



Mikroplastik in bayerischen Seen

Eine Pilotstudie



analytik



Mikroplastik in bayerischen Seen

Eine Pilotstudie

Impressum

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de/

Konzept/Text:

LfU, Dr. Julia Schwaiger

Redaktion:

LfU, Dr. Julia Schwaiger

Projektbearbeitung

(Probenahmen, Probenprozessierung, Analytik, Bereitstellung Rohdaten, Beschreibung Methoden):
Isabella Schrank, Dr. Martin Löder, Dr. Hannes Imhof, Prof. Dr. Christian Laforsch (Universität Bayreuth)

Bildnachweis:

Prof. Dr. Christian Laforsch, Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Tierökologie I
Universitätsstraße 30, 95447 Bayreuth, Seite 14: Abb. 5, 6, 7, 8, 9; Seite 17: Abb. 11

Stand:

Oktober 2019, geringfügig korrigierte Version
November 2019, zwei Ortsnamen im Anhang unter S-AMM korrigiert

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbenden oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Hintergrund	6
2	Untersuchungsprogramm	7
2.1	Probenahmen	7
2.1.1	Probenahme Wasseroberfläche	12
2.1.2	Probenahme Wassersäule	12
2.1.3	Probenahme Ufersediment	12
2.1.4	Probenahme Grundsediment	12
2.2	Probenaufarbeitung	13
2.2.1	Vermeidung einer Kontamination und Blindproben	13
2.2.2	Dichtentrennung zur Entfernung anorganischen Materials	14
2.2.3	Größenfraktionierung	14
2.2.4	Entfernung organischen Materials	14
2.3	Analyse von Kunststoffpartikeln	15
2.3.1	ATR-FTIR-Spektroskopie	15
2.3.2	FPA basierte Mikro-FTIR-Spektroskopie	15
2.3.3	SWIR-Mikrospektroskopie	16
2.3.4	Bestimmung von Größe und Form der Partikel	16
3	Untersuchungsergebnisse	18
3.1	Ammersee	18
3.1.1	Wasseroberfläche	18
3.1.2	Wassersäule	20
3.1.3	Ufersediment	20
3.1.4	Grundsediment	22
3.2	Starnberger See	22
3.2.1	Wasseroberfläche	22
3.2.2	Wassersäule	24
3.2.3	Ufersediment	24
3.2.4	Grundsediment	27
3.3	Chiemsee	27
3.3.1	Wasseroberfläche	27

3.3.2	Wassersäule	29
3.3.3	Ufersediment	29
3.3.4	Grundsediment	31
3.4	Altmühlsee	31
3.4.1	Wasseroberfläche	31
3.4.2	Wassersäule	34
3.4.3	Ufersediment	34
3.4.4	Grundsediment	36
3.5	Die Kunststoffbelastung bayerischer Seen im Vergleich	36
3.5.1	Wasseroberfläche	37
3.5.2	Wassersäule	38
3.5.3	Ufersediment	41
3.5.4	Grundsediment	43
4	Interpretation und Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes	45
4.1	Zentrale Aussagen der Studie	45
4.2	Verfahrensunsicherheiten und Grenzen der Interpretation	46
4.2.1	Einfluss der Probenahme	46
4.2.2	Einfluss der Analysenverfahren	47
4.2.3	Bezugsgrößen	48
4.2.4	Stichprobenumfang, Analyse von Teilproben	48
4.3	Ergebnisse im Vergleich mit anderen Studien	48
4.3.1	Wasserphase	49
4.3.2	Sedimente	49
4.3.3	Größenfraktionen, Polymersorte und Partikelform	50
4.4	Bewertung	51
5	Fazit	53
6	Zusammenfassung	54
7	Literaturverzeichnis	56
8	Abkürzungsverzeichnis	61
9	Anhang	62

Vorwort

Kunststoffe stellen aufgrund ihrer vielfältigen Anwendungsbereiche unverzichtbare Bestandteile unseres Alltags dar. Die Verschmutzung der Weltmeere durch Kunststoffmüll ist seit langem bekannt. In den letzten Jahren erfährt nun auch das Thema „Mikroplastik“ in Binnengewässern sowohl auf Landes- und Bundesebene als auch innerhalb der EU zunehmende Bedeutung.

Bayern hat hier bereits 2014 die Initiative ergriffen und ein Fachvorhaben mit dem Titel „Eintragspfade, Vorkommen und Verteilung von Mikroplastikpartikeln in bayerischen Gewässern sowie mögliche Auswirkungen auf aquatische Organismen“ gestartet. Im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz (StMUV) kooperiert das LfU dabei als ausführende Behörde mit der Universität Bayreuth (Arbeitsgruppe Prof. Dr. C. Laforsch) und der Technischen Universität München (Arbeitsgruppe Dr. N. Ivleva).

Ziele des Fachvorhabens sind neben einer methodischen Optimierung und Standardisierung der Probenahme- und Nachweisverfahren eine Ermittlung der Mikroplastikbelastung bayerischer Flüsse und Seen. Einen weiteren Schwerpunkt des Fachvorhabens stellt die Untersuchung möglicher Auswirkungen von Mikroplastik auf Gewässerorganismen dar.

Nachdem im März 2018 ein erster, gemeinsamer Bericht der Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg, Hessen, Rheinlandpfalz sowie Nordrhein-Westfalen zur Mikroplastikbelastung in Fließgewässern Süd- und Westdeutschlands veröffentlicht wurde (Heß et al. 2018), fasst der nun vorliegende Bericht die Untersuchungsergebnisse zum Vorkommen von Makro- und Mikroplastik in verschiedenen Gewässerkompartimenten bayerischer Seen zusammen. Der Bericht beinhaltet zudem eine erste Interpretation und Bewertung der Analysendaten unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes.

1 Hintergrund

Weltweit werden jährlich circa 350 Millionen Tonnen Plastik hergestellt. In Europa lag der Plastikbedarf 2016 bei 64,4 Millionen Tonnen. Rund 24,6% hiervon werden allein in Deutschland benötigt (PlasticsEurope 2018).

Kunststoffe sind aufgrund ihrer vielfältigen Einsatzmöglichkeiten unverzichtbarer Bestandteil unseres täglichen Lebens. Zu den Kunststoffen mit den europaweit höchsten Bedarfsmengen zählen Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), Polyvinylchlorid (PVC), Polyurethan (PUR), Polyethylenterephthalat (PET) sowie Polystyrol (PS). In Übereinstimmung mit ihren jeweiligen Produktionsraten werden diese Plastiksarten in der Regel auch am häufigsten in der Umwelt gefunden (Wagner et al. 2014; Dris et al. 2018). Die wichtigsten Einsatzgebiete für Kunststoffe sind Verpackungen, Bauwesen, Automobilindustrie, Elektronik, Elektrotechnik, Haushalt und Landwirtschaft (PlasticsEurope 2018).

Generell finden sich in Gewässern neben großen Plastikteilen (Makroplastik) auch kleine Plastikpartikel. Nach einer mittlerweile mehrheitlich akzeptierten Einteilung werden Plastikpartikel kleiner als 5 mm als Mikroplastik bezeichnet (Hidalgo-Ruz et al. 2012), wobei auch die Grenze von 1 mm immer wieder genutzt wird (Rauscher et al. 2015). Eine allgemeine Größendefinition oder Abgrenzung nach unten gibt es bisher nicht (Hartmann et al. 2019; Frias und Nash 2019). Die Angaben hierzu variieren zwischen 100 nm (Duis und Coors 2016), 1 µm (Hidalgo-Ruz et al. 2012; Ivleva et al. 2017) und 20 µm (Galgani et al. 2013).

Je nach Herkunft werden zwei Arten von Mikroplastik unterschieden: Primäres Mikroplastik wird unter anderem in Form von kunststoffbasierten Granulaten, die in einer Vielzahl kosmetischer Produkte und Reinigungsmitteln enthalten sind (Fendall und Sewell 2009; Bertling et al. 2018b), gezielt industriell hergestellt und kann über den Abwasserpfad in die Gewässer eingetragen werden. Allerdings stellen Mikroplastikpartikel aus Kosmetika nach Einschätzung des Umweltbundesamtes (UBA) mengenmäßig nur einen geringen, jedoch vermeidbaren Beitrag zur Umweltbelastung mit Kunststoffen dar (Umweltbundesamt 2016). Nach heutigem Kenntnisstand stellt sekundäres Mikroplastik die Haupteintragsquelle in die Umwelt dar. Dieses entsteht überwiegend aus unsachgemäß entsorgtem Plastikmüll, der zum Beispiel über Windverdriftung in die Gewässer gelangt und dort durch mechanische, chemische und biologische Einflüsse in immer kleinere Einzelteile zerfällt. Seit neuestem gibt es auch Hinweise darauf, dass Mikroplastik über die Atmosphäre transportiert und eingetragen werden kann (Allen et al. 2019). Als weitere wichtige, sekundäre Quellen werden vom Umweltbundesamt unter anderem Chemiefasern aus Textilien, die über Abwassereinleitungen in Gewässer gelangen sowie Reifenabrieb im Straßenverkehr genannt. Auch ein Eintrag von Mikroplastik durch landwirtschaftlich genutzten Flächen wurde inzwischen beschrieben (Piehl et al. 2018). Belastbare Daten zu relevanten Eintragspfaden in Binnengewässer liegen bis heute jedoch kaum vor (Dris et al. 2018).

In der Umwelt können die Partikel aufgrund der geringen Abbaubarkeit von Kunststoffen lange Zeit verbleiben (Barnes et al. 2009; Bertling et al. 2018a) und tragen so letztendlich auch zur Kontamination der Umwelt bei (Rech et al. 2014; Morrith et al. 2014). Für marine Ökosysteme ist die hohe Belastung mit Kunststoffen bereits seit längerem bekannt und gut dokumentiert (Bergmann et al. 2015). Berechnungen zufolge wurden von weltweit insgesamt circa 275 Millionen Tonnen Plastikmüll im Jahr 2010 zwischen 4,8 und 12,7 Millionen Tonnen in die Weltmeere eingetragen (Jambeck et al. 2015). Trotz eines offensichtlichen kausalen Zusammenhangs zwischen der Mikroplastikbelastung von Binnengewässern und marinen Ökosystemen (Rech et al. 2014) wurden erst in jüngerer Zeit Untersuchungen zum Vorkommen von Mikroplastik in Binnengewässern initiiert.

Ausgangspunkt für die Untersuchung bayerischer Seen war eine Studie der Universität Bayreuth zum Vorkommen von Mikroplastik in Ufersedimenten des nördlichen und südlichen Gardasees (Imhof et al. 2013). Die daraufhin initiierte und im Folgenden dargestellte Untersuchung beinhaltet einen der momentan umfangreichsten Datensätze zum Vorkommen von Plastikpartikeln in Seen.

2 Untersuchungsprogramm

Im Rahmen des bayerischen Untersuchungsprogrammes wurden exemplarisch vier Seen auf Rückstände von Makro- und Mikroplastik untersucht. Ausgewählt wurden die drei Alpenseen Chiemsee, Starnberger See und Ammersee. Ebenfalls untersucht wurde der Altmühlsee, ein polymiktischer Mittelgebirgssee (Stausee).

Kunststoffe unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Dichte, sodass in den Gewässern schwimmende, schwebende und sinkende Plastikpartikel zu erwarten sind. Dementsprechend ist von einer unterschiedlichen Verteilung der Partikel auf die verschiedenen Gewässerkompartimente Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment und Grundsediment auszugehen. Von Seiten der Kooperationspartner an der Universität Bayreuth wurden auf die unterschiedlichen Gewässerkompartimente abgestimmte Probenahme- und Aufarbeitungsmethoden entwickelt. Die spektroskopische Analyse der Kunststoffpartikel wurde ebenfalls an der Universität Bayreuth durchgeführt.

2.1 Probenahmen

Die Probenahmen erfolgten in den Jahren 2014 und 2015. An jedem See wurde pro Messstelle eine Probe von Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment sowie Grundsediment entnommen. Die Tabelle im Anhang dieses Berichtes enthält neben der Bezeichnung der Messstellen und den entsprechenden GPS Daten auch das Datum der jeweiligen Probenahme. Die Auswahl der Messstellen an den einzelnen Seen wurde in Abstimmung mit den jeweils zuständigen Wasserwirtschaftsämtern durchgeführt. Die Abbildungen 1 bis 4 geben einen Überblick über die Lage der Messstellen an den einzelnen Seen.

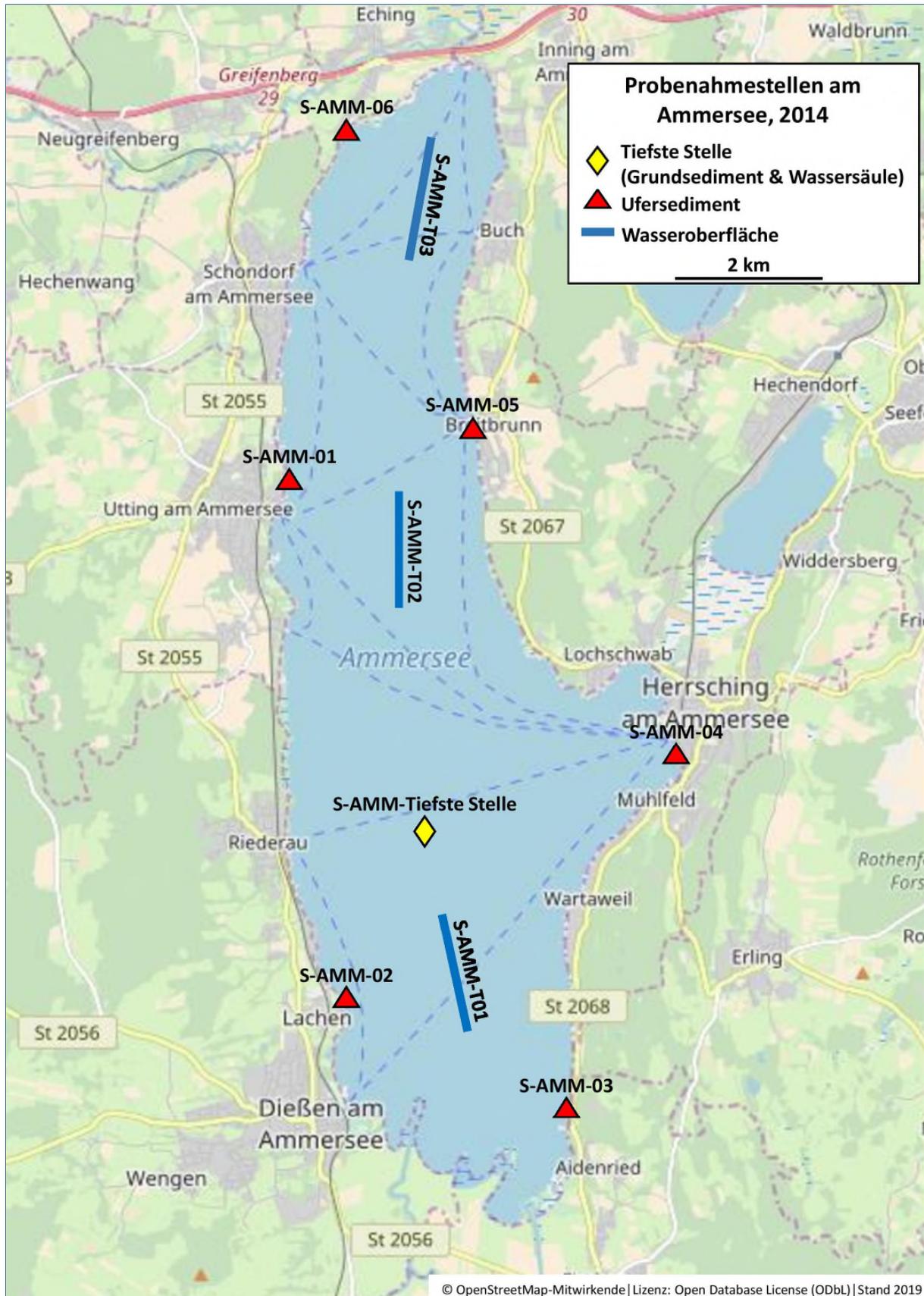


Abb. 1: Ammersee: Lage der Messstellen zur Probennahme Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment, Grundsediment

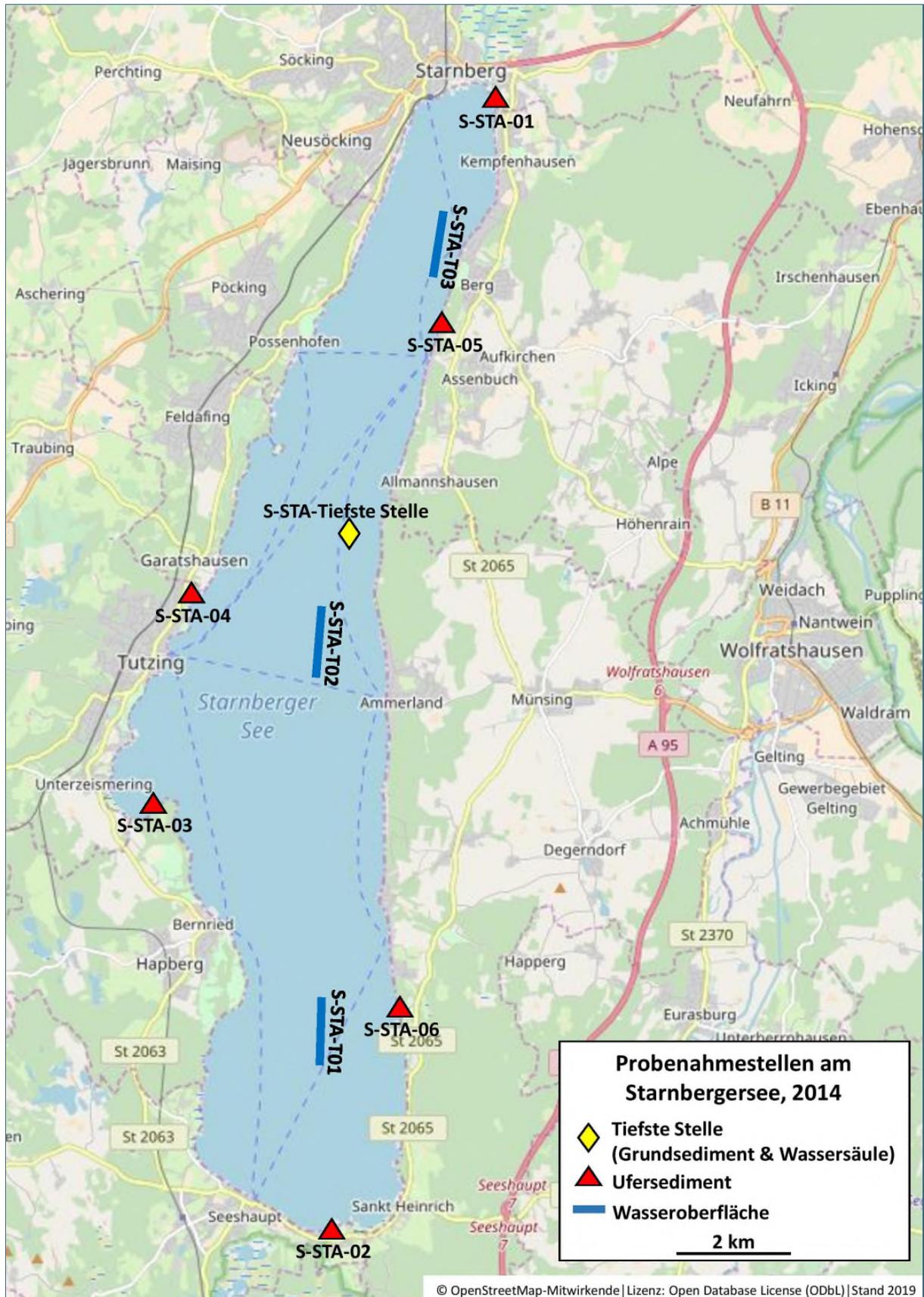


Abb. 2: Starnberger See: Lage der Messstellen zur Probenahme Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment, Grundsediment

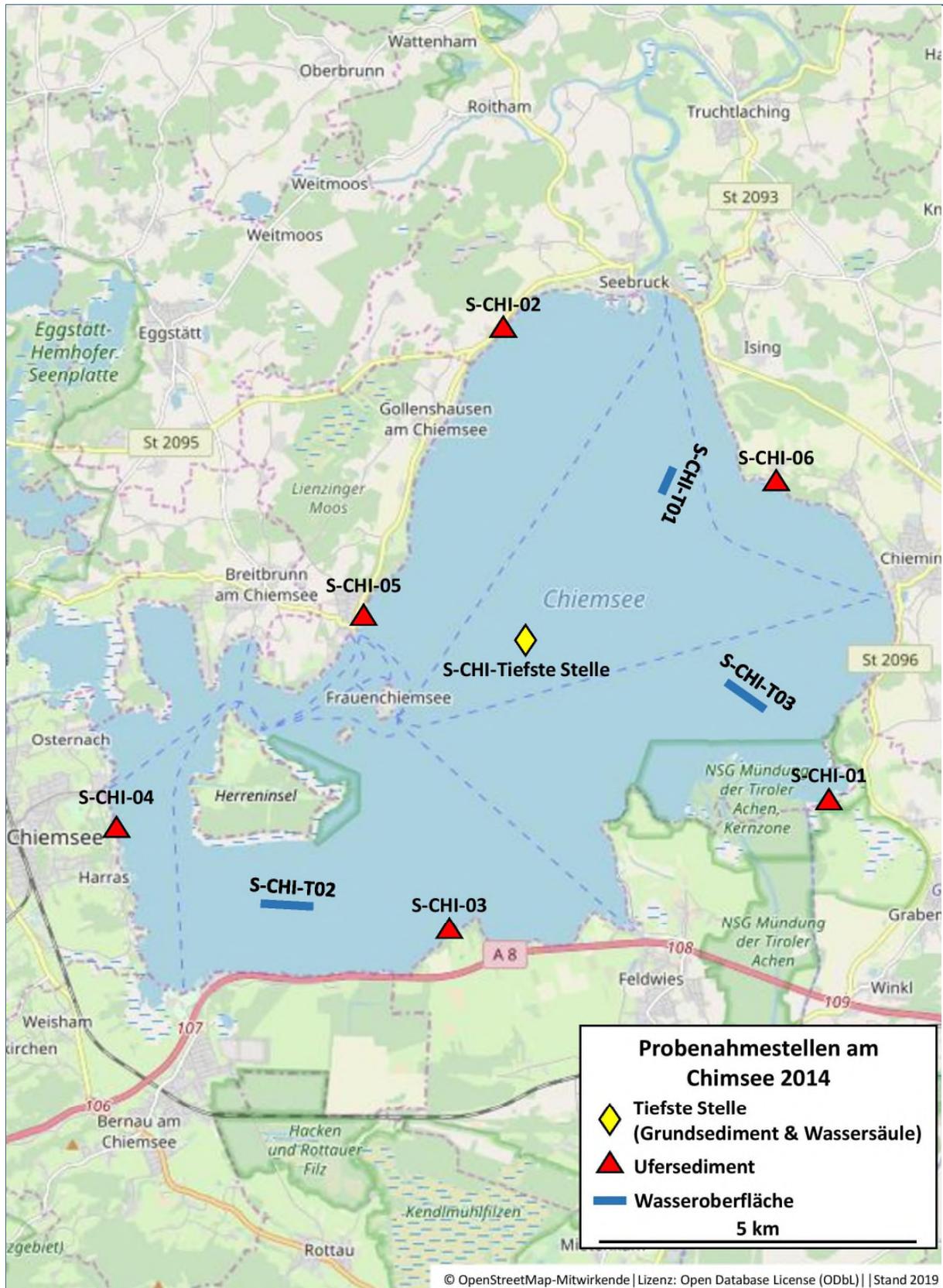


Abb. 3: Chiemsee: Lage der Messstellen zur Probennahme Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment, Grundsediment

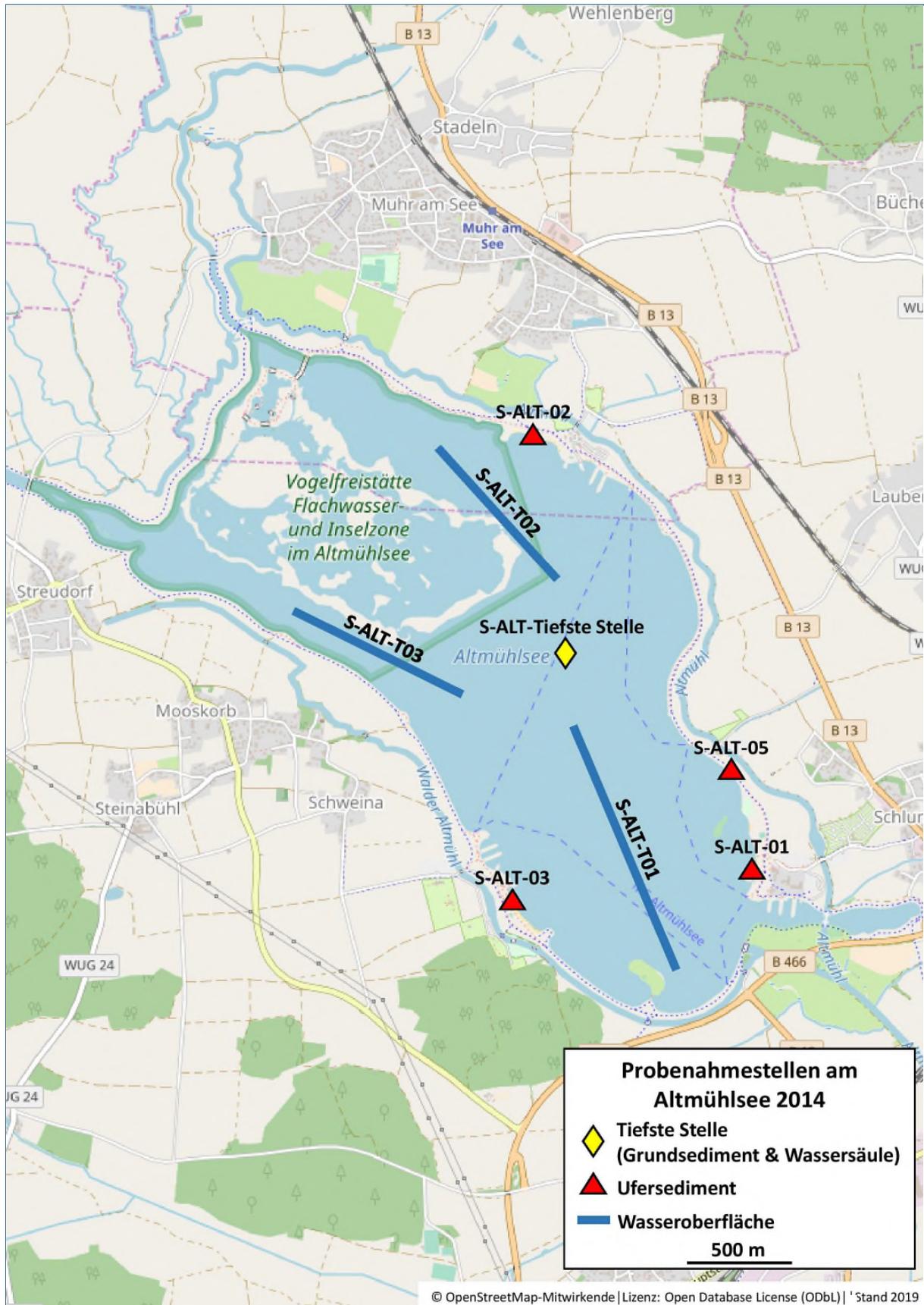


Abb. 4: Altmühlsee: Lage der Messstellen zur Probennahme Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment, Grundsediment

2.1.1 Probenahme Wasseroberfläche

Die Wasseroberfläche der Seen erfolgte mit einem sogenannten MiniManta-Trawl (Abb. 5), einem eigens von der Universität Bayreuth für die Beprobung der Wasseroberfläche entwickelten Schleppnetz. Dieses besteht aus einem Netzkasten mit einer Öffnungsfläche von 15 x 30 cm, einem 1 m bzw. 2 m langen Netz mit einer Maschenweite von 300 µm (Hydro-Bios Apparatebau GmbH, Kiel-Altenholz) und einem Netzbecher (Abb. 5). Pro See wurden drei Transekte für eine Dauer von 10 - 20 Minuten beprobt. Während der Beprobung war das Schleppnetz an einem seitlichen Ausleger eines Bootes befestigt, sodass es zu keiner Störung des beprobten Wasserkörpers durch das Boot kommen konnte. Ein Strömungssensor (OTT HydroMet GmbH, Kempten) im Netzkasten diente der Messung der Strömungsgeschwindigkeit. Das beprobte Wasservolumen wurde über die Strömungsgeschwindigkeit und die durchströmte Netzfläche berechnet. Der Ort der Beprobung wurde mittels GPS (Garmin Deutschland GmbH, Garching) festgehalten und die Dauer der Probenahme per Stoppuhr bestimmt. Das im Netz gesammelte Material wurde nach der Beprobung mit gefiltertem Wasser aus dem Netzbecher in ein Probengefäß gespült. Bis zur Bearbeitung wurden alle Proben dunkel und kühl gelagert. Im Folgenden werden die Messstellen bzw. Transekte mit einem „T“ nach dem jeweiligen Kürzel des beprobten Sees in der Messstellenbezeichnung gekennzeichnet (Beispiel „S-AMM-T03“).

2.1.2 Probenahme Wassersäule

Die Beprobung der Wassersäule erfolgte an der jeweils tiefsten Stelle der Seen (am Altmühlsee in der Seemitte) mit einem Planktonnetz (Hydro-Bios Apparatebau GmbH, Kiel-Altenholz) mit einem Öffnungsdurchmesser von 25 cm, einer Maschenweite von 300 µm und einem Netzbecher (Abb. 6). Der Ort der Beprobung wurde mittels GPS festgehalten. An jeder Probestelle wurden drei Vertikalzüge aus 20 m Tiefe bis zur Wasseroberfläche entnommen. Im flacheren Altmühlsee erfolgte die Probenahme aus entsprechend geringerer Tiefe. Das im Netz gesammelte Material wurde nach der Beprobung mit gefiltertem Wasser aus dem Netzbecher in ein Probengefäß gespült. Anschließend wurde das entnommene Material zu einer Probe vereinigt. Bis zur weiteren Bearbeitung wurden die Proben dunkel und kühl gelagert. Im Folgenden werden die Messstellen mit „WS“ nach dem jeweiligen Kürzel des beprobten Sees in der Messstellenbezeichnung gekennzeichnet (Beispiel „S-AMM-WS“).

2.1.3 Probenahme Ufersediment

Pro See wurden an vier bis sechs Messstellen Proben von Ufersediment entnommen. Die Anzahl der Probestellen richtete sich dabei nach der Länge der Uferlinie, nach der Fläche des Sees und nach der Verfügbarkeit von geeigneten Stellen. Beprobte sandiges bis kiesiges Sediment an nicht zu steilen Stränden mit Kontakt zum Wasserkörper. An jeder Probenahmestelle wurden innerhalb eines 20 m langen Transekts (Abb. 7) mit einem Sedimentstechrohr (Abb. 8) entlang der Schwemmzone (Spülsaum) alle 2,5 m insgesamt neun Sedimentkerne mit einem Durchmesser von 10 cm und einer Tiefe von 5 cm entnommen und zu einer Probe vereinigt. Daraus ergab sich ein ungefähres Probenvolumen von 6 L pro Stelle. Zusätzlich zu den Sedimentkernen wurden im Abstand von 1 m rechts und links des Transektes größere Kunststoffteile (> 5 mm) abgesammelt und asserviert. Die Messstellen, an denen Ufersedimentproben genommen wurden, tragen keine besondere Kennzeichnung nach dem Kürzel des jeweiligen Sees (Beispiel „S-AMM-01“).

