

総 説

海洋マイクロプラスチック汚染問題の現状

長谷川一幸^{*1§}・木村悠二^{*2}

Present Situation and Problems of Marine Microplastic Pollution

Kazuyuki Hasegawa^{*1§} and Yuji Kimura^{*2}

要約: 海洋におけるマイクロプラスチック汚染問題に関して, 1) 海域環境におけるマイクロプラスチックの状況, 2) マイクロプラスチックによる生物影響, 3) 日本近海のマイクロプラスチック汚染の現状, について知見をまとめた。今後の課題として, 統一された手法での調査, 迅速なマイクロプラスチックの抽出方法の確立, 数十 μm 以下のマイクロプラスチックの回収方法の確立等が挙げられる。自然環境中に放出されてしまったマイクロプラスチックを回収することは相当な困難が予想されるため, 適切なモニタリングと汚染実態を把握する調査を継続的に実施していく必要がある。

キーワード: マイクロプラスチック, 生物影響, 発生源, 流出量, 課題

まえがき

近年, 海洋におけるプラスチックゴミ汚染問題に関する対応が国際的にも広く求められるようになってきている。そのため, 持続可能な開発目標(SDGs)のターゲットの1つとしても取り上げられ, 「2025年までに, 海洋ごみや富栄養化を含む, 特に陸上活動による汚染など, あらゆる種類の海洋汚染を防止し, 大幅に削減する」とされている(環境省, 2018a)。国連環境総会(UNEA3)でも, 「海洋プラスチックごみ及びマイクロプラスチック」に関する決議が採択され, 海洋プラスチックごみ及びマイクロプラスチックに対処するための障害及びオプションを精査するための専門家グループ会合を招集することが決定された(環境省, 2018b)。先進7カ国(G7)伊勢志摩サミットの首脳宣言においても, 海洋ごみに対処することが再確認されている(環境省水・大気環境局水環境課海洋環境室, 2017; 環境省, 2018a)。2019年6月

のG20サミットでも「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」が共有され, 2050年までにプラスチックによる海洋汚染をゼロにする目標が掲げられた(古武家, 2020)。このように国際的にも関心の高い海洋プラスチック汚染問題であるが, 我が国を含め沿岸域の汚染状況についてはまだまだ十分解明されたとは言えず, 調査・研究は緒に就いたばかりである。

本稿では, 日本近海におけるマイクロプラスチックの汚染状況に関して, 最新の知見を整理し, マイクロプラスチックの定義と分類, 発生源と流出量, 採取・前処理・分析方法ならびに海産生物影響の現状について取りまとめるとともに, モニタリング等に係る課題と取り組み方について提案, 議論した。

海域環境におけるマイクロプラスチックの状況

定義と分類 マイクロプラスチックは5mm以下の

(2021年6月17日受付, 2021年11月15日受理)

*1 公益財団法人 海洋生物環境研究所 実証試験場 (〒945-0017 新潟県柏崎市荒浜四丁目7番17号)

§ E-mail : hasegawa@kaiseiken.or.jp

*2 日本大学生産工学部応用分子化学科 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町1-2-1)

プラスチックのことを指し、これは2008年米国海洋大気庁（NOAA）が主催する国際ワークショップで定義された（高田，2017；中嶋，2019）もので、生物相に容易に摂取される大きさであるということ为前提としている（中嶋，2019）。

海水や海底土、海産生物の体内で発見されるマイクロプラスチック（第1図）は大きく一次マイクロプラスチックと二次マイクロプラスチックの二つに分類される（高田，2017，2018）。一次マイクロプラスチックは歯磨き粉、化粧品、洗顔料や工業用研磨剤等に含まれるスクラブ材として使用されるビーズ状のプラスチック等を含む、主に製品の原料や製品に配合されるマイクロサイズのプラスチックのことである（高田，2017，2018）。二次マイクロプラスチックは、大きなサイズの製品として製造されたプラスチックが何らかの要因で海洋へ流出してしまっただ後に熱酸化、光分解（Andrady, 2011）や波浪の作用による物理的影響等によって細片化した物である（牛島ら，2018；中嶋，2019；磯部，2020）。



第1図 海底土から検出されたマイクロプラスチック

発生源と流出量 一次マイクロプラスチックの多くは、河川や下水道を介して湖沼や海に流出していると考えられている（Rochman *et al.*, 2015a；牛島ら，2018；田中ら，2020）。下水処理場では、多くのマイクロプラスチックが汚水の処理過程で除去される（Carr *et al.*, 2016；田中ら，2019）が、特に小さいマイクロプラスチックは除去されずに放出されるという報告（Estahbanati and Fahrenfeld, 2016；田中ら，2019）もある。下水処理施設での処理量は総量が多いため、アメリカでは1日あたり80億個のマイクロビーズが水環境中に排出されると試算されている（Rochman *et al.*, 2015a）。田中ら（2020）も下水処理場をすり抜けて504,600個/日のマイクロプラスチックが琵琶湖に流入すると試算している。我が国では下水道の普及が進んでいるが、汚水と雨水を一緒に1本の管で集める合流式下水道が全国の1割（下水道処

