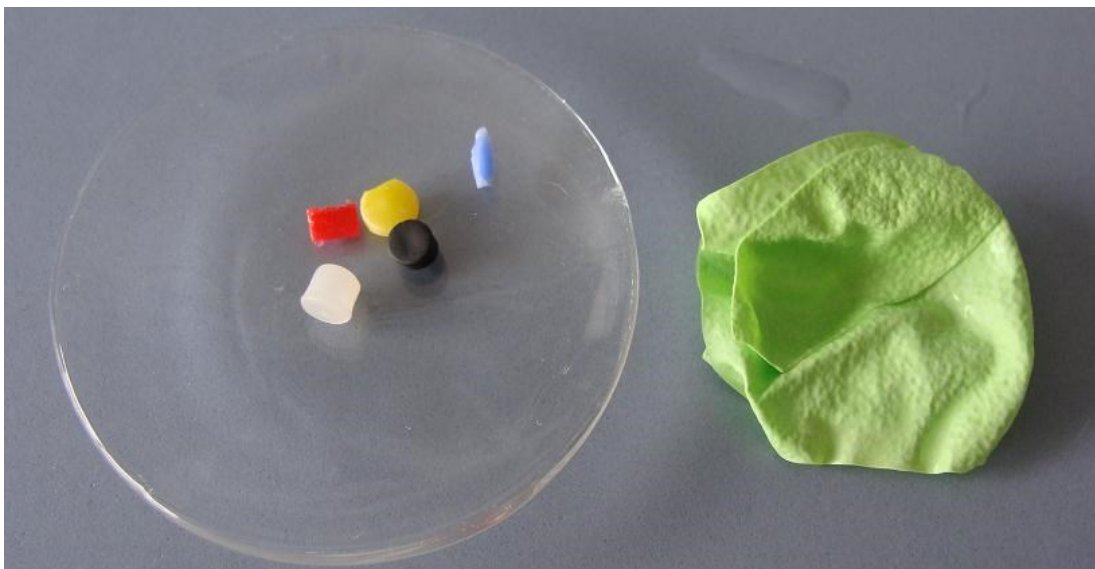


Abb. 11: Versuchskunststoffe zur Ermittlung der Beständigkeit gegenüber H_2O_2

Um zu erfahren, ob sich beim Kunststoff aus Sandproben eventuell eine Gewichtsreduzierung durch Zugabe von Wasserstoffperoxid im Analyseverfahren (vgl. Kapitel 3.2) einstellt, wurden zweimal verschieden große Mengen typischer Kunststoffe (teils Original-Fundstücke angeschwemmten Materials von dänischen Küstenabschnitten)

analog zur in Kapitel 3.2 beschriebenen Vorgehensweise mit Wasserstoffperoxid versetzt sowie vor und nach der Behandlung (und anschließendem Trocknen bei 40 °C) gewogen. Bei den Kunststoffen handelte es sich im Einzelnen, wie in Abbildung 11 zu sehen, um folgende Teile oder Bruchstücke derselben: schwarzes Industriepellet, roter Kunststoff aus Plastikformteil, weißes Pellet, gelbes Pellet, Stück blauer Laborkiste, Teile eines grünen Gummihandschuhs.

Diese Beispieltestreihe ist selbstverständlich nicht erschöpfend oder zwangsläufig repräsentativ für alle auffindbaren Kunststoffe im Meer. Die getesteten Teile sind jedoch subjektiv typischer Größe und Art und schwimmen oder schweben im Wasser.



Abb. 12: Beispiele kleingeraspelter Kunststoffe zur Erprobung des Separationsverfahrens

Desweiteren wurde eine Testreihe gestartet, bei der definierte Mengen kleingeraspelten oder -geschnittenen Kunststoffes (siehe Abbildung 12) in zuvor ausgeglühten Sand (Referenzprobe ohne organisches Material oder Kunststoff) vermengt wurden. Der besseren Vergleichbarkeit zu realen Proben halber, wurde der Kunststoff nass im Sand gemischt, erneut bei 40 °C getrocknet und dann analog zum in Kapitel 3.2 beschriebenen Verfahren beprobt. Unter den Kunststoffen für die Referenzbeprobung befanden sich auch kleingeraspelte, milchig-weiße PE-Flaschen-Teilchen, die somit im Wasser bzw. an der Wand des Absinkzylinders nur schwer auszumachen waren, um nicht nur gut erkennbare, farbige Kunststoffe an der Oberfläche optisch „herauszufischen“. Eine Ergebnisübersicht ist in Kapitel 4.1.3 zu finden.

3.4 Muster-Durchführung der Separation anhand von Beispielproben

3.4.1 Probennahme auf Langeoog

Die Probennahme der Proben A1 bis A11 erfolgte entlang des etwa 70 m langen Streifens zwischen den bereits in Kapitel 3.1 angegebenen Koordinaten durch Entnahme von oberflächlichem, feuchtem Sand mit einer Tiefe des Aushubs von maximal 3 cm. Abbildung 13 zeigt den Aushub und das Abfüllen der Proben in Kunststoffbeutel zum Transport. Ferner wurden zwei Mischproben (M1 und M2) über den Verlauf des gesamten Abschnittes abgefüllt.



Abb.13: Probennahme am Spülsaum der Flutmarke: a) Aushub mittels Metallschaufel; b) vorsichtiges Einfüllen in reißfeste Frischhalte-Beutel

An einer „anthropogen überprägten“ Stelle (Sandburg mit Burggraben) wurde eine Sonderprobe (Z1) genommen. Durch mehrmaligen Eintrag von Wasser und Versickern in diesem Bereich könnte im Vergleich zum ansonsten homogenen Strandabschnitt eventuell eine größere Belastung an Kunststoffpartikeln erwartet werden.

Aufgrund der optisch auffälligen, höheren vorherigen Flutmarke (Hochwasser vom 23.05.2012, 2:10 UHR MESZ) mit vielen sichtbaren organischen und künstlichen Materialien im Spülsaum, wurden noch ergänzend zwei Mischproben (T1 und T2) dieses schon angetrockneten Spülsaumsandes genommen.

Abbildung 14 zeigt den höher gelegenen Strandabschnitt, der zum Vergleich ebenfalls mit beprobt wurde. Gut erkennbar ist hier die Abgrenzung einerseits durch den dunkleren (noch leicht feuchten) gegenüber dem darüber liegenden (von der Flut nicht erreichten) Sand. Andererseits erkennt man den Hochwasserstand auch an der sichtbaren Spülsaumauflage. Rechts im Bild sind einige exemplarische Müllfunde dieses Bereichs. Da der Spülsaum jedoch schon gut angetrocknet war, können die hier genommenen Proben nur allgemeinen Testzwecken dienen. Sie eignen sich nicht zum Vergleich, da von bereits stattgefundenen Verwehungen des trockenen, oberflächlichen und leichten Materials auszugehen ist und die Entnahme somit zu keinem zur Standardisierung empfehlenswerten Zeitpunkt erfolgte.



Abb. 14: Flutmarke vom vorherigen Hochwasser um 2:10 UHR MESZ, 23.05.2012; a) deutlich sichtbarer Spülsaum mit Makro- und Mikromüll; b)-d) Beispiele (Müll) als Detailaufnahmen

Nach vorheriger Überfliegung der Insel am Morgen, fiel die Wahl des Probennahmebereichs auf den eingangs genannten Strandabschnitt. Die Gezeitenströmung führt sowohl an der Nord- als auch an der Westflanke von Langeoog vorbei. Aktuell war dem

Nordwestufer der Insel jedoch eine Sandbank vorgelagert (vgl. Abbildung 5), welche nicht bei jedem Hochwasserstand überspült wurde, sodass rückseitig von dieser kaum mit einem Eintrag von Material zu rechnen war. Deshalb wurde nicht am Westufer der Insel bzw. direkt an der Nordwestspitze beprobt, wie ursprünglich favorisiert.

3.4.2 Probenvorbereitung

Gemäß dem in Kapitel 3.2 beschriebenen Verfahren wurden die Sandproben zunächst bei 40 °C mehrere Tage lang vorgetrocknet. Hierzu wurden die Proben aus den Transportbeuteln in Aluschalen überführt, welche mit Papiertüchern abgedeckt im Trockenschrank abgestellt wurden. Es schloss sich vor Entnahme der Teilproben eine Homogenisierung durch Siebung sowie die erwähnte H₂O₂-Behandlung an.

Da im trockenen Zustand nicht genug Probenmasse vorlag, um mehrere Male je 150 g zu verwenden, wurde abweichend vom beschriebenen Standardverfahren beim zweiten und dritten Durchgang mit jeweils 50 g Sandprobe gearbeitet.

Ergänzend wurden zu jeder Probe mittels trockener Veraschung (analog zum in Kapitel 3.3.1 beschriebenen Verfahren) die Gehalte organischer Substanz bestimmt, um einen Überblick über die Spülsaumbelastung zu gewinnen bzw. eine Abschätzung über das Verhältnis der organischen Substanz zur gefundenen Kunststoffmenge vornehmen zu können.

3.4.3 Durchführung der Messung

Wie in Kapitel 3.2 als Standard-Vorgehensweise (*Probenvorbereitung* und *Verfahren*) beschrieben, wurden die Einzelproben nach erfolgter H₂O₂-Behandlung nass in die Wassersäule des Absinkzylinders überführt. Nach der „Ruhephase“ des Absinkvorgangs wurden die schwimmenden Partikel mittels Schlauch, Auffanggefäß und Pumpe abgesaugt und auf vorbereitete Filterpapiere aufgetragen. Nachspülen des Schlauches sowie der Auffangflasche stellte sicher, dass alle abgesaugten Teilchen in den Filter gespült wurden. Die abzulassende Wassersäule wurde ebenfalls gefiltert, sodass die Rückstände ausgewogen und optisch nachuntersucht werden konnten. Die Geschwindigkeit des Ablass-

vorgangs wurde durch den am Schlauch befestigten Wasserhahn passend zur Filtrationsgeschwindigkeit dosiert.

Die benutzten Filter wurden in Bechergläsern über mehrere Tage im Trockenschrank bei 40 °C gelagert, in Exsikkatoren abkühlen gelassen und erneut gewogen.

Für die parallel durchgeführte trockene Veraschung (Ermittlung der „organischen Substanz“ als Vergleichswert) wurden aus jeder Probe dreimal je ca. 5 g Probenmasse in Tiegel eingewogen, im Muffelofen (430 °C) verglüht, anschließend im Exsikkator abkühlen gelassen und ausgewogen (vgl. Korngrößenanalyse, Kapitel 3.3.1).

Die Ergebnisse sind dem Kapitel 4.2.3 zu entnehmen.

4 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse, Auswertung und jeweils anschließende Fehlerdiskussion der methodischen Erprobung (vgl. Kapitel 3.3) und nachfolgend der Beispielbeprobung auf Langeoog (vgl. Kapitel 3.4) vorgestellt.

4.1 Ergebnisse und Fehlerdiskussion: Blindproben, Testreihen

4.1.1 Korngrößenverteilung

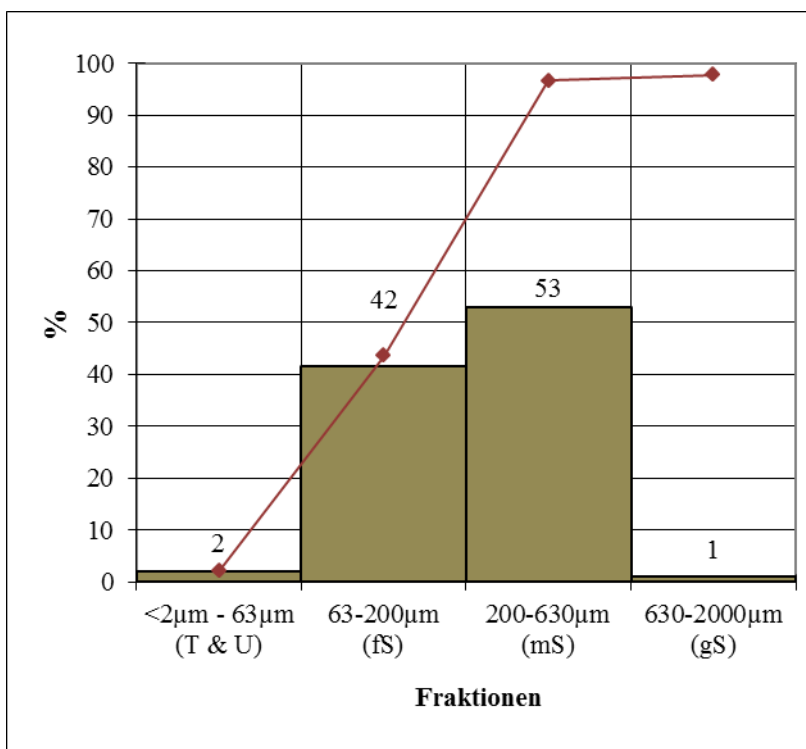


Abb. 15: Mittlere Korngrößenzusammensetzung mit Summenkurve, Strandmischprobe Langeoog

Wie in Abbildung 15 zu sehen, handelt es sich gemäß bodenkundlicher Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005) beim Probenmaterial um Reinsand. Der Anteil Schluff und Ton gemeinsam beträgt weniger als 5 Masseprozent. Das Substrat besteht überwiegend aus Mittel- (53 %) und Feinsand (42 %). Als Bezugsgröße wurde die Masse Trockensubstanz der humusfreien Probe verwendet (vgl. Tabelle 9 im Anhang).

Die Summe aller Fraktionen ergibt 98 %. Da im Zuge des Verfahrens durch die Zugabe von Salzsäure auch die Carbonate zerstört wurden und diese gemäß separater Bestimmung im Mittel ca. 1 % Masseanteil am Probenmaterial betragen, ergibt sich als Gesamtsumme 99 %. Es gab also einen Verlust bzw. eine Messungenauigkeit von 1 %, was durch kleinste

Siebrückstände (Verlust beim Überführen in Abdampfschalen) sowie durch Wägenungenauigkeiten erklärt werden kann.

Da nicht ausgeschlossen werden kann, dass in der verwendeten Probe kleinste Mikroplastikpartikel vorhanden gewesen sein könnten (die im Rahmen der trockenen Veraschung ggf. mit verglüht worden sind) bezieht sich der Begriff „humusfrei“ hier auch auf „kunststofffrei“.

Im Rahmen der Bestimmung für die Korngrößenzusammensetzung wurde ein Mittelwert von 0,21 % (Standardabweichung 0,02) für den Anteil organischer Substanz ermittelt (Tabelle 3 im Anhang). Zudem wurde jedoch als Vergleich für die Erfassung der Kunststoffbelastung bei der Beispielbeprobung jede Einzelprobe noch je dreimal beprobt. Hier lag der Mittelwert der Proben A1-A11 bei 0,15 % (Standardabweichung 0,03; vgl. Kapitel 4.2.3). Der Unterschied lässt sich vermutlich durch die natürliche Schwankungsbreite der messbaren organischen Substanz zwischen der verwendeten, separaten Mischprobe für die Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung und dem Mittelwert der Einzelproben A1-A11 erklären.