2.1.4 Probenahme Grundsediment

An der jeweils tiefsten Stelle der Seen (am Altmühlsee Seemitte), an der auch die Beprobung der Wassersäule erfolgte, wurde mit einem Ekman-Greifer (15 x 15 cm Öffnungsfläche) Sediment vom Gewässergrund entnommen (Abb. 9). Je nach Zusammensetzung des Sediments wurden in der Regel mindestens drei Proben, im Altmühlsee aufgrund seines schlecht zu beprobenden Sediments bis zu neun Proben entnommen und jeweils zu einer Grundsedimentprobe pro See vereinigt. Im Folgenden werden die

Messstellen mit „Boden“ nach dem jeweiligen Kürzel des beprobten Sees in der Messstellenbezeichnung gekennzeichnet (Beispiel „S-STA-Boden“).

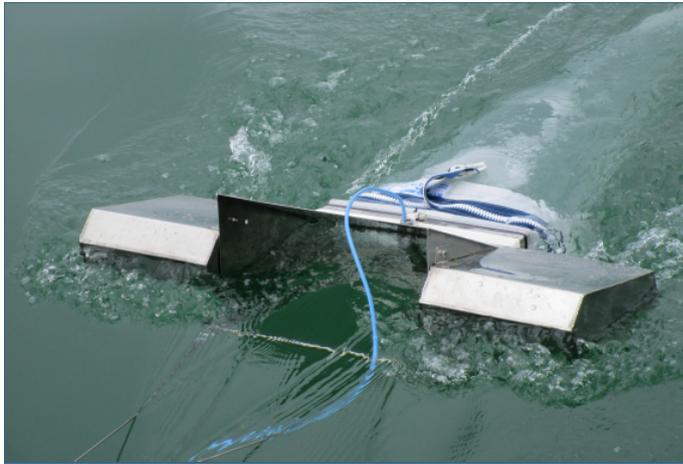


Abb. 5: Manta Trawl



Abb. 6: Planktonnetz



Abb. 7: Strandabschnitt mit Markierung des Transektes (20 m)



Abb. 8: Equipment für die Entnahme von Ufersediment



Abb. 9: Bodengreifer zur Entnahme von Grundsediment

2.2 Probenaufarbeitung

2.2.1 Vermeidung einer Kontamination und Blindproben

Um eine Kontamination der Proben mit Plastikpartikeln zu vermeiden, wurde eine Reihe von Maßnahmen ergriffen (Löder et al. 2017). Alle verwendeten Lösungen wurden über Filter der Porengröße 0,2 µm gereinigt, mit Ausnahme der Enzyme, die wegen ihrer hohen Viskosität über 0,45 µm Filter gereinigt wurden. Gefäße und sonstiges Equipment wurden vor Verwendung mit gefiltertem Wasser und gefiltertem 35 % Ethanol gespült. Die Proben wurden stets abgedeckt. Personal, das mit der Probenaufbereitung betraut war, wurde angehalten, während der Aufarbeitung Laborkittel und Kleidung aus Baumwolle zu tragen. Equipment aus herkömmlichem Kunststoff wurde, soweit möglich, durch Glas, Aluminium, Edelstahl oder Polytetrafluorethylen (PTFE, Handelsname "Teflon") ersetzt. Beispielweise wurde eine Druckluft-betriebene Spritzflasche aus Aluminium für die Probenaufbereitung entwickelt. Blindproben wurden mit gefiltertem Reinstwasser generiert und durchliefen alle Laborschritte analog den Umweltproben.

2.2.2 Dichtentrennung zur Entfernung anorganischen Materials

Da Sedimentproben (Ufersediment und Grundsediment) einen hohen Anteil an anorganischem und mineralischem Anteil (Ton, Schluff, Sand, Kies, Steine) aufweisen, mussten diese Bestandteile zu Beginn der Untersuchung abgetrennt werden. Eine Eigenschaft, die mineralische Bestandteile von Kunststoffpartikeln unterscheidet, ist die spezifische Dichte der Partikel. Kunststoffpolymere haben eine Dichte im Bereich von $0,7 - 1,4 \text{ g/cm}^3$. Bei aufgeschäumten Kunststoffen wie EPS (Expandiertes Polystyrol) liegt die Dichte sogar bei $< 0,1 \text{ g/cm}^3$. Mineralische Sedimentpartikel weisen in der Regel eine Dichte von 2 g/cm^3 und höher auf. In vorliegender Studie kam zur Abtrennung von anorganischem Material ein von der TU München und der Universität Bayreuth gemeinsam entwickelter „Munich Plastic Sediment Separator“ (MPSS) zum Einsatz. Die Abtrennung erfolgte nach dem Prinzip der Dichtentrennung mit einer etwa 35 %igen Zinkchloridlösung der Dichte $1,7 - 1,8 \text{ kg/l}$ (Imhof et al. 2012). Mineralisches schweres Material sinkt auf den Boden des Apparates, wohingegen das leichtere Material – inklusive der Kunststoffe – aufschwimmt. Nach erfolgter Dichtentrennung wurde die leichte Fraktion der Probe aus der oberen Trennkammer des MPSS entnommen und das Zinkchlorid per Filtration entfernt.

2.2.3 Größenfraktionierung

Im Anschluss an die Dichtentrennung wurden die Sedimentproben wie auch alle Wasserproben (Wasser-oberfläche bzw. Wassersäule) zur weiteren Prozessierung und Analyse in zwei Größenfraktionen aufgetrennt. Dies erfolgte je nachdem, welche analytische Methode vorgesehen war entweder mit einem Edelstahlsieb der Maschenweite 1 mm bzw. $500 \mu\text{m}$. Ein Großteil der Proben wurde mittels FTIR-Spektroskopie analysiert. Bei diesen Proben wurde die Größenfraktionierung mit einem $500 \mu\text{m}$ Edelstahlsieb vorgenommen. Für Proben, bei denen zusätzlich eine Analyse mit SWIR (Short Wave Infrared) Mikrospektroskopie erfolgte, wurde zur Fraktionierung ein Edelstahlsieb der Maschenweite 1 mm verwendet.

2.2.4 Entfernung organischen Materials

In Abhängigkeit von der Größenfraktion wurden die Proben unterschiedlich weiterverarbeitet. In Proben der Größenfraktion $> 1 \text{ mm}$ bzw. $> 500 \mu\text{m}$ wurden potentielle Mikroplastikpartikel visuell mit Hilfe eines Stereomikroskops aussortiert und für die spätere Analyse einzeln in Reaktionsgefäßen gelagert.

Probenmaterial der Größenfraktionen $< 1 \text{ mm}$ bzw. $< 500 \mu\text{m}$ wurde zur Entfernung organischen Materials enzymatisch aufgereinigt (Löder et al. 2017). Bei Proben, die zusätzlich mit SWIR-Mikrospektroskopie analysiert wurden, erfolgte im Anschluss an die enzymatische Aufreinigung eine weitere Größenfraktionierung mit einem Edelstahlsieb der Maschenweite $250 \mu\text{m}$.

Die Größenfraktionen $< 500 \mu\text{m}$ bzw. $< 250 \mu\text{m}$ wurden zur Analyse mittels Focal Plane Array (FPA) basierter mikro-FTIR-Spektroskopie nach der enzymatischen Aufreinigung auf Anodisc Filter (Whatman, GE Healthcare Life Sciences) aufgebracht. Bei dem Teil der Proben der mittels SWIR-Mikrospektroskopie analysiert wurde, wurde die Größenfraktion $1 \text{ mm} - 250 \mu\text{m}$ auf Glasfilter aufgetragen.

Trotz hoher Effektivität der Aufreinigung kann unverdauliches organisches Material nach der enzymatischen Aufbereitung in den Proben verbleiben. Größere Mengen organischen Materials können jedoch zu Partikelüberlagerung auf den Filtern und damit zu Problemen bei der Analyse führen. Daher wurde bei Proben mit erhöhtem Aufkommen von organischem Material eine Teilprobe (subsample) analysiert. Dies konnte durch eine Viertelung der Probe mit einem speziell entwickelten Probenteiler bereits vor der enzymatischen Aufreinigung erfolgen. Wenn nach der enzymatischen Aufreinigung noch zu viel organisches Material in den Proben war, wurde außerdem nur eine Teilprobe (subsample) auf die Anodisc Filter aufgebracht. Da die FPA-basierte mikro-FTIR-Analyse in Abhängigkeit von der Messfläche eine hohe Messzeit und die Anodisc Filter, um Messzeit zu sparen, eine vergleichsweise geringe Filterfläche aufweisen, ist die Problematik der Partikelüberlagerung hier besonders relevant. Probenteilung

(subsampling) nach der enzymatischen Aufbereitung wurde daher nur in der mit FPA-basierter mikro-FTIR-Spektroskopie analysierten Größenfraktion ($< 500 \mu\text{m}$ bzw. $< 250 \mu\text{m}$) durchgeführt.

2.3 Analyse von Kunststoffpartikeln

Die in vielen älteren Studien (Moore et al. 2011; Lechner et al. 2014; Dris et al. 2015) angewandte rein visuelle Bestimmung ist vor allem bei sehr kleinen Mikroplastikpartikeln stark fehlerbehaftet (Klein et al. 2018). Daher werden gegenwärtig spektroskopische Verfahren eingesetzt, die eine eindeutige Identifizierung von Mikroplastikpartikeln ermöglichen, ohne dass diese zerstört werden (im Gegensatz zum Einsatz von Pyrolyse- bzw. TED-GC/MS-Verfahren). Neben Polymertyp, Anzahl und Größe der Partikel kann durch die zerstörungsfreie Analyse auch die Partikelform mikroskopisch ermittelt werden.

Je nach analysierter Größenfraktion kamen unterschiedliche spektroskopische Analysemethoden zum Einsatz (Abb. 10). So wurde im Verlauf der Untersuchungen neben der ATR-FTIR Spektroskopie und der FPA-basierten Mikro-FTIR Spektroskopie auch die SWIR Mikrospektroskopie zur Praxisreife weiterentwickelt.

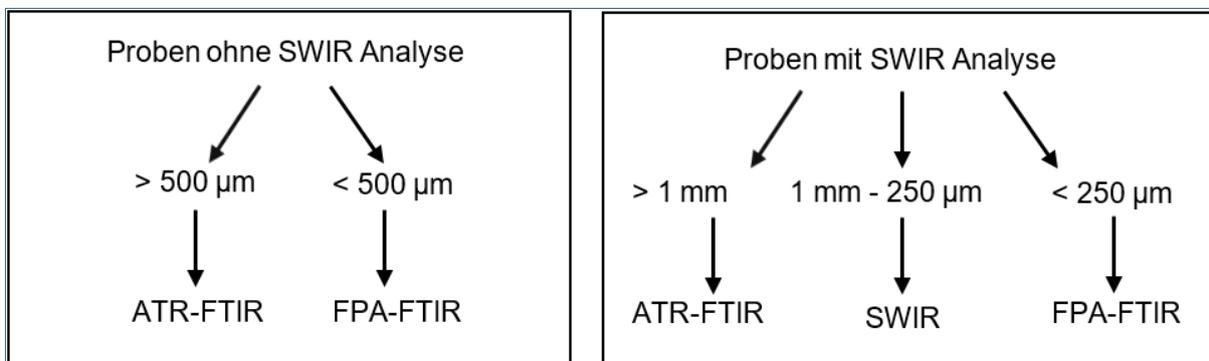


Abb. 10: Übersicht über Größenfraktionierung und anschließende Analyse von Proben, die mit FTIR-Spektroskopie (links) und für solche, die außerdem mit SWIR-Spektroskopie analysiert wurden (rechts)

2.3.1 ATR-FTIR-Spektroskopie

Die Analyse von Partikeln der Größenfraktion $> 1 \text{ mm}$ bzw. $> 500 \mu\text{m}$ erfolgte mit attenuated total reflection (Abgeschwächte Totalreflexion, ATR)-FTIR-Spektroskopie (Löder und Gerdts 2015). Hierzu wurde ein „Tensor 27“ FTIR-Spektrometer mit einer Platinium-ATR-Einheit, einem internal L-alanine doped deuterated triglycine sulfate (DLATGS) Einzeldetektor und einem Siliziumcarbid Globar als Infrarot (IR) Quelle (Bruker Optik GmbH, Ettlingen) verwendet (Abb. 11). Die IR Spektren wurden im Wellenzahlenbereich $4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$ mit einer Auflösung von 8 cm^{-1} und 16 koaddierten Scans aufgenommen. Der Hintergrund wurde vor jeder Probenmessung mit den gleichen Einstellungen gegen Luft gemessen.

Die Messung und Analyse der Spektren erfolgte mit der Software OPUS 7.5 (Bruker Optik GmbH, Ettlingen). Alle Spektren wurden mit einer vom Alfred Wegener Institut (AWI), Helgoland, selbst generierten Polymer-Datenbank verglichen (Löder und Gerdts 2015).

2.3.2 FPA basierte Mikro-FTIR-Spektroskopie

Die Größenfraktion $< 250 \mu\text{m}$ bzw. $< 500 \mu\text{m}$ wurde auf einer Fläche von 10 mm Durchmesser auf Anodisc Filter (Porengröße $0,2 \mu\text{m}$, Whatman, GE Healthcare Life Sciences) aufgebracht und mit FPA basierter Mikro-FTIR-Spektroskopie (Löder und Gerdts 2015) gemessen. Dafür wurde ein ‘Hyperion 3000’ FTIR Mikroskop (Bruker Optik GmbH, Ettlingen, Germany) mit einem FPA (focal plane array)-Detektor, das an das FTIR-Basispektrometer „Tensor 27“ gekoppelt war, verwendet. Die Anodisc Filter (Whatman, GE Healthcare Life Sciences) wurden auf einem Calciumfluorid (CaF_2) Fenster in Transmission gemessen (Abb. 11). Die IR Spektren wurden im Wellenzahlenbereich $3.600 - 1.250 \text{ cm}^{-1}$ mit einer

Auflösung von 8 cm^{-1} , 4×4 Binning und sechs koaddierten Scans aufgenommen. Die Hintergrundmessung wurde gegen den blanken Anodisc Filter (Whatman, GE Healthcare Life Sciences) mit 32 koaddierten Scans durchgeführt.

Die Identifikation der Polymere anhand der aufgenommenen Spektren erfolgte mittels der Software OPUS 7.5 (Bruker Optik GmbH, Ettlingen, Germany) oder ImageLab (Epina GmbH, Wien) anhand der Polymer-Datenbank des AWI, Helgoland, (Löder und Gerdts 2015).

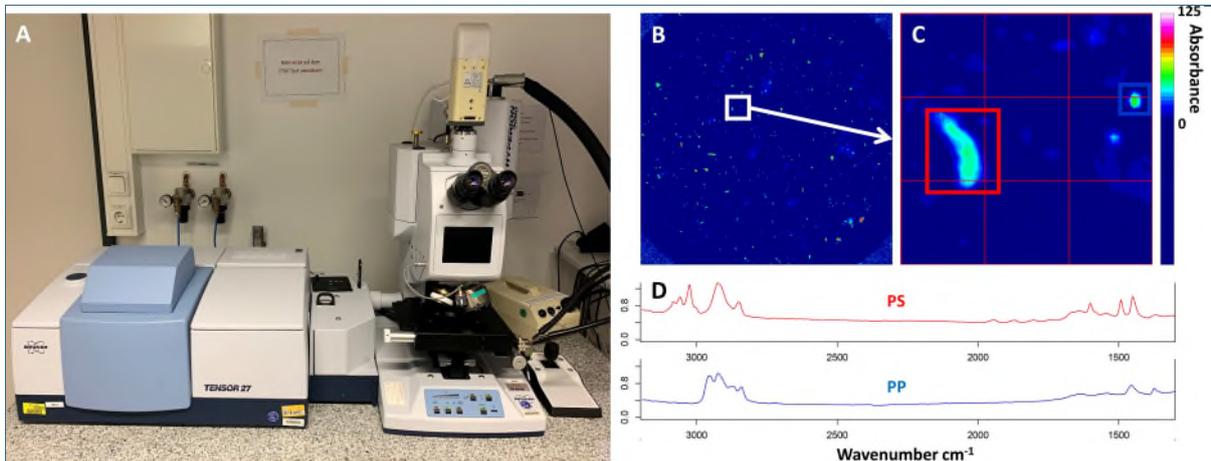


Abb. 11: A) FTIR-Spektroskop (TENSOR 27 FTIR-Spektrometer mit einer Platinum-ATR Einheit und HYPERION 3000 FTIR-Mikroskop, Bruker Optik GmbH, Ettlingen). B) Überblick über den gesamten Probenfilter eines FTIR-Imaging einer Wasserprobe und ein C) vergrößerter Detailausschnitt mit rot und blau umrandeten Partikeln; D) Zugehöriges Absorptionsspektrum des rot umrandeten Polystyrol-Partikels und des blau umrandeten Polypropylen-Partikels

2.3.3 SWIR-Mikrospektroskopie

Bei ausgewählten Proben wurde die Größenfraktion $1 \text{ mm} - 50 \mu\text{m}$ mit SWIR (short wave infrared)-Mikrospektroskopie analysiert (Schmidt et al. 2018), die unter anderem von Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Laforsch der Uni Bayreuth mitentwickelt wurde. Dazu wurde diese Größenfraktion auf Glasfaserfilter aufgebracht und mit einem HySpex SWIR-320 m-e imaging Spektrometer (Norsk Elektro Optikk AS (NEO), Norwegen) am Deutschen GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ) gemessen. Die Spektren wurden im Wellenlängenbereich $968 - 2.498 \text{ nm}$ aufgenommen. Die Datenprozessierung und- konvertierung erfolgte mit der Kalibrierungssoftware von NEO und hauseigenen Python- und IDL basierten Programmen. Potentielle Kunststoffpartikel (und organisches Material) wurden mit einem eigens entwickelten PlaMAPP (Plastic Mapper) Algorithmus identifiziert und zur Identifikation mit einer Polymer-Datenbank verglichen.

Ursprünglich war vorgesehen, alle Proben der Größenfraktion $1 \text{ mm} - 250 \mu\text{m}$ mittels SWIR-Mikrospektroskopie zu analysieren, da die Mess- und Auswertegeschwindigkeit dieser Methode deutlich höher liegt als bei der Mikro-FTIR-Spektroskopie. Aufgrund von Verzögerungen und Unsicherheiten bei der Entwicklung dieser Methode wurde jedoch ein Großteil der Proben ausschließlich mit ATR-FTIR und FPA-basierter mikro-FTIR-Spektroskopie gemessen.

2.3.4 Bestimmung von Größe und Form der Partikel

Die Polymerpartikel wurden in fünf verschiedene Formparameter (Fragment, Faser, Folie, Bead, Pellet) eingeteilt und jeweils die maximale Länge und Breite gemessen. Die Größenmessung wurde bei Partikeln, die mit ATR-FTIR-Spektroskopie analysiert wurden, mit der Software CellSens Dimensions (Olympus Corporation, Japan) durchgeführt. Bei Partikeln, die mit FPA-basierter Mikro-FTIR-

Spektroskopie oder SWIR-Mikrospektroskopie analysiert wurden, erfolgte die Größenmessung mit der Software OPUS 7.5 und ImageLab (Epina GmbH, Wien).

Die Partikel wurden anhand der längsten Ausdehnung in vier verschiedene Größenklassen eingeteilt: Makroplastik (> 5 mm), großes Mikroplastik (5 - 1 mm), kleines Mikroplastik I (1000 - 300 µm) und kleines Mikroplastik II (< 300 - 20 µm). Da die Probenahme von der Wasseroberfläche bzw. Wassersäule mit Netzen der Maschenweite 300 µm erfolgte und davon auszugehen ist, dass ein Teil der Partikel < 300 µm die Netzmaschen passieren konnte, wurden die Partikel der Größenklasse kleines Mikroplastik II nicht vollständig quantitativ erfasst.

Aus den Analysendaten der mitgeführten Blindproben wurde jeweils ein Durchschnittswert berechnet, der nach Korrektur mit dem Subsampling-Faktor von der Partikelanzahl in den Umweltproben abgezogen wurde. Die Partikelanzahl wurde in Proben von der Wasseroberfläche und der Wassersäule auf Volumen (m³), in Ufersediment- und Grundsedimentproben auf Fläche (m²) normiert. Die prozentualen Angaben zur Polymerzusammensetzung sowie zur Form der Partikel wurden in vorliegender Studie auf Basis der Gesamtzahl der jeweils in der zugehörigen Probe analysierten Partikel errechnet und dargestellt (nicht auf Basis der Mikroplastikkonzentrationen).

3 Untersuchungsergebnisse

Im folgenden Berichtsteil wird jedem See ein eigenes Kapitel gewidmet. Dargestellt werden die für die verschiedenen Gewässerkompartimente ermittelten Analyseergebnisse. Darüber hinaus erfolgt in Kapitel 3.5 ein Vergleich der Mikroplastikbelastung der einzelnen Seen und deren Gewässerkompartimenten.

Die Tabelle im Anhang dieses Berichtes enthält Detailinformationen zu den Messstellen und Zeitpunkten der Probenahme. Zudem sind alle Analyseergebnisse tabellarisch zusammengefasst. Während sich in den Diagrammen im folgenden Ergebnisteil die Angaben zur Polymerzusammensetzung sowie zur Form der Partikel auf die Gesamtzahl der jeweils identifizierten Plastikpartikel beziehen, enthält die Tabelle im Anhang die prozentualen Anteile der jeweiligen Polymerfraktionen und Formen.

3.1 Ammersee

3.1.1 Wasseroberfläche

In den insgesamt drei oberflächennahen Wasserproben des Ammersees wurde kein Makroplastik beobachtet.

Die Belastung der Wasseroberfläche mit Mikroplastik war insgesamt gering. Unter Berücksichtigung aller Größenfraktionen wurden im südlichen Teil des Ammersees (S-AMM-T01) rund 7 Partikel/m³ detektiert. In der Probe von der Mitte des Sees (S-AMM-T02) sowie im nördlichen Seeabschnitt (S-AMM-T03) wurden weniger als 2 Partikel/m³ nachgewiesen.

Bei den aufgefundenen Kunststoffteilchen handelte es sich mit einem Anteil von 82 – 97 % (1 – 7 Partikel/m³) an allen drei Probestellen in erster Linie um kleines Mikroplastik II. Der Anteil von kleinem Mikroplastik I sowie großem Mikroplastik ist aufgrund der insgesamt sehr geringen Partikelzahlen zu vernachlässigen (Abb. 12).

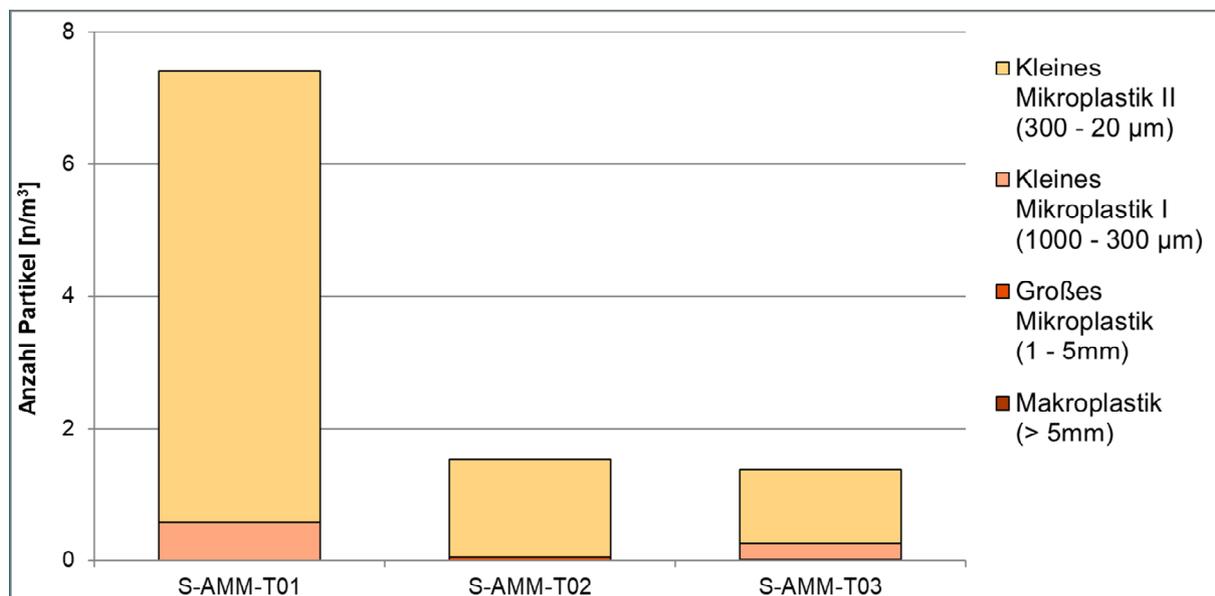


Abb. 12: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Ammersees an den Messstellen S-AMM-T01 – S-AMM-T03

In allen oberflächennahen Wasserproben des Ammersees waren die Polymere PE, PP, PET/PES sowie PS nachweisbar. Unter Einbeziehung aller analysierten Mikroplastikpartikel war PE mit einem Anteil von 57 % am südlichen (S-AMM-T01) und 51 % am nördlichen Seeabschnitt (S-AMM-T03), sowie mit

31 % in der Seemitte (S-AMM-T02) häufig vertreten. An letztgenannter Stelle wurde PET/PES am häufigsten detektiert (35 %). An der Wasseroberfläche im südlichen Abschnitt des Ammersees wurden zudem geringen Mengen an PVC (2 %), im nördlichen Seeabschnitt PA (5 %) nachgewiesen (Abb. 13).

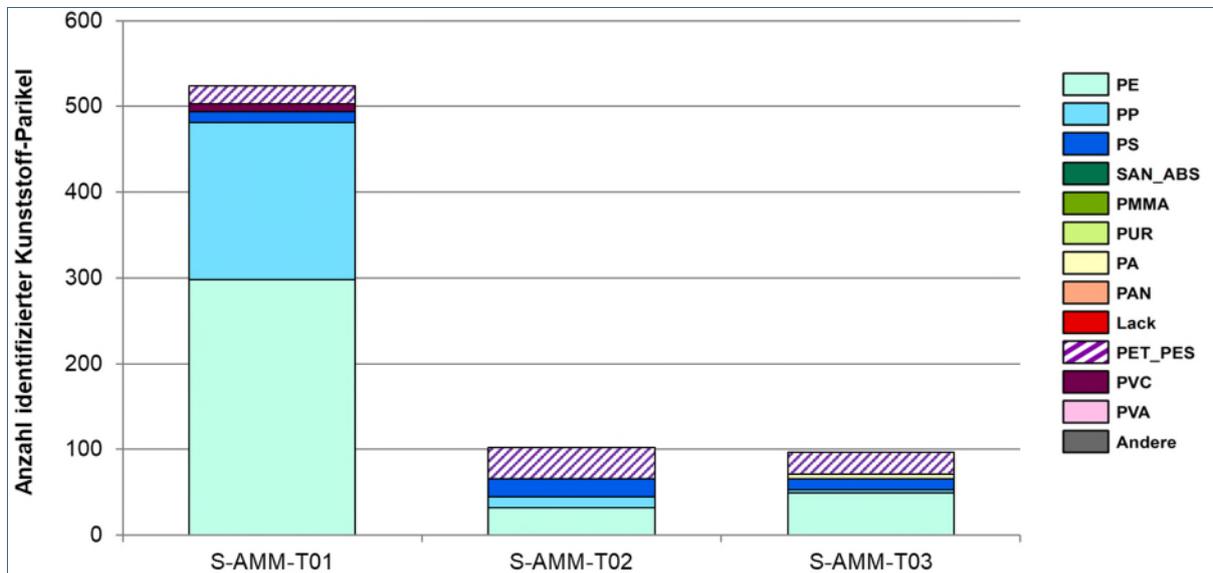


Abb. 13: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Ammersees an den Messstelle S-AMM-T01 – S-AMM-T03; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Die Plastikpartikel in oberflächennahen Wasserproben des Ammersees lagen unter Einbeziehung aller analysierter Mikroplastikpartikel annähernd vollständig in Form von Fragmenten vor. Nur in den im nördlichen (S-AMM-T03) und im südlichen Seeabschnitt (S-AMM-T01) entnommenen Probe wurden auch Fasern mit 19 % bzw. mit 2 % detektiert (Abb. 14).

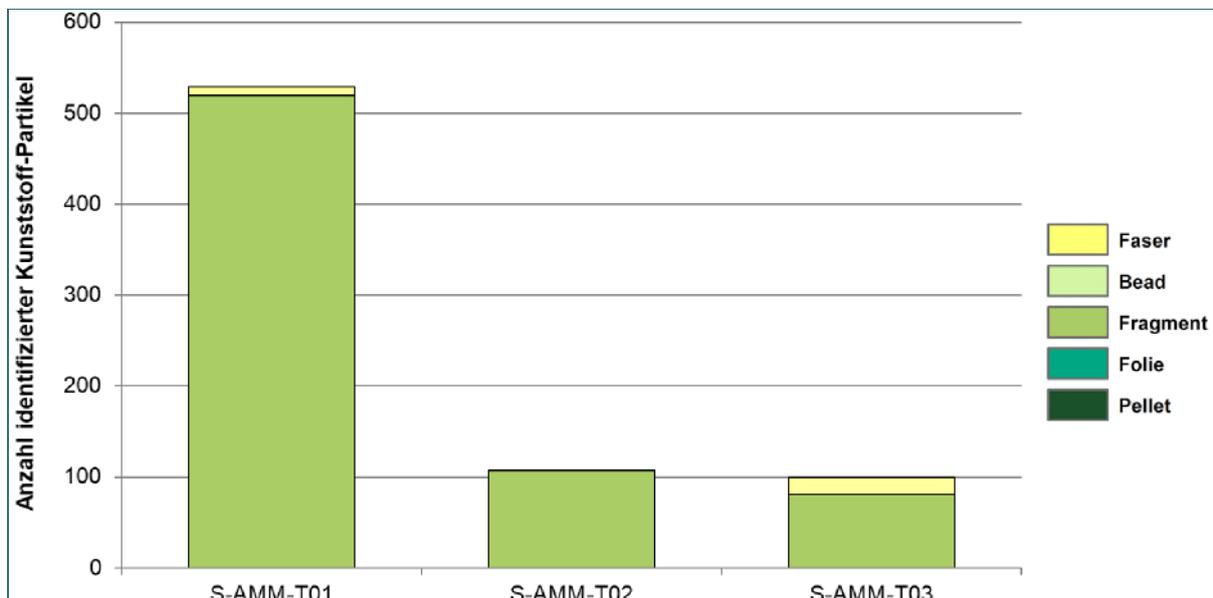


Abb. 14: Form der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Ammersees an den Messstelle S-AMM-T01 – S-AMM-T03; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.1.2 Wassersäule

In der Probe aus der Wassersäule (S-AMM-WS), die auf Höhe von Riederau in der Mitte des Sees entnommen wurde, war kein Makroplastik nachweisbar.

Die Belastung der Wasserprobe mit Mikroplastik war gering. So lag die Konzentration unter Berücksichtigung aller Größenklassen bei insgesamt rund 10 Partikeln/m³. 80 % dieser Partikel waren der Größenfraktion kleines Mikroplastik II (8 Partikel/m³) und 20 % (2 Partikel/m³) der Kategorie kleines Mikroplastik I zuzuordnen.