理人口普及率の3割）を占める（安中，2006）。そのため、出水時には多量のマイクロプラスチックが自然環境中に放出されると考えられているが、これらの影響については定量的な評価はされていない（高田，2017）。政令指定都市では、道路等の幅員も狭く埋没物も多いことから合流式下水道を積極的に採用しているため、陸上からのマイクロプラスチックの流出を抑えるには今後対策が必要になるかもしれない。世界的に見ると、中南米、アフリカ、南アジアでは下水道の普及率は非常に低いため、相当量のマイクロプラスチックが汚水とともに自然環境中に放出されていると考えられている（中嶋，2019）。この他にも河川を介して自然界に流出するもので、徐放性肥料（窒素等の肥料の効きを遅らせるために肥料をプラスチックの被膜で包んだもの）や人工芝等が報告されている（浅井ら，2018；楠部ら，2019；大八木，2019）。

二次マイクロプラスチックの発生源は、環境中に投棄または流出した一般ゴミや漁具、洗濯した衣服から発生する繊維状のマイクロファイバー等であると考えられている（牛島ら，2018）。Jambeck *et al.* (2015) によると海岸に接する192の国から海洋に流出するプラスチックゴミの総量は、2010年では480～1,270万トンと試算されている（第1表）。2050年には魚の量よりもプラスチックの量が多くなるという懸念もある（Neufeld *et al.*, 2016）。海洋プラスチックゴミの大半は陸起

第1表 海洋へのプラスチック流出量の推定値（Jambeck *et al.* (2015) を編集）

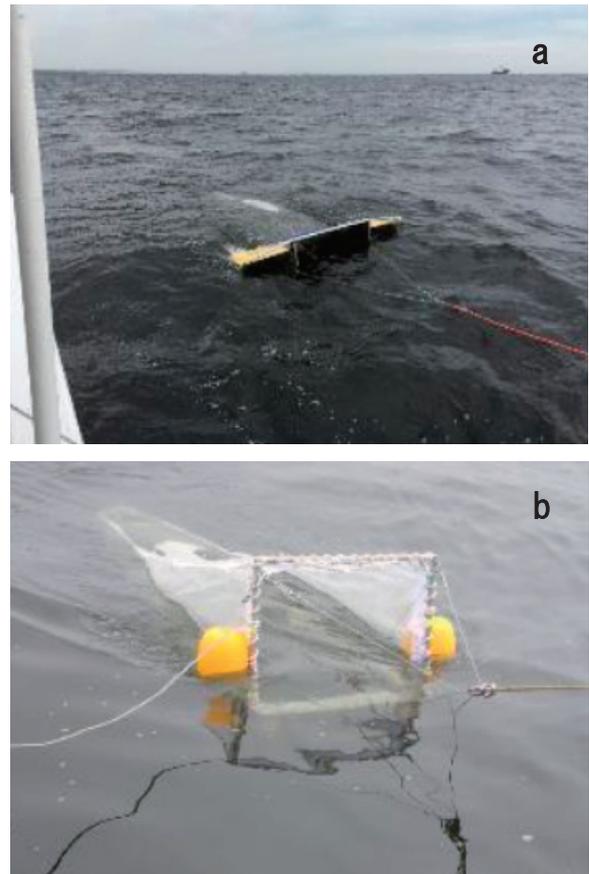
順位	国名	海洋への放出量(万t/年)
1	中国	132～353
2	インドネシア	48～129
3	フィリピン	28～75
4	ベトナム	28～73
5	スリランカ	24～64
6	タイランド	15～41
7	エジプト	15～39
8	マレーシア	14～37
9	ナイジェリア	13～34
10	バングラデシュ	12～31
11	南アフリカ	9～25
12	インド	9～24
13	アルジェリア	8～21
14	トルコ	7～19
15	パキスタン	7～19
16	ブラジル	7～19
17	ビルマ	7～18
18	モロッコ	5～12
19	朝鮮民主主義人民共和国	5～12
20	アメリカ合衆国	4～11

源であると考えられているが (Jambeck *et al.*, 2015), 韓国の沿岸に漂着した海洋プラスチックゴミの56%は漁具等を含む海洋起源のゴミであったとの報告 (Jang *et al.*, 2014) や養殖場起源の発泡スチロールゴミが大量に見つかったとの報告 (Hinojosa and Thiela, 2009) もされている。

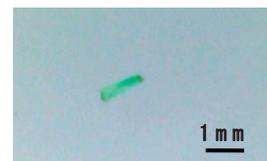
化学繊維の衣服を洗濯することにより発生する繊維クズ (マイクロファイバー) も環境中へのマイクロプラスチック汚染に寄与している (中嶋, 2019)。Hartline *et al.* (2016) はポリエステル素材の衣服を洗濯すると、未洗浄の衣服の質量の0.3%が流出すると報告している。Rochman *et al.* (2015b) によると、アメリカでは採取された魚体内から見つかったプラスチックは繊維由来のものが大半である。ヨーロッパ (Thompson *et al.*, 2004), 中国 (Zhao *et al.*, 2014), カナダ (Desforges *et al.*, 2014) の水域で観測されたマイクロプラスチックも繊維由来の割合が高い。一方で、日本沿岸では繊維由来のプラスチックゴミは比較的少ないとされている (Tanaka and Takada, 2016)。内田 (2017) は、日本周辺海域のマイクロプラスチックは他の海域より分布密度は高いが、繊維由来のマイクロプラスチックは少ないと報告している。この理由の一つとして、洗濯機に付属する糸くずフィルターの有無が挙げられる。海外の洗濯機には糸くずフィルターが付いていないが、日本製の洗濯機には糸くずフィルターが付いているため、日本近海の海域では繊維由来のマイクロプラスチックが少ないと考えられている (中嶋, 2019)。フランスでは2024年までに新規洗濯機に糸くずフィルターを取り付けることを世界で初めて義務付ける等 (フランス環境連帯移行省, 2020), 各国も対策に乗り出している。

