Environment Research and Technology Development Fund

環境研究総合推進費　終了研究成果報告書

沿岸から大洋を漂流するマイクロプラスチックスの動態解明と環境リスク評価
(4-1502)

平成27年度～平成29年度

Study on Behavior and Environmental Risk of Microplastics Drifting in Coastal Waters and Open Oceans

〈研究代表機関〉
九州大学

〈研究分担機関〉
愛媛大学
東京海洋大学
東京農工大学

平成30年5月

目次

Ⅰ．成果の概要 ・・・・・・・・ 1
１．はじめに（研究背景等） 1
２．研究開発目的 2
３．研究開発の方法 2
４．結果及び考察 3
５．本研究により得られた主な成果 9
６．研究成果の主な発表状況 11
７．研究者略歴 13

Ⅱ．成果の詳細
Ⅱ－１　マイクロプラスチックスの輸送モデル構築 ・・・・・・・・ 15
（国立大学法人 九州大学）
要旨 15
１．はじめに 15
２．研究開発目的 16
３．研究開発方法 16
４．結果及び考察 22
５．本研究により得られた成果 30
６．国際共同研究等の状況 31
７．研究成果の発表状況 32
８．引用文献 35

Ⅱ－２　沿岸におけるマイクロプラスチックスの動態解明 ・・・・・・・・ 37
（国立大学法人 愛媛大学）
要旨 37
１．はじめに 37
２．研究開発目的 39
３．研究開発方法 39
４．結果及び考察 44
５．本研究により得られた成果 53
６．国際共同研究等の状況 54
７．研究成果の発表状況 54
８．引用文献 55

Ⅱ－３　大洋におけるマイクロプラスチックスの動態解明 ・・・・・・・・ 57
（国立大学法人 東京海洋大学）
要旨 57
１．はじめに 57
２．研究開発目的 58
３．研究開発方法 58

４．結果及び考察 60
５．本研究により得られた成果 69
６．国際共同研究等の状況 69
７．研究成果の発表状況 70
８．引用文献 70

Ⅱ－4　マイクロプラスチックスによる汚染物質輸送の実態解明 ・・・・・・・・ 72
（国立大学法人 東京農工大学）
要旨 72
１．はじめに 72
２．研究開発目的 72
３．研究開発方法 73
４．結果及び考察 74
５．本研究により得られた成果 84
６．国際共同研究等の状況 84
７．研究成果の発表状況 85
８．引用文献 94

Ⅲ．英文Abstract ・・・・・・・・ 96

Ⅰ. 成果の概要

課題名　4-1502 **沿岸から大洋を漂流するマイクロプラスチックスの動態解明と環境リスク評価**
課題代表者名　磯辺 篤彦 （国立大学法人 九州大学 応用力学研究所 教授）
研究実施期間　平成27～29年度
累計予算額　128,482千円（うち平成29年度：43,481千円）
予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード　マイクロプラスチック、海洋プラスチックゴミ、海洋プラスチック汚染、輸送モデル、沿岸域輸送モデル、浮遊物目視観測、マイクロプラスチック採取、残留性有機汚染物質、International Pellet Watch

研究体制
（1）マイクロプラスチックスの輸送モデル構築（国立大学法人 九州大学）
（2）沿岸におけるマイクロプラスチックスの動態解明（国立大学法人 愛媛大学）
（3）大洋におけるマイクロプラスチックスの動態解明（国立大学法人 東京海洋大学）
（4）マイクロプラスチックスによる汚染物質輸送の実態解明（国立大学法人 東京農工大学）

1. はじめに（研究背景等）

海洋ごみの七割を占める廃プラスチックは、主に海岸で劣化・破砕し、大きさ5mm以下のマイクロプラスチック(写真1)となっていく。現在では、海洋を漂うマイクロプラスチックが、広く内海から大洋で採取されるに至った。廃プラスチックの海洋流出が続く限り、自然分解しない廃プラスチックの漂流量は、今後も増え続けるだろう。プランクトンと大きさの似たマイクロプラスチックは、誤食を通して容易に生態系に紛れ込む。一方で漂流するプラスチックの表面には、海水中の残留性有機汚染物質(POPs)が吸着する。このとき、マイクロプラスチックは汚染物質を生態系に移行させる媒体となる。最近の研究は、動物プランクトンから鯨類に至る海洋生物の体内から、マイクロプラスチックや、さらに砕片化が進んだナノプラスチックを次々と発見している。プラスチック微細片をメダカに摂取させ、肝機能障害の発現を確認した実験もある。POPsを乗せた漂流マイクロプラスチックスは、すでに海洋生態系に深く侵入しており、それは潜在的な環境リスクなのである。

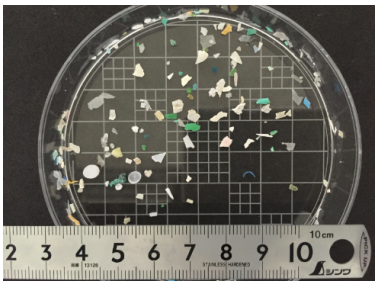


写真1 山陰沖で採集したマイクロプラスチック

マイクロプラスチック(以降、ナノプラスチックの意を含める)は、最近になって環境リスクが認識され始めた新規な海洋汚染物質である。したがって、採集方法や分析手法には、いまだ研究者間で十分な統一が図られているとは言いがたい。たとえば、マイクロプラスチックの漂流密度を表現するのに、論文によって異なる単位(浮遊個数/観測面積や、浮遊個数/海水体積、あるいは浮遊重量/海水体積など)が用いられているほどである。これでは、観測データの相互比較やデータセットの統合など不可能であろう。このような現状を鑑みて、先のエルマウG7サミットでの首脳宣言(付属書)では、観測・分析手法の統一化・標準化が提言され、次回G7環境大臣会合(富山)においても同様の議案提出が見込まれている。合理的な手法で採集・分析された浮遊密度をもってマイクロプラスチックの動態を解析・予測し、これをもとにマイクロプラスチックを媒介とした生態系へのPOPs移行を評価する研究が望まれている。ただし、マイクロプラスチックの動態については、生態系への移行過程のほか、大型の漂流ゴミ(マクロプラスチック)からの劣化・形成過程、海岸と海洋との交換時間、あるいは微細なマイクロプラスチックの海洋表層からの消失など未だ謎が多い。精度よい観測データで妥当性が評価された、マイクロプラスチックの輸送モデル(シミュレーション)構築が望まれている。

2. 研究開発目的

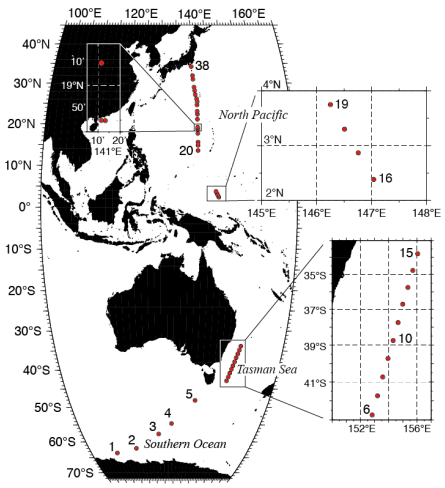
本研究では、日本沿岸から南極海に至る大洋で漂流マイクロプラスチックを採取し、汚染物質と併せ輸送過程(動態)をモデル化する。モデル化に際しては、採集したマイクロプラスチックの海域別の浮遊密度や、マイクロプラスチックのサイズ別分布状況を良く再現できるよう、必要な諸過程(表層でのストークスドリフトや海岸との交換過程等)を組み込むものとする。このモデルを利用して、海域ごとの微細片増加率を計算する。これとは別に、本研究では、海域における動植物プランクトンなど浮遊物とプラスチック片とで、それぞれに付着するPOPs濃度を定量する。そして、マイクロプラスチックが一定の増加率で浮遊密度を増し、これらを介して生態系へ移行するPOPs濃度が、浮遊物由来の移行量を上回る時期を推定する。すなわち、生態系へ移行するPOPsにとって新たなパスの出現である。パスの出現に至る期間を、海洋生態系に環境リスクが顕在化する「猶予期間」として、この推定を本研究の目的の一つにおく。

本研究は、単に海域での微細片の検出を目的とした既往研究とは一線を画し、微細片や微細片由来の汚染物質の動態解明と、環境リスクの定量評価に挑戦する。本研究には、新たな海洋汚染物質である微細片の、沿岸から大洋に至る調査手法を確立する意義がある。リスク顕在化までの期間を念頭に、減プラスチック社会へのロードマップが策定できる意義がある。ロードマップ実現のためには、世界がプラスチックを多用する消費スタイルからの変革を迫られる。我々の研究には、減プラスチックのコモンセンス形成に科学的根拠を与える意義がある。

3. 研究開発の方法

(1)マイクロプラスチックスの輸送モデル構築

本研究課題で上述の輸送系をモデル化するにあたって、まず日本海を中心とした輸送モデルを構築した。モデリングにあたっては精度検証のために十分な現地観測データが必要である。ただし、新しい海洋汚染物質であるマイクロプラスチックには、アーカイブされた既存データセットというものが存在せず、本研究課題や、関連研究を通して得た日本海の観測データを用いて検証材料とした。日本海モデルでプラスチック浮遊濃度の空間分布が再現されたならば、続いて太平洋の輸送モデルを実施する。ただし、時空間規模が著しく増大するため、輸送モデルには付加的なスキーム(生成過程と消失過程)が必要である。まず、サブテーマ3(3.(3)参照)と共同して、南極海から南北太平洋を縦断する測線で採集したマイクロプラスチックを抽出し、解析に供した。2016年1月より3月にかけて、東京海洋大学練習船・海鷹丸で、図(1)-1に示す測点において、マイクロプラスチック調査を実施した。



図(1)-1 南極海—太平洋縦断観測位置

日本海におけるマイクロプラスチックの輸送モデルでは、ASCAT 衛星海上風データによって駆動した波浪モデル(UMWM)によってストークスドリフトを求め、これに海洋再解析プロダクト(DREAMS)が与える表層海流を加えた流れ場に、仮想粒子の追跡モデルを組み合わせた。粒子追跡実験は三次元空間で実行し、鉛直方向の粒子移動速度には粒子サイズに比例させた浮上速度と乱流混合を与えた。対馬海峡に配置した発生源から夏季の分布を計算し日本海の観測データと比較した。太平洋における輸送モデルでは、計算時間を削減するべく、仮想粒子の追跡実験を水平二次元で実施した。海面の海洋再解析プロダクト(HYCOM)の海流流速とストークスドリフトを粒子追跡モデルに与えた。長期間の輸送を扱う太平洋モデルには消失項を加えた。これは、生物膜の付着による表層からの沈降や、デトリタスとともに沈む沈降過程、海岸や高緯度での海氷への吸収過程を包括するものである。本研究課題では、粒子の投入から時間tを経た仮想粒子の総数Qが$Qe^{-t/\tau}$に従って減衰するよう、粒子を無作為に削除する手法をとった。この時、τは、マイクロプラスチックの表層海洋における平均通過時間に相当する。τをあらかじめ決定することはできないので、観測されるマイクロプラスチックの空間分布を最もよく再現できるよう、試行錯誤で決定し

た。太平洋を囲む各国の廃プラスチック推算排出量とGDP水位に按分させて、1957年から2066年までの110年間の計算を実施した。

（2）沿岸域におけるマイクロプラスチックスの動態解明

新島和田浜海岸におけるマイクロプラスチックの滞留時間と海岸から沖合方向への拡散係数を、マクロサイズの3種類の漁業用プラスチックフロートと、メソサイズの微小木片を対象とした標識再捕獲調査に基づいて推測した。具体的には、それぞれの滞留時間と海水中での終端上昇速度との間に得られた線形関係を、マイクロプラスチックの終端上昇速度の範囲にまで拡張することで、マイクロプラスチックの滞留時間を見積もった。さらに、定常状態を仮定した海岸を含む海域の海洋プラスチックの収支バランスと、拡散係数を用いた漂着・再漂流フラックス計算に基づくシンプルな解析モデルを使って、様々なサイズのプラスチックの海岸と海面における存在量の割合について見積もり、海洋におけるマイクロプラスチックの動態を解明する上での海岸過程の重要性について検討を加えた。

（3）大洋におけるマイクロプラスチックスの動態解明

東京海洋大学練習船海鷹丸による遠洋航海において、大洋（西部太平洋、インド洋東部、南極海、タスマン海）におけるマイクロプラスチックを中心とする海洋漂流ごみの分布傾向を観測し、それらの動態の解明を試みた。調査は、ニューストンネットを使用したマイクロプラスチックのサンプリングと目視によるマクロサイズの漂流ごみ（目視観測可能なサイズ）の観測を行った。また、大洋におけるマイクロプラスチックの増減を検討するために、2000年度の海鷹丸航海中に太平洋西部で行ったレジンペレット調査の際に得られたマイクロプラスチックの採集結果と、本プロジェクトで実施した採集結果の比較を行った。比較の際には、2000年度調査と現在の調査で使用しているネットの網目が異なったため、網目の選択性を明らかにしたうえで、データの補正を行いながら検討した。さらに、大洋における漂流ごみの情報収集のための調査ネットワークを構築するため、漂流ごみ調査専用アプリ開発し、水産海洋系高校に調査の重要性を説明するとともに、協力依頼の依頼を行った。

（4）マイクロプラスチックスによる汚染物質輸送の実態解明

世界各地で採取された海岸漂着プラスチックレジンペレットおよびマイクロプラスチック破片、日本沿岸および太平洋で採取した海洋漂流マイクロプラスチック中の、ポリ塩化ビフェニル(PCBs)とポリ臭素化ジフェニルエーテル（PBDEs）をガスクロマトグラフ-質量分析計で分析した。

4．結果及び考察

（1）マイクロプラスチックスの輸送モデル構築

Fig. 4(1)-1に、本研究課題が輸送モデルの検証に利用した日本海におけるマイクロプラスチックの浮遊密度を示す。バラツキは大きいが1～10個/m^{3}の浮遊密度を示す海域が多い。ただ日本海北部には10～100個/m^{3}の浮遊密度を示す海域が散見される。また、メソプラスチックの占める割合は、南部の方が大きい。マイクロプラスチックの水柱浮遊密度を各海域で比較すれば、東アジア海域の突出ぶりが目立つ(Fig. 4(1)-2)。私たちは、海洋プラスチック汚染のホット・スポットに囲まれているのである。日本海のみならず世界の海洋で、まだ浮遊マイクロプラスチックによる障害が海洋生物に顕在化したとの報告はないが、このまま廃プラスチックの海洋排出が続くのであれば、世界で最初に報告されるのは東アジアの海になるかもしれない。また、我が国周辺海域では人為的に製品に混入されるマイクロプラスチック(マイクロビーズ)の浮遊も確認された。海域浮遊の確認は世界初であった。

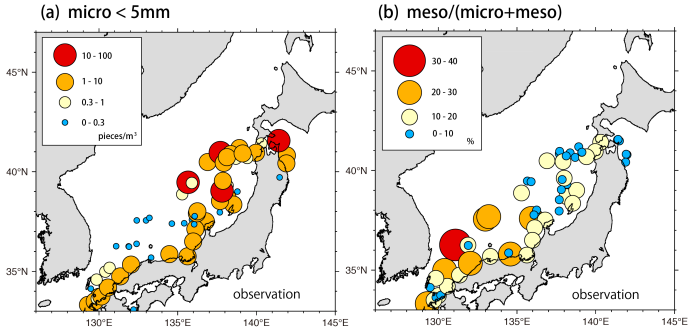


Fig. 4(1)-1 日本海で観測したマイクロプラスチックの浮遊濃度(a: 個数/m3)とメソプラスチック浮遊濃度の比(b)。Iwasaki et al. (2016)を改変

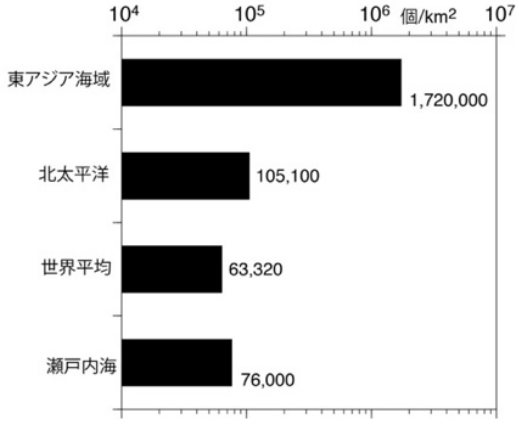


Fig. 4(1)-2 マイクロプラスチック浮遊濃度の海域比較。ここでは、鉛直積分量を示すことで、海域ごとの海象の違いによる影響を軽減した。東アジア海域の浮遊濃度は世界平均の27倍に及ぶ(Isobe et al., 2015)。ここで東アジア海域は、日本海と太平洋日本沿岸海域を含む。

輸送モデルを用いて検証した日本海におけるマイクロプラスチックの輸送システムを模式的に示す(Fig. 4(1)-3)。対馬海峡から日本海に流入した大小様々なプラスチック微細片は、対馬暖流に運ばれて北上を始める(a)。海流に流されつつも比重の小さなプラスチック微細片は、海水中で浮力を得て上昇する。小さな物体ほど体積のわりに表面積が大きいため、浮力よりも周辺海水との摩擦力が効いて、上向きの終端速度(浮上速度)が小さくなる。よって、浮上速度の小さなマイクロプラスチックは深い層を漂流し、一方でメソプラスチックは海面近くを漂う傾向にある。ここでストークスドリフトの影響を考慮してみよう。ストークスドリフトは海面で最速となり、下層にいくほど速度を落とす。冬季に北西季節風の卓越する日本海では、この季節に南東向きのストークスドリフトが発達する。結果として、海面近くを漂うメソプラスチックは、速いストークスドリフトによって選択的に日本海南部の日本沿岸へと流れ寄せられる(b)。夏季に観測されたメソプラスチック比の南偏は、先立つ冬季におけるストークスドリフトが、メソプラスチックを選択的に南へと輸送した結果を反映している。ストークスドリフトが微細片を日本沿岸に輸送すれば、北上する対馬暖流沿岸分岐流に乗って日本海の外へと排出されていく(c)。

