

IV章 漂着ごみによる生態系影響把握調査

1. 目的

海岸に漂着したマイクロプラスチックについて、製造過程において添加される物質や、漂流中に表面に吸着した有害物質の抽出・分析を行い、生物への移行が指摘されている文献での濃度と比較することで、我が国海岸におけるマイクロプラスチックに含まれる有害物質の濃度レベル及び生態系への影響を検討することを目的とする。

2. 調査の実施方法

2.1 調査対象地域及び対象としたマイクロプラスチック

漂着ごみの組成・量に関する調査を実施した我が国の海岸7箇所（図 2-1）において、マイクロプラスチックの採取を行った。原則としてレジンペレットを対象としたが、レジンペレットの採取が困難な場合はプラスチックの微細な破片（図 2-2）を対象とした。

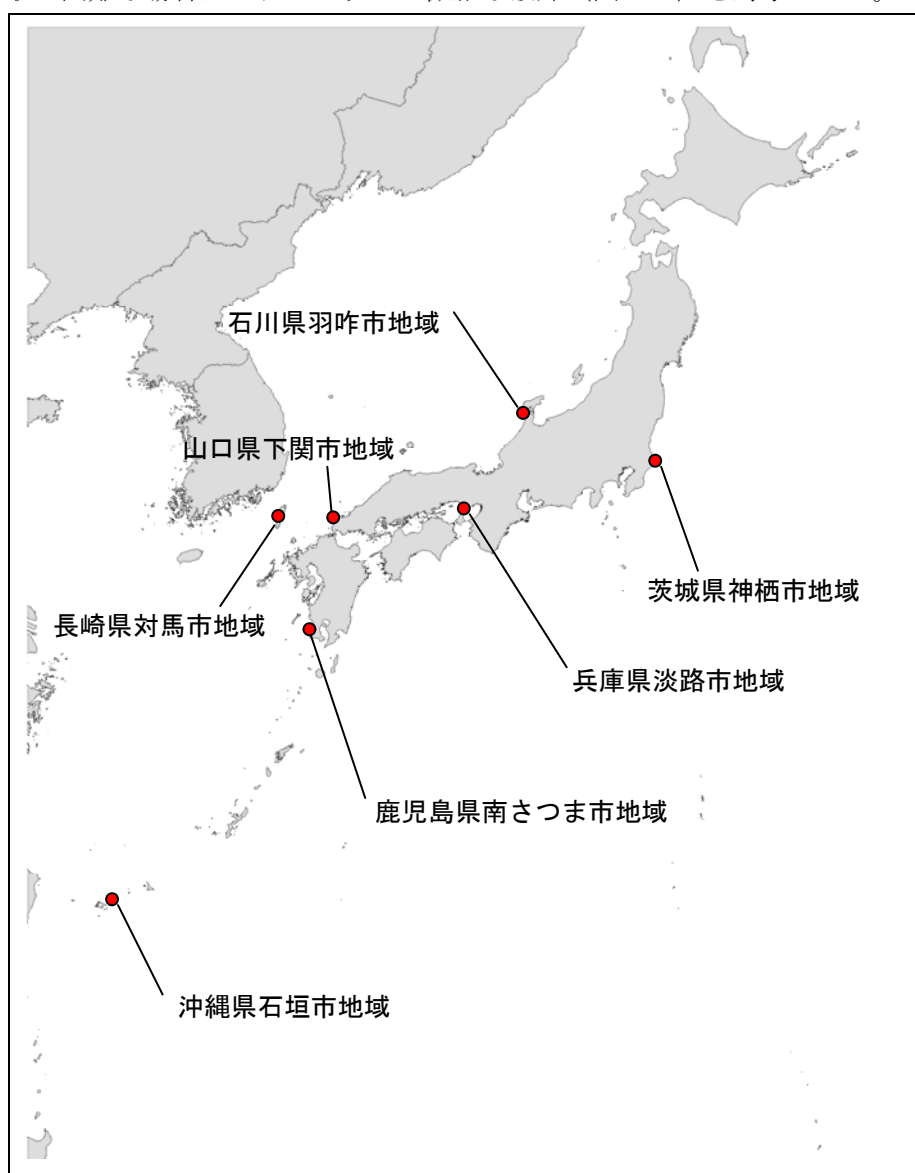


図 2-1 モニタリング対象海岸の位置



レジンペレット（沖縄県石垣市）



プラスチック破片（鹿児島県南さつま市）

図 2-2 採取したレジンペレット及びプラスチック破片

2.2 対象とした有害物質

海岸に漂着したマイクロプラスチックに含まれる有害物質は、その起源により2つに大別される。1つは製造時に難燃剤等としてプラスチックに添加された「プラスチック含有物質」であり、もう1つは海洋を漂流している最中に海水に含まれる有害物質による影響を受けた「プラスチック吸着物質」である。本調査においては、「プラスチック含有物質」として、難燃剤としてプラスチックに添加されているポリ臭素化ジフェニルエーテル（以下、「PBDEs」という。）を、並びに「プラスチック吸着物質」として、トランスやコンデンサ等の電気機器などに使用されていたポリ塩化ビフェニル（以下、「PCBs」という。）を分析対象とした（図 2-3）。

PBDEs は、臭素原子の個数やその位置により、209 の同族体・異性体が存在する。残留性、生物蓄積性、長距離移動性、毒性を有している有機性の化学物質（残留性有機汚染物質（POPs））を国際的に規制しているストックホルム条約では、臭素数が4～7のPBDEsの製造及び使用を禁止しており（一部の用途を除く）、我が国においても化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下、「化審法」という。）において臭素数4～7のPBDEsの製造及び使用が原則禁止されている（我が国では平成22年（2010年）から規制）。しかし、規制対象とされていない臭素数が8～10のPBDEsを含む製品は現在もなお製造・使用することが可能であるため、製造・使用・廃棄等に伴う環境への排出が続いている。

PCBsもPBDEsと同様に、塩素原子の個数やその位置により、209の同族体・異性体が存在する。ストックホルム条約及び化審法において規制されており、我が国においては昭和49年（1974年）以降製造及び使用が原則禁止されてきたが、規制以前に製造されたPCBsを含む廃棄物が現在も事業者により保管されており、無害化処理が進められている。

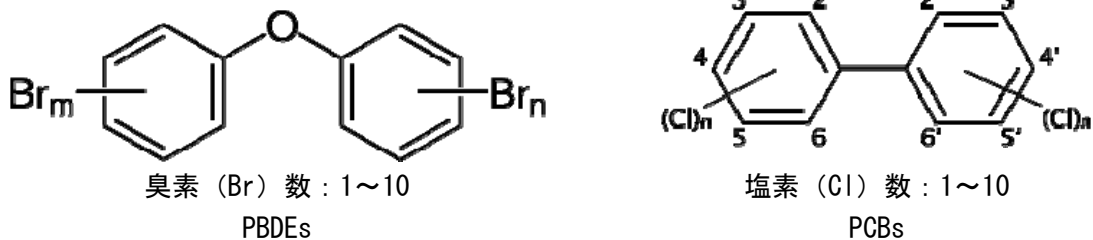


図 2-3 PBDEs 及び PCBs の構造式

2.3 サンプル量及びプラスチック素材

7 箇所の海岸 (図 2-1) で採取したマイクロプラスチックの採取量及び分析に用いたサンプル量を表 2-1 に示した。また、分析においては、ポリエチレン (以下、「PE」という。) のマイクロプラスチックを対象とした。プラスチック破片の分析においては、フィルム状の破片は除外した。