採取・前処理・分析方法 海水中のマイクロプラスチックの採取には主にニューストーンネットやマンタネット、プランクトンネットが用いられ (内田, 2017; 三小田・西口, 2019; Ministry of the Environment, 2020; 田中ら, 2020), 濾水量を記録すると共に試料を回収する (第2図)。回収した試料は過酸化水素水等を使用して夾雑有機物を分解し、無機物質が多い場合はヨウ化ナトリウム等を使用して比重分離させ、分析前試料とする (中田ら, 2020; 田中ら, 2020)。

海底土中のマイクロプラスチックの採取には、採泥器による採取が一般的である (Ministry of the Environment, 2020; 田中ら, 2020)。比重の軽



第2図 海水中のマイクロプラスチックの採取機材
a) マンタネット, b) ニューストーンネット
(出典: Ministry of the Environment, 2020)



第3図 海産生物の体内から検出されたマイクロプラスチック

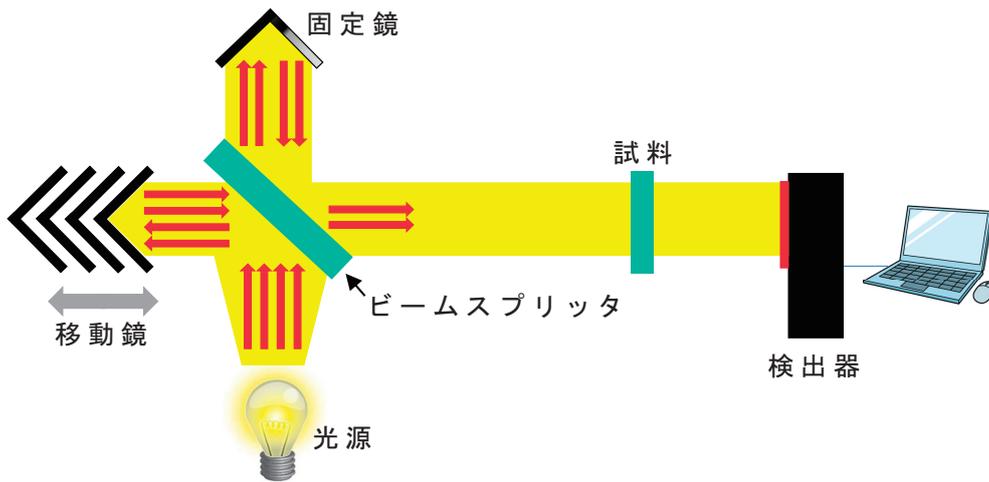
いマイクロプラスチックは潮間帯上部に集積しやすいため、干潟や砂浜で調査する場合はコドラート内の表層土だけを採取して分析することもある (栗山ら, 2002; 池貝ら, 2017; 浅井ら, 2018; 大八木, 2019)。採取した試料はふるいにかけて分析に使用しない泥や木片等を取り除き、残った試料について海水試料の前処理と同様に夾雑物の除去処理を行い、分析前試料とする (蛭名ら, 2017; 田中ら, 2020)。

海産生物体内のマイクロプラスチック (第3図) は、調査対象となる個体の消化管等の調査対象部位を取り出し、水酸化カリウム溶液等に浸して分

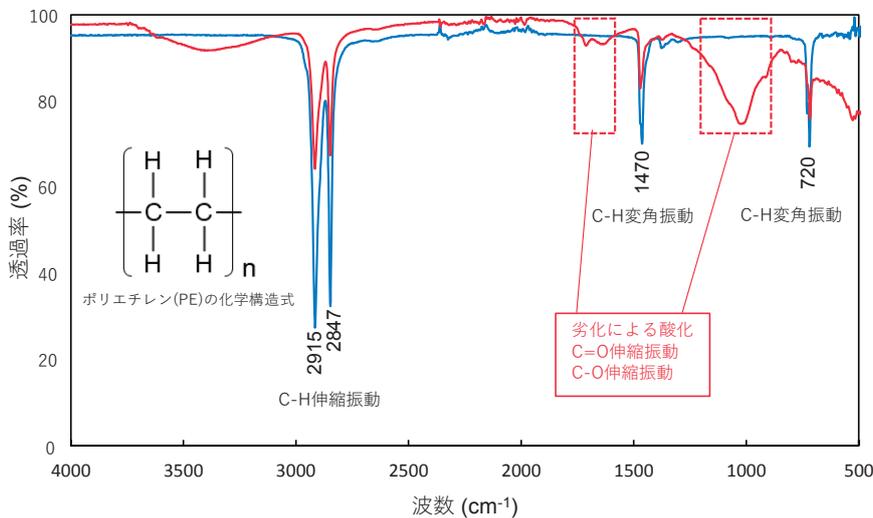
解する（牛島ら，2018；相子ら，2020）。その後、海水や海底土試料と同様に夾雑物の除去処理を行い、分析前試料とする。

前処理後の試料に対して、フーリエ変換赤外分光光度計（FT-IR）を用いて分析を実施するのが一般的な手法である（Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012；桑嶋ら，2019；田中ら，2020）。FT-IR分析※（第4図）は、試料に赤外光を照射し、透過または反