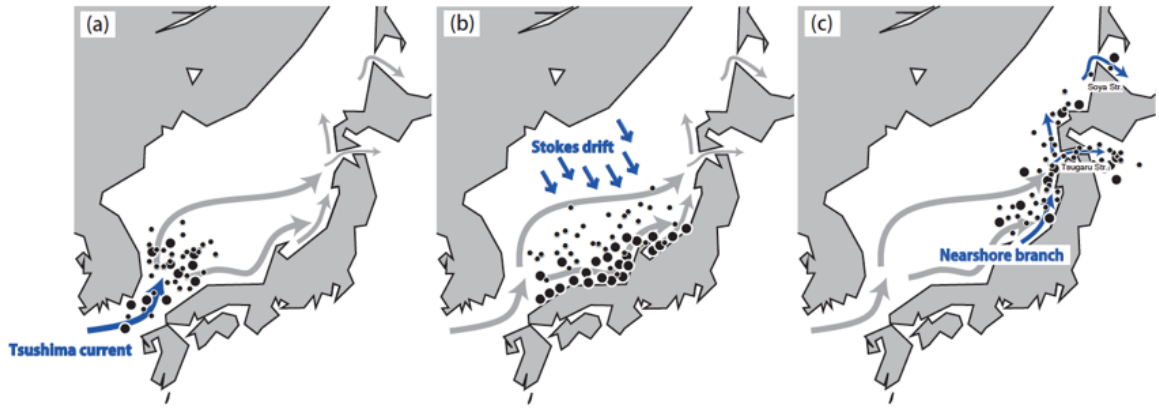


Fig. 4(1)-3 日本海におけるプラスチック微細片の輸送システム(Iwasaki et al., 2016を改変)

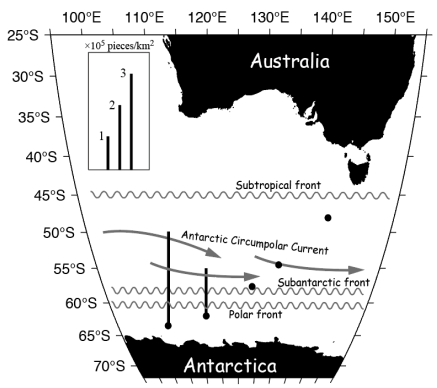


Fig. 4(1)-4 南極海で採集されたマイクロプラスチック浮遊密度分布

太平洋縦断航路(Fig. 3(1)-1)に沿った観測のうち、北半球測点では水柱全体での浮遊密度が10^5個/km^2のオーダーとなった。また、南半球に向かうにつれて指数関数的な減少を示しつつ、浮遊密度のオーダーが一桁落ちた。すなわち、海洋プラスチック汚染の北半球での進行と、南半球への広がりを示す分布となった。生活圏から最遠の南極海におけるマイクロプラスチックの浮遊(Fig. 4(1)-4)は、全球的なプラスチック汚染を示唆した。南極海における浮遊マイクロプラスチックの発見は本研究課題の報告が世界で初めてであり、発表論文(6(1)の4))は上位1%高被引用文献となるなど、同海域における海洋プラスチック汚染の実態に世界が目を向ける契機となっている。

構築したモデルによって、表層を浮遊するマイクロプラスチックの平均滞留時間は3年程度であることがわかった。また。50年後(2066年)にa,b,cの範囲内で夏季の高濃度が目立つことが予想された(Fig. 4(1)-5)。特にa(北西太平洋;東アジア海域)とb(中央太平洋)で高濃度である。サブテーマ4では、マイクロプラスチック重量/プランクトン乾重量>0.5となった海域で、プラスチック経由で海洋生態系に取り込まれるPCBsが、プランクトン経由で取り込まれるPCBs量を上回ると推算しているが、このような状況は8月の東アジア海域で50年後に十分に達成されることがわかる。2060年以降の東アジア域(a)では、年平均値が室内実験で動物プランクトンが摂食障害を起こす水準にまで上がってしまう。これまでにプラスチック排出量の削減を力強く推進する必要がある。

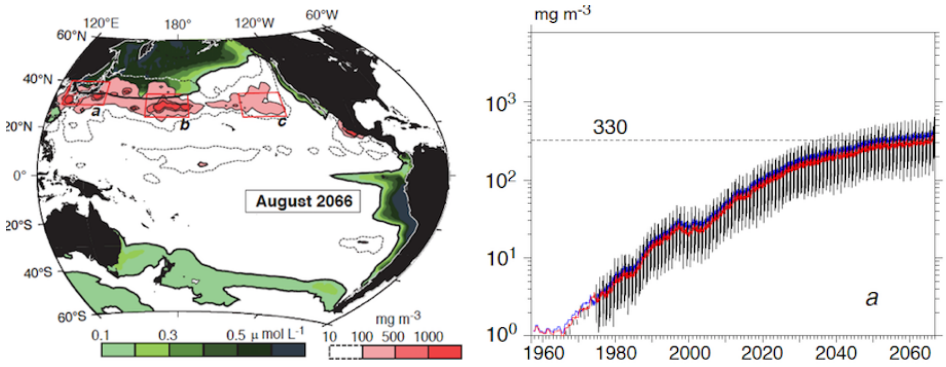


Fig. 4(1)-5 2066年表層のマイクロプラスチック重量濃度分布(左の赤いトーン)と枠aでの推移。左図の緑のトーンは動物プランクトン濃度の気候値。330 mg m^{-3}は室内実験で動物プランクトンが摂食障害を起こした水準

(2)沿岸域におけるマイクロプラスチックスの動態解明

調査の結果、終端上昇速度が0.3-0.9 m/sの範囲において、滞留時間と上昇速度の間に予想通り統計的に有意な線形の関係が得られたが、上昇速度が0.9-1.4 m/sの範囲では、両者の間に有意な関係は得られなかった。この有意な線形の関係をマイクロプラスチックの上昇速度の範囲(3.9×10^{-3}-1.7×10^{-1} ms^{-1})にまで拡張することによって、マイクロプラスチックの滞留時間と海岸から沖合方向の一次元拡散係数を見積もったところ、それぞれ、7日から110日、1.3×10^{-4} から2.0×10^{-3} m^2/s程度と推測された。この最短の滞留時間は調査海岸での高波浪イベントの発生間隔(約11日)と同程度となった。これは、上昇速度の小さなマイクロプラスチックは、高波浪イベント時において、遡上波によって発生した乱流に高い確率で捕捉され、その結果、引き波と共に沖合へ再漂流する確率が高いためと考えられた。今後、海洋プラスチックのサイズ別滞留時間を一般化し、モデル化するためには、推測された滞留時間と海岸地形や波浪情報、特に砕波帯内の流体力学的な特性とを関連付けていく必要があると考察された。

また、シンプルな解析モデルに基づいて、様々なサイズのプラスチックの海岸と海面における存在比を見積も

り、その存在比が、対象とする海域の空間スケールと対象とする漂流・漂着物（終端上昇速度）に応じて変化することを示した。特に、内湾～縁辺海スケールでは、海岸存在量がかなりの割合を占めることが推測された。このことは、海岸過程をモデル化することが、マイクロプラスチック動態解明の上で非常に重要であることを示している。そして、内湾スケールの海域を管轄する地方自治体などにとっては、海岸清掃が、その海域からプラスチックを取り除くために非常に有効な手段であることを同時に示している。

（3）大洋におけるマイクロプラスチックスの動態解明

1）大洋におけるマイクロプラスチックとマクロサイズの漂流ごみの分布の比較

はじめに、マクロプラスチックとマイクロプラスチックの密度（個/km^2）を緯度別にみていく（Fig. 4(3)-1）。マイクロプラスチックは、調査を行った範囲（北緯30度付近から南緯60度付近）でその存在が確認されていた（最高759978個/km^2、最小405個/km^2）。特に、南極海の南緯60度付近の測点で記録されたマイクロプラスチックの密度は28万6個/km^{2}となり、これは北太平洋での平均的な浮遊密度と同じ水準であることが確認された。一方で、マクロサイズのプラスチック（その他プラスチック）は、南緯41度以南の測点では、その存在が確認されなかった。この海域は、人間の生活圏から最も離れていることから、漂流ごみ存在しないか、存在してもその量は極めて少ないものと推測していた。目視観測の結果は、その推測を概ね支持する結果といえた。しかし、目に見えないサイズのマイクロプラスチックについて注目すると、その量は、漂流ごみ量が比較的多いとされる北太平洋の密度と同じ水準であることから、南極海においても目に見えないサイズのプラスチックの汚染が進んでいることが確認された。

次に、緯度毎の密度の傾向を見ていくと、マイクロプラスチック、マクロプラスチックともに、南緯40度から南緯10度付近にかけて、2桁ほどの増加傾向にあった。一方で、密度のピークについて比較すると、マイクロプラスチックが南緯10度付近にあるのに対して、マクロサイズの漂流ごみは北緯10度付近にそれがみられた。このような違いが生じた理由として、この北緯10度付近は、南シナ海で他国の経済水域内であり、ネットによるサンプリングを行うことができなかったため、マイクロプラスチックについては、調査の空白域になっていることがあげられる。仮に、マクロサイズの漂流ごみと同じような分布傾向を示すと仮定した場合、南緯10度付近の密度よりも1桁から2桁高い密度の海域が存在する可能性がある。その量は1km^{2}当たり100万個以上となり、これは日本の周辺海域で記録した172万（個/1km^2）に匹敵するかそれ以上の可能性がある。

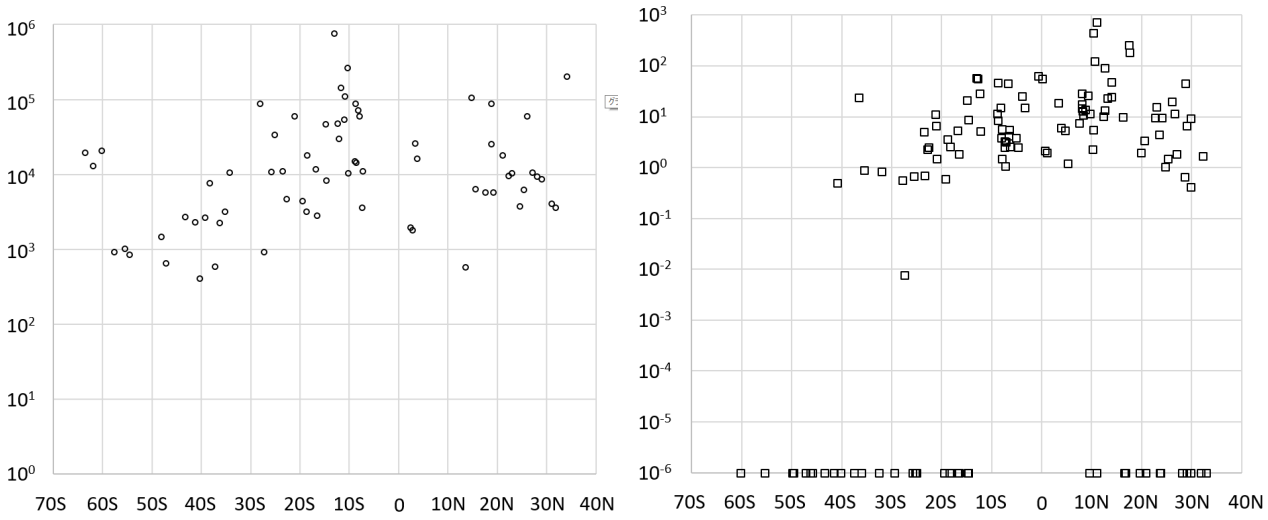


Fig. 4(3)-1　緯度毎における各測点の1km^{2}当たりのマイクロプラスチック：ニューストンネットサンプリング（左）とマクロプラスチック：目視観測（右）のプロットロット図（横軸が緯度、縦軸が個数：対数表示）。ここでのマクロプラスチックは、その他プラスチック。また、目視観測の結果のうち観測個数0個については対数表示することができないため、便宜的に0.000001という値で対応している。

2）大洋におけるマイクロプラスチックの増減について

補正した結果を基に、北西太平洋における2016年の調査結果と2000年度の調査結果の平均を比較すると、2000年度が12639個/km^{2}で、2016年度が平均14578個/km^{2}となり、2016年度の方が若干高い値となったが、t検定を行った結果、両年の結果に有意な差は見いだせなかった(t=0.21　df=21, ns)。海洋中のプラスチックごみの量については様々な議論がされているが、その多くで推定される量と実際に観測される量に隔たりがあると指摘されている。これらの研究者の間では、新たな生物による分解の可能性なども示唆されている(文献2つくらい)。本研究でも、16年間の間に顕著な増加がみられなかったのは、海洋中のプラスチックが単純に増加し続けている訳ではないことを示唆している。

3)大洋における漂流ごみの情報収集のための海洋ごみ調査ネットワークの構築

ここでは、主に目視観測による海洋ごみの調査ネットワークの構築を目指した。特に、水産海洋系高校の実習船に調査を依頼するにあたり、調査の負担軽減のため、GPSの位置情報のデータも関連付けられるようにしたandroid版の海洋ごみデータ入力アプリを開発し、調査現場に導入した。そして、調査に関心を示してくれた水産海洋系高校に出向き、調査の重要性を説明したことで、2017年度は2校の実習船が調査に参加してくれた。プロジェクト終了後もこの取り組みは継続していくことで、大洋の海洋ごみの実態を長期的に監視していく

(4)マイクロプラスチックスによる汚染物質輸送の実態解明

マイクロプラスチックに吸着性POPsと添加剤が含まれていることを明らかにした。吸着性POPsについては、マイクロプラスチック中の濃度は汚染源近傍で高いという傾向が認められた。しかし、離島など汚染源から遠く離れた海域へ、マイクロプラスチック、特に1mm～5mmのLMPが吸着性POPsおよび疎水性の高い添加剤を輸送することを明らかにした(Fig. 4(4)-1,2)。

東京湾のカタクチイワシの8割の個体の消化管からマイクロプラスチックを検出した(Fig.4(4)-3.)。その8割以上は破片で、繊維状のものやビーズの割合は小さかった。

同族異性体別PCB濃度をFig. 4(4)-4に、マイクロプラスチック経由とプランクトン経由のPCBs暴露量の比をFig.4(4)-5に示す。暴露量比の逆数が、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のそれを超えるための、マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比(乾重量比)である。存在比が0.5になるとマイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えると計算された(Fig. 4(4)-5)。PBDEsの場合はマイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.1が閾値と計算された(Fig. 4(4)-5)。

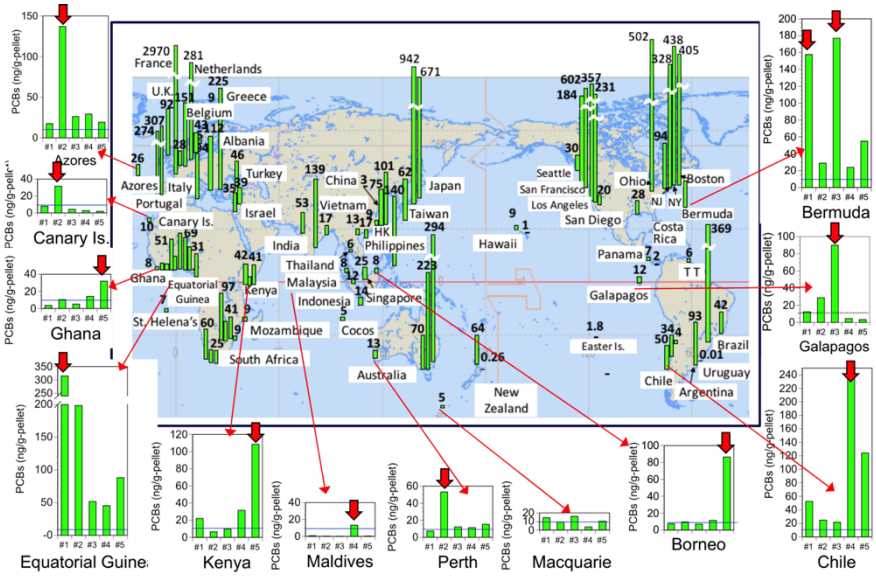


Fig.4(4)-1. 世界のリモート海岸のペレットの5連の分析結果(PCBs濃度)