Für die Carbonatbestimmung ergab sich nach Durchführung der Kalibrationsreihe eine Referenzgerade (siehe Tabelle 4 im Anhang). Über die Funktion der Geraden ließ sich bei den anschließend gemessenen Werten der Wassersäulen nach HCl-Zugabe der absolute Gehalt Calciumcarbonat der jeweiligen Teilprobe berechnen. Setzt man diesen in Relation zur Masse der Einwaage, erhält man den prozentualen Anteil CaCO_3 (Tabelle 5 im Anhang). Als Mittelwert ergab sich ein Carbonatgehalt von 1,26 % (Standardabweichung 0,16).

Tabelle 8 und Tabelle 9 (im Anhang) zeigen darüber hinaus eine vollständige Aufschlüsselung der Probenzusammensetzung nach Grobsand, Mittelsand, Feinsand, Schluff und Ton sowie Carbonatgehalt, organischer Substanz (ggf. inklusive Kunststoff) und Wassergehalt der (40 °C) lufttrockenen Probe.

4.1.2 Blindwert der Filter

Bei der Durchführung verschiedener Testläufe konnte eine „sichere“ Zeit von 5 min ermittelt werden (ohne tabellarischen Nachweis; subjektive Sichtprüfung), die nach Beginn des Einfüllens der Probe zunächst gewartet wird, bis die Sandpartikel sichtbar abgesunken sind und das Wasser optisch klar erscheint. Anschließend wird der eingesteckte Stab kurz gedreht um aufliegenden Sand abzuschütteln und nochmals 2 min gewartet, während derer jedoch die an der Oberfläche der Säule schwimmende Schicht bereits abgesaugt werden kann. Standardisiert wurde also nach frühestens 7 min das Wasser der Säule langsam abgelassen und durch das in Kapitel 3.2 beschriebene Filtersystem geführt. Der Ablassvorgang dauert dabei ca. 20 min.

Alternativ kann auf den eingesetzten Stab auch verzichtet werden, wenn zu Beginn des Ablassvorgangs kurz das verunreinigte „Totvolumen“ des Schlauches abgelassen wird. Hierbei werden auch die am Ablassstutzen aufliegenden Sandkörner eingesaugt und damit beseitigt. Im Rahmen der Blindproben-Durchgänge konnte festgestellt werden, dass bei dieser Vorgehensweise ebenfalls kaum mit Verunreinigung im Filter zu rechnen ist. Für die nachfolgende Untersuchung der Langeoog-Sandproben wurde daher im Beprobungsverfahren auf den Einsatz des Stabes verzichtet.

Da im Verlauf der Messungen zwei verschiedene Mengen Probenmaterial (zunächst 150 g und später bei Durchgang II und III je 50 g pro Standort) verwendet wurden, wurde auch bei den Filtrationstestläufen zwischen dem Einbringen von 150 g und dem Eintrag von 50 g Probenmasse unterschieden.

Beim Beprobungsverfahren wurden insgesamt je Probe zwei Filter verwendet: Der erste Filter nimmt die an der Oberfläche der Wassersäule abgesaugten Schwimmstoffe auf. Durch den zweiten Filter läuft die gesamte Wassersäule samt etwaig vorhandenem Schluff und Ton aus 50 bzw. 150 g Probenmaterial.

Die lediglich geringe, abgesaugte Wassermenge direkt an der Wasseroberfläche aus dem oberen Bereich des Absinkzylinders enthält kaum Verunreinigungen, welche als Filterrückstände infrage kämen. Der Blindwert für diese Filter beträgt -0,06 g bei einer Standardabweichung von 0,01. Der negative Blindwert bedeutet, dass beim Einstecken und Entnehmen der Filter aus der Vorrichtung sowie beim Trocknen und anschließenden Wiegen ein Masseverlust der Filter von durchschnittlich 0,06 g zu erwarten ist. Dieser Wert wird bei den Ergebnissen (Rückwiegung) der schwimmenden Teile berücksichtigt.

Für die Filter der Schwebstoffe (Wassersäule) ergab sich bei Verwendung von 150 g Probenmasse ein Blindwert von 0,09 g bei einer Standardabweichung von 0,03. Es überwiegt der Eintrag von Restmengen Schluff und Ton gegenüber dem Masseverlust der Filter während des Verfahrens.

Unter Verwendung von 50 g Probenmaterial ergab sich erneut ein negativer Blindwert von -0,03 g (Standardabweichung 0,01).

Die Ergebnisse der Einzelmessungen zur Ermittlung der Blindwerte sind Tabelle 10 im Anhang zu entnehmen.

Größere Messreihen würden sicherlich zu einer genaueren Eingrenzung (kleinere Standardabweichungen) der jeweiligen Mittelwerte führen, allerdings ist auch bei Verwendung der Filter eine gewisse Wirtschaftlichkeit geboten, sodass (mit Ausnahme der „150-g-Reihe“, welche zu Beginn auch gleich für weitere Test- und Erprobungszwecke verwendet wurde) jeweils nur 10 Testläufe durchgeführt wurden.

Fehlerdiskussion

Die trocken veraschten Sandproben dürfen nur je einmal verwendet werden. Für Testreihen zum generellen Versuchsablauf lag es nahe, die Proben aus der Auffangschale wieder zu trocknen und erneut zu verwenden, da die Menge „echten“ Inselfandes begrenzt war. Für die Ermittlung des Blindwertes muss jedoch unbedingt „frischer“ Sand verwendet werden, da sonst bereits nach einem Durchgang Schluff und Ton ausgewaschen bzw. ausgefiltert sind und der Blindwert somit kleiner wird.

Der teilweise ermittelte negative Blindwert ist nach Ausschluss anderer Fehlerquellen auf einen auftretenden Masseverlust (z.B. durch Abrieb) zurückzuführen. Kontrollwiegungen mit anderen Waagen bestätigten die Werte. Auch die geringe Menge Wasserstoffperoxid, die nur noch sehr stark verdünnt in der Wassersäule vorhanden sein kann, kann als Ursache für den Masseverlust ausgeschlossen werden.

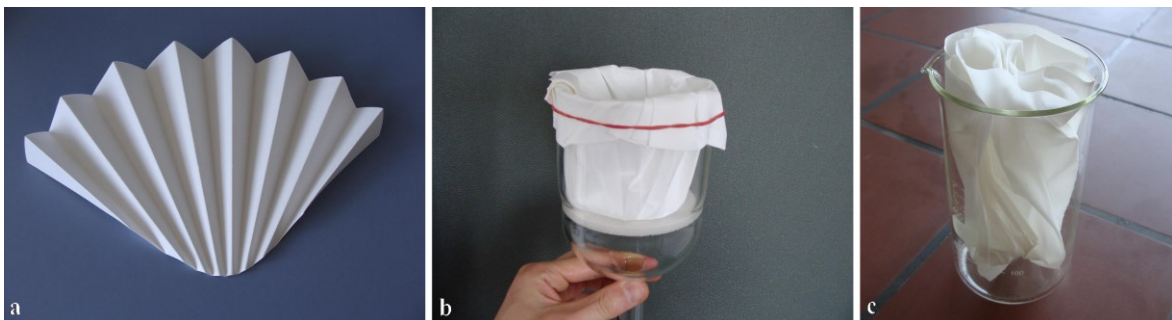


Abb. 16: Whatman Faltenfilter: a) frisch aus der Verpackung; b) eingesetzt im Filteraufsatz; c) nach Filtration im Glasbecher gelagert zur Trocknung im Trockenschrank

Abbildung 16 zeigt die genutzten Filter in verschiedenen Verwendungsstadien (frisch aus der Packung, im Filteraufsatz eingesetzt und zur Trocknung und anschließenden Wiegung im Becherglas).

Die Auswahl der Filter erfolgte zunächst primär nach Kriterien der Funktionalität für die notwendige Durchflussmenge (Größe, Form). Mögliche Ungenauigkeiten der Ergebnisse durch Abrieb beim Einstecken und Herausnehmen der Filter aus den Halterungen oder Transport- und Trockenbehältnissen konnten vorab nicht abgeschätzt werden.

4.1.3 Auswertung der Verfahrensvalidierung, Wiederfindungsrate

Durch die Ergebnisse aus 4.1.1 und 4.1.2 war bereits bekannt, dass es sich beim Probensubstrat um nahezu reinen Sand handelt, welcher erwartungsgemäß nur zu geringen Filterrückständen führt, da er in der Wassersäule schnell absinkt und somit die Messung der Schweb- und Schwimmstoffe kaum beeinträchtigt.

Für die Einordnung der später zu ermittelnden Ergebnisse der Beispielbeprobung oder zukünftigen Untersuchungen ist es von Interesse, zunächst noch zu überprüfen, wie gut das Verfahren funktioniert, wenn bekannte Mengen Mikroplastik in reine Sandproben gemischt werden und „wieder gefunden“ werden sollen.

Mittels der durchgeführten Experimente und Testreihen konnte eine durchschnittliche Wiederfindungsquote von 90 % (17 berücksichtigte Messungen; Standardabweichung 21,7) ermittelt werden. Die Streuung um den Mittelwert samt positiver Abweichungen (oberer Ausreißerwert: 134 %) ist vermutlich auf Messungenauigkeiten zurückzuführen, die besonders im Falle von geringen Plastik-Zugaben zur Probe auftauchen bzw. dann stärker ins Gewicht fallen (vgl. Abbildung 17).

Auch zeigten sich tendenziell bessere Ergebnisse bei Verwendung von nur 50 g Substrat, was erst am Ende der Testreihe und bei insgesamt lediglich vier Proben erfolgte. Hier ist vermutlich die Trennung der Kunststoffe aus dem Sand leichter möglich: Plastikteilchen, die gleich zu Beginn des Vorgangs eingebracht wurden, werden bei einer 150-g-Probe dreimal so lange während des Einfüllvorgangs behindert bzw. eventuell mit nach unten gerissen und können so die Wiederfindungsrate bei größeren Probenmengen verschlechtern. Es hätten noch weitere Durchgänge erfolgen müssen, um die festgestellte Tendenz auch statistisch abzusichern, wofür jedoch am Ende der Laborarbeiten weder Zeit noch Filter zur Verfügung standen.

Tabelle 11 im Anhang gibt die Einzelmessungen wieder. Die angegebene Wiederfindungsquote bezieht sich ausschließlich auf die Einträge des „blauen“ Kunststoffes sowie der weißen PE-Flaschen-Stückchen (vgl. Kapitel 3.3.3) und ignoriert den offensichtlichen Fehlerwert der Messung „TS K 3 (B) & TS K 4 (B)“, da es hier zu Problemen mit der Waage kam. Aus ungeklärter Ursache war die Wiederfindungsrate beim „roten Kunststoff“ unterdurchschnittlich schlecht. Ähnlich schlecht schnitt auch die Wiederfindung vom „grünen Gummi“ ab. Zum einen ließ sich im Falle des Gummis feststellen, dass dessen Teilchen sehr lange in Schwebelage verharrten und beim Ablassen leicht an den Wänden des Absinkzylinders haften blieben. Zum anderen ist generell eine Tendenz dahingehend erkennbar, dass geringere Massen / Anteile beigemengten Kunststoffes auch zu einer prozentual schlechteren Wiederfindungsquote führen. Im Falle des roten Kunststoffes wurden bezogen auf die Masse der Sandprobe lediglich 0,10 % (TS KXX) bzw. 0,06 % (TS K26) Kunststoff beigemischt. Im Falle des grünen Gummis waren es 0,08 % (TS K16) und 0,05 % (TS K22).

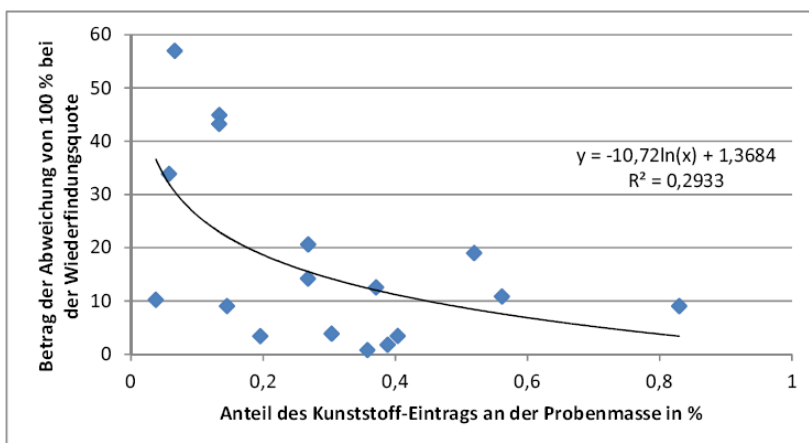


Abb. 17: Betrag der Abweichung von 100 % bei der Wiederfindungsquote in Abhängigkeit vom Anteil des in die Probenmasse beigemengten Kunststoffes (in %)

Abbildung 17 zeigt einen möglichen Zusammenhang zwischen dem Betrag der Abweichung von 100 % bei der Wiederfindungsquote in Abhängigkeit vom Anteil des Kunststoffeintrages in die Probenmasse. Es liegt bei logarithmischer Regression ein Korrelationskoeffizient von $r = -0,54$ vor. Der Zusammenhang ist negativ, da ein höherer Anteil Kunststoff zu einer (relativ) genaueren Wiederfindungsrate führt und damit die Abweichung von 100 % geringer ist. Grundlage der Abbildung 17 sind die Daten aus Tabelle 12, die sich wiederum aus Tabelle 11 ableiten lassen.

Betrachtet man den absoluten Eintrag von Mikroplastik, so ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von $r = -0,31$ bei logarithmischer Regression.

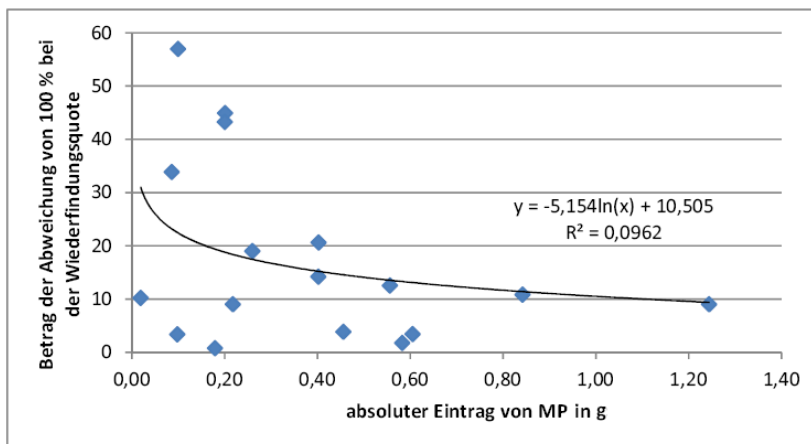


Abb. 18: Betrag der Abweichung von 100 % bei der Wiederfindungsquote in Abhängigkeit vom absoluten Eintrag des in die Probenmasse beigemengten Kunststoffes (in g)

Abbildung 18 zeigt den möglichen Zusammenhang zwischen dem Betrag der Abweichung vom Wert „100 %“ bei der Wiederfindungsquote in Abhängigkeit von der absoluten Menge Kunststoff, die zur Erprobung beigemischt wurde. Datengrundlage sind die Werte der Tabelle 13 im Anhang, welche sich aus Tabelle 11 ableiten lassen.