表 2-1 マイクロプラスチックの採取量及び分析対象としたサンプル量

対象地域	採取日	採取量 (個)		分析サンプル量 (個)	
		レジンペレット	プラスチック破片	レジンペレット	プラスチック破片
沖縄県 石垣市	平成 27 年 2 月 13 日	258	—	25	—
茨城県 神栖市	平成 27 年 2 月 16 日	68	0	18	—
長崎県 対馬市	平成 27 年 1 月 20 日	74	1	17	—
山口県 下関市	平成 27 年 2 月 9 日	130	—	25	—
石川県 羽咋市	平成 27 年 2 月 2 日	80	19	—	12
鹿児島県 南さつま市	平成 27 年 1 月 27 日	55	110	—	43
兵庫県 淡路市	平成 27 年 1 月 12 日	19	41	—	16

— : 採取又は分析しなかったことを示す。

3. 分析結果

7 箇所の海岸で採取したマイクロプラスチックにおける PBDEs 及び PCBs の分析結果 (以下、「本調査結果」という。) は、表 3-1 のとおりである。また、PBDEs 及び PCBs の同族体等の組成を図 3-1、図 3-2 に示した。

PBDEs においては、山口県下関市地域のサンプルで、その他の地域と比較して高い濃度であった。また、同サンプルからは BDE-209 (臭素数 10 の同族体) 及びその分解産物と考えられる臭素 9 の同族体 (BDE-208 及び BDE-207) が検出された。

PCBs においては、バックグラウンドレベルと考えられる 10 ng/g-plastic を下回る地域が多くなっている一方で、山口県下関市地域及び兵庫県淡路市地域のサンプルでは、中程度の汚染が存在することが明らかとなった。また、山口県下関市地域のサンプルにおいては、他の地域と比較して、比較的高塩素の同族体が多くなっていた。

表 3-1 マイクロプラスチックの PBDEs 及び PCBs の分析結果

対象地域	対象海岸	分析対象 マイクロプラスチック	PBDEs (ng/g-plastic)	PCBs (ng/g-plastic)
沖縄県 石垣市	吉原海岸	レジンペレット	0.17	0.66
茨城県 神栖市	豊ヶ浜海岸	レジンペレット	0.40	2.8
長崎県 対馬市	クジカ浜	レジンペレット	n. a. *	7.6
山口県 下関市	北田の尻漁港 海岸	レジンペレット	10	30
石川県 羽咋市	柴垣海岸	プラスチック破片	0.087	11
鹿児島県 南さつま市	吹上浜(前ノ浜)	プラスチック破片	1.0	5.4
兵庫県 淡路市	松帆海岸	プラスチック破片	1.1	26