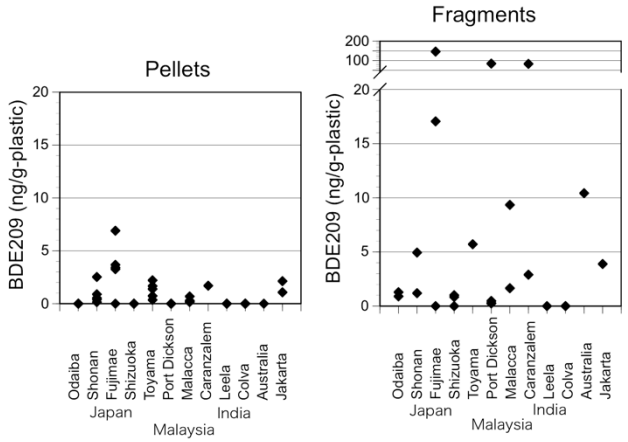


Fig.4(4)-2.海岸漂着レジンペレット（左）およびマイクロプラスチック破片（右）中のBDE209濃度
（各地点複数連の分析を行った結果）

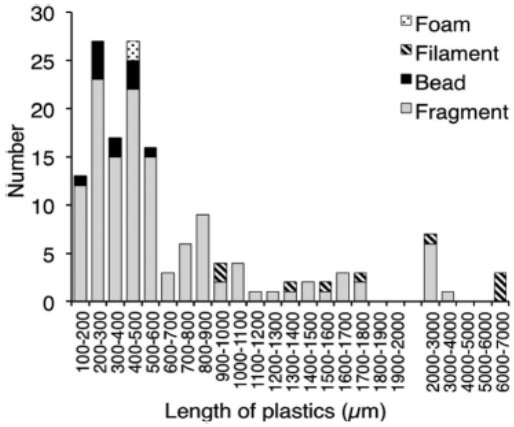


Fig.4(4)-3. 東京湾のカタクチイワシ消化管中のマイクロプラスチックの素材別粒径分布

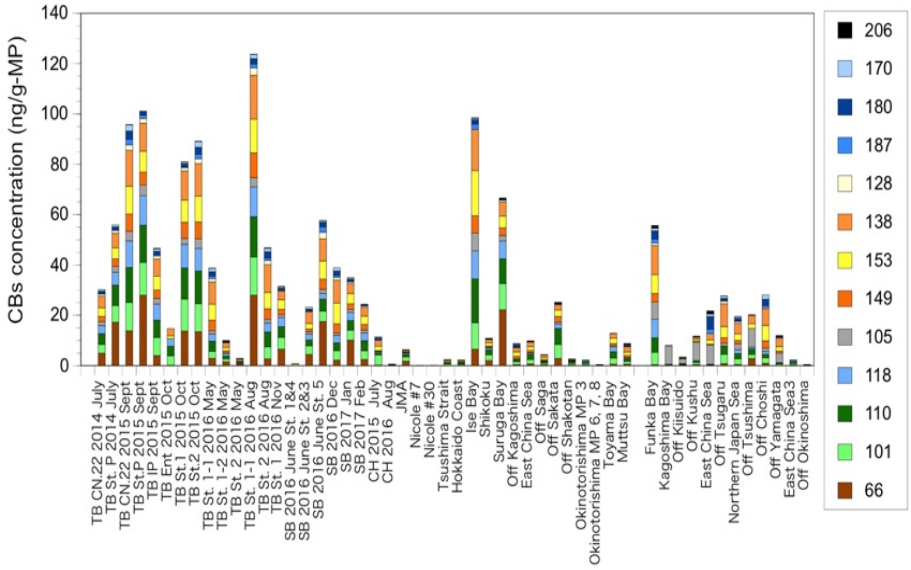


Fig.4(4)-4. 海洋漂流マイクロプラスチック中の同族異性体別PCBs濃度

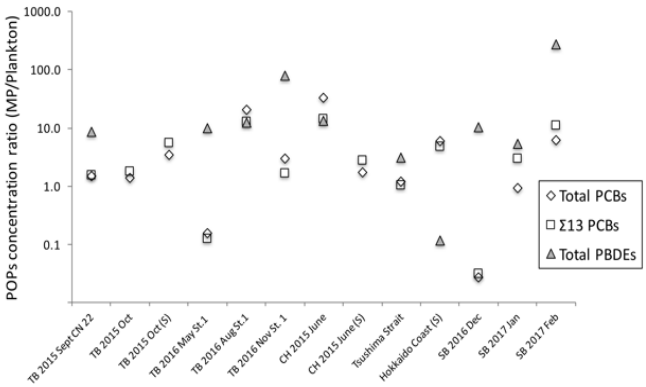


Fig.4(4)-5. 海洋漂流マイクロプラスチック中POPs濃度と動物プランクトン中のPOPs濃度の比

５．本研究により得られた主な成果

（1）科学的意義

- 東アジア海域が浮遊マイクロプラスチック濃度の高濃度域(ホットスポット)であることを指摘した。
- 海域でのマイクロビーズ(スクラブとして人為的に製品に混入されるマイクロプラスチック)の浮遊を世界で初めて確認した。
- 南極海での浮遊マイクロプラスチックの採集に成功し、世界で初めて浮遊濃度を報告した。当該論文はWeb of Scienceの2017年11月-2018年2月期において、Environment /Ecology分野での上位1%高被引用文献と認定された。成果は、環境省・九州大・東京海洋大学によって共同プレスリリースされた(2016年9月26日)
- マイクロプラスチックの輸送モデルを構築した。
- 太平洋規模の輸送モデルを構築した。モデリングの結果を踏まえ、海洋表層におけるマイクロプラスチックの平均滞留時間は3年程度であること、2060年には西太平洋でマイクロプラスチックが生態系へのPOPs輸送の主要な担い手となること(サブテーマ4の示したプランクトンとの重量比基準による)、2030年から2060年には、室内実験で海洋生物にダメージを与えた濃度と同等の濃度が、実海域でも実現することを示した。
- マイクロプラスチックの海岸での動態を把握する研究手法を、世界で初めて確立させた。すなわち、擬似マイクロプラスチックとしてのウッドチップの多数散布と定期回収、そして平均滞留時間の算定と拡散モデルへの展開である。
- 実海岸でマイクロプラスチックの海岸過程のモデル化を提案すると共に、マイクロプラスチックの滞留時間を初めて見積もった。
- ニューストンネットによる調査の実施が困難な、東シナ海や南シナ海に、マイクロプラスチックの高密度な海域が存在する可能性を目視観測調査の結果から明らかにした。
- 篤志船による海洋ごみ調査ネットワークを構築し、継続的なモニタリング環境を整えた。
- マイクロプラスチック中の吸着性POPsと添加剤の存在を地球規模で明らかにした。
- 離島など汚染源から遠く離れた海域へ、マイクロプラスチック、特に1mm～5mmのLMPが吸着性POPsおよび疎水性の高い添加剤を輸送することを明らかにした。
- 東京湾のカタクチイワシの8割の個体の消化管からマイクロプラスチックを検出した。それらの形態は破片が主要で、マイクロビーズ、繊維屑の割合は小さいことを明らかにした。
- マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.5になると、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えると計算された。PBDEsの場合はマイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.1が閾値と計算された。

（2）環境政策への貢献

- 2016年G7富山環境大臣会合に先立ち、2016年1月25-26日にG7各国の担当者を招集した事前会合(環境省)にて座長を務め、海洋や海岸、そして海底のプラスチック汚染について推奨されるべき観測手法や単位の統一化・標準化に向けて「**Tokyo Message on the Standardization and Harmonization of Marine Litter Monitoring**」を取りまとめるに至った。これは、G7富山環境大臣会合共同コミュニュケの基礎資料との位置付けである。
- 日中高級事務レベル海洋協議での合意事項を作成すべく、環境省の担当官とともに中国国家海洋局の行政官や研究者(海洋環境監視センター,大連)と協議を重ねた(2016年11月30-12月1日北京、2017年3月5日大連、2017年11月21-22日上海)。海洋プラスチックごみの共同研究や研究者の相互派遣で合意をとりまとめた。
- 海洋プラスチックごみの観測手法の統一化・標準化に向けて、2018年2月27―28日に都内で環境省が主導して開催された「**International Expert Meeting on Monitoring Methods for Microplastics**」にEC、米国、中国、韓国からの参加者とともに参画し、中核的な役割を務め

て議論を取りまとめた。

＜行政が既に活用した成果＞

- 2016年5月のG7富山環境大臣会合共同コミュニケのMarine litterに関する記述61番62番は、前述した「Tokyo Message on the Standardization and Harmonization of Marine Litter Monitoring」を踏まえたものである。
- 第6回日中高級事務レベル海洋協議合意事項4、同7回協議合意事項4、同8回協議合意事項7、同9回協議合意事項6には、本研究課題が構築したマイクロプラスチックの観測手法や、モデリングの結果を踏まえて、日中間の研究協力体制の推進を述べたものである。
- 国連の海洋汚染専門家会議(GESAMP)のワーキンググループ（WG）の設置当初から課題研究のサブテーマリーダである高田が同WGのメンバーとして参加し、GESAMPでのマイクロプラスチックのアセスメント取りまとめに参画している。GESAMPのアセスメントはUNEPやダボス会議等が海洋プラスチック汚染について提言や見解をまとめる際の科学的根拠を与え、国際的な環境政策提言に貢献している。これらの活動をふまえて、2016年6月にニューヨークの国連本部で開催された「海洋及び海洋法に関する国連総会非公式協議プロセス（ＩＣＰ）海洋ごみ，プラスチック及びマイクロプラスチック」に参加し、本課題研究の代表者である磯辺がまとめたアジア海域のマイクロプラスチック分布の論文をはじめ、環境省が行っている日本での調査・研究を紹介し、各国の海洋関係の外交官・行政官が海洋プラスチック汚染に対する問題意識と対策立案の必要性を共有することに貢献した。

＜行政が活用することが見込まれる成果＞

- 本研究課題が日本周辺海域や太平洋縦断航路、あるいは南極海で実施した浮遊マイクロプラスチック調査、及び室内での計量手法、あるいは解析手法は普遍性があり、これら手法を標準的調査手法(スタンダード)として世界の研究機関や現業調査機関に提言することは、海域汚染状況の相互比較や統合データセットの作成に向けた意義がある。また、標準的調査手法(スタンダード)を用いたデータ比較、及び統合データセットや浮遊濃度のマッピングを、世界の研究機関や現業調査機関へ提案できる。

- 海洋プラスチックごみの観測手法の統一化・標準化に向けた取り組みは、今後に国連環境計画(UNEP)北西太平洋地域海行動計画(NOWPAP)内で執り行われる予定の域内共同研究プロジェクトにおいても継承されることが見込まれる。

- 本研究は、海域に浮遊するマイクロプラスチック重量濃度が、既往研究の室内実験において動物プランクトンに摂食障害を起こす水準に至るまでの期間を予測した。そして、その期間を抜本的な海洋プラスチック汚染対策が策定されるまでの猶予期間とみなした。この猶予期間「2030～2060年まで」は、今後の海洋プラスチック及びマイクロプラスチックの削減に向けた対策の必要性や、対策スケジュール等の具体的な検討に際して、科学的な基礎データとして活用されることが期待される。また、レジ袋、ペットボトル規制の意義付けへの活用やバイオマスベース生分解性プラスチックの開発・普及の意義付けへの活用も期待される。

- 本研究が提示した海岸過程モデルの成果（海岸過程のモデル化方法の提案とマイクロプラスチックの岸沖方向拡散係数の定量化）を海洋モデルに組み込むことで、将来的にはマクロプラスチックが海岸に漂着し、一部が微細化し(2次マイクロプラスチックの生成)、それらが高波浪によって再漂流するという一連の過程を数値モデルで再現することが可能となる。これにより2次マイクロプラスチック生成のホットスポットの特定や、海岸清掃(マクロプラスチック清掃)効果を定量的に、しかも広域的に評価することが可能となる。また、シンプルな解析モデルにより、内湾の海域を管轄する地方自治体などが行う海岸清掃が、その海域からプラスチックを取り除くための非常に有効な手段であることを示しており、内湾での海岸清掃の必要性及び有効性に関する科学的根拠として活用できる。

- ウッドチップを用いた海岸におけるマイクロプラスチックの動態調査は、すべての海岸において適用可能な普遍性がある。一連の手法によって構築される海岸―海洋1次元モデルは、

マイクロプラスチックを排出しやすい海岸の特定を可能にし、海岸漂着ゴミの清掃事業に優先順位をつける一助となる。

- マイクロプラスチックの継続的なモニタリングに際しては、これらの重量濃度と同測点で採集したプランクトンの乾燥重量濃度の比を求め、これを環境指標とすることが有用である。

６．研究成果の主な発表状況

（1）主な誌上発表

＜査読付き論文＞

1) A.ISOBE, K. UCHIDA, T. TOKAI, S. IWASAKI: Marine Pollution Bulletin, 101, 618−623 (2015) “East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics “

2) E. NAKASHIMA, A. ISOBE, , S. KAKO, T. ITAI, S. TAKAHASHI, X. GUO: Marine Pollution Bulletin, 107(1), 333-339 (2016) “The potential of oceanic transport and onshore leaching of additive-derived lead by marine macro-plastic debris”

3) A. ISOBE: Marine Pollution Bulletin, 110, 432-437 (2016) “Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters”

4) A. ISOBE, A., K. UCHIYAMA-MATSUMOTO, K. UCHIDA, and T. TOKAI: Marine Pollution Bulletin, 114, 623-626 (2017) "Microplastics in the Southern Ocean"

5) B. D. HARDESTY, J. HARAI, A. ISOBE, 他 6 名: Frontiers in Marine Science, 4:30. doi: 10.3389/fmars.2017.00030. (2017) "Using numerical model simulations to improve the understanding of micro-plastic distribution and pathways in the marine environment"

6) S. IWASAKI, A. ISOBE, S. KAKO, K. UCHIDA, and T. TOKAI: Marine Pollution Bulletin, 121, 85-96 (2017) "Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: a numerical model approach in the Sea of Japan"

7) K. UCHIDA, R. HAGITA, T. HAYASHI, T. TOKAI: Fisheries Science, 82, 6, 969-974 (2016), “Distribution of small plastic fragments floating in the western Pacific Ocean from 2000 to 2001”.

8) T. KATAOKA, H. HINATA, and S. KATO: Marine Pollution Bulletin, 101 (2), 539−548 (2015), “Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater”.

9) H. HINATA and T. KATAOKA: Marine Pollution Bulletin, 109 (1), 490−494 (2016), “A belt transect setting strategy for mark-recapture experiments to evaluate the 1D diffusion coefficient of beached litter in the cross-shore direction”.

10) H. HINATA, K. MORI, K. OHNO, Y. MIYAO, and T. KATAOKA: Marine Pollution Bulletin, 122 (1-2), 17–26 (2017), “An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics based on the population decay of tagged meso- and macrolitter”.

11) K. TANAKA, H. TAKADA, R. YAMASHITA, K. MIZUSAWA, M. FUKUWAKA, Y. WATANUKI : Environmental Science and Technology, 49 (19), 11799–11807 (2015) “Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues”.

12) G.B. YEQ, H. TAKADA, H. TAYLOR, M. ITO, J. HOSODA, M. ALLINSON, S. CONNELL, L. GREAVES, J. MCGRAN : Marine Pollution Bulletin, 101 (1), 137−145 (2015) “POPs monitoring in Australia and New Zealand using plastic resin pellets, and International Pellet Watch as a tool for education and raising public awareness on plastic debris and POPs”.

13) K. TANAKA and H. TAKADA : Scientific Reports, 6:34351, DOI: 10.1038/srep34351(2016) “Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters”

14) E. R. ZETTLER, H. TAKADA, B. MONTELENE, N. MALLOS, M. ERIKSEN, and L. A. AMARAL-ZETTLER : “Analytical Methods, Citizen science facilitating to monitor microplastic in the environment" （in press）
15) B. G. YEO, H. TAKADA, J. HOSODA, A. KONDA, R. YAMASHITA, M. SAHA, T. MAES : Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 73, 2, pp 196−206 (2017)“Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and hopanes in plastic resin pellets as markers of oil pollution via International Pellet Watch monitoring”.
16) Y. MATSUGUMA, H. TAKADA, H. KUMATA, H. KANKE, S. SAKURAI, T. SUZUKI, M. ITOH, Y. OKAZAKI, R. BOONYATUMANOND, M. P. ZAKARIA, S. WEERTS, B. NEWMAN : Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 73, 2, pp 230−239 (2017)“Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution”.
17) R. YAMASHITA, K. TANAKA, B.G. YEO., H. TAKADA, J.A. FRANKER, M. DALTON, E. DALE : “Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment”, (H. Takada and H. K. Karapanagioti (eds.),) Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698_2018_255, © Springer International Publishing AG 2018“Hazardous chemicals in plastics in marine environments: International Pellet Watch”
18) K. TANAKA, R. YAMASHITA , H. TAKADA :“Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment”, (H. Takada and H. K. Karapanagioti (eds.),) Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698_2018_299, © Springer International Publishing AG 2018 ”Transfer of hazardous chemicals from ingested plastics to higher-trophic level organisms”

（2）主な口頭発表（学会等）

1) 磯辺篤彦：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「海洋プラスチック汚染と海洋学」
2) 岩崎慎介・磯辺篤彦・加古真一郎：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「東アジア周辺海域におけるマイクロプラスチックスの輸送過程」
3) 松永奈々，磯辺 篤彦：平成28年度日本海洋学会秋季大会（2016）「実海域で採取されたマイクロプラスチックの劣化度マッピングの試み」
4) 磯辺篤彦：平成29年度日本水産学会春季大会水産環境保全委員会企画シンポジウム（平成28年3月26日）（2017）「海洋における浮遊マイクロプラスチックの現存量と輸送について」
5) A. ISOBE: Nippon suisan gakkai 75th symposium (2017) “Abundance and transport process of pelagic microplastics in the ocean environment”
6) A. ISOBE: Ocean Science Meeting, Portland, USA (2018)” An estimate of future spread of pelagic microplastics”
7) A. ISOBE: 6th International Marine Debris Conference, San Diego, USA ” An estimate of future spread of pelagic microplastics”
8) 内田圭一、萩田隆一、林敏史、東海 正、磯辺篤彦：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「西部太平洋における微小プラチック片の分布について」
9) 東海正、内田圭一、北門利英、村田博明、磯辺篤彦、野田明、林敏史、濱田浩明、萩田隆一：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「沖合域における漂流ゴミの分布について」
10) 東海正、内田圭一：平成30年度日本水産工学会学術講演会（2018）「マイクロプラスチックに対するニューストンネットの網目選択性について」（アブストラクト提出済み）
11) 森啓太，山本翼，日向博文：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「新島和田浜海岸における微小木片の動態について ―マイクロプラスチック海岸滞留時間モデルの開発に向けて―」
12) 片岡智哉，日向博文，加藤茂：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「海浜流による海岸漂着プラスチックの再漂流過程」
13) 片岡智哉，日向博文：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「漂流プラスチック滞留時間計測のための調査区画設定方法」