Es soll hiermit lediglich aufgezeigt werden, dass dem Anschein nach grundsätzlich vorhandene Messungenauigkeiten bzw. natürliche Abweichungen überwiegen. Die Methodik liefert daher zuverlässigere Ergebnisse, wenn vorhandene Kunststoffmengen im Substrat nicht im Bereich der Filterblindwerte bzw. deren Standardabweichungen liegen (vgl. Ergebnisse, Kapitel 4.2.3).

Da nicht beliebig viel experimentiert werden konnte, beschränkte sich die Beprobung hauptsächlich auf die zuvor genannten weißen PE-Teilchen sowie blauen Kunststoff einer Laborkiste.

Derzeit ist nicht bekannt, welche Kunststoffsorten „typischerweise“ im Meer bzw. an den Stränden in Norddeutschland zu finden sind, daher konnte keine repräsentative „Sorte“ Kunststoff (Art, Form, Größe) gewählt werden, um eine geeignete Vergleichsbasis zu schaffen. Erst weiterführende, künftige Studien und der Austausch mit anderen Arbeitsgruppen können die Verfahrensvalidierung weiter eingrenzen und zur Erstellung von „Mikroplastik-Mustersets“ führen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit musste sich die Eingrenzung bzw. Erprobung auf die Eigenschaften „schwimmende“ und (nahezu) „schwebende Kunststoffe“ sowie auf eine „Größe von unter 2 mm“ (bis ca. 0,1 mm) beschränken. Es konnten keine „typischen“ Partikelgrößen erzeugt oder verwendet werden, da diese momentan noch nicht bekannt sind.

Die verwendeten Teile wurden bereits in Kapitel 3.3.3 aufgelistet. Eine genauere chemische Analyse der Kunststoffe oder gezielte Verwendung von bekannten Sorten ließ sich mit den vorhandenen Mitteln und im gegebenen Zeitrahmen nicht realisieren.

Neben verschiedenen, leicht erkennbaren Plastiksarten wurde überwiegend geraspeltes PE-Material (von Labor PE-Flaschen) verwendet, da dieses optisch nur schwer zu erkennen ist und leicht an der Innenwand des Absinkzylinders, an der Wasseroberfläche oder im Schlauch und Auffangbehälter beim Absaugen übersehen werden und somit „verloren“ gehen kann. Die Schwierigkeiten bei der „realen“ Beprobung wurden damit bestmöglich simuliert.

Im Gegensatz zur späteren Beispielbeprobung wurde in der Regel nur je ein Filter pro Probe verwendet – für die abgesaugten schwimmenden Teile ebenso wie für die ggf. schwebenden Teile in der Wassersäule. Die Differenzierung war hierbei nicht von Interesse, da die Kunststoffart (Schweb- oder Schwimmstoffe) ohnehin bekannt war und somit Filter eingespart werden konnten.

Die Einzelergebnisse der durchgeführten Testreihe sind Tabelle 11 im Anhang zu entnehmen.

Wie in Kapitel 3.3.3 beschrieben, wurde überdies geprüft, ob verschiedene Sorten Kunststoff (teils Original-Fundstücke) durch Behandlung mit Wasserstoffperoxid (zum Entfernen der organischen Substanz) Masseverluste aufweisen oder H_2O_2 -beständig sind. Es konnten keine messbaren Masseverluste festgestellt werden (siehe Tabelle 14 im Anhang). Der Mittelwert ergab eine Massedifferenz von -0,0001 g (Standardabweichung 0,0001), was unterhalb der Messgenauigkeit liegt. Es ist somit kein signifikanter Materialverlust des Kunststoffes durch H_2O_2 -Behandlung der Sedimentproben bei den Messungen zu erwarten.

4.2 Ergebnisse und Fehlerdiskussion der Beispielbeprobung

Die vorgenommene Beispielbeprobung diente dazu, anhand von real genommenen Sandproben das Separations-Verfahren zu testen und erste Beispielergebnisse zu liefern. Zunächst erfolgt eine Betrachtung der aufgetretenen Fehler und Probleme bei Probenahme auf Langeoog und Probenverarbeitung im Labor, anschließend widmet sich Kapitel 4.2.3 den Ergebnissen samt Fehlerdiskussion.

4.2.1 Probleme der Probennahme

Wie schon in Abbildung 5 (Kap. 3.1) zu sehen, ist dem Nordwesten der Insel eine größere Sandbank vorgelagert. Eine vorab durchgeführte Befliegung ließ bereits Zweifel aufkommen, ob der zunächst favorisierte Probenstandort am Nordwestufer der Insel geeignet wäre, falls die Sandbank nicht ausreichend überspült würde. Nach Auskunft von Einheimischen (u.a. dem Flugleiter am Flugplatz Langeoog) hätte besagte Sandbank jedoch bei Hochwasser überspült werden müssen.



Abb. 19: a) Blick auf das Westufer der Insel Langeoog vom Norden Richtung Süden; b) Detailaufnahme der vorgelagerten Sandbank im Landeanflug (Blick Richtung Norden)

Abbildung 19 zeigt die vorgelagerte Sandbank noch bei einsetzender Flut. Am aufgrund der Hauptströmungsrichtung für eine Beprobung geeigneten Standort (Nordwestufer der Insel) wird der Strand nicht bei jedem Tidehochwasser direkt angespült. Gegen 14 Uhr MESZ konnte beobachtet werden, dass der Wasserstand am Beprobungstag voraussichtlich doch nicht ausreichen würde, um die Sandbank vollständig zu überströmen. Daher wurde der Entschluss gefasst, die Probennahme weiter östlich durchzuführen, wo auch vom vorhergehenden, nächtlichen Hochwasser ein Spülsaum gut erkennbar war.

Für ein langfristiges Monitoring wird es interessant sein, sowohl die Festlandküste als auch die Inseln engmaschig zu beproben. Bei den Inseln dürfte von Interesse sein, ob sich Mikroplastik-Akkumulationen als räumliches Muster zeigen und z.B. mit vorherrschenden Strömungsverhältnissen korrelieren. Verschiedene Probennahme-Stellen rund um die jeweilige Insel wären daher anzustreben.

Zum Transport der Proben wurden reißfeste, handelsübliche Gefrierbeutel verwendet. Theoretisch besteht hier die Gefahr, bei unsachgemäßem Transport oder während des Befüllens der Beutel, die Proben mit Kunststoff zu verunreinigen. Da jedoch keine qualitative Untersuchung (eventuell Abgabe von Weichmachern aus dem Tüten-Kunststoff in den Sand) angestrebt wurde und sich die Plastikbeutel als hinreichend reißfest zeigten, fiel die Entscheidung auf diese Art des Probenverkehrs. Vorteile waren u.a. die leichte Verstaubarkeit in Tragetaschen sowie das geringere Gewicht der Proben insgesamt (im Gegensatz zum Transport in Metallkisten oder Glasbehältern) – was nicht nur im Hinblick auf den Rücktransport per Flugzeug von Vorteil war.

4.2.2 Fehlerquellen bei Probenbearbeitung und Durchführung der Messungen

Beim Einfüllen der Probe in den Absinkzylinder muss darauf geachtet werden, möglichst gleichmäßig und nicht zu schnell den Sand aus dem Becherglas in die Wassersäule zu überführen.

Geschieht das Überführen zu schnell, besteht die Gefahr, dass einzelne Kunststoffteilchen mit dem Sand nach unten absinken und sich nicht während des Absinkvorgangs lösen können, um wieder nach oben zu treiben. Bei teilweise schnellem Einfüllen konnten im Bodenteil des Absinkzylinders mehrere Kunststoffteilchen optisch gefunden werden, die gut im Sand vermischt waren. Abbildung 20 zeigt das nasse Einfüllen der Sandprobe aus dem Becherglas. Um die Probe vollständig zu überführen, wurden die Bechergläser mit VE-Wasser aus Labor-Spritzflaschen ausgespült. Die in Kapitel 3.3.2 ange-



Abb. 20: Einfüllen einer Probe aus dem Becherglas

gesehen sind, wurden in Kapitel 3.3.2 ange-

sprochene Verwirbelung mit aufwärts gerichteten Strömungen ist ebenfalls erkennbar. Nach dem Einfüllen setzt sich das Sediment rasch ab und die Kunststoffpartikel steigen nach oben. Beim Absaugen der oberflächlich schwimmenden Partikel wurden die Innenwände des Absinkzylinders jeweils mehrfach mit VE-Wasser nachgespült, um etwaige anhaftende Partikel mit zu erfassen.

Für die Vakuum-Filtration sowohl der abgesaugten Bestandteile als auch der noch in Schwebelage befindlichen Stoffe aus der Wassersäule wurden abwechselnd zwei Flaschen (als Auffangbehälter) verwendet. Die größte verfügbare Unterdruckflasche hatte ein Fassungsvermögen von 5 Litern – die Menge Wasser aus dem Absinkzylinder umfasst jedoch ca. 8 Liter.

Abbildung 21 zeigt die verwendeten Flaschen samt aufgesetzter Filter-Halterung, Zulauf mit regelbarem Wasserhahn (grün-blau) sowie angeschlossenem Schlauch als Verbindung zur Pumpe zur Erzeugung des Unterdruckes.

Statt des nötigen Flaschenwechsels wäre ein Unterdruck-Auffangbehälter mit größerem Fassungsvermögen sicherlich wünschenswert gewesen, um den Ablassvorgang ohne Unterbrechung durchführen zu können. Qualitativ dürfte es durch die jeweilige kurze Unterbrechung jedoch zu keiner Beeinträchtigung der Ergebnisse gekommen sein.

Auch die Verwendung des Wasserhahnes zeigte im Gegensatz zur Verengung des Schlauchquerschnittes von außen (mittels Schraubklemmen) keine Nachteile (z.B. Festhalten von Kunststoffteilchen oder Ähnliches).

Da die verwendeten Filter relativ groß sind, ist beim Trocknen nicht nur darauf zu achten, dass diese nicht durch Staub oder Ähnliches verunreinigt werden, sondern auch auf die ausschließliche Verwendung des Trockenschrankes für die Trocknung der Filter. Selbst benachbart gelagerte Bodenproben im Trockenschrank geben so viel Feuchte ab, dass die



Abb. 21: Auffangbehälter (mit Filteraufsatz) für die aus dem Absinkzylinder abzulassende Wassersäule

Filter bei Versuchen durch Aufnahme der Feuchtigkeit um bis zu 0,4 g schwerer wurden, was zu erheblichen Messfehlern führen kann.

4.2.3 Ergebnisse und Auswertung der Beispielbeprobung

Ergebnisse

Es wurden zwei Kenngrößen bestimmt, die einen Aufschluss über den Spülsaum bzw. die Menge Mikroplastik geben. Zum einen wurden die Proben über die Methodik mittels Absinkzylinder auf Mikroplastik untersucht. Zum anderen wurde parallel eine Bestimmung der „organischen Substanz“ vorgenommen. Der durch Glühverlust (trockene Veraschung) ermittelte Anteil der organischen Substanz beinhaltet zwangsläufig den Anteil Kunststoff aus den Sedimentproben, da dieser (wo vorhanden) mit verglüht wurde.

Einen Überblick über die Messergebnisse gibt die Abbildung 22:

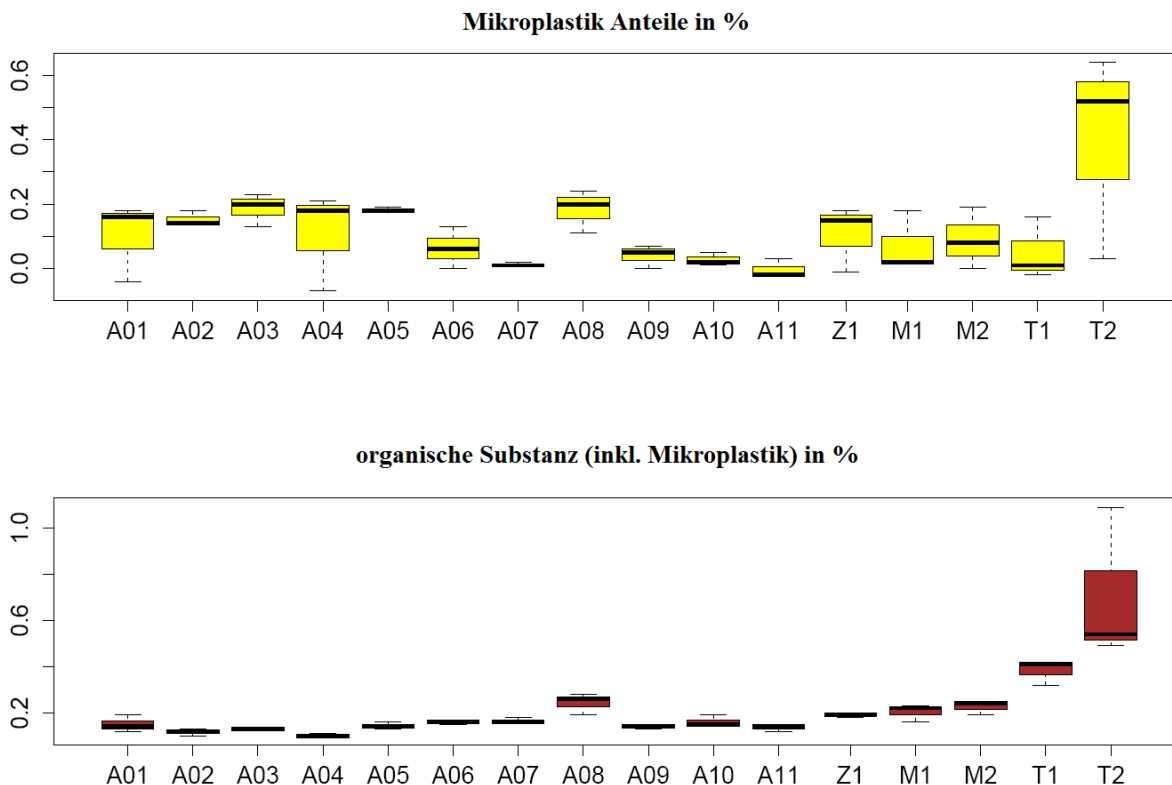


Abb. 22: Boxplots der Einzelproben A1 bis A11 sowie Z1, M1 & M2 und T1 & T2 mit Min-/Max-Werten (gestrichelte Linie mit horizontaler Begrenzung) und Median (schwarzer Horizontalbalken); Angabe der Gehalte Mikroplastik bzw. organische Substanz (inkl. vorhandenem Kunststoff) in % von der Masse des Ausgangssubstrats

In Abbildung 22 sind die Ergebnisse der Beispielbeprobung als Boxplots für den jeweiligen Probenstandort dargestellt. Die Proben A1 bis A11 zeigen die Werte der nacheinander am Strand genommen Einzelproben. Zudem gab es die „Sonderprobe“ Z1, welche an einer Grube am Rande einer Sandburg genommen wurde. Zuletzt kommen noch die Mischproben M1 und M2 dazu sowie vergleichend die beiden Mischproben T1 und T2 (über den höher gelegenen Strandabschnitt von der vorherigen Flutmarke).