* n. a. : not analyzed の略。夾雑物による妨害のため定量不可。

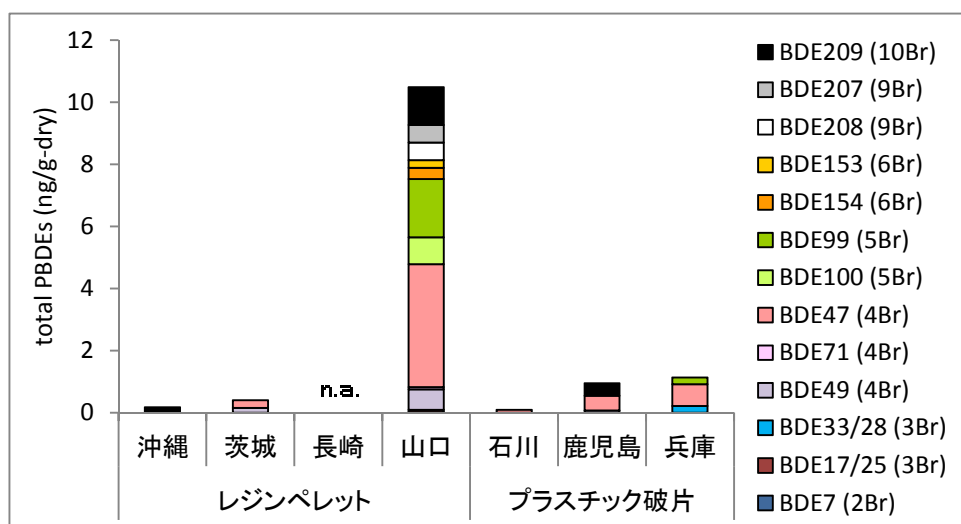


図 3-1 本調査におけるマイクロプラスチック中 PBDEs 濃度

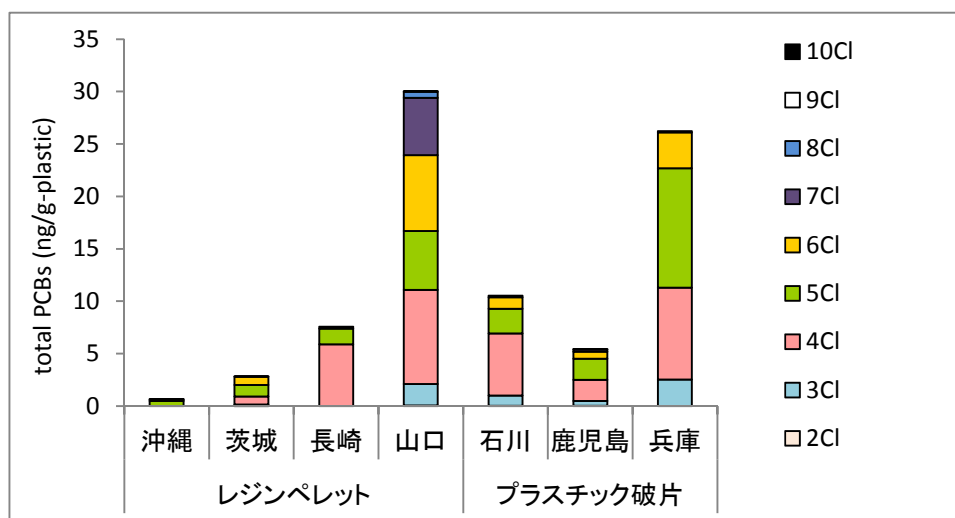
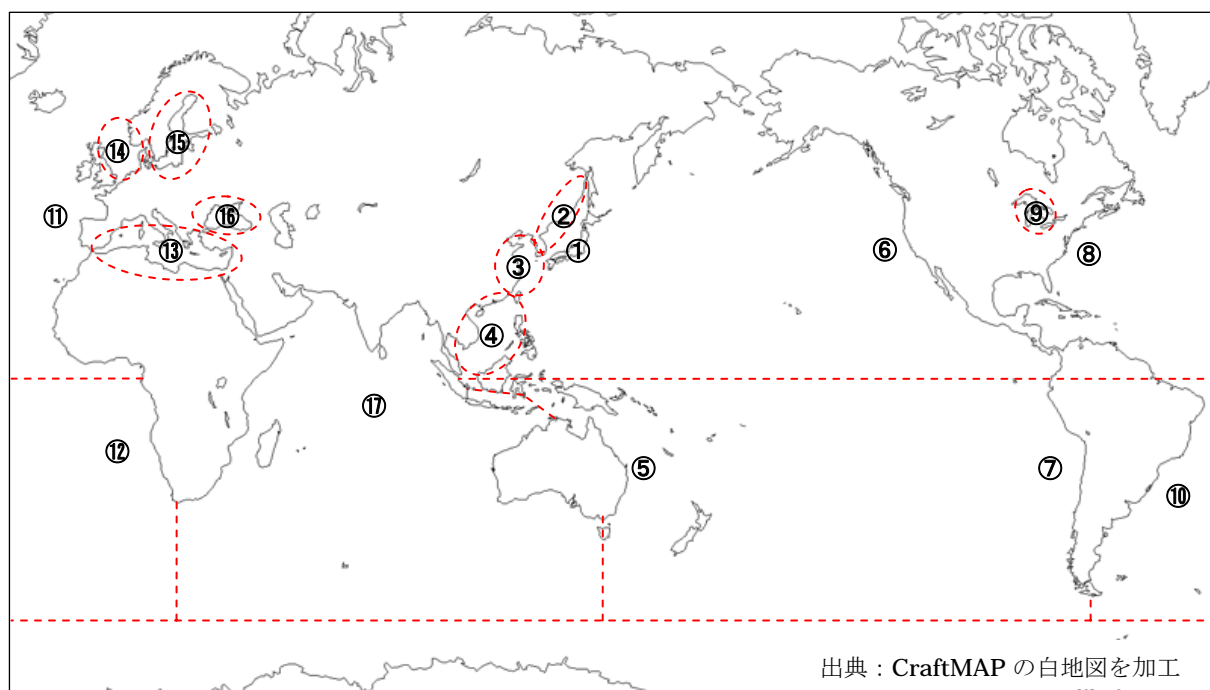


図 3-2 本調査におけるマイクロプラスチック中 PCBs 濃度

4. 分析結果の評価

4.1 我が国及び世界におけるマイクロプラスチック中 PBDEs 及び PCBs の濃度

PE のマイクロプラスチック中の PBDEs 及び PCBs を分析した文献及び International Pellet Watch のウェブページに公表されている値について、我が国及び世界の濃度分布をまとめ、本調査の分析結果と比較した（図 4-2、図 4-3、図 4-4、図 4-5）。なお、世界の濃度分布をまとめるにあたり、図 4-1 のように世界の沿岸域を分類した。



- | | | | | | | |
|--------|------|--------|--------|--------|--------|--------|
| ①日本 | ②日本海 | ③東シナ海 | ④南シナ海 | ⑤南西太平洋 | ⑥北東太平洋 | ⑦南東太平洋 |
| ⑧北西大西洋 | ⑨五大湖 | ⑩南西大西洋 | ⑪北東大西洋 | ⑫南東大西洋 | ⑬地中海 | ⑭北海 |
| ⑮バルト海 | ⑯黒海 | ⑰インド洋 | ⑱外洋 | | | |

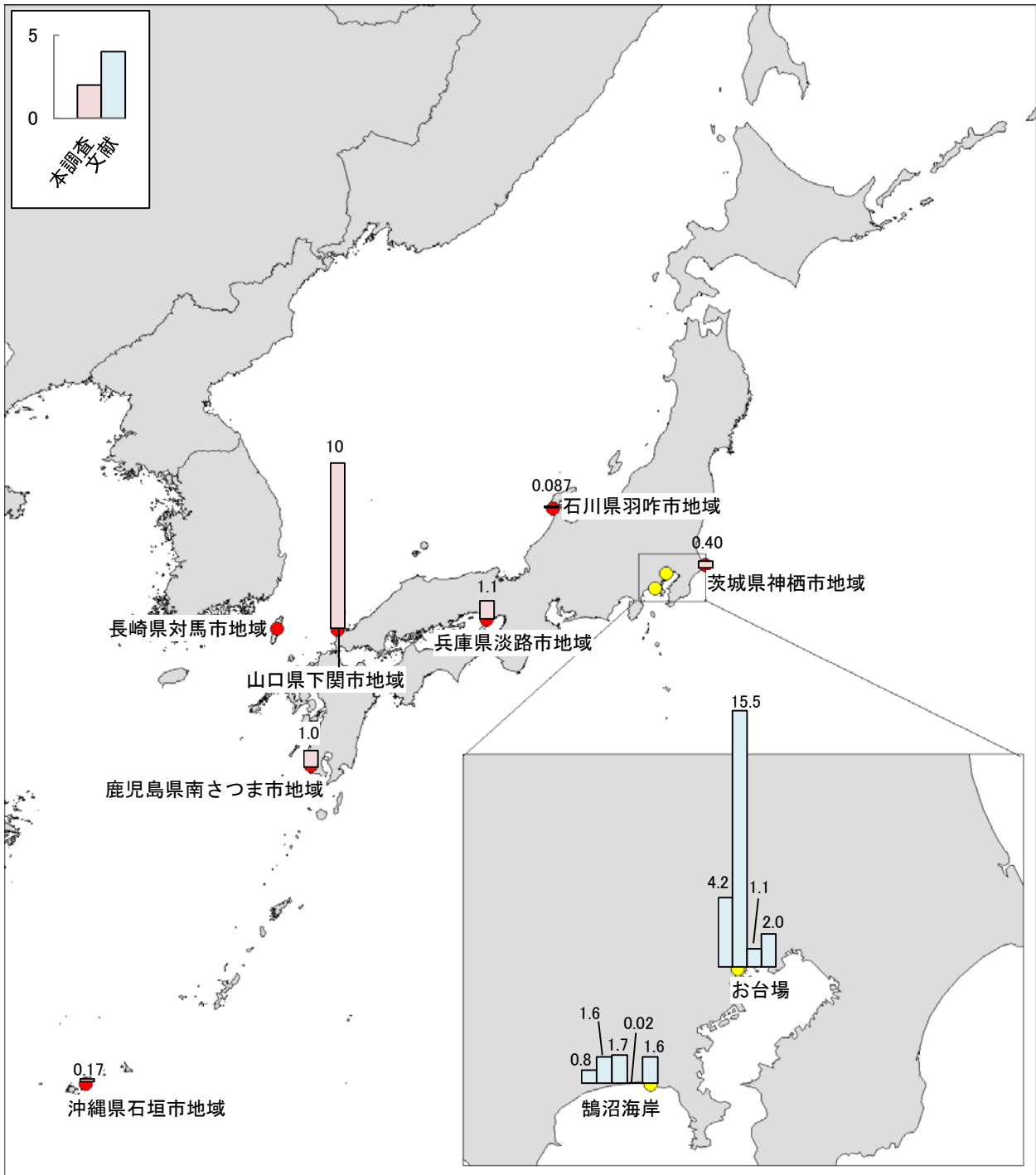
図 4-1 世界の沿岸域等の分類区分

PBDEs については、本調査結果 (0.087~10 ng/g) は、地域間のバラつきはあるものの、我が国における近年の調査の分析結果 (0.02~15.5 ng/g) と概ね同程度の値であった。また世界全体では、0.3~59.1 ng/g の範囲で報告されている。

