

海洋プラスチックごみに関する既往研究と今後の重点課題  
(生物・生態系影響と実態)

令和2年6月

環境省水・大気環境局水環境課海洋プラスチック汚染対策室



## 海洋プラスチックごみに関する既往研究と今後の重点課題(生物・生態系影響と実態)

### 目次

|        |   |    |
|--------|---|----|
| 1.     | はじめに.....   | 1  |
| 1.1.   | 背景と目的.....  | 1  |
| 1.2.   | 海洋プラスチックごみに関する行政上の課題認識.....                           | 1  |
| 1.3.   | 本報告書のとりまとめの経緯.....                                    | 2  |
| 2.     | 生物及び生態系への影響.....                                      | 3  |
| 2.1.   | マクロプラスチックごみによる生物影響.....                               | 3  |
| 2.1.1. | マクロプラスチックごみの絡まりと誤食の現状.....                            | 3  |
| 2.1.2. | マクロプラスチックごみの誤食が生物に及ぼす影響の定量化と<br>高感受性種・プラスチック性状.....   | 7  |
| 2.1.3. | マクロプラスチックごみの絡まりが生物に及ぼす影響の定量化と<br>高感受性種・プラスチック性状.....  | 12 |
|        | マクロプラスチックごみによる生物影響についての今後の研究課題.....                   | 15 |
| 2.2.   | マイクロプラスチックの生態系での動態.....                               | 15 |
| 2.2.1. | マイクロプラスチックの取込経路.....                                  | 15 |
| 2.2.2. | 生体内におけるプラスチックの消化管以外の組織への移行.....                       | 16 |
| 2.2.3. | 食物連鎖によるマイクロプラスチックの濃縮.....                             | 17 |
|        | マイクロプラスチックの生態系での動態に関連する現在進行中のプロジェクトの例.....            | 18 |
|        | マイクロプラスチックの生態系での動態についての研究課題.....                      | 19 |
| 2.3.   | マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量化.....                          | 19 |
| 2.3.1. | 実験室での実験.....  | 19 |
| 2.3.2. | 生物影響試験に用いられたマイクロプラスチックの種類.....                        | 20 |
| 2.3.3. | 生物影響試験に用いられた分類学的な種.....                               | 27 |
|        | マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量化に関連する現在進行中の<br>プロジェクトの例.....   | 28 |
|        | マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量化についての今後の研究課題.....              | 29 |
| 2.4.   | 海洋プラスチックに添加・吸着した化学物質による影響.....                        | 29 |
| 2.4.1. | 海洋プラスチックに関連する化学物質の環境中での濃度.....                        | 29 |
| 2.4.2. | 海洋プラスチックから生物への化学物質の移行.....                            | 33 |
|        | 海洋プラスチックに添加・吸着した化学物質による影響に関連する現在進行中の<br>プロジェクトの例..... | 38 |
|        | 海洋プラスチックに添加・吸着した化学物質による影響についての今後の研究課題.....            | 39 |

|   |    |
|---|----|
| 3. 実態.....  | 41 |
| 3.1. マクロプラスチックごみの分布.....                                    | 41 |
| マクロプラスチックごみの分布についての今後の研究課題.....                             | 43 |
| 3.2. マイクロプラスチックの分布.....                                     | 43 |
| 3.2.1. 海洋表面.....  | 43 |
| 3.2.2. 水柱.....  | 45 |
| 3.2.3. 海底.....  | 47 |
| 3.2.4. 海岸.....  | 49 |
| 3.2.5. 河川.....  | 51 |
| マイクロプラスチックの分布に関連する現在進行中のプロジェクトの例.....                       | 51 |
| マイクロプラスチックの分布についての今後の研究課題.....                              | 53 |
| 3.3. マクロプラスチック及びマイクロプラスチックの動態.....                          | 53 |
| 3.3.1. マクロプラスチックごみ及びマイクロプラスチックの輸送や将来予測に<br>関するシミュレーション..... | 53 |
| 3.3.2. シミュレーションに用いるプラスチックごみ流入特性の実態把握.....                   | 54 |
| 3.3.3. シミュレーションに用いるマクロプラスチックの微細化に関する研究.....                 | 54 |
| 3.3.4. シミュレーションに用いるプラスチックごみの沿岸での動態.....                     | 55 |
| マクロプラスチックごみ及びマイクロプラスチックの動態に関連する現在進行中<br>のプロジェクトの例.....      | 57 |
| マクロプラスチックごみ及びマイクロプラスチックの動態についての今後の研究<br>課題.....             | 57 |
| 3.4. ナノプラスチック.....  | 58 |
| 3.5. 海洋生分解性プラスチック.....                                      | 58 |
| 用語集.....  | 59 |
| 添付資料.....   | 60 |

## 1. はじめに

### 1.1. 背景と目的

プラスチックは、我々の生活に利便性と恩恵をもたらしている有用な物質である。他方で、海洋に流出すると長期間にわたり環境中にとどまることとなる。現在、世界全体で年間数百万トンを超えるプラスチックごみが海洋に流出していると推計されている。このため、海洋プラスチックごみによる地球規模での環境汚染による生態系、生活環境、漁業、観光等への悪影響が懸念され、国連をはじめとする様々な国際会議において、重要かつ喫緊の課題として議論が行われている。

効果的な対策・施策を立案するためには、海洋プラスチックごみの量・分布の実態把握、発生源の特定、生物への影響評価などの科学的知見が必要である。しかしながら、それらが十分に整理・蓄積されているとは言えない。

このため、本報告書は、海洋プラスチックごみに関する既存の研究を収集・整理した上で、我が国において短中期的に重点的に研究を推進すべき分野を特定し、我が国の多分野の学术界へ発信し一丸となって一体的・効率的な研究を推進することを目的とする。

なお、本報告書は個別の研究事例をとりまとめたものであり、それぞれの研究で得られた結果は環境省としての見解ではない。

### 1.2. 海洋プラスチックごみに関する行政上の課題認識

本報告書は、効果的な対策・施策を立案するための科学的知見の蓄積を目的としていることから、はじめに、海洋プラスチックごみに関する行政上の課題認識を整理する。

#### マイクロプラスチックによる生物影響への懸念

近年、マイクロプラスチック(5 mm 未満のプラスチック)、またプラスチックに添加・吸着する化学物質による生物への影響が懸念されている。環境保全の観点からは、特に、ヒトへの健康影響(食物、飲料水等を経路とした摂取)、生活環境の一部としての水生生物への生物・生態系影響をリスク管理することが重要となる。これらのリスクについて、定量的に評価していくことが課題である。

#### 大阪ブルー・オーシャン・ビジョン

2019年6月に開催されたG20大阪サミットにおいて、2050年までに海洋プラスチックごみによる追加的な汚染をゼロにすることを目指すという「大阪ブルー・オーシャン・ビジョン」が合意・共有された。この実現に向けて効果的な対策を実施するためには、海洋に流出するプラスチックごみの発生源の特定、流出経路などに関し、基礎的な情報が必要であるが、それらについて十分に信頼される定量的な情報は得られていない。

#### 海岸漂着物・漂流ごみ・海底ごみによる生活環境への影響

海岸・沿岸海域は、良好な景観を形成し国民に癒しを与えるとともに、漁業・船舶の

航行等の経済活動、レクリエーション活動の場となっている。しかしながら、海岸漂着物・漂流ごみ・海底ごみは、良好な景観、漁業・船舶の航行等の経済活動、レクリエーションに支障を及ぼしている。支障を及ぼす海岸漂着物・漂流ごみ・海底ごみのうち人工物の大半はマクロプラスチックごみ(5mm以上のプラスチック)である。さらに、マクロプラスチックごみが、誤食等により生物影響を及ぼしていることが指摘されている。こうした誤食等による影響について環境保全の観点からは、特に、重要な生物種への影響を低減することが重要である。

### 1.3. 本報告書のとりまとめの経緯

本報告書では、海洋プラスチックごみの効果的・効率的な対策・施策の基盤となる科学的知見のうち、「生物・生態系影響」と「実態」についてとりまとめた。

これらの研究分野について、近年取りまとめられている総説を出発点とし、有識者からの推薦による関連論文の収集、データベースを活用したキーワード検索による関連論文の収集により、最新の知見を追加した。さらに、現在進行中のプロジェクトの情報を収集した。これらを踏まえ、我が国で推進すべき今後の重点研究課題を特定した。

海洋プラスチックごみに関する科学的知見は多分野にわたっており、学際的な議論が重要である。そのため、報告書のとりまとめに当たっては、関連する学術分野から幅広く有識者に参画いただき検討会を設置し、ご意見をいただいた。

### 海洋プラスチックごみ研究戦略検討会 委員名簿(五十音順、敬称略)

|       |  |
|-------|--|
| 有園 幸司 | 熊本県立大学 環境共生学部 環境共生学科 教授                  |
| 磯辺 篤彦 | 九州大学 応用力学研究所附属 大気海洋環境研究センター 教授           |
| 黒田 真一 | 群馬大学大学院 理工学府 教授                          |
| 白山 義久 | 海洋研究開発機構 特任参事                            |
| 高田 秀重 | 東京農工大学大学院 農学府 教授                         |
| 鑪迫 典久 | 愛媛大学大学院 農学研究科 教授                         |
| 東海 正  | 東京海洋大学 理事                                |
| 二瓶 泰雄 | 東京理科大学 理工学部 土木工学科 教授                     |
| 藤倉 克則 | 海洋研究開発機構 地球環境部門<br>海洋生物環境影響研究センター センター長  |
| 道田 豊  | 東京大学 大気海洋研究所 国際連携研究センター センター長            |
| 持田 和彦 | 水産研究・教育機構 瀬戸内海区水産研究所<br>環境保全研究センター センター長 |
| 山本 裕史 | 国立環境研究所 環境リスク・健康研究センター 副センター長            |
|       | : 座長                                     |

事務局：一般財団法人 日本環境衛生センター

## 2. 生物及び生態系への影響

### 2.1. マクロプラスチックごみによる生物影響

#### 2.1.1. マクロプラスチックごみの絡まりと誤食の現状

- ・マクロプラスチックごみが生物に及ぼす影響として、誤食、絡まりが報告されている。行政課題の観点から重要種(特別天然記念物、天然記念物、希少野生動植物種、緊急指定種、環境省レッドリスト掲載種等)について、誤食・絡まりが報告されている種を表2-1に示す。

表2-1 重要種におけるマクロプラスチックの誤食・絡まりの報告例

(Kühn *et al.*(2015)<sup>1</sup>を基に作成)

| 分類   | 種名(指定)   | 報告地域                         | 誤食                | 絡まり | 文献数 |
|------|--|------------------------------|-------------------|-----|-----|
| 鳥類   | アホウドリ*<br>( <i>Phoebastria albatrus</i> )                    | 北太平洋                         |                   | -   | 1   |
|      | ウミガラス+<br>( <i>Uria aalge</i> )                              | 北大西洋、北太平洋                    |                   |     | 12  |
| 爬虫類  | アカウミガメ <sup>\$, ss</sup><br>( <i>Caretta caretta</i> )       | 北大西洋、北太平洋、南大西洋、地中海、南太平洋、インド洋 |                   |     | 34  |
|      | ケンプヒメウミガメ <sup>ss</sup><br>( <i>Lepidochelys kempii</i> )    | 北大西洋                         |                   |     | 10  |
|      | ヒメウミガメ <sup>ss</sup><br>( <i>Lepidochelys olivacea</i> )     | 北大西洋、南大西洋、北太平洋、南太平洋、インド洋     |                   |     | 7   |
|      | アオウミガメ <sup>** , ss</sup><br>( <i>Chelonia mydas mydas</i> ) | 北大西洋、南大西洋、北太平洋、南太平洋、インド洋     |                   |     | 30  |
|      | タイマイ <sup>\$, ss</sup><br>( <i>Eretmochelys imbricata</i> )  | 北大西洋、北太平洋、南太平洋               |                   |     | 17  |
|      | ヒラタウミガメ(IUCN 情報不足)<br>( <i>Natator depressus</i> )           | 南太平洋                         |                   |     | 5   |
|      | オサガメ <sup>ss</sup><br>( <i>Dermochelys coriacea</i> )        | 北大西洋、南大西洋、北太平洋、南太平洋、インド洋     |                   |     | 27  |
| 哺乳類  | ジュゴン+<br>( <i>Dugong dugon</i> )                             | 南太平洋、インド洋                    |                   |     | 2   |
|      | ラッコ+<br>( <i>Enhydra lutris</i> )                            | 北太平洋                         | -                 |     | 2   |
| サンゴ類 | -<br>(一部環境省レッドリスト)   | 北大西洋、南大西洋、北極海、南インド洋、地中海、南太平洋 | (窒息、ダメージ、コロニー消滅等) |     | 14  |

注：\*：特別天然記念物、+：絶滅危惧種 IA 類、\$：絶滅危惧種 IB 類、\*\*：絶滅危惧種 II 類、\$\$：IUCN 絶滅危惧種

<sup>1</sup> Kühn, S., Rebolledo, E. L. B., van Franeker J. A.: Deleterious effects of litter on marine life, (Marine Anthropogenic Litter, Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., 468, Springer), pp. 75-116 (2015).

(誤食・鳥類)

- ・ ミズナギドリ科(Procellariidae)の鳥が摂取したプラスチックごみの数量が定量的に報告されている(Roman *et al.*, 2019a<sup>2</sup>)。海鳥による海洋ごみの摂取は、生息域における海洋ごみとの遭遇頻度(ごみの存在量を個体数で割ったもの)の影響を受けている。アカアシミズナギドリ(*Puffinus carneipes*)の場合、経度 145 度を境界線として東部に生息しているグループと西部に生息しているグループとの間で、マクロプラスチックの摂取率に有意差があり、東部で高かったことから、海洋ごみとの遭遇頻度が高い海域に生息する個体の方が海洋ごみの摂取数が有意に高いとしている。
- ・ フルマカモメ(*Fulmarus glacialis*)の腸内のプラスチック片の量は、地域のごみの量を反映することが知られている。Ryan *et al.* (2009)<sup>3</sup> によると、汚染の少ない北極のカナダ側では、誤食の割合は 36%と少ないものの、北大西洋で汚染度の高い北海周辺においては、ほとんどのフルマカモメがプラスチック片を取込んでいた。

(誤食・爬虫類)

- ・ ウミガメが誤食したプラスチックごみの数量が定量的に報告されている。ウミガメの腸内に存在していたプラスチックの数量についての報告値を表 2- 2 に示す(Campani *et al.*, 2013<sup>4</sup>; Hoarau *et al.*, 2014<sup>5</sup>; Clukey *et al.*, 2017<sup>6</sup>)。ただし、引用元の論文では調査海域のマクロプラスチックごみの量等の汚染状況については明らかにされていない。

---

<sup>2</sup> Roman, L., Bell, E., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Hindell, M.: Ecological drivers of marine debris ingestion in Procellariiform Seabirds, *Scientific Reports*, **9**, 916 (2019a).

<sup>3</sup> Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., Moloney, C. L.: Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment, *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, **364(1526)**, 1999-2012 (2009).

<sup>4</sup> Campani, T., Baini, M., Giannetti, M., Cancelli, F., Mancusi, C., Serena, F., Marsili, L., Casini, S., Fossi, M. C.: Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine, *Marine Pollution Bulletin*, **74(1)**, 225-230 (2013).

<sup>5</sup> Hoarau, L., Ainley, L., Jean, C., Ciccione, S.: Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **84**, 90-96 (2014).

<sup>6</sup> Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., Lynch, J. M.: Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in pelagic Pacific longline fisheries, *Marine Pollution Bulletin*, **120**, 117-125 (2017).



表 2-2 ウミガメの腸内におけるプラスチック存在量

| 種   | 海域                                 | N(頭)  | 数(個)                      | 重量(g)                         | 文献  |
|---|------------------------------------|-------|---------------------------|-------------------------------|---|
| アカウミガメ<br>( <i>Caretta caretta</i> )<br>< 40 cm CCL         | 地中海<br>(イタリ<br>ア、トス<br>カーナ州<br>沿岸) | 31(計) | -                         | -                             | Campani <i>et al.</i> (2013) <sup>4</sup> |
| > 40 cm CCL   |                                    | 18    | 17.50 ± 24.61             | 0.86 ± 0.59                   |   |
| -   |                                    | 4     | 20.89 ± 33.67             | 3.02 ± 4.73                   |   |
| -   |                                    | 9     | ND                        | ND                            |   |
| アカウミガメ<br>( <i>Caretta caretta</i> )                        | 南西イン<br>ド洋                         | 32(計) | 41.09 ± 7.22<br>(1 ~ 149) | 16.4 ± 2.85<br>(0.18 ~ 75.05) | Hoarau <i>et al.</i> (2014) <sup>5</sup>  |
| 剖検  |                                    | 9     | 45.2 ± 14.4<br>(6 ~ 141)  | 18.8 ± 4.71<br>(4.27 ~ 45.56) |   |
| 便中  |                                    | 23    | 39.5 ± 8.5<br>(1 ~ 149)   | 15.4 ± 3.56<br>(0.18 ~ 75.05) |   |
| ヒメウミガメ<br>( <i>Lepidochelys olivacea</i> )<br>57.8±5.8cmCCL | 太平洋<br>(ハワイ<br>諸島、サ<br>モア諸<br>島)   | 37    | 41.5 ± 56.0<br>(1 ~ 314)  | 6.80 ± 7.89<br>0 ~ 36.9       | Clukey <i>et al.</i> (2017) <sup>6</sup>  |
| アオウミガメ<br>( <i>Chelonia mydas mydas</i> )<br>43.9±5.2cmCCL  |                                    | 10    | 93.8 ± 83.6<br>(0 ~ 248)  | 19.5 ± 17.2<br>0 ~ 44.7       |   |
| アカウミガメ<br>( <i>Caretta caretta</i> )<br>68.9±3.8cmCCL       |                                    | 5     | 81.6 ± 92.7<br>0 ~ 201    | 29.4 ± 33.8<br>0 ~ 69.3       |   |
| オサガメ<br>( <i>Dermochelys coriacea</i> )<br>74.6±13.3cmCCL   |                                    | 3     | ND                        | ND                            |   |

CCL: curved carapace length (曲甲長)、数値は「平均値 ± SD」、カッコ内は範囲

(誤食・哺乳類)

- ・2016年1月から2月の間に北海の海岸に沿って取り残された30頭のマッコウクジラ (*Physeter macrocephalus*)のうち22頭の死体の消化管を調査したところ、ネット、ロープ、ホイル、包装材、自動車の一部などの海洋ごみが22個体中9個体で発見された。いずれの項目も直接的な死因とは言い切れないが、海洋ごみへのばく露レベルが高く、マッコウクジラのような大型捕食者にはリスクとなっている(Unger *et al.*, 2016<sup>7</sup>)。

<sup>7</sup> Unger, B., Rebolledo, E. L. B., Deaville, R., Gröne, A., IJsseldijk, L. L., Leopold, M. F., Siebert, U., Spitz, J., Wohlsein, P., Herr, H., : Large amounts of marine debris found in sperm whales stranded along the North Sea coast in early 2016, *Marine Pollution Bulletin*, **112**, 134-141 (2016).

(誤食・魚類)

- ・ ビニール袋やペットボトルの蓋、食品の包装袋等のプラスチック片を誤食していたミズウオ(*Alepisaurus ferox*)は44個体のうちの32個体で、1個体あたり平均5.0個のプラスチック片を誤食していた。これは駿河湾において、1999年から2004年までの間に海岸に打ち上げられた44個体のミズウオの胃の内容物を、環境教育の一環として調べた結果である。この結果は、同様の地域で過去に調査した久保田(1995)<sup>8</sup>による結果(296個体を調査し、誤食は3.1個/個体であった)よりも多かった。また、これらすべての結果を合わせると、駿河湾において調査した全340個体のうち、216個体(66%)においてプラスチックの誤食が確認されており、平均で3.6個/個体のプラスチック片の誤食があった(伊藤ら, 2005<sup>9</sup>)。

(絡まり・鳥類)

- ・ ウミネコ(*Larus crassirostris*)の全斃死数に対するテグス等による斃死個体の割合は25.8%であった。静岡県御前崎地域と茨城県の大洗地域における漂着鳥類調査において、14目20科42種876個体の鳥類のうち、テグス等の絡まりは5目5科7種14個体で確認された。テグス等による斃死個体数が最も多かったのはウミネコの8個体であった。これはウミネコの全斃死個体数(31個体)のうち25.8%を占めた。その他オオハム(*Gavia arctica*)、カモメ(*Larus canus*)、カワウ(*Phalacrocorax carbo*)、ゴイサギ(*Nycticorax nycticorax*)、ハシボソミズナギドリ(*Puffinus tenuirostris*)、ユリカモメ(*Larus ridibundus*)についても斃死が確認された(佐藤と勝田, 2011<sup>10</sup>)。
- ・ シロカツオドリ(*Morus bassanus*)では年間平均62.85±26.84個体が絡まりの被害に遭うとの推計がされており、その多くはヒナによるものであった。英国グラスホルム島におけるシロカツオドリの調査において、鳥類の中にはロープや釣糸等を巣材として利用する種もあり、それが結果的に絡まりを引き起こす場合もあると指摘している。この調査では、シロカツオドリの巣に含まれるプラスチックの量が平均で469.1g(合成繊維のロープが最も多い)であり、8年間で525個体の絡まりが確認されている(Votier *et al.*, 2011<sup>11</sup>)。

(絡まり・魚類)

- ・ 岩手県沿岸域において東日本大震災によって海底に沈んだ底刺網を回収調査したところ、漁網から魚類6科12種47個体、甲殻類1種8個体が確認された。また、死亡率は16.7~61.5%(平均40.0%)であり、魚類の死亡率(平均46.8%)が高い傾向が見られた。調査は2011年6月に行われ、4張りの刺網が回収された。採集個体はカレイ科魚類

<sup>8</sup> 久保田 正: ミズウオの鳴らす警鐘、(プラスチックの海, 佐尾 和子ら, 海洋工学研究所出版部), 67-74 (1995).

<sup>9</sup> 伊藤 芳英, 西源 二郎, 久保田 正: 深海魚ミズウオ *Alepisaurus ferox* を利用した環境教育, *東海大学博物館研究報告*, 7, 1-13 (2005).

<sup>10</sup> 佐藤 顕義, 勝田 節子: 静岡県御前崎海岸と茨城県大洗海岸における海岸斃死鳥類 1. 斃死鳥類の状況とテグス等による被害, *東海自然誌(静岡県自然史研究報告)*, 4, 25-33 (2011).

<sup>11</sup> Votier, S. C., Archibald, K., Morgan, G., Morgan, L.: The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality, *Marine Pollution Bulletin*, 62, 168-172 (2011).

(Pleuronectidae)が 35%、カジカ科魚類(Cottidae)が 33% であった。同調査時点におけるゴーストフィッシングによる累積の重量は、設置直後の日当たり漁獲量期待値に対して 12~45 回分に相当するという試算もなされている(後藤, 2012<sup>12</sup>)。

(シミュレーションによる分析)

- ・ 海洋ごみの分布予測モデルと 186 種の海鳥の分布データを合わせ、海鳥が海洋ごみにばく露されるリスクを地球規模で予測した結果、オーストラリアとニュージーランドの間のタスマン海で最もリスクが高くなると予測された。 1962 年から 2012 年の間に研究論文で報告された 135 種のうち 80 種(59%)はプラスチックを摂取しており、これらの研究では平均 29%の個体の腸内にプラスチックが認められた。2015 年時点の摂取率は個体で 90%と推定され、2050 年までには 99%の種、95%の個体に達すると推定された。一般的にこの海域では人為的な活動や海洋ごみの密度も低いため影響は少ないと考えられていたが、このシミュレーションでは相反する結果となった。効果的な廃棄物管理を行えばこの割合を減らすことができるとしている(Wilcox *et al.*, 2015<sup>13</sup>)。
- ・ マクロプラスチックごみによる絡まりの影響が及ぶ鳥類の種数が最も多い海域は、南極海及び太平洋赤道域に存在し、プラスチックごみの濃度分布だけに依存しているわけではない可能性がある。 種毎の分布を示した IUCN (The International Union for Conservation of Nature) (2018)<sup>14</sup>及び海洋プラスチックごみによる絡まりの観測記録である BirdLife (BirdLife International) (2018)<sup>15</sup> と OBIS (2018)<sup>16</sup> を用いて、マクロプラスチックごみによる絡まりが鳥類に及ぼす影響を予備的にシミュレーションした結果、絡まりによる影響を、絡まりが報告されている種数とその地域に生息する種数の比で見ると、プラスチックごみの推定密度が低い水域、特に南極海と太平洋赤道域で顕著に高かった(Woods *et al.*, 2019<sup>17</sup>)。

## 2.1.2. マクロプラスチックごみの誤食が生物に及ぼす影響の定量化と高感受性種・プラスチック性状

(鳥類)

- ・ 1 つのごみを摂取すると生涯死亡率が 20.4%になり、93 個のごみを摂取すると 100%に上昇する。 主な死因は消化管の閉塞である。ミズナギドリ目(Procellariiformes)は個体数の減少など世界的に最も脅威にさらされている鳥のグループであり、海洋ごみの摂取頻度が最も高いグループである。オーストラリアとニュージーランドで漁業の混獲・

<sup>12</sup> 後藤 友明: 東日本大震災で岩手県沿岸域に放置された底刺網の状態とゴーストフィッシングの実態, *日本水産学会誌*, **78**(6), 1187-1189 (2012).

<sup>13</sup> Wilcox, C., van Sebille, E., Hardesty, B. D.: Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States America*, **112**(38), 11899-11904 (2015).

<sup>14</sup> IUCN: The IUCN Red List of Threatened Species: Spatial Data Download (2018), <https://www.iucnredlist.org/resources/spatial-data-download>(2020.02.07 アクセス)

<sup>15</sup> BirdLife International: BirdLife Data Zone (2018), <http://datazone.birdlife.org/species/requestdis>(2020.02.07 アクセス)

<sup>16</sup> OBIS (Ocean Biogeographic Information System): Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO (2018), [www.iobis.org](http://www.iobis.org)(2020.02.07 アクセス)

<sup>17</sup> Woods, J. S., Rødder, G., Veronesi, F.: An effect factor approach for quantifying the entanglement impact on marine species of macroplastic debris within life cycle impact assessment, *Ecological Indicators*, **99**, 61-66 (2019).

傷病死・海岸に漂着した死体を収集した 51 種 1,733 羽の海鳥について、van Franeker (2004)<sup>18</sup>の手順に基づいて剖検して判明した死因データを AIC(Akaike Information Criterion: 赤池情報量規準)とモンテカルロ法を用いて統計解析を行い、摂取したごみと、ごみの摂取による死との用量反応関係が導かれた(Roman *et al.*, 2019b<sup>19</sup>)。

- ・ 誤食が若い個体に多く見られる理由として、親鳥からの餌を選べないということと、若鳥が適切な餌を判断する能力が低いことが挙げられる(Ryan *et al.*, 2009<sup>3</sup>)。
- ・ 動物プランクトンを餌とする、または海表面で摂餌する種では、海ごみの摂取割合が高い(Roman *et al.*, 2019a<sup>2</sup>)。
- ・ 同じミズナギドリ目(Procellariiformes)の鳥でもプラスチックの摂取率が高い種と低い種が存在する。マクロプラスチックごみの摂取率は、ミズナギドリ目の種によって大きく異なる。アホウドリ科 *Diomedea* 属と *Thalassarche* 属はめったにマクロプラスチックごみを摂取しないが(Ryan *et al.*, 2016<sup>20</sup>)、オオミズナギドリ属の一種(*Calonectris diomedea*) (Codina-García *et al.*, 2013<sup>21</sup>)、フルマカモメ(*Fulmarus glacialis*) (Acampora *et al.*, 2016<sup>22</sup>)、及びハシボソミズナギドリ(*Puffinus tenuirostris*) (Roman *et al.*, 2016<sup>23</sup>)を含む種のプラスチック摂取率(採取された個々の検体がプラスチックを摂取している割合)は 90%を超えることが示されている(Codina-García *et al.*, 2013<sup>21</sup>)。
- ・ ミズナギドリには特定のプラスチックに対して嗜好性があり、特に硬い材質、ゴム、風船を摂取しやすい。2010 年( $n=102$ 、成鳥)と 2012 年( $n=27$ 、幼鳥)にオーストラリアのノースストラドブローク島で 2 件の座礁事故の際に得られたハシボソミズナギドリ(*Puffinus tenuirostris*)による海洋ごみの摂取を調査した。剖検し、腸内で見つかった固形物をプラスチック、ロープ、風船、ゴムなどの種類と色に分類した。鳥の 67%以上が人為的なごみを摂取しており、399 個のごみが確認された。ごみを摂取した鳥の体長と摂取しなかった鳥の体長との間に有意な関係は見つからなかった。オスとメスの間にも摂取量に有意差はなかった。ハシボソミズナギドリが特定の種類の破片を積極的に選択するかを判断するために、摂取したごみを海上でネット採取したサンプルと比較した結果、有意な違いが見られ、鳥が硬いプラスチック、ゴム、風船を選択したこと

<sup>18</sup> van Franeker, J. A.: Save the North Sea Fulmar-Litter-EcoQO Manua Part 1: Collection and dissection procedures, *Alterra-report*, **672** (2004).