In den Boxplots sind jeweils die Mediane (schwarzer, horizontaler Balken) sowie die höchsten und niedrigsten Einzelwerte (gestrichelte Linie mit horizontaler „Begrenzung“ oben und unten) zu erkennen. In den gelb bzw. braun eingefärbten Boxen sind von unten nach oben jeweils zunächst das zweite Quartil (bis zum Median) und anschließend das dritte Quartil dargestellt. Im vorliegenden Fall ergeben sich die Messergebnisse jedoch nur aus jeweils drei Einzelmessungen, daher ist die Anzeige der Quartile wenig aussagekräftig. Für einen schnellen Gesamtüberblick und Vergleich der Einzelwerte samt Einschätzung der Streuung eignet sich die Übersicht jedoch.

Abbildung 23 zeigt als Balkendiagramm noch einmal die gleichen Messwerte, diesmal jedoch als Angabe der Durchschnittswerte aus den drei durchgeführten Messreihen. Ergänzend wurde ganz rechts der Mittelwert aller regulären Messungen (A1-A11 → D_A) sowie der Mittelwert der beiden Mischproben (M1 & M2 → D_M) zum Vergleich dargestellt. Um die Darstellung nicht zu stark verkleinern zu müssen und die Unterscheidung der Balkenhöhe damit zu erschweren, wurde auf den vollständigen positiven Abtrag der Standardabweichung im Falle der organischen Substanz der Probe T2 verzichtet.

Datengrundlage der Abbildungen 22 und 23 sind in beiden Fällen die in Tabelle 19 zusammengefassten Ergebnisse (siehe Anhang).

Wie bereits optisch bei der Probennahme vor Ort festzustellen war, gab es bei den Proben der vorherigen Flutmarke einen deutlich größeren Anteil organischer Substanz und ebenfalls zumindest bei T2 einen erkennbaren Anstieg der Kunststoffbelastung auf einen Mittelwert von 0,40 %.

Die Angabe in Prozent wurde gewählt, da eine Darstellung in ppm (mg Kunststoff pro kg Trockenmasse Sand) aufgrund der Ergebnisse eine größere Messgenauigkeit suggerieren würde, als tatsächlich erreicht werden konnte.

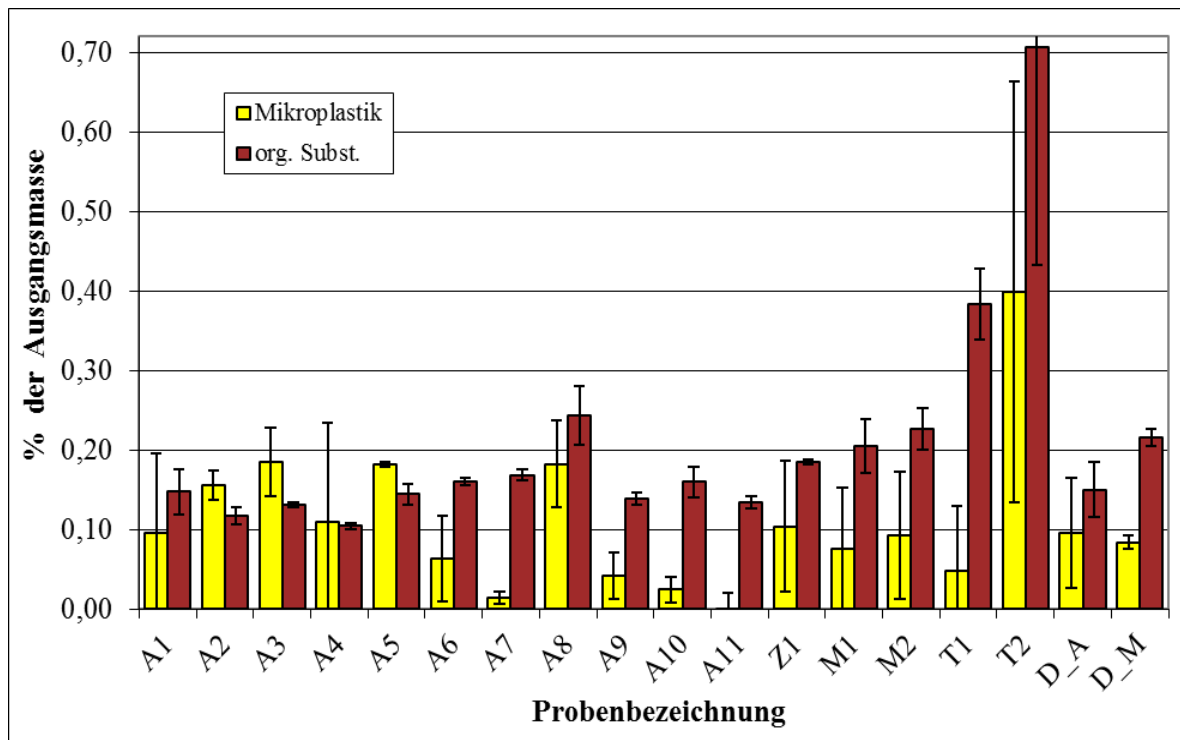


Abb. 23: Mittlere Prozentuale Anteile Kunststoffe und organische Substanz vom Ausgangssubstrat mit aufgetragener Standardabweichung

Auswertung und Diskussion

Die Ergebnisse, welche beiden Abbildungen zu Grunde liegen, enthalten im Falle der organischen Substanz ebenfalls etwaigen vorhandenen Kunststoff: Die zur Bestimmung verwendete trockene Veraschung wurde mit den unbehandelten Proben durchgeführt und hat demnach beim Prozess der Veraschung ebenfalls zum „Glühverlust“ der Masse an Kunststoffteilen geführt. Eigentlich wäre daher ein insgesamt jeweils höherer (mindestens jedoch gleich hoher) Wert der „organischen Substanz“ zu erwarten, der jedoch nicht in allen Messungen gegenüber dem Wert der Kunststoffbelastung bestätigt werden kann.

Auffällig ist auch die große Variabilität der Proben untereinander: Besonders deutlich ist bei den Proben T1 und T2 zu erkennen, dass ein großer Anteil organischer Substanz nicht zwangsläufig große Mengen Mikroplastik bedeuten muss (siehe Abbildung 23).

Tabelle 2 gibt eine Gegenüberstellung der Mittelwerte Mikroplastik und organische Substanz für die Proben A1-A11, M1 & M2 sowie T1 & T2.

Die Einzelwerte der Proben A1-A11 reichen für den Anteil organischer Substanz von 0,10 % bis 0,24 %, bei einem Mittelwert von 0,15 % (Standardabweichung 0,03). Der Mittelwert der beiden Mischproben (M1 & M2) liegt dagegen bei 0,22 % (Standardabweichung 0,01).

Tab. 2: Übersichtsdarstellung der Mittelwerte Mikroplastik und organische Substanz für A1-A11, M1 & M2 sowie T1 & T2

Proben	organische Substanz	Mikroplastik
Mittelwert A1-A11	0,15	0,10
Mittelwert M1 & M2	0,22	0,08
Mittelwert T1 & T2	0,55	0,22

Alle Angaben in %

Mikroplastik reichen die Werte der Proben A1-A11 von 0,00 % bis 0,19 %. Der Mittelwert liegt bei 0,10 % (Standardabweichung 0,07). Der Mittelwert der beiden Mischproben (M1 & M2) liegt bei 0,08 % (Standardabweichung 0,01), auch wenn hier nur der Durchschnitt aus den zwei zugrundeliegenden Mischproben genommen werden konnte.

Die beiden zum Vergleich genommenen Mischproben T1 & T2 zeigen eine größere Variabilität untereinander: Für T1 wurde 0,38 % organische Substanz bei 0,05 % Mikroplastik ermittelt. T2 dagegen wies 0,71 % organische Substanz (oder besser „verglühbare Substanz“) bei 0,40 % gemessenen Mikrokunststoffen auf. Trotz im Vergleich zu den Proben A1-A11 hohen Anteils organischer Substanz bei T1, blieb der Wert für die gefundenen Kunststoffe damit unter dem Durchschnitt der Proben A1-A11 (bzw. auch M1 & M2, vgl. Abbildung 23). Die Mittelwerte für T1 & T2 liegen bei der organischen Substanz bei 0,55 % (Standardabweichung 0,16) sowie für den Anteil Mikroplastik bei 0,22 % (Standardabweichung 0,18).

Bei der absichtlich separat genommenen Probe Z1 konnte keine Auffälligkeit im Ergebnis gefunden werden.

Um Aussagen darüber treffen zu können, ob für eine repräsentative Erfassung (im Rahmen eines Monitoring-Programms) Einzelproben genommen werden müssen oder Mischproben ausreichen, müssten häufigere Beprobungen (mit größerer Anzahl Mischproben zum Vergleich untereinander) durchgeführt werden, bei eventuell auch stärker auftretender Mikroplastik-Belastung. Im vorliegenden Fall war die Belastung insgesamt als eher gering einzuschätzen, da keine großen Mengen offensichtlichen Mikromülls und auch generell kaum erkennbarer „Spülsaum“ an der Flutmarke zu finden war.

Gleichwohl war in nahezu jeder Probe etwas Mikroplastik vorhanden, was sich auch bei der optischen Auswertung der Filtrerrückstände zeigte. Es konnte leider keine umfassende „Nachuntersuchung“ samt „Auszählen“ der Mikroplastik-Teilchen unter dem Mikroskop erfolgen, da dies den Rahmen der Abschlussarbeit gesprengt hätte. Legt man jedoch den

Während der ermittelte Wert für die organische Substanz also unter den Proben relativ homogen ist, streuen die Ergebnisse der Mikroplastik-Anteile etwas deutlicher:

Für den ermittelten Anteil

Mittelwert von Derksen et al. (2012: 108) von „368 Kunststoffpartikel pro kg Strandsediment“ als Vergleich zugrunde, so hätten in einer 50-g-Probe durchschnittlich ca. 18 Mikroplastikpartikel gefunden werden müssen. Die Mehrzahl der nachuntersuchten Filter wies jedoch nur sehr wenige oder gar keine Plastikteilchen auf (bis zu 7 Teile im Falle einer Einzelprobe von A8 und bis zu 23 Teile, teilweise im Millimeterbereich bei T2), sodass ein Durchschnittswert bei optischer Nachuntersuchung aller Filter (A1-A11) mit Sicherheit unter „18 items pro kg“ geblieben wäre. Auch dies ist ein Indiz für die eher geringe Belastung der vorliegenden Proben.

Auf eine tiefer gehende statistische Auswertung der ermittelten Masseanteile Kunststoff wurde ebenfalls verzichtet, da keine Vergleichsdatensätze als Grundlage zur Verfügung stehen. Somit können weder die erhobenen Daten insgesamt noch einzelne Probenwerte untereinander als „Ausreißer“ oder signifikant „hohe“ Belastung festgestellt werden (da kein Referenzniveau bekannt ist). Desweiteren liefert die einmalige Beispielbeprobung für sich alleine genommen noch zu wenig Daten.

Auch ist allgemein im unteren Bereich der Mikroplastik-Messergebnisse (unterhalb von etwa 0,10 %) eher von einer gewissen Messungenauigkeit auszugehen, wie schon die Ergebnisse der Blindwert-Ermittlung für die Filter zeigten. Dies offenbart sich u.a. bei Einzelergebnissen wie z.B. den Werten der Probe A3: Ein höherer Anteil Kunststoff an der Probenmasse als der Anteil organischer Substanz kann normalerweise nicht vorkommen, da der Summenparameter „organische Substanz“ bereits den Kunststoff mit enthält. Gleichwohl liegen im Zuge des Verfahrens auch innerhalb der Probe etwaige Kunststoffpartikel und organische Bestandteile nicht unbedingt gleichmäßig verteilt vor, wenn für die Untersuchung Teilmengen entnommen werden.

Generell können Fehler beim Wiegen bzw. Varianzen beim Masseverlust der Filter (unterschiedlich starker Abrieb oder erneute Feuchtigkeitsaufnahme aus der Luft beim Wiegen) ggf. stärker ins Gewicht fallen als die messbaren Kleinstmengen Kunststoffe, die im Filter zurückgehalten werden.

Abbildung 24 gibt einen exemplarischen Überblick über Filterrückstände, die unter dem Mikroskop entdeckt werden konnten. Es sind sowohl kleinste Sedimentrückstände zu erkennen, als auch vereinzelt Kunststoffkonglomerate sowie fädige Strukturen. Mit Ausnahme der Teilbilder „f“ und „i“, welche unter 200-facher Vergrößerung entstanden, sind die übrigen Teilbilder der Abbildung 24 unter 60-facher Vergrößerung entstanden.

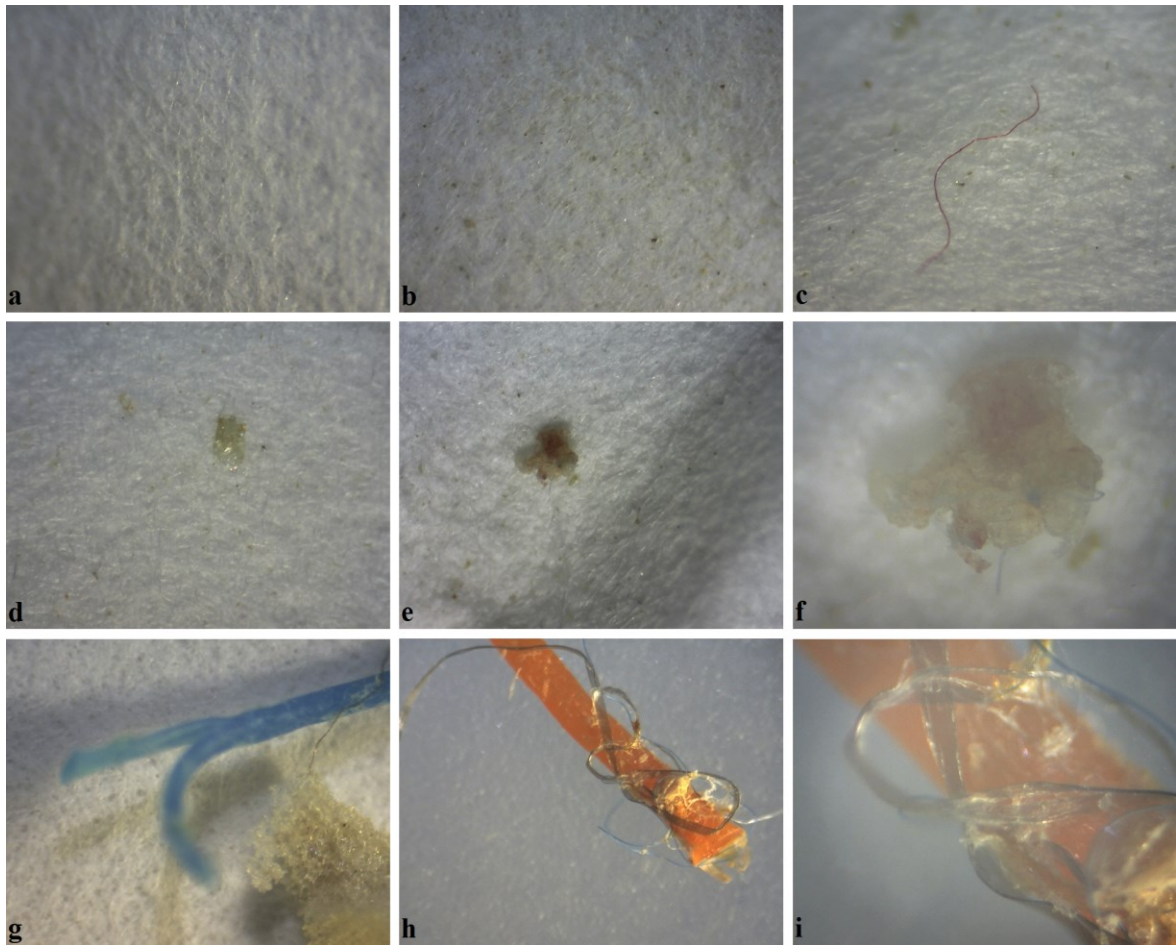


Abb. 24: Mikroskop-Aufnahmen: a) unbenutzter Filter (60-fache Vergrößerung); b) Filter nach Filtration der Wassersäule mit Rückständen (Filter TS T1 IIIb; 60-fach vergrößert); c) Mikroplastik-Faser (Filter TS A1 Ia; 60-fach vergrößert); d) Stück Plastikfolie (Filter TS A1 Ib; 60-fach vergrößert); e) Konglomerat aus Mikroplastik und vermutlich Resten organischer Substanz (Filter TS A6 Ia; 60-fach vergrößert); f) wie „e“, jedoch 200-fach vergrößert; g) Seil- oder Netzrest, zusammen mit Schaumstoff-Bruchstück (Filter TS T2 IIa; 60-fach vergrößert); h) Seil- oder Netzrest mit agglomerierter, kleinerer Mikroplastik-Faser auf Objektträger statt Filterpapier (Filter TS T2 IIb; 60-fach vergrößert); i) wie „h“, jedoch 200-fach vergrößert – Reste von anhaftender organischer Substanz sind erkennbar