PCBs については、本調査結果 (0.66~30 ng/g) は、我が国における近年の調査の分析結果 (2~1,610 ng/g) と比較すると、概ね 1~2 桁低く、最大で 4 桁低い値であった。また世界全体では、0.1~18,700 ng/g の範囲で報告されている。

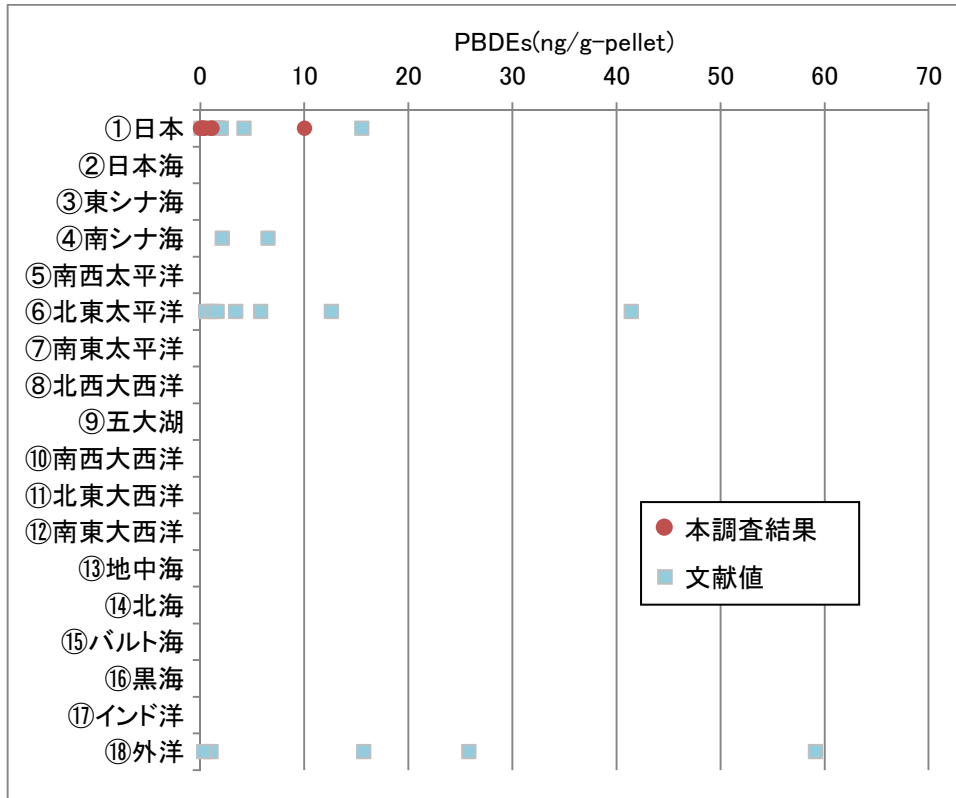
今回我が国の結果として比較した東京湾及び大阪湾は、我が国の中でも PCBs 等の有害物質の濃度が高い海域である。本調査において対象とした海岸周辺の海水中 PCBs 濃度が東京湾等よりも低いために、マイクロプラスチック中の PCBs が低くなった可能性も考えられる。

各海岸のマイクロプラスチック中有害物質濃度について、さらなる考察を実施するためには、試料間の濃度変動についても把握する必要があると考えられ、今後は 1 海岸あたり 5 試料の分析を行い、その中央値をとることとする。



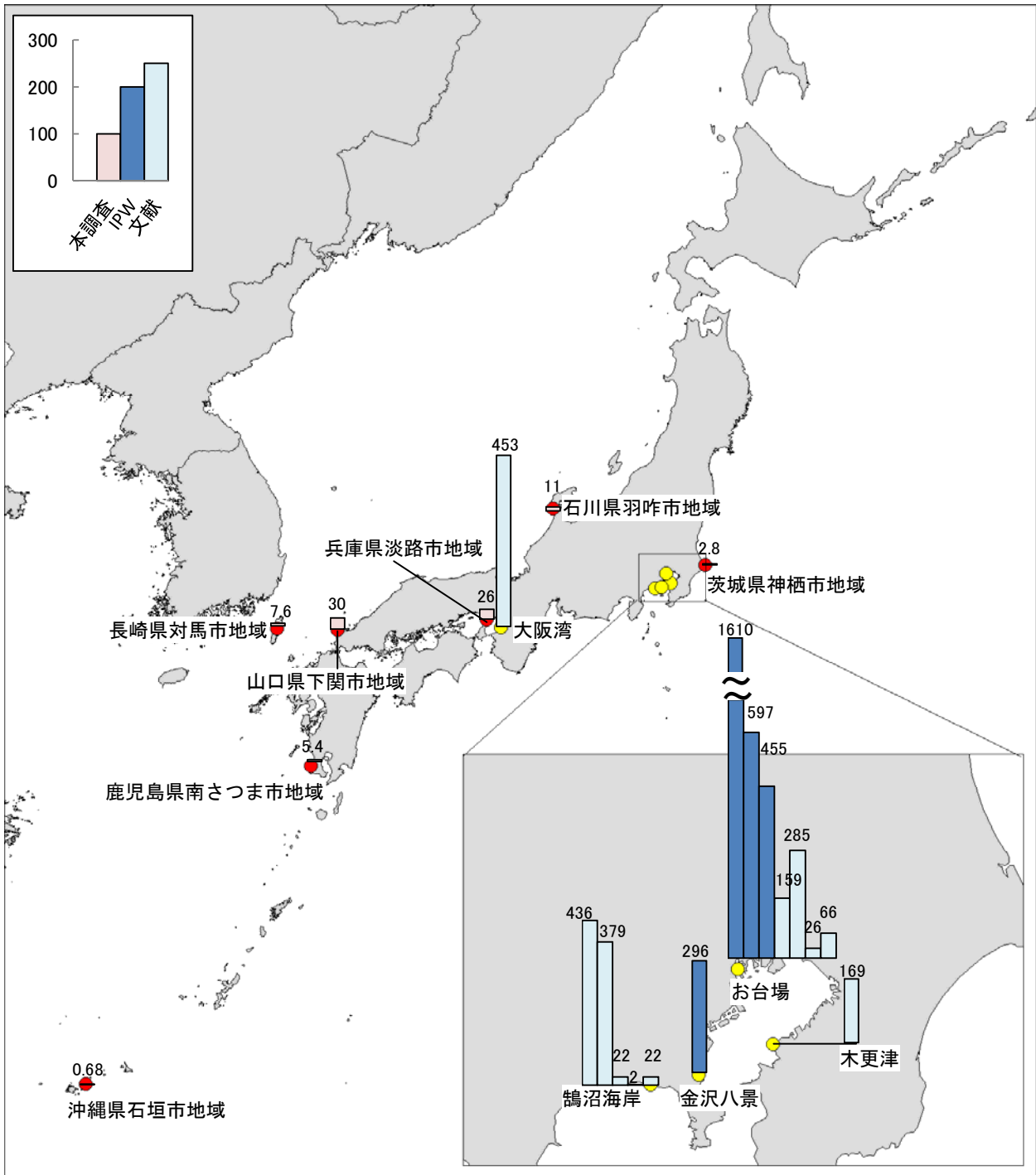
*長崎県対馬市地域のサンプルについては、夾雑物による妨害のため定量不可。
 出典 : Hirai et al. (2011)