<sup>19</sup> Roman, L., Hardesty, B. D., Hindell, M. A., Wilcox, C.: A quantitative analysis linking seabird mortality and marine debris ingestion, *Scientific Reports*, **9**, 3202 (2019b).

<sup>20</sup> Ryan, P. G., de Bruyn, P. J. N., Bester, M. N.: Regional differences in plastic ingestion among Southern Ocean fur seals and albatrosses, *Marine Pollution Bulletin*, **104**(1–2), 207–210 (2016).

<sup>21</sup> Codina-García, M., Militão, T., Moreno, J., González-Solís, J.: Plastic debris in Mediterranean seabirds, *Marine Pollution Bulletin*, **77**, 220–226 (2013).

<sup>22</sup> Acampora, H., Lyashevskaya, O., van Franeker, J. A., O'Connor, I.: The use of beached bird surveys for marine plastic litter monitoring in Ireland, *Marine Environmental Research*, **120**, 122–129 (2016).

<sup>23</sup> Roman, L., Schuyler, Q. A., Hardesty, B. D., Townsend, K. A.: Anthropogenic debris ingestion by avifauna in eastern Australia, *PLoS ONE*, **11**(8), e0158343 (2016).

が示された(Acampora *et al.*, 2014<sup>24</sup>)。

- ・海鳥全般について、胃内容物中には消化を促すための異物(石や木片など)が見られることから、積極的に硬いものを取り入れていると考えられる(山下ら, 2016<sup>25</sup>)。
- ・風船は最もリスクの高いごみである。硬質プラスチックを摂取するよりも、消化管の閉塞で死に至る可能性が 32 倍高い。オーストラリア及びニュージーランドにおいて漁業の混獲・傷病死・海岸に漂着した死体を収集して得られた 51 種 1,733 羽の海鳥を剖検した。その内、518 個体が計 2,468 個の硬質プラスチックを摂取し、27 個体が 32 個の風船(断片としては 53 個)を摂取していた。1,733 個体中 12 個体はプラスチックの摂取が死因であると判断され、5 個体は風船の摂取が死因であると判断された。風船を摂取した 5 個体はイカを主な餌とする種であった(Roman *et al.*, 2019b<sup>19</sup>)。
- ・アホウドリ類やミズナギドリ類は海面付近で魚類、いか類、甲殻類などの餌を食べる表層採食者(surface feeder)であり、空中からの餌の探索は主に視覚・嗅覚に頼っている(Nevitt, 2000<sup>26</sup>)。はえ縄の餌を青く着色することで、海鳥が空中から餌を見つけにくくし、海鳥の餌取り行動を抑制すると、偶発的捕獲率を 10 分の 1 あるいはそれよりも低くできることが洋上調査で確認された(井上と越智, 2019<sup>27</sup>)。
- ・海鳥は淡い色のプラスチック片の摂取が少なく、暗い色のプラスチック片を多く摂取していた。また、体のサイズ(体重)が小さい種は大きい種よりもプラスチック摂取の発生率が高く、プラスチック片の色との関連は見られなかった。摂取されたプラスチックのサイズは、体のサイズ、摂餌方法、排泄頻度、体内のプラスチック種の割合に関連していた。この調査は南半球に生息する 60 種の海鳥種のうち 36 種について、サンプリング手法によるバイアスを考慮して行われた(Ryan, 1987<sup>28</sup>)。
- ・ミッドウェイ環礁においてコアホウドリ(*Phoebastria immutabilis*)の死がいから回収されたライターの分析を行った結果、日本のライターが 58.2%と半数以上を占めた。それ以外では中国、台湾のライター(18.8%)、韓国(1.2%)が確認されている(藤枝, 2003<sup>29</sup>)。

#### (爬虫類)

- ・ウミガメの腸内に 14 個のプラスチックが入っていると、死亡率が 50%になる。オース

<sup>24</sup> Acampora, H., Schuyler, Q. A., Townsend, K. A., Hardesty, B. D.: Comparing plastic ingestion in juvenile and adult stranded short-tailed shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) in eastern Australia, *Marine Pollution Bulletin* **78**, 63-68 (2014).

<sup>25</sup> 山下 麗, 田中 厚資, 高田 秀重: 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 (2016).

<sup>26</sup> Nevitt, G.A.: Olfactory foraging by Antarctic Procellariiform seabirds: life at high Reynolds number, *Biological Bulletin*, **198**, 245-253 (2000).

<sup>27</sup> 井上 裕紀子, 越智 大介: 海鳥類の偶発的捕獲とその管理(総説), *水産庁・国立研究開発法人水産研究・教育機構平成 30 年度国際漁業資源の現況*, 45 (2019).

<sup>28</sup> Ryan, P. G.: The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds, *Marine Environmental Research*, **23**, 175-206 (1987).

<sup>29</sup> 藤枝 繁: ディスポーザブルライターを指標とした海岸漂着散乱ゴミの流出地確定, *漂着物学会誌*, **1**, 13-20 (2003).

トラリアで保護された後に死亡した 246 頭のウミガメの剖検結果と、オーストラリアの全国座礁データベースから抽出された 706 頭のデータセットを使用し、ウミガメが摂取したプラスチックの量と死亡の関係を調査した。プラスチック摂取と関係のない原因で死亡したウミガメを対照群として扱い、AIC とモンテカルロ法を用いて統計解析を行ったところ、ウミガメの腸内に 14 個のプラスチックが入っていると、死亡率が 50%になると判明した(Wilcox *et al.*, 2018<sup>30</sup>)。

- ・ ウミガメはプラスチックごみ等の摂餌により、消化効率が低下し、特に若い個体の成長に深刻な影響をもたらすと考えられる(McCauley and Bjorndal, 1999<sup>31</sup>)。取込まれた漂流ごみは、その大きさや種類にもよるが、多くの場合消化器官を通して排泄されるものと考えられている(Katsanevakis, 2008<sup>32</sup>)。しかし、プラスチック製の袋は消化経路を塞ぐことがあり、これらが直接的な死因となった例も報告されている(Greenpeace, 2006<sup>33</sup>; Bjorndal *et al.*, 1994<sup>34</sup>)。また、誤食による長期的な影響として、栄養不足(Nutrient / Dietary dilution)が考えられる。栄養不足によって体の成長が阻害されたり、最終的に死に至ったりする場合があるため、種全体へ影響が及ぶ可能性も否定できない(McCauley and Bjorndal, 1999<sup>31</sup>)。
- ・ アオウミガメ(*Chelonia mydas mydas*)はアカウミガメ(*Caretta caretta*)よりも人為由来のごみを多く摂取していた。カメは漂流している破片を餌と間違えて摂取することがあるが、特にアオウミガメは雑食性であるため、人為由来のごみをより多く摂取していた。自然条件下でカメが人為由来のごみに対してどのように反応するかを調査するために、糞と腸内の調査に加え、アカウミガメとアオウミガメに動物用ビデオカメラを設置したモニタリングが 2007 年から 2015 年にかけて行われた。その結果、アカウミガメから収集された糞便及び腸内容物における人為由来のごみの存在頻度は、それぞれ 35.7%(10 個体/28 個体)及び 84.6%(11 個体/13 個体)であった。一方、アオウミガメでは調査対象の全ての個体から人為由来のごみが確認され、糞便中(25 個体/25 個体)及び腸内容物(10 個体/10 個体)であった。ごみの量についても、アオウミガメ(糞;  $15.8 \pm 33.4$  g、腸;  $39.8 \pm 51.2$  g)はアカウミガメ(糞;  $1.6 \pm 3.7$  g、腸;  $9.7 \pm 15.0$  g)より多くの破片を摂取していることが明らかとなった。ビデオ記録(アカウミガメ 10 頭とアオウミガメ 6 頭からそれぞれ 60 時間と 52.5 時間)では、カメは 46 個の人為由来のごみに遭遇し、それらのうち 23 個を摂取する様子が確認された。アオウミガメ(61.8%)の人為由来のごみの遭遇摂取率(遭遇したごみを誤食する確率)は、アカウミガメ(16.7%)よりも有意に高かった(Fukuoka *et al.*, 2016<sup>35</sup>)。

<sup>30</sup> Wilcox, C., Puckridge, M., Schuyler, Q. A., Townsend, K., Hardesty, B. D.: A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion, *Scientific Reports*, **8**, 12536 (2018).

<sup>31</sup> McCauley, S. J., Bjorndal, K. A.: Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: Sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles, *Conservation Biology*, **13**(4), 925-929 (1999).

<sup>32</sup> Katsanevakis, S.: Marine debris, a growing problem: sources, distribution, composition, and impacts, (Marine Pollution: New Research, Hofer, T. N., Nova Science Publishers, New York), 53-100 (2008).

<sup>33</sup> Greenpeace: Plastic debris in the world's oceans, Amsterdam (2006).

<sup>34</sup> Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., Lagueux, C. J.: Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats, *Marine Pollution Bulletin*, **28**(3), 154-158 (1994).

<sup>35</sup> Fukuoka, T., Yamane, M., Kinoshita, C., Narazaki, T., Marshall, G. J., Abernathy, K. J., Miyazaki, N., Sato, K.: The feeding habit of sea turtles influences their reaction to artificial marine debris, *Scientific Reports*, **6**, 28015 (2016).

- ・ サルデーニャ島(西地中海)のアカウミガメ(*Caretta caretta*)が摂取した海洋ごみの量と組成を評価した結果、消費者由来のプラスチックは試料全体の 13.22%を占めていた。中でもシート(12.39%)及び破片(9.09%)が最も関連性の高いサブカテゴリーであった。また、摂取された 333 個のごみを色分けした結果、色によっても摂取量に違いが見られた。白色で透明なプラスチックシートが最も代表的なカテゴリーであった。121 個体のうち 17 個体(14.04%)の消化管にごみが存在した。生きている個体( $n = 91$  個体)の糞便中のごみ及び死亡した個体( $n = 30$  個体)の胃腸内容物を分類し、個数をカウントし( $n = 333$  個)、計量した。なお、原著者の観察によると、白色で透明な色のプラスチックごみはサルデーニャ沿岸周辺に浮遊するビニール袋の一般的な色のようにであった(Camedda *et al.*, 2014<sup>36</sup>)。

#### (哺乳類)

- ・ クジラ類において、ごみの摂取または絡まりは慢性及び急性の傷害を引き起こし、汚染物質の負荷を増加させ、罹患率と死亡率の増加をもたらす。クジラ類における影響の深刻度に関する知見は、他の類に比べて少ない。Baulch *et al.* (2014)<sup>37</sup>による文献レビューは、これまでに報告されたクジラ類に対する海洋ごみの影響をまとめた。ごみの摂取は 48 種(クジラ類の 56%)で記録されており、一部の個体群では摂取率が 31%であることが分かっている。ごみ摂取による死亡率は座礁した個体の 0~22%であり、ごみは一部の個体群にとって重大な脅威である可能性が示唆された(Baulch and Perry, 2014<sup>37</sup>)。
- ・ 底生生物を主食とするラプラタカワイルカ(*Pontoporia blainvillei*)の胃内容物試料では、89 試料中 14 試料(15.7%)に海洋ごみが含まれていた。海底近くで摂取活動する種の方が海底に蓄積したごみを摂取する可能性が高くなることが明らかになった。太平洋の同じ地域に生息する沿岸のイルカであるギアナコビトイルカ(*Sotalia guianensis*)の胃内容物試料を比較すると、魚類を主食とするギアナコビトイルカは 77 試料中海洋ごみを含んでいたのは 1 試料(1.3%)であった(di Benedetto and Ramos, 2014<sup>38</sup>)。

#### (サンゴ類)

- ・ 多くのサンゴは砂を殆ど摂取せずに様々な材質のプラスチックを摂取していることが分かった。また、微生物の付着しているプラスチックよりも微生物が付着していないプラスチックの方がより多く摂取され、その差は 3 倍から 5 倍であった。サンゴは視

<sup>36</sup> Camedda, A., Marra, S., Matiddi, M., Massaro, G., Coppa, S., Perilli, A., Ruiu, A., Briguglio, P., de Lucia, G. A.: Interaction between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea), *Marine Environmental Research*, **100**, 25-32 (2014).

<sup>37</sup> Baulch, S., Perry, C.: Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, **80**, 210-221 (2014).

<sup>38</sup> di Benedetto, A. P. M., Ramos, R. M. A.: Marine debris ingestion by coastal dolphins: What drives differences between sympatric species?, *Marine Pollution Bulletin*, **83**, 298-301 (2014).

覚によって餌を判別することはないため、プラスチックに含まれる何らかの化学物質が摂食活動を引き起こしたと考えられる。Allen *et al.* (2017)<sup>39</sup>はサンゴに対し2種類の実験を行った。実験1では各種のプラスチック材料(高密度ポリエチレン及び低密度ポリエチレン、ポリプロピレン、ポリエチレンテレフタレート(PET)、ポリカーボネート、ポリ塩化ビニル及びポリスチレン)のペレットを粉碎(直径500~1,000 µm)したものと、有機物を除去した砂をサンゴに与えた。一方、実験2ではプラスチックペレットの混合物(直径125~1,000 µm)と、それを1週間海水に浸漬してバイオフィルムを形成させたものをサンゴに与え、サンゴが様々な種類のプラスチックを摂取するかどうか、さらに微生物バイオフィルムが付着したプラスチックはサンゴの摂取に影響を与えるかどうかを調べた。その結果、実験1ではサンゴは与えられた7種類全てのプラスチックを摂取するが、砂の場合は与えられた10粒の内1粒を摂取しただけであった。また、実験2ではサンゴが新品のプラスチックを摂取した量はバイオフィルムを形成したプラスチックの3倍から5倍であった。

### 2.1.3. マクロプラスチックごみの絡まりが生物に及ぼす影響の定量化と高感受性種・プラスチック性状

(鳥類)

- ・鳥類の死因の91.7%は漁具由来であることが推測された。また、絡まりの事例のうちの85.7%は漁具(釣糸、釣針等)によるものであった。米国のカリフォルニア州における複数の研究機関による野生生物の絡まりや誤食等に関する被害情報をとりまとめた結果、2001~2005年の5年間で454件の絡まり事例が確認され、その被害は31種の鳥類と9種の海産哺乳類に及んだ。最も事例が多かったのは、ウミガラス(*Uria aalge*)とアメリカオセグロカモメ(*Larus occidentalis*)であった。同調査による取りまとめは陸上で確認された事例であり、海で死亡した個体等は含まれないため、実際にはより多くの被害があると考えられる(Moore *et al.*, 2009<sup>40</sup>)。
- ・カリフォルニア州内の複数の野生生物保護施設において、2001~2006年の間に発生したカシヨクペリカン(*Pelecanus occidentalis*)、カモメ類(*Larus spp.*)、鱈脚類(カリフォルニアアシカ(*Zalophus californianus*)、キタゾウアザラシ(*Mirounga angustirostris*)、ゼニガタアザラシ(*Phoca vitulina*))における絡まり及び誤食に関する9,668件の事例のうち、11.3%である1,090件が漁具に関するものであった。被害の最も多かったカシヨクペリカンでは、年別で事例をまとめたうち最大61.9%が漁具由来(釣糸、釣針等)であった(Dau *et al.*, 2009<sup>41</sup>)。

<sup>39</sup> Allen, A. S., Seymour, A. C., Rittschof, D.: Chemoreception drives plastic consumption in a hard coral, *Marine Pollution Bulletin*, **124**, 198-205 (2017).

<sup>40</sup> Moore, E., Lyday, S., Roletto, J., Little, K., Parrish, J. K., Nevins, H., Harvey, J., Mortenson, J., Greig, D., Piazza, M., Hermance, A., Lee, D., Adams, D., Allen, S., Kell, S.: Entanglements of marine mammals and seabirds in central California and the north-west coast of the United States 2001-2005, *Marine Pollution Bulletin*, **58**(7), 1045-1051 (2009).

<sup>41</sup> Dau, B. K., Gilardi, K. V., Gulland, F. M., Higgins, A., Holcomb, J. B., Leger, J. S., Ziccardi, M. H.: Fishing gear-related injury in California marine wildlife, *Journal of Wildlife Diseases*, **45**(2), 355-362 (2009).



(爬虫類)

- ・ カメ類において、絡まりが起きた個体には、潰瘍、壊死性筋炎（筋肉の局所領域の死）、及び1つか2つの足ひれの切断を伴う皮膚病変があった。1998年から2001年の間にカナリア諸島で88頭のアカウミガメ(*Caretta caretta*)、3頭のアオウミガメ(*Chelonia mydas mydas*)、2頭のオサガメ(*Dermochelys coriacea*)に絡まりがあった。そのうち、24.73%は遺棄された漁網への絡まりにより死亡した(Orós *et al.*, 2005<sup>42</sup>)。
- ・ WWFによる2004年のオーストラリア北部の調査では、逸失漁網に絡まった40個体のウミガメが報告されており、その内訳は若いタイマイ(*Eretmochelys imbricata*)が30個体、ヒメウミガメ(*Lepidochelys olivacea*)5個体、アオウミガメ(*Chelonia mydas mydas*)2個体、若いオサガメ(*Dermochelys coriacea*)1個体、その他同定不可能が2個体であった(White, 2006<sup>43</sup> ; Katsanevakis, 2008<sup>32</sup>)。

(哺乳類)

- ・ 北東太平洋では、若いキタオットセイ(*Callorhinus ursinus*)の死亡事例のうち15%が漁網ごみによるものと推定され、アザラシは年間3~25個の漁網ごみに遭遇すると推定されている(Fowler, 1987<sup>44</sup> cited in Goñi, 1998<sup>45</sup>)。
- ・ 2000年から2007年にかけて、南東アラスカ及びブリティッシュコロンビア北部に生息するトド(*Eumetopias jubatus*)のプラスチックへの絡まり状況を双眼鏡や写真により調査した結果、386個体で絡まりが確認された。素材が確認できたもののうち54%が梱包用のヒモ、30%がゴムヒモ、7%が漁網、7%がロープ、2%が釣系による絡まりであった。また、絡まりの部位としては、首(49%)が最も多く、口やヒレ、頭部にも絡まりが確認された。調査地域はサケ漁が盛んであり、サケ漁由来の漁具が多いことから、絡まりの原因となる素材は地域性が見られることが明らかとなった。その他の地域ではトロール網(Fowler 1987<sup>44</sup>; Zavadil *et al.*, 2007<sup>46</sup>)、延縄漁業用の釣系(Perez, 2006<sup>47</sup>)等による被害が報告されている(Raum-Suryan *et al.*, 2009<sup>48</sup>)。
- ・ ハワイモンクアザラシ(*Monachus schauinslandi*)の主な繁殖地はすべてハワイ諸島北西部にあり、これまでに報告されているアザラシやアシカの中でも最も絡まりによる影響が高い種である。ハワイでは、放棄、紛失、または廃棄した漁具(Abandoned, lost or

<sup>42</sup> Orós, J., Torrent, A., Calabuig, P., Déniz, S.: Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998–2001), *Diseases of Aquatic Organisms*, **63**, 13-24 (2005).

<sup>43</sup> White, D.: Marine debris in northern territory waters 2004: WWF Australia, WWF-Australia, Sydney, (2006).

<sup>44</sup> Fowler, C. W.: Marine debris and northern fur seals: a case study, *Marine Pollution Bulletin*, **18(63)**, 326-335 (1987).

<sup>45</sup> Goñi, R.: Ecosystem effects of marine fisheries: an overview, *Ocean and Coastal Management*, **40**, 37-64 (1998).

<sup>46</sup> Zavadil, P. A., Robson, B. W., Lestenkof, A. D., Holser, R., Malavansky, A.: Northern fur seal entanglement studies on the Pribilof Islands in 2006, 56 (2007).

<sup>47</sup> Perez, M. A.: Analysis of marine mammal bycatch data from the trawl, longline, and pot groundfish fisheries of Alaska, 1998–2004, defined by geographic area, gear type, and catch target groundfish species., *NMFS-AFSC NOAA Technical Memorandum*, **167**, 194 (2006).

<sup>48</sup> Raum-Suryan, K. L., Jemison, L. A., Pitcher, K. W.: Entanglement of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in marine debris: Identifying causes and finding solutions, *Marine Pollution Bulletin*, **58**, 1487-1495 (2009).

otherwise discarded fishing gear, ALDFG)の絡まりが、絶滅危惧種のハワイモンクアザラシの死亡原因として知られている。(Donohue *et al.*, 2001<sup>49</sup>)。1988年から2014年の間に297匹のモンクアザラシを個別に識別し、そのうち83匹(28%)についてはALDFGの絡み合いであり、その個体のほとんどは2歳以下であったと報告されている(Gobush *et al.*, 2017<sup>50</sup>)。

#### (サンゴ類)

- ・ サンゴがプラスチックと接触すると、病気の可能性は4%から89%に増加する。構造的に複雑なサンゴ(テーブル状>枝状>塊状)はプラスチックの影響を受ける可能性が8倍高い。アジア太平洋地域の緯度の異なる4カ国、8地域、159のサンゴ礁における124,000の造礁サンゴについて、プラスチック(直径>50mm)ごみが接触しているサンゴとそうでないサンゴとで病気の有無を比較し、プラスチックが病気を引き起こすリスクを評価した結果、プラスチックごみの有無で平均値に有意差があった。また、主座標分析において両者が異なる座標を示し、プラスチックごみの存在が6つの病気(骨格侵食バンド、白化、黒色バンド、成長異常、褐色バンド、黒壊死)と関連付けられた。プラスチックごみとの接触がサンゴの形態(テーブル状、枝状、塊状)に及ぼす影響を確率分布図により評価したところ、サンゴがプラスチックと接触すると、病気の可能性は4%から89%に増加する。構造的に複雑なサンゴ(テーブル状と塊状の比較)はプラスチックの影響を受ける可能性が8倍高く、そのようなサンゴ礁では関連する生物や重要な漁業資源により大きな影響を及ぼすことが示された(Lamb *et al.*, 2018<sup>51</sup>)。
- ・ ビニール袋、漁具、及び繊維ロープが罹患率と死亡率の増加に影響していると指摘されているその他の生物として、ウミヘビ(Udyawer *et al.*, 2013<sup>52</sup>)、アシカ(Hamer *et al.*, 2013<sup>53</sup>; Page *et al.*, 2004<sup>54</sup>)、オットセイ(Waluda and Staniland, 2013<sup>55</sup>; Lawson *et al.*, 2015<sup>56</sup>; Cosgrove *et al.*, 2016<sup>57</sup>)、アザラシ(Rebolledo *et al.*, 2013<sup>58</sup>)の報告がある。

<sup>49</sup> Donohue, M. J., Boland, R. C., Sramek, C. M., Antonelis, G. A.: Derelict fishing gear in the Northwestern Hawaiian Islands: Diving surveys and debris removal in 1999 confirm threat to coral reef ecosystems, *Marine Pollution Bulletin*, **42**(12), 1301-1312 (2001).

<sup>50</sup> Gobush, K. S., Wurth, T. A., Henderson, J. R., Becker, B. L., Littnan, C. L.: Prevalence of interactions between Hawaiian monk seals (*Nemonachus schauinslandi*) and nearshore fisheries in the main Hawaiian Islands, *Pacific Conservation Biology*, **23**(1), 25-31 (2017).

<sup>51</sup> Lamb, J. B., Willis, B. L., Fiorenza, E. A., Couch, C. S., Howard, R., Rader, D. N., True, J. D., Kelly, L. A., Ahmad, A., Jompa, J., Harvell, C. D.: Plastic waste associated with disease on coral reefs, *Science*, **359**, 460-462 (2018).

<sup>52</sup> Udyawer, V., Read, M. A., Hamann, M., Simpfendorfer, C. A., Heupel, M. R.: First record of sea snake (*Hydrophis elegans*, Hydrophiinae) entrapped in marine debris, *Marine Pollution Bulletin*, **73**(1), 336-338 (2013).

<sup>53</sup> Hamer, D. J., Goldsworthy, S. D., Costa, D. P., Fowler, S. L., Page, B., Sumner, M. D.: The endangered Australian sea lion extensively overlaps with and regularly becomes by-catch in demersal shark gill-nets in South Australian shelf waters, *Biological Conservation*, **157**, 386-400 (2013).

<sup>54</sup> Page, B., Mc-Kenzie, J., McIntosh, R., Baylis, A., Morrissey, A., Calvert, N., Haase, T., Berris, M., Dowie, D., Shaughnessy, P. D., Goldsworthy, S. D.: Entanglement of Australian sea lions and New Zealand fur seals in lost fishing gear and other marine debris before and after Government and industry attempts to reduce problem, *Marine Pollution Bulletin*, **49**(1-2), 33-42 (2004).

<sup>55</sup> Waluda, C. M., Staniland, I. J.: Entanglement of Antarctic fur seals at Bird Island, South Georgia, *Marine Pollution Bulletin*, **74**(1), 244-252 (2013).

<sup>56</sup> Lawson, T. J., Wilcox, C., Johns, K., Dann, P., Hardesty, B. D.: Characteristics of marine debris that entangle Australian fur seals (*Arctocephalus pusillus doriferus*) in southern Australia, *Marine Pollution Bulletin*, **98**(1-2), 354-357 (2015).

<sup>57</sup> Cosgrove, R., Cronin, M., Reid, D., Gosch, M., Sheridan, M., Chopin, N., Jessopp, M.: Seal depredation and bycatch in set net fisheries in Irish waters, *Bord lascaigh Mhara Irish Sea Fisheries Board* (2016).

<sup>58</sup> Rebolledo, E. L. B., van Franeker, J. A., Jansen, O. E., Brasseur, S. M.: Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in

## マクロプラスチックごみによる生物影響についての今後の研究課題

短期的な課題として、マクロプラスチックごみの誤食・絡まりが生物への重大な影響の原因であるか、精査するべきである。

短期的な課題として、誤食・絡まりを起こしやすいマクロプラスチックごみの性状(形状、色など)をどの程度特定できるか、精査するべきである。

中期的な課題として、生息地域のマクロプラスチックごみ量と生物の誤食量・絡まり量との関係を定量的に明らかにする、またはごみの流出抑制や回収対策等による誤食量・絡まり量の低減効果を明らかにする研究を進めるべきである。

長期的な課題として、誤食・絡まりを起こしやすい重要種(高感受性種)を明らかにする研究を進めるべきである。

## 2.2. マイクロプラスチックの生態系での動態

### 2.2.1. マイクロプラスチックの取込経路

- ・ 摂取という形での汚染は、さまざまな栄養レベルでの 100 種以上の生物種で記録されている。一部の種では、サンプリングされた個体群の 80% 以上で摂取が報告されている(GESAMP, 2016<sup>59</sup>)。
- ・ 肺胞由来のマクロファージは、数 10  $\mu\text{m}$  程度の大きさの粒子(材質は問わない)を細胞内に取り込むことができる。抗結核剤リファンピシン(RFP)を充填した、1~10  $\mu\text{m}$  のサイズのポリ乳酸・グリコール酸共重合体(PLGA)製の球状マイクロプラスチックに対する肺胞マクロファージ(NR8383 細胞)の食作用活性を調べた。その結果、食作用は粒子サイズと添加粒子数に大きく依存していることが分かった。また、マクロファージは RFP を装填した PLGA 球状マイクロプラスチックをよく取り込み、その直径は 1  $\mu\text{m}$  ~6  $\mu\text{m}$  が主であったが、数 10  $\mu\text{m}$  の粒子も取り込むこともあった(Hirota *et al.*, 2007<sup>60</sup>)。
- ・ 粒子サイズが小さいほど浸透性が高まり、魚類において母体または卵の殻を經由して胚の卵黄脂質等への移行があると報告されている。 摂食以外の経路からの体内への取り込みに関する研究はナノサイズの試料による実験が多い(Filon *et al.*, 2015<sup>61</sup>; Lee *et al.*, 2019<sup>62</sup>; Pitt, 2018<sup>63</sup>; Al-Sid-Cheikh *et al.*, 2018<sup>64</sup>; Rossi *et al.*, 2014<sup>65</sup>)。

The Netherlands, *Marine Pollution Bulletin*, **67**(1), 200-202 (2013).

<sup>59</sup> GESAMP-Working-Group40: SOURCES, FATE AND EFFECTS OF MICROPLASTICS IN THE MARINE ENVIRONMENT: PART 2 OF A GLOBAL ASSESSMENT, GESAMP REPORTS & STUDIES No. 93, (2016).

<sup>60</sup> Hirota, K., Hasegawa, T., Hinata, H., Ito, F., Inagawa, H., Kochi, C., Soma, G., Makino, K., Terada, H.: Optimum conditions for efficient phagocytosis of rifampicin-loaded PLGA microspheres by alveolar macrophages, *Journal of Controlled Release*, **119**(1), 69-76 (2007).

<sup>61</sup> Filon, F. L., Mauro, M., Adami, G., Bovenzi, M., Crosera, M.: Nanoparticles skin absorption: New aspects for a safety profile evaluation, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **72**, 310-322 (2015).

<sup>62</sup> Lee, W. S., Cho, H. J., Kim, E., Huh, Y. H., Kim, H. J., Kim, B., Kang, T., Lee, J.S., Jeong, J.: Bioaccumulation of polystyrene nanoplastics and their effect on the toxicity of Au ions in zebrafish embryos, *Nanoscale*, **11**(7), 3173-3185 (2019).