Entgegen der Befunde von Liebezeit (2011) und übereinstimmend mit den Ergebnissen von Derksen et al. (2012) konnten ebenfalls größere Partikel im oberen Mikrometer- und unteren Millimeterbereich festgestellt werden. Zu Validierungszwecken wurden lediglich stichprobenartig einzelne Filter optisch nachuntersucht. Die kleineren Mikroplastik-Partikel fanden sich meist im „Umfeld“ von größeren Teilchen, die bereits mit bloßem Auge erkennbar waren und von denen ausgehend daher „gesucht“ wurde. Auffällig war hier auch, dass sich, wie bei Liebezeit (2011) beschrieben, die kleinen Teilchen oft aus

weiteren, noch kleineren Partikeln oder fädigen Strukturen zusammensetzen. Plastikpellets oder andere primäre Partikel (vgl. Kapitel 2.2) konnten nicht gefunden werden.

Erweiterte Fehlerdiskussion

Bei der Verwendung der Filter können sehr leicht Fasern und Staubpartikel aus der Umgebungsluft auf die Filterpapiere gelangen, sobald diese zum Transport (Trockenschrank, Wiegen) durch das Labor bewegt werden. Ein konsequentes Arbeiten unter einem Abzug würde sich aufgrund der Größe der Apparatur (Absinkzylinder) nur schwierig und sehr umständlich gestalten. Um künftig standardisiert zu arbeiten, lassen sich folgende Empfehlungen abgeben: Die Arbeit sollte auf eine möglichst kleine Zahl Labor-Räume begrenzt bleiben, zu denen möglichst wenig Personal Zugang hat (geringer Fremdkörpereintrag in Proben und Filter). Das beteiligte Laborpersonal könnte angehalten werden, nach Möglichkeit reine Naturstoffe als Bekleidung zu tragen und auf das Tragen von Laborkitteln zu achten, so kann die Gefahr eines Eintrags von Synthetik-Fasern, wie von Klasmeier (2012, unveröffentl.) berichtet, verringert werden. Ferner ließe sich prüfen, ob eine nachgeschaltete Behandlung der Filter mit Wasserstoffperoxid den dann noch möglichen Eintrag von Baumwoll-Fasern als Fehlerquelle ausschließen kann.

Da im vorliegenden Fall das Augenmerk nicht auf absolute Kleinstmengen gerichtet wurde, sondern eher die mögliche Schnellerfassung einer deutlichen Menge Mikroplastik angestrebt wurde, sind derlei Detailüberlegungen jedoch von nachrangiger Bedeutung.

Selbst mit den zur Verfügung stehenden Mitteln wurden Ergebnisse erzeugt, die auch geringe Belastungen abbilden konnten. Bei Auftreten von größeren Mengen Plastikgranulat oder -pellets können gewiss bessere Ergebnisse erzielt werden, die nicht mehr an der Grenze des gravimetrisch Erfassbaren (mittels gängiger Laborwaagen) liegen und stark von Schwankungen und Fehlergrößen überlagert werden.

Im Gegensatz zum „Standard-Verfahren“ nach Thompson et al. (2004) (vgl. Kapitel 2.2) wird kein Gemisch aus Sand und Kunststoffen (was nach dem Schütteln noch im Überstand vorhanden ist) auf die Filter gegossen. Es erfolgt vielmehr eine klare Trennung des Sandes vom Kunststoff durch die relativ lange Zeit des Absinkens in der Wassersäule. Damit ist es sowohl möglich, die gefilterten Mikroplastikpartikel gravimetrisch zu erfassen, als auch durch Untersuchung mittels Binokular (Stereomikroskop) auszuzählen.

5 Zusammenfassung, Empfehlungen und Ausblick

Wie in Kapitel 2 geschildert, ist auf dem Gebiet der „Mikroplastik-Forschung“ aktuell Einiges im Gange. Die gerade erst veröffentlichte Methodenstudie zur Separation von Mikroplastikpartikeln aus limnischen Systemen (Imhof et al., 2012) ist äußerst vielversprechend. Aufgrund der hohen Wiederfindungsrate ist sie für ein künftig standardisiertes Verfahren ebenfalls im Bereich der marinen Umwelt sehr zu empfehlen, wenngleich die Bau- und Betriebskosten für den beschriebenen MPSS-Apparat deutlich über denen des in dieser Arbeit vorgestellten Absinkzylinders liegen dürften.

Die vorliegende Arbeit konnte zeigen, dass auch mit einfachen Mitteln eine leicht umsetzbare Schnellerfassung möglich ist und lieferte hierfür erste Beispiel-Ergebnisse. Vorteile des Absinkzylinders liegen für die Spülsaumerfassung (da hier hauptsächlich angeschwemmte Kunststoffe erwartet werden) bei der kostengünstigen Anschaffung (keine komplexen mechanischen Bauteile) und einfachen Handhabung mittels VE-Wasser zur Separation. Da die verwendeten Materialien des Absinkzylinders hauptsächlich aus Kunststoffen bestehen, ist nicht auszuschließen, dass die Proben für eine etwaige qualitative Nachuntersuchung (z.B. auf Weichmacher, chemische Zusatzstoffe etc.) unbrauchbar werden. Um solche Fehlerquellen auszuschließen, wurde beim Bau des MPSS vermutlich auf die überwiegende Verwendung von metallischen Werkstoffen geachtet.

Die Wiederfindungsrate der vorgestellten Methodik lag bei der Erprobung lediglich bei 90 % und war mit einer Standardabweichung von 21,7 noch relativ unsicher.

Im direkten Vergleich mit dem von Imhof et al. (2012) vorgestellten MPSS (vgl. Kapitel 2.2) schneidet der Absinkzylinder also schlechter ab, auch wenn die Vergleichbarkeit nur eingeschränkt gegeben ist. Imhof et al. (2012) unterscheiden bei der Wiederfindungsrate zwischen „large“ (5 - 1 mm) und „small“ (1 mm - 1 μ m) „microplastic particles“. In der vorliegenden Arbeit waren die verwendeten Mikroplastik-Stücke zwischen 2 mm und ca. 0,1 mm groß und orientierten sich eher an der Versuchspraxis als an festgelegten Größeneinteilungen (welche bislang nicht einheitlich bestehen). Während die Wiederfindungsrate für wirklich große Mikroplastik-Stücke (5 - 1 mm) auch im vorgestellten Versuchsdesign nahe 100 % liegen dürfte (was jedoch nicht explizit erprobt worden ist), sinkt die Genauigkeit (Wiederfindungsrate) mit kleinerer Partikelgröße jedoch stark ab und kann den von Imhof et al. (2012: 532) genannten Wert von „ $95.5 \pm 1,8\%$ “ sicherlich nicht erreichen, wenn es um die Mikrometerfraktionen geht.

Möchte man das vorgestellte Verfahren anwenden, so wären zunächst weitere, ausführliche Testreihen erforderlich, um mit definierten Kunststoffsorten verbindliche Wiederfindungsraten zu ermitteln, was im Rahmen der Abschlussarbeit leider nicht in vollem Umfang möglich war. Ferner wäre es hilfreich, eine größere Anzahl und möglichst variable Proben nutzen zu können, um tatsächlich vorhandene, natürliche Schwankungen zu ermitteln und einen ersten Eindruck von „Standardwerten“ einer Mikroplastik-Belastung zu erhalten, welche bislang gravimetrisch gänzlich fehlen.

Bei der Muster-Probenanalyse (Stichprobe Langeoog) war die eher „geringe“ Belastung von im Mittel 0,10 % (Mittelwert der Einzelproben) beinahe schon „optisch“ während der Probennahme vor Ort zu erwarten, da der aktuelle Hochwasserstand keine deutliche Flutmarke mit Spülsaum hinterlassen hatte. Vergleichend hierzu zeigte sich aber in den Einzelergebnissen der Proben aus der höher gelegenen, vorhergehenden Flutmarke, dass dort zusammen mit dem organischen Material auch einiges an Mikroplastik abgelagert worden war. Die beiden Mischproben dieser Flutmarke wiesen im Mittel 0,22 % Mikroplastik auf.

Will man die Ziele der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (wie in Kapitel 2.1 dargelegt) erreichen, so muss in naher Zukunft zunächst eine erste Bestandsaufnahme erfolgen, während derer das Messverfahren (gleich welches) verfeinert wird und welches bereits räumlich und zeitlich hoch aufgelöst eine große Anzahl Proben und Probenstandorte umfassen muss.

Im nächsten Schritt können die gewonnenen Daten ausgewertet werden, um zu prüfen, wie viele „Referenzstandorte“ und Zeitpunkte über das Jahr verteilt ausreichen, um die Belastung deutscher Küstenabschnitte mit Mikroplastik repräsentativ abzubilden. Diese müssen dann regelmäßig und dauerhaft im Rahmen eines Monitoring-Programmes beprobt werden, um zeitliche Veränderungen festzustellen und die gewonnenen Werte ggf. mit anderen Daten (meteorologisch, hydrografisch, Schiffverkehrsaufkommen) zu korrelieren, um mögliche Quellen zu ermitteln und Wechselwirkungen besser zu verstehen.

Bislang steht die Forschung auf diesem Gebiet am Anfang. Da der Schwerpunkt der Arbeit auf der methodischen Erprobung lag, wurde auf einige allgemeine Hintergründe und weitere Forschungsfelder im Bereich „Mikroplastik“ weniger ausführlich eingegangen. Deshalb soll nun zum Abschluss der Blick noch einmal kurz auf weitere Hintergründe und Zusammenhänge gerichtet werden:

„Im Allgemeinen bewegt sich Mikroplastik anders als Makroplastik in den Meeren: Die Verteilung von Makroplastik kann oft durch vorherrschende Strömungen und Wind erklärt werden, wohingegen die Vorgänge, welche die Verbreitung von Mikroplastik steuern, weniger gut bekannt sind und möglicherweise durch Partikel-Aggregation oder Aktivitäten von Lebewesen beeinflusst werden“ (Hidalgo-Ruz et al., 2012: 3062).

Auch kleinräumig können Einzelereignisse (z.B. Eintrag von Land durch kunststoffverarbeitende Betriebe im Küstenbereich oder beim Verladen in Häfen), u.U. zusammen mit Phänomenen der Land-Seewind-Zirkulation, Winterstürmen oder Sturmflutereignissen eine Rolle spielen, die im großen Gesamtbild (Strömungsverhältnisse, Gezeitenwelle, Hauptschifffahrtrouten) nicht wiedergegeben werden (Henke, 1999).

Für die belgische Küste stellten Claessens et al. (2011: 2204) bereits fest:

„Ein klarer Zusammenhang zwischen lokalen anthropogenen Vorgängen und Mikroplastik-Konzentrationen war nicht vorhanden und erhöhte Konzentrationen schienen primär mit der räumlichen Struktur der betreffenden Standorte (d.h. z.B. abgeschlossenen Bereichen in Häfen) verbunden. Die Ergebnisse legen außerdem nahe, dass Flüsse eine potenziell wichtige Quelle von Mikroplastik sind.“

Obwohl durch Sedimentproben (Tiefenprofile) auch ein zeitlicher Trend hinsichtlich eines allgemeinen Zuwachses des Mikroplastik-Aufkommens festgestellt werden kann (Claessens et al., 2011; Derksen et al., 2012), bleibt in Bezug auf die „Vermüllung“ der Meere ein Restfünkchen Hoffnung:

Zum einen gibt es eine Vielzahl von Entwicklungen hin zu Verpackungsalternativen und biologisch abbaubaren Kunststoffen, was ähnlich dem Motto „was niemals hergestellt wird muss nicht entsorgt werden und kann damit kein Meeres-Abfall werden“ (UNEP, 2005: 31) einen nachhaltigeren Umgang mit Rohstoffen und Ressourcen (wie auch dem Meer) bedeuten würde. Zum anderen gibt es scheinbar nicht nur ölabbauende Bakterien, sondern ebenso bereits Kunststoff zersetzende Mikroorganismen:

Dass Plastik nicht nur Schadstoffe und ggf. Neophyten transportiert und damit als schädlich angesehen wird, wurde in aktuellen Studien aufgegriffen. Bei Untersuchungen wurde festgestellt, dass selbst tief im Inneren von Kunststoffpartikeln Mikroorganismen zu leben scheinen, die sich in das Material „bohren“ und dieses damit biologisch degradieren (Harrison, 2011; Martinez, 2011).

Andere Forschungsansätze, z.B. über Enzyme, die zur Zersetzung von Mikroplastik verwendet werden können, zeigen auch hier die Chancen, welche sich möglicherweise in

Zukunft ergeben, um Plastikmüll biologisch abbauen zu lassen und so zur Reduktion des Problems beizutragen (Pommerening-Röser, 2012, unveröffentl.).

Es bleibt also festzuhalten, dass die Naturwissenschaften erst ganz am Anfang stehen, wenn es um die Mikroplastik-Problematik geht. Eine ganze Reihe interessanter Forschungsfelder sind noch zu erschließen und zu bearbeiten, wobei besonders Geographen durch den „Blick aufs Ganze“ einen wertvollen Beitrag leisten können und vor allem räumliche (aber auch soziale) Dimensionen des Problems herausarbeiten sollten. Da es sich um gesellschaftlich relevante Fragestellungen handelt, bietet die Geographie hier eine ideale Schnittstelle zur Kommunikation und Kooperation verschiedener Akteure und wissenschaftlicher Disziplinen.