図 4-2 我が国におけるマイクロプラスチック中 PBDEs 濃度 (ng/g-plastic)



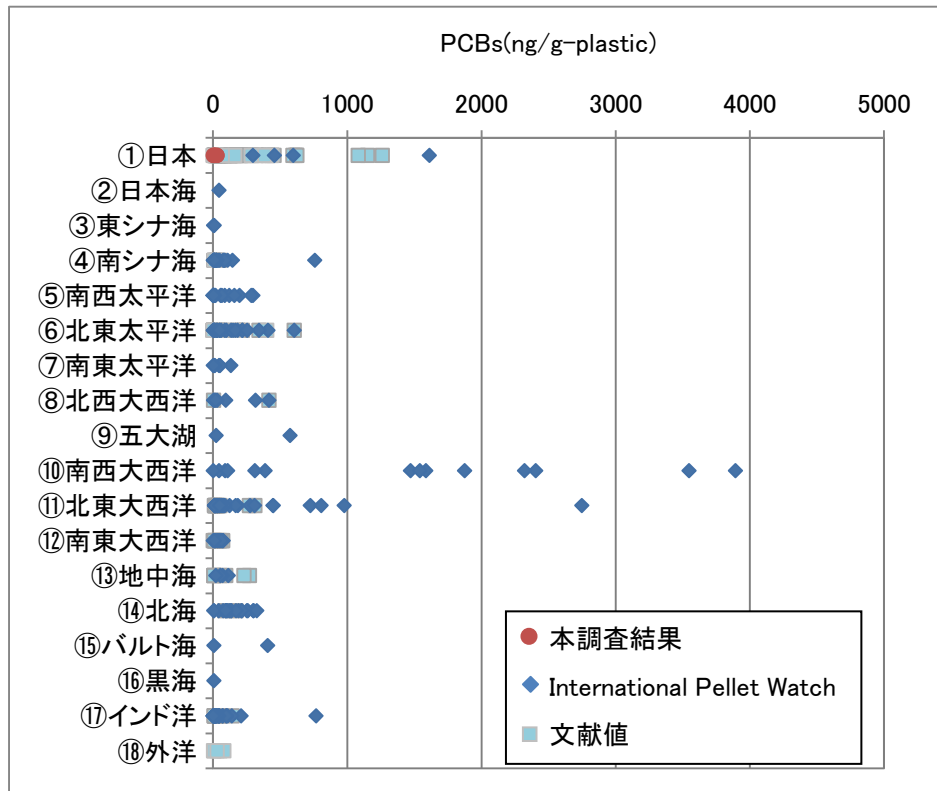
出典 : Hirai et al. (2011)

図 4-3 世界におけるマイクロプラスチック中 PBDEs 濃度

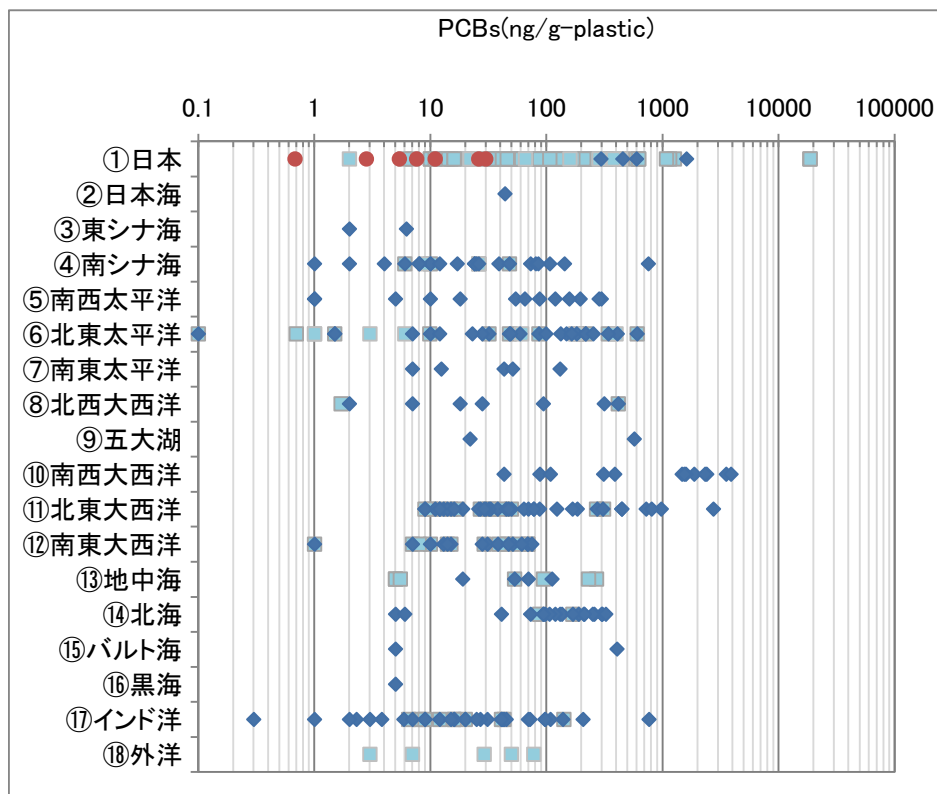


出典：IPW、Ogata et al. (2009)、Hirai et al. (2011)

図 4-4 我が国におけるマイクロプラスチック中 PCBs 濃度 (ng/g-plastic)



*日本の文献値のうち、高濃度であった2点（18,600、18,700ng/g）は上図から除外した。



出典：IPW、Endo et al. (2005)、Ogata et al. (2009)、Hirai et al. (2011)、Karapanagioti et al. (2011)、Heskett et al. (2012)、Mizukawa et al. (2013)、Hosoda et al. (2014)

図 4-5 世界におけるマイクロプラスチック中 PCBs 濃度 (ng/g-plastic)

4.2 プラスチック由来の有害物質の生物への影響

4.2.1 マイクロプラスチック由来の PBDEs の生物への影響

複数の文献において、マイクロプラスチック等に由来した PBDEs の生物への移行が示唆されている。文献の概要をまとめるとともに、本調査におけるマイクロプラスチック中 PBDEs 濃度とそれらの文献における PBDEs 濃度とを比較し、表 4-1 にまとめた。