Als dominierende Polymersorten wurden PP (52 %) sowie PE (45 %) identifiziert. Zudem war auch PET/PES mit 3 % vorhanden.

Die insgesamt in der Wassersäule des Ammersees detektierten Mikroplastikpartikel lagen größtenteils in Form von Fragmenten (90 %), 10 % jedoch als Fasern vor.

In Kapitel 3.5.2 werden die Analysenergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 39 - Abb. 41).

3.1.3 Ufersediment

Am Ammersee wurde an den insgesamt sechs Messstellen eine sehr unterschiedliche Belastung des Ufersediments mit Kunststoffpartikeln beobachtet (Abb. 15).

Die Anzahl von Makroplastik (> 5 mm) war mit 410 Partikeln/m² im Bereich von Utting (S-AMM-01) am höchsten, gefolgt von Breitbrunn (S-AMM-05) mit insgesamt 141 Makroplastikpartikeln/m². An der Messstelle Herrschinger Bucht (S-AMM-04) wurden nur 14 Partikel/m² gefunden, bei Dießen (S-AMM-02), Aidenried (S-AMM-03) sowie Eching (S-AMM-06) hingegen kein Makroplastik.

Bezüglich Mikroplastik lagen die Gesamtmengen über alle Größenfraktionen in den Ufersedimenten bei Eching (S-AMM-06) mit 129.375 Mikroplastikpartikeln/m² sowie bei Utting (S-AMM-01) mit insgesamt 118.666 Mikroplastikpartikeln/m² am höchsten. Die Gesamtzahl von Mikroplastik betrug im Ufersediment des Ammersees in der Herrschinger Bucht (S-AMM-04) 35.462 Partikel/m² und bei Breitbrunn (S-AMM-05) 30.728 Partikel/m². Die niedrigste Mikroplastikbelastung wurde mit 11.261 Partikeln/m² auf Höhe Aidenried (S-AMM-03) festgestellt.

Die Untersuchungen zeigen darüber hinaus, dass die Belastung mit Partikeln sehr uneinheitlich ist, je nachdem welche Größenfraktion von Mikroplastik betrachtet wird. Den Hauptanteil stellte an allen sechs Messstellen des Ammersees sehr kleines Mikroplastik II dar. Am häufigsten vertreten war diese Größenfraktion mit 95 % in Ufersediment bei Breitbrunn (S-AMM-05). An der Herrschinger Bucht (S-AMM-04) war der Anteil sehr kleiner Mikroplastikpartikel mit 59 % am niedrigsten. Kleines Mikroplastik I wurde ebenfalls an allen Probestellen nachgewiesen. Am häufigsten fanden sich Partikel dieser Größenklasse mit 32 % im Ufersediment bei Aidenried (S-AMM-03). Der niedrigste Wert lag bei rund 4 % im Ufersediment bei Breitbrunn. An allen sechs Messstellen war der Anteil von großem Mikroplastik mit maximal 12 % in der Herrschinger Bucht vergleichsweise gering. Am seltensten waren Partikel dieser Größenklasse an der Messstelle bei Eching (S-AMM-06) vertreten. Hier lag der Anteil unter 1 % (Abb. 15).

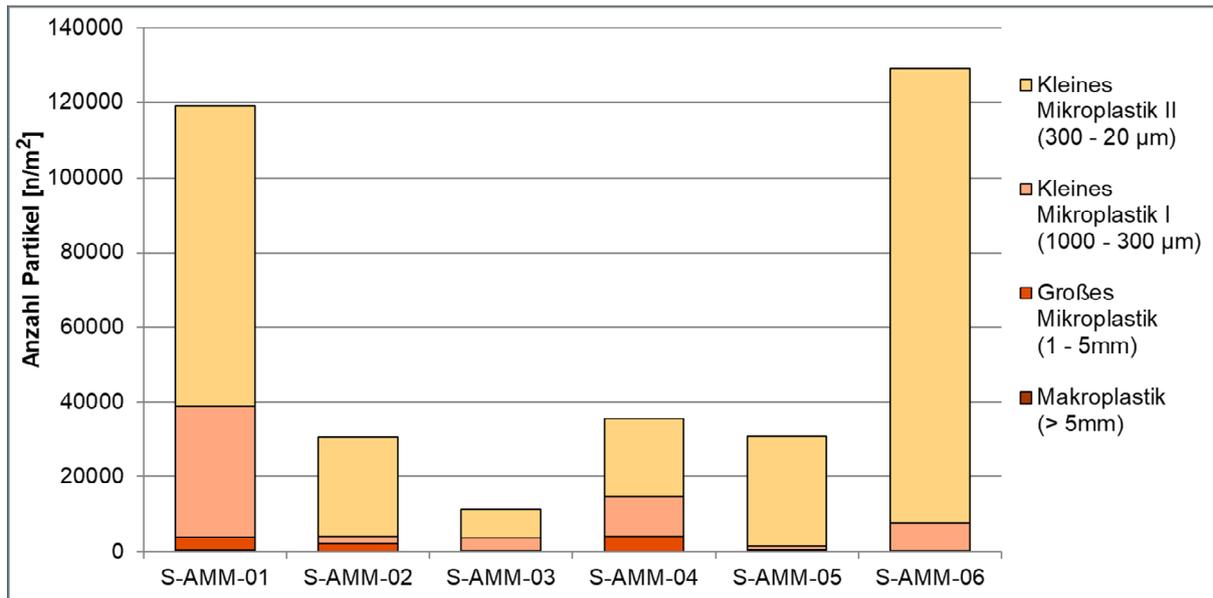


Abb. 15: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln in Ufersedimentproben des Ammersees an den Messstellen S-AMM-01 – S-AMM-06

Die Polymerzusammensetzung der Kunststoffpartikel im Ufersediment des Ammersees war, bezogen auf alle analysierten Kunststoffpartikel, an den sechs Messstellen teilweise sehr heterogen (Abb. 16). Dominierende Polymere an der Messstelle bei Utting (S-AMM-01) waren PP (32 %) und PS (28 %), in der Herrschinger Bucht (S-AMM-04) hingegen PS (40 %) und PET/PES (35 %). Des Weiteren wurden an beiden Messstellen PE, PVC und Lacke, bei Utting zusätzlich auch sehr geringe Menge an PUR und PA detektiert. Im Ufersediment auf Höhe Aidenried (S-AMM-03) bestanden 70 % der Kunststoffpartikel aus PE. In deutlich geringerer Menge fanden sich hier auch PS-, PP- sowie PET/PES-Partikel. Im Bereich von Dießen (S-AMM-02) bestand ein Großteil der Kunststoffpartikel aus PP (73 %) sowie zu geringeren Anteilen auch aus PET/PES, PS und PE. Ufersediment bei Breitbrunn (S-AMM-05) enthielt vorrangig PP (41 %) und PE (26 %). Zudem wurden PET/PES- und PS-Partikel sowie andere, hier nicht näher definierte Polymere detektiert.

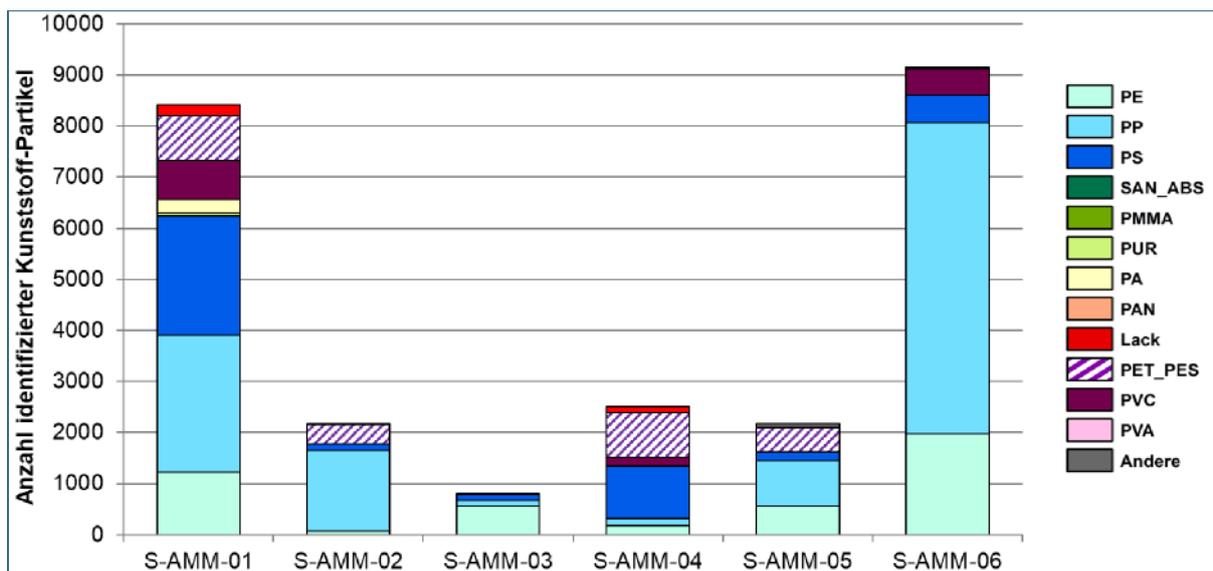


Abb. 16: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in Ufersediment des Ammersees an den Messstelle S-AMM-T01 – S-AMM-T06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Die überwiegende Zahl der im Ufersediment des Ammersees detektierten Kunststoffpartikel setzte sich aus Fragmenten zusammen (Abb. 17). An den Messstellen bei Aidenried (S-AMM 03) sowie Breitbrunn (S-AMM-05) lag der Anteil von Fragmenten bei rund 99 %. Der niedrigste Anteil an Fragmenten wurde mit 84 % bei Herrsching (S-AMM-04) ermittelt. An dieser Stelle wurde mit 16 % gleichzeitig der höchste Anteil an Fasern detektiert. Im Ufersediment bei Breitbrunn (S-AMM-05) waren mit einem Anteil von unter 5 % auch Beads vertreten.

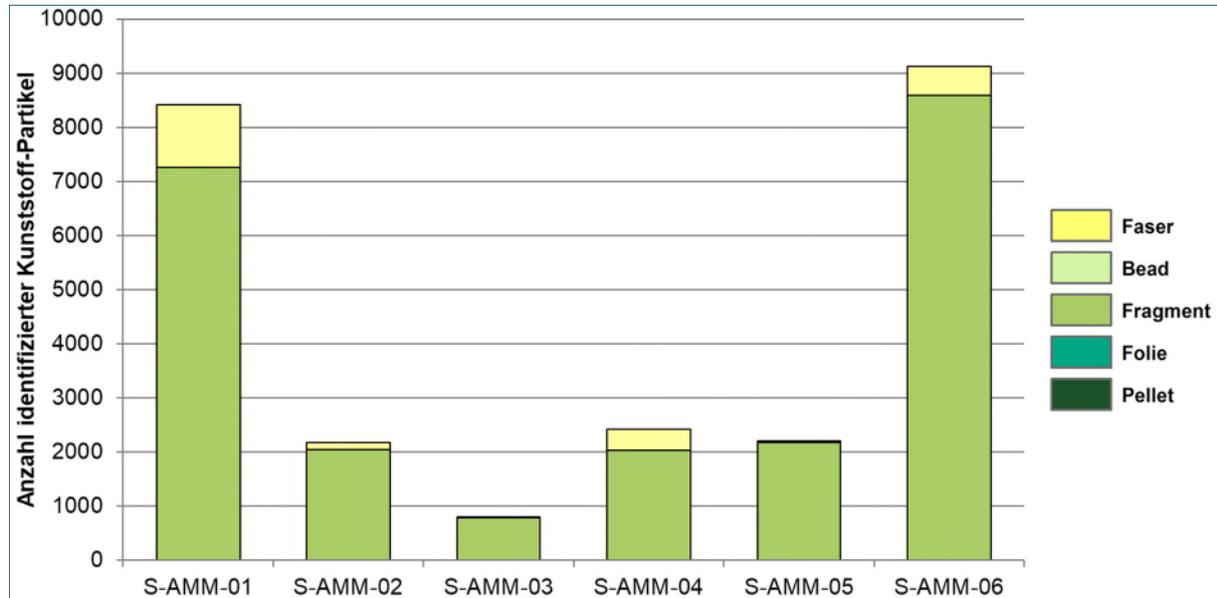


Abb. 17: Form der Plastikpartikel in Ufersediment des Ammersees an den Messstelle S-AMM-01 – S-AMM-06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.1.4 Grundsediment

Die Grundsedimentprobe des Ammersees (S-AMM-Boden), die an der tiefsten Stelle auf Höhe Rieder-derau entnommen wurde, enthielt kein Makroplastik.

Mikroplastik wurde hingegen in einer Konzentration von insgesamt 9.511 Partikel/m² detektiert. Am häufigsten wurde kleines Mikroplastik II nachgewiesen. Der Anteil dieser Größenfraktion betrug rund 94 %, wohingegen kleines Mikroplastik I mit nur 5 % vertreten war. Der Anteil von großem Mikroplastik lag unter 1 %.

Von den insgesamt im Grundsediment nachgewiesenen Mikroplastikpartikel bestanden 45 % aus PP und 33 % aus PE. Daneben waren auch PET/PES (18 %) und PS (4 %) vertreten.

Mit 91 % lag ein Großteil der Mikroplastikpartikel, die im Grundsediment nachgewiesen wurden, in Form von Fragmenten vor. Die übrigen Partikel waren Reste von Fasern. In Kapitel 3.5.4 werden die Analysenergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 45 - Abb. 47).

3.2 Starnberger See

3.2.1 Wasseroberfläche

In den insgesamt drei oberflächennahen Wasserproben des Starnberger Sees wurde kein Makroplastik beobachtet.

Die Belastung mit Mikroplastik war insgesamt gering. So lag die Gesamtmenge im südlichen Abschnitt des Starnberger Sees (S-STA-T01) bei 7 Partikeln/m³, im nördlichen Abschnitt (S-STA-T03) bei 3 Partikeln/m³ und in der Mitte des Sees (S-STA-T02) sogar unter 1 Partikel/m³.

Von den insgesamt analysierten Kunststoffteilchen handelte es sich an der Messstelle im Süden (S-STA-T01) zu 95 %, im nördlichen Seeabschnitt (S-STA-T03) zu 100 % um Partikel der Größenklasse kleines Mikroplastik II. In der Mitte des Starnberger Sees (S-STA-T02) wurde ausschließlich kleines Mikroplastik I gefunden (unter 1 Partikel/m³). Großes Mikroplastik wurde in den oberflächennahen Wasserproben nicht nachgewiesen (Abb. 18).

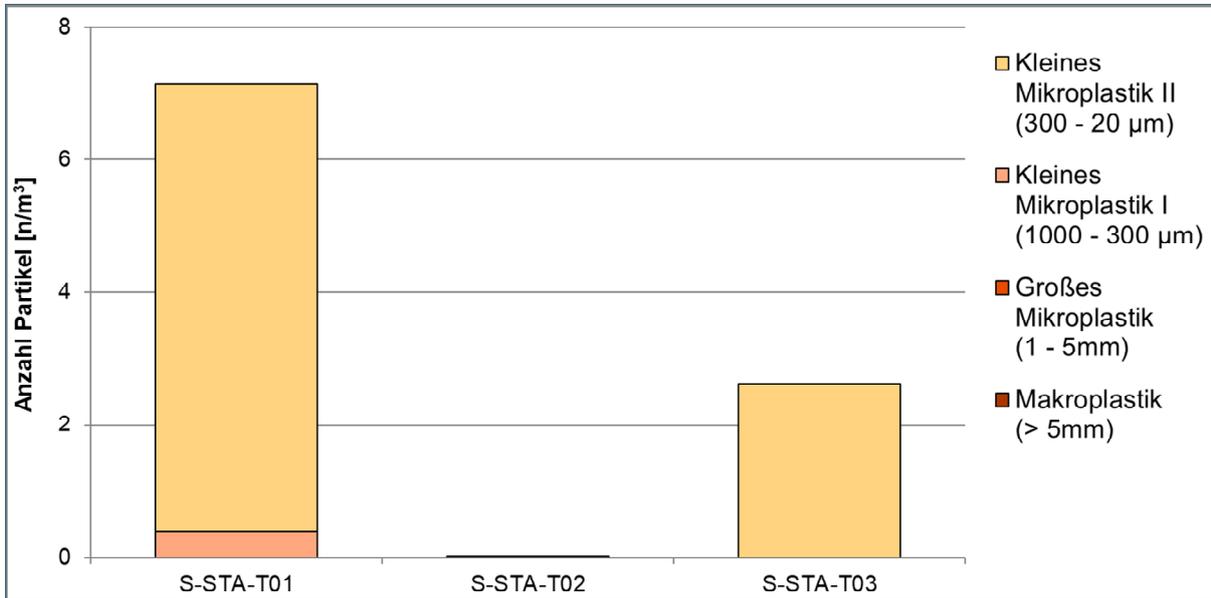


Abb. 18: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Starnberger Sees an den Messstellen S-STA-T01 – S-STA-T03

Basierend auf der Gesamtzahl der an den jeweiligen Messstellen analysierten Partikel stellte PE im südlichen Starnberger See (S-STA-T01) mit 90 % sowie im Norden (S-STA-T03) mit 97 % die dominierende Polymersorte dar. Darüber hinaus wurden im südlichen Abschnitt geringe Mengen an PA und PET/PES, im nördlichen Teil des Sees PP detektiert. Bei einem, in der Mitte des Sees (S-STA-T02) nachgewiesenen Partikel handelte es sich um PS (Abb. 19).

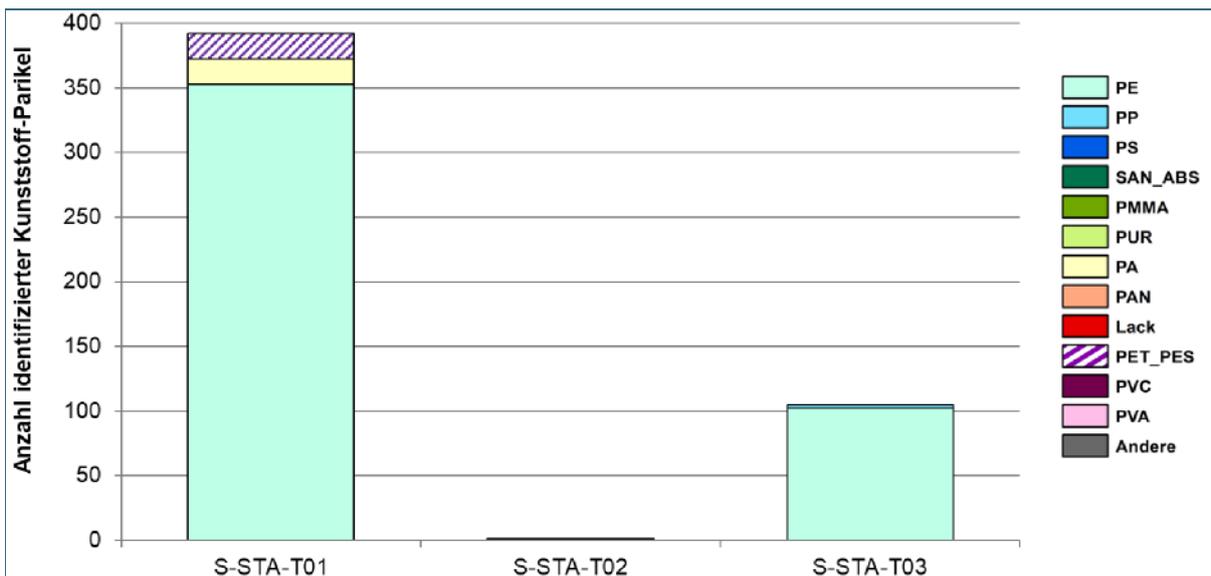


Abb. 19: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Starnberger Sees an den Messstelle S-STA-T01 – S-STA-T06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

In der Regel lagen die nachgewiesenen Partikel in Form von Fragmenten vor. Ausschließlich an der Messstelle im südlichen Abschnitt (S-STA-T01) waren auch Fasern mit 5 % vertreten (Abb. 20).

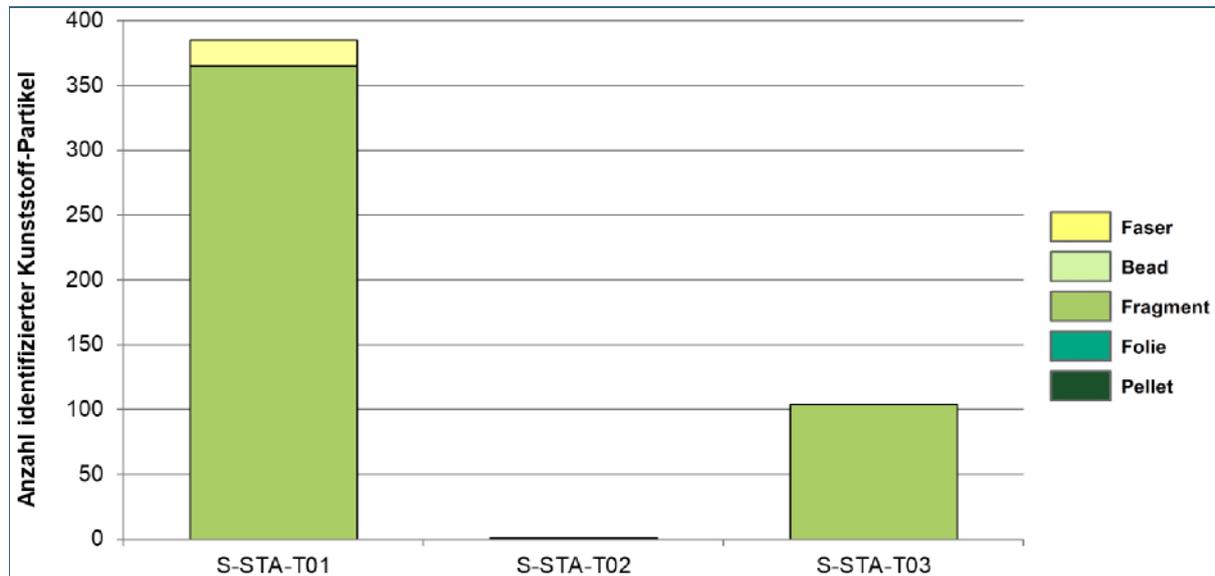


Abb. 20: Form der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Starnberger Sees an den Messstellen S-STA-T01 – S-STA-T03; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.2.2 Wassersäule

Die Probe aus der Wassersäule des Starnberger Sees nahe Allmannshausen (S-STA-WS) enthielt kein Makroplastik.

Die Gesamtmenge an Mikroplastik war mit rund 12 Partikeln/m³ gering. Davon waren 91 % (11 Partikel/m³) der Größenfraktion kleines Mikroplastik II, 9 % der Größenfraktion kleines Mikroplastik I und großes Mikroplastik (1 Partikel/m³) zuzuordnen.

Die in der Wassersäule analysierten Plastikpartikel bestanden überwiegend aus PE (94 %). Jeweils 3 % setzten sich aus PP und PET/PES zusammen.

Die Analyse der Partikelform ergab, dass insgesamt 97 % der Partikel als Fragmente vorlagen. Die restlichen 3 % lagen in Form von Fasern vor. In Kapitel 3.5.2 werden die Analysenergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 39 - Abb. 41).

3.2.3 Ufersediment

Die sechs Messstellen am Starnberger See wiesen eine sehr unterschiedliche Belastung des Ufersediments mit Kunststoffpartikeln auf (Abb. 21).

Mit Ausnahme des Ufersediments in der Nähe von Seeshaupt (S-STA-02) war in allen Proben Makroplastik nachweisbar. Die höchste Belastung wurde mit 184 Partikeln/m² bei Tutzing (S-STA-04) ermittelt, gefolgt von Starnberg (S-STA-01) mit 113 Partikeln/m². An der Messstelle zwischen Bernried und Unterzeismering (S-STA-03) wurden 57, bei Berg (S-STA-05) und Ambach (S-STA-06) jeweils 28 Makroplastikpartikel/m² detektiert.

Die Analyse von Mikroplastik ergab unter Berücksichtigung aller Größenfraktionen mit 81.671 Partikeln/m² die höchsten Werte an der Messstelle bei Tutzing (S-STA-04), gefolgt von Berg (S-STA-05) mit 22.876 Partikeln/m². An den Messstellen bei Bernried / Unterzeismering (S-STA-03) und Ambach (S-STA-06) war die Mikroplastikbelastung mit 8.828 bzw. 3.862 Partikeln/m² deutlich geringer. Die

niedrigste Belastung wiesen die Ufersedimente bei Seeshaupt (S-STA-02) mit 778 Partikeln/m² sowie bei Starnberg (S-STA-01) mit 113 Partikeln/m² auf (Abb. 21).

Die Anteile der verschiedenen Größenfraktionen variierten an den einzelnen Messstellen des Starnberger Sees deutlich. In der Regel stellte wieder sehr kleines Mikroplastik II die am häufigsten vertretene Größenklasse dar. Je nach Probestelle variierte der Anteil dieser Größenklasse zwischen maximal 96 % bei Tutzing (S-STA-04) und bei Bernried / Unterzeismering (S-STA-03) und minimal 64 % bei Seeshaupt (S-STA-02). Im Ufersediment bei Starnberg (S-STA-01) wurden hingegen keine Mikroplastikpartikel dieser Größenfraktion nachgewiesen. Kleines Mikroplastik I war mit einem Anteil von 35 % am häufigsten an der Messstelle Seeshaupt (S-STA-02) vertreten, gefolgt von Ambach (S-STA-06) mit 21 %. In Starnberg (S-STA-01) war diese Größenklasse nicht vertreten. In den Ufersedimentproben der übrigen Messstellen lag der prozentuale Anteil zwischen 3 % und 10 %. In der Regel war der Anteil von großem Mikroplastik am geringsten. Eine Ausnahme bildete die Messstelle bei Starnberg (S-STA-01). Hier lag der Anteil dieser Größenfraktion bei 100 %, wobei die absolute Partikelzahl mit 113 Partikeln/m² vergleichsweise gering war. Im Gegensatz dazu wurden in Ufersediment bei Berg (S-STA-05) 2.278 Partikel/m² großes Mikroplastik nachgewiesen. Der prozentuale Anteil dieser Größenfraktion war jedoch aufgrund der hohen Gesamtzahl an Mikroplastikpartikeln an dieser Stelle mit rund 10 % eher gering. In Ufersedimenten bei Seeshaupt (S-STA-02) sowie Ambach (S-STA-06) lag der Anteil bei unter 2 %. An der Messstelle zwischen Bernried und Unterzeismering (S-STA-03) waren keine Partikel der Größenordnung großes Mikroplastik vertreten.

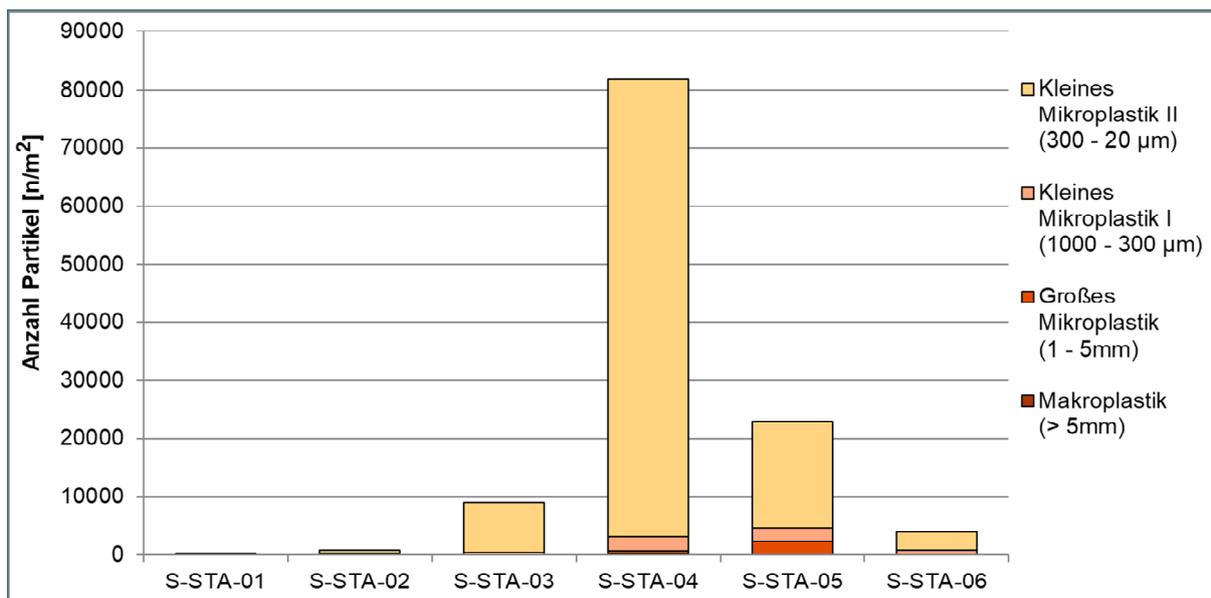


Abb. 21: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln in Ufersediment des Starnberger Sees an den Messstellen S-STA-01 – S-STA-06

Die im Ufersediment des Starnberger Sees nachgewiesenen Kunststoffpartikel setzten sich je nach Messstelle aus unterschiedlichen Polymertypen zusammen. Bezogen auf die Gesamtzahl aller analysierten Kunststoffpartikel lag der Gesamtanteil der Polymersorten PP und PE sowohl am Westufer zwischen Bernried und Unterzeismering (S-STA-03) wie auch am Ostufer bei Berg (S-STA-05) bzw. Ambach (S-STA-06) bei rund 80 %. Darüber hinaus waren bei Bernried / Unterzeismering und Ambach auch die Polymere PET/PES und PS sowie bei Berg PET/PES und PVC vertreten. An der Messstelle bei Tutzing (S-STA-04) waren PP, PE, PS sowie PET/PES in ähnlichen Größenordnungen nachweisbar. An der Messstelle bei Seeshaupt (S-STA-02) stellte PS mit 76% (42 von insgesamt nur 55 Partikeln) die dominierende Polymersorte dar. Die Anteile von PE, PP, PVC und PET/PES waren dort gering. Die Messstelle bei Starnberg (S-STA-01) unterschied sich deutlich von den anderen

Standorten. Die hier nachgewiesenen Kunststoffpartikel setzten sich ausschließlich aus PET/PES zusammen Allerdings waren hier generell wenige Partikel (16 Partikel) vorhanden (Abb. 22).

In der Regel setzten sich die Mikroplastikpartikel aus Fragmenten zusammen. Der höchste prozentuale Anteil an Fragmenten wurde mit 99 % im Ufersediment bei Tutzing (S-STA-04) ermittelt. Bei Seeshaupt (S-STA-02) lag der Anteil dieser Partikelform bei 98 %, zwischen Bernnried und Unterzeismering (S-STA-03) bei 94 %, in Berg (S-STA-05) bei 90 % sowie in Ambach (S-STA-06) bei 79 %. Im Ufersediment im Bereich von Starnberg (S-STA-01) wurden hingegen keine Fragmente detektiert, sondern nur Fasern. Allerdings waren hier generell relativ wenige Partikel vorhanden, sodass der Wert möglicherweise als nicht repräsentativ zu werten ist. Ufersedimentproben der Messstellen Seeshaupt sowie Tutzing enthielten mit einem Anteil von unter 2 % sehr geringe Mengen an Beads. Zudem wurden bei Ambach und bei Berg Folienreste nachgewiesen. Der Anteil dieser Partikelform lag jedoch an beiden Messstellen unter 1 % (Abb. 23).