Die vorliegende Arbeit hat gezeigt, dass durch ein geeignetes Verfahren die notwendige methodische Voraussetzung geschaffen wird, um künftig die quantitative Erfassung von Mikroplastik in Küstensedimenten durchzuführen. Es bleibt nun jedoch Sache der Länder- und Bundesbehörden, durch finanzielle Unterstützung der Arbeitsgruppen und forschenden Institute, eine erste umfassende Bestandsaufnahme und anschließend ein regelmäßiges Monitoring-Programm durchzuführen.

Literatur

Ad-hoc-AG Boden (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.)) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.

BASF (Badische Anilin- & Soda-Fabrik) (2010): Polymers and Polymer Processing. http://www.performancechemicals.basf.com/ev-wcms-in/internet/en_GB/portal/show-content_cps_co/content/EV/EV1/new/polymer-processing/polymer-processing, letzter Zugriff: 27.10.2012

BFN (Bundesamt für Naturschutz) (2012): Zeitplan für die Umsetzung der MSRL. <http://www.bfn.de/habitatmare/de/eu-meerespolitik-rahmenrichtlinie.php>, letzter Zugriff: 20.10.2012

BKG (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) (2011): Amtliche digitale Orthophotos. Befliegungsdatum: 01.04.2011. http://gdz.bkg.bund.de/web_openlayers/dop_viewer_ol.htm, letzter Zugriff: 31.07.2012

BLMP (Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt) (2012): Über das BLMP. <http://www.blmp-online.de/Seiten/Infos.html>, letzter Zugriff: 20.10.2012

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.)) (2012): Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee. Bonn.

Browne, M. A., P. Crump, S. J. Niven, E. Teuten, A. Tonkin, T. Galloway & R. C. Thompson (2011): Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* 45: 9175-9179.

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2012): MARPOL Umweltübereinkommen. Informationen zum Internationalen Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe. http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MARPOL_Umweltuebereinkommen/index.jsp, letzter Zugriff: 24.10.2012

Claessens, M., S. De Meester, L. Van Landuyt, K. De Clerk & C. R. Janssen (2011): Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2199-2204.

Derksen, D. M., O. Kindermann, A. Schweikart & K. Steinecke (2012): Belastung mariner Lebensräume durch Mikroplastik: Stand der Wissenschaft sowie erste Ergebnisse einer Vorstudie zur Erfassung und Bewertung des Vorkommens von Mikroplastikgranulat im Sediment von Küsten der deutschen Nordsee. *Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung* 44: 101-113.

Eijkelkamp (2012): Calcimeter. <http://en.eijkelkamp.com/products/soil/soil-physical-research-in-the-laboratory/calcimeter/calcimeter.htm>, letzter Zugriff: 24.07.2012

Franck, A. (2006): *Kunststoff-Kompendium: Herstellung, Aufbau, Verarbeitung, Anwendung, Umweltverhalten und Eigenschaften der Thermoplaste, Polymerlegierungen, Elastomere und Duroplaste*. Vogel-Verlag. Würzburg.

Harrison, J. P., M. Sapp, M. Schratzberger & A. M. Osborn (2011): Interactions Between Microorganisms and Marine Microplastics: A Call for Research. *Marine Technology Society Journal* Vol. 45, No. 2: 12-20.

HBU 2.1 (DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.)) (2009): *Handbuch der Bodenuntersuchung, Band 3*. Beuth und Wiley-VCH Verlag. Berlin, Weinheim.

HBU 2.4 (DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.)) (2007): *Handbuch der Bodenuntersuchung, Band 4*. Beuth und Wiley-VCH Verlag. Berlin, Weinheim.

HBU 3.5 (DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.)) (2003): *Handbuch der Bodenuntersuchung, Band 9*. Beuth und Wiley-VCH Verlag. Berlin, Weinheim.

HBU 5.1 (DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.)) (2005): *Handbuch der Bodenuntersuchung, Band 10*. Beuth und Wiley-VCH Verlag. Berlin, Weinheim.

Henke, S. (1999): Umweltatlas Wattenmeer. Band 2 Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung. Ulmer Verlag. Stuttgart.

Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson & M. Thiel (2012): Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* 46: 3060-3075.

Imhof, H. K., J. Schmid, R. Niessner, N. P. Ivleva & C. Laforsch (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology and Oceanography: Methods* 10: 524-537.

JRC (European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability) (2011): Marine Litter Technical Recommendations for the Implementation of MSFD Requirements. JRC Scientific and Technical Reports. Publications Office of the EU. Luxemburg.

Klasmeier, J. (2012, unveröffentl.): Analyse von Microplastik in Sandproben verschiedener europäischer Strände. Vortrag im Rahmen des Workshops „Microplastik! Quo Vadis?“ am 05. & 06.09.2012 in Bremerhaven.

Kukulka, T., G. Proskurowski, S. Morét-Ferguson, D. W. Meyer & K. L. Law (2012): The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophysical Research Letters* 39: 7601-7606.

KV Langeoog (Kurverwaltung Langeoog) (Hrsg.) (2010): Offizieller Ortsplan mit Inselkarte. Langeoog.

Leser, H. (Hrsg.) (2005): DIERCKE Wörterbuch Allgemeine Geographie. Westermann und Deutscher Taschenbuch Verlag. Braunschweig, München.

Liebezeit, G. (2008): Marine Litter on the Kachelotplate, Lower Saxonian Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima* 38: 147-151.

Liebezeit, G. (2011): Makro- und Mikromüll im Niedersächsischen Wattenmeer. Wasser und Abfall 6: 41-44.

Martinez, A. R. (2011): The Smallest Hitchhikers. Marine microbes may hold the key to the ocean's disappearing plastic. <http://www.scientificamerican.com/article.cfm?id=the-smallest-hitchhikers>, letzter Zugriff: 07.11.2012

Moore, C. J., S. L. Moore, M. K. Leecaster & S. B. Weisberg (2001): A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. Marine Pollution Bulletin Vol. 41, No. 12: 1297-1300.

MSRL (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) (2008): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Union.

NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2012): EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EG-MSRL): Stand der Umsetzung in Deutschland. <http://www.nlwkn.niedersachsen.de/wasserwirtschaft/egmeeresstrategie-richtlinie/105940.html>, letzter Zugriff: 20.10.2012

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (2012): Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Marine Debris. US Department of Commerce. Washington Tacoma.

NP_WM (Nationalpark Wattenmeer) (2010): Nationalpark Wattenmeer. <http://www.nationalpark-wattenmeer.de>, letzter Zugriff: 01.11.2012

Nybakken, J. W. & M. D. Bertness (2005): Marine Biology. An Ecological Approach. Pearson Education Verlag. San Francisco.

OSPAR (Oslo and Paris Convention) (2012): OSPAR Commission. Protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources. http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00010100000000_000000_000000, letzter Zugriff: 24.10.2012

Pommerening-Röser, A. (2012, unveröffentl.): PET-Degrading Enzymes from Metagenomes. Vortrag im Rahmen des Workshops „Microplastik! Quo Vadis?“ am 05. & 06.09.2012 in Bremerhaven.

Raloff, J. (2011): Synthetic lint ends up in oceans. Microplastics from clothes and other consumer products taint beaches. http://www.sciencenews.org/view/generic/id/334341/title/Synthetic_lint_ends_up_in_oceansEvery, letzter Zugriff: 20.09.2011

Steinecke, K. (2011, pers. Mitt.): Gespräch über Separationsmöglichkeiten in der Abteilung Physiogeographie, Institut für Geographie, Universität Bremen. Persönliche Mitteilung.

Thompson, R. C., Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle & A. E Russell (2004): Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* 304: 838.

UNEP (United Nations Environment Programme) (2005): *Marine Litter: An Analytical Overview*. UNEP. Nairobi.

UNEP (United Nations Environment Programme) (2009): *Marine Litter: A Global Challenge*. UNEP. Nairobi.

UNEP/IOC (United Nations Environment Programme / Intergovernmental Oceanographic Commission) (2009): *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*. UNEP. Nairobi.

Wagner, F. (1974): *Kompodium der Kunststoffe*. W. Giradet Verlag. Essen.

Wassener, B. (2011): Raising Awareness of Plastic Waste. <http://www.nytimes.com/2011/08/15/business/energy-environment/raising-awareness-of-plastic-waste.html>, letzter Zugriff: 15.10.2012

Anhang

Tab. 1: Zusammenfassung der vorhandenen Daten und Bewertungssysteme als mögliche Grundlage zur Feststellung des guten Umweltzustandes (nach BMU, 2012: 42)

Deskriptor	Kriterien und Indikatoren gemäß KOM-Beschluss 2010/477/EU	Mögliche Grundlage zur Beschreibung eines guten Zustands
10.1	Eigenschaften von Müll in der Meeres- und Küstenumwelt	
10.1.1	Trends der Mengen von angespülten und/oder an Küsten entsorgten Abfällen (Mülldichte) einschließlich Analyse ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung und, soweit möglich, der Quellen	OSPAR-Spülsaummonitoring (OSPAR, 2007a)
10.1.2	Trends der Mengen von Abfällen in der Wassersäule (einschließlich derjenigen, die an der Wasseroberfläche treiben) und auf dem Meeresboden, einschließlich Analyse ihrer Zusammensetzung, der räumlichen Verteilung und, soweit möglich, der Quelle	Datenauswertung aus Befliegungen (Makromüll, mit AIS-Daten korreliert)
10.1.3	Trends von Mengen, Verteilung und möglichst Zusammensetzung von Mikropartikeln (insbesondere Plastik)	
10.2	Belastung des Lebens im Meer durch Müll	
10.2.1	Trends von Mengen und Zusammensetzung von Müll, der von Meerestieren verschluckt wird (Magenuntersuchungen)	OSPAR-Spülsaumbeprobung Monitoring von Seevögeln (Sammlung und Untersuchung gestrandeter Eissturmvögel für OSPAR EcoQO, Registrierung strangulierter Vögel) TMAP-Seehundmonitoring Totfundmonitoring von Seehunden und Kleinwalen Kegelrobbenmonitoring

Tab. 2: Übersichtsdarstellung der Mittelwerte Mikroplastik und organische Substanz für A1-A11, M1 & M2 sowie T1 & T2

Proben	organische Substanz	Mikroplastik
Mittelwert A1-A11	0,15	0,10
Mittelwert M1 & M2	0,22	0,08
Mittelwert T1 & T2	0,55	0,22

Alle Angaben in %

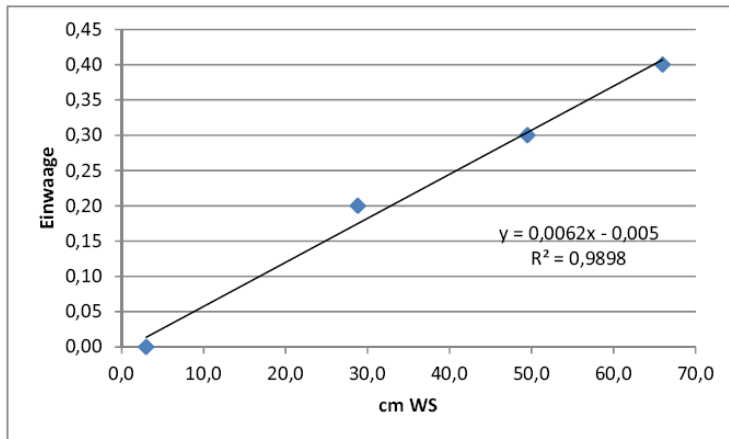
Tab. 3: Bestimmung des Masseanteils Wassergehalt (Differenz Masse 40 °C lufttrocken zu Masse nach 105 °C Trocknung) und organischer Substanz (Differenz Masse nach 105 °C zu Masse nach 430 °C Trocknung)

Tiegel-Nr.	Masse Tiegel	Einwaage	Rückwaage nach 105 °C	Rückwaage nach 430 °C	(Wassergehalt)			(org. Substanz)	
					Diff. 40 °C - 105 °C	Masseanteil	Diff. 105 °C - 430 °C	Masseanteil	
4	28,4937	5,0000	33,4852	33,4738	0,0085	0,17	0,0114	0,23	
7	28,5099	5,0000	33,4986	33,4864	0,0113	0,23	0,0122	0,24	
10	28,1200	5,0000	33,1121	33,1015	0,0079	0,16	0,0106	0,21	
17	27,4120	5,0000	32,4038	32,3942	0,0082	0,16	0,0096	0,19	
23	27,6854	5,0000	32,6787	32,6696	0,0067	0,13	0,0091	0,18	
14	22,4523	5,0000	27,4432	27,4326	0,0091	0,18	0,0106	0,21	
Mittelwert					0,0086	0,17	0,0106	0,21	
Standardabweichung					0,0014	0,03	0,0010	0,02	

alle Angaben in [g]

Tab. 4: Kalibrationsreihen (I & II) des Eijkelkamp-Calcmeters samt verwendeter Mittelwerte (MW) aus I & II zur Erstellung der Kalibrationsgeraden für die weitere Berechnung des Carbonatgehalts (Tabelle 5)

I		II		MW	
Proben-Nr.	Stand cm WS	Proben-Nr.	Stand cm WS	Proben-Nr.	Stand cm WS
0,00	3,0	0,00	3,0	0,00	3,0
0,20	27,6	0,20	30,0	0,20	28,8
0,30	47,8	0,30	51,2	0,30	49,5
0,40	65,8	0,40	66,2	0,40	66,0



Tab. 5: Carbonatbestimmung mittels Eijkelkamp-Calcmeter: Zur Bestimmung des relativen Anteils CaCO_3 im Probenmaterial wurde der Betrag [g CaCO_3] über den Wert [Stand cm WS] und die Funktion der Referenzgeraden aus Tabelle 4 berechnet

Proben-Nr.	Stand cm WS	Einwaage [g]	g CaCO_3	% CaCO_3
TS c1	5,8	2,00	0,03	1,49
TS c2	5,2	2,00	0,03	1,31
TS c3	5,6	2,00	0,03	1,43
TS c4	5,0	2,00	0,03	1,25
TS c5	23,0	10,00	0,13	1,33
TS c6	20,0	10,00	0,12	1,15
TS c7	19,4	10,00	0,11	1,11
TS c8	17,2	10,00	0,10	0,98

1,26 Mittelwert
0,16 Standardabweichung

Tab. 6: Abdampfschalen für Schluff & Ton sowie des Sandes (weitere Siebung zur Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung siehe Tabelle 7)

Abdampfschalen, 25ml aus 1l Suspension (Schluff & Ton gemeinsam):			
	Leergewicht	Rückwiegen	Differenz x 40 <small>(hochgerechnet auf Gesamtmenge)</small>
TS X KG1	28,1441	28,1741	1,200
TS X KG2	22,8205	22,8508	1,212
TS X KG3	32,9030	32,9337	1,228
TS X KG4	26,7533	26,7836	1,212
TS X KG5	41,0107	41,0410	1,212
TS X KG6	33,6005	33,6304	1,196

Abdampfschalen (Sandfraktionen gemeinsam):			
	Leergewicht	Rückwiegen	Differenz
TS X KG1	99,4505	109,0896	9,639
TS X KG2	84,8069	94,4896	9,683
TS X KG3	91,9652	101,6218	9,657
TS X KG4	96,0411	105,6619	9,621
TS X KG5	61,4133	70,8873	9,474
TS X KG6	85,1488	94,8054	9,657

alle Angaben in [g]