<sup>63</sup> Pitt, J.: Developmental and cross-generational distribution and toxicity of polystyrene nanoparticles in zebrafish (*Danio rerio*), *Honors Theses*, **128** (2018).

<sup>64</sup> Al-Sid-Cheikh, M., Rowland, S. J., Stevenson, K., Rouleau, C., Henry, T. B., Thompson, R. C.: Uptake, whole-body distribution, and depuration of nanoplastics by the scallop *Pecten maximus* at environmentally realistic concentrations, *Environmental Science & Technology*, **52**, 14480-14486 (2018).

<sup>65</sup> Rossi, G., Barnoud, J., Monticelli, L.: Polystyrene nanoparticles perturb lipid membranes, *The Journal of Physical Chemistry*

- ・ヒトにおけるマイクロプラスチックの影響はほとんど報告されておらず、健康影響に関する明確な証拠はない。しかし、マイクロプラスチックとナノプラスチックの影響は懸念されている(Revel *et al.*, 2018<sup>66</sup>)。

## 2.2.2. 生体内におけるプラスチックの消化管以外の組織への移行

- ・実験室の条件下でポリスチレンとポリエチレンをばく露した魚(ボラ科の一種、*Mugil cephalus*)中のマイクロプラスチック粒子を胃及び肝臓中から単離、定量し、組織学的分析によって存在量を確認した。またアドリア海沿岸で集められた様々な魚種におけるマイクロプラスチックの存在を調査した結果、マイクロプラスチックのサイズでも多かったのは0.5 ~ 1 mm であり、その割合は43%、次いで0.1 ~ 0.5 mm が23%であった(Avio *et al.*, 2015<sup>67</sup>)。
- ・ポリエチレン製のマイクロプラスチックが3種のニシン科の肝臓に移行した。肝臓からマイクロプラスチックを分離し、肝臓を凍結切片化し、偏光顕微鏡で観察した結果、カタクチイワシ属の一種(*Engraulis encrasicolus*)の80%が肝臓に124 µm から438 µm の範囲の比較的大きなマイクロプラスチックを含んでいた。これは高レベルの汚染を示している。肝臓中で確認された大きな粒子は、小さな粒子の凝集によって生じていたか、あるいは腸壁をそのまま通過した可能性がある(Collard *et al.* 2017<sup>68</sup>)。
- ・4種の底生及び遠洋の魚(コチ科の一種(*Platycephalus indicus*)、エソ科の一種(*Saurida tumbil*)、モトギス(*Sillago sihama*)、コウライアカシタビラメ(*Cynoglossus abbreviatus*))の腸(消化管)、皮膚、筋肉、鰓及び肝臓と、クマエビ(*Penaeus semisulcatus*)の筋肉から、マイクロプラスチックが合計828個検出された。検出されたマイクロプラスチックは繊維状のものが主であった。調査した5種はどの種も広範囲の大きさのマイクロプラスチックを摂取していた。特に、コチ科の一種、モトギス、クマエビでは100~250 µm のプラスチックの摂取が多く、コウライアカシタビラメ及びエソ科の一種では250~500 µm の摂取が多かった(Abbasi *et al.*, 2018<sup>69</sup>)。
- ・球状ポリスチレン(4~16 µm、0.51 g/L)の生体内蓄積と毒性のメカニズムをイガイ属の一種(*Mytilus edulis*)を対象に調査した結果、ポリスチレンは腸から循環系に移行し、血リンパ中で48日間以上保持された。その濃度は12日後に最大となり、その後減少した。小さい粒子ほど組織内の蓄積ポテンシャルが高かった (Browne *et al.*, 2008<sup>70</sup>)。
- ・海産のツボワムシ属の一種(*Brachionus koreanus*)について、0、0.1、1、10、20 µg/mL の濃度で球状ポリスチレン(0.05、0.5、6 µm)を24時間ばく露させたところ、マイクロプ

Letters, 5, 241-246 (2014).

<sup>66</sup> Revel, M., Châtel, A., Mouneyrac, C.: Micro (nano) plastics: A threat to human health?, *Current Opinion in Environmental Science & Health*, **1**, 17-23 (2018).

<sup>67</sup> Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F.: Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea, *Marine Environmental Research*, **111**, 18-26 (2015).

<sup>68</sup> Collard, F., Gilbert, B., Compère, P., Eppe, G., Das, K., Jauniaux, T., Parmentier, E.: Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.), *Environmental Pollution*, **229**, 1000-1005 (2017).

<sup>69</sup> Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Hassanaghahi, M.: Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf, *Chemosphere*, **205**, 80-87 (2018).

<sup>70</sup> Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C.: Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.), *Environmental Science & Technology*, **42**, 5026-5031 (2008).

ラスチックのサイズに依存した蓄積性が観測された。0.05 μm では球状ポリスチレンは全身に分布していた。ナノサイズのビーズはマイクロサイズのビーズより強い蓄積性を示し、これは脂質膜の酸化ストレス誘発損傷に関与していた。さらに、膜における防御機能を担う重要なタンパク質である P 糖タンパク質及び多剤耐性タンパク質による多異物耐性能(multixenobiotic resistance)は、あらかじめ球状ポリスチレンにばく露されることで阻害され、4,4'-テトラブロモジフェニルエーテル(BDE-47)及びトリクロソンの毒性が強化された(Jeong *et al.*, 2018<sup>71</sup>)。

### 2.2.3. 食物連鎖によるマイクロプラスチックの濃縮

- ・ マイクロプラスチックの食物連鎖を通じた高次栄養段階生物への移行は室内実験で確認されている。 食物網の移行実験は、マイクロプラスチックを摂取した動物プランクトンをアミ類に給餌することによって行われた。アミ類の腸を顕微鏡観察すると、動物プランクトンと球状マイクロプラスチックの存在が示された。これによって、1つの栄養レベル(メソ動物プランクトン)からより高いレベル(マクロ動物プランクトン)への浮遊生物を介したマイクロプラスチックの移行の可能性が示された(Setälä *et al.*, 2014<sup>72</sup>)。
- ・ マイクロプラスチックが蚊の幼虫から成虫(液相から気相)に移行していることが示された。 アカイエカ(*Culex pipiens*) 種群の幼虫及び成虫に、2つのサイズ(2 μm、15 μm)のポリスチレンマイクロプラスチックを数段階の濃度(0、50、100 及び 200 MPs/mL)で与え、生体内における移行を調べた。2 μm、15 μm のマイクロプラスチックの両方が水生幼虫から陸生成虫へ移行し、摂取量は初期ばく露濃度と密接に関連していた(Al-Jaibachi *et al.*, 2019<sup>73</sup>)。
- ・ マイクロプラスチックを蚊の幼虫にばく露すると、それを捕食した別の種類の蚊の幼虫へ移行することが明らかとなった。 このことから、生態系・食物連鎖を介したマイクロプラスチックのばく露と移行が起こる可能性が示唆された。マイクロプラスチックにばく露したアカイエカ(*Culex pipiens*)の幼虫をケヨソイカ科の一種(*Chaoborus flavicans*)の幼虫が捕食した結果、捕食を介した移行が確認された。マイクロプラスチックの生物間の移行は捕食率と有意に正の相関があった(Cuthbert *et al.*, 2019<sup>74</sup>)。
- ・ 野外の生物で移行を示唆する観測例がある。 南シナ海北部海域に生息する5つの動物プランクトングループによるマイクロプラスチックの摂取を調査した。調査には2種類のサンプリングネット(ネット I: メッシュサイズ 505 μm、ネット II: メッシュサイズ 160 μm)が用いられた。16箇所の採取地点で採取された動物プランクトンの体内か

<sup>71</sup> Jeong, C.-B., Kang, H.-M., Lee, Y. H., Kim, M.-S., Lee, J.-S., Seo, J. S., Wang, M., Lee, J.-S.: Nanoplastic ingestion enhances toxicity of Persistent Organic Pollutants (POPs) in the monogonont rotifer *Brachionus koreanus* via Multixenobiotic Resistance (MXR) disruption, *Environmental Science & Technology*, **52**(19), 11411-11418 (2018).

<sup>72</sup> Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M.: Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web, *Environmental Pollution*, **185**, 77-83 (2014).

<sup>73</sup> Al-Jaibachi, R., Cuthbert, R. N., Callaghan, A.: Examining effects of ontogenic microplastic transference on *Culex* mosquito mortality and adult weight, *Science of the Total Environment*, **651**(1), 871-876 (2019).

<sup>74</sup> Cuthbert, R. N., Al-Jaibachi, R., Dalu, T., Dick, J. T. A., Callaghan, A.: The influence of microplastics on trophic interaction strengths and oviposition preferences of dipterans, *Science of the Total Environment*, **651**, 2420-2423 (2019).

らマイクロプラスチックを検出した。検出割合は繊維状マイクロプラスチックが最も多く、70%を占めていた。主な材質はポリエステルであった。マイクロプラスチックの長さの平均は、ネット I 及び II でそれぞれ 125  $\mu\text{m}$  及び 167  $\mu\text{m}$  であった。マイクロプラスチック/動物プランクトンで求められる遭遇率は、カイアシ類、毛顎動物、クラゲ、エビ、稚魚について、ネット I ではそれぞれ 5%、15%、34%、49%、120%、ネット II ではそれぞれ 8%、21%、47%、60%、143%であった。動物プランクトンが摂取したマイクロプラスチックの平均個数は、ネット I で 4.1 個/  $\text{m}^3$ 、ネット II で 131.5 個/  $\text{m}^3$  であった。プランクトングループが摂取したマイクロプラスチックのサイズはどのグループも同等であることと、生態学的地位があがるほどプラスチックとの遭遇率が増加していることから、この海域においてマイクロプラスチックは食物網に沿って移行していることが示唆された(Sun *et al.*, 2017<sup>75</sup>)。

- ・ イガイ属の一種(*Mytilus edulis*)中のマイクロプラスチックの個数濃度が、同じ地点の堆積物サンプルや地表水サンプルに比べて約 1,000 倍高かったことから、蓄積・生物濃縮している可能性が示された。 フィールドで収集された生物、堆積物、及び水に含まれるマイクロプラスチックの量を把握するため、比重分離に基づく堆積物抽出方法を改良し分析を行った。生物試料中のマイクロプラスチックの分析では、プロテイナーゼ K を使用した適応酵素消化プロトコルが最も適した方法だった。この方法では添加したプラスチック粒子の 97%を回収することができ、その後のラマン分析ではプラスチックの劣化は観察されなかった。分析の結果、北海の 9 種の無脊椎動物種のうち 8 種と、スウェーデン西海岸のブラウントラウト(*Salmo trutta*)の分析個体の 68%にマイクロプラスチックが含まれていた。乾燥重量 1 kg あたりのマイクロプラスチック粒子濃度は、同じ場所からの堆積物と地表水のサンプルに比べて約 1,000 倍高かった(Karlsson *et al.*, 2017<sup>76</sup>)。

#### マイクロプラスチックの生態系での動態に関連する現在進行中のプロジェクトの例

平成 30 年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(S -2)海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究<sup>77</sup>、大嶋 雄治 (九州大学), 2018 ~ 2020

- ・ メダカを用いたマイクロプラスチックの体内動態や移行と粒子毒性の解明及び、アルテミアを用いたマイクロプラスチックの体内動態、移行と粒子毒性の解明を行っている。

○平成 30 ~ 31 年度漁場環境改善推進事業 海洋プラスチックを摂食した魚介類の生態的

<sup>75</sup> Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., Zhao, Y.: Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea, *Marine Pollution Bulletin*, **115**, 217-224 (2017).

<sup>76</sup> Karlsson, T. M., Vethaak, A. D., Almroth, B. C., Ariese, F., van Velzen, M., Hassellöv, M., Leslie, H. A.: Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation, *Marine Pollution Bulletin*, **112(1-2)**, 403-408 (2017).

<sup>77</sup> 平成 30 年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(S -2)海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究 中間報告, [https://www.erca.go.jp/suishinhi/seika/pdf/seika\\_4\\_r01/s2-2.pdf](https://www.erca.go.jp/suishinhi/seika/pdf/seika_4_r01/s2-2.pdf)(2020.02.19 アクセス)

情報等の調査<sup>78</sup>、国立研究開発法人水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所 環境保全研究センター・化学物質グループ

- ・ 海産の魚介類を対象として、マイクロプラスチックの取り込みに関する基礎的な情報やマイクロプラスチックを介した魚介類体内における有害化学物質の挙動を把握し、マイクロプラスチックの摂食と魚介類の生態との関係について明らかにするために、マイクロプラスチックを摂食させた魚介類体内におけるマイクロプラスチックの挙動の解明や、マイクロプラスチックに吸着した有害化学物質の魚介類消化管内における溶出量等を推定する。

### マイクロプラスチックの生態系での動態についての研究課題

中期的な課題として、ヒトを含めた生態系における、実環境濃度における食物連鎖を通じた濃縮について、定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

長期的な課題として、摂取以外の取込みや消化管以外への組織への移行・排出による生物影響を把握する研究を進めるべきである。

長期的な課題として、マイクロプラスチックの消化管以外への組織への移行・排出による生物影響を評価する上でベースラインとなる、他の環境中の粒子の毒性・存在量を定量的に把握する研究を進めるべきである。

## 2.3. マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量化

### 2.3.1. 実験室での実験

- ・ 観測された影響は、経口摂取されたプラスチックによって消化活動が物理的に阻害されることに起因する機能不全(摂餌の減少、体重の減少等)がほとんどである。その他の影響としては、ファゴサイト活性の増加、リンパ系への移行、配偶子の質の低下、胚発生異常の増加、遊泳行動異常、運動能力低下、捕食能力低下、発現遺伝子の変化が報告されている。これらはプラスチック摂取後に腸以外の器官に移行した可能性を示している(GESAMP, 2016<sup>59</sup>)。
- ・ ECHA(European Chemicals Agency: 欧州化学機関)では意図的に添加されたマイクロプラスチックについて規制の対象とする提案のための報告書を取りまとめている。その中で引用された Besseling *et al.* (2019)<sup>79</sup>の論文では、実験室での試験による各種の慢性毒性値の LOEC について種の感受性分布(SSD: Species Sensitivity Distribution)図を作成し、LC<sub>50</sub> 等の毒性値を表 2-3 のとおり、HC<sub>5</sub> (Concentration of 5% of species) を 1.67 µg/L(95%信頼区間: 0.086 ~ 32.6 µg/L)としている(ECHA, 2019<sup>80</sup>)。

<sup>78</sup> 国立研究開発法人水産研究・教育機構、水産研究・教育機構 研究開発情報 瀬戸内通信, 28 (2018), <http://feis.fra.affrc.go.jp/publi/setotsuu/setotsuu28.pdf>(2020.03.25 アクセス)

<sup>79</sup> Besseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E. M., Koelmans, A. A.: Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **49**(1), 32-80 (2019).

<sup>80</sup> ECHA: ANNEX XV RESTRICTION REPORT PROPOSA FOR A RESTRICTION, SUBSTANCE NAME: intentionally added microplastics, (2019).

表2- 3 ECHA が用いている毒性評価値

| 媒体                 | サイズ | 生態系 | LC <sub>50</sub> | EC <sub>50</sub> | LOEL                                   | NOEC                     |
|--------------------|-----|-----|------------------|------------------|--|--------------------------|
| 水<br>(mg/L)        | マイ  | 淡水  | 0.4 – 57         | 5 – 172          | $6.9 \times 10^{-9} - 2 \times 10^5$   | 0.02 – 400               |
|                    | クロ  | 汽水  | 23.5             | 0.04 – 0.1       | $6.9 \times 10^{-3} - 1.8 \times 10^4$ | 0.4 – 313                |
|                    |     | 海洋  | –                | –                | $9.1 \times 10^{-3} - 25 \times 10^3$  | $2 \times 10^{-3} - 510$ |
| 底質/食品<br>(g/kg DW) | マイ  | 淡水  | –                | –                | –                                      | 700                      |
|                    | クロ  | 汽水  | –                | –                | –                                      | –                        |
|                    |     | 海洋  | –                | –                | 0.1 – 100                              | 0.3 – 100                |

・さらに ECHA(2019)<sup>80</sup> では、Everaert *et al.* (2018)<sup>81</sup> によってシミュレーションされた将来のマイクロプラスチックの濃度と安全を予測した結果を引用している。地球規模でのプラスチック生産データに基づいて、過去、現在、及び将来の濃度を推定し、海洋環境のマイクロプラスチック(<5 mm)の環境リスク評価を実施した。2100 年には、9.6 個/m<sup>3</sup> から 48.8 個/m<sup>3</sup> の粒子が海中に浮遊すると予測されている。これは、現在の濃度と比較して 50 倍の増加である。文献で入手可能な環境影響に関するデータを用いたメタ解析から、浮遊している粒子として 6,650 個/m<sup>3</sup> を安全な濃度として導き出した。このリスク評価(化学物質の移動媒体としてのマイクロプラスチックの潜在的な役割を除く)結果からは、平均すると、海洋環境における浮遊性マイクロプラスチックの直接的な影響は 2100 年までは起こらないと予想される。ただし、浮力のあるマイクロプラスチックで強く汚染されている場所ではこの閾値を超過しうる。海洋の底質においては、32 ~ 144 個/kg の乾燥堆積物が浜辺の堆積領域に存在すると予測されている。影響に係るデータが不足してはいるが、21 世紀後半には海岸沿いの生態系への悪影響が予想され、それ以降では、沿岸に堆積したマイクロプラスチックの濃度は安全な範囲(540 個/kg-堆積物)を超え始める(Everaert *et al.* 2018<sup>81</sup>)。

### 2.3.2. 生物影響試験に用いられたマイクロプラスチックの種類

- ・ マイクロプラスチックへのばく露後に発生しうる影響の大きさは、1)粒子の数、2)粒子のタイプ(例：ポリマーのタイプ、サイズ、形状、経過年月)、3)ばく露時間、4)プラスチックに関連する汚染物質の濃度と種類、5)生物の生理学と生活史、に依存している(GESAMP, 2016<sup>59</sup>)。
- ・ 2017 年 11 月 22 日までに公表されたマイクロプラスチックの生物影響に関する調査の研究対象・手法等についての解析が行われている(de Sá *et al.*, 2018<sup>82</sup>)。対象データベース：Thompson Reuters database, ISI, Web of Science、検索語：microplastics など、候補論文数：1,637 報、精査対象論文数：157 報。過去に報告された文献について、粒子サイズ、材質、ばく露量、ばく露期間、生物種、関連化学物質(添加剤、モノマー、吸着物質)毎に整理し、解析されている。
  - 1) 現場ベースの研究ではポリプロピレン、ポリエステル、及びポリアミドのマイクロ

<sup>81</sup> Everaert, G., van Cauwenberghe, L., Rijcke, M. D., Koelmans, A. A.: Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions, *Environmental Pollution*, **242**, 1930-1938 (2018).

<sup>82</sup> de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., Fütter, M. N.: Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future?, *Science of the Total Environment*, **645**, 1029-1039 (2018).



プラスチックが広く検出されているにもかかわらず、実験室での研究ではポリプロピレン、ポリエステル、及びポリアミドの粒子での研究例が少ない。

- 2) 繊維と破片(800 ~1,600 μm)は、野外から収集された動物で報告されているマイクロプラスチック(443 報)の最も一般的な形態である。実験室での研究(169 報)では、球状マイクロプラスチックが最も一般的に使用されている形状(野外研究と実験室研究の合計 612 報のうち 106 報(17%))であり、繊維、断片、不特定粒子(同、すべて 19 報(3%))がそれに続いている。
- 3) 環境で最も一般的に見られる、または野外研究で報告されるマイクロプラスチックのタイプと、実験室での実験で使用されるマイクロプラスチックのタイプには、大きな不一致がある。

- ・ ほとんどの実験室試験のばく露濃度は実際の環境濃度よりも高い条件で行われている (Koelmans *et al.*, 2016<sup>83</sup>)。表 2-4 は海洋中のマイクロプラスチック濃度と実験室試験でのばく露濃度の事例である(Sussarellu *et al.*, 2016<sup>84</sup>の Supplementary Materials を基に作成)。これまでに報告された海洋マイクロプラスチックの濃度は高くても数 mg/L であるが、実験室でのばく露濃度は数百 mg/L の条件が多い。ただし Sussarellu *et al.* (2016)<sup>84</sup>のように実環境よりもかなり低いばく露濃度での実験も存在する。

---

<sup>83</sup> Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., Janssen, C. R.: Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies, *Environmental Science & Technology*, **50**, 3315-3326 (2016).

<sup>84</sup> Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Goïc, N. L., Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., Huvet, A.: Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **113**(9), 2430-2435 (2016).

表 2-4 海洋中のマイクロプラスチック濃度と実験室試験でのばく露濃度  
(Sussarellu *et al.* (2016)<sup>84</sup> の Supplementary Materials を基に作成)

文献(1)から(5)が海洋中での濃度、(6)から(12)は実験室での試験濃度

| 文献   | 重量濃度<br>(mg/L)    | 換算前の<br>濃度              | 測定地点又は<br>試験生物 | サイズ<br>( $\mu\text{m}$ ) | プラスチックの形状*         |
|------|-------------------|-------------------------|----------------|--------------------------|--------------------|
| (1)  | 5.33              | -                       | カリフォルニア<br>海流  | > 333                    | 破片                 |
| (2)  | 0.073             | 732 g/km <sup>2</sup>   | 南太平洋循環流        | > 333                    | 破片、ライン、フィルム、<br>球状 |
| (3)  | 3.02              | 30169 /km <sup>2</sup>  | 北太平洋循環流        | > 333                    | 破片、ライン、フィルム        |
| (4)  | 0.697             | -                       | Danube(黒海)     | > 500                    | ペレット、フレーク状、<br>球状  |
| (5)  | 162               | 89 mg/kg-<br>dry weight | インド、 <u>底質</u> | > 0.45                   | 破片、PU、PA、PS、PE     |
| (6)  | 100<br>200<br>300 |                         | イガイ            | 0.03                     | 球状、PS              |
| (7)  | 2,500             |                         | イガイ            | 1 ~ 80                   | 粒状、HDPE            |
| (8)  | 1,500             |                         | イガイ            | < 100                    | 粒状、PS、PE           |
| (9)  | 0.22 -<br>150     |                         | ミジンコ           | < 0.07                   | 球状、PS              |
| (10) | 0.0184<br>0.184   |                         | ハゼ             | 1 ~ 5                    | PE                 |
| (11) | 0.216             |                         | ハゼ             | 1 ~ 5                    | PE                 |
| (12) | 0.023             |                         | カキ             | 2, 6                     | 球状、PS              |

文献：(1) Gilfilan *et al.* (2009); (2) Eriksen *et al.* (2013); (3) Moore *et al.* (2001); (4) Lechner *et al.* (2014); (5) Reddy *et al.* (2006); (6) Wegner *et al.* (2012); (7) Von Moos *et al.* (2012); (8) Avio *et al.* (2015); (9) Besseling *et al.* (2014); (10) Oliveria *et al.* (2013); (11) Luis *et al.* (2015); (12) Sussarellu *et al.* (2016)

\* : PU ; ポリウレタン、PA ; ポリアミド、PS ; ポリスチレン、PE ; ポリエチレン、HDPE ; 高密度ポリエチレン

(マイクロプラスチックの大きさによる毒性の違い)

- ・ ツボワムシ属の一種(*Brachionus koreanus*)におけるマイクロプラスチック摂取による蓄積と影響を評価した結果、マイクロビーズの毒性はサイズに依存しており、小さなマイクロビーズはより毒性が強かった。ワムシに 0.05  $\mu\text{m}$ 、0.5  $\mu\text{m}$ 、及び 6  $\mu\text{m}$  のポリスチレンマイクロビーズを摂取させ、成長率、繁殖率を測定することにより、マイクロプラスチックによる毒性の粒子サイズ依存性を調査した。またマイクロプラスチックのばく露に反応して活性化される防御メカニズムを特定するために、いくつかの抗酸化剤関連酵素の活性とマイトジェン活性化プロテインキナーゼ(MAPK)のリン酸化状態を測定した。ばく露による成長速度の低下、繁殖力の低下、寿命の短縮、及び繁殖可能となるまでの期間の増加等は、サイズに大きく依存した。6  $\mu\text{m}$  蛍光標識マイクロビーズにばく露したワムシは 24 時間後にほとんど蛍光を示さなかったが、0.05  $\mu\text{m}$  及び 0.5  $\mu\text{m}$  蛍光標識マイクロビーズにばく露したワムシは 48 時間まで蛍光を示していた。また、*In vitro* 試験では、抗酸化剤関連酵素と MAPK シグナル伝達経路が、サイズに依存する形でマイクロプラスチックのばく露に反応して有意に活性化されることが

明らかとなった(Jeong *et al.*, 2016<sup>85</sup>)。

- 太平洋産カキは、直径 2 μm の粒子よりも優先的に 6 μm のポリスチレンマイクロプラスチックを摂取した。カキの生理機能に対するポリスチレン(PS)マイクロプラスチック球の影響を評価するために、成熟したカキを未使用の PS マイクロプラスチック球(直径 2 μm 及び 6 μm; 0.023 mg/L)に生殖周期の間の 2 か月間ばく露し、生理学的パラメータ、細胞・トランスクリプトーム・プロテオーム応答、繁殖力、及び子孫の成長に対する影響を調査した。微細藻類の消費と吸収効率がマイクロプラスチックをばく露したカキで有意に高くなっており、これは腸内のマイクロプラスチックによって引き起こされた消化障害に適応して食物の消費・吸収効率が増加したということであり、エネルギー摂取量を調整する(増加させる)ための補償がなされた結果とみなすことができる。2 か月後、ばく露したカキでは卵母細胞の数(-38%)、直径(-5%)、及び精子速度(-23%)の有意な減少を示した。ばく露した親に由来する子孫の D-幼生の収量と幼生の発達は、対照の子孫と比較して、それぞれ 41%と 18%減少した。これは、トランスクリプトームプロファイルによって支持される動的エネルギー収支モデリングの予測結果から、エネルギー配分が繁殖から構造成長へと大幅にシフトし、エネルギー摂取の干渉によって引き起こされたためだと考えられた。また、マイクロプラスチックにばく露されたカキの基礎代謝の上昇が示唆された。この研究では、子孫に大きな影響を与える内分泌かく乱を引き起こす兆候が見られたが、カキの餌などの生物学的原因の中には内分泌をかく乱するものは見つからなかった(Sussarellu *et al.*, 2016<sup>84</sup>)。
- 海洋性ヘラムシ属の一種(*Idotea emarginata*)がマイクロプラスチックを摂取した後、マイクロプラスチックは胃と腸に存在したが、酵素分泌と栄養吸収の主要器官である中腸腺の細管には存在しなかった。糞便は餌と同じ濃度のマイクロプラスチックを含んでいた。これは、腸通過中にマイクロプラスチックの生体内蓄積は起こらないということを示している。1 mm 未満のマイクロプラスチックは小さな無脊椎動物に摂取されうるが、その消化器官内での運命と当該動物への影響はまだよく理解されていない。人工のアガロースベースの食品に蛍光マイクロプラスチック(ポリスチレン製のマイクロビーズ及び 1 ~ 100 μm の破片、ポリアクリル製の 20 ~ 2,500 μm の繊維)を埋め込み、*I. emarginata* に餌として投与した。*I. emarginata* はマイクロプラスチックを含む餌と含まない餌を区別しなかった。6 週間の長期試験では、連続的なマイクロプラスチックの消費が死亡率、成長、脱皮期間に明確な影響を及ぼさないことが示された。*I. emarginata* は、微細なフィルターシステムを含む胃の複雑な構造により、1 μm 以上の粒子を排除もしくは口器に移動させ、液体と粥状の液のみを中腸腺細管に通過させている。実験で投与されたマイクロプラスチックは *I. emarginata* の消化器官を詰まらせたり、脱皮期間等に影響を与えないことを示している (Hämer *et al.*, 2014<sup>86</sup>)。

<sup>85</sup> Jeong, C.-B., Won, E.-J., Kang, H.-M., Lee, M.-C., Hwang, D.-S., Hwang, U.-K., Zhou, B., Souissi, S., Lee, S.-J., Lee, J.-S.: Microplastic size-dependent toxicity, oxidative stress induction, and p-JNK and p-p38 activation in the monogonont rotifer (*Brachionus koreanus*), *Environmental Science & Technology*, **50**, 8849–8857 (2016).

<sup>86</sup> Hämer, J., Gutow, L., Köhler, A., Saborowski, R.: Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata*, *Environmental Science & Technology*, **48**(22), 13451-13458 (2014).