射した光量を測定し得られたスペクトルから物質定性・同定に関する情報を得る分析方法である（日本分析機器工業会，2012）。この方法を用いることで、試料の中にマイクロプラスチックが含まれるのかわかる。また、マイクロプラスチックの種類、例えば、ポリエチレン（PE）なのかポリプロピレン（PP）なのか、を特定することができる（第5図）。しかし、貝殻片や木片等が含ま



第4図 FT-IR分析の仕組み※



第5図 ポリエチレン（PE）の劣化前後のIRスペクトルの比較（青線：劣化前のPE，赤線：海岸で見つかったマイクロプラスチック化した劣化後のPE）

※ FT-IRでは、光源から出射される赤外光をビームスプリッタ（半分の光を透過・反射する特殊な鏡）を利用し2つの光路に分ける。反射された光は移動鏡側に、透過した光は固定鏡側に進む。移動鏡及び固定鏡でそれぞれ反射した光は再びビームスプリッタに戻るが、光路差が時間によって変化することにより光が干渉波となる。この干渉波を検出器で検出した後、PCを用いて波長（波数）成分に数学的に分離する（フーリエ変換: FT）。通常の赤外スペクトル（IRスペクトル）は、試料が無い場合のスペクトルと試料がある場合のスペクトルの比によって縦軸を透過率として表わす。干渉計内の移動鏡を1回走査することでバックグラウンド（またはサンプル）スペクトルが測定され、最終的にIRスペクトルが得られる（日本分析機器工業会（2012）を編集）。

れる試料の中からマイクロプラスチックのみを自動で抽出する装置や技術は確立されていない（磯辺, 2020）ことから、試料に含まれるマイクロプラスチックを手作業で抽出した上で、全ての抽出物1個毎にFT-IR分析を実施する必要がある。さらにFT-IR分析を実施する際には、試料の大きさは赤外線が十分に照射できる0.3mm～0.4mmが下限であるとされている（東京海洋大学, 2015）。プラスチックは紫外線劣化すると赤外線の吸収特性が変わる（Song *et al.*, 2017）ため、劣化の程度に応じたスペクトルのライブラリが必要となる。選別されたマイクロプラスチックの大きさは、電子顕微鏡で計測するか、抽出したマイクロプラスチックをデジタルカメラ等で撮影し画像処理することで一括計測することが可能である。このように、現状ではマイクロプラスチック分析は多大な労力が必要とされる。なお、マイクロプラスチック分析に際しての前処理方法や分析法の問題点及び課題については、大塚ら（2021）に詳しくまとめられている。

マイクロプラスチックの生物影響

プラスチックの単体は生化学的に不活性な物質であり、生体内での生化学的反応により毒性影響は発現することはないとされている（高田ら, 2014; 磯辺, 2020）。しかし、マイクロプラスチックが物理的な異物として生物に影響を及ぼすことやプラスチックに添加される様々な化学物質やプラスチック表面に吸着した化学物質が生物に影響を及ぼす可能性があることと懸念されている（山下ら, 2016; 中嶋, 2019）。

物理的な影響 マイクロプラスチックの物理的な生物影響として、消化管にマイクロプラスチックが詰まる現象や体内に入り込んだマイクロプラスチックが消化管やその他の臓器を傷つけてしまう器官損傷、成長阻害等が考えられる（山下・高田, 2014; 中嶋, 2019）。事例はまだ少ないものの、ヨーロッパカタクチイワシ *Engraulis encrasicolus* 消化管を通過して肝臓からマイクロプラスチックが見つかった報告（Collard *et al.*, 2017）や、マガキ *Crassostrea gigas* をマイクロプラスチック（粒径：2及び6 μm 、曝露濃度：0.023mg/L）に2カ月間曝露させると卵母細胞数が38%減、卵母細胞径が5%減、精子の運動速度が23%減する等の報告（Sussarellu *et al.*, 2016）がされているが、具体的

な影響事例は未だ少ないのが実情である。そもそも現在の測定機器では数十 μm 以下のマイクロプラスチックを同定・分析することは非常に難しいため、自然環境下で採取した生物の体内にどの程度のマイクロプラスチックが取り込まれているのか、それが物理的な影響を引き起こすのかについては、今後の研究課題である。

化学的な影響 マイクロプラスチックの化学的な生物影響として、第1にプラスチック製品の添加剤として使われる化学物質影響が考えられる。プラスチックには性質を維持したり、特定の性質を付与するために酸化防止剤、帯電防止剤、可塑剤、難燃剤、着色剤、光安定化剤等が添加される（Andrady, 2011; 桑嶋ら, 2019）、添加剤の量の方が多い製品もある（桑嶋ら, 2019）。添加剤の中には環境ホルモンと言われる物質（馬場, 1999; 磯部ら, 2002）やポリ臭素化ジフェニルエーテルのような残留性有機汚染物質（Persistent Organic Pollutants: POPs）等が存在する（山下ら, 2016）ため、これらの毒性影響が考えられる。添加剤は海水中で溶出する（Endo *et al.*, 2013）ため、滞留するうちに濃度は減少するが、溶出速度の違い疎水性の添加剤はプラスチックの中に残留し、環境濃度の低い外洋やプラスチック排出源から遠隔地に生息する生物に対し脅威となる可能性がある（山下ら, 2016）。実際の生物影響として、Browne *et al.* (2013) は添加化合物であるトリクロサンによりゴカイの *Arenicola marina* の死亡率は55%増加すると報告している。