表 4-1 本調査におけるマイクロプラスチック濃度及び文献における生物への PBDEs の移行の概要

マイクロプラスチック		生物への移行			出典
地域	濃度	地域	生物種	濃度	
日本 (本調査)	0.087 ~ 10 ng/g	—	—	—	本調査
米国サンディ エゴ湾	1.9 ng/g (3ヶ月浸漬)	室内実験	メダカ (<i>Oryzias latipes</i>)	87.2 ng/g lipid wt(1ヶ月ばく露) 269.5 ng/g lipid wt(2ヶ月ばく露)	Rochman et al. 2013
室内実験	明記なし	室内実験	和名なし(ヨコエ ビの一種) (<i>Allorchestes Compressa</i>)	35.26 ~ 6,126.1 ng/g	Chua et al. 2014
南太平洋	0.1 ~ 4.6 ng/g	南太平洋	ハダカイワシ科 (<i>Myctophidae</i>)	2.2~11,182 ng/g wet wt	Rochman et al. 2014
—	—	北太平洋	ハシボソミズナギ ドリ(<i>Puffinus tenuirostris</i>)	0.3 ~ 186 ng/g lipid wt	Tanaka et al. 2013
—	—	北太平洋	ヒラマサ (<i>Seriola lalandi</i>)	5.34±3.06 ng/g lipid wt	Gassel et al. 2013

Tanaka et al. (2013) は、北太平洋北部において 2005 年 6~7 月に流し網漁で混獲されたハシボソミズナギドリ (*Puffinus tenuirostris*)、その餌生物であるハダカイワシ (*Myctophidae*) 及びイカ (*Gonatidae*) について、ポリ臭素化ジフェニルエーテル (PBDEs、49 異性体) を分析した。その結果、全てのハシボソミズナギドリから PBDEs が検出された (0.3 ~ 186 ng/g-lipid、中央値 1.5 ng/g-lipid)。これは既存の文献における海鳥から検出された PBDEs 濃度と類似していた。また、12 個体中 9 個体では低臭素化同族体 (臭素数 4~6) が多くを占めており、これは餌生物と類似していた。この結果から、低臭素化同族体は食物連鎖を通じて海鳥に蓄積することが示唆された。

一方で、2 個体では BDE-209 (臭素数 10) が多くを占めており、1 個体では BDE-183 (臭素数 7) が主要な成分であった。これらの 3 個体は、他 9 個体よりも PBDEs 濃度が高かった。BDE-209 と BDE-183 は decaBDE と octa-BDE 工業用製品の主要な成分であり、BDE-209 と BDE-183 はハダカイワシとイカからは検出されていない。また、既存の文献によると、その他の (北半球、南

半球のいずれの) 遠海魚においても、BDE-209 と BDE-183 は検出されておらず、低臭素化同族体が多くを占めていた。したがって、ハシボソミズナギドリへの高臭素化同族体のばく露は食物連鎖によるものとは考えにくい。一方で、Hirai et al. (2011) により検出された鳥の胃から採取したプラスチックの BDE-209 又は BDE-183 と、今回検出されたこれらの組成が非常に類似していることから、高臭素化同族体はハシボソミズナギドリが摂取したプラスチックから脂肪組織に移行したことが示唆された。

Gassel et al. (2013) は、北太平洋中央循環において採取したヒラマサの消化管内のプラスチックの観察及び消化管を除いた魚体内の PCBs (14 成分)、PBDEs (19 成分)、有機塩素系農薬 (DDTs、クロルデン等)、ノニルフェノール類について分析を実施した。その結果、すべての個体から PBDEs が検出された。検出された PBDEs のうち、BDE-209 (臭素数 10)、BDE-47 (臭素数 4)、BDE-99 (臭素数 5) が大部分を占めており、それぞれ平均で 41%、39%、10%であったが、個体によってその割合にばらつきがみられた。

これらの結果より、PBDE のうち BDE-209 (臭素数 10) の長距離移動は限定されており、BDE-209 の分解傾向を考慮すると、複数の個体での BDE-209 の存在は、プラスチックばく露による移行を示唆しているが、更なる調査が必要であると主張している。

Rochman et al. (2013) は、米国カリフォルニアのサンディエゴ湾に低密度ポリエチレンペレット (3mm) 50g を 3 ヶ月間浸漬させ、有害物質を吸着させた。浸漬させたペレット (以下、「浸漬ペレット」という。) を 0.5mm 未満に粉碎したのちに PAHs、PCBs、PBDEs 濃度を分析した。また、粉碎した浸漬ペレット又は未処理のペレット (重量比 10%) を混ぜた餌、又は餌のみ (コントロール) をメダカ (*Oryzias latipes*) に 2 か月間与え、メダカへの化学物質の蓄積及び健康影響を観察した。

餌中 PBDEs 濃度は、コントロールの餌と比較して未処理のペレットを混ぜた餌は約 2.2 倍、浸漬ペレットを混ぜた餌は約 2.8 倍であった。また、コントロール群のメダカと比較して、浸漬ペレットばく露群のメダカの平均 PBDEs 濃度は約 1.8 倍であり、コントロール群及び未処理ペレットばく露群よりも有意に高かった。さらに、浸漬ペレットばく露群および未処理ペレットばく露群の肝臓においては、ストレスの兆候が確認され、浸漬ペレットばく露群の方がより重症であった。

Chua et al. (2014) は、腐食性の海生端脚類 (*Allorchestes Compressa*、ヨコエビの一種) に対して、スクラブ洗顔料に含まれるマイクロプラスチック及び/又は PBDEs のばく露試験を実施した。その結果、全ての端脚類はマイクロプラスチックを取り込んでいることを確認した。また、マイクロプラスチックの有無にかかわらず、端脚類は PBDEs にばく露されていたが、マイクロプラスチック由来の PBDEs が端脚類の体内に吸収されることが明らかになった。マイクロプラスチックは PBDEs の生体内への取り込みを軽減させていた一方で、低臭素化 BDEs より高臭素化 BDEs の取り込み割合を高めることが示唆された。このため、マイクロプラスチックは水生生物の食物連鎖を汚染させるリスクとなり、ヒトの食事経由のばく露を増大させる可能性がある。

Rochman et al. (2014) は、南太平洋において、プラスチックの分布に関する調査及び海水、プラスチック、ハダカイワシ科の魚類 (Myctophidae) を対象とした PCBs、PBDEs、ビスフェノール A、アルキルフェノール類の分析を実施した。その結果、PCBs と PBDEs は全てのプラスチックサンプルから検出され、比較的 PBDEs 濃度の高かった 38%のサンプルについては、検出され

た PBDEs の 58~90%が高臭素化同族体であった。また、地点ごとに化学物質濃度とプラスチック密度との関係を見たところ、全 PBDEs 及び高臭素化 PBDEs とプラスチック密度との間に相関が見られた。既存の文献より、プラスチックから生物へ PBDEs が移行することが知られていることから、プラスチック添加剤である高臭素化 PBDEs は、生物がプラスチックにばく露されていることを示す指標となる可能性がある。