14) 宮尾泰幸，日向博文，片岡智哉，曽谷僚太，大野一輝，森　啓太：2017年度日本海洋学会秋季大会（2017）「新島和田浜海岸漂着ゴミの1次元岸沖方向拡散係数と砕波帯内における拡散係数の比較」
15) 佐川奈緒，日向博文：土木学会四国支部第24回技術研究発表会（2018）「広島湾・安芸灘におけるマイクロプラスチックの動態推定」（アブストラクト提出済み）
16) 桝本一成，加三千宣，日向博文：土木学会四国支部第24回技術研究発表会（2018）「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」（アブストラクト提出済み）
17) 宮尾泰幸，森啓太，日向博文：JpGU-AGU Joint Meeting 2018（2018）「海岸滞留過程を考慮した輸送モデルを用いた日本海におけるマイクロプラスチック輸送シミュレーション」（アブストラクト提出済み）
18) H. Hinata, K. Mori, K. Ohno, Y. Miyao, and T. Kataoka: ECSA 57, Perth, Australia, 2018 “An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics” （アブストラクト提出済み）
19) N. Sagawa and H. Hinata: ECSA 57, Perth, Australia, 2018 “Characteristics of microplastics on beaches, the sea surface and sea bottom in Hiroshima Bay”（アブストラクト提出済み）
20) H. Takada, R. Yamashita, Y. Okazaki, G.B. Yeo, R. Yoshida, K. Tanaka, A. Kondo, Y. Saito: PICES 2015, Qingdao, China, Oct.22, 2015 “Microplastic:　An emerging threat to marine environment and a new tool for POP monitoring” （招待講演）
21) H. Takada, R. Yamashita, G.B.. Yeo, R. Yoshida, A. Kondo, Y. Saito: International Symposium on Persistent Organic Pollutants in North Pacific and Polar Regions, Dalian, China, Oct.24, 2015 “International Pellet Watch : Global monitoring of POPs by using plastic resin pellets” （招待講演）
22) 高田秀重 : 2016新春海ごみシンポジウム（国際シンポジウム），東京海洋大学品川キャンパス，日本，2016年1月23日「海洋プラスチック汚染：生態系の化学汚染」（招待講演）
23) 高田秀重、山下麗、Geok Bee Yeo、近藤敦子、吉田隆：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「International Pellet Watch (IPW)： マイクロプラスチックに吸着している残留性有機汚染物質の起源と吸着特性」
24) 岡崎陽平，高田秀重、山下麗、水川薫子、内田圭一、東海正，宮尾孝、Nicole Trenholm ：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「海洋表層水中マイクロプラスチックの残留性有機汚染物質分析」
25) 田中厚資、高田秀重、岡崎陽平：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「東京湾の魚類からのマイクロプラスチック検出」
26) H. Takada、Qingdao, China、10th WESTPAC International Scientific Conference (2017) Marine plastics and microplastics : Threat to marine ecosystem. （4/16）
27) H. Takada、New York, USA、国連海洋会議（2017）Issue of microplastics in the coastal and marine environment and 3R solutions.（6/5）
28) 高田秀重、東京（国内）、環境ホルモン学会　第31回講演会（2017）マイクロプラスチックの発生源、分布、動態と野生生物とヒトへの環境ホルモンの曝露源.（6/23）
29) 高田秀重、東京（国内）、日本化学会「第10回環境教育講演会」（2017）マイクロプラスチック：21世紀の環境問題.（8/3）
30) H. Takada、サンディエゴ（国外）、世界海ゴミ会議（2018）Occurrence of wide-range of additives in marine plastics and their exposure to marine organisms（3/13）

7．研究者略歴

課題代表者・サブテーマ1代表者　磯辺　篤彦　愛媛大学大学院工学研究科修了、博士(理学)、現在、九州大学応用力学研究所　教授

サブテーマ2代表者　日向博文　東京工業大学工学部土木工学科卒業，博士（工学）、現在、愛媛大学大学院理工学研究科教授

サブテーマ3代表者　東海　正　　京都大学大学院農学研究科修士課程修了、水産庁南西海区水産研究所研

究員、農学博士、現在、東京海洋大学理事・副学長、教授

サブテーマ4代表者　高田秀重　　東京都立大学(現・首都大学東京)博士課程中退、理学博士、現在、東京農工大学教授

研究分担者

1)　北門利英　大阪市立大学理学研究科修了，総合研究大学院大学数物科学研究科中途退学、博士（農学）、現在、東京海洋大学学術研究院　教授

2)　内田圭一　東京水産大学水産部卒業、東京水産大学練習船航海士，博士（情報学）、現在、東京海洋大学学術研究院　准教授

II. 成果の詳細

Ⅱ－１　マイクロプラスチックスの輸送モデル構築

国立大学法人 九州大学　応用力学研究所　　磯辺篤彦

平成27～29年度累計予算額：29,323千円（うち平成29年度：11,248千円）
予算額は、間接経費を含む。

［要旨］

日本周辺海域で観測した浮遊マイクロプラスチック濃度を各海域と比較すれば、東アジア海域の突出ぶりが目立つことがわかった。日本海を対象とした輸送モデリングの結果によれば、表層海流と波浪に伴うストークスドリフトの組み合わせによって、観測したマイクロプラスチックやメソプラスチックの分布が、よく再現できた。太平洋縦断航路に沿った観測のうち、北半球測点では水柱全体での浮遊密度が10^5個/km^2のオーダーとなった。また、南半球に向かうにつれて指数関数的な減少を示しつつ、浮遊密度のオーダーが一桁落ちた。すなわち、海洋プラスチック汚染の北半球での進行と、南半球への広がりを示す分布となった。生活圏から最遠の南極海におけるマイクロプラスチックの浮遊は、全球的なプラスチック汚染を示唆した。輸送モデルによる予測によれば、50年後(2066年)には、北西太平洋(東アジア海域)と中央北太平洋で浮遊マイクロプラスチックの高濃度海域が出現する。東アジア域では、年平均値が室内実験で動物プランクトンが摂食障害を起こす水準にまで上がってしまう。これまでにプラスチック投棄量の削減を力強く推進する必要がある

［キーワード］
輸送モデル、エミッションモデル、表層の平均滞留時間、消失過程、50年後の予測

１．はじめに

海洋ごみの約70%(個数比)を占める廃プラスチックが大量漂着すれば、海岸の景観は損なわれ観光価値が下がる。あるいは、海洋生物による誤食や絡まりなど視覚に訴える画像も広く出回って、海洋プラスチックごみ自体は、早くからクローズアップされてきた環境問題であった。ただ、本研究課題を含め現在の研究の主眼は、生物・鉱物起源の微細粒子と見分けづらいプラスチック微細片におかれている。海岸漂着した廃プラスチックは、日光に晒されたまま半年も経てば劣化が進行し、これに海岸砂との摩擦など物理的刺激が加わって微細片化していくらしい[1)]。私たちは、サイズ(最大径を測ることが多い)が5 mmを下回ったプラスチック微細片をマイクロプラスチックと呼び、それ以上の微細片をメソプラスチックと呼んでいる。以降、マイクロプラスチックとメソプラスチックの総称を、本節ではプラスチック微細片と呼ぶ。主として海岸で生成されたプラスチック微細片は、波にさらわれて海洋を再漂流し、また海岸に打ち上がる。これを繰り返すなかで、次第に微細片化が進行するのだろう。しかし、大型の廃プラスチックからマイクロプラスチックに至る生成過程や期間については、今のところ不確かである。

ところで、プラスチックそのものは無害である。また、海岸に漂着したところで、プラスチック微細片は景観を損ねるような大きさではない。では、微細片の何が問題なのだろうか。1 mmのマイクロプラスチックであれば、この大きさは動物プランクトンと同程度であって、これを餌とする小魚などが誤食してしまう。マイクロプラスチックは海洋生態系に容易に紛れ込むのである。実際、大は鯨類[2)]から、小は実海域で採取された動物プランクトン[3)]に至る多種多様な生物の体内から、マイクロプラスチックが次々と検出されている。わが国においては、東京湾で採取したカタクチイワシの77%からマイクロプラスチックが検出されたとの報告がある(本研究課題サブテーマ4の成果)[4)]。海洋生態系へのマイクロプラスチックの侵入は、すでに相当程度に進行しているとみて良いだろう。この際、プラスチックへの添加物や、あるいは漂流中に海水から表面に吸着した残留性有機汚染物質が、マイクロプラスチックを介して生態系に移行する可能性が指摘されている。特にプラスチックは表面への吸着性が高いた

め、生態系への汚染物質の「太い」移行経路の形成に繋がる危惧がある[5]。室内実験で海洋生物に微細なプラスチック粒を摂食させた結果、摂食障害や生殖障害が発現したとの報告もある[6)7)]。たとえ汚染物質が含有されていなくとも、毒ではないが糧でもないプラスチックを大量に摂食した生物は、何らかの障害を起こすのかもしれない。一方で影響に懐疑的な研究もあって[8)9)]、マイクロプラスチックの海洋生態系への影響は、いまだ議論の続くホット・トピックである。

現在のところ、日本海のみならず世界の海洋で、海洋生態系や水産有用魚種が浮遊マイクロプラスチックに害を受けたとの報告はない。一つには、まだ影響を与えるほどマイクロプラスチックの浮遊量が多くないためであろう。ただ、自然に流出したプラスチックは容易に分解することがなく、一方で廃プラスチックの海洋投棄が続くのであれば、海域浮遊量は今後も確実に増加を続けるだろう。それでも、ありえないほど大量のプラスチックビーズを与えた室内実験など現実に敷衍しづらい。環境科学として価値を見出すことは難しい。重要なことは、実海域を浮遊するマイクロプラスチックの振る舞いや行方を正しく把握し、現在の浮遊量を監視しつつ、将来の増加量を確からしく予測することであろう。そして、浮遊濃度が閾値を超え、海洋生態系へのリスクが顕在化する時期を推定することが望まれている。

２．研究開発目的

海岸や生物への吸収や海底への沈降など、浮遊マイクロプラスチックには未知の消失過程(sink)が多く、加えて廃プラスチックからマイクロプラスチックに至る生成過程(source)も明らかでない。マイクロプラスチックは、単に海流や波浪で運ばれる受動的な粒子ではなく、sourceと様々なsinkを伴う非保存粒子なのである。サブテーマ1の目的は、非保存物質であるプラスチック微細片の海洋循環を表現する輸送モデル(以降、モデリング＝数値シミュレーションの意)を構築すること、そして将来の浮遊濃度を予測し、閾値を超える時期を明らかにすることである。まず、本サブテーマでは、サブテーマ3と協力しつつ、日本沿岸から南極海に至る大洋で漂流マイクロプラスチックを採取し、これによって観測したマイクロプラスチックの空間分布を再現できる輸送モデルを構築する。モデル化に際しては、採集したマイクロプラスチックの海域別の浮遊密度や、マイクロプラスチックのサイズ別分布状況を良く再現できるよう適切な過程を組み込む。海域からの消失過程を含めると共に、生成過程(エミッション)を組み込んだ世界初の海洋プラスチック循環モデルを構築する。これまでの限られた観測データでは海洋プラスチック循環を包括的に表現することはできないかもしれないが、本研究課題は、今後に後続研究によって開発が続くモデルのプロトタイプを提供するだろう。

３．研究開発方法

（１）海流と波浪の複合輸送系について

本研究課題の開始直前に、我々の研究グループは、海域におけるプラスチック微細片の輸送過程として、海流と波浪による複合輸送系という考え方を提示した[10)]。これは、本研究課題で扱う輸送モデルの基本的なアイデアであるため、ここで簡単に解説を加えておく。

Fig.3-1に記載した瀬戸内海西部の観測点で、マイクロプラスチックの採集を行なった。ここで、採取したプラスチック片のサイズ(最大長さ)を縦軸に、観測点から海岸までの距離を横軸にして、浮遊密度分布を描いてみよう(Fig.3-2)。ただし、河口で採取したマイクロプラスチックは除いている。図の左側に位置する海岸近くでは、マイクロプラスチックからメソプラ

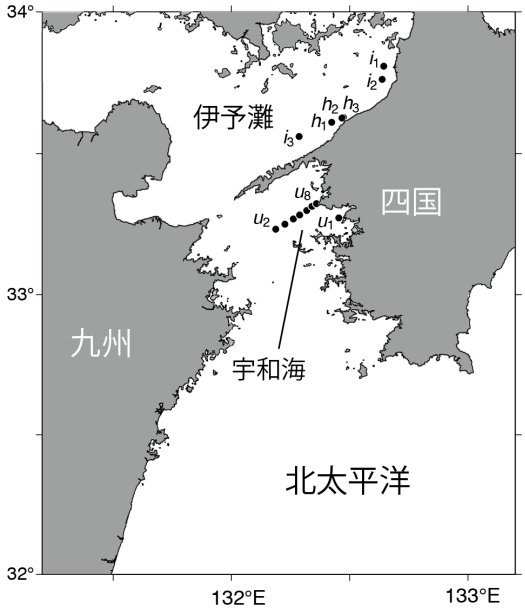


Fig. 3-1 瀬戸内海でのマイクロプラスチック採取位置(Isobe et al., 2014)

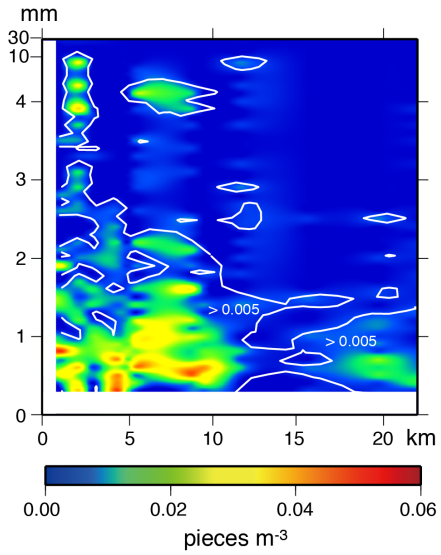


Fig. 3-2 マイクロプラスチック浮遊濃度(個数/m^3)の、サイズ(縦軸)と採集位置の海岸からの距離

スチックまで、幅広いサイズのプラスチック微細片が採取できた。ところが興味深いことに、沖合(図の右側)からは、メソプラスチックが消えてしまう。メソプラスチックは海岸近くを漂流し、細かくなったマイクロプラスチックのみが、遠く沖合にまで分布を広げている。

この観測結果を踏まえて、Isobe et al. (2014)[10]は、沿岸海洋におけるプラスチック微細片の漂流モデル(Fig. 3-3)を提案した。比重の小さな微細片は、海水中で浮力を得て上昇する。その上昇速度(＝終端速度)は、浮力と周辺海水による摩擦力の平衡で決まる。小さな物体ほど、体積のわりに表面積が大きいため、浮力よりも摩擦力が効いて上向きの終端速度が小さくなる。よって、波や風による乱れが強い海洋最表層で、終端速度の小さなマイクロプラスチックに比べて、メソプラスチックは海面近くを漂う傾向にある。

さて、海上で寄せては返す波は、海水を完全には返しきらず、結果として波の寄せる方向に緩やかな流れを生むことがある。この流れがストークスドリフトである。総じて浅海の波は海岸へ向かうため、ストークスドリフトも岸に向かう。風波に伴うストークスドリフトは海面で最速となり、下層にいくほど速度を落とす。結果として、海面近くを漂うメソプラスチックは、速いストークスドリフトによって選択的に海岸へと流れ寄せられる。

海岸近くまで寄せたメソプラスチックには漂着機会が増える。漂着すれば紫外線や寒暖差で劣化が進行し、加えて海岸砂との摩擦など物理的な刺激でマイクロプラスチックに破砕されていく。小さなマイクロプラスチックになってしまえば、波にさらわれて再び海へと漂流を始め、今度はストークスドリフトに運ばれることなく、海流によって海岸を離れ遠く沖合へ向かう。このように、沿岸海洋は、メソプラスチックをマイクロプラスチックへと効率よく変換する機能を持つのである。

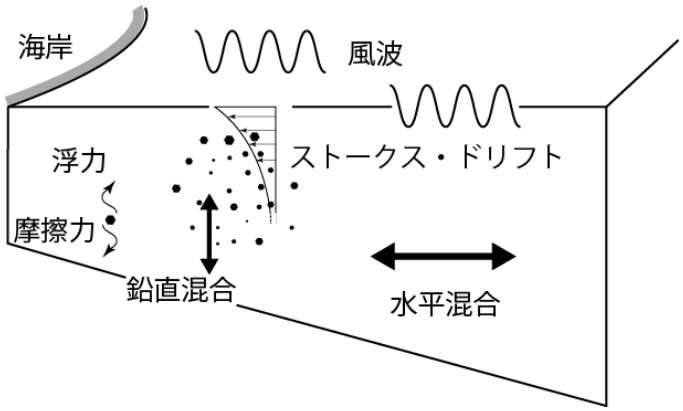


Fig. 3-3 海洋におけるプラスチック微細片の輸送モデル。海洋表層を漂う微細片は海潮流による分散に加えて、風波の非線形性に伴うストークスドリフトによって波向に沿って輸送される。大きな浮力を受けるメソプラスチックは、マイクロプラスチックに比べて海表面近くを漂いやすく、従ってストークスドリフトの影響を受け海岸に運ばれやすい。