第2にマイクロプラスチックに吸着した海水中の有害化学物質による影響が考えられる。プラスチックは疎水性が高いため、同じ疎水性の高い化学物質と親和性が高い（山下ら, 2016; 中嶋, 2019）。このような化学物質の中でも有害なものとして、ダイオキシン類やPCB（ポリ塩化ビフェニル）等のPOPsがあげられる（高田ら, 2014）。PCBやその他の一部の化学物質にはすでに世界的に生産・使用等が規制されているものもあるが、過去に海洋に流出したものがマイクロプラスチックに吸着することで、環境濃度よりも高い化学物質濃度となったマイクロプラスチックが我が国や世界の離島で発見されている（Hirai *et al.*, 2011; Heskett *et al.*, 2012; 山下ら, 2016）。生物影響の報告としては、Rochman *et al.* (2013) が自然海水中でPBT（難分解性・生物蓄積性・有害性を有する化学物質）を吸着させたマイクロプラスチック

クを餌に混ぜてメダカ*Oryzias latipes*に摂餌させると、グリコーゲンの枯渇等の肝臓へのストレスが見られると報告している。Browne *et al.* (2013) もゴカイの*Arenicola marina*を用いた実験で、マイクロプラスチックに吸着したノニルフェノールによって、病原菌を除去する体腔細胞の能力が60%以上低下すると報告している。

日本近海のマイクロプラスチック汚染の現状

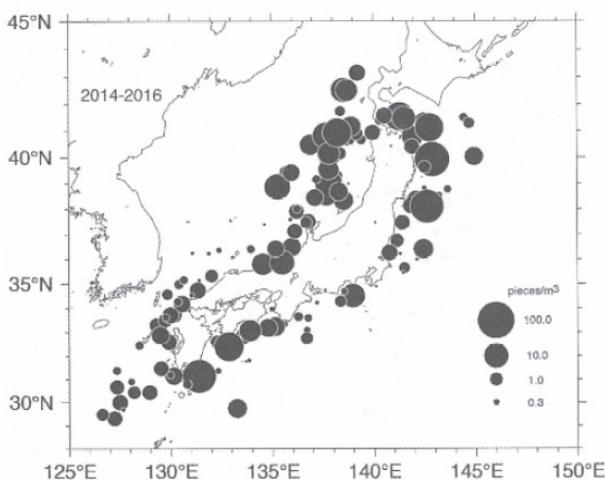
日本近海の海水中のマイクロプラスチックについては環境省が大規模な調査を2014年度から実施している(環境省,2018c)。この環境省のデータを基にIsobe *et al.* (2015) や内田 (2017) が詳細に解析したところ、日本近海はマイクロプラスチック濃度が他の海域よりも高く(世界平均の約27倍、北太平洋の約16倍)なっていると報告している(第6図)。我が国の沿岸では、相模湾(栗山ら, 2002; 環境省, 2018c)、瀬戸内海(Isobe *et al.*, 2015)、東京湾(栗山ら, 2002;三小田・西口, 2019)、大阪湾(田中, 2017)等で観測が実施されている。このうち、瀬戸内海では日本近海の濃度の約1/23倍であるが、相模湾の濃度は日本近海の濃度と同程度であると報告されている(環境省, 2018c)。また、大阪湾は瀬戸内海の2.3倍のマイクロプラスチックが検出されている(田中, 2017)。我が国の場合、内湾よりもむしろ外洋でマイクロプラスチック濃度が高くなる傾向が観測されているが、大都市部内湾における河川水を介

したマイクロプラスチックの流入影響影響については、不明な部分も多い(環境省, 2018c)。

海底土中のマイクロプラスチック調査は、大阪湾(田中, 2017)、東京湾(栗山ら, 2002; 池貝, 2017; 蝦名, 2017; 高田, 2017, 2018)、相模湾(栗山ら, 2002; 池貝ら, 2017)、伊勢湾(浅井ら, 2018; 大八木, 2019)等で実施されている。海底土中のマイクロプラスチックは汀線上に多く分布(栗山ら, 2002; 大八木, 2019)する。同じ東京湾でも鶴見川河口干潟は野島海岸より約38倍のマイクロプラスチックが検出され(蝦名, 2017)、大阪湾では河口に近い沿岸部の方が沖合部の約10倍程度の密度のマイクロプラスチックが存在している(田中, 2017)ことから、マイクロプラスチックは海域の中で鉛直的にも水平的にも偏在して検出されると考えられる。高田(2018)は、柱状堆積物に含まれるマイクロプラスチック数を調査し、深部から表層にかけて増加していることを示すとともにマイクロプラスチック汚染が現在も進行していることを示唆している。

海産生物を含め水生生物の体内のマイクロプラスチックを測定した研究事例は少ない(牛島ら, 2018)。Tanaka and Takada (2016) や牛島ら(2018)が日本内湾の5カ所で実施した報告では、マイワシ*Sardinops melanostictus*、カタクチイワシ*E. japonica*、マアジ*Trachurus japonicus*、サッパ*Sardinella zunasi*、イシダイ*Oplegnathus fasciatus*、スズキ*Lateolabrax japonicus*のうち、サッパを除く全ての魚でマイクロプラスチックが検出されている。牛島ら(2018)によると、魚1個体あたりのマイクロプラスチック数は 1.89 ± 1.41 個で、最もマイクロプラスチックが検出された魚はカタクチイワシで 2.70 ± 1.73 個である。これはTanaka and Takada (2016) が実施したカタクチイワシの調査結果(1個体あたり平均で2.3個)とほぼ同程度あるといえる。