Tab. 7: Abdampfschalen der einzelnen Sandfraktionen (Siebung zur Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung)

Schalen gS

	Leergewicht	Rückwiegen	Differenz
TS X KG1	86,9061	87,0142	0,108
TS X KG2	105,7418	105,8452	0,103
TS X KG3	85,6780	85,7704	0,092
TS X KG4	85,7769	85,9020	0,125
TS X KG5	86,3966	86,4930	0,096
TS X KG6	83,8980	84,0051	0,107

Schalen mS

TS X KG1	59,2996	64,6288	5,329
TS X KG2	84,3232	89,6368	5,314
TS X KG3	86,8417	91,9490	5,107
TS X KG4	81,7315	87,2270	5,496
TS X KG5	94,6721	100,0003	5,328
TS X KG6	99,9474	105,0610	5,114

Schalen fS

TS X KG1	67,0960	71,2262	4,130
TS X KG2	84,7639	88,9090	4,145
TS X KG3	110,3178	114,6872	4,369
TS X KG4	83,0068	86,8859	3,879
TS X KG5	65,7742	69,7055	3,931
TS X KG6	62,7751	67,1443	4,369

alle Angaben in [g]

Tab. 8: Korngrößenzusammensetzung Sand, Schluff & Ton aus den Ergebnissen der Tabellen 6 und 7; Der Schluff- & Tonfraktion wurde die zugefügte Menge Dispergierungsmittel (1,00 g) abgezogen

Proben-Nr.	Einwaage	Grobsand	Mittelsand	Feinsand	Schluff & Ton	Dispergierungsmittel	Summe (Kontrolle)
TS X KG 1	10,00	0,11	5,33	4,13	0,20	1,00	9,77
TS X KG 2	10,00	0,10	5,31	4,15	0,21	1,00	9,77
TS X KG 3	10,00	0,09	5,11	4,37	0,23	1,00	9,80
TS X KG 4	10,00	0,13	5,50	3,88	0,21	1,00	9,71
TS X KG 5	10,00	0,10	5,33	3,93	0,21	1,00	9,57
TS X KG 6	10,00	0,11	5,11	4,37	0,20	1,00	9,79

alle Angaben in [g]

Mittelwert

Standardabweichung

0,11	5,28	4,14	0,21	9,73
0,01	0,14	0,19	0,01	0,08

Tab. 9: Korngrößenzusammensetzung Sand, Schluff & Ton als Prozentwert (Masseanteile siehe Tabelle 8) sowie Carbonatgehalt, organische Substanz und Wassergehalt als Übersichtstabelle; Unten: Ergebnisse der Korngrößen bezogen auf die Trockensubstanz der humus- und carbonatfreien Probe

Proben-Nr.	Mittelwerte aus separater Bestimmung							Summe (Kontrolle)
	% gS	% mS	% fS	% U&T	% CaCO ₃	% o. S.	% H ₂ O	
TS X KG 1	1,08	53,29	41,30	2,00	1,26	0,21	0,17	99,32
TS X KG 2	1,03	53,14	41,45	2,12	1,26	0,21	0,17	99,38
TS X KG 3	0,92	51,07	43,69	2,28	1,26	0,21	0,17	99,61
TS X KG 4	1,25	54,96	38,79	2,12	1,26	0,21	0,17	98,76
TS X KG 5	0,96	53,28	39,31	2,12	1,26	0,21	0,17	97,32
TS X KG 6	1,07	51,14	43,69	1,96	1,26	0,21	0,17	99,50

Mittelwert	1,05	52,81	41,37	2,10				98,98
Standardabweichung	0,10	1,35	1,90	0,10				0,79

Ergebnisse der Korngrößenfraktionen (Mittelwerte) im Bezug zur tockenen, humusfreien Probe

% gS	% mS	% fS	% U&T	Einwaage ohne org.S. und ohne Wasser
1,06	53,02	41,53	2,11	9,9616 [g]
				97,72 Kontrolle (Wert ohne Carbonat)
			 "+" 1,26 % CaCO ₃
				98,97 Gesamtsumme [%]

Tab. 10: Filtrationstestläufe zur Bestimmung der Blindwerte: Die Differenz (Filterrückstände) aus Leermasse der Filter zur Masse der benutzten und wieder getrockneten Filter ergibt den Blindwert

Filter-Nr.	(40 °C getrocknet)		Differenz	eingefüllte Probenmenge	Zeit bis Ablass [min]	
	Einwaage [g]	Rückwaage [g]			[min]	
TS B1	7,2022	7,2978	0,10	150,00	7	(5+2)
TS B2	7,3467	7,4570	0,11	150,00	7	(5+2)
TS B3	7,1943	7,2602	0,07	150,00	7	(5+2)
TS B4	7,3311	7,4012	0,07	150,00	7	(5+2)
TS B5	7,3059	7,3920	0,09	150,00	7	(5+2)
TS B6	7,1973	7,2500	0,05	150,00	7	(5+2)
TS B7	7,2202	7,2601	0,04	150,00	7	(5+2)
TS B8	7,3480	7,3976	0,05	150,00	7	(5+2)
TS B9	7,1994	7,2605	0,06	150,00	7	(5+2)
TS B10	7,3255	7,3998	0,07	150,00	7	(5+2)
TS K6	7,2747	7,3717	0,10	150,00	7	(5+2)
TS K 9	7,2972	7,4338	0,14	150,00	7	(5+2)
TS K 10	7,3940	7,4905	0,10	150,00	7	(5+2)
TS K 11	7,2874	7,3965	0,11	150,00	7	(5+2)
TS B12	7,3226	7,3779	0,06	150,00	7	(5+2)
TS B13	7,2108	7,3128	0,10	150,00	7	(5+2)
TS B14	7,2568	7,3886	0,13	150,00	7	(5+2)
TS B15	7,3401	7,4357	0,10	150,00	7	(5+2)
TS K14	7,4010	7,5091	0,11	150,00	7	(5+2)

150g	Mittelwert	0,09 Blindwert
	Standard-abweichung	0,03

TS B18	7,3656	7,3219	-0,04	50,00	7	(5+2)
TS B19	7,3117	7,2730	-0,04	50,00	7	(5+2)
TS B20	7,3428	7,3095	-0,03	50,00	7	(5+2)
TS B21	7,3928	7,3605	-0,03	50,00	7	(5+2)
TS B22	7,2782	7,2719	-0,01	50,00	7	(5+2)
TS B23	7,2066	7,2022	0,00	50,00	7	(5+2)
TS B24	7,1879	7,1532	-0,03	50,00	7	(5+2)
TS B25	7,2574	7,2381	-0,02	50,00	7	(5+2)
TS B26	7,2218	7,1875	-0,03	50,00	7	(5+2)
TS B27	7,3298	7,3086	-0,02	50,00	7	(5+2)

50g	Mittelwert	-0,03 Blindwert
	Standard-abweichung	0,01

TS BL1	7,2799	7,2086	-0,07	50,00
TS BL2	7,2560	7,1894	-0,07	50,00
TS BL3	7,3063	7,2563	-0,05	50,00
TS BL4	7,3025	7,2332	-0,07	50,00
TS BL5	7,3027	7,2480	-0,05	50,00
TS BL6	7,1882	7,1352	-0,05	50,00
TS BL7	7,2784	7,2179	-0,06	50,00
TS BL8	7,2748	7,2378	-0,04	50,00
TS BL9	7,2094	7,1624	-0,05	50,00
TS BL10	7,3622	7,3150	-0,05	50,00

Filter für schwimmende Bestandteile
[keine Zeitvorgabe;
Wasser oben abgesaugt]

50g	Mittelwert	-0,06 Blindwert
	Standard-abweichung	"leer" 0,01

Tab. 11: Testreihe zur Ermittlung der Wiederfindungsquote bei Zufügen von definierten Mengen Kunststoff in reine Sandproben – zur Ermittlung des unten angegebenen Mittelwertes wurden nur die schwarz markierten Proben/Ergebnisse verwendet. Rot, grün und grau markierte Proben wiesen starke Fehler auf und blieben unberücksichtigt

Proben-Nr.	Masse Sandprobe	Masse Kunststoff	Filter (leer, 40 °C)	Filter-Rückwie	Differenz	BW 150g	BW 50g
						0,09	-0,03
						Summe-BW	Quote [%]
TS K1 (A)	150	0,4014	7,4023	7,8010	0,399		
TS K2 (A)		blauer Kunststoff	7,3100	7,3420	0,032	0,34	86
TS K3 (B)	150	0,2258	7,1962	7,2019	0,006		
TS K4 (B)		blauer Kunststoff	7,2789	7,3436	0,065	-0,02	-7
TS K5 (C)	150	0,2144	7,2174	7,2877	0,070		
		grüner Gummi				-0,02	-7
TS K8 (D)	150	0,8418	7,3146	8,1514	0,837		
		weiße PE-Flasche				0,75	89
TS K XX	150	0,1552	7,2179	7,3789	0,161	0,07	48
		roter Kunststoff					
TS K12	150	0,2174	7,3610	7,6842	0,323		
		blauer Kunststoff				0,24	109
TS K13	150	0,4555	7,3050	7,8291	0,524		
		weiße PE-Flasche				0,44	96
TS K15	150	0,2005	7,3325	7,5292	0,197		
		blauer Kunststoff				0,11	55
TS K16	150	0,1214	7,4362	7,5443	0,108		
		grüner Gummi				0,02	18
TS K17	150	0,2000	7,3293	7,5290	0,200		
		blauer Kunststoff				0,11	57
TS K18	150	0,0992	7,3201	7,4490	0,129		
		blauer Kunststoff				0,04	43
TS K19	150	0,5560	7,3078	7,8802	0,572		
		weiße PE-Flasche				0,49	87
TS K20	150	0,0857	7,2988	7,4997	0,201		
		weiße PE-Flasche				0,11	134
TS K21	150	0,6050	7,4003	8,1123	0,712		
		weiße PE-Flasche				0,63	103
TS K22	150	0,0774	7,2109	7,2996	0,089		
		grüner Gummi				0,00	3
TS K23	150	1,2440	7,2571	8,4808	1,224		
		blauer Kunststoff				1,14	91
TS K24	150	0,5826	7,3353	7,9938	0,659		
		blauer Kunststoff				0,57	98
TS K25	150	0,4020	7,3945	7,7999	0,405		
		weiße PE-Flasche				0,32	79
TS K26	150	0,0922	7,2882	7,4089	0,121	0,03	37
		roter Kunststoff					
TS K27	50	0,2595	7,2346	7,4180	0,183		
		weiße PE-Flasche				0,21	81
TS K28	50	0,1789	7,2934	7,4468	0,153		
		weiße PE-Flasche				0,18	101
TS K29	50	0,0978	7,1763	7,2506	0,074		
		weiße PE-Flasche				0,10	103
TS K30	50	0,0188	7,1834	7,1773	-0,006		
		weiße PE-Flasche				0,02	110
Wiederfindungsquote in % (Mittelwert)							90
Standardabweichung							21,7

Tab. 12: Gegenüberstellung des prozentualen Eintrags von Mikroplastik in die jeweilige Sandprobe zur Abweichung der Wiederfindungsquote vom Wert 100 % (in Prozentpunkten)

Anteil Eintrag MP in S	0,27	0,56	0,14	0,30	0,13	0,13	0,07	0,37	0,06	0,40	0,83	0,39	0,27	0,52	0,36	0,20	0,04
Abweichung von 100%	14	11	9	4	45	43	57	13	34	3	9	2	21	19	1	3	10

Tab. 13: Gegenüberstellung des absoluten Eintrags von Mikroplastik [in g] in die jeweilige Sandprobe zur Abweichung der Wiederfindungsquote vom Wert 100 % (in Prozentpunkten)

absoluter Eintrag MP	0,40	0,84	0,22	0,46	0,20	0,20	0,10	0,56	0,09	0,61	1,24	0,58	0,40	0,26	0,18	0,10	0,02
Abweichung von 100%	14	11	9	4	45	43	57	13	34	3	9	2	21	19	1	3	10

Tab. 14: Kunststoffprobenversuch zur Bestimmung eines möglichen Masseverlusts durch Zugabe von H₂O₂

Proben-Nr.	Einwaage	Rückwiegen	Differenz
TS P1	0,0005	0,0005	0,0000
TS P2	0,0025	0,0025	0,0000
TS P3	0,0025	0,0024	-0,0001
TS P4	0,0013	0,0011	-0,0002
TS P5	0,0012	0,0012	0,0000
TS P6	0,0012	0,0012	0,0000
TS P9	0,0441	0,0439	-0,0002
TS P10	0,0295	0,0293	-0,0002
TS P11	0,0069	0,0067	-0,0002
TS P12	0,1837	0,1840	0,0003

- Stück schwarzes Pellet
- Stück roter Kunststoff
- Stück weißes Pellet
- Stück gelbes Pellet
- Stück blaue Laborkiste
- Stück grüner Gummihandschuh
-
- Stück weißes Pellet
- Stück gelbes Pellet
- Stück blaue Laborkiste
- Stück grüner Gummihandschuh

Mittelwert -0,0001
 Standardabweichung 0,0001

Tab. 15: Ergebnisse der Beprobung (Durchgang I) unter Verwendung von jeweils zwei Filtern und Berücksichtigung der jeweiligen Blindwerte für die Filter

Durchgang I

Proben-Nr.	Einwaage	Filter (leer)	Filter (trocken, Filtrat)	Differenz	Blindwert (aus "Filtrationstestläufe")		% Kunststoff	ppm bzw. mg/kg
					-0,06	BW Schwimmstoffe 0,09 BW Schwebstoffe		
					Diff-BW			
TS A1a	150,00	7,3078	7,2815	-0,026	0,03			
TS A1b		7,3204	7,3099	-0,011	-0,10	-0,04		-449
TS A2a	150,00	7,4364	7,4404	0,004	0,06			
TS A2b		7,3297	7,5707	0,241	0,15	0,14		1430
TS A3a	150,00	7,3677	7,5017	0,134	0,19			
TS A3b		7,2370	7,4742	0,237	0,15	0,23		2271
TS A4a	150,00	7,3758	7,3369	-0,039	0,02			
TS A4b		7,3163	7,2850	-0,031	-0,12	-0,07		-672
TS A5a	150,00	7,3940	7,4508	0,057	0,11			
TS A5b		7,3230	7,5693	0,246	0,16	0,18		1817
TS A6a	150,00	7,3736	7,4035	0,030	0,09			
TS A6b		7,3364	7,3348	-0,002	-0,09	0,00		-15
TS A7a	150,00	7,2302	7,2622	0,032	0,09			
TS A7b		7,2994	7,3167	0,017	-0,07	0,01		125
TS A8a	150,00	7,1966	7,2607	0,064	0,12			
TS A8b		7,3332	7,6037	0,271	0,18	0,20		2027
TS A9a	150,00	7,2348	7,2193	-0,016	0,04			
TS A9b		7,2006	7,2472	0,047	-0,04	0,00		4
TS A10a	150,00	7,3259	7,3065	-0,019	0,04			
TS A10b		7,1634	7,2359	0,072	-0,01	0,02		150
TS A11a	150,00	7,3373	7,2878	-0,050	0,01			
TS A11b		7,2932	7,3476	0,054	-0,03	-0,02		-171
TS T1a	150,00	7,2229	7,1920	-0,031	0,02			
TS T1b		7,2245	7,2944	0,070	-0,02	0,01		56
TS T2a	150,00	7,4171	7,4155	-0,002	0,05			
TS T2b		7,2696	7,3489	0,079	-0,01	0,03		314
TS M1a	150,00	7,2348	7,2528	0,018	0,07			
TS M1b		7,2633	7,3064	0,043	-0,04	0,02		204
TS M2a	150,00	7,2748	7,3011	0,043	0,10			
TS M2b		7,3093	7,3853	0,113	0,03	0,08		837
TS Z1a	150,00	7,3616	7,3446	-0,017	0,04			
TS Z1b		7,2758	7,3060	0,030	-0,06	-0,01		-116