- ・ オオミジンコ(*Daphnia magna*)が摂取した繊維の大部分は約 300  $\mu\text{m}$  であったが、1,400  $\mu\text{m}$  程度の非常に大きなねじれたマイクロプラスチック繊維が腸内で見つかった(事務局注：*D. magna* の体長は 1~5 mm)。 *D. magna* に、粉碎したポリエチレンテレフタレート繊維由来マイクロファイバー (長さ範囲：62~1,400  $\mu\text{m}$ 、幅 31~528  $\mu\text{m}$ 、厚さ 1~21.5  $\mu\text{m}$ ) を 48 時間ばく露させ、マイクロプラスチック繊維を含まない培地中で藻類を与えた。その後 24 時間何も投与しない期間をおき、マイクロプラスチック繊維の影響を調査した。これらの繊維を *D. magna* にばく露すると、藻類(餌)を実験前に与えなかった場合には 48 時間後の死亡率が増加したが、実験前に餌を与えた場合には効果は見られなかった。摂食内容に関係なく、さらに藻類を含みマイクロプラスチック繊維を含まない培地で *D. magna* を 24 時間培養しても、マイクロプラスチック繊維のばく露により増加した死亡率に変化はみられなかった (Jamec *et al.*, 2016<sup>87</sup>)。

(マイクロプラスチックの形状・色による毒性の違い)

- ・ 魚(zebrafish、*Danio rerio*)の腸内におけるマイクロプラスチックの蓄積は繊維(8.0  $\mu\text{g}/\text{mg}$ ) > 破片(1.7  $\mu\text{g}/\text{mg}$ ) > ビーズ(0.5  $\mu\text{g}/\text{mg}$ )の順であった。毒性についても同じ順であり、粘膜の損傷、透過性の増加、炎症、代謝破壊、微生物叢の変化が腸で確認された。 *D. rerio* に 3 つの形状(ビーズ： 15  $\mu\text{m}$ 、破片：10~30  $\mu\text{m}$ 、繊維：25  $\mu\text{m}$ )のマイクロプラスチックをばく露(20 mg/L、24 時間)し、腸内の SOD、D-Lac 及び IL-1a のレベルによりそれぞれ酸化ストレス、粘膜の損傷、及び炎症の毒性影響を評価した (Qiao *et al.* 2019<sup>88</sup>)。
- ・ 繊維は摂食されてから排出されるまでの時間が粒子に比べて大幅に長く、長時間体内に留まることで粒子、繊維ともに成長と繁殖力が低下するなど毒性が高まると考えられ、急性試験の場合には粒子に比べ繊維の方が著しく毒性が高かった。 淡水性のヨコエビ亜目的一种(*Hyalella azteca*)にポリエチレンマイクロプラスチック粒子及びポリプロピレンマイクロプラスチック繊維(事務局注：サイズ不明)をばく露させ、影響の違いを評価した結果、10 日間のばく露での *H. azteca* の LC<sub>50</sub> は、ポリエチレン粒子で  $4.64 \times 10^4$  個/mL であったのに対し、ポリプロピレン繊維では 71.43 本/mL であった。42 日間の長期ばく露の場合、成長と繁殖力が低下した(Au *et al.*, 2015<sup>89</sup>)。
- ・ 2003 年及び 2005 年に、北太平洋で混獲されたハシボソミズナギドリ(*Puffinus tenuirostris*)99 羽の胃の内容物の分析を行った結果、プラスチック片の種類として最も多かったのは微細化されたプラスチック片とレジンペットであり、それぞれ全体の個数のうち 59.5%と 18.0%、重量では 62.1%、28.2%を占めた。 ポリマーの種類としてはポリエチレン、ポリプロピレンが多かった。取込んだプラスチック片の 1 個体当たり

<sup>87</sup> Jamec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M., Kržan, A.: Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*, *Environmental Pollution*, **219**, 201-209 (2016).

<sup>88</sup> Qiao, R., Deng, Y., Zhang, S., Wolosker, M. B., Zhu, Q., Ren, H., Zhang, Y.: Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish, *Chemosphere*, **236**, 124334 (2019).

<sup>89</sup> Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C., Klaine, S. J.: Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **34(11)**, 2564-2572 (2015).

の平均個数は  $15.1 \pm 2.9$  個、平均重量は  $0.226 \pm 0.185$  g であり、プラスチック片の体重に対する割合は平均 0.04% であった。最も多い個体は 0.896g、体重比で 0.21% のプラスチック片を取込んでいた。また、浮遊しないポリスチレンや ABS 樹脂とポリカーボネートを混合したポリマーアロイ(PC/ABS)も発見されており、ハシボソミズナギドリの高い潜水能力が浮遊しないプラスチック片の摂取につながったものと考えられる(Yamashita *et al.*, 2011<sup>90</sup>)。

- ・ 二次マイクロプラスチックは一次マイクロプラスチックよりもミジンコに悪影響を及ぼしやすいことが示唆された。 オオミジンコ(*Daphnia magna*)へ一次マイクロプラスチック(プラスチックビーズ 平均  $4.1 \pm 1.0$   $\mu\text{m}$ )、二次マイクロプラスチック(ポリエチレンビーズを粉砕し、 $63$   $\mu\text{m}$  のふるいにかけたもの。平均  $2.6 \pm 1.8$   $\mu\text{m}$ )、自然由来の粒子であるカオリン粘土(平均  $4.4 \pm 1.1$   $\mu\text{m}$ )を与え、応答を比較した結果、マイクロプラスチックの腸内での挙動は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で異なり、二次マイクロプラスチックは腸内で凝集体を形成した。消化管を通過する時間は懸濁液中のマイクロプラスチックと藻類の比率に依存した。二次マイクロプラスチックの存在比が 1% から 4% に変化すると(マイクロプラスチック : 藻類 = 4 : 96)、二次マイクロプラスチックが消化管を通過する時間は 2 倍に増加した。(Ogonowski *et al.*, 2016<sup>91</sup>)。
- ・ マイクロビーズもマイクロファイバーも、連続した食事において魚の腸内に蓄積する可能性は低い。 キンギョ(*Carassius auratus*)に餌一粒中にマイクロプラスチック(マイクロビーズあるいはマイクロファイバー)がそれぞれ 50 個となるように配合した市販の魚餌ペレット(0.18 ~ 0.21 g、およそ 3 mm)を投与し、その滞留時間を測定した。マイクロプラスチックを配合したペレットを投与後、配合していない餌を満腹状態まで食べさせ、その後 1.5 時間 ~ 6 日間絶食させ、摂餌後の経過時間毎の消化物とマイクロプラスチックの残留率を測定した。キンギョの消化管では、6 日後に少数のマイクロプラスチックを保持していた(配合した 50 個あたり 0 ~ 3 個)が、それは通常のおもてに含まれる繊維質の保持の状況と変わらなかった(Grigorakis *et al.* 2017<sup>92</sup>)。
- ・ ラパヌイ(イースター島)沿岸で捕獲された 20 匹のムロアジ(*Decapterus muroadsi*)のうち、16 匹(80%)が 1 ~ 5 個のマイクロプラスチックを摂取していた。 現場海域と魚の腸内で存在するマイクロプラスチック数を比較したところ、餌となる青いカイアシ類の色とサイズが似ている青いポリエチレンの断片をより多く摂取していた(Ory *et al.*, 2017<sup>93</sup>)。

<sup>90</sup> Yamashita, R., Takada, H., Fukuwaka, M., Watanuki, Y.: Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **62**(12), 2845-2849 (2011).

<sup>91</sup> Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., Gorokhova, E.: The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*, *PLoS ONE*, **11**(5), e0155063 (2016).

<sup>92</sup> Grigorakis, S., Mason, S. A., Drouillard, K. G.: Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*), *Chemosphere*, **169**, 233-238 (2017).

<sup>93</sup> Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., Thiel, M.: Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre,

- ・2016年4月から6月にかけて、イギリス海峡西部の3つの地点(海岸から10、19、35 km)で稚魚(>10 mm)と水のサンプルを採取した。稚魚( $n = 347$ )の2.9%がマイクロプラスチックを摂取しており、そのうち66%が青い繊維であった。摂取されたマイクロファイバーは、水サンプル内で特定されたものとよく似ていた。海岸からの距離とともに、稚魚の密度は有意に増加し( $p < 0.05$ )、水中のマイクロプラスチック濃度( $p < 0.01$ )及び摂取頻度は減少した(Steer *et al.*, 2017<sup>94</sup>)。

#### (バイオフィルムが摂取に及ぼす影響)

海洋生物がプラスチックを誤食してしまう原因の一つとして、餌となるプランクトンの匂いや、表面に付着した藻類でプラスチックを餌と認識した可能性が指摘されている。

#### (鳥類)

- ・ミズナギドリ目(Procellariiformes)の鳥は嗅覚が発達しており、硫化ジメチル(別名：ジメチルチオエーテル、ジメチルスルフィド (DMS);  $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ )の匂いを感知することでプランクトンの発生を認知している(Nevitt *et al.*, 1995<sup>95</sup>; van Buskirk and Nevitt, 2008<sup>96</sup>; Savoca and Nevitt, 2014<sup>97</sup>)。
- ・海を漂流することでプラスチックからDMSが発生することが確かめられた。高密度ポリエチレン、低密度ポリエチレン、及びポリプロピレンのビーズ(4~6 mm)をメッシュのバッグに入れ、19~21日間、海表面に設置したところ、新品のプラスチックからはDMSは検出されなかったが設置後のいずれのプラスチックからもDMSが検出された(Savoca *et al.*, 2016<sup>98</sup>)。

#### (動物プランクトン)

- ・球状ポリスチレン(15、30  $\mu\text{m}$ )を孔径1  $\mu\text{m}$ のフィルターでろ過した海水に3週間入れてエイジング(微生物を付着)させた試料を海洋動物プランクトンにばく露したところ、エイジングしないものと比較して摂食が促進された。プラスチックを摂食する個体の割合と摂食されるプラスチックの数は、種やライフステージで異なっており、またプラスチックサイズに依存していたが、カイアシ類の一種(*Calanus finmarchicus*)のメス以外は一貫して促進される傾向が見られた。ただし、*C. finmarchicus*のメスもばく露方法

*Science of the Total Environment*, **586**, 430-437 (2017).

<sup>94</sup> Steer, M., Cole, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K.: Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel, *Environmental Pollution*, **226**, 250-259 (2017).

<sup>95</sup> Nevitt, G. A., Veit, R. R., Kareiva, P.: Dimethyl sulphide as a foraging cue for Antarctic Procellariiform seabirds, *Nature*, **376**, 680-682 (1995).

<sup>96</sup> van Buskirk, R. W., Nevitt, G. A.: The influence of developmental environment on the evolution of olfactory foraging behaviour in procellariiform seabirds, *Journal of Evolutionary Biology*, **21**(1), 67-76 (2008).

<sup>97</sup> Savoca, M. S., Nevitt, G. A.: Evidence that dimethyl sulfide facilitates a tritrophic mutualism between marine primary producers and top predators, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*, **111**(11), 4157-4161 (2014).

<sup>98</sup> Savoca, M. S., Wohlfeil, M. E., Ebeler, S. E., Nevitt, G. A.: Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds, *Science Advances*, **2**, e1600395 (2016).

を変えれば摂食が促進された(Vroom *et al.*, 2017<sup>99</sup>)。

(表面特性による毒性の違い)

- ・ 高感受性の発生ステージがある、もしくはプラスチックの表面特性によって高感受性が付与される。異なるサイズと表面を修飾したポリスチレン(プレーン 2 μm、500 nm 及び 50 nm、COOH-50 nm、NH<sub>2</sub>-50 nm)の影響を、太平洋産のマガキ(*Crassostrea gigas*)の3つの主要な生殖段階(受精、胚形成及び変態)で評価した。ナノプラスチックは、受精成功率の減少、胚発生速度の大幅な減少、胚発生停止、奇形個体の増加を引き起こした。NH<sub>2</sub>-50 ビーズは、配偶子(EC<sub>50</sub> = 4.9 μg/mL)と胚(EC<sub>50</sub> = 0.15 μg/mL)の両方に対し最も強い毒性を示し、表面修飾に依存した毒性を示した(Talleg *et al.*, 2018<sup>100</sup>)。
- ・ 24 時間にわたるプラスチック摂取の頻度と大きさは、幼生の年齢とポリスチレン粒子のサイズ(ANOVA、 $p < 0.01$ )、及びプラスチックの表面特性によって変化し、アミノ化粒子がより頻繁に摂取及び保持された(ANOVA、 $p < 0.01$ )。マガキ(*Crassostrea gigas*)の幼生(受精後経過日数 3 ~ 24 日)を、表面特性の異なる 70 nm ~ 20 μm のポリスチレン粒子にばく露し、マイクロプラスチックが幼生の摂食及び成長に及ぼす影響を試験した。プラスチック消費の傾向と生物ごとのプラスチック負荷との間に強い有意な相関関係が確認された( $r = 0.95$ 、 $p < 0.01$ )。マイクロ及びナノプラスチックはカキの幼生によって容易に摂取されたが、海洋環境で観察されたプラスチック濃度を超える濃度でのばく露は、研究期間中の幼生の発達または摂食能力に測定可能な影響を与えなかった。1 μm 及び 10 μm のポリスチレン粒子に最大 8 日間ばく露しても、100 MP/mL 未満では *C. gigas* の摂食または成長に有意な影響はなかった(Cole and Galloway, 2015<sup>101</sup>)。

### 2.3.3. 生物影響試験に用いられた分類学的な種

- ・ de Sá *et al.* (2018)<sup>82</sup> は生物影響の研究に用いられた種に関して、フィールド調査とラボ試験とのギャップを提示した。現在までのところ、ほとんどの研究は魚類について行われている。 de Sá *et al.*<sup>82</sup> は、マイクロプラスチックが魚類以外の生物群、特に無脊椎動物に及ぼす影響についての知識が必要であるとしている。詳細は添付資料に示す。
- ・ マイクロプラスチックに感受性の高い世代、性または成長段階がある。ウズラ (*Coturnix japonica*)に 3 世代にわたって数 mm サイズの未使用のプラスチックペレットを投与した。その結果、ヒナの成長が遅くなり、メスの性的成熟が遅延し、成熟したオスの生殖管における嚢胞の頻度が増加した。これは F0 及び F1 で顕著であった。F1

<sup>99</sup> Vroom, R. J. E., Koelmans, A. A., Besseling, E., Halsband, C.: Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton, *Environmental Pollution*, **231**, 987-996 (2017).

<sup>100</sup> Talleg, K., Huvet, A., Poi, C. D., González-Fernández, C., Lambert, C., Petton, B., Goic, N. L., Berchel, M., Soudant, P., Paul-Pont, I.: Nanoplastics impaired oyster free living stages, gametes and embryos, *Environmental Pollution*, **242(B)**, 1226-1235 (2018).

<sup>101</sup> Cole, M., Galloway, T. S.: Ingestion of nanoplastics and microplastics by Pacific oyster larvae, *Environmental Science & Technology*, **49**, 14625-14632 (2015).

世代の3から6週齢のヒナの体重は、対照群より軽かった。F1のメスでは性的成熟により時間がかかった(Roman *et al.*, 2019c<sup>102</sup>)。

- ・ 魚のサイズが大きくなるにしたがってプラスチック片の数が増える傾向が見られた。北太平洋中央循環(North Pacific Central Gyre)で捕獲された魚 670 匹のうち 35%が微細なプラスチック片を含んでいた。一匹あたり平均  $2.1 \pm 5.78$  個が含まれている計算で、魚の体長が大きくなるにつれて、摂取されるプラスチック片の平均数が増加し、7 cm サイズのクラスで最大となり、1 匹当たり 7 個に達した。魚種別ではヒカリハダカ(*Myctophum aurolaternatum*)とナガハダカ(*Symbolophorus californiensis*)はそれぞれ  $6.0 \pm 8.99$  個、 $7.2 \pm 8.39$  個が確認された(Boerger *et al.*, 2010<sup>103</sup>)。

### マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量化に関連する現在進行中のプロジェクトの例

科学研究費助成事業 マイクロプラスチック及びナノプラスチックが生体に及ぼす毒性影響の比較<sup>104</sup>、井手 鉄哉(国立医薬品食品衛生研究所), 2019/4~2022/03

- ・ プラスチックのサイズの違いにより生体への影響が異なる可能性について明らかにするため、マイクロプラスチック(約 0.1 ~ 5,000  $\mu\text{m}$ )やナノプラスチック(約 1 ~ 100  $\text{nm}$ )の粒子を実験動物等に投与した際の遺伝子レベルの影響から細胞、組織、臓器、個体レベルでの影響までを体系的に比較、検証していく。

PLASTRAT<sup>105</sup>(都市から淡水生態系へのプラスチック排出を減らすための戦略),

Christian Schaum (Universität der Bundeswehr München, ドイツ), 2017/9~2020/8

- ・ 各種プラスチック材料の劣化を定量的に評価するため、人工的に劣化マイクロプラスチックを生成している。また、GC/GC/MS を用いたプラスチック添加剤の定性、溶出試験を行っている。

MikroPlaTaS<sup>106</sup>(ダムと貯水池のマイクロプラスチック：沈降、拡散、影響), Katrin

Wendt-Potthoff (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, ドイツ), 2018/1~2020/12

- ・ 人工的にバイオフィームで覆ったマイクロプラスチックを線虫、甲殻類、腹足類に加え、様々なサイズや材質ごとの繁殖、個体数増加、成長、寿命、活動への影響を調べるための毒性試験を行う。

<sup>102</sup> Roman, L., Lowenstine, L., Parsley, L. M., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Gilardi, K., Hindell, M.: Is plastic ingestion in birds as toxic as we think? Insights from a plastic feeding experiment, *Science of the Total Environment*, **665**, 660-667 (2019c).

<sup>103</sup> Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., Moore, C. J.: Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre, *Marine Pollution Bulletin*, **60(12)**, 2275-2278 (2010).

<sup>104</sup> 科学研究費助成事業 マイクロプラスチックおよびナノプラスチックが生体に及ぼす毒性影響の比較, [https://kaken.nii.ac.jp/ja/grant/KAKENHI-PROJECT-19K20471/\(2020.02.19](https://kaken.nii.ac.jp/ja/grant/KAKENHI-PROJECT-19K20471/(2020.02.19) アクセス)

<sup>105</sup> PLASTRAT: Strategies for Reducing the Entry of Urban Plastics into Limnic Systems, [http://www.plastrat.de/project/\(2020.02.07](http://www.plastrat.de/project/(2020.02.07) アクセス)

<sup>106</sup> MikroPlaTaS: Microplastics in Dams and Reservoirs: Sedimentation, Spread, Effects, [https://www.uni-muenster.de/Mikroplatas/en/index.html\(2020.02.07](https://www.uni-muenster.de/Mikroplatas/en/index.html(2020.02.07) アクセス)



## マイクロプラスチックが生物に及ぼす毒性の定量化についての今後の研究課題

中期的な課題として、毒性が高いと指摘されている繊維状、破片状のマイクロプラスチックによる影響を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、マイクロプラスチック濃度が高いと指摘されている海底に着目し、底生生物の生物影響を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、魚類の種類によって取り込む特性が異なることに着目し、魚類の中でもマイクロプラスチックの影響を受けやすい種類を明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、マイクロプラスチックの生物影響を評価する上でベースラインとなる、他の環境中の粒子の毒性・存在量を定量的に把握する研究を進めるべきである。

長期的な課題として、実態把握に関する研究の進展を踏まえ、マイクロプラスチックの大きさ、色、表面性状の違いによる影響を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

長期的な課題として、生物影響の観点から海洋環境中に存在するプラスチック破片と同等の試料を標準化する研究を進めるべきである。

長期的な課題として、実際の海洋環境中のマイクロプラスチック濃度での、慢性毒性に関する研究を進めるべきである。

### 2.4. 海洋プラスチックに添加・吸着した化学物質による影響

- ・海洋プラスチックに関連した化学物質には、プラスチック材料の成分(添加剤など)と、環境媒体からプラスチックに蓄積する汚染物質(PCB や有機塩素系農薬など)がある。

#### 2.4.1. 海洋プラスチックに関連する化学物質の環境中での濃度

- ・フィールド調査において現存が報告されている対象の化学物質の濃度範囲を、材質、サイズ、存在形態などの情報とともに表 2-5 に要約した。

表2-5 海洋プラスチック粒子の化学物質の測定状況

| 化学物質       | 物質の区分       | 化審法での指定状況        | 存在形態     | ポリマー種類       | サイズ (mm) | 濃度 (ng/g-plastics) 最小値 - 最大値 | 濃度 (ng/g-plastics) 中央値 <sup>1</sup> | 文献 (p.50,51 に示す)                                      |
|------------|-------------|------------------|----------|--------------|----------|------------------------------|-------------------------------------|---|
| PCBs       | POPs        | 1 特              | 吸着       | PE, PP, PS   | 0.1 ~ 35 | ND - 5,000                   | 240                                 | 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16 |
| DDTs       | POPs        | 1 特              | 吸着       | PE, PP, PS   | -        | ND - 7,100                   | 88                                  | 1, 3, 5, 12, 13, 14, 15                               |
| HCHs       | POPs        | 1 特              | 吸着       | PE           | 1 ~ 5    | 0.14 - 112                   | 20                                  | 10, 12, 13  |
| Chlordanes | POPs        | 1 特              | 吸着       | PE, PP       | -        | 4.29 - 14.2                  | -                                   | 3   |
| HCB        | POPs        | 1 特              | 吸着       | PE, PP       | -        | 12.4 - 17.5                  | -                                   | 3   |
| Mirex      | POPs        | 1 特              | 吸着       | PE, PP       | -        | 6.48 - 14.6                  | -                                   | 3   |
| PBDEs      | 一部 POPs、難燃剤 | 1 特              | 添加       | PE, PP       | およそ 35   | ND - 16,444                  | 412                                 | 8, 16, 17, 18   |
| HBCDs      | POPs、難燃剤    | 1 特              | 添加       | PS           | 1 ~ 5    | 0.06 - 512                   | -                                   | 19  |
| PFAAs      | 一部 POPs、消化剤 | 1 特              | 吸着       | -            | 2 ~ 6    | 0.01 - 0.18                  | -                                   | 20  |
| PAHs       | (POPs)、副生物  | -                | 吸着       | PE, PP, PS   | 1 ~ 35   | ND - 12,000                  | 1,355                               | 1, 5, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 21                        |
| ビスフェノール A  | プラスチック原料    | 優先評価化学物質 75 番    | 添加<br>吸着 | PE, PP       | およそ 35   | ND - 729.7                   | 284                                 | 8, 16   |
| ノニルフェノール   | プラスチック原料    | 既存化学物質 (旧2監, 3監) | 添加<br>吸着 | PE, PP       | 1 ~ 35   | ND - 16,000                  | 2,660                               | 8, 11, 16   |
| オクチルフェノール  | プラスチック原料    | 優先評価化学物質 157 番   | 添加<br>吸着 | PE, PP       | およそ 10   | ND - 154                     | 40                                  | 8   |
| UV-320     | 紫外線吸収剤      | 1 特              | 添加       | -            | -        | 2.3 - 320 ng/g-dry wt.       | -                                   | 22 <sup>2</sup>                                       |
| UV-327     | 紫外線吸収剤      | 化審法監視物質          | 添加       | PE, PP, PEPD | 2 ~ 80   | ND - 1,130,000               | 995,000                             | 23, 24  |
| Deca-BDE   | 難燃剤         | 1 特              | 添加       | PP           | 2 ~ 30   | 1,100,000                    | -                                   | 23  |

- 1 各文献における最大値の中央値。
  - 2 文献 22 は、ポリマーではなく生物モニタリング(カキ、ムール貝)の濃度で、単位は ng/g-dry wt.。UV-320、326、327、328 の総 UV 吸収剤としての濃度。
- 注)GESAMP(2016)では、過去に使用されていて化審法第一種特定化学物質(1 特)となっている化合物がフィールド調査において対象となっている。現在使用されている添加剤はいずれも化審法において指定されていない。今後の研究報告において対象となった場合については、その毒性や生体内移行性を考慮した上で追加するかどうかについて検討する。
- 物質区分の( ) 内：一部に POPs と同等の有害性は認められるが、非意図的副生物であるため、一般には POPs 扱いはされない。

PCBs: Polychlorinated biphenyls; DDT: Dichlorodiphenyltrichloroethane; HCHs: Hexachlorobenzenes; HCB: hexachlorobenzene; PBDEs: Polybrominated diphenylethers; HBCDs: Hexabromocyclodecane; PFAAs: Perfluoroalkyl acids; PAHs: Polycyclic aromatic hydrocarbons; UV-320: 2-(2H-1,2,3-ベンゾトリアゾール-2-イル)-4,6-ジ-tert-ブチルフェノール(CAS 3846-71-7), UV-327: 2-(3,5-ジ-tert-ブチル-2-ヒドロキシフェニル)-5-クロロベンゾトリアゾール, Deca-BDE: Total of BDE-202, -197, -203, -196, -208, -207, -206, 及び-209; POPs: Persistent organic pollutant.

事務局注：これらを含めたプラスチック添加剤のほとんどは化審法が制定される以前から流通していた「一般化学物質」であり、また「優先評価化学物質」ではないため、安全性を担保・確認するための十分な情報の入手は困難である。また、水溶解性が著しく低いため、一般的な生物影響試験では限度試験となり、一般的な LC50 等は算出されない。UV-328 について Japan チャレンジプログラムで調査されている。

(表 2-5 引用文献)

1. Antunes, J. C.: Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants, *Estuarine and Coastal Shelf Science*, **130**, 62-69 (2013).
2. Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., Peck, B. B.: Polystyrene spherules in coastal waters, *Science*, **178(4062)**, 749-750 (1972).
3. Colabuono, F. I., Taniguchi, S., Montone, R. C.: Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds, *Marine Pollution Bulletin*, **60(4)**, 630-634 (2010).
4. Endo, S., Takizawa, R., Okuda, K., Takada, H., Chiba, K., Kanehiro, H., Ogi, H., Yamashita, R., Date, T.: Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences, *Marine Pollution Bulletin*, **50(10)**, 1103-1114 (2005).
5. Frias, J., Sobral, P., Ferreira, A.: Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast, *Marine Pollution Bulletin*, **60(11)**, 1988-1992 (2010).
6. Gauquie, J., Devriese, L., Robbens, J., de Witte, B.: A qualitative screening and quantitative measurement of organic contaminants on different types of marine plastic debris, *Chemosphere*, **138**, 348-356 (2015).
7. Gregory, M. R.: Accumulation and distribution of virgin plastic granules on New Zealand beaches, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **12(4)**, 399-414 (1978).
8. Hirai, H., Takada, H., Ogata, Y., Yamashita, R., Mizukawa, K., Saha, M., Kwan, C., Moore, C., Gray, H., Laursen, D.: Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches, *Marine Pollution Bulletin*, **62(8)**, 1683-1692 (2011).
9. Hosoda, J., Ofosu-Anim, J., Sabi, E. B., Akita, L. G., Onwona-Agyeman, S., Yamashita, R., Takada, H.: Monitoring of organic micropollutants in Ghana by combination of pellet watch with sediment analysis: E-waste as a source of PCBs, *Marine Pollution Bulletin*, **86(1)**, 575-581 (2014).
10. Karapanagioti, H., Endo, S., Ogata, Y., Takada, H.: Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece, *Marine Pollution Bulletin*, **62(2)**, 312-317 (2011).
11. Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T.: Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment, *Environmental Science & Technology*, **35(2)**, 318-324 (2001).
12. Mizukawa, K., Takada, H., Ito, M., Geok, Y. B., Hosoda, J., Yamashita, R., Saha, M., Suzuki, S., Miguez, C., Frias, J.: Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets, *Marine Pollution Bulletin*, **70(1)**, 296-302(2013).
13. Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A.: International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs, *Marine Pollution Bulletin*, **58(10)**, 1437-1446 (2009).
14. Rios, L. M., Moore, C., Jones, P. R.: Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment, *Marine Pollution Bulletin*, **54(8)**, 1230-1237 (2007).
15. Ryan, P. G., Bouwman, H., Moloney, C. L., Yuyama, M., Takada, H.: Long-term decreases in persistent organic pollutants in South African coastal waters detected from beached polyethylene pellets, *Marine Pollution Bulletin*, **64(12)**, 2756-2760 (2012).
16. Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R.: Transport and release of chemicals

from plastics to the environment and to wildlife, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364(1526)**, 2027-2045 (2009).

17. Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.-a., Watanuki, Y.: Accumulation of plastic derive chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics, *Marine Pollution Bulletin*, **69(1)**, 219-222 (2013).
18. Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M.-a., Watanuki, Y.: Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues, *Environmental Science & Technology*, **49(19)**, 11799-11807 (2015).
19. Al-Odaini, N. A., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Hong, S. H.: Enrichment of hexabromocyclododecanes in coastal sediments near aquaculture areas and a wastewater treatment plant in a semi-enclosed bay in South Korea, *Science of the Total Environment*, **505**, 290-298 (2015).
20. Llorca, M., Farré, M., Karapanagioti, H. K., Barceló, D.: Levels and fate of perfluoroalkyl substances in beached plastic pellets and sediments collected from Greece, *Marine Pollution Bulletin*, **87(1)**, 286-291 (2014).
21. Karapanagioti, H., Ogata, Y., Takada, H.: Eroded plastic pellets as monitoring tools for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH): laboratory and field studies, *Global NEST Journal*, **12(3)**, 327-334 (2010).
22. Nakata, H., Murata, S., Shinohara, R., Filatreau, J., Isobe, T., Takahashi, S., Tanabe, S.: Occurrence and concentrations of persistent personal care products, organic UV filters, in the marine environment, (Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry Vol. 2- Environmental Research in Asia for Establishing a Scientist's Network, Obayashi, Y., Isobe, T., Subramanian, A., Suzuki, S., Tana, S., TERRAPUB), 239-246 (2009).
23. Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T., Takada, H.: Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds, *Marine Pollution Bulletin*, **145**, 36-41 (2019).
24. Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M., Ishizuka, M.: Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii, *Marine Pollution Bulletin*, **150**, 110732 (2019).