（２）日本海の輸送モデル

(2)-1 現地調査

本研究課題で上述の輸送系をモデル化するにあたって、まず日本海を中心とした輸送モデルを構築した。モデリングにあたっては精度検証のために十分な現地観測データが必要である。ただし、新しい海洋汚染物質であるマイクロプラスチックには、アーカイブされた既存データセットというものが存在せず、本研究課題や、関連する研究課題(環境省による沖合調査 https://www.env.go.jp/press/104995.html)を通して得たデータを用いて検証材料とした。特に日本海には相当数のデータが蓄積しつつあるため、本研究課題でのモデル対象海域に選択した。本研究課題における調査はサブテーマ3が主体的に実施し、サブテーマ1ではマイクロプラスチックの計量分析を分担した。一部にサブテーマ3の報告と重複するが、報告書の読みやすさを優先して、海域におけるマイクロプラスチック調査について、本節でも簡単に述べておく。日本海のモデリングにおいて検証材料とした調査点はFig. 3-4の通りであった。

プラスチック微細片の採集は、動物プランクトンや稚仔魚のネット採集に準拠している。私たちは、目合い0.3 mmのニューストンネットを船で曳きつつ、網を通過する海水ごとプラスチック片を漉し採った。浮遊するプラスチック微細片は、ほとんどがポリエチレンやポリプロピレンで、比重が海水よりも小さいため、網は深さ1 m程度までの海面近くに固定した。調査では発泡スチロール片や糸くずも採集しているが、発泡スチロール片(糸くず)の浮遊個数は、プラスチック微細片の8.3(2.5)%程度であったため、本稿の記述はプラスチック微細片に絞る。プラスチック片を含む浮遊物ごと海水サンプルを持ち帰り、研究室にてプラスチック片を取り出す作業を行う。よほど微細になればプラスチックか否か目視では判別困難になるため、フーリエ変換型赤外分光光度計(FTIR)を用いた材質判定に供する。その後、材質(ポリマータイプ)やサイズを測定し、曳網の際にフローメータで測定した通過流量を用いて、サイズ別に海水体積あたりの浮遊個数(以降、浮遊密度；個/m^3)を算出する。加えて、曳網時に計測する船上風速と有義波高を用いて浮遊個数の深度分布を推定し、鉛直積分値(以降、水柱浮遊密度；個/km^2)を計算する。海水よりも比重の小さなポリエチレンやポリプロピレンであれば、風や波による海洋表層の鉛直混合に伴って、深度分布が大きく変化する[11)12)]。鉛直積分値は鉛直混合の程度に依存しないため、海域や採取時期が異なる数値の比較や、あるいはデータ統合のために必要である。

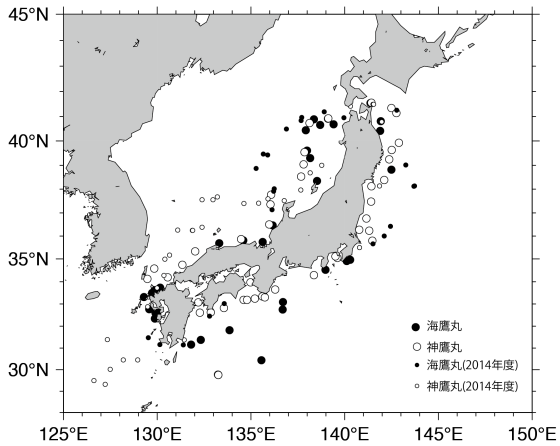


Fig. 3-4 日本海のプラスチック微細片。本研究課題では東京海洋大学の海鷹丸と神鷹丸が実施した2014-2015年調査結果を用いた。

海面より下向きを正とした水深(z)に対して、浮遊密度(N)の変化は、

$$N = N_0 e^{\frac{w}{A_0} z}, \qquad (1)$$

と表現される[7)]。ここで、N_0は海面近くでの浮遊密度で、上述の水平曳網調査によって得る観測値はこれである。wはマイクロプラスチックが浮力を得て上昇する終端速度で、例えば、Reisser et al. (2015)[12)]の実験に従えば

$$w = 0.002\delta, \qquad (2)$$

と置くことができる。式中の δ はマイクロプラスチックの最大長さ(mm)で、(2)式が算出する鉛直流速の単位はm s^{-1}であることに注意されたい。(2)式で表現される終端速度の係数は実験的に決定されたもので、マイクロプラスチックの形状や浮力、そして周辺海水による摩擦効果を反映している。本研究課題では、簡単のためReisser et al. (2015)[12)]の示した定数(w = 5.3 mm s^{-1})を用いて代替することもある。さらに、

$$A_0 = 1.5u_* k H_S, \quad (3)$$

であり、ここでu_*は摩擦速度(= 0.0012U_{10})、U_{10}は海面上10mの風速(m s^{-1})、kはカルマン定数(0.4)、そしてH_Sは1/3有義波高(m)である。有義波高と海上風速は、マイクロプラスチックを採集する船舶で観測された。

マイクロプラスチックの鉛直分布は、式(1)–(3)に示すとおりに観測時の波高や風速に依存する。従って、海域で採集したマイクロプラスチックの浮遊密度N_0は、その場限りのものであって、同じ位置でも他の観測日との比較や、あるいは他海域との比較はあまり意味がない。本研究課題(すなわちIsobe et al. (2015)[13])では、マイクロプラスチック観測の二次的なデータ処理として、(1)式の無限深までの鉛直積分値($\boldsymbol{M = N_0 A_0 / w}$; 単位は、例えば個km^{-2})を求め、この鉛直混合に依存しない積分値を利用した海域比較や季節変動の検証、あるいは統合データセットの作成を提案した。

(2)-2 モデリング

(2)-2-1 海流とストークスドリフトのモデル化

ASCAT 衛星海上風データ(Kako et al.,2011[14])によって駆動した、波浪モデル(UMWM; Donelan et al., 2012[15])によって、ストークスドリフトを計算した。UMWMの解像度は0.25°格子で計算領域は東アジア周辺海域(115–150° E, 20–55° N)である。37の波周波数を32方向ごとに計算した。地形データはETOPO1である(http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/global/global.html)。ストークスドリフト(U_{St})は、

$$\boldsymbol{U_{St}} = \int_0^{2\pi} \int_0^{\infty} \omega k^2 \frac{\cosh[2k(d+z)]}{2\sinh^2 kd} F(k,\theta) dk d\theta, \quad (4)$$

で与えられ、ここでω, k, θ, そして$F(k,\theta)$ は、角振動数、波数、東から反時計回りにみた波向、波数分散スペクトルであり、すべてUMWMの計算結果として与えられる。ストークスドリフトの向きは波向と一致する。また、dとzは水深と海面から上むきに測った鉛直方向の位置である。計算は2014年1月1日から12月31まで実施し、有義波高とストークスドリフトは00UTCの値を毎日保存した。ストークスドリフトは深さ5mまで1m刻みで保存した。

海流流速の水平方向成分は海洋再解析プロダクトであるData assimilation Research of the East Asian Marine System (DREAMS; Hirose et al., 2013[16])の最上層の出力を利用した。これにストークスドリフトを線形に加え、プラスチック微細片に見立てた仮想粒子の追跡実験(粒子追跡実験)を実施した。DREAMSは(23°–52°N, 117°–143°E)の領域を1/15° × 1/12°の解像度でカバーした。計算は2014年1月1日から12月31まで実施した。

(2)-2-2 粒子追跡実験

粒子追跡実験は三次元空間で実行した。モデル領域(Fig. 3-5)を緯度軽度方向それぞれに1/12度格子でわけ、鉛直方向には深さ5mまでの粒子移動を仮定した。ここでは、海岸への漂着は考慮せず(ただ、サブテーマ2によれば、海岸でのマイクロプラスチック滞留時間は7-110日であり、この仮定は十分に正当化されない。モデルには改良の余地がある)、漂着すれば海岸に漂着する直前の格子に戻して計算を続けた。時間 $t + \Delta t$での水平方向位置[$\mathbf{X} = (x, y)$] は、時間 tでの位置を用いて以下のように計算された。

$$\mathbf{X}(t+\Delta t) = \mathbf{X}(t) + \mathbf{U}\Delta t + \frac{1}{2}\left(\mathbf{U}\cdot\nabla_H \mathbf{U} + \frac{\partial \mathbf{U}}{\partial t}\right)\Delta t^2 + R\sqrt{2K_h \Delta t}(\mathbf{i},\mathbf{j}), \quad (5)$$

ここで$\mathbf{U}$ [=(u,v)], K_h, $\mathbf{i}$, and $\mathbf{j}$ は水平流速(DREAMS+ストークスドリフト)と水平拡散係数、水平方向の単位ベクトルである (Isobe et al., 2009[17])。またR は0.0と1.0の範囲で与えられる乱数である。水平拡散係数はSmagorinskyスキームで計算した。

時間 $t + \Delta t$での仮想粒子の鉛直方向位置(Z)は次の通り計算した。

$$\mathrm{Z}(t+\Delta t) = \mathrm{Z}(t) + w(t)\Delta t. \quad (6)$$

上昇速度(w)は Reisser et al. (2015) に従って

$$w(t) = 0.002\delta + \frac{R\sqrt{2A_0\Delta t}}{\Delta t}, \quad (7)$$

ここでδ は上昇速度w(m s^{-1})を与えるマイクロプラスチックのサイズ(mm)である。鉛直拡散係数A_0は(3)式で与えられる。H_sはUMWMによって、10m風速はASCAT データによって与える。DREAMSが与える表層流速と、ストークスドリフトが与える5mまでの鉛直方向1mごとの流速、そしてASCATの与える10m風速は、粒子位置ごと、計算時間間隔(Δt = 360秒)ごとに、すべて線形に補間する。仮想粒子が5m以深に移動した場合は深さ5mの位置に戻した。

(2)-2-3 計算手順

三次元の仮想粒子追跡実験を2014年から2015年にかけての日本海観測結果を再現させるべく実施した。中国や東南アジアが世界の廃プラスチック投棄量の50-60%を占めるため、ここでは日本海へ注ぎ込む海流(対馬暖流)の唯一の入り口である対馬海峡を粒子の投入点とした。6種類の異なるサイズの仮想粒子を、10個ずつ対馬海峡(35° N, 130° E; Fig. 3-5の赤点)から毎日投入し続けた. 計算は、日本海に粒子がない状態からはじめ、周年の同じ流速場を繰り返し使用しつつ10年間の計算を継続し、10年目の値を観測結果と比較した。 粒子サイズは10.0, 5.0, 3.0, 1.0, 0.5, そして0.3 mm とした(7式で鉛直流速に反映される)。0.3 mmは、観測におけるニューストンネットの目合に合わせている。実際は、サイズが大きなマイクロプラスチックほど浮遊濃度が増えるが、ここでは、すべてのサイズ粒子を同数で放流している。従って、本モデルの再現は、定量的なサイズごとの浮遊濃度に主眼を置くのではなく、サイズが異なる粒子に見られる分布状況の違いに主眼を置く。また、観測時の風や波による鉛直混合の影響を避けるため、モデル粒子の浮遊数は、観測したマイクロプラスチック浮遊濃度の鉛直積分値と比較する。以上の三次元計算に加えて、本計算ではストークスドリフトの影響を排除したDREAMSのみの二次元計算を行うことで、鉛直方向の移動の影響を解析した。

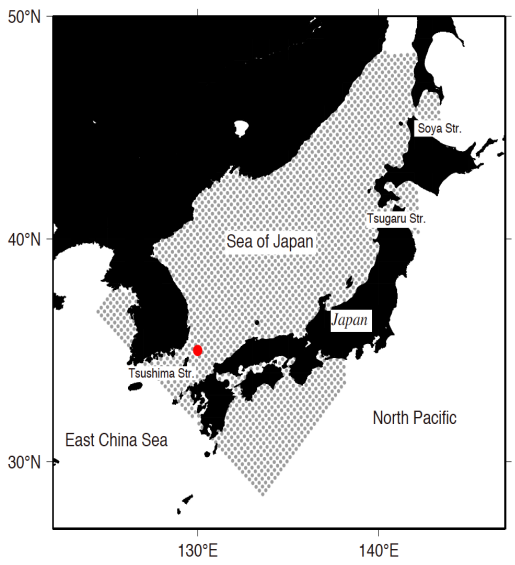


Fig. 3-5 日本海におけるマイクロプラスチック輸送モデルの計算領域

（3）太平洋の輸送モデル

(3)-1 現地調査

日本海モデルでプラスチック浮遊濃度の空間分布が再現されたならば、続いて太平洋の輸送モデルを実施する。ただし、時空間規模が著しく増大するため、輸送モデルには付加的なスキーム(生成過程と消失過程)が必要である。まず、日本海と同様にサブテーマ3と共同して、南極海から南北太平洋を縦断する測線で採集したマイクロプラスチックを抽出し、解析に供した. 2016年1月より3月にかけて、東京海洋大学練習船・海鷹丸(第18次南極航海と、それからの帰路)で、Fig. 3-6に示す測点において、マイクロプラスチック調査を実施した。2016年度と2017年度にも同様の調査を実施した。マイクロプラスチックの分析手法については、日本海での調査と同様であり、ここでは割愛する。なお、本節では、Goldstein et al (2012)[18]の示した北太平洋におけるマイクロプラスチックの経年変化観測の結果も併せ、モデリングに精度評価に利用する。

Fig. 3-7には2016年から2018年2月にかけて実施した海鷹丸によるマイクロプラスチックの調査位置を示す。なお、南極海での4点を含む一部は膨大な浮遊物(自然浮遊物を含む)が採取されており、数カ月を要するため、本報告では省いている。

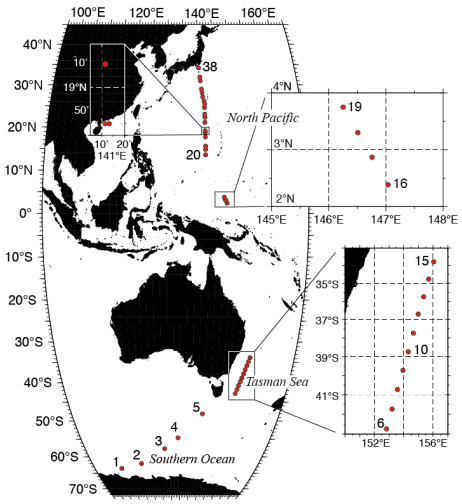


Fig. 3-6 2015年度に実施した南極海と南北太平洋でのマイクロプラスチック採集測点

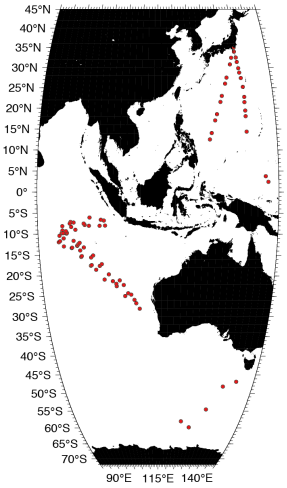


Fig. 3-7 2018年2月までの海鷹丸によるマイクロプラスチック観測位置。南極海を含む一部測点は解析に数カ月を要するため、ここには含まれていない。

(3)-2　太平洋のモデリング

本節では4種類のモデルを組み合わせる。領域は60° S から 60° N (Fig. 3-8)であり、計算期間は110年間(1957～2066)である。2016年を現在とし、プラスチック製品が出回ってからの60年間を過去の計算、そして、現在より50年間の予測計算を行う。一つめはエミッション(生成)モデルである。二つめは、海洋再解析プロダクトが与える海洋表層の海流流速場であり、三つめはストークスドリフトを与える波浪モデル、四つめは粒子追跡モデルである。

エミッションモデルは以下の通りである。まず、マイクロプラスチックの生成は、太平洋を囲む12のソースで行われる(Fig. 3-7)。Jambeck et al.(2016)[19]が示す各国の廃プラスチック排出量に按分させた仮想粒子(マイクロプラスチックを想定)を、12のソースから放出させた(Table 3-1に12のソースに含まれる国)。また、過去60年間の計算では、12のソースに含まれる各国合計GDPの推移に合わせて、仮想粒子の投入量(10日に一度)を増加させた。現在から50年後の投入量は、Jambeck et al.(2016)[19]の15年予測値を線形外挿して与えた。

表層海流とストークスドリフトは、2015年の1年間の値を、日日で更新させつつ。110年間で繰り返し与えた。表層海流流速はHybrid Coordinate Ocean Model (HYCOM) product[20]で、ストークスドリフトを計算する波浪モデルは、日本海モデルと同じくASCAT風データで駆動したUMWMである。全て、空間解像度は緯度経度方向ともに0.25°であった。

広範な太平洋の110年計算であるため、計算時間を削減するべく、仮想粒子の追跡実験は水平二次元で実施した。HYCOMの海流流速もストークスドリフトも、ともに海面での値を用いた。ストークスドリフトは概して海流よりも鉛直方向に早く減衰すると考えられるため、ストークスドリフトの有無に応じた比較計算を行うことで、特に最表層よりも深く波浪の影響を離れた粒子の挙動についても比較検討をした。水平方向の移動を