4.2.2 マイクロプラスチック由来の PCBs の生物への影響

複数の文献において、マイクロプラスチック等に由来した PCBs の生物への移行が示唆されている。文献の概要をまとめるとともに、本調査におけるマイクロプラスチック中 PCBs 濃度とそれらの論文における PCBs 濃度とを比較し、表 4-2 にまとめた。

表 4-2 本調査におけるマイクロプラスチック濃度及び文献における生物への PCBs の移行の概要

マイクロプラスチック		生物への移行			出典
地域	濃度	地域	生物種	濃度	
日本 (本調査)	0.66 ~ 30 ng/g	—	—	—	本調査
米 国 サ ン ディエゴ湾	17 ng/g (3ヶ月浸漬)	室内実験	メダカ (<i>Oryzias latipes</i>)	47.2 ng/g lipid wt (1ヶ月ばく露)	Rochman et al. 2013
				558.1 ng/g lipid wt (2ヶ月ばく露)	
南太平洋	15.6 ~ 589.7 ng/g	南太平洋	ハダカイワシ科 (Myctophidae)	18.1 ~ 5,996.2 ng/g wet wt	Rochman et al. 2014
—	—	北太平洋	ヒラマサ (<i>Seriola lalandi</i>)	352 ± 240 ng/g lipid wt	Gassel et al. 2013

Endo et al. (2013) は、ポリエチレン (PE) ペレットを用いて PCBs の脱着実験を実施した。2 L の褐色瓶に蒸留水又はメタノール水溶液 (25%又は 50%) を注入し、海岸で採取した PE ペレットが入った球状の茶アミを金属ワイヤによりガラス瓶内に固定した。これらの PE ペレットから蒸留水又はメタノール水溶液中への PCBs の脱着が起こる (この PE ペレットを「発生源ペレット」という)。発生源ペレットをガラスボトル内に入れた直後、発生源ペレットの 10 倍量の未使用ペレットを入れた。この未使用ペレットは蒸留水又はメタノール水溶液中の PCBs を収着し、無限の sink となる (この未使用ペレットを「sink ペレット」という)。実験開始から 1、2、4、8、16、32、64、128 日目に sink ペレットは同じ量の未使用ペレットと交換した。

同研究の期間内において、CB 8 のみがおおよそ完全に (98%) 発生源ペレットから脱着した。PCBs 同族体のうち、ポリエチレン/水分分配係数の常用対数 ($\log K_{PE/W}$) が 5~6 のものは 10~70%脱着した。 $\log K_{PE/W} > 6$ の同族体は<12%のみが脱着した。PCBs 含有プラスチックペレットが汚染されていない海洋環境に移動すると、同族体のペレット/水分分配係数により、異なる速度で PCBs の脱着が起こると考えられる。

また、25%メタノール水溶液の場合は水のみより早く脱着し、50%メタノール水溶液の場合は

さらに早かった。50%メタノール水溶液では、測定したすべての PCBs 同族体の 90~100%が 128 日以内に脱着した。この結果より、胃腸液には多くの有機物が含まれているため、生物の胃腸管内におけるペレットからの化学的脱着は、促進される可能性がある。促進される場合、ペレットからの脱着は純水中からの脱着よりも早くなり、生物への蓄積も速くなることが懸念される。

Gassel et al. (2013) は、北太平洋中央循環において採取したヒラマサの消化管内のプラスチックの観察及び消化管を除いた魚体内の PCBs (14 成分)、PBDEs (19 成分)、有機塩素系農薬 (DDT、クロルデン等)、ノニルフェノール類について分析を実施した。その結果、すべての個体から PCBs が検出された。

これらの結果より、北太平洋中央循環における PCB の生物濃縮を証明したが、POPs は長距離移動するため、汚染源から離れた場所でも POPs の存在を説明することができ、摂取したプラスチックが汚染源であるか特定は困難であると主張している。

Rochman et al. (2013) は、米国カリフォルニアのサンディエゴ湾に低密度ポリエチレンペレット (3mm) 50g を 3 ヶ月間浸漬させ、有害物質を吸着させた。浸漬させたペレット (以下、「浸漬ペレット」という。) を 0.5mm 未満に粉碎したのちに PAHs、PCBs、PBDEs 濃度を分析した。また、粉碎した浸漬ペレット又は未処理のペレット (重量比 10%) を混ぜた餌、又は餌のみ (コントロール) をメダカ (*Oryzias latipes*) に 2 か月間与え、メダカへの化学物質の蓄積及び健康影響を観察した。

餌中の PCBs 濃度は、コントロールの餌と比較して未処理のペレットを混ぜた餌は概ね同程度、浸漬ペレットを混ぜた餌では約 6 倍であった。また、コントロール群のメダカと比較して、浸漬ペレットばく露群のメダカの平均 PCBs 濃度は約 1.2 倍であったが、有意な差ではなかった。さらに、浸漬ペレットばく露群および未処理ペレットばく露群の肝臓においては、ストレスの兆候が確認され、浸漬ペレットばく露群の方がより重症であった。

Rochman et al. (2014) は、南太平洋において、プラスチックの分布に関する調査及び海水、プラスチック、ハダカイワシ科の魚類 (Myctophidae) を対象とした PCBs、PBDEs、ビスフェノール A、アルキルフェノール類の分析を実施した。その結果、PCBs と PBDEs は全てのプラスチックサンプルから検出された。地点ごとに化学物質濃度とプラスチック密度との関係を見たところ、全 PCBs 及び低塩素化 PCBs とプラスチック密度との間に相関は見られなかった。

5. 今後の調査の方向性

我が国の海岸におけるマイクロプラスチックによる生態系への影響に関する更なる調査を実施する場合の調査手法及び評価手法の検討に資する情報を、以下のとおり整理し、本年度の調査結果を踏まえて今後の調査の方向性 (案) をまとめた。

5.1 対象とする化学物質

2014 年以降に公表されたマイクロプラスチックを含むプラスチックごみに関する文献は、約 200 報ある。そのうち、プラスチック含有物質又はプラスチック吸着物質に注目した論文においては、表 5-1 のような物質を対象としている。

本年度対象とした PCBs、PBDEs の他に、プラスチックの添加剤 (可塑剤など)、撥水剤や農薬等に使用されていた POPs、化石燃料等に由来する物質、金属類などの調査が実施されている。

表 5-1 2014 年以降に公表された文献における対象物質

種類	化学物質	
プラスチック含有物質	POPs	<u>PBDEs</u>
	その他有機化学物質	<u>ビスフェノール A、ノニルフェノール、フタル酸エステル類など</u>
プラスチック吸着物質	POPs	<u>PCBs、DDT、有機フッ素化合物、ヘキサクロロベンゼン</u>
	その他有機化学物質	<u>多環芳香族炭化水素</u>
	金属類	<u>アルミニウム、クロム、マンガン、鉄、コバルト、亜鉛、カドミウム、鉛など</u>