#### 2.4.2. 海洋プラスチックから生物への化学物質の移行

- ・ 海洋プラスチックからの化学物質はフガシティーの勾配に応じて摂取時または他の方法で動物に移行すると考えられるが、一般的に移行は以下の場合にのみ観察可能である。すなわち(a)プラスチックが他の媒体よりも大きな化学物質の汚染源である場合、(b)移行に十分なフガシティー勾配があり、(c)影響が測定誤差と生物学的変動よりも大きい場合である(GESAMP, 2016<sup>59</sup>)。

(吸着した化学物質の生物への移行)

- ・ パーソナルケア製品に使用されるマイクロビーズに吸着した汚染物質は、そのマイクロビーズを摂取した魚類に移行する。ポリ臭素化ジフェニルエーテル(PBDEs; BDE-28、-47、-100、-99、-153、-154、-183 を 200 ng/g; BDE-209 を 2,000 ng/g)を吸着したマイクロビーズをトウゴロウイワシ目の一種(Rainbow fish、*Melanotaenia fluviatilis*)に投与し、0、21、42、及び 63 日目に、2 種類の対照群(飼料のみ、飼料と未使用マイクロビーズの混合)と、ばく露処置した魚を検体として PBDEs を測定した。処置群では 21 日後に両方の対照群よりも有意に高い総 PBDEs 濃度を示し、また継続的なばく露により汚染物質の蓄積が増加した(約 115 pg/g wet weight/day)。低臭素化の同族体は高い同化率を示したが、高臭素化の同族体はほとんど同化していなかった。これは分子サイズが大きいこと等によりプラスチックに強く吸着したか、そもそも魚に同化できないという可能性が考えられた。一方、BDE-99(5 臭素化の同族体)は魚にほとんど蓄積しておらず、これはマイクロビーズからの分配が小さいか、あるいは生体内での代謝による可能性があった(Wardrop *et al.*, 2016<sup>107</sup>)。
- ・ 実態に即した環境に関連する濃度でマイクロプラスチックをゴカイにばく露させたところ、物理的影響により、ゴカイ体内の総 PCB 蓄積が 1.1 ~ 1.5 倍増加した。ポリ塩化ビフェニル(PCB)の移動と共に、生存、活動、及び体重に及ぼすポリスチレンマイクロプラスチック(PS-MP)の影響を、タマシキゴカイ科の一種(*Arenicola marina*)を用いて評価した。PS-MP は、自然に汚染された堆積物で事前に平衡化した。堆積物中のマイクロプラスチック濃度と、プラスチック粒子の取り込みや体重減少との間に正の関係が観察された。*A. marina* の乾燥重量の 7.4%の PS-MP 投与量で摂食活動の低下が観察された。0.074%の低 PS-MP 投与量においては、PCB の生体内蓄積を 1.1 ~ 1.5 倍に増加させ、PCB 204 では 3.6 倍に増加した。この効果は  $\Sigma$ PCB 及びいくつかの個々の同族体について有意であった。高用量では、PCB 105 でのみ生体内蓄積が増加するが、低用量と比較すると影響は少なかった。PS-MP は生物の適応度と生体内蓄積に統計的に有意な影響を与えたが、その影響の大きさは高くなかった。影響の程度は、プラスチックの濃度が異なるサイトや、POPs に対する親和性が高いプラスチックでは異なる可能性

<sup>107</sup> Wardrop, P., Shimeta, J., Nugegoda, D., Morrison, P. D., Miranda, A., Tang, M., Clarke, B. O.: Chemical pollutants sorbed to ingested microbeads from personal care products accumulate in fish, *Marine Environmental & Technology*, **50**(7), 4037-4044 (2016).

がある(Besseling *et al.*, 2013<sup>108</sup>)。

- 2003 年及び 2005 年に北太平洋で混獲されたハシボソミズナギドリ(*Puffinus tenuirostris*)の腹部脂肪組織中の総 PCB または高塩素化同族体については摂取されたプラスチックの質量と有意な相関は見られなかったが、低塩素化同族体の濃度とは正の相関があった。胃で見つかったプラスチックの平均質量は、鳥あたり 0.23 g ( $n = 99$ )であった。プラスチックの質量は体重と相関しなかった。12 羽の鳥の腹部脂肪組織中の総 PCB(24 種の同族体の合計)濃度は、45 から 529 ng/g(脂質中)の範囲であった(Yamashita *et al.*, 2011<sup>109</sup>)。

(添加された化学物質の生物への移行)

- 疎水性の高いプラスチック添加剤の生物組織への移行・蓄積は海鳥(Tanaka *et al.*, 2015<sup>110</sup>)や甲殻類(田中ら, 2019<sup>111</sup>)において確認されており、食物連鎖を通してヒトへもばく露されていると考えられる(高田, 2019<sup>112</sup>)。
- オーストラリアのビクトリア州で採取されたハシボソミズナギドリ(*Puffinus tenuirostris*)( $n = 8$ )及びクイーンズランド州北東の Heron 島で採取されたオナガミズナギドリ(*Puffinus pacificus*)から採取されたグリーンオイル中から 0.02 ~ 0.20 ng/ $\mu$ L の DBP 及び DEHP(いずれも可塑剤)が検出された。ワックス状のグリーンオイルを鳥の尾腺から搾り出す簡単な拭き取り技術を使用して、3 つの一般的な可塑剤(フタル酸ジメチル、フタル酸ジブチル、フタル酸ビス(2-エチルヘキシル))を測定した。これらの可塑剤は、プラスチック製品に一般的に使用されており、最終的に海洋環境に至ることも多い。この検出方法により、ターゲットの可塑剤を低濃度でも検出することが可能である(Hardesty *et al.*, 2015<sup>113</sup>)。
- ナガスクジラ(*Balaenoptera physalus*)の脂身と比較して、ウバザメ(*Cetorhinus maximus*)の筋肉では MEHP(可塑剤)がより高い濃度を示した。海洋生物をろ過して捕食するヒゲクジラやサメなどの大型の生物に対するマイクロプラスチック(5 mm 未満のプラスチック破片)の影響は、ほとんど知られていない。これらの種はろ過摂食によってマイクロプラスチックを摂取している。ここでは、ナガスクジラとウバザメの両種のフタル酸エステル類のレベルを測定し、これらの種に対するマイクロプラスチックの毒物学的効果を調査した。ウバザメに比べ、ナガスクジラの MEHP 濃度は 2 倍であり、DDTs 濃度は約 8 倍、PCBs 濃度は約 10 倍であった(Fossi *et al.*, 2014<sup>114</sup>)。

<sup>108</sup> Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A.: Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.), *Environmental Science and Technology*, **47**, 593-600 (2013).

<sup>109</sup> Yamashita, R., Tanaka, K., Yeo, B. G., Takada, H., van Franeker, J. A., Dalton, M., Dale, E.: Hazardous chemicals in plastics in Marine Environments: International Pellet Watch, (Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment, *The Handbook of Environmental Chemistry* **78**, Takada, H., Karapanagioti, H. K., Springer), 163-183 (2018).

<sup>110</sup> Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M., Watanuki, Y.: Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues, *Environmental Science & Technology*, **49**(19), 11799-11807 (2015).

<sup>111</sup> 田中 菜々, 高田 秀重, 水川 薫子, 高田 尚彦, 大垣 多恵: 沖縄海岸生物へのプラスチック経由の有害化学物質の曝露と蓄積, 第 28 回環境化学討論会, 119 (2019).

<sup>112</sup> 高田 秀重: 化学物質汚染と物質循環の視点からみたプラスチック問題, *環境情報科学*, **48**(3), 12-16 (2019).

<sup>113</sup> Hardesty, B. D., Holdsworth, D., Revill, A. T., Wilcox, C.: A biochemical approach for identifying plastics exposure in live wildlife, *Methods in Ecology and Evolution*, **6**, 92-98 (2015).

<sup>114</sup> Fossi, M. C., Coppola, D., Baini, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Pant, C., de-Sabata, E., Clò, S.: Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean

- ・ ミズナギドリ目(Procellariiformes)に属する鳥の消化管に存在する胃油は有機溶媒として作用し、マイクロプラスチックに配合された疎水性化学物質の溶出を促進する。deca-BDE を配合したプラスチック片を蒸留水、海水、酸性ペプシン溶液に浸した場合はごくわずかな量の deca-BDE が溶出したただけであったが、それらとは対照的に胃油にした場合ではその 20 倍以上の量の deca-BDE が胃油に溶出し、魚油(胃油の主要成分)に浸した場合ではその 50 倍以上の量の deca-BDE が溶出した(Tanaka *et al.*, 2015<sup>110</sup>)。
- ・ 1 種類の難燃剤(PBDEs)と 4 種類の紫外線安定剤(UV-326、-327、-328、BP-12)を配合したプラスチックを、実環境に近い濃度レベルでオオミズナギドリ(*Calonectris leucomelas*)のヒナに食餌ばく露したところ、天然飼料と比較して 91 倍から 120,000 倍のプラスチック添加剤が肝臓及び脂肪に蓄積した(Tanaka *et al.*, 2020<sup>115</sup>)。  
事務局注：UV-327 については化審法監視物質であり、UV-326、-328 の 2 物質については、いずれも化審法 1 特-第 16 番の物質または UV-327 の類縁物質であることから難分解性・高蓄積性が予見される。
- ・ 海洋食物網を介した UV 吸収剤の著しい生体内蓄積が示唆された。UV 吸収剤の地理的分布を理解するために、アジアの 10 か国と地域のイガイ属の一種(*Mytilus edulis*)とミドリイガイ(*Perna viridis*)を分析した。ほとんどのイガイ類のサンプルで UV 吸収剤が検出され、アジア沿岸地域でこれらの化合物が広く使用されていることが示された。高濃度の UV 吸収剤が、韓国、香港、及び日本のイガイ類で見つかった(Nakata *et al.*, 2009<sup>116</sup>)。

(海洋プラスチックごみによる化学物質の移行量の寄与度)

- ・ マイクロプラスチックが介在する場合と介在しない場合の生物濃縮係数を比較すると、介在した場合は介在しない場合の 2 倍以内にとどまっている(Koelmans *et al.*, 2016<sup>83</sup>)。個体が異なることによる変動の幅は、化学物質のリスク評価では一般に 10 倍が用いられている。Koelmans *et al.* (2016)<sup>83</sup> が引用している文献と、Koelmans *et al.* (2016)<sup>83</sup> による評価を以下に示す。  
事務局注：生体内蓄積に対するマイクロプラスチック摂取の影響は、個体間における生物学的変動の範囲内であると見なせる。

Besseling *et al.*, 2013 : (タマシキゴカイ科の一種、*Arenicola marina*)すべての経路を含む、実験室での環境関連のばく露

basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*), *Marine Environmental Research*, **100**, 17-24 (2014).

<sup>115</sup> Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M.: In vivo accumulation of plastic-derived chemicals into seabird tissues, *Current Biology*, **30**(4), 723-728 (2020).

<sup>116</sup> Nakata, H., Murata, S., Shinohara, R., Filatreau, J., Isobe, T., Takahashi, S., Tanabe, S.: Occurrence and concentrations of persistent personal care products, organic UV filters, in the marine environment, (Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry-Environmental Research in Asia, Obayashi, Y., Isobe, T., Subramanian, A., Suzuki, S., Tanabe, S., TERRAPUB), 239-246 (2009).

を模倣。処置と関連した因果関係があることの証拠を提供。

Browne *et al.*, 2013 : (タマシキゴカイ科の一種、*Arenicola marina*)水と食物からの摂取を考慮せず、汚染されていない生物を使用。実験計画を考慮すると、水からの取り込みも発生した可能性がある。処置と関連した因果関係があることの証拠を提供。

Rochman *et al.*, 2013 : (ミナミメダカ、*Oryzias latipes*)プラスチックと食物からの摂取を現実的に説明した。実験計画を考慮すると、水からの取り込みも発生した可能性がある。処置と関連した因果関係があることの証拠を提供。

Chua *et al.*, 2014 : (モクズヨコエビ科の一種、*Allorchestes compressa*)水と食物からの摂取を考慮せず、汚染されていない生物を使用した。実験計画を考慮すると、水からの取り込みも発生した可能性がある。非現実的に高いプラスチック濃度を使用した。処置と関連した因果関係があることの証拠を提供。

Avio *et al.*, 2015 : (ムラサキイガイ、*Mytilus galloprovincialis*)水と食物からの摂取を考慮せず、汚染されていない生物を使用した。実験計画を考慮すると、水からの取り込みも発生した可能性がある。非現実的に高いプラスチック濃度を使用した。処置と関連した因果関係があることの証拠を提供。

Fossi *et al.*, 2012 : (ナガスクジラ、*Balaenoptera physalus*)フタル酸エステル類の生体内蓄積に及ぼすマイクロプラスチック摂取の影響を、プランクトン試料中のプラスチックの検出値から推測した。フタル酸エステル類をプランクトン試料とナガスクジラ試料で測定した。プランクトンとマイクロプラスチックの数の濃度比は、1,600(リグリア海)から18,000(サルデーニャ海)であった。これらの比率と海洋でのプラスチックの劣化を考慮すると、プランクトンによる化学的脱着と吸収が発生するため、プラスチック摂取経路よりもプランクトン摂取経路が発生する可能性が高い。

Gassel *et al.*, 2013 : (ヒラマサ、*Seriola lalandi*)9匹の魚のうち2匹で2つのプラスチック粒子が検出されていることから、19匹の魚のうち6匹でノニルフェノールが検出されたことについて、プラスチックの摂取由来であることと推測している。提供されたデータを考えると、この研究は、プラスチックがノニルフェノールの源であった可能性があることを示している。ただし、魚( $n=19$ )及びプラスチック( $n=2$ )のサンプルサイズは非常に小さく、想定できるすべての経路のいずれもが取り込みに寄与した可能性がある。

Rochman *et al.*, 2014 : (ハダカイワシ科、*Myctophidae*)プラスチック密度がより高いステーションでサンプリングされたハダカイワシの組織にはBDE番号183-209の濃度が高く、これらの化学物質は海洋環境におけるプラスチック汚染を示していることが示唆される。魚からはプラスチックは測定されず、BDEは水または餌であるプランクトンから蓄積された可能性がある。プラスチック摂取の役割に関する強い結論は導き出されなかった。

Fossi *et al.*, 2014 : (ナガスクジラ(*Balaenoptera physalus*))、ウバザメ(*Cetorhinus maximus*)フタル酸の生体内蓄積に対するマイクロプラスチックの摂取の影響が、動物プランクトン及びサメとクジラのフタル酸の検出から推測された。プランクトンによる化学的脱着と取り込みを引き起こす食事でのプラスチックの割合が少ないことと、海洋でのプラスチックの劣化を考慮すると、プランクトン経路はプラスチック摂取経路よりも発生する可能性が高い。

- ・ 一方で、プラスチックごみ密度と魚類への化学物質(例えば、製品中に練り込まれたPBDEs)の負荷との間に正の相関があった(Rochman *et al.*, 2014<sup>117</sup>)。
- ・ 環境中に存在する化学物質の生物蓄積にマイクロプラスチックの影響を見積もるのは困難だが、マイクロプラスチックからの一部のHOC(Hydrophobic Organic Chemicals: 疎水性有機化学物質)の生物蓄積が起こる可能性があることを否定する根拠はない(ECHA, 2019<sup>80</sup>)という指摘もある。
- ・ 野鳥へのPBDEばく露を、野外観察及び消化液への浸出実験の結果に基づくモデルにより計算した結果、プラスチックを媒介したBDE-209への内部ばく露が餌を介したばく露に対して優勢であることが示唆された。 摂取されたプラスチックから海鳥の組織へのポリ臭素化ジフェニルエーテル(PBDE)難燃剤の移行が示唆され、PBDEの移行方法を解明するために、プラスチックから消化液への浸出を調査した。北太平洋で収集した18羽の野生海鳥の腹部脂肪、肝臓組織、及び摂取されたプラスチック(2×2 mm ~ 10×10 mm 程度)の分析により、3羽の鳥の組織と摂取されたプラスチックの両方で

<sup>117</sup> Rochman, C. M., Lewison, R. L., Eriksen, M., Allen, H., Cook, A. M., Teh, S. J.: Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats, *Science of the Total Environment*, 476-477, 622-633 (2014).



deca-BDE または hexa-BDE が存在し、プラスチックから組織への移行が示唆された。組織に BDE-209 を含む鳥では、nona-BDE 異性体より BDE-207 の方が優勢であり、メタ位での生物学的な脱臭素化が起きていると示唆された(Tanaka *et al.*, 2015<sup>110</sup>)。

- ・ バックグラウンド汚染が低くプラスチック以外の経路からの有害化学物質のばく露が少ない離島や遠隔地に、高濃度に有害化学物質を吸着したプラスチックが運ばれると、プラスチック経由の POPs ばく露の寄与が大きくなることも考えられる(高田と山下, 2018<sup>118</sup>)。International Pellet Watch の結果として、ガラパゴス諸島やカナリア諸島といった希少種や固有種の生息域におけるマイクロプラスチックに吸着した PCB 濃度のデータが報告されている。同一地点で採取した 5 組のペレットは散発的に PCB 高濃度を示す場合がある。PCB がプラスチックに吸着して平衡濃度に達するまでの時間は 1 年程度かかるため、高濃度の PCB を吸着したペレットが、急速に遠隔地に輸送された場合、バックグラウンド濃度まで低下しない(Yamashita *et al.*, 2018<sup>109</sup>)。
- ・ 化学物質の移行は、プラスチックの種類、サイズと量、プラスチックと生物内の化学物質の濃度と特性(例えば疎水性、代謝感受性など)、生態学的地位(栄養段階としてのニッチ)と動物の生理機能、及び動物の体内の滞留時間などの外部要因の影響を受ける(GESAMP, 2016<sup>59</sup>)。
- ・ de Sá *et al.* (2018)<sup>82</sup> による総説において、マイクロプラスチックに関連する化学物質の研究に関するラボ試験分類が提示されている。詳細は添付資料に示す。
  - 1) マイクロプラスチックと他の環境汚染物質との複合影響に関する 59 の研究を対象生物ごとに分類した。ほとんどの研究は魚類(63%)で行われ、他に軟体動物(19%)、甲殻類(14%)及び環形動物(5%)での研究が行われている。
  - 2) マイクロプラスチックに吸着した化学物質による生物影響に関する既往研究は、次のように分類された。マイクロプラスチックとレガシー POPs(64%)、内分泌かく乱化合物(EDC; 17%)、金属(10%)、抗生物質(7%)、除草剤(2%)。
  - 3) 研究の半分以上(54%)がポリエチレン(PE)製マイクロプラスチックを使用して実施されていた。そのほかにポリスチレン(PS; 29%)、ポリ塩化ビニル(PVC; 19%)、ポリプロピレン(PP; 4%)のマイクロプラスチックを用いた研究がされていた。

#### (マイクロプラスチック共存下の化学物質影響)

- ・ イガイ属(*Mytilus* spp.)にフルオランテン(30 µg/L)、及びポリスチレンマイクロビーズ(2 µm と 6 µm の混合物; 最終濃度: 32 µg/L)をばく露し、その影響を調査した。管理された実験室条件下で 7 日間ばく露し、その後 7 日間のばく露休止期間を設けた。ばく露後のフルオランテンの生体内蓄積にはポリスチレンビーズによる影響は見られなかったが、休止期間後の測定ではフルオランテン単独よりもポリスチレンビーズとフルオランテンにばく露した方がより高い濃度のフルオランテンを検出した。解毒メカニズム

<sup>118</sup> 高田 秀重, 山下 麗: 海洋プラスチック汚染概論: 研究の歴史, 動態, 化学汚染 (特集 プラスチック汚染を上流で抑える), *用水と廃水*, 60(1), 29-40 (2018).

にポリスチレンビーズが直接的に影響した可能性があるが、腸内の過活性の低下やビーズの残存などの他の要因を除外できない。また、ポリスチレンビーズ単独のばく露は細胞の酸化バランスの大幅な変化(血球の活性酸素種の生産の増加、イガイ組織の抗酸化関連酵素及びグルタチオン関連酵素の亢進)を引き起こした(Paul-Pont *et al.*, 2016<sup>119</sup>)。

- ・ アフリカのナマズの一種(*Clarias gariepinus*)にフェナントレン(10 µg/L または 100 µg/L)を吸着させた低密度ポリエチレンを 50 µg/L または 500 µg/L の濃度で 96 時間ばく露した結果、新品の低密度ポリエチレンのみをばく露した場合に比べ代謝に係るいくつかの遺伝子領域の転写制御やホルモン放出量などに変化が生じた(Karami *et al.*, 2016<sup>120</sup>)。

### 海洋プラスチックに添加・吸着した化学物質による影響に関連する現在進行中のプロジェクトの例

平成 30 年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(S -2)海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究<sup>77</sup>, 高田 秀重(東京農工大学), 2018 ~ 2020

- ・ 食物連鎖の栄養段階間におけるマイクロプラスチックと有害化学物質の移行や蓄積について屋外施設での飼育を中心に調査している。現時点では海岸漂着マイクロプラスチック及びプラスチック製品中に含まれる吸着性 POPs や添加剤の分布が明らかとなった。また、プラスチック漂着の多い海浜に生息する魚貝類においては、プラスチックを介した有害化学物質の濃度増加が引き起こされていることが判明した。日本財団-東京大学 FSI 基金「海洋ごみ対策」プロジェクト<sup>121</sup>, 2019~
- ・ マイクロプラスチックの添加化学物質, 吸着化学物質の影響把握(高田 秀重, 東京農工大学)
- ・ 化学物質に対する遺伝子応答(井上 広滋, 東京大学)
- ・ 培養細胞による微小プラスチック吸収解明(酒井 康行, 東京大学)  
日本化学工業協会 LRI(長期自主研究)採択研究 マイクロプラスチックを介した化学物質の魚類への生物蓄積と生物間濃縮に関する研究<sup>122</sup>, 鑓迫 典久(愛媛大学), 2018~
- ・ マイクロプラスチック及びそれに吸着している化学物質の生物影響または生物間濃縮について定量的に明らかにする。特に、環境中の化学物質の挙動にマイクロプラスチックがキャリアーとして関与しているかどうかを検証する。材質やサイズの異なる市販のマイクロビーズを用いて化学物質(PAHs)の吸着や溶脱を試験する。また、マ

<sup>119</sup> Paul-Pont, I., Lacroix, C., González Fernández, C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Frère, L., Cassone, A. L., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albetosa, M., Huvet, A., Soudant, P.: Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation, *Environmental Pollution*, **216**, 724-737 (2016).

<sup>120</sup> Karami, A., Romano, N., Galloway, T., Hamzah, H.: Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*), *Environmental Research*, **151**, 58-70, (2016).

<sup>121</sup> 日本財団海と日本 PROJECT, 海洋プラスチックごみに関する研究・対策 [https://uminohi-news.jp/archives/7\(2020.03.25](https://uminohi-news.jp/archives/7(2020.03.25) アクセス)

<sup>122</sup> 2018 年日本化学工業協会 LRI(長期自主研究)第 6 期採択研究 マイクロプラスチックを介した化学物質の魚類への生物蓄積と生物間濃縮に関する研究 研究概要, [https://www.j-lri.org/files/002-4\\_7/LRI2018\\_1530-1545.pdf](https://www.j-lri.org/files/002-4_7/LRI2018_1530-1545.pdf)(2020.02.19 アクセス)

マイクロプラスチックの存在下と非存在下において化学物質の生物濃縮に違いが生じるかどうかの濃縮試験を行い検証する。

日本化学工業協会 LRI(長期自主研究)採択研究 劣化マイクロプラスチック由来吸着化学物質の体内動態モデルの構築と影響評価<sup>123</sup>, 大嶋 雄治(九州大学), 2019~

- ・ 紫外線照射により劣化させたポリエチレン、ポリスチレン等のマイクロプラスチックを作成し、これに化学物質を吸着させ、分配平衡、脱着/吸着速度を解析するとともに、生物の体内濃度を解析しモデル化を行う。あわせて mRNA-seq による網羅的遺伝子発現解析を行い、環境生物における毒性機構の解明を実施する。

PLASTRAT<sup>105</sup> 都市から淡水生態系へのプラスチック排出を減らすための戦略, Christian Schaum (Universität der Bundeswehr München, ドイツ), 2017/9~2020/8

- ・ 排水処理段階での化学物質の浸出や吸脱着に着目し、プラスチック添加剤が水棲生物に及ぼす影響や、飲料水の人体毒性リスクを調査する。生体内でマイクロプラスチックから溶出する化学物質を分析し、各種プラスチック材質の毒性評価を実施。

Subu Track<sup>124</sup> 異なる性質を持つマイクロプラスチックの追跡 - 毒性とプロセス工学評価のための革新的分析ツール, Jörg E. Drewes (Technische Universität München, ドイツ), 2017/9~2020/8

- ・ マイクロプラスチックの毒性を評価するための革新的な分析方法や評価方法の開発を目的として、劣化状態のプラスチック表面を用いて化学物質の吸脱着特性の研究や、微小なマイクロプラスチックの生物及び生態系への影響等の研究を行っている。

### 海洋プラスチックに添加・吸着した化学物質による影響についての今後の研究課題

中期的な課題として、海洋プラスチックごみの有無による違いをコントロールとした、関連する化学物質の生物への移行量を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、海洋プラスチックごみの有無による違いをコントロールとした、実環境濃度における海洋プラスチックの食物連鎖を通じた関連する化学物質の濃縮について、定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、ヒトを含めた生態系において、化学物質の他のばく露経路と比較した海洋プラスチックのばく露経路としての寄与度を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、化学物質の種類とその特性に応じて、海洋プラスチックに関連する化学物質の生体内への移行量を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、プラスチックの沈降、微細化・変質といった海洋中での動

<sup>123</sup> 2019 年日本化学工業協会 LRI(長期自主研究)第 7 期採択研究 劣化マイクロプラスチック由来吸着化学物質の体内動態モデルの構築と影響評価, <https://www.j-lri.org/files/201904.pdf>(2020.02.19 アクセス)

<sup>124</sup> Subu Track: Tracking of (Sub) Microplastics of Different Identities - Innovative Analysis Tools for Toxicological and Process-engineering Evaluation, <https://www.wasser.tum.de/en/%20submuetrack/startseite/>(2020.02.07 アクセス)

態により関連する化学物質の挙動がどのように変化するかを明らかにする研究を進めるべきである。

中期的課題として、海洋プラスチックごみの大きさが、関連する化学物質の生物への移行量を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

長期的な課題として、マイクロプラスチックに添加・吸着した化学物質の生体内への移行量に関する研究の進展を踏まえ、ライフサイクル全体でのリスクを評価する研究を進めるべきである。

### 3. 実態

#### 3.1. マクロプラスチックごみの分布

(世界での分布)

- ・ 世界の海に浮かぶプラスチック粒子の総数とその重量の推定した結果、メソサイズ(この研究においては 4.76 ~ 200 mm をメソサイズとしている)のプラスチックは北太平洋に高密度で存在することが明らかとなった(Eriksen *et al.*, 2014<sup>125</sup>)。
- ・ 黒潮海流の東側の海域は、2つの準定常蛇行と南側の再循環が特徴である。この地域内の海洋ごみの滞留と循環は、日本南部にごみの集積帯(ごみパッチ)を形成させる。再循環流の強度の変動は、海洋ごみの集中と滞留に影響を与える可能性が高く、流れが強い期間には大きな滞留効果と蓄積をもたらす。日本周辺の黒潮続流南東側の再循環帯は海底地形や気象の影響を受けて強度が変動する(Howell *et al.*, 2012<sup>126</sup>)。
- ・ マクロプラスチックごみは食品包装やボトルのキャップなどの種類別で整理されており、大きさや形状には注目されていない。一部の地域では最大 50 年間にわたって体系的に監視されている事例がある(Ocean Conservancy, 2013<sup>127</sup>)。
- ・ 海洋研究開発機構(JAMSTEC)のグローバル海洋データセンター(GODAC)は、2017年3月に深海ごみのデータベースを公開した。データベース内の 5,010 個の潜水データのうち、3,425 個が人工物であった。これらのごみの 33%以上はマクロプラスチックごみであり、そのうち 89%はシングルユースの製品によるものであった。プラスチックごみの比率は水深 6,000 m 以上で増加した。調査したうち最も深い地点の観測物は、マリアナ海溝の水深 10,898 m で確認されたビニール袋であった。プラスチックごみの比率を調査エリア別に調べると北太平洋東部で 25%、南太平洋で 8%、インド洋で 31%であった。プラスチックごみ密度の水平分布は日本列島の近くで高いが、沖合が低いわけではなかった。なお調査場所は年度ごとに異なるため、プラスチックのごみ密度の経年変化はわかっていない(Chiba *et al.*, 2018<sup>128</sup>)。

(日本での分布)

- ・ 大きなプラスチックの輸送は表面流に支配される。日本海で2014年と2015年の7月から9月にかけて、ニューストーンネット(口枠75 cm × 75 cm、目合0.35 mm)を用い採集した試料を、目視及び FT-IR 法によりプラスチック片を選別した結果、5 ~ 10 mm の

<sup>125</sup> Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borroero, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., Reisser, J.: Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea, *PLoS One*, **9**(12), e111913 (2014).