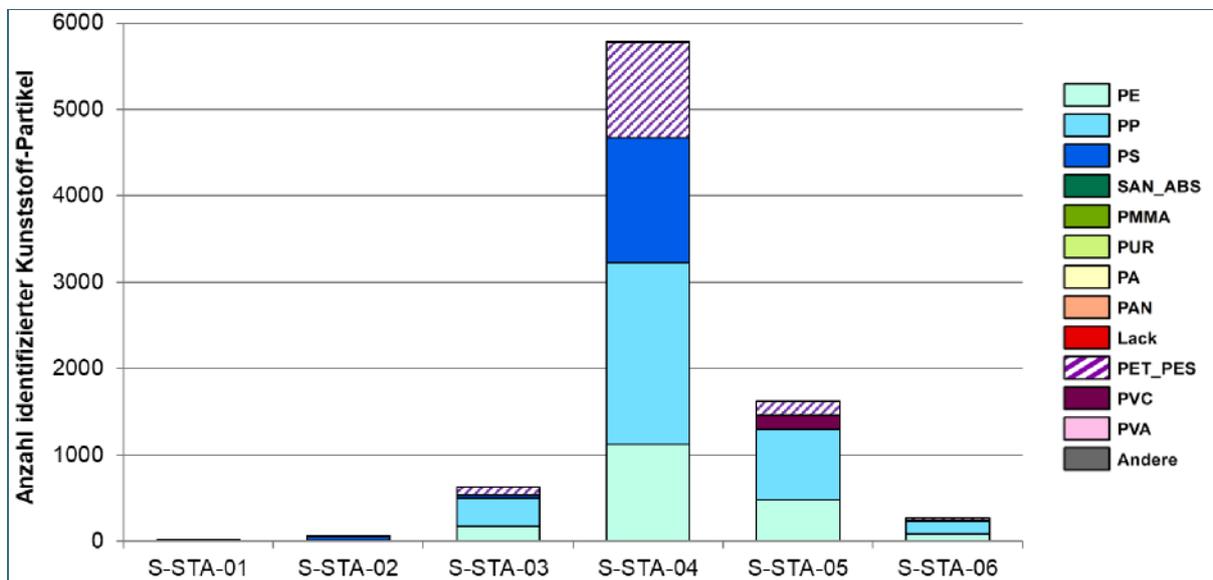


Abb. 22: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in Ufersediment des Starnberger Sees an den Messstellen S-STA-01 – S-STA-06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

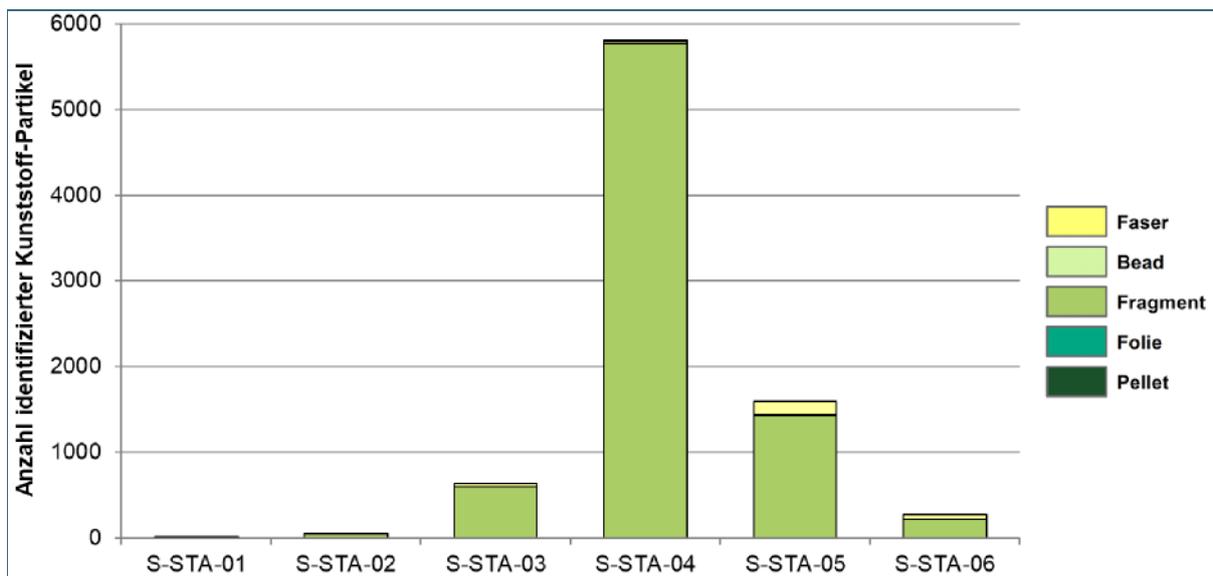


Abb. 23: Form der Plastikpartikel in Ufersediment des Starnberger Sees an den Messstelle S-STA-01 – S-STA-06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.2.4 Grundsediment

In der Grundsedimentprobe (S-STA-Boden), die in der Nähe von Allmannshausen entnommen wurde, war kein Makroplastik enthalten.

Die Mikroplastikkonzentration lag bei 2.173 Partikel/m², wovon 73 % der Größenfraktion kleines Mikroplastik I und 27 % der Größenklasse kleines Mikroplastik II zuzuordnen waren. Großes Mikroplastik war nicht vertreten.

Die Bestimmung der Polymersorte ergab, dass PP sowie PET/PES mit je 36 % am häufigsten vertreten waren. Mit einem Anteil von rund 28 % konnte darüber hinaus PE nachgewiesen werden.

Insgesamt 63 % der nachgewiesenen Mikroplastikpartikel stellen Fasern dar. Die restlichen 37 % der Partikel lagen in Form von Fragmenten vor. In Kapitel 3.5.4 werden die Analysenergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 45 - Abb. 47).

3.3 Chiemsee

3.3.1 Wasseroberfläche

Am Chiemsee wurden insgesamt drei oberflächennahe Wasserproben untersucht. In keiner der Proben war Makroplastik nachweisbar (Abb. 24).

Die Belastung der Wasseroberfläche mit Mikroplastik war am Chiemsee etwas höher als an den anderen Seen. So wurden an der nördlich von Chieming gelegenen Probestelle (S-CHI-T01) insgesamt 42 Partikel/m³ detektiert. An der südlich der Herreninsel gelegenen Messstelle (S-CHI-T02) lag die Gesamtmenge an Mikroplastik bei 13 Partikeln/m³, im Osten des Sees unterhalb der Mündung der Tiroler Aachen (S-CHI-T03) hingegen bei 4 Partikeln/m³.

In der Regel waren die Kunststoffpartikel der Größenklasse kleines Mikroplastik II zuzuordnen. Der prozentuale Anteil dieser sehr kleinen Kunststoffpartikel lag im Südwesten des Sees unterhalb der Herreninsel (S-CHI-T02) bei 100 % sowie nördlich von Chieming (S-CHI-T01) und im Südosten nahe der Mündung der Tiroler Aachen (S-CHI-T03) bei 98 %. Der Anteil von kleinem Mikroplastik I sowie großem Mikroplastik ist aufgrund der insgesamt sehr geringen Partikelzahlen zu vernachlässigen (Abb. 24).

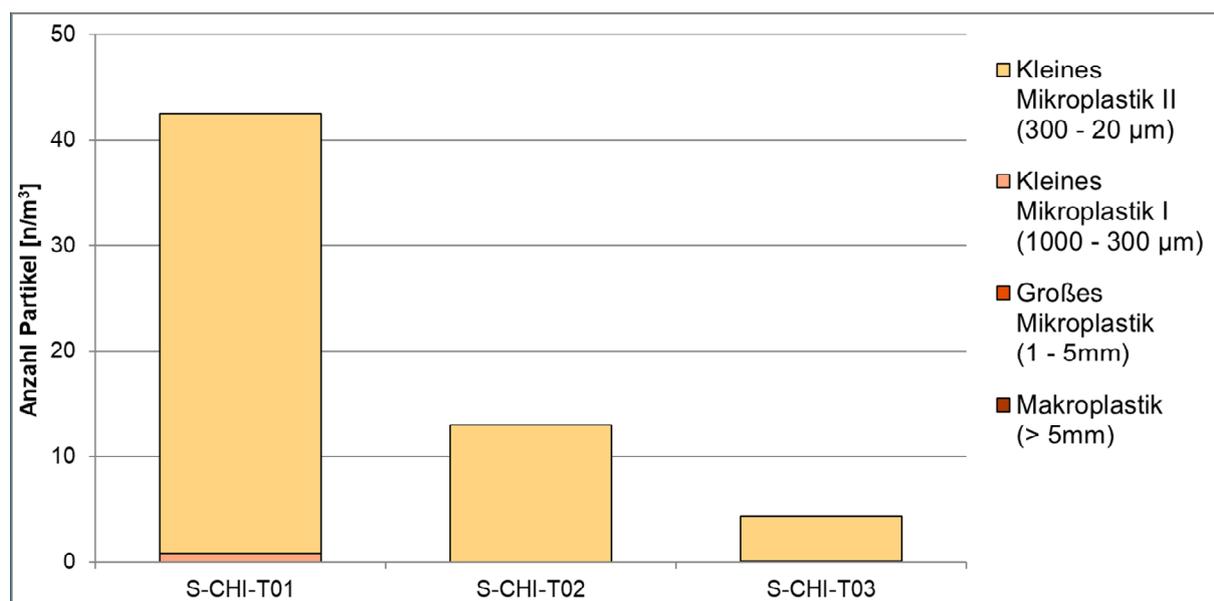


Abb. 24: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Chiemsees an den Messstellen S-CHI-T01 – S-CHI-T03

Hinsichtlich der Polymersorte ergab sich, bezogen auf die Gesamtzahl der analysierten Partikel an den drei Messstellen ein sehr uneinheitliches Bild. So dominierten in den nördlich von Chieming (S-CHI-T01) sowie südlich der Herreninsel (S-CHI-T02) entnommenen Proben die Kunststoffe PE sowie PP mit einem Anteil von jeweils über 40 %. Bei Chieming traten darüber hinaus PET/PES (5 %), PS und PA (3 %) sowie PVC (2 %) auf. Südlich der Herreninsel war neben PE und PP noch PVC mit einem Anteil von 15 % vertreten. Im Mündungsbereich der Tiroler Achen (S-CHI-T03) bestanden 98 % der analysierten Mikroplastikpartikel aus PE. Jeweils 1 % bestanden aus PP und PS. (Abb. 25).

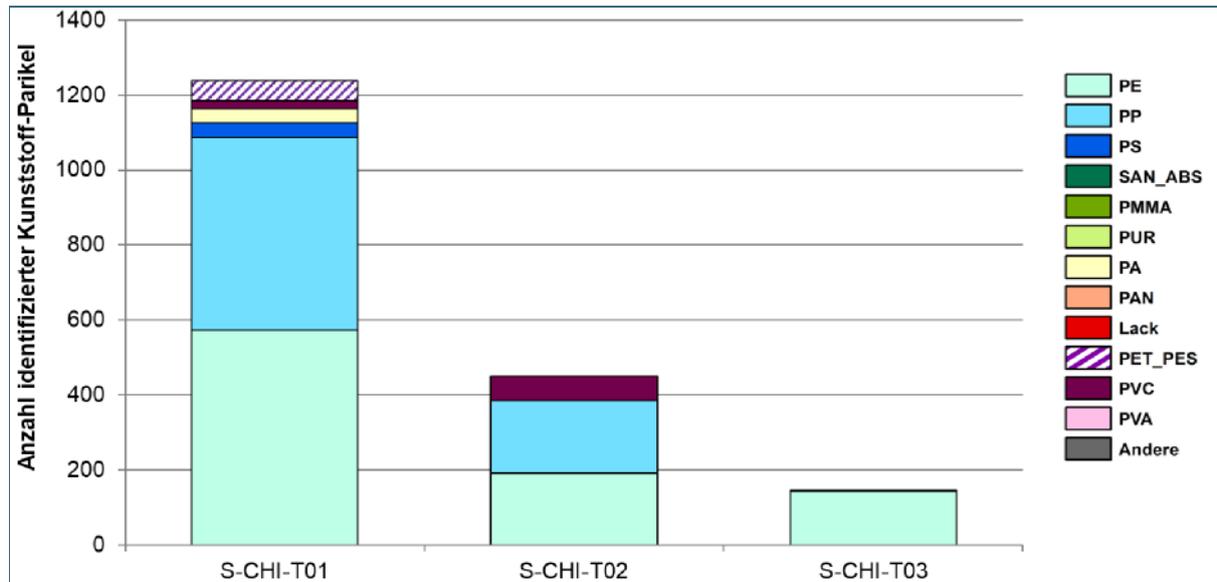


Abb. 25: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Chiemsees an den Messstelle S-CHI-T01 – S-CHI-T06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

An den drei Untersuchungsstellen des Chiemsees lagen fast alle Mikroplastikpartikel in Form von Fragmenten vor. Nur nördlich von Chieming (S-CHI-T01) sowie im Mündungsbereich der Tiroler Achen (S-CHI-T03) waren mit 2 % bzw. 1 % auch Fasern vertreten (Abb. 26).

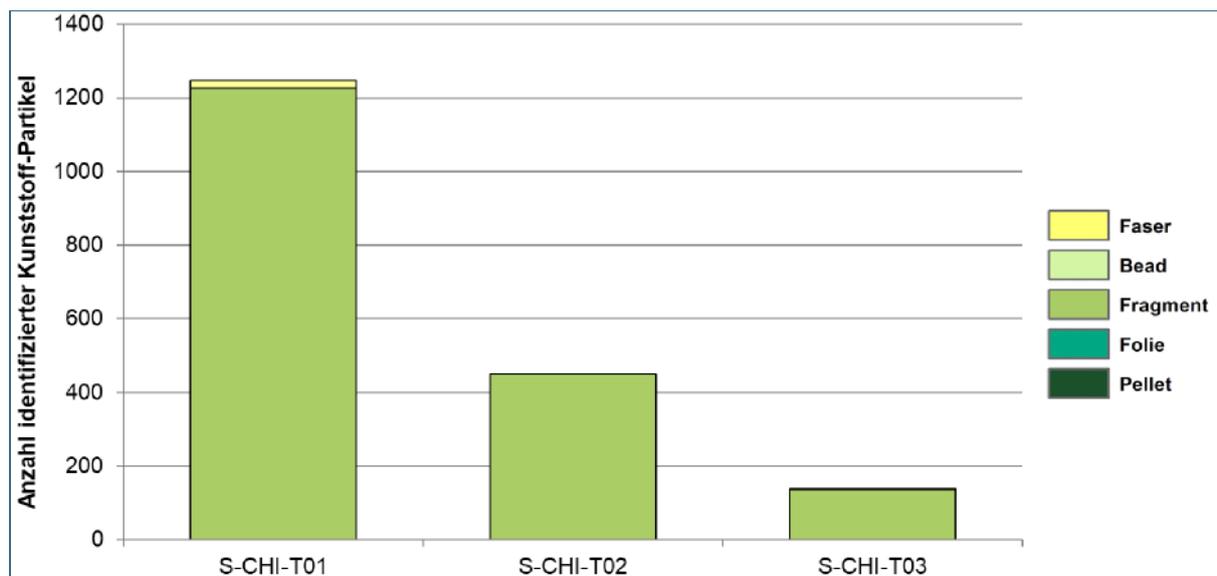


Abb. 26: Form der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Chiemsees an den Messstelle S-CHI-T01 – S-CHI-T03; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.3.2 Wassersäule

Die Probe aus der Wassersäule des Chiemsees (S-CHI-WS) wurde nordöstlich von Frauenchiemsee entnommen und enthielt kein Makroplastik.

Die Gesamtmenge an Mikroplastik war mit rund 2 Partikeln/m³ sehr gering. Davon war jeweils 1 Partikel der Größenfraktion kleines Mikroplastik II sowie der Größenfraktion kleines Mikroplastik I zuzuordnen.

Bezogen auf die Gesamtzahl der analysierten Plastikpartikel in der Wassersäule setzten sich 60% (3 Partikel) aus PE sowie jeweils 20% aus PP (1 Partikel) und PET/PES (1 Partikel) zusammen.

Die Mehrzahl der Partikel (67%) lag in Form von Fragmenten vor. Allerdings wurden in der Wassersäule des Chiemsees mit 33% auch ein vergleichsweise hoher Anteil von Fasern detektiert. In Kapitel 3.5.2 werden die Analyseergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 39 - Abb. 41).

3.3.3 Ufersediment

An den sechs Messstellen am Chiemsee variierte die Belastung mit Kunststoffpartikeln ebenfalls sehr stark (Abb. 27).

Makroplastik wurde ausschließlich in der Hirschauer Bucht am Südostufer des Chiemsees (S-CHI-01) in einer Konzentration von 113 Partikeln/m² aufgefunden. Die anderen Probestellen wiesen kein Makroplastik auf.

Die Gesamtzahl von Mikroplastik aller Größenfraktionen im Ufersediment war mit 124.796 Partikel/m² ebenfalls in der Hirschauer Bucht (S-CHI-01) mit Abstand am höchsten. Den zweithöchsten Wert wies Sediment am nordöstlichen Ufer nahe Schützing (S-CHI-06) auf. Hier wurden insgesamt 30.954 Mikroplastikpartikel/m² detektiert. Die Ufersedimente an den Messstellen bei Lambach (S-CHI-02), bei Prien am Chiemsee (S-CHI-04) sowie bei Gstadt (S-CHI-05) wiesen eine Mikroplastikbelastung zwischen 3.508 und 5.036 Partikeln/m² und damit eine Belastung vergleichbarer Größenordnung auf. Am wenigsten Mikroplastik wurde mit 99 Partikeln/m² am Südufer bei Übersee (S-CHI-03) detektiert.

Die Größenverteilung der im Ufersediment des Chiemsees detektierten Mikroplastikpartikel ließ Unterschiede zwischen den Messstellen erkennen. Kleines Mikroplastik II repräsentierte auch am Chiemsee in der Regel die dominierende Größenfraktion. Am höchsten war der Anteil dieser sehr kleinen Partikel mit 94 % in Ufersediment der Hirschauer Bucht (S-CHI-01), gefolgt von 91 % bei Lambach (S-CHI-02), 86 % bei Schützing (S-CHI-06), 75 % bei Prien am Chiemsee (S-CHI-04) sowie 58 % bei Gstadt (S-CHI-05). In Ufersediment bei Übersee (S-CHI-03) lag der Anteil dieser Größenfraktion hingegen nur bei 14 %.

Der Anteil von kleinem Mikroplastik I war mit 86 % am Südufer bei Übersee (S-CHI-03) am höchsten, gefolgt von Gstadt (S-CHI-05) mit 40 % sowie Prien am Chiemsee (S-CHI-04) mit 22 %. An der Messstelle bei Schützing (S-CHI-06) lag der Anteil dieser Größenfraktion bei 14 %, in Lambach (S-CHI-02) bei 9 % sowie in der Hirschauer Bucht (S-CHI-01) bei 6 % und damit deutlich niedriger.

Mit rund 3 % bei Prien am Chiemsee (S-CHI-04) sowie 2 % bei Gstadt (S-CHI-05) war der Anteil von großem Mikroplastik sehr gering. An den übrigen Messstellen wurde kein Mikroplastik dieser Größenordnung detektiert (Abb. 27).

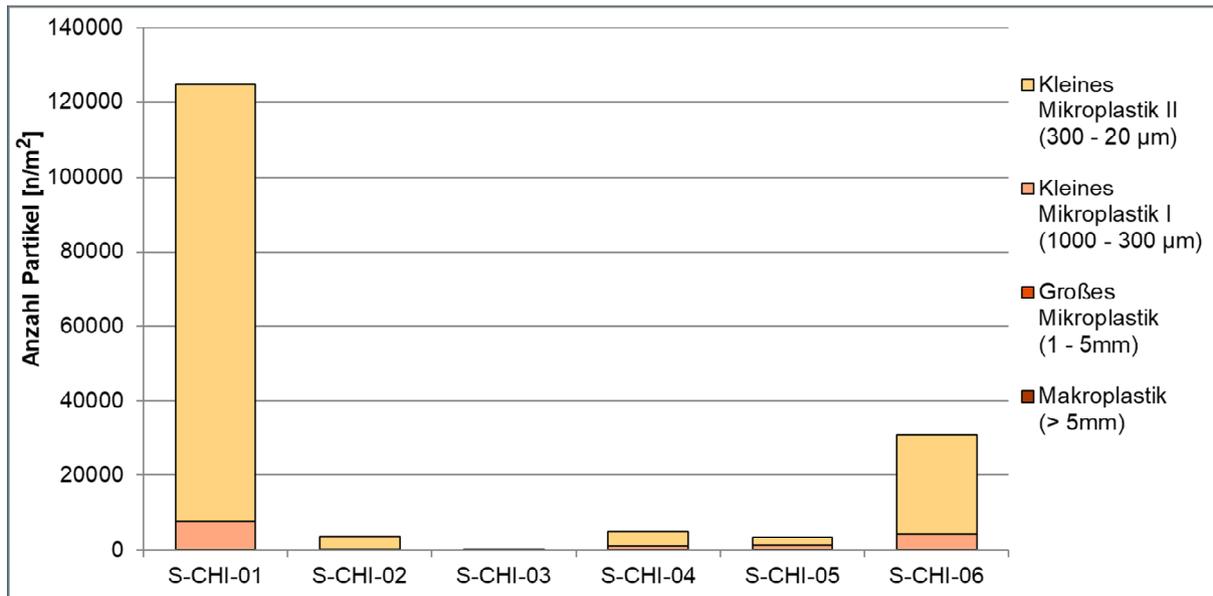


Abb. 27: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln im Ufersediment des Chiemsees an den Messstellen S-CHI-01 – S-CHI-06

Dominierende Polymersorten in Ufersedimentproben des Chiemsees waren in der Regel wie an den übrigen Seen PP und PE. Der Anteil dieser beiden Polymere lag an den Messstellen in der Hirschauer Bucht (S-CHI-01), bei Lambach (S-CHI-02) sowie bei Prien (S-CHI-04) deutlich über 80 %. Am Südufer bei Übersee (S-CHI-03) wurde mit 71 % zwar überwiegend PE, daneben aber auch PS (29 %) nachgewiesen, welches in geringerem Ausmaß in Proben aller Messstellen vertreten war. PET/PES wurde, mit Ausnahme der bei Übersee (S-CHI-03) sowie Prien (S-CHI-04) entnommenen Proben, in allen untersuchten Ufersedimenten detektiert. Am häufigsten war dieser Polymertyp mit einem Anteil von 40 % am Westufer bei Gstadt (S-CHI-05) vertreten. Am nördlichen Ostufer bei Schützing (S-CHI-06) waren zudem mit einem Anteil von 1 % geringe Mengen an Lack nachweisbar (Abb. 28).

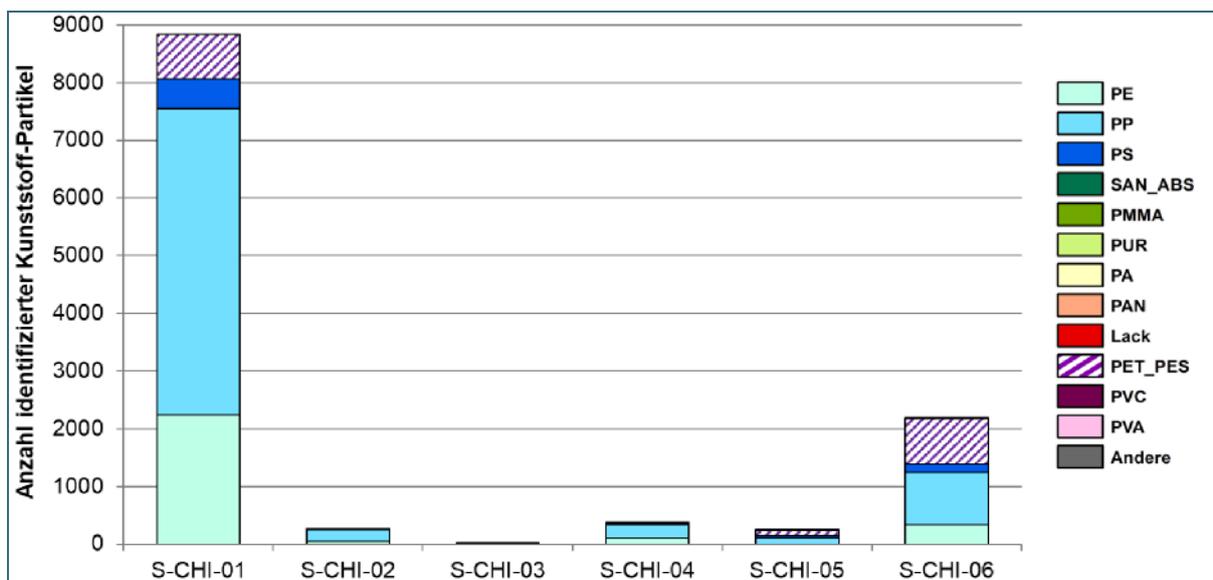


Abb. 28: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in Ufersediment des Chiemsees an den Messstellen S-CHI-01 – S-CHI-06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Auch in Ufersediment des Chiemsees lag der Großteil der Kunststoffpartikel in Form von Fragmenten vor. Mit Ausnahme der Messstelle bei Gstadt (S-CHI-05) erwiesen sich zwischen 94 und 100 % der Partikel als Fragmente. In Gstadt war mit 48 % ein relativ hoher Anteil an Fasern zu beobachten. Auch in Ufersediment der Hirschauer Bucht (S-CHI-01), Prien am Chiemsee (S-CHI-04) und Schützing (S-CHI-06) traten Fasern auf. Ihr Anteil war jedoch mit 6 % bis unter 1 % sehr gering. Ausschließlich in der bei Schützing entnommenen Probe fanden sich Folienreste. Allerdings lag deren Anteil bei unter 1 % (Abb. 29).

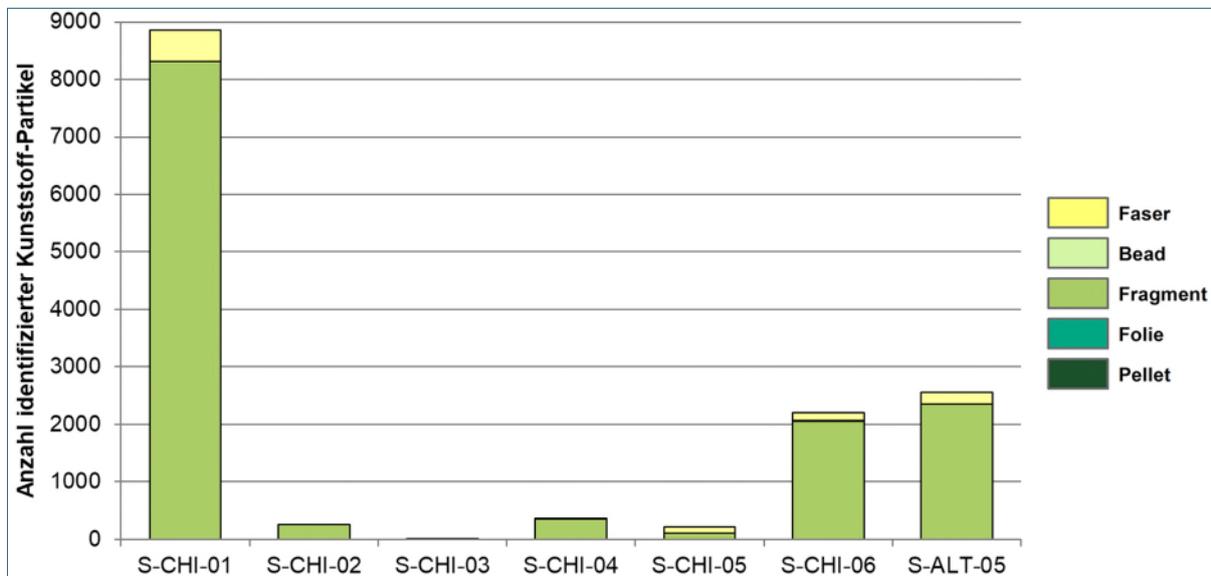


Abb. 29: Form der Plastikpartikel in Ufersediment des Chiemsees an den Messstellen S-CHI-01 – S-CHI-06; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.3.4 Grundsediment

Am Chiemsee erfolgte die Entnahme von Grundsediment nordöstlich von Frauenchiemsee in der Mitte des Sees (S-CHI-Boden).

Im Grundsediment des Chiemsees war kein Makroplastik nachweisbar.

Insgesamt wurden 9.126 Mikroplastikpartikel detektiert. Den überwiegenden Anteil von 81 % stellte kleines Mikroplastik II dar. Insgesamt 19 % der Partikel waren der Größenfraktion kleines Mikroplastik I zuzuordnen. Großes Mikroplastik war in der Grundsedimentprobe des Chiemsees nicht enthalten.

Bei der Bestimmung der Kunststoffsorte erwiesen sich PP und PE mit einem Anteil von je 39 % als dominierende Polymere. An dritter Stelle waren PET/PES mit einem Anteil von 15 % vertreten. In geringen Mengen wurden auch die Polymere PS (6 %) sowie PA (1 %) detektiert.

In der Grundsedimentprobe vom Chiemsee lagen 89 % der Partikel in Form von Fragmenten vor. Bei den übrigen Partikeln handelte es sich um Fasern. In Kapitel 3.5.4 werden die Analyseergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 45 - Abb. 47).

3.4 Altmühlsee

3.4.1 Wasseroberfläche

In den insgesamt drei oberflächennahen Wasserproben des Altmühlsees wurde kein Makroplastik beobachtet (Abb. 30).

Die Belastung der Wasseroberfläche mit Mikroplastik war insgesamt gering. In der im westlichen Abschnitt des Altmühlsees südlich der Vogelfreistätte entnommenen Probe (S-ALT-T03) wurden insgesamt rund 14 Mikroplastikpartikel/m³ detektiert. Im östlich davon gelegenen Seebereich (S-ALT-T02) lag die Anzahl bei 2 Partikeln/m³. In der Probe vom südöstlichen Seeabschnitt (S-ALT-T01) wurde Mikroplastik in einer Konzentration von unter 1 Partikel/m³ bestimmt.

An den Messstellen südlich der Vogelfreistätte (S-ALT-T03) sowie im Südosten des Sees (S-ALT-01) waren jeweils 100 % der analysierten Partikel der Größenklasse kleines Mikroplastik II zuzuordnen. Im östlichen Bereich des Altmühlsees (S-ALT-T02) waren mit 98 % ebenfalls überwiegend Partikel dieser Größenklasse vorhanden. Nur 2 % der Partikel entfielen auf die Größenklasse kleines Mikroplastik I. Großes Mikroplastik wurde in den oberflächennahen Wasserproben nicht nachgewiesen (Abb. 30).