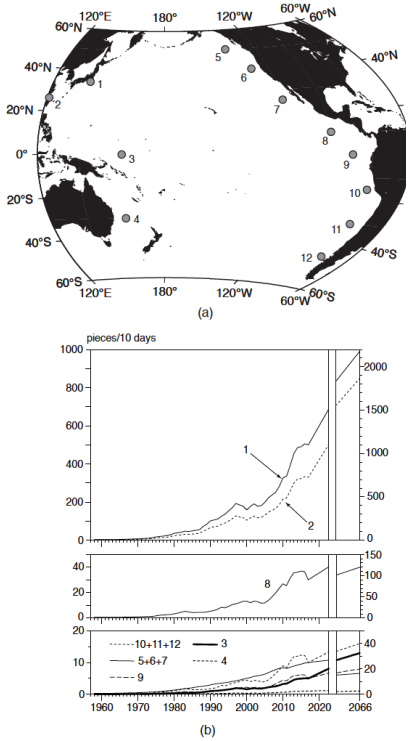


Fig. 3-8 太平洋モデルの領域と12の発生源位置(a)、12の発生源からの粒子投入個数の推移 (Isobe et al., 投稿中)。

支配する計算式は(5)と同じであるが、長期間の輸送を扱う太平洋モデルには消失項を加えた。これは、生物幕の付着による表層からの沈降や、デトリタスとともに沈む沈降過程、海岸や高緯度での海氷への吸収過程を包括するものである。本研究課題では、粒子の投入から時間tを経た仮想粒子の総数Qが$Qe^{-t/\tau}$に従って減衰するよう、粒子を無作為に削除する手法をとった。この時、τは、マイクロプラスチックの表層海洋における平均通過時間に相当する。τをあらかじめ決定することはできないので、観測されるマイクロプラスチックの空間分布を最もよく再現できるよう、試行錯誤で決定した。

Table 3-1 12の発生源に含まれる国と、廃プラスチック量及び仮想粒子の投入数

Sources in Fig. 2	Countries included	Mismanaged Plastic waste [10^3 kg/year]	Particles released every 10 days in 2016	Particles released every 10 days in 2066
1	China, Japan, N.Korea, S.Korea,	9,300,913	500	2,175
2	Brunei, Cambodia, Indonesia**, Malaysia*, Philippines, Singapore*, Taiwan, Thailand, Vietnam	6,096,573	330	1,864
3	Papua New Guinea	89,835	5	32
4	Australia*, New Zealand	16,231	1	3
5, 6, 7	Canada*, United States*	141,692	4, 3, 3	6, 5, 5
8	Colombia, Costa Rica, El Salvador, Guatemala, Mexico*, Nicaragua*, Panama*	496,839	30	120
9	Ecuador	109,383	5	20
10, 11, 12	Chile, Peru	216,207	4, 3, 3	16, 12, 12
total		16,467,673***	891	4,270

＊ 海岸線を太平洋以外に持つ国は、太平洋沿岸海岸線距離/全海岸線距離として1/2を廃プラスチック発生量に乗じている。
** インドネシアは0.25を乗じた。
*** この値は全世界の廃プラスチック投棄量の52%である。

４．結果及び考察

（１）日本海の輸送モデル

(1)-1 日本海域の浮遊マイクロプラスチック

日本海域におけるモデリングの妥当性評価に供する観測結果について、詳細はサブテーマ3の報告に記載されるが、ここでも簡単に成果について触れておく。Fig. 4-1に日本海におけるマイクロプラスチック(<5 mm)の浮遊密度を示す。バラツキは大きいが1～10個/m^3の浮遊密度を示す海域が多い。今のところ、浮遊マイクロプラスチックによる障害が、日本海の海洋生態系や水産有用魚種に顕在化したとの報告はない。この程度の浮遊密度であれば、影響を与えるほどではないということだろう。ただ日本海北部には10～100個/m^3の浮遊密度を示す海域が散見される。また、本調査で採集に用いたネットの目合いは0.3 mmであって、これよりも微細なプラスチック片が浮遊している可能性もある。加えて、廃プラスチックの海洋投棄が続き、自然で分解しないプラスチックであれば、この浮遊密度は今後も増加を続けるだろう。マイクロプラスチックの水柱浮遊密度を各海域で比較すれば、東アジア海域の突出ぶりが目立つ(Fig. 4-2)。私たちは、海洋プラスチック汚染のホット・スポットに囲まれているのである。日本海のみならず世界の海洋で、まだ浮遊マイクロプラスチックによる障害が海洋

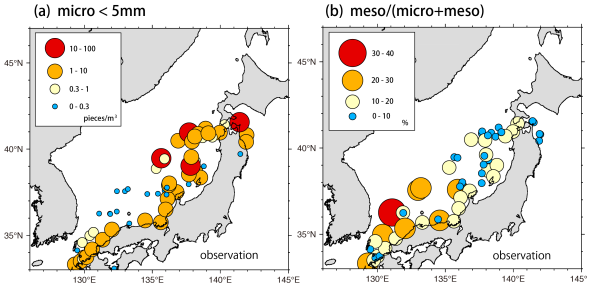


Fig. 4-1 日本海で観測したマイクロプラスチックの浮遊濃度(a: 個数/m3)とメソプラスチック浮遊濃度の比(b)。Iwasaki et al. (2016)を改変

生物に顕在化したとの報告はないが、このまま廃プラスチックの海洋投棄が続くのであれば、世界で最初に報告されるのは東アジアの海になるかもしれない。

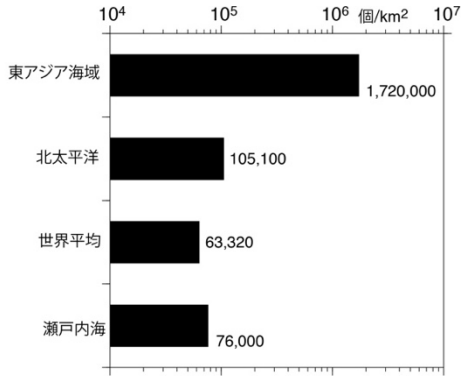


Fig. 4-2 マイクロプラスチック浮遊濃度の海域比較。ここでは、鉛直積分量を示すことで、海域ごとの海象の違いによる影響を軽減した。すなわち、3.(2)-1節に示した$\boldsymbol{M = N_0 A_0 / w}$である。東アジア海域の浮遊濃度は世界平均の27倍に及んでいる(Isobe et al., 2015)[13]。

(1)-2 日本近海の浮遊マイクロビーズ

マイクロプラスチックは、主として海岸で破砕して生成されるが、これに加えて、スクラブとして製品内に添加する粒状プラスチック(マイクロビーズ)にも言及しておきたい。海域に浮遊するマイクロビーズを検出した研究は、本研究課題が世界で初めてである。世界国連環境計画の啓発パンフレットには、制汗剤やシャンプー、ヘアカラー、シェービング・クリーム、日焼け止めや保湿剤など、多岐にわたる製品への利用が記載されている。私たちの調査によれば、わが国においても少なくとも2015年時点では、市販される男性洗顔剤に含まれていたようである(Isobe, 2016[21]；現在は自主規制)。男性洗顔剤以外にマイクロビーズの添加製品を精査したわけではないが、わが国近海に浮遊するマイクロプラスチック(<5 mm)のうち0.8%は、自然形成されるはずのない球形のプラスチック微細片であった(Isobe, 2016[21]; 写真4-1)。全マイクロプラスチックの中に占める割合は大きくはないものの、マイクロビーズは下水処理を通り抜け、確実に海洋へ漏れているのである。なお、マイクロビーズが検出された観測点で同程度の粒径(<0.8 mm)に限ってみれば、全マイクロプラスチックの約10%がマイクロビーズであった(Isobe, 2016[21])。これは、もはや無視できる量とは言えないだろう(Fig. 4-3)。

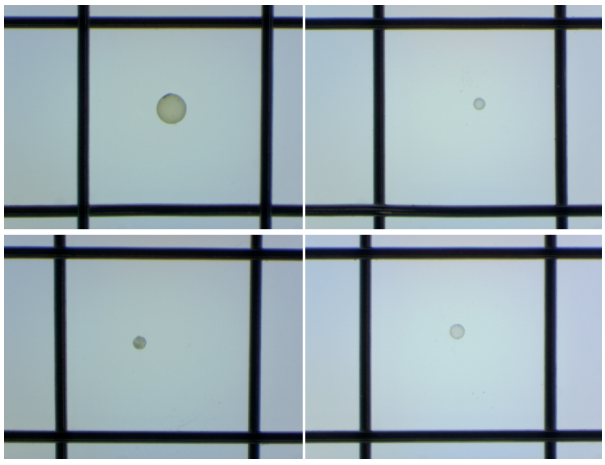


写真4-1 日本沿岸域で採取された球形マイクロビーズ。枠の幅は5 mm.

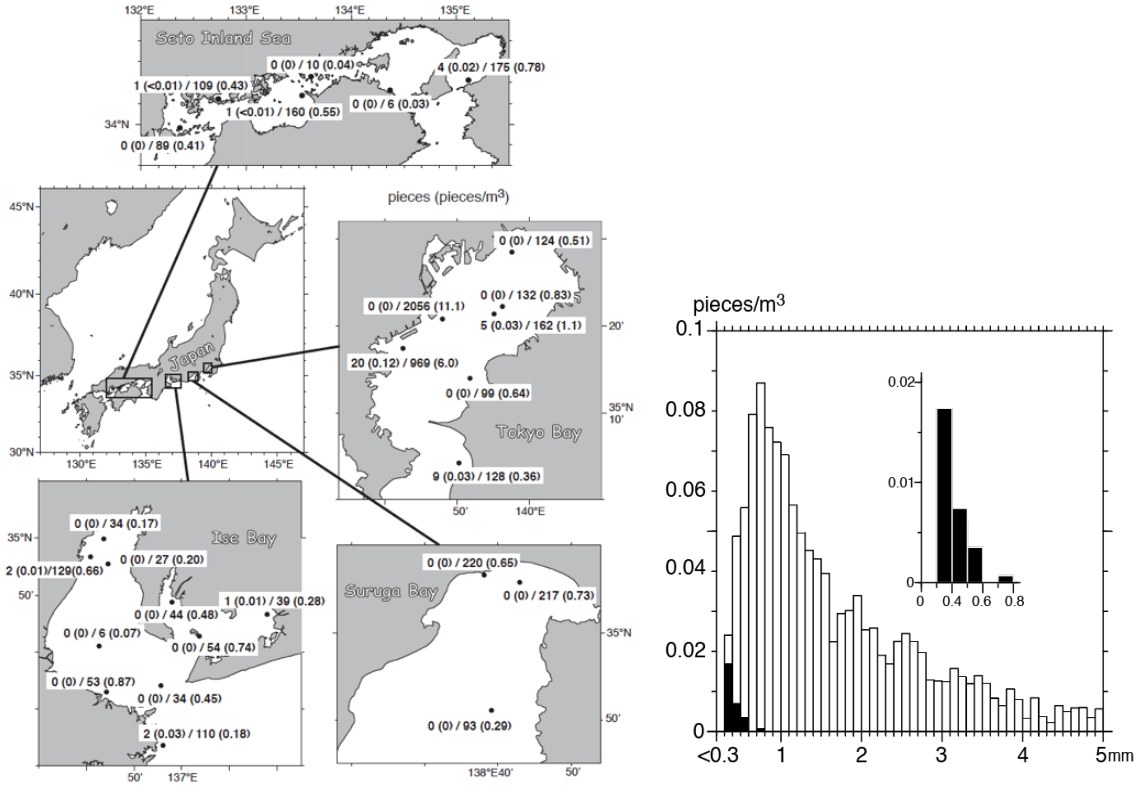


Fig. 4-3 日本近海の浮遊マイクロビーズ濃度。分布図(左)中の四つの数値は、それぞれの調査点における、マイクロビーズ個数(個数/m^3で表した濃度)/マイクロプラスチック個数(個数/m^3で表した濃度)である。また、サイズ別の濃度分布(右)で、白いバーはマイクロプラスチックで黒いバーが球形のマイクロビーズの濃度を表している。Isobe (2016)[21]を改変

(1)-3 日本海における浮遊マイクロプラスチックの輸送モデリング

ここで、Fig.4-1に示した日本海で観測されたマイクロプラスチック濃度(個数/m^3)と、メソプラスチック比(メソプラスチック濃度/プラスチック微細片濃度)について検討を重ねてみよう。高濃度の浮遊マイクロプラスチックが観測される海域は、対馬海峡周辺に加えて39°N以北の日本海北部であった(Fig. 4-1a)。この日本海北部においては、メソプラスチック比は小さく、大きな比を示す海域は日本海南部の日本沿岸であった(Fig. 4-1b)。モデルの粒子数分布(Fig.4-4)は観測結果と矛盾しない。モデル結果は観測が実施された夏季(7-8月)の平均である。また、ニューストンネットを使用する観測と整合させるため、海面下1mまでの浮遊粒子数をプロットした。モデルのマイクロプラスチック(3.0, 1.0, 0.5, そして0.3 mm)粒子数(Fig. 4-4左)は、観測したマイクロプラスチック同様に、対馬海峡から日本海北部にかけて分布している。特に高濃度であったのは亜寒帯前線沿いである。これは、前線に沿った強い海流(対馬暖流)による水平輸送と、前線への収束流によって形成されたものであろう。モデルのメソプラスチック比(Fig. 4-4右)では、観測同様に日本海北部に高い値が見られず、日本海南部の日本沿岸に沿って高い比を示す海域が見られた。

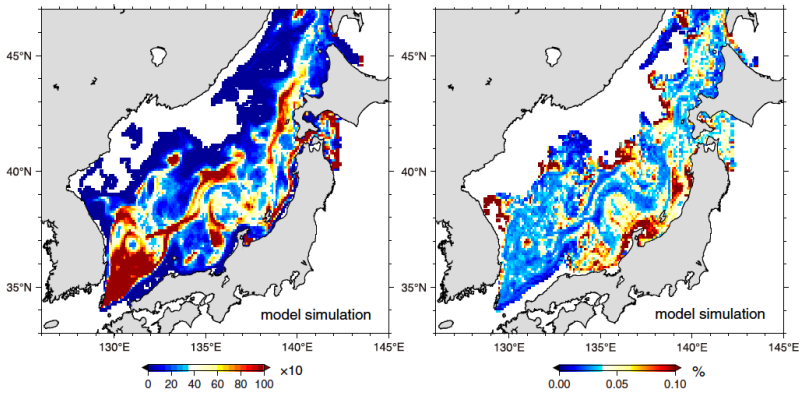


Fig. 4-4 モデル結果。左はマイクロプラスチック(3.0, 1.0, 0.5, そして0.3 mm)粒子数で、右は粒子数のメソプラスチック比。Iwasaki et al.(2017)を改変。

数値シミュレーションを用いて検証した日本海におけるマイクロプラスチックの輸送システムを模式的に示す(Fig. 4-5)。対馬海峡から日本海に流入した大小様々なプラスチック微細片は、対馬暖流に運ばれて北上を始める(a)。海流に流されつつも比重の小さなプラスチック微細片は、海水中で浮力を得て上昇する。小さな物体ほど体積のわりに表面積が大きいため、浮力よりも周辺海水との摩擦力が効いて、上向きの終端速度(浮上速度)が小さくなる。よって、浮上速度の小さなマイクロプラスチックは深い層を漂流し、一方でメソプラスチックは海面近くを漂う傾向にある。

さて、ここでストークスドリフトの影響を考慮してみよう。ストークスドリフトは海面で最速となり、下層にいくほど速度を落とす。冬季に北西季節風の卓越する日本海では、この季節に南東向きのストークスドリフトが発達する。結果として、海面近くを漂うメソプラスチックは、速いストークスドリフトによって選択的に日本海南部の日本沿岸へと流れ寄せられる(b)。夏季に観測されたメソプラスチック比の南偏は、先立つ冬季におけるストークスドリフトが、メソプラスチックを選択的に南へと輸送した結果を反映している。

北上する対馬暖流に逆らって日本海を南に移動するのであれば、ストークスドリフトには日本海におけるプラスチック微細片の平均通過時間を延ばす効果がありそうである。実際に数値シミュレーションによれば、ストークスドリフトの大きな海面近くを漂う、サイズ10 mmのメソプラスチックの平均通過時間は182日である。一方で、0.3 mmサイズのマイクロプラスチックは、対馬海峡に入ったのち122日で日本海を通過してしまう。ただし、もしストークスドリフトの影響を全く考慮しなければ、プラスチック微細片の平均通過時間は270日に長期化する。これは、ストークスドリフトが微細片を日本沿岸に輸送することで、北上する対馬暖流沿岸分岐流に乗りやすくなって、むしろ平均通過時間を縮める効果による(c)。

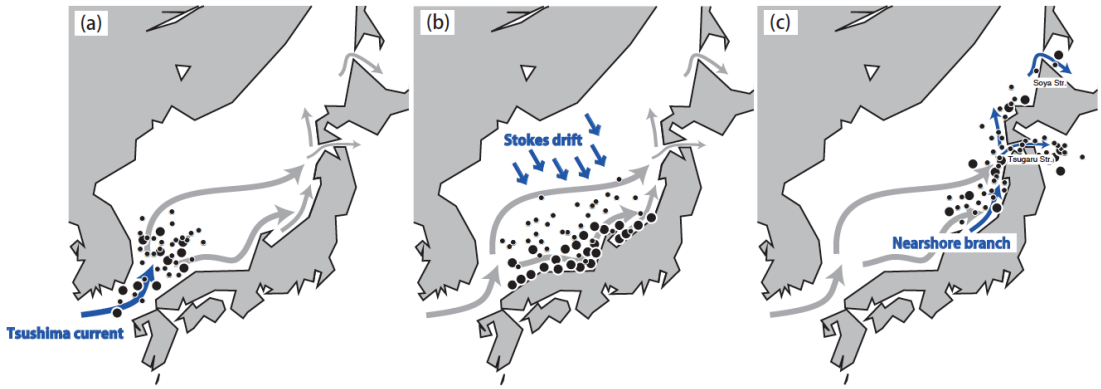


Fig. 4-5 日本海におけるプラスチック微細片の輸送システム(Iwasaki et al., 2016を改変)