<sup>126</sup> Howell, E. A., Bograd, S. J., Morishige, C., Seki, M. P., Polovina, J. J.: On North Pacific circulation and associated marine debris concentration, *Marine Pollution Bulletin*, **65**, 16-22 (2012).

<sup>127</sup> Ocean-Conservancy: Working for clean beaches and clean water, 2013 Report, (2013).

<sup>128</sup> Chiba, S., Saito, H., Fletcher, R., Yogi, T., Kayo, M., Miyagi, S., Ogido, M., Fujikura, K.: Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris, *Marine Policy*, **96**, 204-212 (2018).

プラスチックの存在比に地域差があることが明らかとなった。5～10 mm のプラスチックの割合が多いのは日本海の南側(北緯39度以南)であり、特に海岸域で高かった。この結果は3.3.1.節にて後述するモデルによる計算とも一致していた(Iwasaki *et al.*, 2017<sup>129</sup>)。

- 全国の漂着ごみの分布は地域的偏差が大きく、特に九州地方北部・東北地方北部などの付近に漂着ごみが多かった。また、閉鎖性海域である瀬戸内海や、離島である琉球諸島などでもごみ量が多かった。平成 18 年に国土交通省が実施した海岸の漂着ごみの調査は 606 の自治体により行われ、調査された海岸線の延長距離は 325 km であった。これは日本の海岸線の総延長距離の 0.9% に相当しており日本全国の海岸のごみの状況を反映したものとなっている。全国の海岸における漂着ごみの推計量は体積ベースで  $1.47 \times 10^4 \text{ m}^3$ 、重量ベースで  $2.57 \times 10^4 \text{ t}$  であった。地域別には日本海側が他の海域を大きく上回っていた(国土交通省, 2007<sup>130</sup>)。
- 瀬戸内海はカキ養殖用ポリエチレン製パイプの発生域である。瀬戸内海海岸漂着ごみ及び海面漂流ごみの実態調査を行った結果、海岸における平均漂着密度はまめ管が最も高く  $7.5 \text{ 個/m}^2$ 、損傷パイプ  $4.5 \text{ 個/m}^2$ 、パイプ  $2.9 \text{ 個/m}^2$ 、対照漂着物であるキャップ  $0.3 \text{ 個/m}^2$  であった。漂流ごみは 5,897 個観測された。航海別平均漂流密度は  $454 \sim 556 \text{ 個/km}^2$  であった。内訳はプラスチックフィルム類 61.8%、パイプ等 5.3%、プラスチックボトル 3.0% であった。パイプ等は漂流ごみにおいても主要品目といえた(藤枝, 2011a<sup>131</sup>)。

<sup>129</sup> Iwasaki, S., Isobe, A., Kako, S., Uchida, K., Tokai, T.: Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: a numerical model approach in the Sea of Japan, *Marine Pollution Bulletin*, **121**, 85-96 (2017).

<sup>130</sup> 国土交通省: 海岸における一体的漂着ゴミ対策検討調査報告書, (2007).

<sup>131</sup> 藤枝 繁: 瀬戸内海に漂流漂着するカキ養殖用パイプ類の実態, *日本水産学会誌*, **77**(1), 23-30 (2011a).

## マクロプラスチックごみの分布についての今後の研究課題

短期的な課題として、生物影響の観点から、日本の排他的経済水域のマクロプラスチックの分布域と重要種の生息域との関連を明らかにするデータベースの作成を進めるべきである。

短期的な課題として、生物影響に関する研究の進展を踏まえ、誤食・絡まりに差異を与える性状(形状、色など)を区別したマクロプラスチックごみの分布の調査を進めるべきである。

短期的な課題として、効果的・効率的なモニタリングを行うための調査地点の選定方法を確立するための調査を進めるべきである。

中期的な課題として、海岸でのマクロプラスチックごみの分布を一層効率的に把握する調査ネットワークの構築を進めるべきである。

中期的な課題として、生活環境の一部としての水生生物、漁業資源への影響の観点から、海底におけるマクロプラスチックごみの分布について調査を進めるべきである。

### 3.2. マイクロプラスチックの分布

#### 3.2.1. 海洋表面

(世界での分布)

- ・ 海洋マイクロプラスチックに関する研究事例は海洋表面が最も多く、調査地点は北半球に偏っている (Law *et al.*, 2010<sup>132</sup>; Law *et al.*, 2014<sup>133</sup>; Cózar *et al.*, 2014<sup>134</sup>; Eriksen *et al.*, 2013<sup>135</sup>; Eriksen *et al.*, 2014<sup>125</sup>)。
- ・ マイクロプラスチックの推計密度は、0.33 ~ 1.00 mm 及び 1.01 ~ 4.75 mm の 2 つのサイズのマイクロプラスチックが全海洋に浮遊しているプラスチックごみの 92% を占めていた。また、両者を比較すると 0.33 ~ 1.00 mm のマイクロプラスチックは 1.01 ~ 4.75 mm のマイクロプラスチックよりも 40% 少なかった。前者は後者の断片化により生成されるため、より豊富にあると考えられたが、推計結果は予測と異なる結果であった (Eriksen *et al.*, 2014<sup>125</sup>)。
- ・ 2014 年時点でのマイクロプラスチック粒子の累積数は 15 ~ 51 兆個、重さは 93 ~ 236 Kt であると推測された。海洋プラスチック量に関する既往の計測調査結果と 3 種の海洋

<sup>132</sup> Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., Reddy, C. M.: Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre, *Science*, **329**(5996), 1185-1188 (2010).

<sup>133</sup> Law, K. L., Morét-Ferguson, S. E., Goodwin, D. S., Zettler, E. R., DeForce, E., Kukulka, T., Proskurowski, G.: Distribution of surface plastic debris in the eastern Pacific Ocean from an 11-year data set, *Environmental Science & Technology*, **48**(9), 4732-4738 (2014).

<sup>134</sup> Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M. L., Duarte, C. M.: Plastic debris in the open ocean, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**(28), 10239-10244 (2014).

<sup>135</sup> Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S.: Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes, *Marine Pollution Bulletin*, **77**(1-2), 177-182 (2013).

循環モデルを組み合わせ、地球規模の海洋におけるマイクロプラスチックの量と分布を計算した。多くのデータは北大西洋と太平洋のホットスポットでの調査であり、他のエリアのデータはまばらであることや、採取方法の違い、カウント方法の違い、個数から質量への変換方法の違いなどから、推測値の範囲が広がった(van Sebille *et al.*, 2015<sup>136</sup>)。

- ・ 南極におけるマイクロプラスチックの粒子サイズの分布と形態観察の結果、観測された 44 個のプラスチック片のうち 29 個はポリエチレン、ポリプロピレン等で、残りはポリスチレンやそのほかの材質であった(Isobe *et al.*, 2017<sup>137</sup>)。
- ・ ボトルを用いた水汲みによって採取されたマイクロプラスチック濃度は、ネットにより採取された場合の濃度よりも 3 桁高かった。マイクロプラスチックの採取方法をアセンション島及びフォークランド島の周辺海域において比較した。採取はボンゴネット(>500 μm)、マンタネット(>300 μm)、プランクトンネット(>200 μm、>400 μm)といったネットによる採取方法と、1 L の海水をボトルで汲み取った後 0.45 μm メッシュのフィルターでろ過する方法で行った。ボトルによるサンプリングでは、陸から離れた海上でもグレートブリテン島のような人口の多い地域の沿岸に匹敵する濃度のマイクロプラスチックが存在することが明らかとなった(Green *et al.*, 2018<sup>138</sup>)。

(日本での分布)

- ・ 日本周辺の海域はマイクロプラスチック数が多く、世界の平均の 27 倍にも達していた(Isobe *et al.*, 2015<sup>139</sup>)。
- ・ プラスチック片が高密度で観測されたのは日本の南部の北緯 20 度から 30 度の海域(最大で  $6.63 \times 10^2$  個/ha)、及びニュージーランド北東部の南緯 20 度から 30 度の海域(最大で  $2.03 \times 10^2$  個/ha)であった。これらの海域は海流の収束帯に相当する。プラスチックの形状で最も多いのは粒状で、その割合は全体の 67%であった。2000 年から 2001 年に太平洋西部で浮遊プラスチック片(1.1 ~ 41.8 mm)の実測を行い、海域ごとの密度の違いや、形状を報告した。試料の採集にはニューストーンネット(口枠 70 cm × 70 cm、メッシュサイズ 1.00 mm × 1.64 mm)が用いられた。採取されたプラスチック片は 70%が 5 mm 以下のマイクロプラスチックであった。その形状は粒状、シート状、ひも状であった。日本近海で最もプラスチック片の密度が高かった地点では粒状のほかに多様なブ

<sup>136</sup> van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., van Francker, J. A., Eriksen, M., Siegel, D., Glagani, F., Law, K. L.: A global inventory of small floating plastic debris, *Environmental Research Letters*, **10**, 124006 (2015).

<sup>137</sup> Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K., Tokai, T.: Microplastics in the Southern Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **114**, 623–626 (2017).

<sup>138</sup> Green, D. S., Kregting, L., Boots, B., Blockley, D. J., Brickley, P., da Costa, M., Crowley, Q.: A comparison of sampling methods for seawater microplastics and a first report of the microplastic litter in coastal waters of Ascension and Falkland Islands, *Marine Pollution Bulletin*, **137**, 695-701 (2018).

<sup>139</sup> Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T., Iwasaki, S.: East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics, *Marine Pollution Bulletin*, **101**, 618-623 (2015).



ラスチック片が見つかった(Uchida *et al.*, 2016<sup>140</sup>)。

- ・ 日本近海で採取された 5 mm 未満のマイクロプラスチック 4,929 個のうち 45 個 (0.9%) が球状であった。これをマイクロビーズとみなすと、観測されたマイクロプラスチックの 9.7% であり、東京湾はその量が他の地域よりも一桁高かった。東京湾、駿河湾、伊勢湾、瀬戸内海の 26 地点にて、マイクロプラスチックのサイズ分布と形状を観察した。ニューストーンネット(口径 75 × 75 cm、長さ 3 m、メッシュ 0.35 mm)によるサンプリングを行い、カメラ付き実体顕微鏡でサンプルの色と形状を目視で識別した。また、断片が小さく目視での識別が困難なものは FT-IR(フーリエ変換赤外線分光光度計)を使用してポリマーの種類を特定した(Isobe, 2016<sup>141</sup>)。
- ・ マイクロプラスチックの輸送には紀伊半島周辺の黒潮の流れが大きく影響する。マイクロプラスチック存在量は沿岸付近や 31 ° 30'N よりも南の地点で密度が低かったが、黒潮が流れる 32 ~33 °N 付近で特に密度が高く、黒潮が北太平洋中のマイクロプラスチックの輸送と流通に重要な役割を果たすという Day and Shaw (1987)<sup>142</sup> の仮説が裏付けられた。黒潮は、これらのマイクロプラスチックの北太平洋全域への輸送を支援すると仮定されているが、これまで実態がわからなかった。黒潮海域におけるマイクロプラスチックの分布、存在量、質量、種類、サイズについて調査するため、2000 年及び 2001 年にニューストーンネット(口枠 50 × 50 cm、側長 3 m、メッシュサイズ 330 μm)を用いてサンプリングが行われた。採取したプラスチックはプラスチック樹脂ペレット、プラスチック製品、プラスチック製品の断片、ゴム、繊維、発泡スチロール、プラスチックシート(厚さ 2 mm 未満)、スポンジの 8 種類に分類され、さらに大きさも 11 分類(1 mm から 10 mm まで 1 mm ずつ区切られた 10 段階及び > 11 mm)された。マイクロプラスチックのうち破片状のものが最も多く 56% を占め、次いで発泡スチロールが 21% であった。そのサイズは 1 ~ 3 mm が 62% と優占していた(Yamashita and Tanimura, 2007<sup>143</sup>)。

### 3.2.2. 水柱

- ・ マイクロプラスチックは個数濃度及び重量濃度ともに海面(0 ~ 0.5 m)がピークであり、深くなるにつれて急激に存在量が減衰する。Reisser *et al.*(2015)<sup>144</sup>は北大西洋亜熱帯循環帯の 12 地点において海面から 0.5 m 間隔で水深 5 m まで採取した海水試料に含まれ

<sup>140</sup> Uchida, K., Hagita, R., Hayashi, T., Tokai, T.: Distribution of small plastic fragments floating in the western Pacific Ocean from 2000 to 2001, *Fisheries Science*, **82**, 969-974 (2016).

<sup>141</sup> Isobe, A.: Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters, *Marine Pollution Bulletin*, **110**, 432-437 (2016).

<sup>142</sup> Day, R. H., Shaw, D. G.: Patterns in the abundance of pelagic plastic and tar in the north Pacific ocean, 1976-1985, *Marine Pollution Bulletin*, **18(6)B**, 311-316 (1987).

<sup>143</sup> Yamashita, R., Tanimura, A.: Floating plastic in the Kuroshio Current area, western North Pacific Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **54**, 485-488 (2007).

<sup>144</sup> Reisser, J., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M., de Sonnevile, J., Becker, T., Pattiaratchi, C.: The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre, *Biogeosciences*, **12(4)**, 1249-1256 (2015).

るマイクロプラスチックを抽出した後、目視によってプラスチック片を識別し、垂直分布を求めた。0.5 ~ 207 mm のサイズのプラスチックが確認された。

- ・ 表層のマイクロプラスチックの観測値に風速のデータを組み合わせることで推定値を補正することが可能である。 海洋表面のマイクロプラスチックの分布が過小評価されているのは、強風時に海面が攪拌されることにより浮遊しているマイクロプラスチックが水中に取り込まれるためである。実際の総量は平均で観測値の 2.5 倍、最大で 27 倍になる(Kukulka *et al.*, 2012<sup>145</sup>)。
- ・ 北大西洋亜熱帯循環帯において採取した 12,751 個のマイクロプラスチックを材質別に個数をカウントした。内訳はほとんどがポリエチレン(84.7%)であり、次いでポリプロピレン(15.3%)であった。形状としては硬質プラスチック(46.6%)及びシート(45.4%)の 2 種類で 90%を占め、残りは繊維状のプラスチック(7.9%)、ペレット(0.05%)、発泡プラスチック(0.008%)であった。また垂直混合プロセスはプラスチックの長さに依存するため、表層のプラスチックのサイズ分布に影響を及ぼしている。 硬質プラスチックやシートは長さが短いほど水柱(0.5 ~ 5 m)の存在割合が増加するが、その傾向は糸状プラスチックでは海面が穏やかなとき(ビューフォート風力階級が 1、風速 0.3 ~ 1.5 m/s)に限定されていた(Reisser *et al.*, 2015<sup>144</sup>)。
- ・ GESAMP (2016)<sup>59</sup> では水柱への移動メカニズムとしてバイオフィームの付着を指摘している。
- ・ 北大西洋亜熱帯循環帯で採集したプラスチック片に多くの生物が付着している。ニューズトンネット(口枠 1 × 0.5 m、メッシュサイズ 333 μm)により採取したプラスチックの材質と付着微生物を調査した。採取されたプラスチック片の大きさは 1 mm 以下 ~ 数 cm の範囲であり、ほとんどが 5 mm 未満のマイクロプラスチックであった。材質はポリエチレンとポリプロピレンが確認された。従属栄養生物、独立栄養生物、捕食者、共生生物などの様々な生物が付着していた。付着している微生物の中に炭化水素分解細菌が存在したことから、プラスチック片の分解に微生物が関与している可能性が指摘された(Zettler *et al.*, 2013<sup>146</sup>)。
- ・ プラスチック片は海水中で密度が変化する。 1991 年から 2007 年にかけて北大西洋で採取した 748 個のプラスチック片のサイズ、質量、及び材料組成を分析した結果、プラスチック片のほとんどが 10 mm 未満の断片であり、ほとんどすべてが 0.05 g 以下であった。材料密度の範囲は 0.808 ~ 1.24 g/ml で、約半分は 0.97 ~ 1.04 g/ml であった。こ

<sup>145</sup> Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W., Law, K. L.: The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris, *Geophysical Research Letters*, **39**(7), L07601 (2012).

<sup>146</sup> Zettler, E. R., Mincer, T. J., Amaral-Zettler, L. A.: Life in the "Plastisphere": Microbial communities on plastic marine debris, *Environmental Science & Technology*, **47** (13), 7137-7146 (2013).

れは未使用のプラスチックの密度よりも重かった。元素分析結果から、この密度範囲のサンプルは、生物付着により密度が増加したポリプロピレン及びポリエチレンと考えられた。また、外洋のプラスチック片の密度は、海岸のプラスチック片の密度とはかなり異なっていた (Morét-Ferguson *et al.*, 2010<sup>147</sup>)。

- ・ マイクロプラスチックを含むカイアシ類の糞便は容器の底に沈むことが明らかとなった。沈降する糞便がマイクロプラスチックを水面から垂直方向に輸送するメカニズムに関与していると考えられる。イギリス海峡西部で採取したカイアシ類 *Calanus helgolandicus* 及び *Calanus typicus* に餌となる植物プランクトンと併せて 0.6 μm ポリスチレン及び 7.3 μm 蛍光ポリスチレンビーズを与える実験を行った。カイアシ類 *C. helgolandicus* 及び *C. typicus* はともに、マイクロプラスチックを摂取し、摂取されたマイクロプラスチックは糞便に包まれて排泄された。また、マイクロプラスチックを含む糞便は、マイクロプラスチックを含まない糞便に比べて沈降速度が遅かった (Cole *et al.*, 2016<sup>148</sup>)。
- ・ 大きい粒子ほど生物が付着しやすいが、粒子の比表面積は小さい粒子ほど大きく、粒子径の効果はトレードオフの関係にある。マイクロプラスチックの運命に対する生物付着の影響を推定するモデルを開発した。このモデルは、光、水密度、温度、塩分、及び粘度に関する沈降、バイオフィルムの成長及び深度などの要素が考慮されている。このモデルにより、マイクロプラスチックの粒子サイズと密度に応じて、粒子の浮上、沈降、または浮き沈みなどの垂直方向の輸送を経時的に予測することができる。予測の結果、海面では微小な粒子は比較的少なく、海底まで沈降することはないとされた (Kooi *et al.*, 2017<sup>149</sup>)。

### 3.2.3. 海底

- ・ ベルギーの港湾、河口、海岸、下水処理場などの海底における調査では、最大で堆積物の乾燥重量 1 kg あたり 390 個のマイクロプラスチックが検出されており、他の地域の同様の調査よりも 15 ~ 50 倍であった (Claessens *et al.*, 2011<sup>150</sup>)。
- ・ 海洋表面よりも堆積物の方がマイクロプラスチック存在量は多く、最大で 4 桁高かった。分離したマイクロプラスチックの形状はすべて繊維状であり、FT-IR で分析したところポリエステルが最も一般的であり (53.4%)、次いでポリアミドとアセテートを含む他のプラスチック (34.1%) と、アクリル (12.4%) の順であった。大西洋、地中海、インド

<sup>147</sup> Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., Reddy, C. M.: The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean, *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 1873-1878 (2010).

<sup>148</sup> Cole, M., Lindeque, P. K., Fileman, E., Clark, J., Lewis, C., Halsband, C., Galloway, T. S.: Microplastics alter the properties and sinking rates of zooplankton faecal pellets, *Environmental Science & Technology*, **50**, 3239-3246 (2016).

<sup>149</sup> Kooi, M., van Nes, E. H., Scheffer, M., Koelmans, A. A.: Ups and downs in the ocean: Effects of biofouling on vertical transport of microplastics, *Environmental Science & Technology*, **51**, 7963-7971 (2017).

<sup>150</sup> Claessens, M., de Meester, S., van Landuyt, L., de Clerck, K., Janssen, C. R.: Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast, *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 2199-2204 (2011).

洋の深さ 300 ~ 3,500 m の海底の堆積物中のマイクロプラスチックを調査した結果、堆積物中の繊維状マイクロプラスチックの量は、50 ml あたり 1.4 ~ 40 個の範囲であった。このことから深海はマイクロプラスチックのシンクであるとしている(Woodall *et al.*, 2014<sup>151</sup>)。

- 堆積物に含まれるマイクロプラスチックの存在量は、水深の浅い地点で採取した堆積物表層の存在量の方が多く、水深が深くなるほど少なかった。材質の割合はポリプロピレン(51.5%)が最も多く、次いでポリエチレンテレフタレート(35.2%)とレーヨン(13.3%)の順であった。また、プラスチックの最も一般的な形状は繊維であった。この調査は北ベーリング海とチュクチ海の水深 35 m ~ 178 m の海底堆積物表層において行われた。採取した堆積物サンプルから比重分離法によってマイクロプラスチックを抽出し、顕微フーリエ変換赤外分光法( $\mu$ FT-IR)を使用して材質を特定した。堆積物中のマイクロプラスチックの量は、不検出 ~ 68.78 個/kg 乾燥重量の範囲であった。堆積物中のマイクロプラスチックが最大量となったのはチュクチ海で採取したサンプルであった(Mu *et al.*, 2019<sup>152</sup>)。
- 海底のプラスチックの分布を決定する要因として、調査地域、サンプリング地域、海底地形、及び海岸線までの距離が重要であると特定された。バレアレス諸島周辺では 15 年間の調査を通じて、海底のプラスチック量に時間的な増減の傾向は見られなかった。バレアレス諸島周辺の海底において 15 年間(2001 ~ 2015 年)で合計 806 本の海底トロール船による調査が実施された。水深 38 ~ 800 m の範囲が調査された。曳網量の 88% で海洋ごみが検出され、平均値は  $1.39 \pm 0.13$  kg/km<sup>2</sup> だった。プラスチックの検出量の平均は  $2.73 \pm 0.26$  kg/km<sup>2</sup> であり、曳網量の 66% に存在していた。大量の海底プラスチックがマヨルカ島の北西海岸に沿って観察された。これは海岸線に近い大陸棚で、上部が斜面であるという海洋学的特徴に関連している可能性がある(Alomar *et al.*, 2020<sup>153</sup>)。
- 2013 ~ 2017 年の別府湾海底では底質堆積物乾重量 1 kg あたり 89 個、面積的には単位平方メートル当たり年間 217 個のペースでマイクロプラスチックが堆積していることが明らかとなった。1988 年から 2017 年までの 5 年毎の区間では堆積フラックスに有意な差は見られなかった。別府湾湾奥の最深部(水深 70 m 地点)において、グラビティーコアラを用いて、深さ 40 cm の底質コアサンプルを採取した。1 cm 間隔で切り分けたサンプルを目合い 355  $\mu$ m のふるいで濾し、残った粒子を目視で抽出した。粒子はフーリエ変換赤外分光光度計を用いて種類の同定を行った。年代測定には <sup>210</sup>Pb 法を用

<sup>151</sup> Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., Thompson, R. C.: The deep sea is a major sink for microplastic debris, *Royal Society Open Science*, **1**(4), 140317 (2014).

<sup>152</sup> Mu, J., Qu, L., Jin, F., Zhang, S., Fang, C., Ma, X., Zhang, W., Huo, C., Cong, Y., Wang, J.: Abundance and distribution of microplastics in the surface sediments from the northern Bering and Chukchi Seas, *Environmental Pollution*, **245**, 122-130 (2019).

<sup>153</sup> Alomar, C., Compa, M., Deudero, S., Guijarro, B.: Spatial and temporal distribution of marine litter on the seafloor of the Balearic Islands (western Mediterranean Sea), *Deep-Sea Research Part I*, **155**, 103178 (2020).

いた。なお、調査は最も堆積速度の速い地域で行われたため、過大評価の可能性がある(榎本ら, 2018<sup>154</sup>)。

- ・ 広島湾安芸灘海域の海底で採取された 2 mm 以下のマイクロプラスチックの 79%が発泡スチロール(FPS)であった。FPS の割合は表層面及び底質の堆積物で多く、底質中の FPS 粒子の平均サイズは、海岸の FPS 粒子のサイズよりも有意に小さかった。電界放出型走査電子顕微鏡画像は、大量のマイクロサイズまたはナノサイズの FPS 片が、海岸の FPS マイクロプラスチックから生成される可能性が高いことを示唆した。海岸、海底、海面で 2 mm 以下のマイクロプラスチックの調査を行った結果、海底では 1,000 ~ 10,444 個/m<sup>2</sup> の数密度であった(Sagawa *et al.*, 2018<sup>155</sup>)。
- ・ 東京湾の運河で収集された堆積物コアの各層のマイクロプラスチックは、軽いポリマー(ポリエチレン、ポリプロピレン)から重いポリマー(ポリ塩化ビニル、PET 樹脂)で構成されていた。一方、表層水のマイクロプラスチックは主に軽いポリマー(ポリエチレン、ポリプロピレン)で構成されていた。また、底質がマイクロプラスチックの重要なシンクであることが示唆された。東京湾の運河(2013 年、2014 年)において、堆積物と表層水の収集を行った結果、運河の堆積物中のマイクロプラスチックは 0.3 ~ 1 mm のサイズがほとんどであり、1 ~ 5 mm のサイズは微量であった。東京湾の運河の堆積物コアから収集されたマイクロプラスチックの量が、運河で収集された表層水のサンプルの量よりも 4 桁高かった(Matsuguma *et al.*, 2017<sup>156</sup>)。
- ・ 皇居の桜田濠で採取された堆積層は、中層(38 ~ 40 cm)の試料が 1950 年代に相当し、この試料からポリアクリレートやポリ塩化ビニルなどのプラスチックが検出され始め、表層(0 ~ 2 cm)の 2000 年代に相当する試料からは、中層の数倍の検出個数となった。これは集水域のプラスチック汚染の進行を示す。Matsuguma *et al.*(2017)<sup>156</sup> は皇居の桜田濠を含む 4 ヶ国で採取した堆積物コア中のマイクロプラスチックを分析し、マイクロプラスチック汚染の経年的なトレンドを調べた。桜田濠とタイのコアについては放射性核種と使用年代が限定されている化学物質(マーカー)の分析から堆積年代を推定した。桜田濠の 1900 年より前(プラスチックの生産前)に対応すると考えられるコアの最深層(84 ~ 88 cm)ではプラスチックは検出されなかった(Matsuguma *et al.*, 2017<sup>156</sup>)。

#### 3.2.4. 海岸

- ・ 地域規模における海岸の調査事例が報告されている(Kako *et al.*, 2010<sup>157</sup>; Carson *et al.*,

<sup>154</sup> 榎本 一成, 加 三千宣, 日向 博文: 別府湾におけるマイクロプラスチックの堆積フラックス, 土木学会論文集 B2(海岸工学), 74(2), 1321- 1326 (2018).

<sup>155</sup> Sagawa, N., Kawaai, K., Hinata, H.: Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water, *Marine Pollution Bulletin*, **133**, 532-542 (2018).

<sup>156</sup> Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Weerts, S., Newman, B.: Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **73**, 230-239 (2017).

<sup>157</sup> Kako, S., Isobe, A., Magome, S.: Sequential monitoring of beach litter using webcams, *Marine Pollution Bulletin*, **60**(5), 775-

2011<sup>158</sup>; Ribic *et al.*, 2012<sup>159</sup>; Breña-Naranjo *et al.*, 2015<sup>160</sup>; Madzena and Lasiak, 1997<sup>161</sup>; Santos *et al.*, 2009<sup>162</sup>; Hardesty *et al.*, 2014<sup>163</sup>; Antunes *et al.*, 2013<sup>164</sup>). 一方、砂浜以外の沿岸域の分布に関するデータはほとんどないとされている (Debrot *et al.*, 2013<sup>165</sup>).

- ・ 日本の沿岸ではプラスチック製品の破片が主なマイクロプラスチックの発生源と考えられる。 東京湾のカタクチイワシ(*Engraulis japonicus*)64匹のうち49匹の消化管からマイクロプラスチックを検出し、その中にはパーソナルユースと思われるマイクロビーズも検出された。東京湾の集水域では約半分の世帯が下水と雨水を同じ配管で処理する合流式下水管であるため、5 mm 以上の大雨でオーバーフローした下水は沿岸に流出する可能性がある。このことは、マイクロプラスチックの材質や形状は発生源に関連していると考えられる。この調査では破片、ビーズ、ペレット、フィルム、発泡スチロール、糸状プラスチックが観察され、中でも破片が150個中の129個(86%)を占めていた(Tanaka and Takada, 2016<sup>166</sup>).
- ・ 海岸漂着散乱マイクロプラスチック主要6品目中、発泡プラスチック破片、硬質プラスチック破片、人工芝破片、レジンペレット及び徐放性肥料カプセルの5品目は、汽水域より上流の地点でも確認されており、海洋におけるマイクロプラスチックの一部は河川起源であることがわかった。 また、この瀬戸内海周辺の調査において最も密度が高かった品目は、発泡プラスチック破片であり、その密度は海岸 45,833 個/m<sup>2</sup> (94.6%)、海面 147,752 個/km<sup>2</sup> (60.7%)、河岸 15,727 個/m<sup>2</sup> (41.5%) であった。2006年から2008年にかけて瀬戸内海周辺においてマイクロプラスチックの採取調査を行った。海岸での採取は12海域の海岸計219地点で、40 cm × 40 cm × 深さ 5 cm の砂ごとマイクロプラスチックを採取した。マイクロプラスチックを含む砂をバケツの中に入れ、水を注ぎ攪拌し、浮遊物を0.3 mm メッシュのふるいで回収した。プラスチック類は発泡スチロール、硬質プラスチック片、プラスチックパイプ、レジンペレット、スポンジ状プラスチック破片、フィルム状プラスチック破片、肥料用徐放性カプセル、たばこフィルター、人工芝破片、繊維状プラスチック破片、その他のプラスチック

---

779 (2010).