世界的に見ても内湾や淡水を含む各水域における環境中の水生生物からマイクロプラスチックが検出されている(Bellas *et al.*, 2016; 田中, 2017)。海水や海底土中のマイクロプラスチック量はすぐには減少させることは難しいことから、今後調査が進めばさらに多くの海産生物でマイクロプラスチックが検出されると予測される。



第6図 2014年～2016年の日本周辺におけるマイクロプラスチックの分布(出典:内田, 2017)

課題と展望

環境中のマイクロプラスチックの調査は、観測船による外洋における海水に対する調査が主体で沿岸の観測事例は少ない。日本近海の海水のマイクロプラスチック濃度は世界的に見ても高い状態である（内田，2017；Isobe *et al.*, 2015）ため、排出源と考えられる陸上に近い沿岸での調査事例が増えることが望まれるが、沿岸における観測は容易ではない。例えば、汚染が進んでいるとされる日本近海の海水中でのマイクロプラスチック濃度は、2014～2016年の平均で1m³当たり2.7個と報告されている（内田，2017）。このようなマイクロプラスチック濃度が高くなる沿岸域や人工構造物周辺の海流の滞留域等は別として、海域間の濃度比較や化学的な毒性影響を調べるためには、数十～数百リットル以上の海水が必要とされる。現在、海水中のマイクロプラスチック調査を実施するには、船を曳航してニューズトンネット等で回収するのが一般的であるが、この手法だと時間的にも経済的にも負担が大きく、船の往来が多い海域や漁業が盛んな海域では適用が困難な場合も想定される。調査・観測事例を増やすには、現行の調査方法に加え、定期航路で航海中の船舶を用いた試料採取や大量の海水を取水できる発電所等の施設を利用した試料採取等が考えられる。こうした事業者の協力の下で調査研究を実施する体制を構築できれば、我が国沿岸のマイクロプラスチック汚染実態の解明につながる可能性がある。一部の企業では社会貢献の観点からマイクロプラスチック問題に貢献しようとする動きもある（環境省，2018b；日本郵船，2020）ため、積極的にマイクロプラスチック問題に関わりを持つ企業が今後増えることを期待したい。

海底土中のマイクロプラスチック調査は沿岸域、外洋域問わず、報告事例が少ない。その理由として試料入手の困難さと前処理の煩雑さが挙げられる。海底土に関しては、調査船が安全に航行できる水深帯での調査では採泥器を用いた試料採取となり、通常は採泥器を昇降できるウインチやポンプ（小型クレーン）等を搭載した調査船が必要となる。調査船が航行できない浅瀬では、安全が確保できる潮間帯に限り、調査員による試料採取が可能である。比重の軽いマイクロプラスチックは潮間帯に集積する傾向があるため、干潟や汀線付近で調査をする場合、1m³当たり1000個以上

のマイクロプラスチックが検出されることは珍しくない（栗山ら，2002；大八木，2019）。大量のマイクロプラスチックが含まれる試料に対しては、自動化されていない現在の前処理やFT-IR分析手法では膨大な手間と時間がかかるため、迅速にマイクロプラスチックの数や種類を特定することが難しい。そのため、採取した試料の中からマイクロプラスチックを迅速かつ正確に抽出する手法の確立や複数の試料を同時に分析可能な技術の開発が今後より重要となってくる。

海産生物中のマイクロプラスチック調査を実施するには、調査対象とする部位、器官を取り出した上で、水酸化カリウム溶液等に浸して分解させる必要がある。これらの作業は、魚種や大きさ、調べる部位によって作業時間が異なるが、海水や海底土よりも前処理作業として手間と時間がかかることが多い。現在多くの研究で採用されているFT-IR分析では、検出可能なマイクロプラスチックのサイズは数十μm程度であるが、より小さいプラスチックの方が体内に取り込まれやすく、生物影響を及ぼす要因になり得ると考えられる。そのため、数十μm以下のマイクロプラスチックをどのように試料の中から抽出して生物影響を評価するのかは大きな課題である。現在のマイクロプラスチック汚染の濃度レベルが生物影響を引き起こす可能性について、直ちに結論を出せる状況ではない。物理的な影響に関しては、室内実験で検討された事例では生物影響が発現するマイクロプラスチック量は自然界の濃度レベルよりかなり多い量である（Rochman *et al.*, 2013；Browne *et al.*, 2013）。マイクロプラスチックへの吸着が懸念されるダイオキシン類の魚介類中の濃度は、マイクロプラスチック濃度が上昇傾向にあるのであれば同時に増加するはずであるが、今のところ種類や海域によって違いは見られるが、経年的な変化傾向は認められていない（柴崎・林，2018）。このように徐々にマイクロプラスチックによる生物影響に関する知見は増えているが、不明な部分も多く、今後の研究の進展が望まれる。

最後に、プラスチックゴミを今後すぐに減少させることは難しいことや、これまで自然環境中に流出してしまったプラスチックゴミが碎片化することで環境中のマイクロプラスチックは増大することが懸念される。一度自然環境中に放出してしまったマイクロプラスチックを回収することは相当な困難が想定されるため、マイクロプラス

チックによる生物影響が顕著になってから対策を立てるのでは遅い。そのため、適切なモニタリングと汚染実態を把握する調査を継続的に実施していくことが重要である。

謝 辞

報告に当たり、当所の篠原智依氏に資料整理に協力して頂きました。また、図の作成に当たり、イビデンエンジニアリング株式会社のWebサイトを参照させて頂きました。併せてお礼申し上げます。

引用文献

相子伸之・近藤美麻・近藤泰仁・田中周平 (2020). 淀川ワンドの底泥と二枚貝におけるマイクロプラスチックの汚染実態. *環境技術*, **49**, 311-315.

Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 1596-1605.

安中徳二 (2006). 自治体の合流式下水道改善への取り組み. *環境技術*, **35**, 697.

浅井雄大・張 徳偉・千葉 賢 (2018). 四日市市楠町吉崎海岸のマイクロプラスチック分布の現地調査. *四日市大学論集*, **31**, 125-135.

馬場二夫 (1999). 環境ホルモンと食品用器具容器包装材の関わり. *生活衛生*, **43**, 227-234.

Bellas, J., Martinez-Armental, J., Martinez-Camara, A., Besada, V. and Martinez-Gomez, C. (2016). Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. *Mar. Pollut. Bull.*, **109**, 55-60.

Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J. and Thompson, R.C. (2013). Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Curr. Biol.*, **23**, 2388-2392.

Carr, S.A., Liu, J. and Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.*, **91**, 174-182.

Collard, F., Gilbert, B., Compere, P., Eppe, G., Das, K., Jauniaux, T. and Parmentier, E. (2017). Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environ. Pollut.*,

229, 1000-1005.

Desforges, Jean-Pierre W., Galbraith, M., Dangerfield, N. and Ross, P. S. (2014). Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, **79**, 94-99.

蝦名紗衣・加藤美一・堀 美智子 (2017). 横浜市内の海洋におけるマイクロプラスチック汚染. https://www.ktr.mlit.go.jp/ktr_content/content/000704896.pdf. (2021年9月22日アクセス)

Endo, S., Yuyama, M. and Takada, H. (2013). Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. *Mar. Pollut. Bull.*, **74**, 125-131.

Estahbanati, S. and Fahrenfeld, N.L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, **162**, 277-284.

フランス環境連帯移行省(2020). フランス環境省, 洗濯機のマイクロプラスチック汚染対策のため洗濯機メーカーと会合. <https://www.ecologie.gouv.fr/lutte-contre-pollution-plastique-brune-poisson-recoit-fabricants-machines-lave>. (2021年9月22日アクセス)

Hartline, N.L., Bruce, N.J., Karba, S.N., Ruff, E.O., Sonar, U. and Holden, P.A. (2016). Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. *Environ. Sci. Technol.*, **50**, 11532-11538.

Heskett, M., Takada, H., Yamashita, R., Yuyama, M., Ito, M., Geok, Y.B., Ogata, Y., Kwan, C., Heckhausen, A., Taylor, H., Powell, T., Morishige, C., Young, D., Patterson, H., Robertson, B., Bailey, E. and Mermoz, J. (2012). Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar. Pollut. Bull.*, **64**, 445-448.

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. and Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and Quantification. *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 3060-3075.

Hinojosa, I.A. and Thiela, M. (2009). Floating

- marine debris in fjords, gulfs and channels of southern Chile. *Mar. Pollut. Bull.*, **58**, 341-350.
- Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D., Zettler, E.R., Farrington, J.W., Reddy, C.M., Peacock, E.E. and Ward, M.W. (2011). Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 1683-1692.
- 池貝隆宏・長谷部勇太・三島聡子・小林幸文 (2017). 海岸漂着量の評価のためのマイクロプラスチック採取方法. 全国環境研究会誌, **42**, 197-202.
- 磯辺篤彦 (2020). 海洋プラスチックごみ問題の真実. 化学同人, 京都, 1-188.
- 磯部友彦・中田典秀・間藤ゆき枝・西山 肇・熊田英峰・高田秀重 (2002). プラスチック製食器等からのノニルフェノールの溶出. 環境化学, **12**, 621-625.
- Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T. and Iwasaki, S. (2015). East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics. *Mar. Pollut. Bull.*, **101**, 618-623.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. and Law, K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347**, 768-771.
- Jang, Y.C., Lee, J., Hong, S., Lee, J.S., Shim, W.J. and Song, Y.K. (2014). Sources of plastic marine debris on beaches of Korea: More from the ocean than the land. *Ocean Sci. J.*, **49**, 151-162.
- 環境省 (2018a). 環境白書. <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/r01/index.html>. (2021年9月22日アクセス)
- 環境省 (2018b). プラスチックを取り巻く国内外の状況 <http://teamco2oita.com/wp-content/uploads/2020/01/rep03>. (2021年9月22日アクセス)
- 環境省 (2018c). 漂流マイクロプラスチックを含む漂流・海底ごみの分布調査及び指標等検討業務報告書分割版. https://www.env.go.jp/water/marine_litter/post_60.html. (2021年9月22日アクセス)
- 環境省水・大気環境局水環境課海洋環境室 (2017). マイクロプラスチックを含む海洋ごみ対策への取組. 水環境学会誌, **40**, 362-365.
- 古武家善成 (2020). 水域環境におけるプラスチック汚染の現状と研究の到達点. 環境技術, **49**, 295.
- 栗山雄司・小西和美・兼広春之・大竹千代子・神沼二眞・間藤ゆき枝・高田秀重・小島あずさ (2002). 東京湾ならびに相模湾におけるレジンペレットによる海域汚染の実態とその起源. 日水誌, **68**, 164-171.
- 楠部孝誠・馬場保徳・北野 峻・谷内貴幸・高月 紘 (2019). 石川県沿岸におけるマイクロプラスチック調査. 石川県立大学研究紀要, **No. 2**, 27-35.
- 桑嶋 幹・木原伸浩・工藤保広 (2019). よくわかる最新プラスチックの仕組みとはたらき. 秀和システム, 東京, 1-255.
- Ministry of the Environment (2020). Guidelines for harmonizing ocean surface microplastic. <http://www.env.go.jp/press/files/jp/114043.pdf>. (2021年9月22日アクセス)
- 中田晴彦・北原健一・恵良要一 (2020). 淡水・陸域環境のマイクロプラスチック汚染の実態把握と起源推定. 環境技術, **49**, 306-310.
- 中嶋亮太 (2019). 海洋プラスチック汚染. 岩波書店, 東京, 1-128.
- Neufeld, L., Stassen, F., Sheppard, R. and Gillman, T. (2016). The new plastics economy : rethinking the future of plastics. http://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf. (2021年9月22日アクセス)
- 日本分析機器工業会 (2012). フーリエ変換赤外分光光度計の原理と応用. <https://www.jaima.or.jp/jp/analytical/basic/spectroscopy/ftir>. (2021年9月22日アクセス)
- 日本郵船 (2020). 世界初, マイクロプラスチック分布の大規模な外洋調査を開始. https://www.nyk.com/news/2020/20200306_01.html. (2021年9月22日アクセス)
- 大塚佳臣・高田秀重・二瓶泰雄・亀田 豊・西川可穂子 (2021). マイクロプラスチック汚染研究の現状と課題. 水環境学会誌, **44**, 35-42.
- 大八木麻希 (2019). 高松干潟におけるマイクロプラスチック定量のための予備調査報告. 四日市大学論集, **31**, 139(301)-143(305).

- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T. and Teh, S.J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep.*, **3**, 1-7.
- Rochman, C.M., Kross, S.M., Armstrong, J.B., Bogan, M.T., Darling, E.S., Green, S.J., Smyth, A.R. and Verissimo, D. (2015a). Scientific evidence supports a ban on microbeads. *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 10759-10761.
- Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F., Werorilangi, S. and Teh, S.J. (2015b). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Sci. Rep.*, **5**(14340). Doi:10.1038/srep14340.
- 三小田憲史・西口大貴 (2019). 水環境汚染の評価に向けた海洋マイクロプラスチックの分析. *BUNSEKI KAGAKU*, **68**, 853-857.
- 柴崎道廣・林 正裕 (2018). 魚介類中のダイオキシン類の蓄積特性. *海生研研報*, **No. 23**, 19-63.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Jung, S.W. and Shim, W.J. (2017). Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. *Environ. Sci. Technol.*, **51**, 4368-4376.
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M.E.J., Goic, N.L., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P. and Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastic. *PNAS*, **113**, 2430-2435.
- 高田秀重 (2017). マイクロプラスチックによる水環境汚染と生態系への影響. *水環境学会誌*, **40**, 344-348.
- 高田秀重 (2018). マイクロプラスチック汚染の現状, 国際動向および対策. *廃棄物資源循環学会誌*, **29**, 3-11.
- 高田秀重・田中厚資・青木千佳子・市川馨子・山下 麗 (2014). プラスチックが媒介する有害化学物質の海洋生物への曝露と移行. *海洋と生物*, **36**, 579-587.
- Tanaka, K. and Takada, H. (2016). Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Sci. Rep.*, **6**(34351). Doi:10.1038/srep34351.
- 田中周平 (2017). 内湾・陸水におけるマイクロプラスチックの実態. *水環境学会誌*, **40**, 358-361.
- 田中周平・垣田正樹・雪岡 聖・鈴木裕識・藤井滋穂・高田秀重 (2019). 下水処理工程におけるマイクロプラスチックの挙動と琵琶湖への負荷量の推定. *土木学会論文集G (環境)*, **75**, III35-III40.
- 田中周平・雪岡 聖・Bouche LEOPOLD・王 夢澤・鍋谷佳希・牛島大志・垣田正樹・岡本萌巴美・藤井滋穂・高田秀重 (2020). 都市水循環系におけるマイクロプラスチック汚染の現状. *環境技術*, **49**, 296-300.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. and Russell, A.E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, **304**, 838.
- 東京海洋大学 (2015). 平成26年度沖合海域における漂流・海底ごみ実態調査委託業務報告書. https://www.env.go.jp/water/marine_litter/H26okiai_2.pdf. (2021年9月22日アクセス)
- 内田圭一 (2017). 海洋におけるマイクロプラスチックの実態. *水環境学会誌*, **40**, 354-357.
- 牛島大志・田中周平・鈴木裕識・雪岡 聖・王 夢澤・鍋谷佳希・藤井滋穂・高田秀重 (2018). 日本内湾および琵琶湖における接触方法別にみた魚類消化管中のマイクロプラスチックの存在実態. *水環境学会誌*, **41**, 107-113.
- 山下 麗・高田秀重 (2014). さまざまな栄養段階の海洋生物へのプラスチック摂食の影響. *海洋と生物*, **36**, 606-611.
- 山下 麗・田中厚資・高田秀重 (2016). 海洋プラスチック汚染: 海洋生態系におけるプラスチックの動態と生物への影響. *日本生態学会誌*, **66**, 51-68.
- Zhao, S., Zhu, L., Wang, T. and Li, D. (2014). Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze estuary system, China: First observations on occurrence, distribution. *Mar. Pollut. Bull.*, **86**, 562-568.