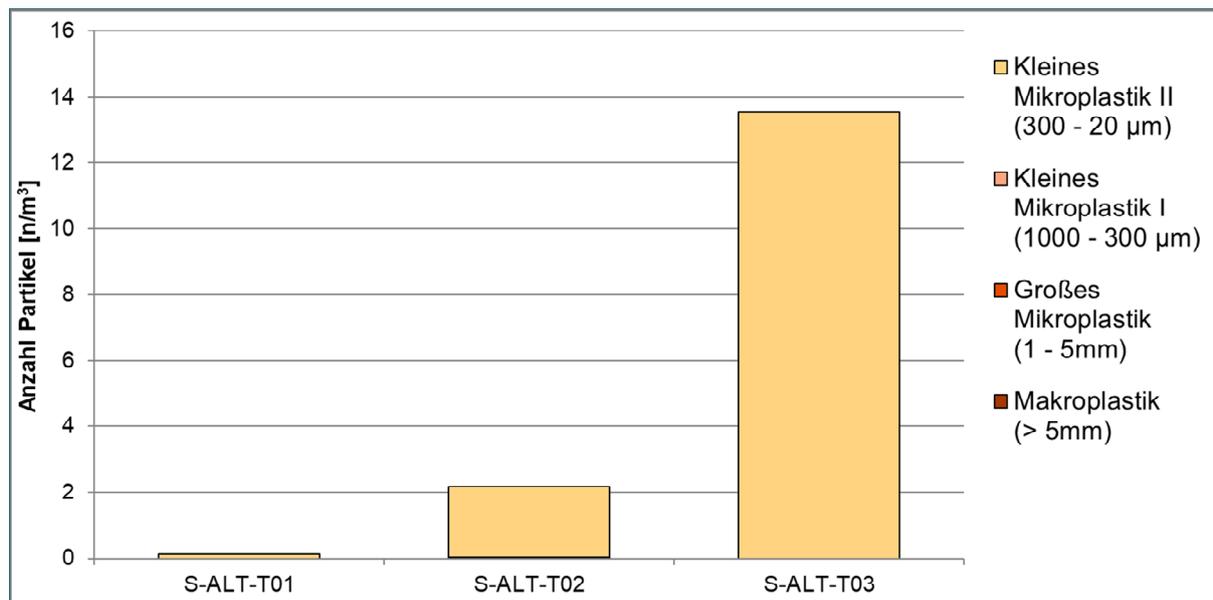


Abb. 30: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche des Altmühlsees an den Messstellen S-ALT-T01 – S-ALT-T03

Bezogen auf die Gesamtzahl aller analysierten Kunststoffpartikel lag der Gesamtanteil der Polymerarten PP und PE am höchsten. An der Messstelle im südöstlichen Bereich des Altmühlsees (S-ALT-T01) handelte es sich zu 100 % um PE-Partikel. Westlich, unterhalb der Vogelfreistätte (S-ALT-T03), setzten sich 69 % der Partikel aus PP und 31 % aus PE zusammen. In der im östlichen Seeneabschnitt entnommenen Probe (S-ALT-T02) wurde ein heterogeneres Polymerspektrum ermittelt. Dominierende Kunststoffsorten waren auch hier PP mit 57 % sowie PE mit 34 %. Darüber hinaus bestanden 6 % der Partikel aus PET/PES sowie 2 % aus PVC (Abb. 31).

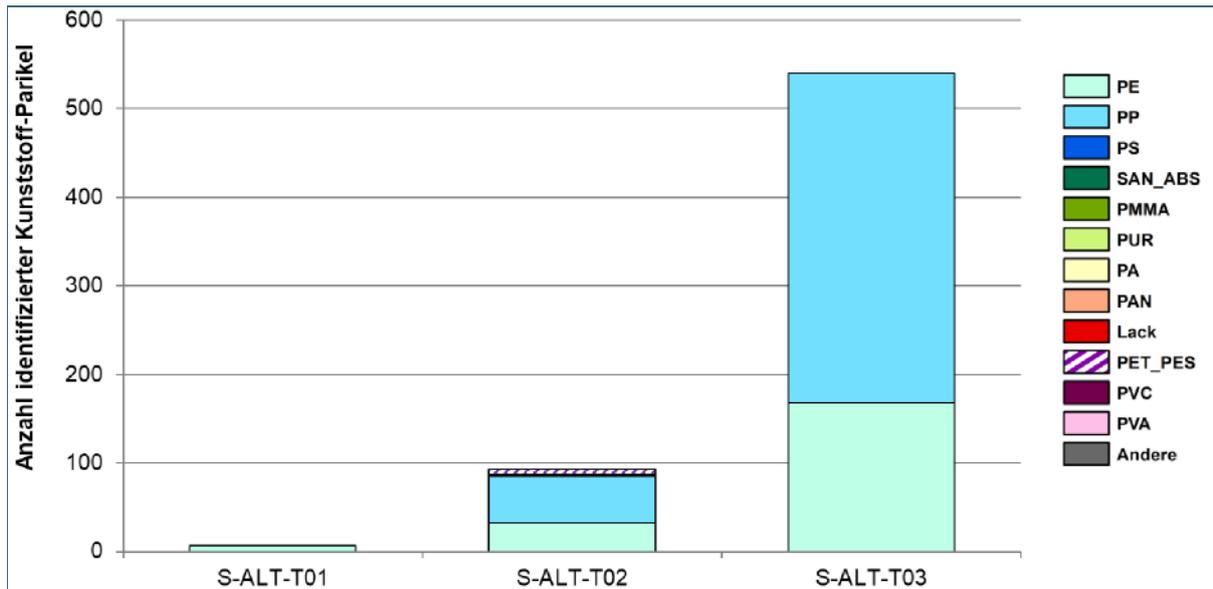


Abb. 31: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Altmühlsees an den Messstelle S-ALT-T01 – S-ALT-T03; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

In der Regel lagen die insgesamt nachgewiesenen Partikel in Form von Fragmenten vor. Unterhalb der Vogelfreistätte (S-ALT-T03) betrug der Anteil an Fragmenten 100 %. Im Bereich der östlich gelegenen Messstellen (S-ALT-T02) lagen 91 % der Partikel als Fragmente und 9 % als Fasern vor (Abb. 32). Für die Messstelle im südöstlichen Bereich des Altmühlsees (S-ALT-T01) können keine Werte zur Form der Partikel angegeben werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Anzahl der Partikel der jeweiligen Form, die in den Blindwerten gefunden wurden, von den in den Seenproben nachgewiesenen Partikeln der jeweiligen Form abgezogen wurden (siehe Kapitel 4.2.4). Nach Abzug der Blindwerte waren keine Partikel mehr vorhanden.

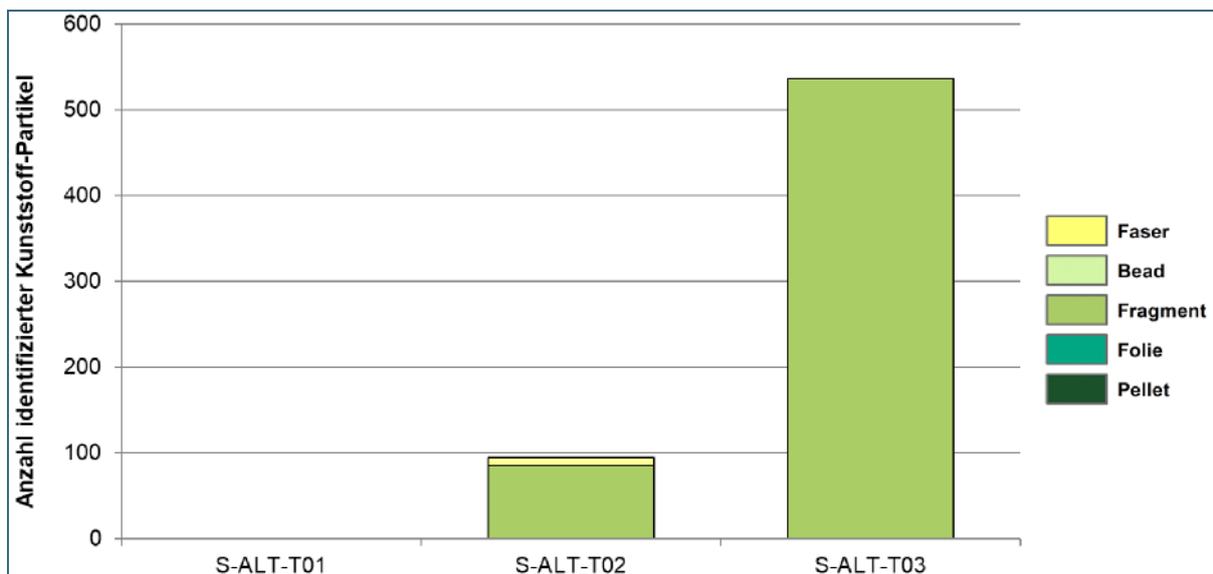


Abb. 32: Form der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche des Altmühlsees an den Messstellen S-ALT-T01 – S-ALT-T03; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.4.2 Wassersäule

Die Beprobung der Wassersäule erfolgte südöstlich der Vogelfreistätte in der Mitte des Sees (S-ALT-WS). In der Probe wurde kein Makroplastik nachgewiesen.

Die Gesamtkonzentration von Mikroplastik lag bei 44 Partikeln/m³. 100 % aller analysierter Kunststoffpartikel waren der Größenfraktion kleines Mikroplastik II zuzuordnen. Kleines Mikroplastik I und großes Mikroplastik waren nicht vertreten

Von den insgesamt analysierten Partikeln bestand mit 92 % der überwiegende Anteil der analysierten Plastikpartikel in der Wassersäule aus PE (12 Partikel). Die restlichen 8 % (1 Partikel) setzten sich aus PET/PES zusammen.

Die Analyse der Partikelform ergab, dass 100 % aller analysierten Partikel als Fragmente vorlagen. In Kapitel 3.5.2 werden die Analysenergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 39 - Abb. 41).

3.4.3 Ufersediment

An drei von vier Probestellen des Altmühlsees war kein Makroplastik nachweisbar. Ausschließlich am Westufer (S-ALT-03) wurde Makroplastik in einer Konzentration von 42 Partikeln/m² beobachtet.

Die Gesamtzahl an Mikroplastikpartikeln variierte je nach Messstelle z.T. erheblich (Abb. 33). Die höchste Belastung wies mit 35.934 Partikeln/m² das Sediment am Ostufer bei Gunzenhausen (S-ALT-05) auf. Auch der zweithöchste Wert wurde mit 26.955 Partikeln/m² etwas südlicher am Ostufer (S-ALT-01) ermittelt. Im Vergleich dazu lagen die Mikroplastikkonzentrationen im Ufersediment sowohl am Westufer (S-ALT-03) mit 1.273 Partikeln/m², als auch am Nordostufer (S-ALT-02) mit 736 Partikeln/m² deutlich niedriger.

Die Verteilung der Größenfraktionen in den Ufersedimentproben des Altmühlsees ließ deutliche Unterschiede sowohl zwischen den Messstellen als auch gegenüber den anderen Seen erkennen.

Die Größenfraktion von kleinem Mikroplastik II war an den beiden, am Ostufer des Altmühlsees gelegenen Probestellen am häufigsten vertreten. So lag der Anteil am nördlicher gelegenen Messpunkt (S-ALT-05) bei 94 %, an der etwas südlicheren Messstelle (S-ALT-01) bei 91 %. In Sediment des Westufers (S-ALT-03) betrug der Anteil nur 4 %. Ufersediment vom Nordostufer (S-ALT-02) enthielt kein Mikroplastik dieser Größenfraktion.

Der Anteil von kleinem Mikroplastik I war im Sediment am Westufer (S-ALT-03) mit 86 % am höchsten. Die zweithöchste Konzentration wies Ufersediment vom Nordostufer (S-ALT-02) auf. Hier war diese Größenfraktion mit einem Anteil 81 % vertreten. An den beiden Messstellen am Ostufer bei Gunzenhausen lag der Anteil von kleinem Mikroplastik I bei 6 % (S-ALT-05) bzw. 7 % (S-ALT-01).

Am Nordostufer (S-ALT-02) war großes Mikroplastik mit 19 % relativ häufig vertreten. Auch am Westufer (S-ALT-03) waren 10 % der Mikroplastikpartikel dieser Größenfraktion zuzuordnen. Hingegen lag der Anteil von großem Mikroplastik an den beiden Messstellen am Ostufer bei Gunzenhausen (S-ALT-01; S-ALT-05) unter 2 % und war damit sehr gering (Abb. 33).

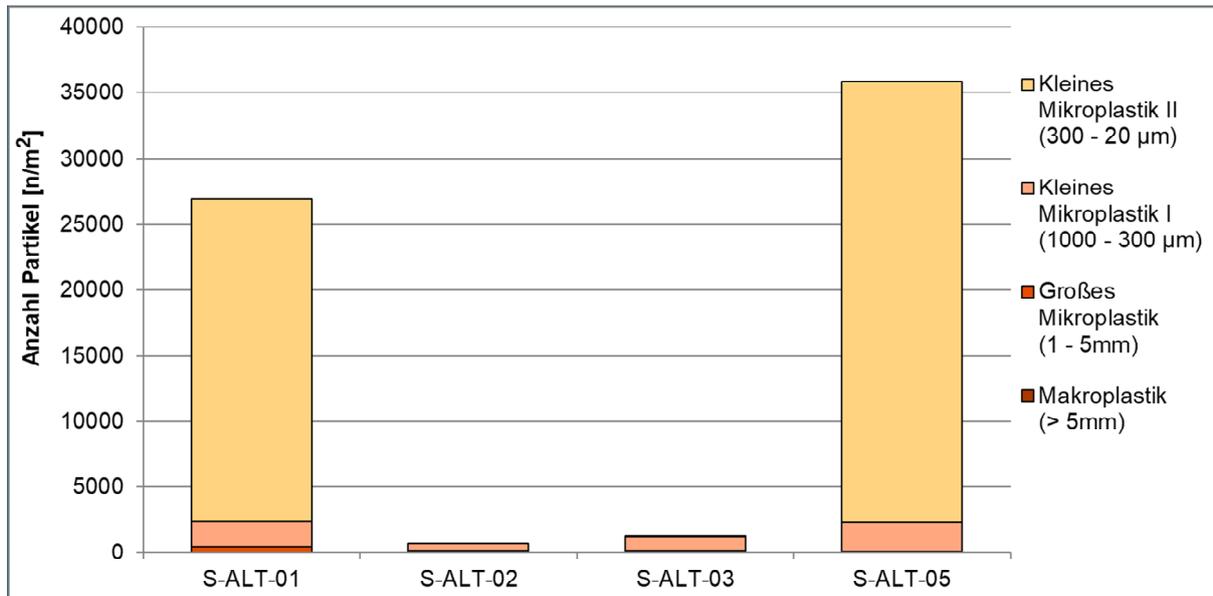


Abb. 33: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln in Ufersediment des Altmühlsees an den Messstellen S-ALT-01 – S-ALT-05

Auch in Ufersediment des Altmühlsees dominierten die beiden Polymere PE und PP. Unter Berücksichtigung aller nachgewiesener Partikel war PE am Nordostufer (S-ALT-02) mit 88 % sowie am Westufer (S-ALT-03) mit 49 % häufiger vertreten. Am Ostufer bei Gunzenhausen (S-ALT-01), lag der Anteil von PE und PP bei jeweils 34 %. An der ebenfalls am Ostufer, aber etwas nördlicher gelegenen Messstelle (S-ALT-05) wurde PP hingegen mit 48 % öfter nachgewiesen. In allen Sedimentproben des Altmühlsees wurde zudem PS mit einem Anteil zwischen 1 – 12 % detektiert. Daneben wiesen alle Ufersedimente mit Ausnahme der, am Nordostufer (S-ALT-02) entnommenen Probe PET/PES auf. Der Anteil lag mit 29 % am Ostufer bei Gunzenhausen (S-ALT-05) am höchsten. Am Westufer (S-ALT-03) waren geringe Mengen an PVC (3 %) nachweisbar. Die beiden Ufersedimentproben vom Ostufer (S-ALT-01; S-ALT-05) enthielten zudem geringe Mengen an PA (Abb. 34).

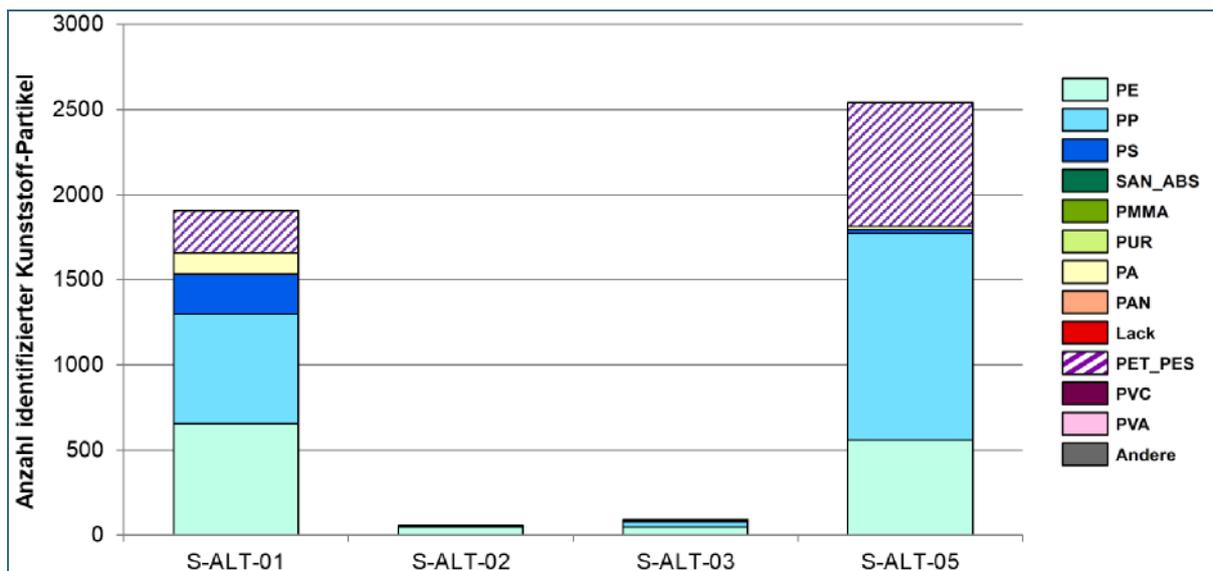


Abb. 34: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in Ufersediment des Altmühlsees an den Messstellen S-ALT-01 – S-ALT-05; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

In Ufersediment des Altmühlsees stellten Fragmente die dominierende Partikelform dar. An allen vier Messstellen lag ihr Anteil bei über 90 %. Daneben wurden in allen Proben Fasern detektiert. Deren Anteil betrug zwischen 3 und 8 %. In Ufersediment vom Ostufer bei Gunzenhausen (S-ALT-01) waren mit 2 % auch geringe Mengen an Beads vertreten (Abb. 35).

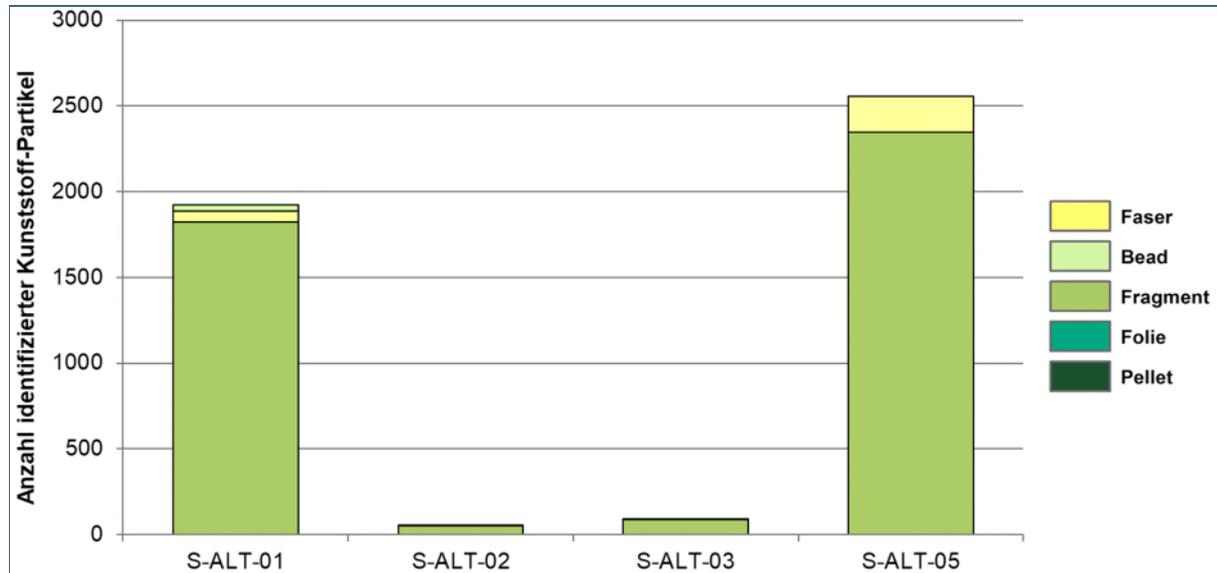


Abb. 35: Form der Plastikpartikel in Ufersediment des Altmühlsees an den Messstellen S-ALT-01 – S-ALT-05; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.4.4 Grundsediment

Die Grundsedimentprobe des Altmühlsees wurde südöstlich der Vogelfreistätte in der Mitte des Sees (S-ALT-Boden) entnommen. In dieser Probe wurde kein Makroplastik detektiert.

Unter Berücksichtigung aller Größenfraktionen wurden insgesamt 2.292 Partikel/m² nachgewiesen. Mit 56 % war kleines Mikroplastik II am häufigsten vertreten. 43 % der Partikel waren der Größenfraktion kleines Mikroplastik I zuzuordnen. Der Anteil von großem Mikroplastik lag bei 1 %.

Bei der Bestimmung der Polymersorte erwies sich PE mit 60 % als der dominierende Kunststoff. Daneben waren PP mit 17 %, PET/PES mit 14 % sowie PUR mit 9 % vertreten.

In der Grundsedimentprobe des Altmühlsees lagen 99 % der Mikroplastikpartikel in Form von Fragmenten vor. Fasern waren mit einem Anteil von 1 % vertreten. In Kapitel 3.5.4 werden die Analysenergebnisse gemeinsam mit den Daten der anderen Seen graphisch dargestellt (Abb. 45 - Abb. 47).

3.5 Die Kunststoffbelastung bayerischer Seen im Vergleich

Das Untersuchungsprogramm hat zum Ziel, einen ersten Überblick über das Vorkommen von Kunststoffpartikeln in bayerischen Seen zu ermitteln. Ein Schwerpunkt ist dabei, das Verteilungsverhalten von Makro- und Mikroplastikpartikeln in den verschiedenen Gewässerkompartimenten zu untersuchen. Im Folgenden werden die an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee nachgewiesenen Partikelkonzentrationen und deren Größenverteilung, getrennt nach Gewässerkompartiment, miteinander verglichen. Zudem werden, bezogen auf die Gesamtzahl der analysierten Partikel, die in den verschiedenen Gewässerkompartimenten der Seen vertretenen Polymersorten und Partikelformen einander gegenübergestellt.

3.5.1 Wasseroberfläche

In oberflächennahen Wasserproben der Seen wurde kein Makroplastik gefunden. Auch die Mikroplastikkonzentrationen waren an allen Seen relativ gering. Die höchsten Konzentrationen wurden mit 42 Partikeln/m³ am Chiemsee auf Höhe Chieming gemessen. An der Mehrzahl der Messstellen lagen die Konzentrationen unter 10 Partikeln/m³. Die niedrigsten Konzentrationen mit jeweils < 1 Partikel/m³ wurden in der Mitte des Starnberger Sees sowie im südöstlichen Abschnitt des Altmühlsees ermittelt. Der Median lag bei 4 Partikel/m³.

Am häufigsten wurden Kunststoffpartikel der Größenklasse kleines Mikroplastik II detektiert. Der Anteil dieser sehr kleinen Partikel lag in der Regel über 90%. Der Anteil von kleinem Mikroplastik I war mit einem Anteil zwischen 1 und 16 % sehr gering. Eine Ausnahme bildete die Messstelle S-STA-T02 in der Mitte des Starnberger Sees. Hier waren 100 % der Partikel dieser Größenklasse zuzuordnen. Großes Mikroplastik war nahezu nicht vorhanden. In Abb. 36 sind die an der Wasseroberfläche aller Messstellen nachgewiesenen Mikroplastikkonzentrationen und deren Größenklassen dargestellt.

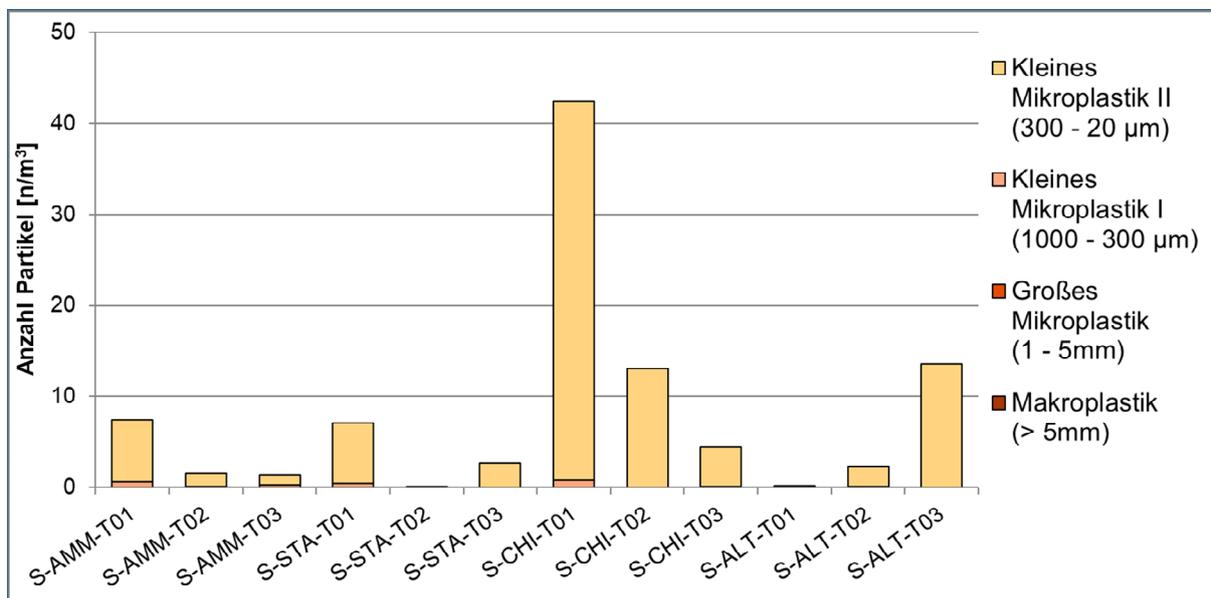


Abb. 36: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln an der Wasseroberfläche aller Messstellen an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsees

In oberflächennahen Wasserproben der Seen stellten PE und PP die am häufigsten vertretene Polymersorte dar. Daneben waren je nach Messstelle und See auch PET/PES, PS, PVC sowie PA vertreten. In Abb. 37 ist die Anzahl aller analysierten Partikel des jeweiligen Sees und deren Polymerzusammensetzung dargestellt.

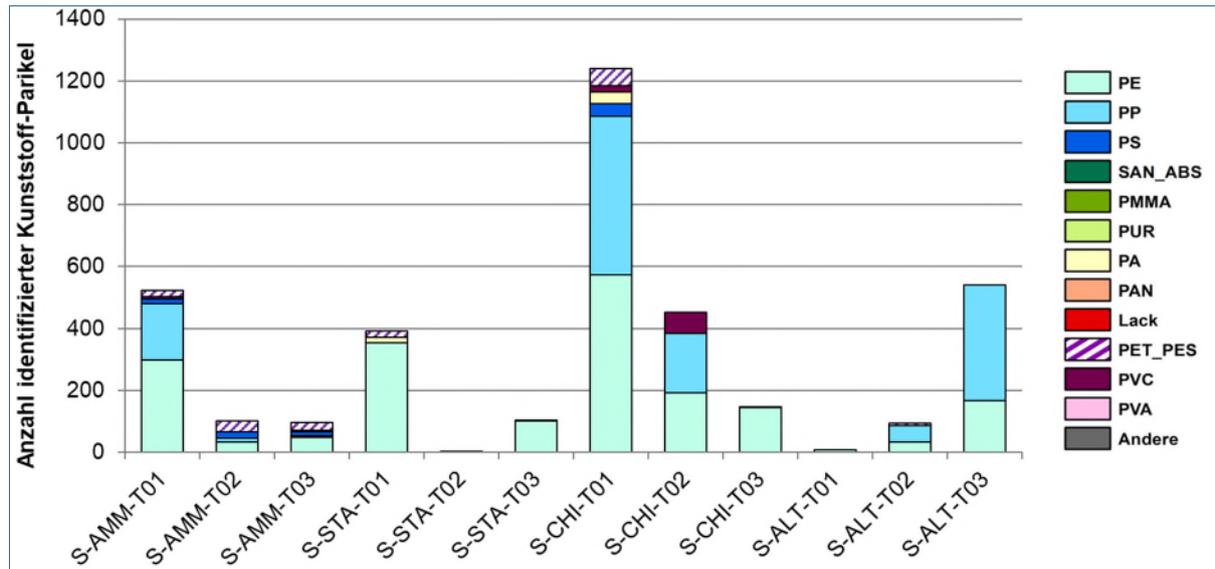


Abb. 37: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche aller Messstellen an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Für alle Seen gilt, dass der größte Anteil der an der Wasseroberfläche beobachteten Mikroplastikpartikel in Form von Fragmenten vorlag. Darüber hinaus wurden Fasern und sehr selten Folienreste nachgewiesen. Abb. 38 zeigt die Anzahl aller untersuchten Kunststoffpartikel und deren Form.

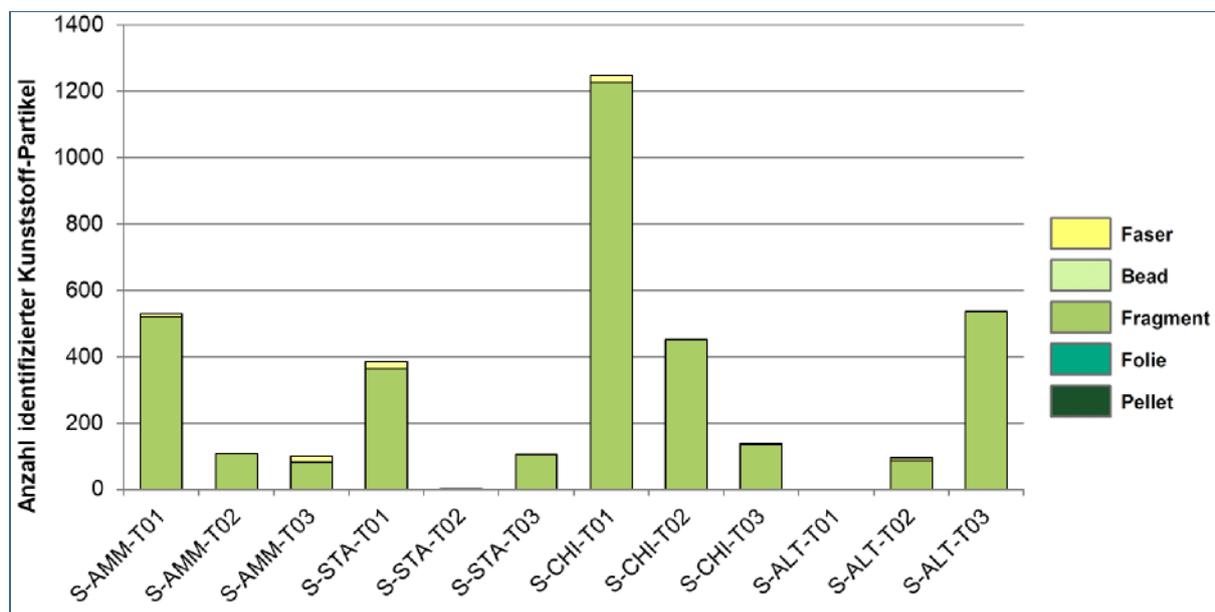


Abb. 38: Formen der Plastikpartikel an der Wasseroberfläche aller Messstellen an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.5.2 Wassersäule

An keinem der Seen wurde in der Wassersäule Makroplastik nachgewiesen. Die Mikroplastikbelastung der Wassersäule war gering. Die höchste Mikroplastikkonzentration wurde am Altmühlsee ermittelt und lag dort bei 44 Partikeln/m³. Die niedrigste Konzentration in der Wassersäule wurde mit 2 Partikeln/m³ am Chiemsee ermittelt. Der Median lag bei 11 Partikeln/m³.