<sup>158</sup> Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J., Mc-Dermid K. J.: Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments, *Marine Pollution Bulletin*, **62**(8), 1708-1713 (2011).

<sup>159</sup> Ribic, C. A., Sheavly, S. B., Rugg, D. J., Erdmann, E. S.: Trends in marine debris along the U.S. Pacific Coast and Hawai'i 1998-2007, *Marine Pollution Bulletin*, **64**(5), 994-1004 (2012).

<sup>160</sup> Breña-Naranjo, J. A., Pedrozo-Acuna, A., Pozos-Estrada, O., Jimenez-Lopez, S. A., Lopez-Lopez, M. R.: The contribution of tropical cyclones to rainfall in Mexico, *Physics and Chemistry of the Earth*, **83-84**, 111-122 (2015).

<sup>161</sup> Madzena, A., Lasiak, T.: Spatial and temporal variations in beach litter on the Transkei coast of South Africa, *Marine Pollution Bulletin*, **34**(11), 900-907 (1997).

<sup>162</sup> Santos, I. R., Friedrich, A. C., Ivar do Sul, J. A.: Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from northeast Brazil, *Environmental Monitoring and Assessment*, **148**(1-4), 455-462 (2009).

<sup>163</sup> Hardesty, D., Wilcox, C., Lawson, T. J., Mauread, C.: The influence and efficacy of waste management policies on coastal marine debris in Australia, *Australian Coastal Councils Conference*, 24-26 (2014).

<sup>164</sup> Antunes, J. C., Frias, J. G L., Micaelo, A. C., Sobral, P.: Resin pellets from beaches of the Portuguese coast and adsorbed persistent organic pollutants, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **130**, 62-69 (2013).

<sup>165</sup> Debrot, A. O., Meesters, H. W. G., Bron, P. S., de León, R.: Marine debris in mangroves and on the seabed: Largely-neglected litter problems, *Marine Pollution Bulletin*, **72**(1), 1-1 (2013).

<sup>166</sup> Tanaka, K., Takada, H.: Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters, *Scientific Reports*, **6**, 34351 (2016).

クに分類した。マイクロプラスチックの平均密度は海岸で 48,470 個/m<sup>2</sup>、海面 243,473 個/km<sup>2</sup>、河岸 37,934 個/m<sup>2</sup>であった(藤枝, 2011b<sup>167</sup>)。

### 3.2.5. 河川

- ・ ミシシッピ川のサンプルからは 63 mg/L、オソ湾のサンプルからは 1,865 mg/L の濃度のマイクロプラスチックが採取された。 独自に製作したろ過装置を用いて、ミシシッピ川の河川水 1L から直径 300 μm 以下も含むマイクロプラスチックを採取した。このろ過装置はプラスチック繊維を多く含む水域にも応用でき、汎用性が高いことが分かった。フィルターの素材やメッシュサイズを調整することが可能で、様々な直径や濃度に対応できる(Martin *et al.*, 2018<sup>168</sup>)。
- ・ 日本国内の河川におけるマイクロプラスチックの数密度は、日本近海(0.6 ~ 4.2 個/m<sup>3</sup>)より 1 オーダー小さく、地点ごとに材質構成に違いが見られた。 日本国内の 18 河川を対象にマイクロプラスチックの汚染実態について調査した。マイクロプラスチックのサイズは、実体顕微鏡と顕微鏡用デジタルカメラを用いて長さを算出し、材質の同定は FT-IR を用いた。マイクロプラスチックの数密度は 0.0064 ~ 2.5 個/m<sup>3</sup> であり、サイズは 2 mm 以下がほとんどであった(工藤ら, 2017<sup>169</sup>)。
- ・ マイクロプラスチックは海洋に到達する前に河川域ですでに微細化している。 また、マイクロプラスチックの濃度は人口密度と有意な相関があり、流域の人間活動に依存している。 日本国内の 29 河川の 36 地点でマイクロプラスチックの調査を行った結果、31 地点においてマイクロプラスチックが認められた。その分布は人口密度や水質汚濁などの流域特性と関連するものがあつた(Kataoka *et al.*, 2019<sup>170</sup>)。

### マイクロプラスチックの分布に関連する現在進行中のプロジェクトの例

平成 30 年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(S -2)海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究<sup>77</sup>, 東海 正(東京海洋大学), 2018 ~ 2020

- ・ 海面、海中、海底、海岸におけるマイクロプラスチックのモニタリングのための標準的な計測手法を確立する。同時に、数百 ~ 数十 μm のサイズのプラスチックを検出するための基礎技術を開発する。

○日本財団・東京大学 FSI 基金「海洋ごみ対策」プロジェクト<sup>121</sup>, 津田 敦, 伊藤 進一, 小川 浩史, 2019~

<sup>167</sup> 藤枝 繁: 瀬戸内海における微小プラスチックごみ, *沿岸域学会誌*, **24**, 57-65 (2011b).

<sup>168</sup> Martin, K. M., Hasenmueller, E. A., White, J. R., Chambers, L. G., Conkle, J. L.: Sampling, sorting, and characterizing microplastics in aquatic environments with high suspended sediment loads and large floating debris, *Journal of Visualized Experiments*, **137**, e57969 (2018).

<sup>169</sup> 工藤 功貴, 片岡 智哉, 二瓶 泰雄, 日向 博文, 島袋 穂波, 馬場 大樹: 日本国内における河川水中のマイクロプラスチック汚染の実態とその調査手法の基礎的検討, *土木学会論文集 B1(水工学)*, **73(4)**, I\_1225-I\_1230 (2017).

<sup>170</sup> Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., Hinata, H.: Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan, *Environmental Pollution*, **244**, 958-965 (2019).

- ・ 海洋マイクロプラスチックのサイズ別鉛直分布(海底泥を含む)を把握する。  
MikroPlaTas<sup>106</sup>(ダムと貯水池のマイクロプラスチック：沈降、拡散、影響, Katrin Wendt-Potthoff (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, ドイツ), 2018/1~2020/12)
- ・ 貯水池や河川のMPについて、堆積物トラップを設置し、MPの材質や量を測定して年間を通しての堆積レベルを求めるとともに、測定項目とプラスチックの沈降現象との関係性を考察する。
- ・ 人工的にバイオフィルムで覆わせたプラスチック粒子を用い、プラスチック粒子を生息環境として好む微生物が存在するか、また、プラスチックの材質によってコロニー形成の速度や量が異なるかということについて、実験室内で調査する。  
MicBin<sup>171</sup>(陸水のマイクロプラスチック-ドナウ川水域におけるマイクロプラスチックの流入出調査とモデリング(行動計画のための基礎研究), Nicole Zumbülte (Deutscher Verein des Gasund Wasserfaches, ドイツ), 2017/10~2020/9)
- ・ 300 μm以下のマイクロプラスチックも含む輸送シミュレーションモデルの作成を目的として、ドナウ川でプラスチックの流入から海に流出されるまでの動態を調査している。ここで改良されたシミュレーションは他の地域にも応用することが可能であるとされている。  
RUSEKU<sup>172</sup>特定のプラスチックの環境流入に対する統合システムアプローチのための代表的な調査戦略, Ulrike Braun (Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, ドイツ), 2018/4~2021/3)
- ・ マイクロプラスチックの分布や発生源を求めるために、濃度、材質、形状、サイズなどの特性に左右されず、精度が高く、多くの水域で応用できるような採取方法の開発を行っている。

<sup>171</sup> MicBin: Microplastics in Inland Waters –Investigation and Modeling of Entries and Whereabouts in the Danube Area as a Basis for Action Planning(陸水のマイクロプラスチック-ドナウ川水域におけるマイクロプラスチックの流入出調査とモデリング(行動計画のための基礎研究))<https://www.micbin.de/>(2020.02.07 アクセス)

<sup>172</sup> RUSEKU: Representative Investigation Strategies for an Integrative System Approach to Specific Emissions of Plastics into the Environment, <https://netzwerke.bam.de/ruseku>(2020.02.07 アクセス)



## マイクロプラスチックの分布についての今後の研究課題

短期的な課題として、生物影響の程度に差異を与える性状(形状、色など)を区別したマイクロプラスチックの分布の調査を進めるべきである。

短期的な課題として、海洋プラスチックごみの流出抑制が喫緊の課題であることを認識し、ライフサイクル全体での取組を促すため、製品が明らかであるマイクロプラスチックの発生地の特特定、経年変化を把握する調査を進めるべきである。

短期的な課題として、効果的・効率的なモニタリングを行うための調査地点の選定方法を確立するための調査を進めるべきである。

中期的な課題として、生物影響との関係を考慮し、海水面での 300  $\mu\text{m}$  未満の微細なマイクロプラスチックの効率的なモニタリング手法を速やかに確立し、モニタリングデータの蓄積を進めるべきである。

中期的な課題として、既存のモニタリングデータを活用して微細なマイクロプラスチックの分布を把握するため、海水面での 300  $\mu\text{m}$  以上とそれ未満のマイクロプラスチックの量・特性の関係を明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、マイクロプラスチックの分布について調和化された手法によりモニタリングしたデータの世界的な集積を進めるべきである。

中期的な課題として、マイクロプラスチックの分布について、海水面と水柱・海底の量・性状の関係を明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、生活環境の一部としての水生生物、漁業資源への影響の観点から、海底におけるマイクロプラスチックの分布について調査を進めるべきである。

長期的な課題として、大気・陸域・河川・海洋を一体的に捉えたマイクロプラスチックの分布を明らかにする研究を進めるべきである。

### 3.3. マクロプラスチック及びマイクロプラスチックの動態

#### 3.3.1. マクロプラスチックごみ及びマイクロプラスチックの輸送や将来予測に関するシミュレーション

(マクロプラスチックごみ)

- ・ 日本の沿岸海域から流出した災害がれきは黒潮・親潮続流域、北太平洋海流、カリフォルニア海流により漂流し、さらに、ハワイ諸島に向きを変えた後、最終的に北太平洋環流で蓄積するとしている。過去の自然災害の知見を基に、災害がれきによる各地域の海洋及び沿岸生態系への影響を予測した(Bagulayan *et al.*, 2012<sup>173</sup>)。
- ・ 災害がれきの大部分が最終的に北太平洋環流に蓄積し、さらにその密度を増加させる。災害がれきの輸送をシミュレーションモデルにより推定した結果、観測結果との間に大きな矛盾を示さなかった(Lebreton and Borrero, 2013<sup>174</sup>)。

<sup>173</sup> Bagulayan, A., Bartlett-Roa, J. N., Carter, A. L., Inman, B. G., Keen, E. M., Orenstein, E. C., Patin, N. V., Sato, K. N. S., Sibert, E. C., Simonis, A. E., van Cise, A. M., Franks, P. J. S.: Journey to the center of the gyre: The fate of the Tohoku tsunami debris field, *Oceanography*, **25**(2), 200-207 (2012).

<sup>174</sup> Lebreton, L.C.-M. Borrero, J.C.: Modelling the transport and accumulation floating debris generated by the 11 March 2011

(マイクロプラスチック)

- ・ プラスチックごみの海洋流出がそのまま増え続けた場合、太平洋では2030年までに海洋上層でのマイクロプラスチックの重量濃度が現在の約2倍になること、さらに2060年までには約4倍となると予測された。過去から現在までに観測されたマイクロプラスチック浮遊量をコンピュータ・シミュレーションで再現し、さらに50年先までの太平洋全域における浮遊量を予測した。特に夏季の日本周辺や北太平洋中央部で浮遊量が多くなることが示された(Isobe *et al.*, 2019<sup>175</sup>)。
- ・ メソサイズのプラスチックの破片はストークス・ドリフト(風波による体積輸送)により運ばれ、マイクロサイズのプラスチックの粒子よりも急速に日本の海岸に沿って蓄積する。マイクロプラスチックの海洋表面における輸送に関する研究が行われており、日本海におけるマイクロプラスチック及びメソプラスチックの海洋輸送プロセスを再現する数値モデルが確立されている。中国や東南アジア諸国で大量のプラスチック廃棄物が発生すると、微小プラスチック片は対馬暖流に乗り主に対馬海峡を經由して東シナ海から日本海に運ばれる。さらに、ストークス・ドリフトにより運ばれ、日本の海岸に沿って急速に蓄積する。その後、さらに海流に乗って北上し日本海から流出する (Iwasaki *et al.*, 2017<sup>129</sup>)。

### 3.3.2. シミュレーションに用いるプラスチックごみ流入特性の実態把握

- ・ マイクロプラスチックの濃度は夏季より冬季の方が高く、季節的に変動している。また、マイクロプラスチックの輸送量は水量と有意な関係があり、江戸川の年間の輸送量が150億個(2.42 t)であった。また、その輸送量のほとんど(個数で73.5%、重量で84.1%)が出水時であった。この結果は規模の大きな河川(江戸川)と、中小の河川(千葉県大堀川)においてマイクロプラスチックの観測を平常時と出水時に行い、マイクロプラスチック濃度の時間変動と、江戸川での年間の輸送量により推定された(工藤ら, 2018<sup>176</sup>)。

### 3.3.3. シミュレーションに用いるマクロプラスチックの微細化に関する研究

- ・ 海洋のプラスチックごみの劣化は、海水中よりも海岸で進行する。メソプラスチック(5 mm ~ 数 cm)が選択的に海岸に輸送されるのは、海水中で紫外線放射と機械的侵食が最小限に抑制されるためで、先行研究(例えば Andradý, 2011)により報告されている。特に、海水中では熱が蓄積しないため、プラスチックは低温に保たれる。また、付着した汚染物質が太陽光の紫外線からプラスチックを保護するため、海水中では劣化が遅い。海岸近くを漂流しているメソプラスチックは海流に加えてストークス・ドリフトによって、選択的に陸上へ輸送される。この結果、海岸でマイクロプラスチックに

Tohoku tsunami, *Marine Pollution Bulletin*, **66**, 53-58 (2013).

<sup>175</sup> Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., Tokai, T.: Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066, *Nature Communications*, **10**, 417 (2019).

<sup>176</sup> 工藤 功貴, 片岡 智哉, 二瓶 泰雄, 北浦 郁弥: 平常時・出水時河川のマイクロプラスチック濃度の時間変動特性と年間輸送量評価, *土木学会論文集 B1(水工学)*, **74**, I\_529-I\_534 (2018).

分解し、沖合に再漂流する(Isobe *et al.*, 2014<sup>177</sup>)。

- ・ プラスチックは空気中より海水中の方が劣化の進行が遅く、海水中のサンプルは引張弾性率の低下も遅かった。また、ポリスチレンはどの環境下においてもポリエチレン等の他の素材に比べ劣化が早かった。この結果は海洋環境中でプラスチックを大気と海水中の環境下に 7～600 日間ばく露させ、引張弾性率を測定することで示された(Biber *et al.*, 2019<sup>178</sup>)。
- ・ プラスチック片は直方体よりも立方体のほうが分解されやすい。プラスチックの劣化速度は形状によっても異なることが示され、プラスチック片は直方体よりも立方体が早く断片化されると考えられるとしている。実際に北大西洋の海表面 0 cm から 30 cm の深さでニューストーンネットにより採取したプラスチックを乾燥させたのち厚さや幅を計測し、その後赤外顕微鏡により表面のプラスチックの劣化状態を観察した。海面が穏やかな時、直方体のプラスチック片はひとつの面が集中的に紫外線を受け劣化し、反対の面にはバイオフィルムが付着していた。しかし、立方体は水面で転がり、どの面も均一に紫外線の影響を受けて亀裂が均一に深まり、バイオフィルムの形成も少なかった(Ter Halle *et al.*, 2016<sup>179</sup>)。
- ・ 環境中でのプラスチックの分解速度は、添加されている安定剤に依存し、また安定剤の量が製品によって様々であるため、劣化速度を定量的に記述することは困難である。また、環境中でのプラスチックの劣化に関する研究のほとんどは、実際の環境とは異なる条件で行われているため、プラスチックの分解経路について、海洋環境に近い条件での研究が求められるとしている(Gewert *et al.*, 2015<sup>180</sup>)。
- ・ マイクロプラスチックを海洋生物が摂取することでナノプラスチックを生成する可能性がある。浮遊性甲殻類のナンキョクオキアミ(*Euphausia superba*)がマイクロプラスチックを摂取することでマイクロプラスチックの物理的サイズが変化することが示された。オキアミに餌となる藻類とポリエチレン製マイクロビーズ(直径 27 ~32 μm)を毎日 4 時間、4 日間にわたってばく露した。その後、オキアミとオキアミの糞便を顕微鏡で観察して、オキアミの消化器系及び排泄物中のマイクロプラスチックの粒子サイズを調べた。実験の結果、オキアミはポリエチレン製マイクロビーズを直径 10 μm 未満の断片に微細化した(Dawson *et al.*, 2018<sup>181</sup>)。

### 3.3.4. シミュレーションに用いるプラスチックごみの沿岸での動態

- ・ 海岸でのフロートの平均滞留期間は約 224 日(7.5 ヶ月)と推測された。潜堤(人口リーフ)

<sup>177</sup> Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Kako, S., Nakashima, E., Fujii, N.: Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters, *Marine Pollution Bulletin*, **89**, 324-330 (2014).

<sup>178</sup> Biber, N. F. A., Foggo, A., Thompson, R. C.: Characterizing the deterioration of different plastics in air and seawater, *Marine Pollution Bulletin*, **141**, 595-602 (2019).

<sup>179</sup> Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perz, E.: Understanding the fragmentation pattern of marine plastic debris, *Environmental Science & Technology*, **50**, 5668-5675 (2016).

<sup>180</sup> Gewert, B., Plassmanna, M. M., MacLeod, M.: Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment, *Environmental Science: Processes & Impacts*, **17**, 1513-1521 (2015).

<sup>181</sup> Dawson, A. L., Kawaguchi, S., King, C. K., Townsend, K. A., King, R., Huston, W. M., Bengtson Nash, S. M.: Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill, *Nature Communications*, **9**, 1001 (2018).

周辺の沿岸流による海洋マクロプラスチックの浜から沖合方向への流出プロセスを推定した。新島の和田浜に漂着しているプラスチック製漁具フロートに指標番号を付け1~3ヶ月間隔で位置を確認する標識再捕獲法実験を行い、浜でのフロートの挙動を調査した。この結果は海岸でのマイクロプラスチックの滞留時間を推定するモデルの確立に活用される(Kataoka *et al.*, 2015<sup>182</sup>)。

- ・ 標識再捕獲法の実験の結果、プラスチックフロートのような大きなプラスチックは海中で浮上する速度(上昇速度)が大きく陸側へ輸送されるのに対し、マイクロプラスチックは上昇速度が小さいことから引き波とともに沖合へ再漂流するため、海岸での両者の滞留時間が異なることが示された。これらの関係性から、マイクロプラスチックの拡散係数はプラスチックフロートより一桁から二桁大きくなると見積もった。これらの漂流物の滞留時間と上昇速度との関係が明らかになったことで、今後のマイクロプラスチックの沿岸部の動態解明が進むことが期待される(Hinata and Kataoka, 2016<sup>183</sup>)。
- ・ 東アジアモンスーンがボトル投棄から漂着までの過程に大きな影響を与えている。また、多量のペットボトルが日本の太平洋側を含む東アジアから太平洋に流出している。鳥取県の複数の海岸で、毎月の飲料用ペットボトルの漂着数と、漂着したペットボトルのうち中国と台湾の製品の製造年月日を調査した結果、鳥取の海岸に漂着するペットボトルは8月から9月には中国南部と台湾が起源であり、10月から11月には揚子江流域とそれ以北が起源であった。東南アジア由来のボトルは8月から11月にかけて漂着し、朝鮮半島由来のボトルは11月から1月に漂着した。ただし、漂着したペットボトルは日本から流出したものが多かった(岡野ら, 2011<sup>184</sup>)。
- ・ 瀬戸内海海岸に漂着するライターの流出地は、沿岸部都市ばかりではなく、瀬戸内海に流入する河川沿いの中流部都市も含まれていた。ディスプレイライターを指標とした海岸漂着散乱ごみの流出地推定法を用いて、配布地と漂着地の関係から瀬戸内海における海洋ごみの流れと流出起源について検討した結果、ライター表面に印刷されている文字情報から流出地の情報が得られたのは342本(6.2%)で、そのうち瀬戸内海を起源とするライターは302本であった。流出及び流入の傾向を比較した結果、流入傾向(流入値 > 自県値)は兵庫県、山口県、流出傾向(流出値 > 自県値)は、大阪府(京都府、奈良県を含む)、岡山県、広島県、福岡県、大分県で見られ、香川県は流出と流入の両方の傾向を示した(藤枝, 2009<sup>185</sup>)。

<sup>182</sup> Kataoka, T., Hinata, H., Kato, S.: Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater, *Marine Pollution Bulletin*, **101**, 539-548 (2015).

<sup>183</sup> Hinata, H., Kataoka, T.: A belt transect setting strategy for mark-recapture experiments to evaluate the 1D diffusion coefficient of beached litter in the cross-shore direction, *Marine Pollution Bulletin*, **109**, 490-494 (2016).

<sup>184</sup> 岡野 多門, 安東 重樹, 池田 圭吾: 日本海に流入する海外からの飲料用ペットボトルの漂流経路, *廃棄物資源循環学会論文誌*, **22**, 285-292 (2011).

<sup>185</sup> 藤枝 繁: 指標漂着物を用いた瀬戸内海における海洋ごみの流れと起源の推定, *沿岸域学会誌*, **22**, 27-36 (2009).

## マクロプラスチックごみ及びマイクロプラスチックの動態に関連する現在進行中のプロジェクトの例

平成 30 年度環境研究総合推進費戦略的研究開発領域課題(S -2)海洋プラスチックごみに係る動態・環境影響の体系的解明と計測手法の高度化に係る研究<sup>77</sup>, 磯辺 篤彦(九州大学), 2018 ~ 2020

- ・ 地球規模でのプラスチック循環モデルを構築するため、沈降、誤食、海水への取り込み等の消失要因を可能な限り探求し、モデルに導入する。50 年程度先までのマイクロプラスチックの現存量の予測を可能にする。

海洋プラスチックの分布実態の把握と分析手法開発(JAMSTEC)<sup>186</sup>

- ・ 西太平洋でプラスチックの集積域を特定し、表層および深海底のプラスチック分布実態を把握する。2019 ~
- ・ 文部科学省海洋資源利用促進技術開発プログラム海洋情報把握技術開発, 2019~ : ハイパースペクトルカメラを用いて、マイクロプラスチックを自動的に分析できる手法を開発する。

○日本財団-東京大学 FSI 基金「海洋ごみ対策」プロジェクト<sup>121</sup>, 高橋 一生(東京大学), 2019~

- ・ 過去の海洋生物サンプルによる海洋プラスチック量時系列把握をする。  
日本化学工業協会 LRI(長期自主研究)採択研究 マイクロプラスチック生成機構の解明<sup>187</sup>, 黒田 真一(群馬大学), 2019~
- ・ 回収したプラスチックごみや人為的に紫外線劣化もしくは力学劣化させた模擬劣化試料を用いて、高分子化学・高分子工学の観点からマイクロプラスチックの生成メカニズムを明らかにする。

## マクロプラスチックごみ及びマイクロプラスチックの動態についての今後の研究課題

短期的な課題として、マクロプラスチックごみの発生年を特定する調査を進めるべきである。

中期的な課題として、国内規模のプラスチックごみの輸送に関するシミュレーションを行う研究を進めるべきである。

中期的な課題として、河川を通じた流入の効率的なモニタリング手法を確立し、出水時等を含めた時間変動、量、大きさ、種類等の流入特性を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、実環境中でのマクロプラスチックごみからマイクロプラスチックへの微細化の挙動を明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、海水面から海底への沈降速度を定量的に明らかにする研究を進めるべきである。

中期的な課題として、微細加速度、沈降速度を考慮した、300 μmm 未満の微細なマイクロプラスチックの水中での分布を予測するシミュレーションを行う研究を進め

<sup>186</sup> JAMSTEC の取り組み <http://www.jamstec.go.jp/ocean-plastic/j/page04/#anc1>(2020.3.25 アクセス)

<sup>187</sup> 2019 年日本化学工業協会 LRI(長期自主研究)第 7 期採択研究 マイクロプラスチック生成機構の解明, <https://www.j-lri.org/files/201904.pdf>(2020.02.19 アクセス)

るべきである。

長期的な課題として、海底におけるマイクロプラスチックの変化を明らかにする研究を進めるべきである。

長期的な課題として、将来予測に知見を与えるため、既存試料の活用も含め、海底におけるマクロプラスチックごみ・マイクロプラスチックの量、大きさ、種類等の経年変化を把握する研究を進めるべきである。

#### 3.4. ナノプラスチック

- ・ ナノサイズのプラスチックは海洋に存在していると考えられているが、表層の試料採取に使われるマンタトロールでは捕捉できないため、その実態は不明である(GESAMP, 2016<sup>59</sup>)。

#### 3.5. 海洋生分解性プラスチック

- ・ 海洋生分解性プラスチックは、プラスチックが海洋中で長期間存在し続けられないという観点で、海洋プラスチックごみ問題への対策として考えられている一方、海洋中での動態などが必ずしも明らかとなっていない。海洋生分解性プラスチックは、今後の研究課題の一つであるものの、対策として十分に検証する必要があることから、本報告書では深く取り扱わない。

(用語集)

|               |  |
|---------------|--|
| 濃縮            | 本文書においては、その形態・摂取の経路は問わずに、ある物質について摂取する速度よりも著しく排出速度が遅く、継続して摂取した場合にその生体内濃度が増大していくことを指す。 |
| 移行            | 本文書では物質が移動すること全般を指し、「濃縮」の有無は問わないとしている。   |
| 排泄(excretion) | 吸収、分布、代謝された後、体外に放出されることを指す。  |
| 排除(egestion)  | 吸収されずに未消化分として体外に放出されることを指す。  |
| 排出(ejection)  | 「排泄」と「排除」の両方を指す。   |
| マクロプラスチック     | 5 mm 以上のプラスチックを指す。材質には合成樹脂のほかに、風船等のゴムを含む。  |
| マイクロプラスチック    | 5 mm 未満のプラスチックを指す。球状や繊維等の様々な形状を含む。ナノプラスチックも本報告ではマイクロプラスチックとしている。                     |
| 生物影響          | 個別の生物種に及ぼす化学物質等の影響を指す。   |
| 生態系影響         | システムとしての生態系への影響を指す。  |
| 重要種           | 特別天然記念物、天然記念物、希少野生動植物種、緊急指定種、環境省レッドリスト掲載種等を指す。                                       |

## 添付資料





## 海洋プラスチックと化学物質及びマイクロプラスチック形状による毒性の整理

### 1. 海洋プラスチックと化学物質による毒性のまとめ

- ・ de Sá *et al.* (2018) の Fig.5 で引用された文献(吸着した化学物質による影響)等を基にして海洋プラスチックと化学物質の毒性に関する研究をまとめた。
- ・ マイクロプラスチックに化学物質を吸着させてから実施した試験系と、化学物質を試験水中に溶かし込んでからマイクロプラスチックを添加して実施した試験系がある。
- ・ 化学物質のキャリアー効果については、魚類以上の生物とそうでないもの(口器の仕組みが異なるもの)とで異なる可能性がある(等脚類では数  $\mu\text{m}$  サイズの粒子は中腸腺に導入されずに排出される(Hämer *et al.* 2014))。

表1 海洋 プラスチックと化学物質とを試験系に添加したばく露試験

1-1. POPs(PCBs, PBDEs 等)に関する試験

| 種  | ばく露期間 (hours) | マイクロプラスチック                |                            | 共存汚染物質             |                                    | 報告された影響 <sup>c</sup> | ばく露経路 (媒体)            | マイクロプラスチック存在下での化学物質の移行   | 文献                    | deSá 番号 |
|--|---------------|---------------------------|----------------------------|--------------------|------------------------------------|----------------------|-----------------------|--|-----------------------|---------|
|  |               | 材質 (size μm) <sup>a</sup> | 濃度                         | 添加物質 <sup>b</sup>  | 濃度                                 |                      |                       |  |                       |         |
| 環形動物、タマシキゴカイ科の一種 ( <i>Arenicola marina</i> ) | 672           | PS (400 ~ 1300)           | 0, 0.074, 0.74, 7.4% DW 底質 | PCB (汚染した底質を培地とした) | PCB 汚染した底質中で総 PCB 濃度 5.28 μg/kg DW | 摂食活動、体重 エネルギー効率      | 経口<br>経皮<br>経呼吸器 (底質) | 2 ~ 7 倍多い  | Besseling et al. 2013 | 1       |
| 環形動物、タマシキゴカイ科の一種 ( <i>A. marina</i> )        | 240           | PVC (230)                 | 5%                         | PBDE-47            | 158.11 μg/g-MP (事前に吸着させて添加)        | 死亡率                  | 経口<br>経皮<br>経呼吸器 (底質) | いずれの物質も、培地よりゴカイの体壁中、腸管中での濃度が大幅に高い(マイクロプラスチックの有無による違いを確認するためのコントロールはない) | Browne et al. 2013    | 2       |