（２）太平洋の輸送モデル

(2)-1 太平洋縦断航路の浮遊マイクロプラスチック

Fig. 3-6に示す太平洋縦断航路に沿った観測のうち、北半球測点では水柱全体での浮遊密度が10^5個/km^{2}のオーダーとなった(Fig. 4-6)。また、南半球に向かうにつれて指数関数的な減少を示しつつ、浮遊密度のオーダーが一桁落ちた(Fig. 4-6)。すなわち、海洋プラスチック汚染の北半球での進行と、南半球への広がりを示す分布となった。また、全38測点において、プラスチック片の浮遊が確認されなかった測点は一つとしてなかった。生活圏から最遠の南極海におけるマイクロプラスチックの浮遊は、全球的なプラスチック汚染を示唆する。

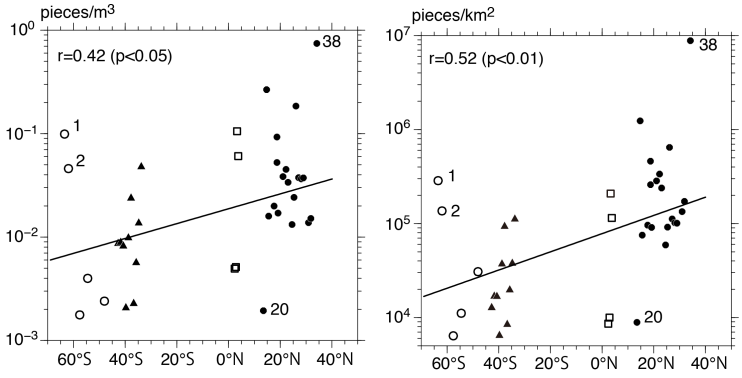


Fig. 4-6 マイクロプラスチックの浮遊密度(左)と鉛直積分した単位面積当たりの浮遊個数。回帰直線と相関係数を図中に示した。海域に応じてマークの種類を変えた。マークの横につけた数値はFig. 3-6の測点番号。Isobe et al.(2019)

特に南極海について結果を以下に示す(9月26日に環境省と東京海洋大、九州大学で共同プレスリリース;Isobe et al. 2017はWeb of Scienceで上位1%高被引用文献に選定)。東京海洋大学の海鷹丸で南極海の調査を行った結果、南極海に設定した全5測点から計44粒のプラスチック粒子が発見され、うち38粒は南極大陸に最も近い2測点で見つかった。採集数と採集に用いた網を通過した海水量、そして船上観測した風速や波高をもとに推定した、マイクロプラスチックの浮遊密度(深さ方向の鉛直積分値)は、最も多い測点で28万6千粒/km^{2}となり、これは北太平洋での平均的な浮遊密度と同じ水準であった。全測点で採集されたサイズ別粒径分布(Fig. 4-7)を見ると、総じて粒径の小さなものが目立ち、これは北太平洋など他の海域にはない特徴であった。また、浮遊密度は北太平洋の平均的な浮遊密度に比べて二桁は小さな数値となった。最大浮遊密度(Fig. 4-8; 鉛直積分した単位面積当たりの浮遊個数)を示す海域は南極周極流の大陸側であり、この海域で滞留している可能性を示唆している。

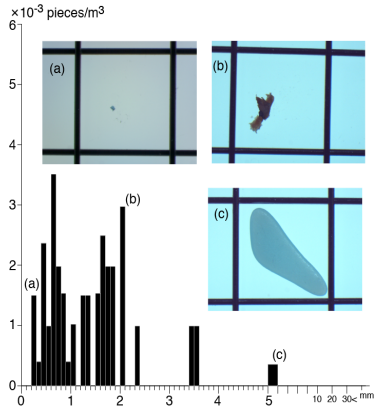


Fig. 4-7 南極海で採集されたマイクロプラスチック(写真)のサイズ別浮遊密度分布

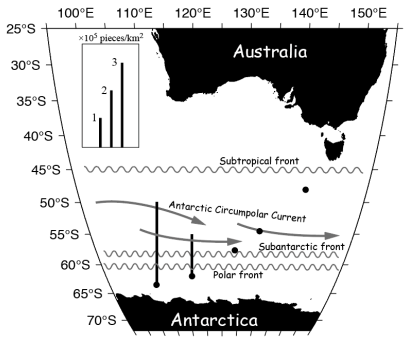


Fig. 4-8 南極海で採集されたマイクロプラスチック(写真)の単位面積当たりの浮遊密度分布

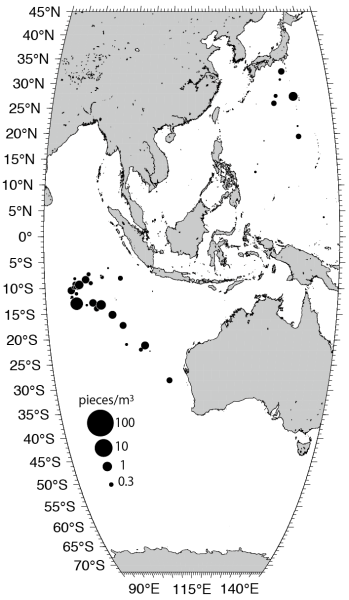


Fig. 4-9 2018年2月までに海鷹丸で採取したマイクロプラスチックの浮遊濃度分布

Fig. 4-9には、2018年2月までに海鷹丸で採取したマイクロプラスチックの浮遊濃度分布を示す。南極海での浮遊濃度は、Isobe et al (2017)[22]にある通り北太平洋よりも二桁は低いので、ここでは見えにくいが、濃度は0ではなかった。特筆すべきはインド洋での浮遊濃度の高さで、数個/m3は東アジアに匹敵するものであった。

(2)-2 太平洋の浮遊マイクロプラスチックの輸送モデリングと50年予想

(2)-2-1 平均通過時間の推定

先述の通り、本研究課題の太平洋モデルでは、粒子の投入から時間tを経た仮想粒子の総数Qが$Qe^{-t/\tau}$に従って減衰するよう、粒子を無作為に削除する「消失過程」を組み込んでいる。日本海モデルは、表層海流とストークスドリフトの組み合わせがプラスチック微細片の物理輸送を支配することを示した。しかし、大洋の広範囲ゆえ長期間に渡る輸送系を扱うにあたっては、消失過程の組み込みは必須であろう。ただし、マイクロプラスチックの表層海洋における平均通過時間τをあらかじめ決定することはできないので、観測されるマイクロプラスチックの空間分布を最もよく再現できるよう、(2)-1に示す観測結果等を用いることで決定する必要がある。

全体として、消失項を含めない(τ→∞)計算であっても、観測されたマイクロプラスチック浮遊濃度(船上観測した風速と波高を用いて計算した鉛直積分値；3.(2)-1参照のこと)の北偏(北太平洋の濃度>>南太平洋の濃度)は概ね再現される(Fig. 4-10)。30°N以北の東アジア海域でモデル浮遊濃度は南半球の濃度よりも二桁大きいが、これは(1)-1やIsobe et al. (2015)[13]が示した東アジア海域での見積もりとよく一致する(Fig. 4-10の赤矢印)。ストークスドリフトなしのモデルでは北偏がさらに強調される(図は不掲載)。このことは、本研究課題のモデリングは、特にストークスドリフトの影響を受けにくい浮力の小さなマイクロプラスチック(小サイズか重いポリマーで、浮上速度が小さく、比較的深い層を漂う)について、北太平洋での濃度を過小評価する傾向にあることを示唆する。

ここではマイクロプラスチックの浮遊濃度が大きい北半球に注目しよう。緯度をφとして南北方向の濃度変化を指数関数$10^{\lambda\varphi}$で近似すれば、傾きλは濃度の南北変化の程度を表す指標となるだろう。太平洋横断観測(ただし北半球のみ)の濃度で近似した傾きλと、平均通過時間τを1年、3年、10年、∞と変

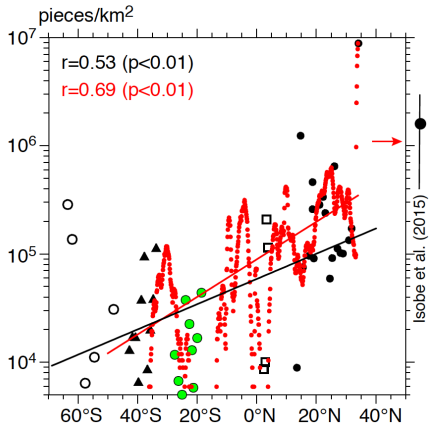


Fig. 4-10 太平洋横断観測航路に沿ったマイクロプラスチックの鉛直積分濃度分布。最北端Sta. 38の観測値(鉛直積分濃度)に同位置でのモデル粒子数を合わせ換算している。海域に応じてマークの種類を変えている。緑丸は既往観測の結果。赤いドットはモデルの結果。直線は回帰直線を表す。Isobe et al (2019)

化させ、太平洋縦断航路と同じ測線で求めたモデルでの傾きを比較する(Fig. 4-11上)。平均通過時間を一年と設定した場合、モデルの傾きを観測を46%まで過大評価してしまう。このことは、主に中緯度(Fig. 3.7のソース1,2)で生成するマイクロプラスチックが、南方の低緯度へと広がるには、実際には一年以上を要することを示唆している。

続いて、Goldstein et al (2012)[18]が示した1972-1987年から1990-2010年での浮遊マイクロプラスチック濃度の推移を、同じ位置で比較してみよう(Fig. 4-11下)。ここではモデルが得た鉛直積分濃度を、海表面での重量濃度(mg/m3)に換算した。換算に際しては、マイクロプラスチックの形状を薄い円柱(底円径はサイズ、高さはサイズの10%)と仮定し、密度は比重1.0で、そして、サイズ別濃度分布を太平洋縦断航路の全測点で得た近似曲線で与えた。平均通過時間を10年以上に設定した場合、10年規模の濃度増加は明らかに過大評価となってしまう。これ以降、平均通過時間τは3年として、1957年から2066年まで110年の計算を行った。

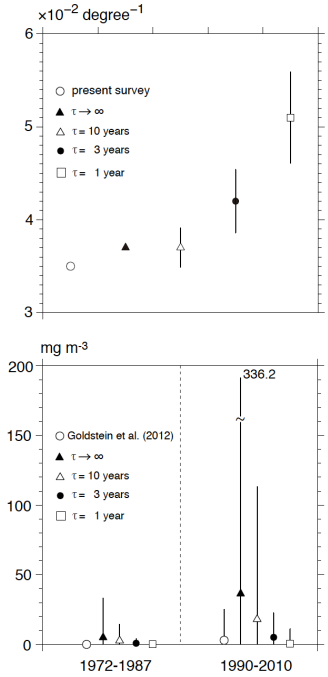


Fig. 4-11 南北勾配λの比較(上)と、10年規模の濃度推移とGoldstein et al. (2012)が与えた水位との比較(下)。Isobe et al. (2019)。

(2)-2-1 太平洋における輸送モデリングの結果

以降の濃度は、すべて海洋表層での重量濃度(mg/m^3)分布で示す。また、夏季と冬季の違いは、それぞれ鉛直積分濃度を8月と2月の平均風速及び平均波高を用いて、表層の値に換算したものである。現在(2016年)の空間分布を見れば、海域で非均質な分布が目立ち、特に北半球30°Nの緯度帯で高濃度の海域が東西に伸びている(Fig. 4-12左)。夏季の穏やかな海象を反映して北半球の夏季に濃度が大きくなる季節変動が顕著である。夏季においては、西側に高濃度の海域が目立つが、これはソースでの生成量が東アジアや東南アジアで多いためであろう。季節に関わらず、総じて南半球の濃度は小さい。海洋プラスチック汚染は北太平洋で進行していることがわかる。

50年後(2066年)であっても、夏季の北半球30°Nの緯度帯で高濃度の海域が東西に伸びる状況に変わりはない(Fig. 4-12右)。特に枠a,b,cの範囲内で夏季の高濃度が目立つ。このうちcは、North Pacific Garbage Patchとして浮遊する大型のプラスチックゴミの集積場所として知られた水域である。しかし、マイクロプラスチックは、むしろa(北西太平洋；東アジア海域)とb(中央太平洋)で高濃度である。また、海洋表層の平均的な動物プランクトン濃度と比較すれば、このa,b海域は、海洋生物生産性の高い海域と一致する。サブテーマ4では、マイクロプラスチック重量/プランクトン乾重量>〜0.5となった海域で、プラスチック経由で海洋生態系に取り込まれるPOPsが、プランクトン経由で取り込まれるPOPs量を上回ると推算している。窒素換算のFig. 4-12右に示す動物プランクトン0.5μmol/L(〜7μg N/L)であれば、動物プランクトンの乾重量は100 mg/m^{3}程度(動物プランクトンのC/乾重量=0.4程度(城と宇野, 1983)にレッドフィールド比(重量比)でCからNへ換算)となって、このような状況は8月の東アジア海域で50年後に十分に達成されることがわかる

ここでは、POPs輸送とは違う観点からも、海域に浮遊するマイクロプラスチック濃度のリスクを評価しよう。すでにいくつかの研究が、室内実験においてマイクロプラスチックの投与実験を行い、海洋生物に発現した障害を報告している。ここでは、330mg/m^{3}のマイクロプラスチック(20μm径のポリスチレンビーズ)を、飼育環境下の動物プランクトン(copepod *Calanus helgolandicus*)に与え、摂食障害を確認した実験[7]に着目する。枠a,b,cでの重量濃度の時系列(Fig. 4-13)を見れば、濃度は年を経るごとに増加した。東アジア域(a)と中央太平洋域(b)では、2030年代の夏季に330mg/m^3(以降、閾値)を超えるだろう。また、2060年以降は、東アジア域(a)と中央太平洋域(b)での年平均値が、閾値を超える高濃度となった。すなわち、年平均値が、室内実験で動物プランクトンが摂食障害を起こす水準にまで上がってし

まうのである。東部太平洋域(c)では、西部や中央部に比べると増加が緩やかであった。これは、大型のプラスチックゴミは集積するものの、主に西太平洋で発生する微細片は、3年程度で表層から消失するため、東部海域にまでは到達しないことを示唆している(消失過程を無くした($\tau \rightarrow \infty$)時系列参照のこと)。以上、POPs輸送の観点からも、また室内実験結果からの考察からも、本研究課題は、海洋プラスチック汚染が海洋生態系にダメージを与えるまでの期間(成果の概要：2.研究開発目的に記載した「猶予期間」)は、これ以降の2030-2060年までであって、これまでにプラスチック投棄量の削減を力強く推進する必要がある。

ただし、本研究課題で与えた上記の猶予期間には、いくつかの注意が必要である。まず、参照した室内実験では20μm径のプラスチックビーズを用いている。一方で、モデルで対象としたものは、観測で得た300μm以上のプラスチック微細片であり、ここには大きなギャップがある。海洋表層には、質量を保存しつつ破砕された、300μm以下の細片が浮遊しているとの仮定に立っているが、実際に室内実験で用いたような微細片が浮遊しているか、今後、実海域で確認を進めねばならない。ニューストンネットを用いる観測には限界があって、新たな観測手法の導入を図る必要がある。また、モデルでは、時空間的に一定の平均滞留時間を、表層を浮遊するマイクロプラスチックに仮定している。マイクロプラスチックの消失過程が、生物膜の付着や海氷への取り込みなど、時空間的に変化の大きな海洋過程によってもたらされる以上、一定の滞留時間で消失過程を表現することには無理がある。今後は、消失過程を陽に表現した「海洋プラスチック循環」モデルを構築して、海洋プラスチック汚染の将来予測を進めねばならない。