Anmerkung: Es ist nicht auszuschließen, dass die Unterschiede hinsichtlich der Partikelzahlen zwischen Altmühlsee und den anderen Seen auf geomorphologischen Unterschieden und den daraus folgenden Anpassungen bei der jeweiligen Probennahme beruhen. Während die Beprobung der Wassersäule an Ammersee, Starnberger See und Chiemsee aus 20 m Tiefe erfolgte, wurde die Wasserprobe am sehr flachen Altmühlsee aus 2 m Tiefe und somit eine geringere Menge an Wasser entnommen. Darüber hinaus unterliegt der Altmühlsee als Flachsee im Gegensatz zu den geschichteten Alpengseen einer häufigen Resuspension von Sediment durch Wind und grundelnde, karpfenartige Fische (vor allem Brachsen), worauf auch die generell geringen Sichttiefen des Gewässers zurückzuführen sind. Somit ist davon auszugehen, dass die am Altmühlsee entnommene Probe auch solche Kunststoffpartikel enthält, die in den tiefen, geschichteten Voralpenseen zum Gewässergrund absinken und dort – zumindest temporär – verbleiben, am Altmühlsee jedoch durch die Resuspension immer wieder vom Sediment in die Wassersäule gelangen.

Vorherrschende Größenklasse war an Ammersee, Starnberger See und Altmühlsee übereinstimmend kleines Mikroplastik II. Dessen Anteil lag am Altmühlsee sogar bei 100 %. Nur am Chiemsee dominierte die Größenklasse kleines Mikroplastik I. Da in dieser Probe jedoch insgesamt sehr wenige Partikel nachweisbar waren, erscheint die Verteilung der Größenklassen in diesem Fall nicht unbedingt repräsentativ. Gleiches gilt für großes Mikroplastik, das nur in der Wassersäule des Starnberger Sees in einer sehr geringen Konzentration beobachtet wurde. In Abb. 39 sind die in der Wassersäule der Seen ermittelten Mikroplastikkonzentrationen vergleichend dargestellt.

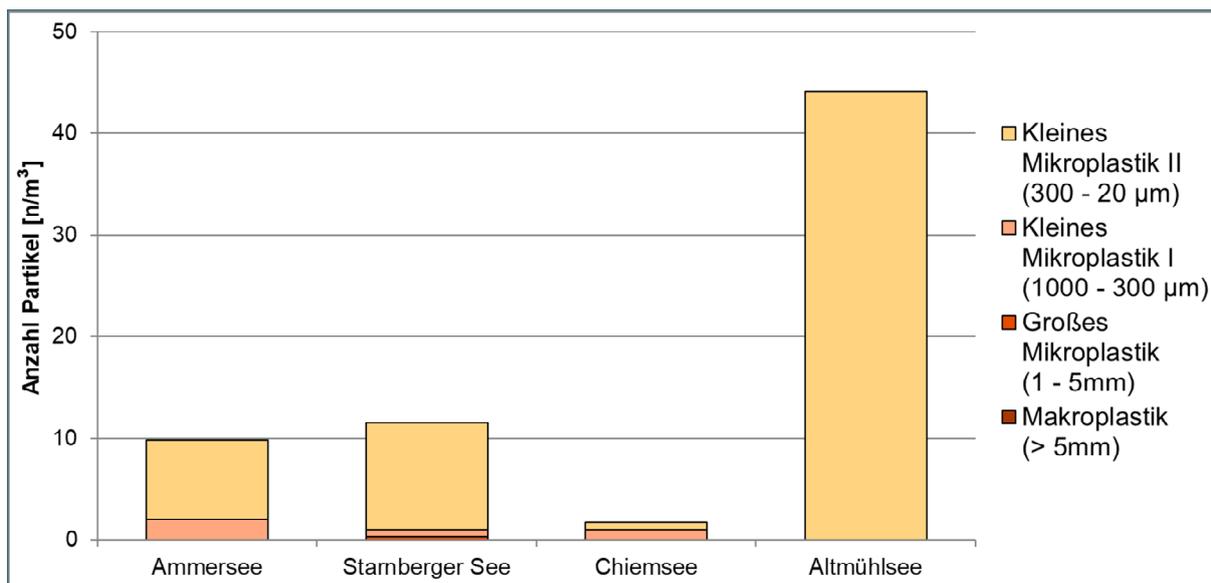


Abb. 39: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln in der Wassersäule von Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee

In der Wassersäule von Ammersee, Starnberger See und Chiemsee stellten PE und PP die am häufigsten vertretenen Polymersorten dar. Am Altmühlsee bestanden die Partikel überwiegend aus PE. In allen Seen wurden zudem geringe Mengen an PET/PES detektiert. In Abb. 40 ist die Anzahl aller identifizierten Kunststoffpartikel des jeweiligen Sees und deren Polymerzusammensetzung dargestellt.

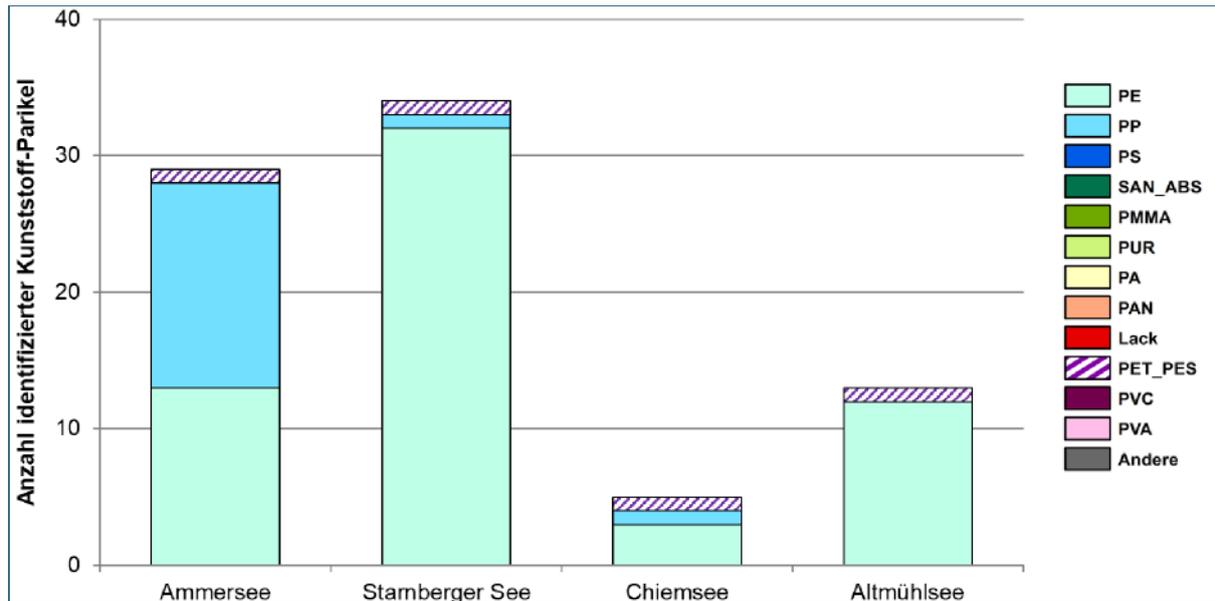


Abb. 40: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in der Wassersäule von Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Für alle Seen gilt, dass auch in der Wassersäule der überwiegende Anteil der Mikroplastikpartikel in Form von Fragmenten vorlag. An Ammersee, Starnberger See und Chiemsee waren zudem noch geringe Mengen an Fasern nachweisbar. Abb. 41 demonstriert die Anzahl aller identifizierten Kunststoffpartikel und deren Partikelform.

Anmerkung: Die in der Wassersäule ermittelten Ergebnisse zeigen deutliche Diskrepanzen zwischen der Anzahl und Größenverteilung der Partikel und den Partikelzahlen, die sich bei der Ermittlung von Polymersorte und Form ergeben. Die Unterschiede ergeben sich dadurch, dass die jeweilige Polymersorte und Form der in den Blindwerten gefundenen Partikel bestimmt und anteilig von den in den Seenproben gefundenen Partikelzahlen der jeweiligen Polymersorte und Form abgezogen wurden.

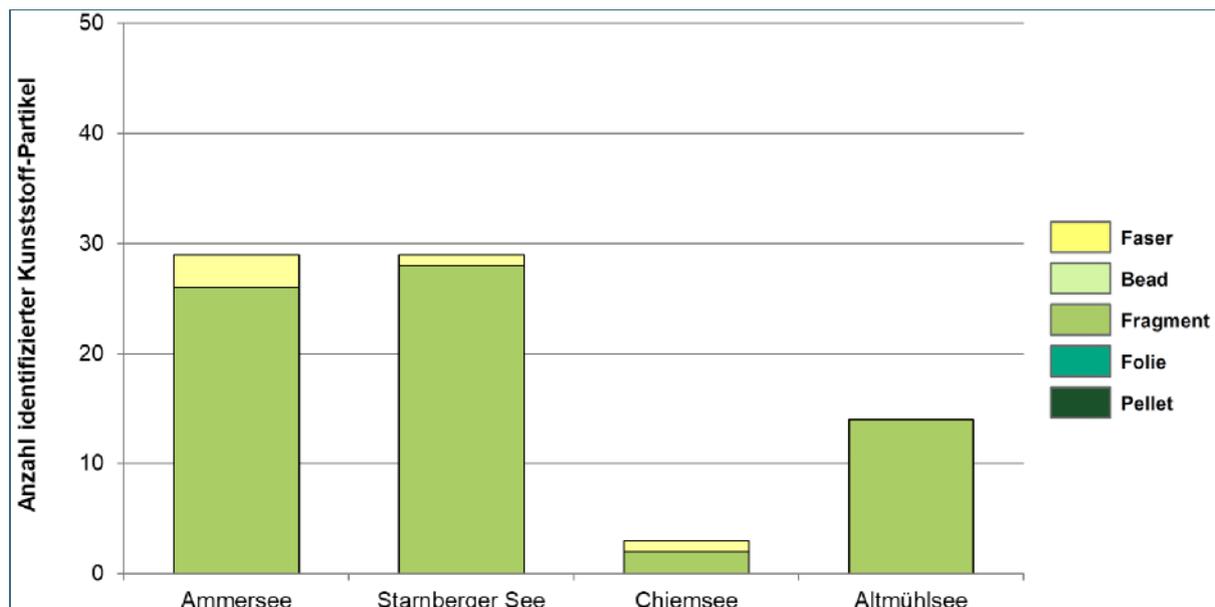


Abb. 41: Form der Plastikpartikel in der Wassersäule von Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.5.3 Ufersediment

Im Ufersediment der Seen wurde auch Makroplastik gefunden. Während an Chiemsee und Altmühlsee nur an jeweils einer Messstelle Makroplastik vertreten war, wurden sowohl am Ammersee als auch am Starnberger See an mehreren Messstellen Kunststoffpartikel > 5 mm nachgewiesen.

Die Mikroplastikkonzentrationen im Ufersediment zeigten eine hohe Varianz und lagen deutlich höher als in den Wasserproben. Die höchste, in Ufersediment gemessene Mikroplastikkonzentration wurde mit 129.375 Partikeln/m² am Ammersee auf Höhe Eching ermittelt. Am niedrigsten war die Konzentration mit 99 Partikeln/m² am Südufer des Chiemsees bei Übersee. Der Median lag bei 17.068 Partikeln/m².

An den meisten Messstellen war der Anteil von sehr kleinem Mikroplastik II im Ufersediment am höchsten, wobei auch Partikel der Größenklasse kleines Mikroplastik I sowie großes Mikroplastik nachweisbar waren, wenn auch in deutlich geringeren Mengen. Ausnahmen stellten zwei Messstellen am Altmühlsee und eine Messstelle am Chiemsee dar. Hier stellte kleines Mikroplastik I die dominierende Größenfraktion dar. An einer Messstelle am Starnberger See wurde ausschließlich großes Mikroplastik detektiert. Die Partikelzahl war hier aber vergleichsweise gering. In Abb. 42 sind die in Ufersedimentproben aller Messstellen nachgewiesenen Mikroplastikkonzentrationen und deren Größenklassen dargestellt.

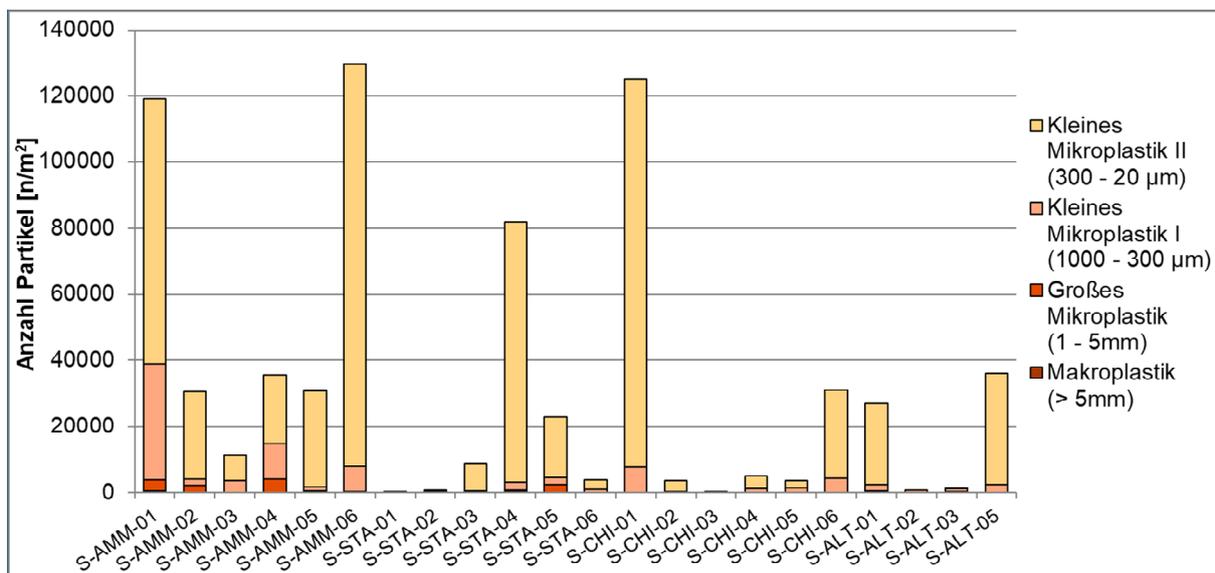


Abb. 42: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln in Ufersediment aller Messstellen an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee

Im Ufersediment aller Seen stellten PE und PP die häufigsten Polymersorten dar. Daneben waren je nach See auch PS, PET/PES, PVC, PA sowie sehr selten PUR SAN/ABS und PMMA vertreten. Zudem wurden in Einzelfällen Lackpartikel detektiert. In Abb. 43 ist für jede Messstelle die Anzahl aller identifizierten Plastikpartikel und deren Polymerzusammensetzung dargestellt.

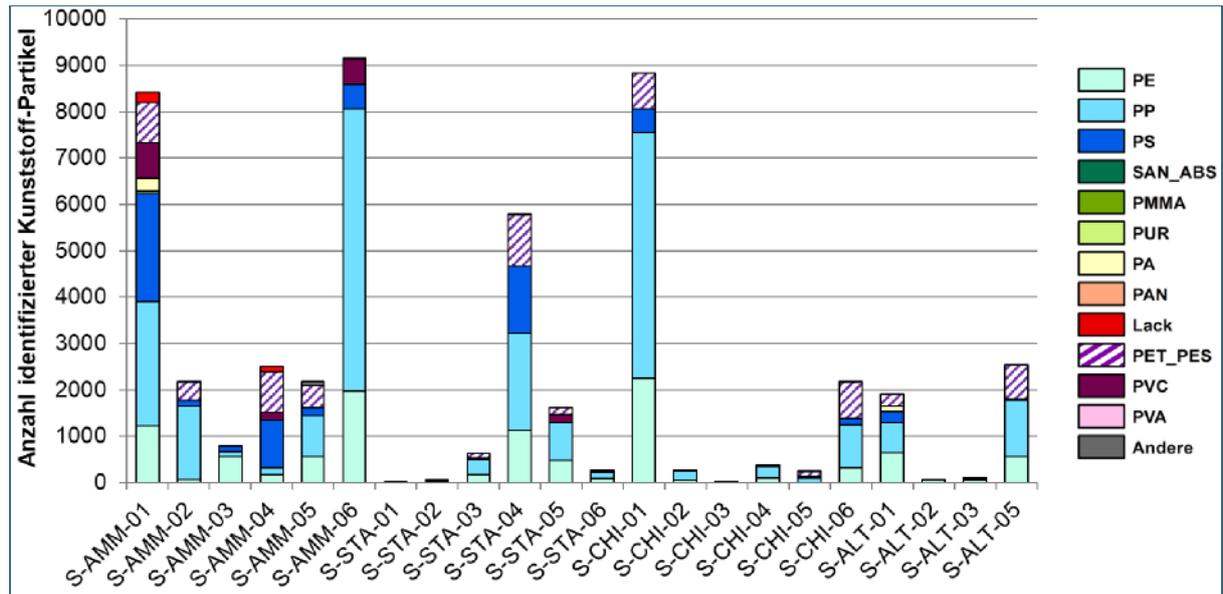


Abb. 43: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in Ufersediment aller Messstellen an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Für alle Seen gilt, dass der überwiegende Anteil der in Ufersediment nachgewiesenen Mikroplastikpartikel in Form von Fragmenten vorlag. Darüber hinaus wurden an den meisten Messstellen auch Fasern beobachtet. In äußerst geringem Umfang waren in einzelnen Proben auch Folienreste sowie Beads vertreten. Abb. 44 zeigt die Anzahl aller in Ufersediment identifizierten Kunststoffpartikel und deren Form.

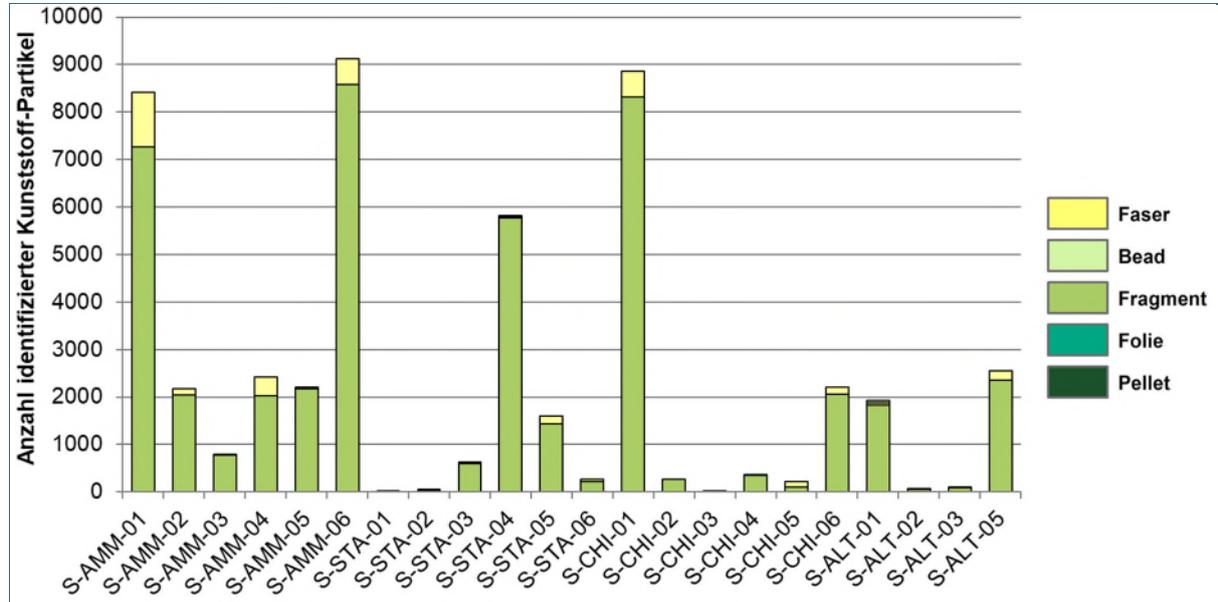


Abb. 44: Formen der Plastikpartikel in Ufersediment aller Messstellen an Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierten Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

3.5.4 Grundsediment

In den Grundsedimentproben der Seen war kein Makroplastik nachweisbar.

Die höchste Konzentration von Gesamtmikroplastik wurde mit 9.511 Partikeln/m² in Grundsediment des Ammersees ermittelt. Am wenigsten Mikroplastik wurde mit 2.172 Partikeln/m² in der Probe aus dem Starnberger See analysiert. Der Median lag bei 5.709 Partikeln/m².

An Ammersee und Chiemsee wurden im Grundsediment mit einem Anteil von mehr als 80 % überwiegend sehr kleine Partikel der Größenklasse kleines Mikroplastik II nachgewiesen. In der Probe vom Altmühlsee lag der Anteil sehr kleiner Mikroplastikpartikel bei 56 %. Nur am Starnberger See war diese Partikelgröße deutlich seltener vertreten. Hier stellte mit 73 % kleines Mikroplastik I die dominierende Größenklasse dar. Großes Mikroplastik war nur in Grundsediment von Ammersee und Altmühlsee zu einem geringen Anteil vertreten. In Abb. 45 sind die in Grundsediment der Seen ermittelten Mikroplastikkonzentrationen gegenübergestellt.

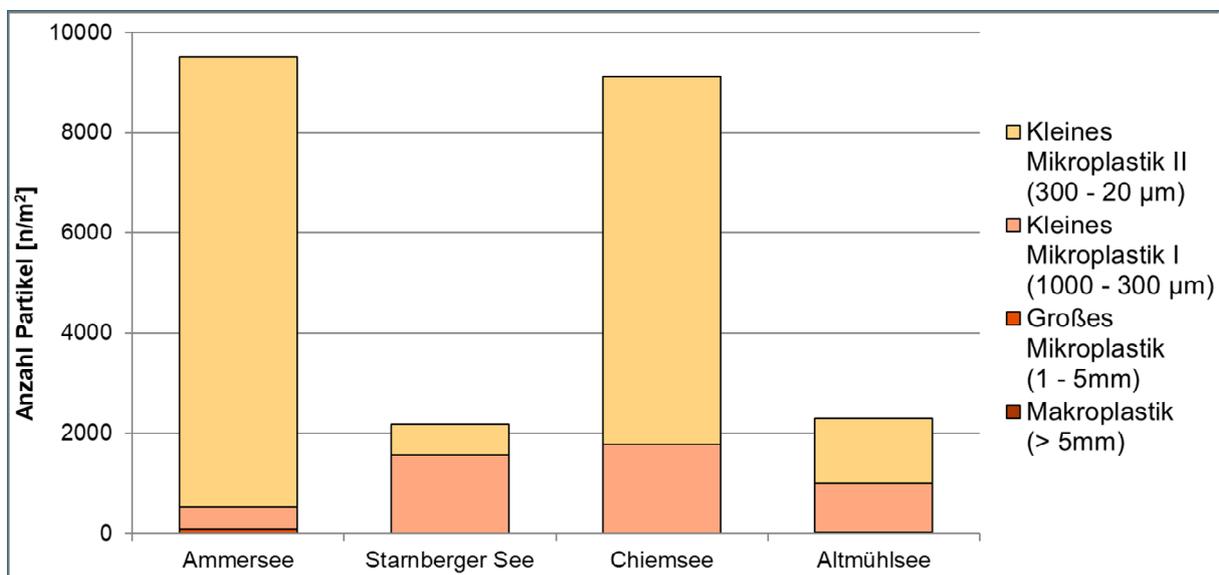


Abb. 45: Konzentration und Größenverteilung von Plastikpartikeln in Grundsediment von Ammersee, Starnberger See Chiemsee und Altmühlsee

An allen Seen stellten PE und PP die am häufigsten vertretenen Polymersorten in Grundsedimentproben dar. Darüber hinaus war PET/PES zu einem nicht unerheblichen Anteil vorhanden. An Ammersee und Chiemsee wurde zudem PS, an letzterem auch PA detektiert. Nur in Grundsediment des Altmühlsees wurde PUR nachgewiesen. In Abb. 46 ist die Anzahl der in Grundsediment identifizierten Kunststoffpartikel sowie deren Polymerzusammensetzung dargestellt.

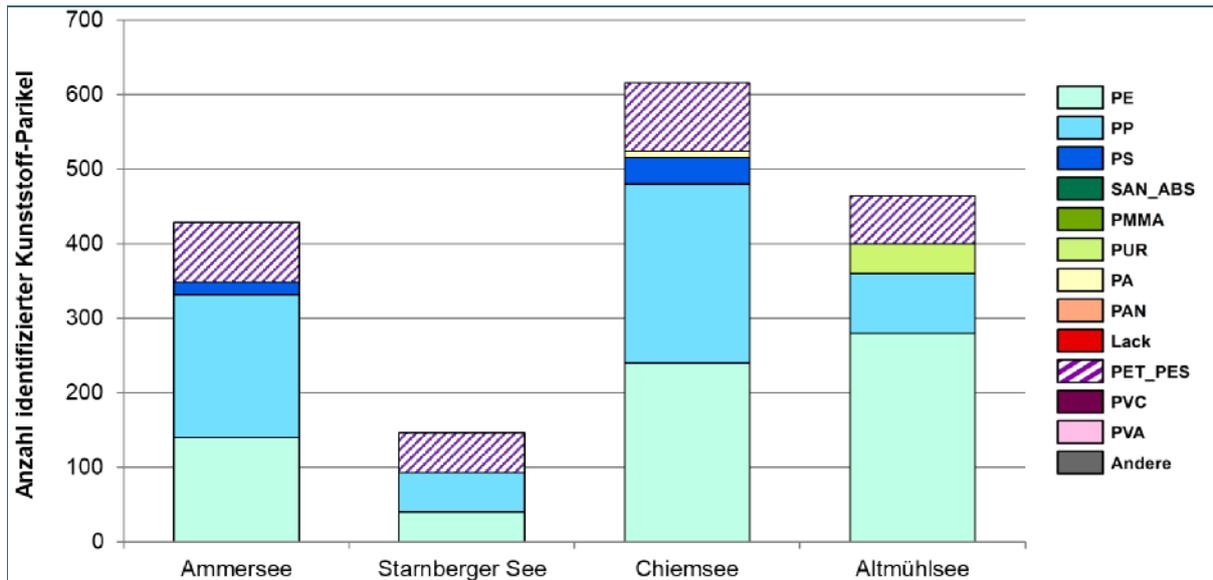


Abb. 46: Polymerzusammensetzung der Plastikpartikel in Grundsediment von Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierter Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

Für Ammersee, Chiemsee und Altmühlsee gilt, dass auch in Grundsediment der überwiegende Anteil der Mikroplastikpartikel in Form von Fragmenten vorlag. Nur am Starnberger See war der Anteil an Fasern etwas höher. Abb. 47 demonstriert die Anzahl aller, in Grundsediment identifizierter Kunststoffpartikel und deren Form.

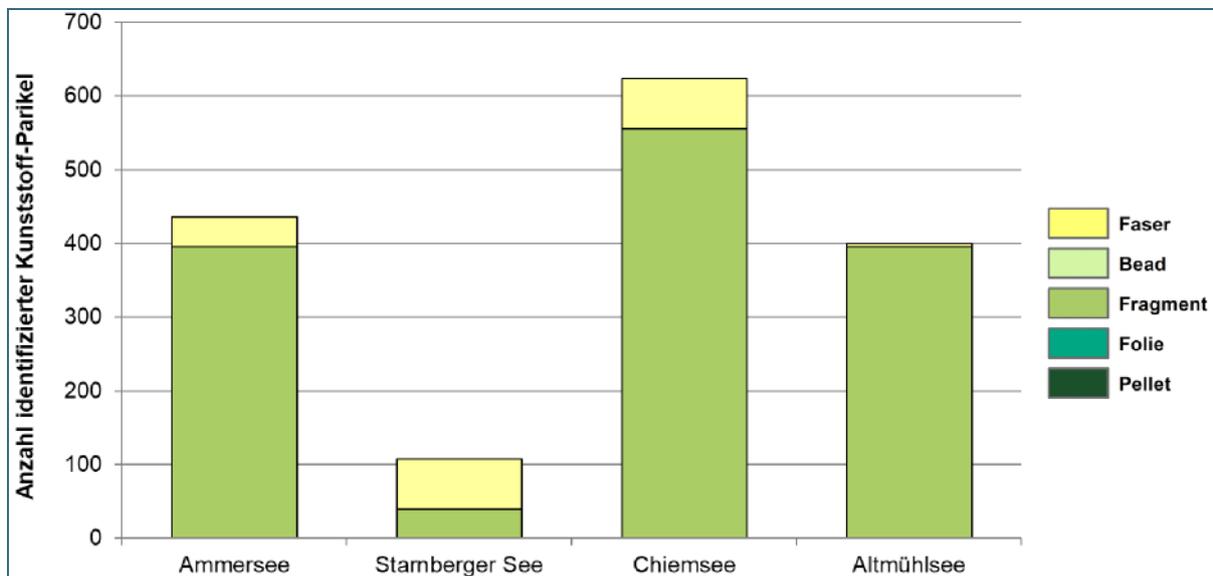


Abb. 47: Form der Plastikpartikel in Grundsediment von Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee; die Angaben beziehen sich jeweils auf die Gesamtzahl der identifizierter Plastikpartikel (< 5 mm – 20 µm)

4 Interpretation und Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes

4.1 Zentrale Aussagen der Studie

Im Rahmen der aktuellen Pilotstudie wurden an vier bayerischen Seen Untersuchungen zum Vorkommen von Makro- und Mikroplastik durchgeführt. Ausgewählt wurden die drei Alpenseen Chiemsee, Starnberger See und Ammersee. Ebenfalls untersucht wurde der Altmühlsee, ein polymiktischer Mittelgebirgssee (Stausee). Berücksichtigt wurden insgesamt 42 Proben aus den Gewässerkompartimenten Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment und Grundsediment. Die Analysen erfolgten mit ATR-FTIR- und FPA basierter Mikro-FTIR Spektroskopie sowie teilweise mit SWIR-Spektroskopie. Die identifizierten Kunststoffteilchen wurden hinsichtlich Größe, Polymertyp und Form charakterisiert. Es ist zu berücksichtigen, dass, unabhängig vom Gewässerkompartiment, an jeder Messstelle nur eine Probe analysiert wurde, sodass es sich bei den erhobenen Daten jeweils um eine Momentaufnahme handelt.

An allen untersuchten Messstellen wurden Plastikpartikel nachgewiesen. Die Partikelkonzentrationen variieren sehr stark zwischen den Messstellen, sowohl zwischen den Seen, als auch innerhalb eines Sees. Zudem stellt sich die Belastung mit Plastikpartikeln sehr unterschiedlich dar, je nachdem welches Gewässerkompartiment untersucht wurde.

Es sind jedoch allgemeingültige Muster zu erkennen:

- a) Makroplastik: Alle Seen weisen in Ufersedimentproben an mindestens einer Messstelle Makroplastikpartikel ($> 5\text{mm}$) auf. Die Konzentrationen liegen bei minimal 14 und maximal 410 Partikeln/ m^2 . Weder in Grundsediment noch in Wasserproben von der Wasseroberfläche oder der Wassersäule wurden große Kunststoffteile identifiziert.
- b) Mikroplastik: An allen Messstellen aller Gewässerkompartimente wurde Mikroplastik nachgewiesen.