63

1-2. PAHs に関する試験

| 種   | ばく露期間 (hours) | マイクロプラスチック                |             | 共存汚染物質            |                                 | 報告された影響 <sup>c</sup>  | ばく露経路 (媒体)               | マイクロプラスチック存在下での化学物質の移行   | 文献                    | deSá 番号 |
|---|---------------|---------------------------|-------------|-------------------|---------------------------------|---|--------------------------|--|-----------------------|---------|
|   |               | 材質 (size μm) <sup>a</sup> | 濃度          | 添加物質 <sup>b</sup> | 濃度                              |   |                          |  |                       |         |
| 軟体動物、ムラサキイガイ ( <i>Mytilus galloprovincialis</i> ) | 168           | PE, PS (100 ~ 1000)       | 20 g/L      | ピレン               | 200 ~ 260 ng/g-MPs (事前に吸着させて添加) | ピレンの蓄積、顆粒球、リソソーム膜の安定性、 <i>Se-D-GPx</i> 活性、 <i>CAT</i> 活性、鰓における <i>AChE</i> 活性、核異常、 <i>NOD</i> 様受容体、小核出現頻度 | 経口<br>経皮<br>経呼吸器 (水質、食餌) | ピレンの生物学的利用能の増加(マイクロプラスチックの有無による違いを確認するためのコントロールはない)                    | Avio et al. 2015      | 3       |
| 環形動物、タマシキゴカイ科の一種 ( <i>A. marina</i> )             | 240           | PVC (230)                 | 5%          | フェナントレン           | 115.32 μg/g-MP (事前に吸着させて添加)     | 死亡率   | 経口<br>経皮<br>経呼吸器 (底質)    | いずれの物質も、培地よりゴカイの体壁中、腸管中での濃度が大幅に高い(マイクロプラスチックの有無による違いを確認するためのコントロールはない) | Browne et al. 2013    | 2       |
| 軟体動物、イガイ属 ( <i>Mytilus</i> spp.)                  | 168           | PS (2, 6)                 | 32 μg/L/day | フルオランテン           | 30 μg/L (水中に添加)                 | 血球死亡率、血球活性酵素生成、抗酸化作用及びグルタチオン関連酵素  | 経口<br>経皮<br>経呼吸器 (水質、食餌) | 試験終了直後では、水及び餌からのばく露とフルオランテンの生物学的利用能の差はなかったが、休止期間後では生物学的利用能は増加          | Paul-Pont et al. 2016 | 4       |

|   |                    |                                   |                                |         |   |  |                             |  |                                |    |
|---|--------------------|-----------------------------------|--------------------------------|---------|---|--|-----------------------------|--|--------------------------------|----|
| 甲殻類、<br>オオミジンコ<br>( <i>Daphnia magna</i> )                          | 48、<br>168、<br>336 | PS<br>(0.05、<br>0.5、5、<br>10、15)、 | 0、2.5、<br>5、8.5、<br>14.5 mg/ml | フェナントレン | 0、0.05、<br>0.1、0.2、0.4、0.8、<br>1.2 mg/L             | フェナントレン代謝物   | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質)          | 50 nm ではフェナントレン<br>代謝物の体内蓄積が増加。<br>10 μm では変化なし                      | Ma <i>et al.</i><br>2016       | 9  |
| 魚類、<br>zebra fish<br>( <i>Danio rerio</i> )<br>(孵化直後 72 hpf<br>の稚魚) | 96                 | PVC<br>(200 ~ 250)<br>不定形         | 400 mg/L                       | フェナントレン | 0、0.1、0.2、<br>0.3、0.5 mg/L<br>(水中に添加)               | <i>cyp1a</i> 遺伝子、<br><i>vfg</i> 遺伝子 (生殖能力の減少)  | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質)          | 共汚染による生物学的利用<br>能の増加はなかった。(孵化<br>直後で口器が十分に形成さ<br>れておらず、経口摂取はな<br>い。) | Sleight <i>et al.</i><br>2017  | 12 |
| 魚類、<br>ハゼ科の一種<br>( <i>Pomatoschistus<br/>microps</i> )              | 96                 | PE<br>(1、5)                       | 0、<br>0.184<br>184 μg/L        | ピレン     | 20、200 μg/L<br>(水中に添加)                              | ピレンによる死亡、<br>ピレン代謝物の蓄積、<br>AChE 活性、 IDH 活性   | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質)          | ピレンの生物学的利用能ま<br>たは生体内変化のいずれか<br>を変化させる。                              | Oliveira <i>et al.</i><br>2012 | 18 |
| 魚類、<br>アフリカのナマ<br>ズの種類<br>( <i>Clarias<br/>gariepinus</i> )         | 96                 | 低密度<br>PE<br>(< 60)<br>破片         | 0、50、<br>500 μg/L              | フェナントレン | 10、100 μg/L<br>(事前に吸着さ<br>せて添加)                     | 肝細胞の壊死、<br><i>foxl2</i> 、<br><i>tp2</i> 、 <i>ftz-f1</i> and <i>GnRH</i> 遺伝<br>子、血漿グロブリン及<br>び血清総蛋白、グロブ<br>リン比、鰓の壊死 | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質)          | マイクロプラスチックが共<br>存していた方が組織の変化<br>が大きい                                 | Karami <i>et al.</i><br>2016   | 21 |
| 軟体動物、<br>ムラサキイガイ<br>( <i>M.<br/>galloprovincialis</i> )             | 168                | PE, PS<br>(100 ~ 1000)            | 20 g/L                         | ピレン     | 200 ~ 260<br>ng pyrene/g<br>MPs<br>(事前に吸着さ<br>せて添加) | ピレンの蓄積、顆<br>粒球、リソソーム膜の<br>安定性<br><i>Se-D-GPx</i> 活性、<br><i>CAT</i> 活性、鰓における<br>AChE 活性、核異常、<br>NOD 様受容体、小核出<br>現頻度 | 経口<br>経皮<br>経呼吸器<br>(水質、食餌) | ピレンの生物学的利用能の<br>増加(マイクロプラスチッ<br>クの有無による違いを確認<br>するためのコントロールは<br>ない)  | Avio <i>et al.</i><br>2015     | 3  |

1-3. 内分泌攪乱物質に関する試験

| 種  | ばく露期間 (hours)      | マイクロプラスチック                |          | 共存汚染物質                            |  | 報告された影響 <sup>c</sup>   | ばく露経路 (媒体)         | マイクロプラスチック存在下での化学物質の移行   | 文献                            | deSá 番号 |
|--|--------------------|---------------------------|----------|-----------------------------------|--|--|--------------------|--|-------------------------------|---------|
|  |                    | 材質 (size μm) <sup>a</sup> | 濃度       | 添加物質 <sup>b</sup>                 | 濃度   |  |                    |  |                               |         |
| 魚類、<br>zebra fish<br>( <i>D. rerio</i> )<br>(孵化直後 72 hpf<br>の稚魚) | 96                 | PVC<br>(200 ~ 250<br>不定形) | 400 mg/L | 17α-エチ<br>ニルエス<br>トラジオ<br>ール(EE2) | 0、0.001、<br>0.01、0.1、<br>0.5、1 μg/L<br>(水中に添加) | <i>cyp1a</i> 遺伝子、<br><i>vtg</i><br>遺伝子 (生殖能力の減少)   | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質) | 共汚染による生物学的利用<br>能の増加はなかった。(孵化<br>直後で口器が十分に形成さ<br>れておらず、経口摂取はな<br>い)                    | Sleight <i>et al.</i><br>2017 | 12      |
| 魚類、<br>zebra fish<br>( <i>D. rerio</i> )<br>(孵化直後の稚魚)            | 3 hpf ~<br>120 hpf | PS<br>(0.05、45)           | 1 mg/L   | EE2                               | 2、20 μg/L<br>(水中に添加)                           | 運動機能の低下、体<br>長、 <i>zfrho</i> 及び <i>zblue</i> 遺<br>伝子 (視覚系に關与)、<br><i>gfap</i> and <i>α</i> チュープリン遺<br>伝子 (神経系に關与)、<br>GPx 活性、GSH レベ<br>ル、AChE 活性 | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質) | 遊泳運動に対する EE2 の影<br>響を軽減、ナノサイズでは<br>軽減の割合が小さい。(孵化<br>直後で口器が十分に形成さ<br>れておらず、経口摂取はな<br>い) | Chen <i>et al.</i><br>2017a   | 13      |

1-4. プラスチック原料(成分によっては内分泌攪乱物質でもある)に関する試験

| 種  | ばく露期間 (hours) | マイクロプラスチック                |        | 共存汚染物質                 |                                 | 報告された影響 <sup>c</sup>   | ばく露経路 (媒体)               | マイクロプラスチック存在下での化学物質の移行   | 文献                           | deSá 番号 |
|--|---------------|---------------------------|--------|------------------------|---------------------------------|--|--------------------------|--|------------------------------|---------|
|  |               | 材質 (size μm) <sup>a</sup> | 濃度     | 添加物質 <sup>b</sup>      | 濃度                              |  |                          |  |                              |         |
| 魚類、<br>zebra fish<br>( <i>D. rerio</i> )         | 72            | PS<br>(0.05)              | 1 mg/L | ビスフェ<br>ノール A<br>(BPA) | 1 μg/L<br>(水中に添加)               | BPA 取込み、 <i>mbp</i><br>及び <i>α</i> チュープリン遺伝<br>子、MBP 及び <i>α</i> チュ<br>ープリンタンパク質、<br><i>manf</i> 遺伝子 (ドーパミン<br>作用性神経前駆細胞の分<br>化に關与)、ドーパミ<br>ンの作用 | 経皮<br>経呼吸器<br>(水質)       | BPA 取り込み量 2.2 ~ 2.6 倍<br>の増加、神経毒性効果が増<br>強   | Chen <i>et al.</i><br>2017b  | 14      |
| 環形動物、<br>タマシキゴカイ<br>科の一種<br>( <i>A. marina</i> ) | 240           | PVC<br>(230)              | 5%     | ノニルフ<br>エノール           | 692 μg/g-MP<br>(事前に吸着さ<br>せて添加) | 死亡率  | 経口<br>経皮<br>経呼吸器<br>(底質) | いずれの物質も、培地より<br>ゴカイの体壁中、腸管中<br>での濃度が大幅に高い(マイ<br>クロプラスチックの有無に<br>よる違いを確認するための<br>コントロールはない) | Browne <i>et al.</i><br>2013 | 2       |

1-5. プラスチックに練り込まれている化学物質の影響を調査した文献

| 種  | ばく露期間 (hours)          | マイクロプラスチック                |                           | 共存汚染物質   |    | 報告された影響 <sup>c</sup>   | ばく露経路 (媒体) | マイクロプラスチック存在下での化学物質の移行              | 文献                          | deSá 番号 |
|--|------------------------|---------------------------|---------------------------|--|----|------------------------|------------|-------------------------------------|-----------------------------|---------|
|  |                        | 材質 (size μm) <sup>a</sup> | 濃度                        | 添加物質 <sup>b</sup>                                | 濃度 |                        |            |                                     |                             |         |
| 鳥類、<br>オオミズナギドリ ( <i>Calonectris leucomelas</i> )、<br>孵化後 80 日目のヒナ | 単回、<br>投与後<br>16 日目に解剖 | -                         | 5<br>pellets(0.4<br>g)/個体 | PBDEs、<br>UV-326、<br>UV-327、<br>UV-328、<br>BP-12 | -  | 練り込まれている添加剤が溶出し、生体中に移動 | 強制経口 (食餌)  | 天然試料より 91 ~ 120000 倍多く肝臓及び脂肪中に蓄積した。 | Tanaka <i>et al.</i> , 2020 | -       |

<sup>a</sup> PE-ポリエチレン; PS-ポリスチレン; PVC-ポリ塩化ビニル; PP-ポリプロピレン; uPVC-未可塑化ポリ塩化ビニル

<sup>b</sup> 濃度: (PCB-ポリ塩化ビニフェル; PAH-多感芳香族炭化水素; BPA-ビスフェノール A; DDT-ジクロロジフェニルトリクロロエタン; PBDE-ポリ臭化ジフェニルエーテル)

<sup>c</sup> Se-D-GPx-セレン依存性グルタチオンペルオキシダーゼ; CAT-カタラーゼ; AChE-アセチルコリンエステラーゼ; NOD-ヌクレオチド結合オリゴマー化領域; CYP1A-シクロトム P4501A; *vig*-ピテロジェニン; *zfrho*-ロドプシン; *zblue*-ブルー尾ブシン; *gfap*-グリア線維製タンパク質; GPx-グルタチオンペルオキシダーゼ; GSH-グルタチオン; *mbp*-ミエリン塩基性蛋白質; *manf*-中脳星状細胞由来神経栄養因子; *ERα*-エストロゲン受容体; *Chg H*-コリオジェニン; LPO-脂質過酸化反応; IDH-イソクエン酸デヒドロゲナーゼ; PEPP-ばく露後の捕食能力; *foxl2*-forkhead box L2(卵巣顆粒膜細胞機能に関する遺伝子領域); *tph2*-tryptophan hydroxylase2(トリプトファン水酸化酵素 2 遺伝子); *ftz-fl*-Fushi tarazu-factor 1(フシタラズ転写因子); *GnRH*-性腺刺激ホルモン放出ホルモン; AST-アスパラギン酸アミノ基転移酵素; ALP-アルカリフォスファターゼ; CPK-クレアチンホスホキナーゼ; ALT-アラニンアミノ基転移酵素; LDH-乳酸脱水素酵素

## 2. マイクロプラスチックの形状による毒性のまとめ

- Qiao *et al.* (2019)で引用された文献(形状の違いによる影響)を基にしてマイクロプラスチックの形状の違いによる毒性の差に関する研究をまとめた。さらに de Sá *et al.* (2018)でレビューされた文献(本文及びSI)のタイトル、及び Besseling *et al.* (2019)の SI Table A1 から上記で引用していない文献を抽出した。

表2 マイクロプラスチックの形状の違いによる影響の違い

| 生物名   | 媒体         | 材質                   | 形状       | サイズ (μm)  | ばく露濃度                         | ばく露時間 | 影響  | 文献                              |   |                         |
|---|------------|----------------------|----------|-----------|-------------------------------|-------|---|---------------------------------|---|-------------------------|
| 魚類  |            |                      |          |           |                               |       |   |                                 |   |                         |
| zebra fish<br>( <i>D. rario</i> )                     | 淡水         | PS                   | 球状       | 15        | 20 mg/L                       | 7 日   | 腸内<br>残存量   | 0.5 μg/mg                       | 粘膜の損傷、透過性の増加、炎症、代謝破壊、腸内微生物叢の変化についても繊維 > 破片 > 球状の順 | Qiao <i>et al.</i> 2019 |
|   |            | PS                   | 破片       | 10 ~ 30   |                               |       |   | 1.7 μg/mg                       |   |                         |
|   |            | PP                   | 繊維       | 25        |                               |       |   | 8 μg/mg                         |   |                         |
| sheepshead minnow<br>( <i>Cyprinodon variegatus</i> ) | 海水         | PE                   | 球状       | 150 ~ 180 | 50 ~ 250 mg/L                 | 4 日   | 両方のタイプのマイクロプラスチックは消化器系に蓄積し、腸の膨張を引き起こした。ただし、球状と比較すると破片は遊泳行動(総移動距離と最大速度)を低下させた。両方のマイクロプラスチックは細胞活性酸素種(ROS)を生成したが、ROS 関連の分子変化(転写及び酵素特性)は異なっていた。   | Choi <i>et al.</i> , 2018       |   |                         |
|   |            |                      | 破片       | 6 ~ 350   |                               |       |   |                                 |   |                         |
| キンギョ<br>( <i>Carassius auratus</i> )                  | 淡水<br>(食餌) | PS 製生地から抜き出し         | 球状<br>繊維 | 50 ~ 500  | 50 個 / 餌 1 粒                  | 6 日   | 腸内での残留量に違いはない   | Grigorakis <i>et al.</i> , 2017 |   |                         |
| 甲殻類   |            |                      |          |           |                               |       |   |                                 |   |                         |
| テナガエビ科の一種<br>( <i>Palaemonetes pugio</i> )            | 海水         | PS                   | 球状       | 30, 75    | 2000 個 / 400 mL (=5000 個 / L) | 3 時間  | 生存、摂取、吸入されたマイクロプラスチックの滞留時間をモニタリング。50 μm 未満の球体及び破片は、急性毒性を示さなかった。50 μm 以上の球体と破片での死亡率は5%から40%。死亡率は、試験した他のサイズのものより 93 μm 繊維へのばく露で有意に高い。粒子の形状は、 <i>P. pugio</i> が摂取した粒子の数に大きな影響を及ぼした。腸内での粒子の滞留時間は 27 ~75 時間、平均 43.0±13.8 時間。えら内では、滞留時間は 27 ~45 時間で、平均 36.9±5.4 時間。 | Gray and Weinstein, 2017        |   |                         |
|   |            | PP                   | 破片       | 34, 93    |                               |       |   |                                 |   |                         |
|   |            |                      | 繊維       | 34, 93    |                               |       |   |                                 |   |                         |
| PE  | 球状         | 35, 59, 83, 116, 165 |          |           |                               |       |   |                                 |   |                         |

| 生物名   | 媒体         | 材質     | 形状             | サイズ<br>( $\mu\text{m}$ )   | ばく露<br>濃度  | ばく露<br>時間                                | 影響   | 文献                                     |
|---|------------|--------|----------------|--|--|--|--|--|
| 等脚類<br>ヘラムシ属の一種<br>( <i>Idotea emarginata</i> )     | 海水<br>(食餌) | PS     | 球状<br>破片<br>繊維 | 1~100(破<br>片)、<br>20 ~<br>2,500( 繊<br>維)   | 12、120<br>個 - 球 状<br>/g-food<br>20、350<br>個 - 破 片<br>/g-food<br>(繊維) | 3 日                                      | 等脚類( <i>I. emarginata</i> )には胃に微細なフィルター構造があり、1 $\mu\text{m}$ 以上のプラスチック粒子は中腸腺に取り込まない。   | Hämer <i>et al.</i> ,<br>2014          |
| 甲殻類 枝角類<br>オオミジンコ<br>( <i>D. magna</i> )            | 淡水         | PET    | 繊維             | 長さ: 62<br>~ 1,400、<br>幅: 31 ~<br>528、厚<br>さ: 1 ~<br>21.5   | 12.5 ~ 100<br>mg/L   | 1~2 日                                    | 摂取した繊維のほとんどは 300 $\mu\text{m}$ 、1400 $\mu\text{m}$ のねじれた繊維も摂取されていた。事前に餌を与えなかったときのみ、48 時間後の死亡率が増加した。  | Jamec <i>et al.</i> ,<br>2016          |
| 甲殻類 端脚目<br>ヨコエビ類の一種<br>( <i>Hyalella azteca</i> )   | 淡水         | PE     | 粒子             | 10~27  | 10~100,000<br>個/mL   | 10 日 ~<br>42 日                           | 粒子 LC <sub>50</sub> : 4.64 $\times$ 10 <sup>4</sup> 個/mL<br>繊維 LC <sub>50</sub> : 71.43 本/mL<br>PP 製 MP 繊維の排出時間は対照の餌の排出時間よりも大幅に遅かった。PP の MP 繊維にばく露した端脚類は、成長もまた有意に少なかった。                    | Au <i>et al.</i> ,<br>2015             |
|   |            | PP     | 繊維             | 20 ,<br>25 ~ 75  | 22.5 ~ 90<br>個/mL  |  |  |  |
| 甲殻類 端脚目<br>ヨコエビ属の一種<br>( <i>Gammarus fossarum</i> ) | 淡水         | PS     | 粒子             | 1.6  | 100、<br>540、<br>2,680、<br>13,380 個<br>/cm <sup>2</sup> (繊<br>維)      | 32 時間<br>ばく<br>露、<br>1~16 時<br>間回復<br>期間 | 腸の上皮細胞への取り込みはなかった。<br>PA 繊維を 2680 本/cm <sup>2</sup> で同化効率が著しく低下した  | Blarer and<br>Burkhardt-<br>Holm, 2016 |
|   |            | PA     | 繊維             | 500 $\times$ 20  |  |  |  |  |
| 甲殻類 枝角類<br>オオミジンコ<br>( <i>D. magna</i> )            | 淡水         | PE(二次) | 破片             | < 63   | 100 ~<br>100,000<br>個/mL   | 3 日                                      | 2 次粒子は腸内で凝集体を形成した。<br>2 次粒子が腸内を通過する時間は一次粒子の 2 倍。   | Ogonowski<br><i>et al.</i> , 2016      |
| 甲殻類 枝角類<br>オオミジンコ<br>( <i>D. magna</i> )            | 淡水         | PE     | 球状<br>繊維       | EC <sub>50</sub><br>球状: 958 $\mu\text{g/L}$<br>(3.2 $\times$ 10 <sup>4</sup> )<br>繊維: 429 $\mu\text{g/L}$<br>(3.5 $\times$ 10 <sup>3</sup> ) |  | 48 時間<br>(急性)<br>8 日<br>(慢性)             | 高濃度での急性ばく露ではビーズ、繊維の両者で用量依存的に生存率が低下した。<br>低濃度での慢性ばく露は、生存率には影響を及ぼさなかったが、用量依存的に成長と繁殖力が低下した。繊維は PE ビーズよりも大きな影響があった。PE 繊維の摂取は見られなかったが、走査電子顕微鏡撮影による観察からは背甲と触覚部分の変形が確認され、この変形は PE ビーズ投与では起こらなかった。 | Ziajahromi <i>et al.</i> , 2017        |



| 生物名                                    | 媒体 | 材質  | 形状 | サイズ<br>( $\mu\text{m}$ ) | ばく露<br>濃度                                      | ばく露<br>時間 | 影響   | 文献                            |
|--|----|---|----|--------------------------|--|-----------|--|-------------------------------|
| 端脚類 ヨコエビ属の一種<br>( <i>G. fossarum</i> ) | 淡水 | ポリヒドロキシブチレート<br>(生分解性)<br>ポリメチルメタクリレート<br>(石油ベース)   | 破片 | 32 ~ 250                 | 10,<br>100, 1000,<br>10,000,<br>100,000<br>個/匹 | 1日<br>28日 | 24時間後、摂取量は32 ~ 63 $\mu\text{m}$ の範囲の粒子サイズで最大となり、64時間後にはほぼ完全に排出された。4週間の影響試験では、2週目以降に石油ベースのMPPにばく露された端脚類では、同化効率が著しく低下する。 | Staub <i>et al.</i> ,<br>2017 |
| 環形動物                                   |    |   |    |                          |  |           |  |                               |
| イトミミズ類<br>( <i>Tubifex tubifex</i> )   | 淡水 | (フィールド調査)<br>生育環境である堆積物にはマイクロプラスチックが56 ~ 2543粒/kg含まれていた。イトミミズが摂取したMPは87%がファイバー(55 ~ 4100 $\mu\text{m}$ )、その他の13%がMP断片(50 ~ 4500 $\mu\text{m}$ )であった。FT-IR分析により、PEsやPMMAなどの素材に関わらず、あらゆるファイバーを摂取していることが分かった。堆積物にはマイクロビーズも存在したが、ミミズの組織内からは検出されなかった。摂取されたマイクロプラスチックの平均濃度は129 $\pm$ 65.4粒/組織(g)であり、他の摂取物よりも長く体内に保持された。 |    |                          |  |           | Hurley <i>et al.</i> ,<br>(2017)   |                               |

LOEC-最低濃度; LC<sub>50</sub>-致死率 50%; EC<sub>50</sub>-効果濃度 50%; PMMA-ポリメチルメタクリレート; PHB-ポリヒドロキシ酪酸; PP-ポリプロピレン; PE-ポリエチレン

## 添付資料の引用文献

- (Besseling *et al.*, 2013) Besseling B., Wegner, A., Foekema, E. M., Heuvel-Greve, M. J., Koelmans, A. A.: Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.), *Environmental Science & Technology*, **47** (1), 593-600 (2013).
- (Brown *et al.*, 2013) Browne, M. A., Niven, S. J., Galloway, T. S., Rowland, S. J., Thompson, R. C.: Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity, *Current Biology*, **23** (23), 2388-2392 (2013).
- (Avio *et al.*, 2015) Avio, C. G, Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., Regoli, F.: Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels, *Environmental Pollution*, **198**, 211-22 (2015).
- (Paul-Pont *et al.*, 2016) Paul-Pont, I., Lacroix, C., González-Fernández, C., Hégarret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Frère, L., Cassone, AL., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albetosa, M., Huvet, A., Soudant, P.: Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: Toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution*, **216**, 724-737 (2016).
- (Ma *et al.*, 2016) Ma, Y., Huang, A., Cao, S., Sun, F., Wang, L., Guo, H., Ji, R.: Effects of nanoplastics and microplastics on toxicity, bioaccumulation, and environmental fate of phenanthrene in fresh water. *Environmental Pollution*, **219**, 166-173 (2016).
- (Sleight *et al.*, 2017) Sleight, V. A., Bakir, A., Thompson, R. C., Henry, T. B.: Assessment of microplastic-sorbed contaminant bioavailability through analysis of biomarker gene expression in larval zebrafish, *Marine Pollution Bulletin*, **116(1-2)**, 291-297 (2017).
- (Oliveira *et al.*, 2013) Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., Guilhermino, L.: Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae), *Ecological Indicators*, **34**, 641-647 (2013).
- (Karami *et al.*, 2016) Karami, A., Romano, N., Galloway, T., Hamzah, H.: Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*), *Environmental Research*, **151**, 58-70 (2016).
- (Chen *et al.*, 2017a) Chen, Q., Gundlach, M., Yang, S., Jiang, J., Velki, M., Yin, D., Hollert, H.: Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity, *Science of the Total Environment* **584-585**, 1022-1031 (2017).
- (Chen *et al.*, 2017b) Chen, Q., Yin, D., Jia, Y., Schiwy, S., Legradi, J., Yang, S., Hollert, H.: Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish, *Science of the Total Environment*, **609**, 1312-1321 (2017).
- (Tanaka *et al.*, 2020) Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M.: In vivo accumulation of plastic-derived chemicals into seabird tissues, *Current Biology*, **30(4)**, 723-728 (2020).
- (Choi *et al.*, 2018) Choi, J.S., Jung, Y.-J., Hong, N.-H., Hong, S. H., Park, J.-W.: Toxicological effects of irregularly shaped and spherical microplastics in a marine teleost, the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), *Marine Pollution Bulletin*, **129(1)**, 231-240 (2018).
- (Grigorakis *et al.*, 2017) Grigorakis, S., Mason, S. A., Drouillard, K. G.: Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*), *Chemosphere*, **169**, 233-238 (2017).

- (Gray and Weinstein, 2018) Gray, A. D., Weinstein, J. E.: Size- and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, **36(11)**, 3074-3080 (2017).
- (Hämer *et al.*, 2014) Hämer, J., Gutow, L., Köhler, A., Saborowski, R.: Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata*. *Environmental Science & Technology*, **48(22)**, 13451-8 (2014).
- (Jemec *et al.*, 2016) Jemec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M., Kržan, A.: Uptake and effects of microplastic textile fibers on freshwater crustacean *Daphnia magna*, *Environmental Pollution*, **219**, 201-209 (2016).
- (Au *et al.*, 2015) Au, S. Y., Bruce, T. F., Bridges, W. C., Klaine, S. J.: Responses of *Hyalella azteca* to acute and chronic microplastic exposures, *Environmental Toxicology & Chemistry*, **34(11)**, 2564-2572 (2015).
- (Blarer and Burkhardt-Holm, 2016) Blarer, P., Burkhardt-Holm, P.: Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod *Gammarus fossarum*, *Environmental Science and Pollution Research*, **23**, 23522-23532 (2016).
- (Ogonowski *et al.*, 2016) Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, A., Gorokhova, E.: The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*, *PLoS ONE*, **11(5)**, (2016).
- (Ziajahromi *et al.*, 2017) Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P. A., Lesch, D. L.: Impact of microplastic beads and fibers on waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) survival, growth, and reproduction: Implications of single and mixture exposures, *Environmental Science & Technology*, **51(22)**, 13397-13406 (2017).
- (Straub *et al.*, 2017) Straub, S., Hirsch, P. E., Burkhardt-Holm, P.: Biodegradable and Petroleum-Based Microplastics Do Not Differ in Their Ingestion and Excretion but in Their Biological Effects in a Freshwater Invertebrate *Gammarus fossarum*, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **14(7)**, 774 (2017).
- (Hurley *et al.*, 2017) Hurley, R. R., Woodward, J. C., Rothwell, J. J.: Ingestion of microplastics by freshwater tubifex worms, *Environmental Science & Technology*, **51(21)**, 12844-12851 (2017).