下線：2 報以上の文献があるもの。

5.2 国際的な動向

UNEP などの国連機関の支援をもとに活動している海洋汚染の科学的分野に関する専門家グループである「海洋環境保護の科学的事項に関する専門家合同グループ (GESAMP)」では、マイクロプラスチックとその生物影響に関する評価を行うワーキンググループが設置されている。ワーキンググループでは、海洋環境におけるマイクロプラスチックの発生源、挙動及びその影響に関する評価を 2012～2014 年にかけて実施し、生物が取り込んだプラスチックから有害化学物質が生物組織へ移行するプロセスの存在を確認した一方で、更なるマイクロプラスチックによる影響の評価においては、以下の課題があるとの提言を行っている (GESAMP 2014)。

- 摂食したマイクロプラスチックからの化学物質ばく露リスクの定量化 (化学物質移行の程度、生態毒性のリスクなど)
- ナノサイズのプラスチックによるリスクの評価
- 生物の移動媒体としてのプラスチック及びマイクロプラスチックの評価

5.3 今後の調査の方向性 (案)

5.3.1 プラスチックに由来した有害物質の生物への移行に関する調査

本年度の調査においては、マイクロプラスチックに含まれる有害物質の濃度を明らかにしたことから、マイクロプラスチックに由来した有害物質の生物への移行について確認する。

海岸に漂着したマイクロプラスチック及び海岸周辺に生息する生物試料を採取し、有害物質 (PCBs 及び PBDEs を想定) を測定する。既存の文献においては、ヨコエビ、魚類、海鳥、大型海生ほ乳類等への有害物質の移行が確認されているが、本調査においては特定の海岸周辺のみを生息地域としているような生物 (例えば、カニ類や貝類) を想定している。

また、マイクロプラスチックの他に、海水や海岸の砂等の環境媒体からも有害物質が生物体内に取り込まれることから、海水及び海岸の砂等も分析対象とする。

ただし、有害物質の生物への移行に関する定量的な評価においては、管理した条件下での移行を確認するための室内実験が必要であるため、室内実験の実施についても今後検討していく必要がある。

5.3.2 漂着したマイクロプラスチックにおける重金属汚染に関する調査

漂着したプラスチックにおける有害物質の問題として、残留性有機汚染物質（POPs）等の有機化学物質の他に、重金属類についても懸念が示されている（中島ら，2014）。また、レジンペレットが海洋環境における金属の輸送媒体となることが指摘されているものの（Holmes et al., 2012）、マイクロプラスチックを対象とした調査は限られている。そのため、海岸に漂着したマイクロプラスチックを採取し、重金属類（鉛、カドミウムなど）を測定する。

5.3.3 マイクロプラスチック調査を実施する海岸の選定

今後マイクロプラスチックに関する調査を実施するにあたり、適切な海岸の選定が必要と考えられる。今回の調査における各地域の状況をにまとめた。

表 5-2 各地域におけるマイクロプラスチックの存在状況

地域	状況
沖縄県石垣市地域	砂浜の海岸 であるため、レジンペレットの回収作業は容易である。特に今回は、調査時に 砂浜上にドリフトラインができており 、そこにレジンペレットも含まれていたため、 回収個数も 250 個以上 であった。 (調査範囲：0.5m×10m+1m×1m = 6m ²)
茨城県神栖市地域	砂浜の海岸 であるため、レジンペレットの回収作業は容易であるが、 密度が低く時間がかかり 、 回収個数は 70 個程度 で、あまり多くなかった。 (調査範囲：5m×50m = 250m ²)
長崎県対馬市地域	礫浜の海岸 であるため、レジンペレットの回収には礫の隙間からピンセットで回収する必要があるが、今回は周辺に漂着したばかりの ドリフトラインができており 、そこにレジンペレットも含まれていたため、簡単に回収できた。しかし、 回収個数は 70 個程度 で、あまり多くなかった。 (調査範囲：5m×50m+5m×10m = 300m ²)
山口県下関市地域	礫浜の海岸 であるため、レジンペレットの回収は、礫を掘り返し、その 隙間からピンセットで回収して時間がかかった 。 回収個数は 100 個以上 であった。 (調査範囲：2m×3m = 6m ²)
石川県羽咋市地域	砂浜の海岸 であるため、レジンペレットの回収作業は容易であるが、 密度が低く時間がかかった 。 確認された個体数は約 80 個程度 であった。 (調査範囲：10m×50m+10m×100m = 1500m ²)

地域	状況
鹿児島県南さつま市地域	<p>砂浜の海岸であるため、レジンペレットの回収作業は容易であるが、密度が低く確認された個体数は約 50 個程度で少なかった。このため、プラスチックの破片を代替サンプルとして回収した。</p> <p>(調査範囲：20m×30m = 600m²)</p>
兵庫県淡路市地域	<p>礫浜の海岸であるため、レジンペレットの回収には礫の隙間からピンセットで回収する必要があるが、礫の隙間にはあまりなかった。さらに、周辺を探して、岩盤付近で約 10 個程度回収できた。レジンペレットの数が少なかったため、プラスチックの破片を代替サンプルとして回収した。</p> <p>(調査範囲：5m×50m+3m×10m = 280m²)</p>

6. 引用文献

中島ら (2014) 漂着プラスチックごみ由来の重金属による海岸汚染の定量評価—長崎県五島市大串海岸における研究. 海洋と生物, 36(6), 588-595.

Chua et al. (2014) Assimilation of Polybrominated Diphenyl Ethers from Microplastics by the Marine Amphipod, *Allorchestes Compressa*. Environmental Science & Technology, 48(14), 8127-8134.

Endo et al. (2005) Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. Marine Pollution Bulletin, 50(10), 1103-1114.

Endo et al. (2013) Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. Marine Pollution Bulletin, 74(1), 125-131.

Fossi et al. (2014)

Gassel et al. (2013) Detection of nonylphenol and persistent organic pollutants in fish from the North Pacific Central Gyre. Marine Pollution Bulletin, 73(1), 231-242.

GESAMP (2014) Microplastics in the ocean.

http://www.gesamp.org/data/gesamp/files/media/Publications/WG_40_Brochure_Microplastic_in_the_ocean/gallery_2191/object_2404_large.pdf

Heskett et al. (2012) Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. Marine Pollution Bulletin, 64, 445-448.

Hirai et al. (2011) Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. Marine Pollution Bulletin, 62, 1683-1692.

Holmes et al. (2012) Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. Environmental Pollution, 160, 42-48.

Hosoda et al. (2014) 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(1-2), 575-581.

International Pellet Watch. <http://www.pelletwatch.org/>

Karapanagioti et al. (2011) Diffuse pollution by persistent organic pollutants as measured in plastic pellets sampled from various beaches in Greece. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 312-317.

Mizukawa et al. (2013) Monitoring of a wide range of organic micropollutants on the Portuguese coast using plastic resin pellets. *Marine Pollution Bulletin*, 70, 296-302.

Ogata et al. (2009) 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, 1437-1446.

Rochman et al. (2013) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3, Article 3263.

Rochman et al. (2014) 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.

Tanaka et al. (2013) Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 69 (1-2), 219-222.