Wasserphase

- Die oberflächennahen Wasserproben der Seen enthalten geringe Mengen an Mikroplastik. Die Messwerte variieren an den einzelnen Messstellen zwischen < 1 Partikel und maximal 42 Partikeln/ m^3 (Median 4 Partikel/ m^3).
- In Proben aus der Wassersäule werden ebenfalls geringe, mit den an der Wasseroberfläche gemessenen Konzentrationen vergleichbare Mengen von Mikroplastikpartikeln nachgewiesen. Die Konzentrationen liegen zwischen 2 und 44 Partikeln/ m^3 (Median 11 Partikel/ m^3).

Sedimente

- Die höchsten Mikroplastikkonzentrationen werden im Ufersediment der Seen detektiert. Die an den einzelnen Messstellen ermittelten Konzentrationen zeigen jedoch eine hohe Variabilität. Die höchste gemessene Konzentration liegt bei 129.375 Partikeln/ m^2 , die niedrigste bei 99 Partikeln/ m^2 (Median 17.068 Partikel/ m^2).
- Die Mikroplastikkonzentrationen in den Grundsedimentproben sind niedriger als in den Ufersedimenten. Sie schwanken zwischen 2.173 und 9.511 Partikeln/ m^2 (Median 5.709 Partikel/ m^2).
- Da insbesondere in Ufersedimenten, aber auch in Grundsedimenten vergleichsweise hohe Konzentrationen von Kunststoffpartikeln bestimmt wurden, ist davon auszugehen, dass Sedimente von Seen Akkumulationszonen bzw. Senken für Mikroplastik darstellen.

c) Größenfraktionen, Polymersorte und Partikelform

- Von wenigen Ausnahmen abgesehen, stellt kleines Mikroplastik II (300 - 20 µm) die dominierende Größenfraktion dar. Zusammen mit Partikeln der Größenklasse kleines Mikroplastik I (1000 - 300 µm) liegt der Anteil kleiner Mikroplastikpartikel in der Regel bei über 90 %. Großes Mikroplastik (1 - 5 mm) ist in den meisten Fällen deutlich seltener vertreten. Diese Angaben beziehen sich allerdings auf die Anzahl erfasster Partikel, nicht auf die Masse der einzelnen Fraktionen.
- An allen Seen stellen – von wenigen Ausnahmen abgesehen – PP und PE in der Summe den Hauptanteil der vertretenen Polymersorten dar. Daneben werden je nach Gewässer, Messstelle und Gewässerkompartiment auch PET/PES, PS, PVC, PA sowie in sehr geringen Mengen auch PUR, SAN/ABS, PMMA und Lacke identifiziert.
- Dominierende Partikelform an nahezu allen untersuchten Messstellen sind Fragmente. Daneben werden regelmäßig Fasern beobachtet. In Ausnahmen treten in sehr geringem Umfang auch Beads und Folienreste auf.

4.2 Verfahrensunsicherheiten und Grenzen der Interpretation

Die Daten zum Vorkommen von Mikroplastik in bayerischen Seen wurden anhand aktuell anerkannter Methoden erhoben und analysiert (Löder und Gerdts 2015; Löder et al. 2017). Dies gilt sowohl für die Probenahme, die Aufarbeitung als auch für die eingesetzten Analyseverfahren. Diese Methoden wurden aber weder in der Vergangenheit noch werden sie gegenwärtig einheitlich eingesetzt (Hartmann et al. 2019). Außerdem besteht nach wie vor Optimierungsbedarf (Ivleva et al. 2017; Dris et al. 2018), sodass sich auch zukünftig erzielte Messdaten von den nun vorliegenden Ergebnissen unterscheiden können.

In aktuellen Review-Artikeln wird die Problematik der Vergleichbarkeit und Qualität von Untersuchungsergebnissen ausführlich thematisiert (Wagner et al. 2014; Wendt-Potthoff et al. 2017; Dris et al. 2018; Hartmann et al. 2019; Costa et al. 2018; Koelmans et al. 2019). Aufgrund der im Folgenden dargestellten Verfahrensunsicherheiten sind die Ergebnisse der vorliegenden Studie als orientierend anzusehen und entsprechend vorsichtig zu interpretieren. Insbesondere Auffälligkeiten bedürfen einer gründlichen Analyse und dürfen nicht überinterpretiert werden.

4.2.1 Einfluss der Probenahme

Schon die Probenahme kann das Ergebnis entscheidend beeinflussen. Dies betrifft insbesondere die Anzahl der sehr kleinen Mikroplastikpartikel (300 µm - 20 µm) aus oberflächennahen Wasserproben und der Wassersäule, welche mit Planktonnetzen (verbunden mit einem Manta Trawl oder einem Seil) mit einer Maschenweite von 300 µm entnommen werden. Theoretisch müssten alle Kunststoffpartikel < 300 µm das Netz passieren. Es ist jedoch davon auszugehen, dass in Gewässern mit hoher Fracht an organischem oder partikulärem, mineralischem Material (beispielsweise Laub, Feinsedimente) durch Verlegung des Netzes (Verengung der Maschen durch organisches und mineralisches Material) mehr Mikroplastikpartikel dieser Größenordnung zurückgehalten werden als in klareren Gewässern (Heß et al. 2018). Somit handelt es sich bei der Bestimmung sehr kleiner Mikroplastikpartikel nicht um eine quantitative, sondern eine semiquantitative Analyse. Vielmehr ist davon auszugehen, dass die Partikelzahlen dieser Größenfraktion in den oberflächennahen Wasserproben und der Wassersäule unterschätzt werden (Uurasjärvi et al. 2019) und sich zudem je nach Gewässer und Jahreszeit deutlich voneinander unterscheiden (Heß et al. 2018). In einer erst kürzlich erschienenen Studie zum Vorkommen von Mikroplastik in Oberflächenwasser eines nordeuropäischen Sees (Kallavesi See, Finnland) wurden die je nach Entnahmemethode unterschiedlichen Untersuchungsergebnisse eindrucksvoll dargestellt (Uurasjärvi et al. 2019). Die Proben wurden zum einen mit einem Manta Trawl (333 µm

Netz), zum anderen mit einer Siebkaskade (20 µm, 100 µm und 300 µm Filtereinsätze) genommen. Die durchschnittlichen Mikroplastikkonzentrationen, die durch Probenahme mit dem Manta Trawl generiert wurden, lagen bei $0,27 \pm 0,18$ Partikel/m³. In den anhand der Filterkaskade entnommenen Proben wurden im Durchschnitt $1,8 \pm 2,3$ Partikel/m³ in der Größenfraktion über 300 µm, 12 ± 17 Partikel/m³ in der Fraktion zwischen 100 – 300 µm und 155 ± 73 Partikel/m³ in der Fraktion zwischen 20 – 100 µm identifiziert. Somit wurden in den mittels der Filterkaskade entnommenen Proben in allen Größenfraktionen und damit auch insgesamt deutlich mehr Partikel nachgewiesen als in Proben, die mit dem Manta Trawl asserviert wurden.

Die Beeinflussung der Messergebnisse durch unterschiedliche Methoden bei der Probenahme betrifft allerdings nicht nur Proben aus der Wasserphase, sondern auch Sedimentproben. So zeigte eine Studie (Imhof et al. 2018), dass sich Mikroplastikkonzentrationen nicht nur im Ufersediment verschiedener Seen und an den verschiedenen Messstellen eines Sees unterscheiden (Ballent et al. 2016; Faure et al. 2015; Zbyszewski et al. 2014; Zhang et al. 2016), sondern auch innerhalb einer Messstelle, je nachdem ob die Proben beispielsweise direkt an der Wasserkante, am Spülsaum, oder an der Hochwasserlinie genommen wurden. Des Weiteren wurden Abweichungen durch unterschiedlich tiefes Einbringen des Probenahmegerätes (Sedimentstechrohr) in den Boden beschrieben. Dadurch decken die genommenen Sedimentproben zwar die gleiche Uferfläche ab, die resultierenden Probenvolumina sind jedoch unterschiedlich (Besley et al. 2017; van Cauwenberghe et al. 2015), wodurch sich Abweichungen bei der Normierung auf die beprobte Fläche ergeben. Gleiches gilt für die Probenahme der Grundsedimente.

In vorliegender Studie wurde die Beprobung der verschiedenen Gewässerkompartimente an allen Seen so vergleichbar wie möglich durchgeführt. Aufgrund der unterschiedlichen morphologischen und hydrologischen Gegebenheiten der untersuchten Seen war dies aber nicht in allen Fällen realisierbar. Beispielsweise wurden die Proben aus der Wassersäule der Alpenseen in einer Tiefe von 20 m, am Altmühlsee hingegen in einer Tiefe von 2 m entnommen. Dadurch unterscheiden sich zum einen die Probenvolumina, zum anderen möglicherweise auch die Partikelkonzentrationen aufgrund unterschiedlicher hydrologischer Bedingungen. So ist im Gegensatz zu den geschichteten Alpenseen im polymiktischen Altmühlsee eine Resuspension und damit eine höhere Zahl an Kunststoffpartikeln wahrscheinlich. Eine Vergleichbarkeit der Mikroplastikkonzentrationen in der Wassersäule der tiefen Alpenseen und des Flachsees Altmühlsee ist deshalb nur sehr eingeschränkt gegeben, da sich die Seentypen grundlegend voneinander unterscheiden.

4.2.2 Einfluss der Analyseverfahren

Darüber hinaus beeinflussen die eingesetzten Analyseverfahren die Aussagekraft der Studien. So basieren viele ältere, publizierte Daten auf einer vollständigen oder überwiegend visuellen Identifizierung von Mikroplastik (Faure et al. 2012; Faure et al. 2015; Fischer et al. 2016; Zbyszewski und Corcoran 2011; Zbyszewski et al. 2014). Eine rein visuelle Sortierung und Einordnung von Mikroplastik führt nach Aussage von Experten aber bis zu einer Fehlzuordnungsquote bei 70 % der untersuchten Partikel (Hidalgo-Ruz et al. 2012). Dies gilt im Besonderen für kleine Plastikpartikel (Löder et al. 2015). Häufig wurden hier die mengenmäßig bedeutendsten sehr kleinen Mikroplastikpartikel (300 µm - 20 µm) nicht erfasst. Nur in wenigen Studien erfolgte eine vollständige Analyse aller Größenklassen von Plastikpartikeln anhand spektroskopischer Analysemethoden (Imhof et al. 2013; Imhof et al. 2016). Als Mittel der Wahl zum qualitativen sowie quantitativen Nachweis von Mikroplastikpartikeln gelten gegenwärtig die Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FTIR, Löder und Gerdts 2015; Löder et al. 2015) sowie die Raman-Spektroskopie (Anger et al. 2018; Song et al. 2015). Allerdings sind auch mit diesen beiden Methoden ermittelte Analyseergebnisse nicht uneingeschränkt miteinander vergleichbar. Die Raman-Mikrospektroskopie eignet sich insbesondere zum sicheren Nachweis sehr kleiner

Mikroplastikpartikel von bis zu 1 μm (Käppler et al. 2016; Anger et al. 2018). Anhand der im bayerischen Untersuchungsprogramm eingesetzten FTIR-Spektroskopie ist eine Identifizierung von Plastikpartikeln nur bis zu einer Größe von 20 μm möglich. Während mittels Raman-Mikrospektroskopie mit einem tragbaren Zeitaufwand nur ein geringer Anteil der Filterfläche analysiert werden kann, erlaubt die FTIR-Spektroskopie die Analyse aller Partikel auf einem Probenfilter.

4.2.3 Bezugsgrößen

Ein Vergleich mit anderen Untersuchungsergebnissen wird dadurch erschwert, dass die Bezugsgrößen, auf die sich die Analyseergebnisse beziehen, variieren. So werden beispielsweise die in oberflächennahen Wasserproben ermittelten Partikelkonzentrationen pro Quadratmeter oder pro Kubikmeter (Fischer et al. 2016) angegeben. In Sedimentproben ermittelte Partikelzahlen werden entweder auf das Volumen der Probe (in l/m^3), auf die beprobte Uferfläche oder auf das Trockengewicht des Sediments bezogen. Umrechnungen sind in der Regel nur schwer oder gar nicht möglich. Insbesondere die Hochrechnung von Partikelzahlen in einer Umweltprobe auf eine unübliche Bezugsgröße wie zum Beispiel Quadratkilometer (Faure et al. 2015) führt zu extrem hohen Werten, die nur schwierig Aussagen zur Kunststoffbelastung eines Gewässers zulassen (Rios Mendoza und Balcer 2019).

4.2.4 Stichprobenumfang, Analyse von Teilproben

Bei der Interpretation des vorliegenden Datensatzes gilt es zu beachten, dass es sich um Ergebnisse einer einmaligen Beprobung handelt. Aus anderen Studien (Imhof et al. 2017; Rodrigues et al. 2018; Yao et al. 2019) ist bekannt, dass sowohl die Partikelkonzentrationen, als auch die Polymersorten und -formen je nach Messstelle und Zeitpunkt sehr variieren können. Eine verlässliche Aussage zur Belastung einzelner Gewässer oder Messstellen kann nur durch ein kontinuierliches Monitoring getroffen werden, welches auch Untersuchungen zu verschiedenen Jahreszeiten beinhaltet und damit beispielsweise auch saisonal bedingte und hydrologische Unterschiede abbildet. Wie ausgeführt, sind die aktuell verfügbaren Verfahren insbesondere im Hinblick auf den Zeitaufwand von der Probenahme bis zum Ergebnis noch nicht ausreichend optimiert, um ein entsprechend umfangreiches Monitoring an Seen durchzuführen.

Ein weiterer Faktor, der die Ergebnisse beeinflussen kann und bei der Interpretation berücksichtigt werden muss, besteht darin, dass die Analysen an Teilproben durchgeführt wurden. So liegen im Bereich der Mikroplastik-Analytik kaum Erfahrungen vor, über welche Verfahren homogene Teilproben erzielt werden können (Heß et al. 2018). Die vorliegenden Ergebnisse zeigen an manchen Stellen deutliche Diskrepanzen zwischen der Anzahl und Größenverteilung der Partikel die sich bei der Ermittlung von Polymersorte und Form ergeben. Die Unterschiede beruhen darauf, dass für die in den Blindwerten gefundenen Partikel die Polymersorte und Form bestimmt und jeweils anteilig von den in den Seenproben gefundenen Partikeln je Polymersorte und Form jeweils separat abgezogen wurden. Zudem können unterschiedliche Probenvolumina von Seen- und Blindproben und dadurch bedingte unterschiedliche Hochrechnungskoeffizienten zu abweichenden Ergebnissen führen. Des Weiteren ist bei der Interpretation zu berücksichtigen, dass die Partikelanzahl in Proben von der Wasseroberfläche und der Wassersäule auf Volumen (m^3), in Ufersediment- und Grundsedimentproben auf Fläche (m^2) hochgerechnet wurden. Die prozentualen Angaben zur Polymerzusammensetzung sowie zur Form der Partikel wurden hingegen auf Basis der Gesamtzahl der analysierten Partikel dargestellt.

4.3 Ergebnisse im Vergleich mit anderen Studien

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zum Vorkommen von Plastikpartikeln in verschiedenen Kompartimenten bayerischer Seen sind aus den genannten Gründen nur bedingt mit Analysedaten anderer Studien vergleichbar. Trotzdem soll im Folgenden der Versuch einer Einordnung und ein Vergleich mit anderen Studien vorgenommen werden.

4.3.1 Wasserphase

Im Rahmen des Untersuchungsprogrammes an bayerischen Seen wurde weder in Proben von der Wasseroberfläche noch in der Wassersäule Makroplastik (> 5 mm) nachgewiesen. Mikroplastik wurde hingegen in beiden Gewässerkompartimenten detektiert. Die Konzentrationen über alle Größenklassen lagen an der Wasseroberfläche bei < 1 - 42 Partikeln/m³ (Median 4 Partikel/m³) und in der Wassersäule bei 2 - 44 Partikeln/m³ (Median 11 Partikel/m³). Die vorliegenden Ergebnisse decken sich auch mit Werten vom Bodensee. Dieser wurde im Rahmen der bundesländerübergreifenden Studie zu Fließgewässern aufgrund seiner Bedeutung für den Rhein in das Messprogramm aufgenommen und mit demselben Verfahren (Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse) wie die bayerischen Seen an der Universität Bayreuth untersucht. Die Untersuchungen ergaben an den zwei Messstellen an der Wasseroberfläche des Bodensees Mikroplastikkonzentrationen von 5 bzw. 18 Partikeln/m³ (Heß et al. 2018). In einer aktuellen Literaturübersicht zum Vorkommen von Mikroplastik in Seen, werden für oberflächennahe Wasserproben von insgesamt 28 Seen Konzentrationen von 0,06 – 15.000 Partikeln/m³ (Median 832 Partikel/m³) angegeben (Dris et al. 2018). Verglichen damit liegen die aktuell an der Oberfläche von bayerischen Seen ermittelten Werte in einem niedrigen Konzentrationsbereich. Die Anzahl der Mikroplastikpartikel entspricht damit grundsätzlich der für nordamerikanische und europäische Seen berichteten Größenordnung von 0,06 – 3,02 Partikeln/m³ (Median 0,34 Partikel/m³) (Dris et al. 2018). Als entscheidende Einflussgröße für das Vorkommen von Mikroplastik an der Wasseroberfläche von Seen wurde im Rahmen einer Studie an den italienischen Seen Lago Bolsena und Lago Chiusi die Windstärke identifiziert (Fischer et al. 2016).

Bisher wurden keine Untersuchungen zum Vorkommen von Mikroplastik in der Wassersäule von Seen veröffentlicht. Vergleichswerte, die eine Einschätzung der in vorliegender Studie ermittelten Werte erlauben, liegen somit nicht vor.

4.3.2 Sedimente

In Ufersedimentproben wurde, im Gegensatz zu den anderen Kompartimenten, auch Makroplastik mit Konzentrationen zwischen 14 und 410 Partikeln/m² nachgewiesen. Vergleichbare Konzentrationen wurden auch in Ufersediment anderer Seen ermittelt (3 – 483 Partikel/m², Median 17 Partikel/m²) (Dris et al. 2018).

Die Menge an Mikroplastik in den Ufersedimentproben variierte innerhalb eines Sees von Messstelle zu Messstelle enorm. Unter Berücksichtigung aller drei Größenklassen von Mikroplastik lagen die Konzentrationen bei 99 - 129.375 Partikeln/m² (Median 17.068). Untersuchungen am Gardasee, die mit einer ähnlichen Probenahme- und Aufarbeitungsmethodik durchgeführt wurden, ergaben ebenfalls je nach Probestelle unterschiedliche Ergebnisse. So wurde an den nördlichen Strandabschnitten mit 1.108 ± 983 Mikroplastikpartikeln/m² eine deutlich höhere Mikroplastikbelastung ermittelt als an den Stränden im Süden des Gardasees. Hier lagen die Konzentrationen bei 108 ± 55 Partikeln/m² (Imhof et al. 2013). Da die Analyse von Ufersediment in der Gardasee-Studie mittels Raman-Mikrospektroskopie erfolgte, während die Sedimente bayerischer Seen anhand von FTIR-Spektroskopie untersucht wurden, sind die Ergebnisse, wie unter 4.2. ausgeführt, nicht uneingeschränkt vergleichbar. In einem Review-Artikel zum Vorkommen von Mikroplastik in Ufersedimenten von 17 Seen wurden Konzentrationen von 4 – 2.500 Partikeln/m² (Median 390 Partikel/m²) angegeben (Dris et al. 2018). In 12 von 22 Ufersedimentproben der bayerischen Seen wurden Werte in vergleichbarer Größenordnung ermittelt. An zehn Messstellen wurden jedoch deutlich höhere Konzentrationen nachgewiesen. Ein möglicher Grund hierfür könnte sein, dass im Rahmen der aktuellen Studie die vertikale Positionierung der Probenahmestellen entlang der Schwemmzone (Spülsaum) erfolgte. So zeigte eine Studie am Gardasee, dass Proben, die an dieser Linie genommen wurden, deutlich höhere Mikroplastikkonzentrationen enthalten können, als Proben, die an Wasserkante, Hochwasserlinie oder einer sonstigen vertikalen Posi-

tion des Ufers genommen wurden (Imhof et al. 2018). Da in den verschiedenen Studien die Entnahmestellen für Ufersedimentproben entsprechend variierten (Imhof et al. 2018), ist ein Vergleich der Analyseergebnisse mit den nun vorliegenden Daten nur eingeschränkt möglich.

Als Ursache für die im Rahmen der Gardasee-Studie ermittelte, lokal unterschiedliche Belastungssituation wurde der dort herrschende, starke Wind von Süden nach Norden vermutet (Imhof et al. 2013). Eine andere Untersuchung an den italienischen Seen Lago Bolsena und Lago Chiusi kam zu dem Schluss, dass die Mikroplastikbelastung von Strandsedimenten mit steigender Menge an organischem Material und abnehmender Korngröße des Sediments zunimmt (Fischer et al. 2016).

Im Grundsediment wurde kein Makroplastik gefunden. Die Konzentrationen von Mikroplastik lagen bei 2.172 – 9.511 Partikeln/m² (Median 5.709 Partikel/m²). Die Datenlage zur Kunststoffbelastung von Grundsediment in Seen ist gegenwärtig noch gering (Corcoran et al. 2015; Ballent et al. 2016; Sruthy und Ramasamy 2017; Su et al. 2016). Nur in einer Studie aus Indien werden die Analysendaten in vergleichbarer Einheit (Anzahl Partikeln/m²) angegeben. Demnach wurden in Grundsedimentproben des Vembanad-Sees bei Kerala, Indien, Mikroplastikkonzentrationen von 96 – 496 Partikel/m² nachgewiesen (Sruthy und Ramasamy 2017). Allerdings handelt es sich bei diesem See um einen durch Meerwasser beeinflussten See, sodass ein Vergleich mit den aktuellen Werten aus bayerischen Seen nur sehr eingeschränkt möglich ist. In einer weiteren Studie an Grundsedimenten von zwei Stellen des Lake Ontario (Kanada) wurden auf einer runden Fläche mit 7cm Durchmesser (Sediment Corer) 26 und 9 Partikel gefunden (Corcoran et al. 2015). Dies entspricht mit circa 6.760 und 2.340 Partikeln/m² einer sehr ähnlichen Belastung wie in den Grundsedimenten bayerischer Seen. In einer anderen Studie am Taihu Lake, China, wurde die gefundene Partikelzahl pro Masse des beprobten Sediments angegeben (Su et al. 2016). Eine Umrechnung bzw. ein Vergleich mit den bayerischen Seen kann daher nicht erfolgen.

Die hier vorliegenden Untersuchungen, die insbesondere in Ufersedimenten, aber auch in Grundsedimenten vergleichsweise hohe Konzentrationen von Kunststoffpartikeln ergaben, sprechen dafür, dass Seensedimente Akkumulationszonen bzw. Senken für Mikroplastikpartikel darstellen. Diese Annahme wird durch eine vergleichende Auswertung von Studien an verschiedenen europäischen (Faure et al. 2012; Imhof et al. 2013; Faure et al. 2015; Imhof et al. 2016; Fischer et al. 2016; Sighicelli et al. 2018; Uurasjärvi et al. 2019; Imhof et al. 2018; Bordós et al. 2019) sowie nordamerikanischen Seen (Zbyszewski und Corcoran 2011; Zbyszewski et al. 2014; Corcoran et al. 2015) bestätigt.

4.3.3 Größenfraktionen, Polymersorte und Partikelform

Unabhängig von See und Gewässerkompartiment stellte an den meisten Messstellen sehr kleines Mikroplastik II (300 µm - 20 µm) die dominierende Größenklasse dar. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Größenfraktion kleines Mikroplastik I (1000 µm - 300 µm) lag der Anteil kleiner Mikroplastikpartikel in der Regel deutlich über 90 %. Großes Mikroplastik der Größe 1 mm bis 5 mm war nur in Sedimentproben v.a. des Seeufers in nennenswerten Mengen vorhanden. In den Wasserproben war diese Größenfraktion praktisch nicht vertreten. Aufgrund der schon genannten Unterschiede bei Probenahme und Analyse im Vergleich zu anderen publizierten Studien ist ein Vergleich der Größenklassen schwierig. Hinzu kommt, dass die meisten Studien entweder gar keine Größenklassen angeben, oder eine andere Klassifizierung der Größenklassen vorgenommen haben. Allerdings lässt sich feststellen, dass in der Regel mehr kleine als große Mikroplastikpartikel gefunden werden, bzw. dass die Partikelkonzentrationen grundsätzlich mit abnehmender Partikelgröße zunehmen (Ivleva et al. 2017; Dris et al. 2018). So wurden auch an der Wasseroberfläche und im Ufersediment eines finnischen Sees (Uurasjärvi et al. 2019) sowie zweier italienischer Seen (Fischer et al. 2016) hauptsächlich kleinere Mikroplastikpartikel gefunden. In einer Studie zum Vorkommen von Mikroplastik in der oberflächennahen Wasserphase von Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands, wurden unter Einsatz nahezu identischer Methoden für bayerische

Fließgewässer ebenfalls überwiegend sehr kleine Mikroplastik-partikel ermittelt (Heß et al. 2018). Zur Größenverteilung in Grundsedimenten von Seen lassen sich bisher keine Vergleiche ziehen.

Die Polymerzusammensetzung der Kunststoffpartikel variierte in Abhängigkeit von Messstelle und Gewässerkompartiment. Die am häufigsten vertretenen Kunststoffsorten waren PE und PP. Deren Anteil betrug insbesondere in Proben von der Wasseroberfläche und der Wassersäule bis zu 90%. Aber auch in den meisten Sedimentproben stellten PE und PP die dominierenden Polymersorten dar. Als weitere Polymere, die detektiert wurden, sind PET/PES, PS, PVC, PA sowie in sehr geringen Mengen auch PUR, SAN/ABS und PMMA zu nennen. In einzelnen Ufersedimentproben waren darüber hinaus geringe Mengen an Lacken enthalten. Neben den, in Kapitel 4.2 genannten Gründen, die einen Vergleich erschweren, kommt hinzu, dass in den meisten Studien nur ein Subset der in vorliegender Studie identifizierten Polymere angegeben wird. In einem aktuellen Review wurden daher nicht die relativen Mengen oder Konzentrationen der Polymere in Gewässern, sondern die relative Häufigkeit ihres Vorkommens in einzelnen Studien angegeben. Demnach sind, wie auch in den bayerischen Seen, PE und PP die am häufigsten beobachteten Polymere in Binnengewässern, gefolgt von PS, PVC, PET und anderen Kunststoffen (Koelmans et al. 2019). Gründe für diese Reihenfolge sind wahrscheinlich die Produktions- und Gebrauchsmengen der jeweiligen Polymere (PlasticsEurope 2018; Geyer et al. 2017) und die in der Regel damit korrelierte Häufigkeit in der Umwelt (Bordós et al. 2019), sowie physikochemische Eigenschaften, wie beispielsweise die Dichte der Kunststoffe (Bond et al. 2018). Auch hinsichtlich der am häufigsten vertretenen Polymersorten können Parallelen zum länderübergreifenden Untersuchungsprogramm gezogen werden (Heß et al. 2018). Auch dort stellten PE und PP in oberflächennahen Wasserproben die dominierenden Polymersorten dar.

Die Partikel lagen am häufigsten in Form von Fragmenten vor, gefolgt von Fasern. Kunststoffbeads, wie sie in Körperpflegeprodukten enthalten sind, sowie Folienreste wurden selten detektiert. Im Gegensatz zu Untersuchungen an den Great Lakes in Nordamerika, die ein hohes Vorkommen von Rohpellets ergaben (Corcoran et al. 2015; Eriksen et al. 2013; Zbyszewski et al. 2014), waren in den bayerischen Seen keine Pellets nachweisbar. In dem bereits genannten Review-Artikel (Koelmans et al. 2019) wurde auch die im Rahmen einzelner Studien ermittelte relative Häufigkeit des Auftretens bestimmter Partikelformen in Binnengewässern verglichen. Auch diesbezüglich stimmten die Ergebnisse größtenteils mit denen der bayerischen Seen überein. Ebenso können wieder Parallelen zu den Ergebnissen des Untersuchungsprogramms der Länder gezogen werden (Heß et al. 2018), denen zufolge auch der Großteil der detektierten Kunststoffpartikel in Form von Fragmenten vorlag (Heß et al. 2018).

4.4 Bewertung

Der Nachweis von Kunststoffpartikeln an allen Messstellen von Ammersee, Starnberger See, Chiemsee und Altmühlsee deutet auf eine ubiquitäre Präsenz dieser Fremdstoffe in der Umwelt hin. Die an der Wasseroberfläche und in der Wassersäule ermittelten Mikroplastikkonzentrationen liegen ungefähr in der gleichen Größenordnung, wie an anderen, anthropogen beeinflussten europäischen und nordamerikanischen Seen. Im Vergleich mit Konzentrationen in oberflächennahen Wasserproben süd- und westdeutscher Fließgewässer (Heß et al. 2018) liegen die Konzentrationen in der Wasserphase bayerischer Seen sogar etwas niedriger.

Die Konzentrationen von Kunststoffpartikeln sind insbesondere in Ufersedimenten, aber auch in Grundsedimenten deutlich höher als in den Wasserproben. Somit ist davon auszugehen, dass Seensedimente Akkumulationszonen bzw. Senken für Mikroplastikpartikel darstellen.

Die an den verschiedenen Messstellen der Seen ermittelten Analysenwerte weichen teilweise deutlich voneinander ab. Dies trifft in erster Linie auf Ufersedimentproben, aber auch auf oberflächennahe

Wasserproben zu. Wie für andere Seen beschrieben (Imhof et al. 2013; Fischer et al. 2016) ist es wahrscheinlich, dass auch die Konzentrationsunterschiede an bayerischen Seen unter anderem auf witterungsbedingte Einflussfaktoren, hydrologische Bedingungen (Zuflüsse, Strömungen, Umwälzung etc.) sowie anthropogene Einflüsse zurückzuführen sind. Im Gegensatz zum Gardasee, wo in erster Linie der kräftige, aus Süden kommende Wind für die Mikroplastikbelastung an den nördlichen Stränden verantwortlich gemacht wird (Imhof et al. 2013), sprechen die aktuellen Ergebnisse nicht dafür, dass die an bayerischen Seen vorherrschenden Winde aus westlicher Richtung die Mikroplastikkonzentrationen entscheidend beeinflussen. Vielmehr scheinen je nach See zum einen die hydrologischen Gegebenheiten, zum anderen Faktoren wie Grad der Besiedelung und durch Freizeitaktivitäten beeinflusste Seenabschnitte (zum Beispiel Strandbäder, Campingplätze, Uferpromenaden) zum Vorkommen von Mikroplastik beizutragen. So ist zu vermuten, dass sowohl am Ammersee wie auch am Chiemsee die jeweiligen Hauptzuflüsse Ammer und Tiroler Achen mit ihren jeweils großen Einzugsgebieten die Konzentrationen von Mikroplastik beeinflussen. Am Starnberger See, der sich dadurch auszeichnet, dass er keinen direkten Hauptzufluss aus dem Alpenraum besitzt, könnten eher die sehr lange, theoretische Wassererneuerungszeit von circa 21 Jahren sowie anthropogene Einflüsse zum Vorkommen von Mikroplastik beitragen. Am Altmühlsee, einem polymiktischen Mittelgebirgssee mit geringer Tiefe, ist nicht unwahrscheinlich, dass eine Beeinflussung der Mikroplastikkonzentrationen durch touristische Nutzungen sowie, in Hochwassersituationen, durch den Zufluss der Altmühl erfolgt. Zudem kann an allen untersuchten Seen ein diffuser Eintrag über landwirtschaftliche Flächen (Piehl et al. 2018) nicht ausgeschlossen werden. In wieweit die genannten Einflussfaktoren das Vorkommen von Mikroplastik in den bayerischen Seen wirklich maßgeblich beeinflussen, ist jedoch noch anhand weiterer Daten zu überprüfen.