Tab. 16: Ergebnisse der Beprobung (Durchgang II) unter Verwendung von jeweils zwei Filtern und Berücksichtigung der jeweiligen Blindwerte für die Filter

Durchgang II

Proben-Nr.	Einwaage	Filter (leer)	Filter (trocken, Filtrat)	Differenz	Blindwert (aus "Filtrationstestläufe")		% Kunststoff ppm bzw. mg/kg
					Diff-BW		
TS A1a	50,00	7,2544	7,2683	0,014	0,07		
TS A1b		7,2542	7,2461	-0,008	0,02	0,18	1766
TS A2a	50,00	7,2273	7,2410	0,014	0,07		
TS A2b		7,2858	7,2809	-0,005	0,02	0,18	1826
TS A3a	50,00	7,2401	7,2544	0,014	0,07		
TS A3b		7,2698	7,2741	0,004	0,03	0,20	2022
TS A4a	50,00	7,2256	7,2398	0,014	0,07		
TS A4b		7,2429	7,2521	0,009	0,04	0,21	2118
TS A5a	50,00	7,2882	7,3001	0,012	0,07		
TS A5b		7,1694	7,1638	-0,006	0,02	0,18	1776
TS A6a	50,00	7,2078	7,2071	-0,001	0,05		
TS A6b		7,2639	7,2473	-0,017	0,01	0,13	1304
TS A7a	50,00	7,2107	7,1773	-0,033	0,02		
TS A7b		7,3311	7,2940	-0,037	-0,01	0,02	240
TS A8a	50,00	7,2464	7,2003	-0,046	0,01		
TS A8b		7,2690	7,2870	0,018	0,04	0,11	1088
TS A9a	50,00	7,2156	7,1916	-0,024	0,03		
TS A9b		7,2016	7,1779	-0,024	0,00	0,07	696
TS A10a	50,00	7,1817	7,1536	-0,028	0,03		
TS A10b		7,2580	7,2271	-0,031	0,00	0,05	470
TS A11a	50,00	7,3211	7,3108	-0,010	0,05		
TS A11b		7,3768	7,2967	-0,080	-0,05	-0,02	-158
TS T1a	50,00	7,3168	7,3104	-0,006	0,05		
TS T1b		7,3900	7,3029	-0,087	-0,06	-0,02	-220
TS T2a	50,00	7,1408	7,3955	0,255	0,31		
TS T2b		7,2849	7,2689	-0,016	0,01	0,64	6424
TS M1a	50,00	7,2584	7,2560	-0,002	0,05		
TS M1b		7,2719	7,2027	-0,069	-0,04	0,02	218
TS M2a	50,00	7,3076	7,2921	-0,016	0,04		
TS M2b		7,3002	7,2328	-0,067	-0,04	0,00	-8
TS Z1a	50,00	7,3469	7,3461	-0,001	0,05		
TS Z1b		7,1602	7,1512	-0,009	0,02	0,15	1454

Tab. 17: Ergebnisse der Beprobung (Durchgang III) unter Verwendung von jeweils zwei Filtern und Berücksichtigung der jeweiligen Blindwerte für die Filter

Durchgang III

Proben-Nr.	Einwaage	Filter (leer)	Filter (trocken, Filtrat)	Differenz	Blindwert (aus "Filtrationstestläufe")		
					Diff-BW	% Kunststoff	ppm bzw. mg/kg
TS A1a	50,00	7,2366	7,2401	0,003	0,06		
TS A1b		7,3070	7,2987	-0,008	0,02	0,16	1554
TS A2a	50,00	7,1998	7,1884	-0,011	0,04		
TS A2b		7,2888	7,2895	0,001	0,03	0,14	1436
TS A3a	50,00	7,3102	7,3007	-0,010	0,05		
TS A3b		7,3212	7,3113	-0,010	0,02	0,13	1262
TS A4a	50,00	7,2565	7,2580	0,002	0,06		
TS A4b		7,2729	7,2798	0,007	0,03	0,18	1818
TS A5a	50,00	7,2966	7,3003	0,004	0,06		
TS A5b		7,1890	7,1956	0,007	0,03	0,19	1856
TS A6a	50,00	7,3231	7,3126	-0,011	0,05		
TS A6b		7,3219	7,2806	-0,041	-0,01	0,06	614
TS A7a	50,00	7,2015	7,1824	-0,019	0,04		
TS A7b		7,3054	7,2450	-0,060	-0,03	0,01	60
TS A8a	50,00	7,2868	7,2941	0,007	0,06		
TS A8b		7,1979	7,2263	0,028	0,06	0,24	2364
TS A9a	50,00	7,2059	7,1922	-0,014	0,04		
TS A9b		7,2634	7,2219	-0,042	-0,01	0,05	546
TS A10a	50,00	7,3131	7,2746	-0,039	0,02		
TS A10b		7,2719	7,2331	-0,039	-0,01	0,01	104
TS A11a	50,00	7,1855	7,1376	-0,048	0,01		
TS A11b		7,2874	7,2676	-0,020	0,01	0,03	296
TS T1a	50,00	7,1821	7,1820	0,000	0,06		
TS T1b		7,2452	7,2438	-0,001	0,03	0,16	1620
TS T2a	50,00	7,1646	7,3490	0,184	0,24		
TS T2b		7,2368	7,2319	-0,005	0,02	0,52	5240
TS M1a	50,00	7,3447	7,3325	-0,012	0,04		
TS M1b		7,3770	7,3986	0,022	0,05	0,18	1838
TS M2a	50,00	7,3345	7,3165	-0,018	0,04		
TS M2b		7,3812	7,4137	0,033	0,06	0,19	1940
TS Z1a	50,00	7,1301	7,1322	0,002	0,06		
TS Z1b		7,3231	7,3270	0,004	0,03	0,18	1770

Tab. 18: Vergleichsbestimmung der organischen Substanz einer jeden Einzelprobe mittels trockener Veraschung

Probe	inkl. Kunststoff						Wassergehalt		org. Subst.		
	org. Substanz (Mittelwert)	Tiegel- Nr.	Masse Tiegel	Einwaage	Rückwaage nach 105 °C	Rückwaage nach 430 °C	Differenz 40 °C - 105 °C	Masse- anteil	Differenz 105 °C - 430 °C	Masse- anteil	Standard- abweichung
A1	0,15	1	22,3798	5,0252	27,4010	27,3951	0,0040	0,08	0,0059	0,12	0,03
		4	28,4945	4,6419	33,1357	33,1293	0,0007	0,02	0,0064	0,14	
		6	11,4640	4,8263	16,2888	16,2798	0,0015	0,03	0,0090	0,19	
A2	0,12	7	28,5103	5,3114	33,8210	33,8143	0,0007	0,01	0,0067	0,13	0,01
		10	28,1213	5,4004	33,5206	33,5139	0,0011	0,02	0,0067	0,12	
		14	22,4523	5,0309	27,4824	27,4773	0,0008	0,02	0,0051	0,10	
A3	0,13	23	27,6861	5,0047	32,6896	32,6829	0,0012	0,02	0,0067	0,13	0,00
		11	27,9893	5,3603	33,3481	33,3413	0,0015	0,03	0,0068	0,13	
		12	28,8445	5,4134	34,2562	34,2491	0,0017	0,03	0,0071	0,13	
A4	0,10	16	28,5844	5,0611	33,6449	33,6394	0,0006	0,01	0,0055	0,11	0,00
		19	27,9235	5,5691	33,4917	33,4861	0,0009	0,02	0,0056	0,10	
		25	16,6169	5,0232	21,6396	21,6344	0,0005	0,01	0,0052	0,10	
A5	0,14	24	27,8146	5,1838	32,9971	32,9903	0,0013	0,03	0,0068	0,13	0,01
		17	27,4145	5,6835	33,0943	33,0864	0,0037	0,07	0,0079	0,14	
		20	27,7665	5,2750	33,0387	33,0301	0,0028	0,05	0,0086	0,16	
A6	0,16	21	27,9751	5,4163	33,3885	33,3797	0,0029	0,05	0,0088	0,16	0,00
		22	28,7859	5,0891	33,8688	33,8610	0,0062	0,12	0,0078	0,15	
		13	20,4160	5,0646	25,4778	25,4695	0,0028	0,06	0,0083	0,16	
A7	0,17	8	28,6050	5,3581	33,9605	33,9518	0,0026	0,05	0,0087	0,16	0,01
		2	27,6424	5,1778	32,8177	32,8085	0,0025	0,05	0,0092	0,18	
		3	27,6301	5,0338	32,6611	32,6528	0,0028	0,06	0,0083	0,16	
A8	0,24	15	28,3413	5,1290	33,4671	33,4540	0,0032	0,06	0,0131	0,26	0,04
		9	29,0202	4,9444	33,9610	33,9471	0,0036	0,07	0,0139	0,28	
		5	21,3138	5,0454	26,3567	26,3469	0,0025	0,05	0,0098	0,19	
A9	0,14	39	11,8277	4,9948	16,8193	16,8119	0,0032	0,06	0,0074	0,15	0,01
		52	13,8104	5,0101	18,8181	18,8116	0,0024	0,05	0,0065	0,13	
		53	9,9382	5,1422	15,0778	15,0706	0,0026	0,05	0,0072	0,14	
A10	0,16	2	21,6634	5,0759	26,7327	26,7254	0,0066	0,13	0,0073	0,14	0,02
		3	21,5008	5,2137	26,7083	26,7005	0,0062	0,12	0,0078	0,15	
		4	22,5503	5,0279	27,5726	27,5632	0,0056	0,11	0,0094	0,19	
A11	0,13	8	21,5011	5,0044	26,4990	26,4928	0,0065	0,13	0,0062	0,12	0,01
		12	19,8501	5,0005	24,8445	24,8377	0,0061	0,12	0,0068	0,14	
		15	22,8218	5,0153	27,8316	27,8245	0,0055	0,11	0,0071	0,14	
T1	0,38	16	22,4988	5,1321	27,6164	27,5999	0,0145	0,28	0,0165	0,32	0,04
		17	21,2903	5,0370	26,3117	26,2905	0,0156	0,31	0,0212	0,42	
		18	21,4254	5,1201	26,5300	26,5091	0,0155	0,30	0,0209	0,41	
T2	0,71	19	22,2803	5,3132	27,5766	27,5508	0,0169	0,32	0,0258	0,49	0,27
		20	23,2090	4,9794	28,1722	28,1452	0,0162	0,33	0,0270	0,54	
		21	21,6110	5,2208	26,8062	26,7491	0,0256	0,49	0,0571	1,09	
M1	0,20	22	20,6998	5,1628	25,8558	25,8437	0,0068	0,13	0,0121	0,23	0,03
		23	21,1273	5,0032	26,1242	26,1131	0,0063	0,13	0,0111	0,22	
		24	21,8901	5,0090	26,8938	26,8859	0,0053	0,11	0,0079	0,16	
M2	0,23	25	16,6173	5,0201	21,6317	21,6196	0,0057	0,11	0,0121	0,24	0,03
		52	13,8104	5,0066	18,8117	18,7993	0,0053	0,11	0,0124	0,25	
		5	21,3142	5,4579	26,7662	26,7558	0,0059	0,11	0,0104	0,19	
Z1	0,19	6	22,7201	4,9326	27,6455	27,6363	0,0072	0,15	0,0092	0,19	0,00
		7	23,1921	4,9115	28,0980	28,0891	0,0056	0,11	0,0089	0,18	
		9	22,8017	5,2838	28,0791	28,0692	0,0064	0,12	0,0099	0,19	

Mittelwert der normalen Proben (A1-A11)

0,15

Standardabweichung

0,04

Tab. 19: Zusammenfassung der Ergebnisse, Mittelwertbestimmung der drei Messdurchgänge und Gegenüberstellung zum Ergebnis der Bestimmung der organischen Substanz aus Tabelle 18

org. Subst.	Probe	MP %	Mittelwert	Standardabweichung
0,15	A1	-0,04	0,10	0,10
	A1	0,18		
	A1	0,16		
0,12	A2	0,14	0,16	0,02
	A2	0,18		
	A2	0,14		
0,13	A3	0,23	0,19	0,04
	A3	0,20		
	A3	0,13		
0,10	A4	-0,07	0,11	0,13
	A4	0,21		
	A4	0,18		
0,14	A5	0,18	0,18	0,00
	A5	0,18		
	A5	0,19		
0,16	A6	0,00	0,06	0,05
	A6	0,13		
	A6	0,06		
0,17	A7	0,01	0,01	0,01
	A7	0,02		
	A7	0,01		
0,24	A8	0,20	0,18	0,05
	A8	0,11		
	A8	0,24		
0,14	A9	0,00	0,04	0,03
	A9	0,07		
	A9	0,05		
0,16	A10	0,02	0,02	0,02
	A10	0,05		
	A10	0,01		
0,13	A11	-0,02	0,00	0,02
	A11	-0,02		
	A11	0,03		
0,38	T1	0,01	0,05	0,08
	T1	-0,02		
	T1	0,16		
0,71	T2	0,03	0,40	0,26
	T2	0,64		
	T2	0,52		
0,20	M1	0,02	0,08	0,08
	M1	0,02		
	M1	0,18		
0,23	M2	0,08	0,09	0,08
	M2	0,00		
	M2	0,19		
0,19	Z1	-0,01	0,10	0,08
	Z1	0,15		
	Z1	0,18		

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich, dass ich meine Master-Arbeit mit dem Titel

„Entwicklung, Analyse und Bewertung einer Methodik zur Bestimmung der Mikroplastik-Belastung von Küstensedimenten“

selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus Veröffentlichungen entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht. Wo immer wörtliche Zitate aus englischsprachigen Quellen verwendet wurden, wurden diese von mir selbst übersetzt. Für etwaige Übersetzungsfehler oder inhaltliche Abweichungen vom Original übernehme ich jedoch keine Haftung.

Die Arbeit wurde zuvor noch in keinem anderen Prüfungsverfahren eingereicht und die vorliegende schriftliche Fassung stimmt mit der beigefügten elektronischen Fassung überein.

Ich bin ferner damit einverstanden, ein Exemplar meiner Abschlussarbeit der Institutsbibliothek zur Verfügung zu stellen.

Bremen, 20.11.2012

[im Original gez.]