In allen Gewässerkompartimenten stellen PE und PP die häufigsten Polymersorten dar. Der Anteil anderer Polymere wie PET/PES, PS, PVC, PA sowie insbesondere PUR, SAN/ABS und PMMA war in der Regel gering.

Die Annahme, dass PE und PP aufgrund ihrer geringen Dichte $< 1\text{g/m}^3$ überwiegend an der Wasseroberfläche auftreten, wurde durch die vorliegenden Ergebnisse nicht bestätigt. So dominierten diese Polymere in allen Gewässerkompartimenten. Es ist zu vermuten, dass es in Abhängigkeit von den jeweils vorliegenden hydrologischen Gegebenheiten zu Umwälzungen im Wasserkörper und damit zur Umverteilung der verschiedenen Polymere kommt. Des Weiteren bestehen viele Produkte nicht aus reinen Polymeren, sondern aus einem Gemisch oder aus mehreren teils Mikrometer dünnen Schichten, die auch Metalle, Farben und Stabilisatoren enthalten (Barlow und Morgan 2013). Auch die Bildung von Biofilmen auf Kunststoffen, die der Umwelt ausgesetzt sind, kann zu einer höheren Dichte als die der nativen Polymere führen, sodass die Partikel auch in der Wassersäule und im Grundsedi- ment von Gewässern nachgewiesen werden können (Chen et al. 2019; Rummel et al. 2017)

Im Rahmen der aktuellen Studie wurden mit PE und PP überwiegend die Polymere nachgewiesen, denen auch der höchste Marktanteil zukommt (PlasticsEurope 2018; Geyer et al. 2017). Hinzu kommt, dass diese Materialien häufig in Wegwerfprodukten des alltäglichen Gebrauchs verwendet werden und somit eine erhöhte Wahrscheinlichkeit besteht, dass sie als unsachgemäß entsorgter Müll in die Umwelt gelangen (Koelmans et al. 2019). Dafür spricht auch die Tatsache, dass in vorliegender Studie ein Großteil der analysierten Partikel in Form von Fragmenten vorlag, die durch den Zerfall größerer Plastikteile, wie zum Beispiel achtlos am Ufer zurückgelassenem Plastikmüll entstehen. Somit ist davon auszugehen, dass ein Großteil der nachgewiesenen Partikel als sekundäres Mikroplastik einzustufen ist und primäres Mikroplastik, wie zum Beispiel Kunststoffbeads aus Körperpflegeprodukten oder Pellets keinen nennenswerten Beitrag zum Vorkommen von Mikroplastik in bayerischen Seen liefern.

5 Fazit

Der vorliegende Bericht liefert einen ersten Überblick zum Vorkommen von Kunststoffpartikeln in bayerischen Seen. Dabei wurden erstmals vier verschiedene Gewässerkompartimente in die Untersuchungen miteinbezogen. Die im Rahmen der Pilotstudie erhobenen Daten haben zunächst orientierenden Charakter. Aufgrund der nach wie vor bestehenden methodischen Unsicherheiten dürfen die Daten nicht überinterpretiert werden. Zudem ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den nun vorliegenden Daten um Ergebnisse einer einmaligen Beprobung handelt. Eine verlässliche Aussage zur Belastung einzelner Gewässer oder Messstellen kann nur durch ein kontinuierliches Monitoring getroffen werden, welches auch Untersuchungen zu verschiedenen Jahreszeiten beinhaltet und damit beispielsweise auch saisonal bedingte und hydrologische Unterschiede abbildet. Die aktuell verfügbaren Verfahren sind jedoch noch nicht ausreichend optimiert, um ein entsprechend umfangreiches Monitoring an Seen durchzuführen.

Die Analysendaten weisen auf eine ubiquitäre Präsenz von Kunststoffpartikeln in der Umwelt hin. Der hohe Anteil der bislang nur semiquantitativ erfassten, sehr kleinen Partikel spricht dafür, dass die tatsächlichen Mikroplastikkonzentrationen wohl noch höher liegen. Die an der Wasseroberfläche und in der Wassersäule ermittelten Mikroplastikkonzentrationen lagen in der gleichen Größenordnung, wie an anderen, anthropogen beeinflussten europäischen und nordamerikanischen Seen. Allerdings wurden, insbesondere in Ufersedimenten, aber auch in Grundsedimenten deutlich höhere Werte als in den Wasserproben gemessen. An insgesamt 12 der 22 Messstellen wurde ein ähnliches Mikroplastikvorkommen ermittelt, wie in anderen Studien (Dris et al. 2018). In 10 Ufersedimentproben wurde allerdings erheblich mehr Mikroplastik nachgewiesen. Ein möglicher Grund hierfür könnte sein, dass die Probenahme entlang des Spülsaums erfolgte, welche zu höheren Werten führen kann als eine Probenahme an der Wasserkante oder im Bereich der Hochwasserlinie (Imhof et al. 2018).

Es ist davon auszugehen, dass Seensedimente Akkumulationszonen bzw. Senken für Mikroplastikpartikel darstellen. Die ermittelten Konzentrationsunterschiede an den einzelnen Messstellen der bayerischen Seen sind vermutlich unter anderem auf witterungsbedingte Einflussfaktoren, hydrologische Bedingungen (zum Beispiel Zuflüsse, Strömungen, Umwälzung etc.) sowie anthropogene Einflüsse (zum Beispiel freizeithliche Nutzung, Agrarflächen) zurückzuführen.

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse deuten zudem darauf hin, dass es sich bei der Mehrzahl der nachgewiesenen Mikroplastikpartikel um sekundäres Mikroplastik handelt. Dieses entsteht überwiegend aus unsachgemäß entsorgtem Plastikmüll, der beispielsweise über Windverdriftung in Flüsse und Seen gelangt und dort durch mechanische, chemische und biologische Einflüsse in immer kleinere Einzelteile zerfällt. Primäres Mikroplastik, wie zum Beispiel Kunststoffbeads aus Körperpflegeprodukten liefern mit hoher Wahrscheinlichkeit keinen nennenswerten Beitrag zum Vorkommen von Mikroplastik in den bayerischen Seen.

Für eine realistische Umweltbewertung ist entscheidend, ob die in den Gewässern nachgewiesenen Mikroplastikkonzentrationen Auswirkungen auf die Gewässer und die darin lebenden Organismen haben. Es gilt mittlerweile als erwiesen, dass Plastikpartikel von verschiedensten Tierarten wie zum Beispiel Fischen und Planktonorganismen aufgenommen werden. Unumstritten ist, dass insbesondere große Plastikteile verheerende Folgen für die Tierwelt haben können. Hingegen reichen die momentanen wissenschaftlichen Erkenntnisse noch nicht aus um die Gefährdung von Gewässerorganismen durch Mikroplastik objektiv zu beurteilen. Das LfU führt gegenwärtig umfangreiche Studien zu möglichen Auswirkungen von Mikroplastik auf Fische und Muscheln durch.

6 Zusammenfassung

Die Verschmutzung der Weltmeere durch Kunststoffmüll ist seit langem bekannt. In den letzten Jahren erfährt auch das Thema „Mikroplastik“ in Binnengewässern sowohl auf Landes- und Bundesebene als auch innerhalb der EU zunehmende Bedeutung.

Bayern hat bereits 2014 die Initiative ergriffen und ein Fachvorhaben mit dem Titel „Eintragspfade, Vorkommen und Verteilung von Mikroplastik in bayerischen Gewässern sowie mögliche Auswirkungen auf aquatische Organismen“ gestartet. Das Bayerische Landesamt für Umwelt kooperiert dabei als ausführende Behörde mit der Universität Bayreuth und der Technischen Universität München.

Der nun vorliegende Bericht enthält die Untersuchungsergebnisse zum Vorkommen von Makro- und Mikroplastik an vier bayerischen Seen. Ausgewählt wurden die drei Alpenseen Chiemsee, Starnberger See und Ammersee sowie der flache Altmühlsee, ein polymiktischer Mittelgebirgssee (Stausee). Untersucht wurden insgesamt 42 Proben aus den Gewässerkompartimenten Wasseroberfläche, Wassersäule, Ufersediment und Grundsediment. Sowohl die Probenahme und Probenaufreinigung sowie die Analysen wurden an der Universität Bayreuth durchgeführt. Zum Einsatz kamen neben der ATR-FTIR-Spektroskopie und der FPA-basierten Mikro-FTIR-Spektroskopie auch die SWIR-Mikrospektroskopie. Alle identifizierten Kunststoffteilchen wurden hinsichtlich Größe, Polymertyp und Form charakterisiert.

Makroplastik (> 5mm) wurde ausschließlich in Ufersedimentproben detektiert. Mit Konzentrationen zwischen 14 und 410 Partikeln/m² wiesen alle Seen an mindestens einer Messstelle große Kunststoffteilchen auf. Weder in Grundsediment noch in oberflächennahen Wasserproben bzw. Proben aus der Wassersäule wurden große Kunststoffteile identifiziert.

Im Gegensatz dazu wurde Mikroplastik in allen Gewässerkompartimenten gefunden. Dies gilt für alle Seen und Messstellen. Die Mikroplastikkonzentrationen waren in den Wasserproben insgesamt gering. In oberflächennahen Wasserproben der Seen lagen die Partikelkonzentrationen zwischen < 1 Partikel und maximal 42 Partikeln/m³ (Median 4 Partikel/m³). Die Analyse von Proben aus der Wassersäule ergab mit Konzentrationen zwischen 2 und 44 Partikeln/m³ (Median 11 Partikel/m³) ähnliche Werte.

Die Sedimentproben wiesen deutlich höhere Mikroplastikkonzentrationen auf. Die höchsten Mikroplastikkonzentrationen wurden im Ufersediment der Seen detektiert. Die an den einzelnen Messstellen ermittelten Konzentrationen variierten jedoch sehr stark. Die höchste gemessene Konzentration lag bei 129.375 Partikeln/m², die niedrigste bei 99 Partikeln/m² (Median 17.068 Partikel/m²). Die Grundsedimentproben enthielten mit Werten zwischen 2.173 und 9.511 Partikeln/m² (Median 5.709 Partikel/m²) weniger Mikroplastik als die Ufersedimentproben. Im Vergleich zu den Wasserproben waren die Mikroplastikkonzentrationen jedoch auch im Grundsediment deutlich höher. Da insbesondere in Ufersedimenten, aber auch in Grundsedimenten vergleichsweise hohe Konzentrationen von Kunststoffpartikeln bestimmt wurden, ist davon auszugehen, dass Sedimente von Seen Akkumulationszonen bzw. Senken für Mikroplastik darstellen.

In der Regel stellte sehr kleines Mikroplastik II (300 - 20 µm) die dominierende Größenfraktion dar. Zusammen mit Partikeln der Größenklasse kleines Mikroplastik I (1000 - 300 µm) lag der Anteil kleiner Mikroplastikpartikel meistens bei über 90%. Großes Mikroplastik (1 - 5 mm) war deutlich seltener vertreten.

Von wenigen Ausnahmen abgesehen, stellten PP und PE in der Summe den Hauptanteil der vertretenen Polymersorten dar. Daneben wurden je nach Gewässer, Messstelle und Gewässerkompartiment auch PET/PES, PS, PVC, PA sowie in sehr geringen Mengen auch PUR, SAN/ABS, PMMA und Lacke identifiziert. Die Partikel lagen an nahezu allen untersuchten Messstellen in Form von Fragmenten

vor. Daneben wurden regelmäßig Fasern beobachtet. Sehr selten traten in geringem Umfang auch Beads und Folienreste auf.

Der vorliegende Bericht enthält nach aktuellem Kenntnisstand den momentan umfangreichsten Datensatz zum Vorkommen von Plastikpartikeln in Seen. Aufgrund des Pilotcharakters der vorliegenden Studie und der geringen Vergleichbarkeit mit anderen, publizierten Daten, ist eine Interpretation der Untersuchungsergebnisse allerdings nur bedingt möglich. Zudem bestehen nach wie methodische Unsicherheiten, so dass eine Überinterpretation der Ergebnisse vermieden werden sollte.

Vorbehaltlich dieser Einschränkungen ist davon auszugehen, dass es sich aufgrund der vorherrschenden Polymere, die häufig in Wegwerfprodukten Verwendung finden, sowie der Tatsache, dass die Partikel am häufigsten in Form von Fragmenten vorlagen, in der Mehrzahl der Kunststoffteilchen um sekundäres Mikroplastik handelt, welches durch den Zerfall größerer Plastikteile aus unsachgemäß entsorgtem Müll entsteht. Keinen nennenswerten Beitrag zum Vorkommen von Mikroplastik in bayerischen Seen scheinen hingegen primäre Mikroplastikpartikel, wie beispielsweise Beads aus Körperpflegeprodukten zu leisten. Die Unterschiede in den Mikroplastikkonzentrationen an den einzelnen Messstellen eines Sees beruhen wahrscheinlich je nach See zum einen auf den dort vorliegenden hydrologischen Gegebenheiten, zum anderen auf Faktoren wie Grad der Besiedelung, landwirtschaftliche Nutzung von Flächen sowie Art und Umfang von stattfindenden Freizeitaktivitäten.

7 Literaturverzeichnis

Allen, Steve; Allen, Deonie; Phoenix, Vernon R.; Le Roux, Gaël; Durántez Jiménez, Pilar; Simonneau, Anaëlle et al. (2019): Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. In: *Nature Geosci* 12 (5), S. 339–344. DOI: 10.1038/s41561-019-0335-5.

Anger, Philipp M.; Esch, Elisabeth von der; Baumann, Thomas; Elsner, Martin; Niessner, Reinhard; Ivleva, Natalia P. (2018): Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 109, S. 214–226. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.010.

Ballent, Anika; Corcoran, Patricia L.; Madden, Odile; Helm, Paul A.; Longstaffe, Fred J. (2016): Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. In: *Marine pollution bulletin* 110 (1), S. 383–395. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.037.

Barlow, C. Y.; Morgan, D. C. (2013): Polymer film packaging for food. An environmental assessment. In: *Resources, Conservation and Recycling* 78, S. 74–80. DOI: 10.1016/j.resconrec.2013.07.003.

Barnes, David K. A.; Galgani, Francois; Thompson, Richard C.; Barlaz, Morton (2009): Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 364 (1526), S. 1985–1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205.

Bergmann, Melanie; Gutow, Lars; Klages, Michael (Hrsg.) (2015): *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing.

Bertling, Juergen; Bertling, Ralf; Hamann, Leandra (2018a): *Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen*. Hg. v. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT. Oberhausen.

Bertling, Juergen; Hamann, Leandra; Hiebel, Markus (2018b): *Mikroplastik und synthetische Polymere in Kosmetikprodukten sowie Wasch-, Putz- und Reinigungsmitteln*. Hg. v. Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT. Oberhausen.

Besley, Aiken; Vijver, Martina G.; Behrens, Paul; Bosker, Thijs (2017): A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. In: *Marine pollution bulletin* 114 (1), S. 77–83. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.055.

Bond, Tom; Ferrandiz-Mas, Veronica; Felipe-Sotelo, Mónica; van Seville, Erik (2018): The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties. A review. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 48 (7-9), S. 685–722. DOI: 10.1080/10643389.2018.1483155.

Bordós, Gábor; Urbányi, Béla; Micsinai, Adrienn; Kriszt, Balázs; Palotai, Zoltán; Szabó, István et al. (2019): Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. In: *Chemosphere* 216, S. 110–116. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.110.

Chen, Xianchuan; Xiong, Xiong; Jiang, Xiaoming; Shi, Huahong; Wu, Chenxi (2019): Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake. In: *Chemosphere* 222, S. 856–864. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.015.

Corcoran, Patricia L.; Norris, Todd; Ceccanese, Trevor; Walzak, Mary Jane; Helm, Paul A.; Marvin, Chris H. (2015): Hidden plastics of Lake Ontario, Canada and their potential preservation in the sediment record. In: *Environmental Pollution* 204, S. 17–25. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.04.009.

Costa, Monica F.; Pinto da Costa, João; Duarte, Armando C. (2018): Sampling of micro(nano)plastics in environmental compartments: How to define standard procedures? In: *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1, S. 36–40. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.10.001.

- Dris, Rachid; Gasperi, Johnny; Rocher, Vincent; Saad, Mohamed; Renault, Nicolas; Tassin, Bruno (2015): Microplastic contamination in an urban area. A case study in Greater Paris. In: *Environ. Chem.* 12 (5), S. 592. DOI: 10.1071/EN14167.
- Dris, Rachid; Imhof, Hannes K.; Löder, Martin G.J.; Gasperi, Johnny; Laforsch, Christian; Tassin, Bruno (2018): Microplastic Contamination in Freshwater Systems. Methodological Challenges, Occurrence and Sources. In: *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*: Elsevier, S. 51–93.
- Duis, Karen; Coors, Anja (2016): Microplastics in the aquatic and terrestrial environment. Sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. In: *Environ Sci Eur* 28 (2), S. 1–25. DOI: 10.1186/s12302-015-0069-y.
- Eriksen, Marcus; Mason, Sherri; Wilson, Stiv; Box, Carolyn; Zellers, Ann; Edwards, William et al. (2013): Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. In: *Marine pollution bulletin* 77 (1-2), S. 177–182. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007.
- Faure, Florian; Corbaz, Marie; Baecher, Hadrien; Alencastri, Luiz Felipe de (2012): Pollution due to plastics and microplastics in lake Geneva and in the Mediterranean sea. In: *Archives des Sciences* 2012 (65), S. 157–164, zuletzt geprüft am 03.03.2017.
- Faure, Florian; Demars, Colin; Wieser, Olivier; Kunz, Manuel; Alencastro, Luiz Felipe de (2015): Plastic pollution in Swiss surface waters. Nature and concentrations, interaction with pollutants. In: *Environ. Chem.* 12 (5), S. 582. DOI: 10.1071/EN14218.
- Fendall, Lisa S.; Sewell, Mary A. (2009): Contributing to marine pollution by washing your face: microplastics in facial cleansers. In: *Marine pollution bulletin* 58 (8), S. 1225–1228. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025.
- Fischer, Elke Kerstin; Paglialonga, Lisa; Czech, Elisa; Tamminga, Matthias (2016): Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments - A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). In: *Environmental Pollution* 213, S. 648–657. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.03.012.
- Frias, J. P. G. L.; Nash, Roisin (2019): Microplastics. Finding a consensus on the definition. In: *Marine pollution bulletin* 138, S. 145–147. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.022.
- Galgani, F.; Hanke, G.; Werner, S.; Vrees, L. de (2013): Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. In: *ICES Journal of Marine Science* 70 (6), S. 1055–1064. DOI: 10.1093/icesjms/fst122.
- Geyer, Roland; Jambeck, Jenna R.; Law, Kara Lavender (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. In: *Science Advances* 3 (7), 1-5. DOI: 10.1126/sciadv.1700782.
- Hartmann, Nanna B.; Hüffer, Thorsten; Thompson, Richard C.; Hassellöv, Martin; Verschoor, Anja; Daugaard, Anders E. et al. (2019): Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. In: *Environmental science & technology* 53 (3), S. 1039–1047. DOI: 10.1021/acs.est.8b05297.
- Heß, Maren; Diehl, Peter; Mayer, Jens, Rahm, Harald; Reifenhäuser, Werner; Stark, Jochen; Schwaiger, Julia (2018): Mikroplastik in Binnengewässern Süd- und Westdeutschlands. Bundesländerübergreifende Untersuchungen in Baden-Württemberg, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinlandpfalz. Teil 1: Kunststoffpartikel in der oberflächennahen Wasserphase. Hg. v. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz.

- Hidalgo-Ruz, Valeria; Gutow, Lars; Thompson, Richard C.; Thiel, Martin (2012): Microplastics in the marine environment. A review of the methods used for identification and quantification. In: *Environmental science & technology* 46 (6), S. 3060–3075. DOI: 10.1021/es2031505.
- Imhof, Hannes K.; Ivleva, Natalia P.; Schmid, Johannes; Niessner, Reinhard; Laforsch, Christian (2013): Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. In: *Current Biology* 23 (19), R867-R868. DOI: 10.1016/j.cub.2013.09.001.
- Imhof, Hannes K.; Laforsch, Christian; Wiesheu, Alexandra C.; Schmid, Johannes; Anger, Philipp M.; Niessner, Reinhard; Ivleva, Natalia P. (2016): Pigments and plastic in limnetic ecosystems. A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. In: *Water research* 98, S. 64–74. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.015.
- Imhof, Hannes K.; Schmid, Johannes; Niessner, Reinhard; Ivleva, Natalia P.; Laforsch, Christian (2012): A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. In: *Limnology and Oceanography: Methods* (10), S. 524–537. DOI: 10.4319/lom.2012.10.524.
- Imhof, Hannes K.; Sigl, Robert; Brauer, Emilia; Feyl, Sabine; Giesemann, Philipp; Klink, Saskia et al. (2017): Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. In: *Marine pollution bulletin* 116 (1-2), S. 340–347. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.010.
- Imhof, Hannes K.; Wiesheu, Alexandra C.; Anger, Philipp M.; Niessner, Reinhard; Ivleva, Natalia P.; Laforsch, Christian (2018): Variation in plastic abundance at different lake beach zones - A case study. In: *The Science of the total environment* 613-614, S. 530–537. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.300.
- Ivleva, Natalia P.; Wiesheu, Alexandra C.; Niessner, Reinhard (2017): Microplastic in Aquatic Ecosystems. In: *Angewandte Chemie (International ed. in English)* 56 (7), S. 1720–1739. DOI: 10.1002/anie.201606957.
- Jambeck, Jenna R.; Geyer, Roland; Wilcox, Chris; Siegler, Theodore R.; Perryman, Miriam; Andrady, Anthony et al. (2015): Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. In: *Science* 347 (6223), S. 768–771. DOI: 10.1126/science.1260352.
- Käppler, Andrea; Fischer, Dieter; Oberbeckmann, Sonja; Schernewski, Gerald; Labrenz, Matthias; Eichhorn, Klaus-Jochen; Voit, Brigitte (2016): Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? In: *Analytical and bioanalytical chemistry* 408 (29), S. 8377–8391. DOI: 10.1007/s00216-016-9956-3.
- Klein, Sascha; Dimzon, Ian K.; Eubeler, Jan; Knepper, Thomas P. (2018): Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. In: Martin Wagner und Scott Lambert (Hg.): *Freshwater Microplastics. Emerging Environmental Contaminants?* Cham: Springer International Publishing (The Handbook of Environmental Chemistry, 58).
- Koelmans, Albert A.; Mohamed Nor, Nur Hazimah; Hermsen, Enya; Kooi, Merel; Mintenig, Svenja M.; France, Jennifer de (2019): Microplastics in freshwaters and drinking water. Critical review and assessment of data quality. In: *Water research* 155, S. 410–422. DOI: 10.1016/j.watres.2019.02.054.
- Lechner, Aaron; Keckeis, Hubert; Lumesberger-Loisl, Franz; Zens, Bernhard; Krusch, Reinhard; Tritthart, Michael et al. (2014): The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. In: *Environmental Pollution* 188, S. 177–181. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.02.006.

- Löder, Martin G. J.; Gerds, Gunnar (2015): Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: Melanie Bergmann, Lars Gutow und Michael Klages (Hg.): *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing, S. 201–227.
- Löder, Martin G. J.; Imhof, Hannes K.; Ladehoff, Maike; Löschel, Lena A.; Lorenz, Claudia; Mintenig, Svenja et al. (2017): Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. In: *Environmental science & technology* 51 (24), S. 14283–14292. DOI: 10.1021/acs.est.7b03055.
- Löder, Martin G. J.; Kuczera, Mirco; Mintenig, Svenja; Lorenz, Claudia; Gerds, Gunnar (2015): Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. In: *Environ. Chem.* 12 (5), S. 563. DOI: 10.1071/EN14205.
- Moore, C. J.; Lattin, G. L.; Zellers, A. F. (2011): Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. In: *RGCI* 11 (1), S. 65–73. DOI: 10.5894/rgci194.
- Morritt, David; Stefanoudis, Paris V.; Pearce, Dave; Crimmen, Oliver A.; Clark, Paul F. (2014): Plastic in the Thames: a river runs through it. In: *Marine pollution bulletin* 78 (1-2), S. 196–200. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.035.
- Piehl, Sarah; Leibner, Anna; Löder, Martin G. J.; Dris, Rachid; Bogner, Christina; Laforsch, Christian (2018): Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. In: *Scientific reports* 8 (1), S. 17950. DOI: 10.1038/s41598-018-36172-y.
- PlasticsEurope (2018): *Plastics - the Facts 2018*. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Online verfügbar unter <https://www.plasticseurope.org/de/resources/publications>, zuletzt geprüft am 08.01.2019.
- Rauscher, H.; Roebben, G.; Sanfeliu, A. B.; Emons, H.; Gibson, N.; Koeber, R. et al. (2015): Towards a review of the EC recommendation for a definition of the term “nanomaterial”. Hg. v. Technical report. Joint Research Centre (JRC).
- Rech, S.; Macaya-Caquilpan, V.; Pantoja, J. F.; Rivadeneira, M. M.; Jofre Madariaga, D.; Thiel, M. (2014): Rivers as a source of marine litter—a study from the SE Pacific. In: *Marine pollution bulletin* 82 (1-2), S. 66–75. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.03.019.
- Rios Mendoza, Lorena M.; Balcer, Mary (2019): Microplastics in freshwater environments. A review of quantification assessment. In: *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 113, S. 402–408. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.020.
- Rodrigues, M. O.; Abrantes, N.; Gonçalves, F. J. M.; Nogueira, H.; Marques, J. C.; Gonçalves, A. M. M. (2018): Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). In: *The Science of the total environment* 633, S. 1549–1559. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.233.
- Rummel, Christoph D.; Jahnke, Annika; Gorokhova, Elena; Kühnel, Dana; Schmitt-Jansen, Mechthild (2017): Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. In: *Environ. Sci. Technol. Lett.* 4 (7), S. 258–267. DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00164.
- Schmidt, L. Katharina; Bochow, Mathias; Imhof, Hannes K.; Oswald, Sascha E. (2018): Multi-temporal surveys for microplastic particles enabled by a novel and fast application of SWIR imaging spectroscopy - Study of an urban watercourse traversing the city of Berlin, Germany. In: *Environmental Pollution* 239, S. 579–589. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.03.097.
- Sighicelli, Maria; Pietrelli, Loris; Lecce, Francesca; Iannilli, Valentina; Falconieri, Mauro; Coscia, Lucia et al. (2018): Microplastic pollution in the surface waters of Italian Subalpine Lakes. In: *Environmental Pollution* 236, S. 645–651. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.02.008.

- Song, Young Kyoung; Hong, Sang Hee; Jang, Mi; Han, Gi Myung; Rani, Manviri; Lee, Jongmyoung; Shim, Won Joon (2015): A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. In: *Marine pollution bulletin* 93 (1-2), S. 202–209. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.01.015.
- Sruthy, S.; Ramasamy, E. V. (2017): Microplastic pollution in Vembanad Lake, Kerala, India. The first report of microplastics in lake and estuarine sediments in India. In: *Environmental Pollution* 222, S. 315–322. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.12.038.
- Su, Lei; Xue, Yingang; Li, Lingyun; Yang, Dongqi; Kolandhasamy, Prabhu; Li, Daoji; Shi, Huahong (2016): Microplastics in Taihu Lake, China. In: *Environmental Pollution* 216, S. 711–719. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.036.
- Umweltbundesamt (2016): Mikroplastik: Entwicklung eines Umweltbewertungskonzepts. Erste Überlegungen zur Relevanz von synthetischen Polymeren in der Umwelt (Texte 32 / 2016).
- Uurasjärvi, Emilia; Hartikainen, Samuel; Setälä, Outi; Lehtiniemi, Maiju; Koistinen, Arto (2019): Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. In: *Water environment research* In Press. DOI: 10.1002/wer.1229.
- van Cauwenberghe, Lisbeth; Devriese, Lisa; Galgani, François; Robbens, Johan; Janssen, Colin R. (2015): Microplastics in sediments. A review of techniques, occurrence and effects. In: *Marine environmental research* 111, S. 5–17. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.06.007.
- Wagner, Martin; Scherer, Christian; Alvarez-Muñoz, Diana; Brennholt, Nicole; Bourrain, Xavier; Buchinger, Sebastian et al. (2014): Microplastics in freshwater ecosystems. What we know and what we need to know. In: *Environ Sci Eur* 26 (1), S. 1977. DOI: 10.1186/s12302-014-0012-7.
- Wendt-Potthoff, Katrin; Imhof, Hannes; Wagner, Martin; Pripke, Sebastian; Fischer, D.; Scholz-Böttcher, Barbara M.; Laforsch, Christian (Hg.) (2017): Mikroplastik in Binnengewässern. Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie-Bewertung - Gewässerschutz: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, zuletzt geprüft am 08.02.2018.
- Yao, Piao; Zhou, Bin; Lu, YueHan; Yin, Yong; Zong, YongQiang; Chen, Min-Te; O'Donnell, Zachary (2019): A review of microplastics in sediments. Spatial and temporal occurrences, biological effects, and analytic methods. In: *Quaternary International* 519, S. 274–281. DOI: 10.1016/j.quaint.2019.03.028.
- Zbyszewski, Maciej; Corcoran, Patricia L. (2011): Distribution and Degradation of Fresh Water Plastic Particles Along the Beaches of Lake Huron, Canada. In: *Water Air Soil Pollut* 220 (1-4), S. 365–372. DOI: 10.1007/s11270-011-0760-6.
- Zbyszewski, Maciej; Corcoran, Patricia L.; Hockin, Alexandra (2014): Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. In: *Journal of Great Lakes Research* 40 (2), S. 288–299. DOI: 10.1016/j.jglr.2014.02.012.
- Zhang, Kai; Su, Jing; Xiong, Xiong; Wu, Xiang; Wu, Chenxi; Liu, Jiantong (2016): Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. In: *Environmental Pollution* 219, S. 450–455. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.05.048.

8 Abkürzungsverzeichnis

ATR-FTIR-Spektroskopie	Attenuated Total Reflectance-basierte FTIR-Spektroskopie
cm	Zentimeter
EPS	Expandiertes Polystyrol
FPA-FTIR-Spektroskopie	Focal Plane Array-basierte FTIR-Spektroskopie
FTIR-Spektroskopie	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie
GPS	Global Positioning System (Globales Positionsbestimmungssystem)
L	Liter
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
g	Gramm
TD-GC/MS	Thermodesorption-Gaschromatographie-Massenspektrometrie
kg	Kilogramm
m	Meter
mm	Millimeter
µm	Mikrometer
MPSS	Munich bzw. Microplastic Sediment Separator
nm	Nanometer
PA	Polyamid
PAN	Polyacrylnitril
PE	Polyethylen
PET/PES	Polyethylenterephthalat/Polyester
PMMA	Polymethylmethacrylat
POP	Persistent organic pollutants
PP	Polypropylen
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethan
PVA	Polyvinylacetat
PVC	Polyvinylchlorid
RP	Rheinland-Pfalz
SAN/ABS	Styrol-Acrylnitril-Copolymere / Acrylnitril-Butadien-Styrol
SWIR	Short Wave Infrared-Spektroskopie

9 Anhang



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