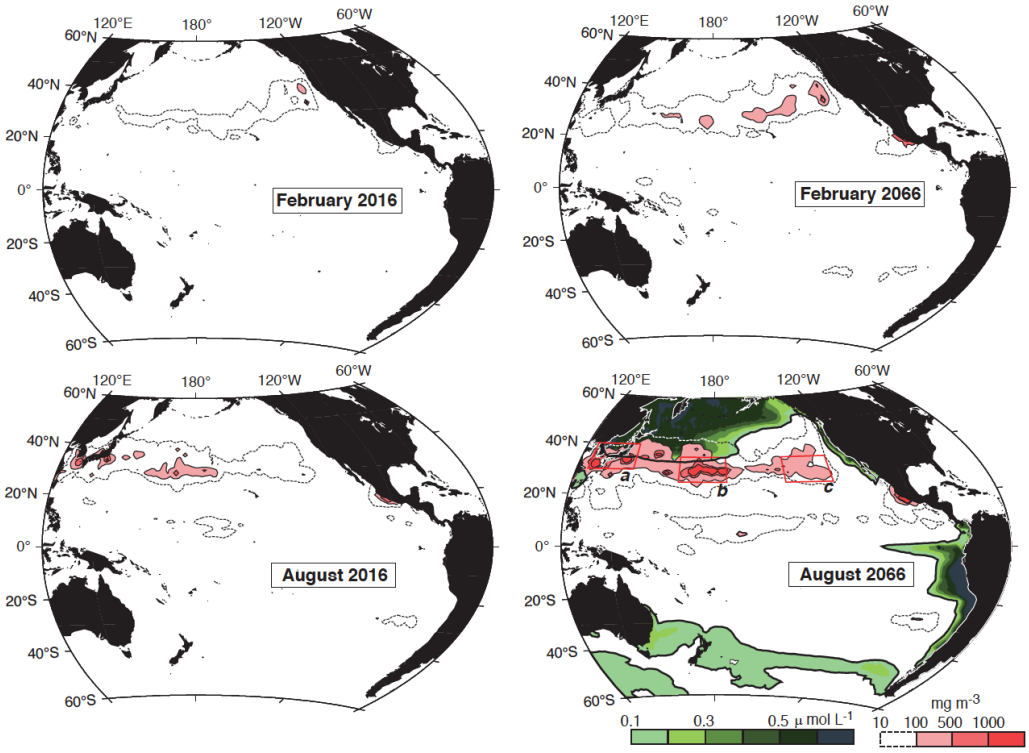


Fig. 4-12 海洋表層のマイクロプラスチック重量濃度(赤いトーン)。左は現在の浮遊濃度で右は2066年のもの。上は２月で下は8月。破線は10mg/m3の濃度等値線。緑はESTOCで提供された表層動物プランクトン濃度(窒素換算)分布。右下のパネルにはFig.4-13に示す時系列の位置(枠a,b,c)を示した。Isobe et al. (2019)

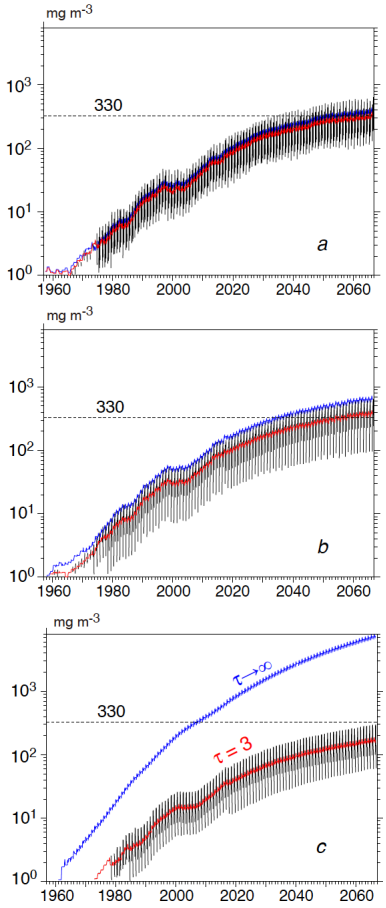


Fig. 4-13 Fig. 4-12の枠a, b, cで空間平均した重量濃度の110年間の推移。細い線は月平均値で赤線は年平均値。青線は平均滞留時間を無限大にした場合(すなわち消失過程を削除)した場合の時系列を示す。破線は本文中に示す閾値

５．本研究により得られた成果

（１）科学的意義

- 東アジア海域が浮遊マイクロプラスチック濃度の高濃度域(ホットスポット)であることを指摘した(Isobe et al., 2015)。これまでは東太平洋のNorth Pacific Garbage Patchに注目が集まっていたが、むしろ廃プラスチック投棄量の多い西太平洋を監視すべきとの主張は本研究が初めてのものであった。本論文は掲載誌Marine Pollution Bulletinのウェブサイトでダウンロード回数のトップ10以内にランクされた。*サブテーマ3と共同
- 日本近海でマイクロビーズ(スクラブとして人為的に製品に混入されるマイクロプラスチック)の浮遊を確認した(Isobe 2016)。海域へのマイクロビーズの漏出は、ほぼ同時期に発表されたサブテーマ4の成果(Tanaka & Takada, 2016)と合わせ、本研究課題が世界で初めて報告した。
- 南極海での浮遊マイクロプラスチックの採集に成功し、世界で初めて浮遊濃度を報告した(Isobe et al., 2017)。本論文はWeb of Scienceの2017年11, 12月期において、Environment /Ecology分野での上位1%高被引用文献と認定された。成果は、環境省・九州大・東京海洋大学によって共同プレスリリースされた(2016年9月26日)　*サブテーマ3と共同
- 東アジア域での観測結果を検証材料としつつ、まだ世界でもほとんど報告例を見ないマイクロプラスチックの輸送モデルを構築した(Iwasaki et al., 2017)。海岸と海洋の交換時間(一次元拡散モデル)を提案したサブテーマ2の結果を参照することで、モデルには改良の余地があることを確認した。本論文は掲載誌Marine Pollution Bulletinのウェブサイトでダウンロード回数のトップ20以内にランクされた。
- 南極海から日本までの太平洋縦断測線に沿って、マイクロプラスチックの緯度変化を観測することに成功した(*サブテーマ3と共同)。また、この結果を踏まえて太平洋規模の輸送モデルを構築した。モデリングの結果を踏まえ、海洋表層におけるマイクロプラスチックの平均滞留時間は3年程度であること、2060年には西太平洋でマイクロプラスチックが生態系への

POPs輸送の主要な担い手となること(サブテーマ4の示したプランクトンとの重量比基準による)、2030年から2060年には、室内実験で海洋生物にダメージを与えた濃度と同等の濃度が、実海域でも実現することを示した。

(2)環境政策への貢献

- 2016年G7富山環境大臣会合に先立ち、2016年1月25-26日にG7各国の担当者を招集した事前会合(環境省)にて座長を務め、海洋や海岸、そして海底のプラスチック汚染について推奨されるべき観測手法や単位の統一化・標準化に向けて「Tokyo Message on the Standardization and Harmonization of Marine Litter Monitoring」を取りまとめるに至った。これは、G7富山環境大臣会合共同コミュニュケの基礎資料との位置付けである。
- 日中高級事務レベル海洋協議での合意事項を作成すべく、環境省の担当官とともに中国国家海洋局の行政官や研究者(海洋環境監視センター, 大連)と協議を重ねた(2016年11月30-12月1日北京、2017年3月5日大連、2017年11月21-22日上海)。海洋プラスチックごみの共同研究や研究者の相互派遣で合意をとりまとめた。
- 海洋プラスチックごみの観測手法の統一化・標準化に向けて、2018年2月27―28日に都内で環境省が主導して開催された「International Expert Meeting on Monitoring Methods for Microplastics」にEC、米国、中国、韓国からの参加者とともに参画し、中核的な役割を務めて議論を取りまとめた。

＜行政が既に活用した成果＞

- 2016年5月のG7富山環境大臣会合コミュニケのMarine litterに関する記述61番62番は、前述した「Tokyo Message on the Standardization and Harmonization of Marine Litter Monitoring」を踏まえたものである。
- 第6回日中高級事務レベル海洋協議合意事項4、同7回協議合意事項4、同8回協議合意事項7、同9回協議合意事項6には、本研究課題が構築したマイクロプラスチックの観測手法や、モデリングの結果を踏まえて、日中間の研究協力体制の推進を述べたものである。

＜行政が活用することが見込まれる成果＞

- 海洋プラスチックごみの観測手法の統一化・標準化に向けた取り組みは、今後に国連環境計画(UNEP)北西太平洋地域回行動計画(NOWPAP)内で執り行われる予定の域内共同研究プロジェクトにおいても継承されることが見込まれる。
- 本研究は、海域に浮遊するマイクロプラスチック重量濃度が、既往研究の室内実験において動物プランクトンに摂食障害を起こす水準に至るまでの期間を予測した。そして、その期間を抜本的な海洋プラスチック汚染対策が策定されるまでの猶予期間とみなした。この猶予期間「2030～2060年まで」は、今後の海洋プラスチック及びマイクロプラスチックの削減に向けた対策の必要性や、対策スケジュール等の具体的な検討に際して、科学的な基礎データとして活用されることが期待される。

6．国際共同研究等の状況

- サブテーマ1の代表者は、2015年8月31日から9月2日にかけてパリのユネスコ本部で開催されたGESAMP modeling workshopに参加し、マイクロプラスチックを含む海洋プラスチックごみに関するモデリングの現状と将来展望について、9名(7カ国)の研究者で協議した。協議の結果はHardesty et al. (2017)に取りまとめられた。
- サブテーマ1の代表者は、2017年より国際科学会議(International Council for Science; ICU)傘下にある海洋科学委員会(Scientific Committee on Oceanic Research; SCOR)に設置された海洋プラスチックごみの関するワーキンググループ(WG153.Floating Litter and its Oceanic Transport Analysis and Modeling; FLOATSAM)にフルメンバーとして参画している。アソシエートメン

バーまで含めれば14カ国19名で構成されており、海洋科学研究者による海洋プラスチックごみ問題に関わる各国横断の組織は、これが初めてのものである。

７．研究成果の発表状況

（１）誌上発表

＜論文（査読あり）＞

1) A.ISOBE，K. UCHIDA, T. TOKAI, S. IWASAKI: Marine Pollution Bulletin, 101, 618−623 (2015) “East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics “

2) E. NAKASHIMA, A. ISOBE, , S. KAKO, T. ITAI, S. TAKAHASHI, X. GUO: Marine Pollution Bulletin, 107(1), 333-339 (2016) “The potential of oceanic transport and onshore leaching of additive-derived lead by marine macro-plastic debris”

3) A. ISOBE: Marine Pollution Bulletin, 110, 432-437 (2016) “Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters”

4) A. ISOBE, A., K. UCHIYAMA-MATSUMOTO, K. UCHIDA, and T. TOKAI: Marine Pollution Bulletin, 114, 623-626 (2017) "Microplastics in the Southern Ocean"

5) B. D. HARDESTY, J. HARAI, A. ISOBE, 他 6 名: Frontiers in Marine Science, 4:30. doi: 10.3389/fmars.2017.00030. (2017) "Using numerical model simulations to improve the understanding of micro-plastic distribution and pathways in the marine environment"

6) S. IWASAKI, A. ISOBE, S. KAKO, K. UCHIDA, and T. TOKAI: Marine Pollution Bulletin, 121, 85-96 (2017) "Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: a numerical model approach in the Sea of Japan"

＜その他誌上発表（査読なし）＞

1) 磯辺篤彦・東海正・内田圭一・野田明・濱田浩明・林敏史・萩田隆一 ″海洋の漂流微細プラスチック片調査から見える廃棄物問題″．環境技術会誌，**159**, 144-146 (2015)

2) 磯辺篤彦 ″マイクロプラスチック　～見えない汚染の実態～″．生活と環境，**61**(7), 25-30 (2016)

3) 磯辺篤彦 “海域に浮遊するマイクロプラスチック研究の最前線” Ocean Newsletter, 397 (2017)

4) 磯辺篤彦 “大洋を漂流するマイクロプラスチックの現状と今後”環境管理，53，18−23（2017）

5) 磯辺篤彦 “海洋プラスチック汚染”月刊プラスチックス，11月号（2017）

6) 磯辺篤彦 “海洋におけるマイクロプラスチックの漂流　海洋プラスチック循環論” 水環境学会誌，10，349−353（2017）

7) 磯辺篤彦 “日本海における浮遊マイクロプラスチックの分布と輸送”生物の科学 遺伝, 72，43−48（2017）

8) 磯辺篤彦 “海洋における浮遊マイクロプラスチックの現存量と輸送について”月刊海洋，565，626−630（2017）

9) 磯辺篤彦 “マイクロプラスチック　7.4.1 汚染の現状” 海の温暖化（日本海洋学会編集），pp. 132−134（2017）.

10) 磯辺篤彦 “マイクロプラスチックの海洋学” JOSニュースレター，7，2-3（2018）

（２）口頭発表（学会等）

1) 岩崎慎介・磯辺篤彦・加古真一郎：日本海洋学会2015年度秋季大会（2015）
「太平洋における海洋表皮層の輸送過程に対するストークスドリフトの効果」

2) 磯辺篤彦：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）
「海洋プラスチック汚染と海洋学」

3） 岩崎慎介・磯辺篤彦・加古真一郎：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「東アジア周辺海域におけるマイクロプラスチックスの輸送過程」
4）松永奈々・磯辺篤彦：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「カルボニルインデックスを指標とした日本近海を漂流するマイクロプラスチックスの劣化度マッピング」ポスター発表での口頭説明
5）松永奈々，磯辺 篤彦：平成28年度日本海洋学会秋季大会（2016）「実海域で採取されたマイクロプラスチックの劣化度マッピングの試み」
6） 磯辺 篤彦，内山（松本）香織，松永奈々，内山圭一，岩崎慎介，野田明，濱田浩明，東海正：平成28年度日本海洋学会秋季大会（2016）「南極海ー東京航路での漂流マイクロプラスチック調査」
7） 岩崎慎介，磯辺篤彦：平成28年度日本海洋学会秋季大会（2016）「 ウェブカメラ観測と粒子追跡モデルを組み合わせた米国西岸における3.11震災漂流物の漂流量推定」
8）磯辺篤彦：平成29年度日本水産学会春季大会水産環境保全委員会企画シンポジウム(平成28年3月26日)（2017)「海洋における浮遊マイクロプラスチックの現存量と輸送について」
9）槇原俊太郎・磯辺篤彦・ほか3名：平成29年度日本海洋学会秋季大会（2017)「相模湾におけるマイクロプラスチックの鉛直分布調査」
10）辻田典弘・磯辺篤彦：平成29年度日本海洋学会秋季大会（2017)「東京湾におけるマイクロプラスチックの輸送モデル」
11）A. ISOBE: Nippon suisan gakkai 75th symposium (2017) “Abundance and transport process of pelagic microplastics in the ocean environment”
12）A. ISOBE: Ocean Science Meeting, Portland, USA (2018)”An estimate of future spread of pelagic microplastics”
13）A. ISOBE: 6th International Marine Debris Conference, San Diego, USA ”An estimate of future spread of pelagic microplastics”

（３）知的財産権

該当記載事項なし

（４）「国民との科学・技術対話」の実施

1） 海洋プラスチック汚染　モニタリングとモデリング」マルチメディア推進フォーラム,2015 年 7 月 29 日,都内 100 名
2） 「海洋プラスチック汚染」JB 環境ネットワーク沖縄シンポジウム，2016 年 1 月 20 日,那覇　50 名
3） 海洋プラスチック汚染」岡山里海シンポジウム,2016 年 8 月 20 日,岡山　30 名
4） 「海洋プラスチック汚染」福井県立大オープンカレッジ,2016 年 10 月 29 日　50 名
5） 「海洋プラスチック汚染」プラスチックリサイクル化学研究会シンポジウム，2016 年 6 月 17 日,都内　70 名
6） 「海洋プラスチック汚染」化学繊維協会講演会，2016 年 8 月 19 日,都内　10 名
7） 「海域における浮遊マイクロプラスチックの現存量と輸送について」水産環境保全委員会企画シンポジウム，2017 年 3 月 27 日，都内　30 名
8） 「海洋プラスチック汚染」呉市川尻中学校で特別授業，2017 年 6 月 12 日,呉市 50 名
9） 「海洋プラスチック汚染」福岡県立自然の家で宗像市の小・中学生に授業，2017 年 6 月 18 日，宗像市，30 名
10）「海洋プラスチック汚染」JAMSTEC 海洋 SDGs シンポジウム，2017 年 7 月 14 日,都内　30 名
11）「マイクロプラスチック海域汚染の状況」日本水環境学会市民セミナー,2017 年 8 月 4 日,都内　50 名
12）宗像国際環境 100 人会議　パネリスト，2017 年 8 月 25 日,宗像市　100 名

13) 「海洋プラスチックごみの海洋学」熊本大学大学院で集中講義,熊本市, 20 名
14) 「海洋プラスチック汚染」山口市講演会, 2017 年 5 月 23 日,山口市　50 名
15) 「海洋プラスチック汚染」世界の宝石「瀬戸内海」を磨くシンポジウム, 2017 年 7 月 16 日,岡山 100 名
16) 「海洋プラスチック汚染」宮崎市宮崎北高校で特別授業, 2018 年 3 月 3 日,宮崎市, 30 名
17) 「海洋プラスチック汚染」福岡国際ミズの会講演会,2018 年 3 月 18 日,アクロス福岡国際ホール 200 名
18) 「海洋プラスチック汚染」金沢大学環日セミナー, 2018 年 4 月 17 日,金沢市　10 名

（5）マスコミ等への公表・報道等

テレビ特集番組

1) テレビ朝日(2016年5月29日)　「テレメンタリー2016」「むせび泣く海～プラスチック粒子の脅威」で30分間の特集番組. 南極海から東京までの航海に密着取材
2) KBC朝日放送（2016年9月17日）特集「水と緑の物語」で一時間のマイクロプラスチック特集
3) KBC九州朝日放送(2016年2月12日など複数) ホバート-東京間の海鷹丸航海を実況中継
4) NHKクローズアップ現代 2015年10月29日「海に漂う“見えないゴミ”　～マイクロプラスチックの脅威～」ビデオ出演

テレビニュース

1) NKHおはよう日本(2015年12月8日)　日本近海のマイクロプラスチック分布調査結果を報道
2) KBC朝日放送（2016年5月19日）　夕方のニュースでマイクロプラスチックの話題
3) NHK　WORLD（2016年9月26日）南極海でマイクロプラスチックが見つかった
4) フジテレビ　夜のニュース等（2016年9月27日）南極海でマイクロプラスチックを検出
5) NHK　夜のニュース等（2016年9月27日）南極海でマイクロプラスチックを検出
6) KBC朝日放送　夜のニュース等（2016年9月27日）南極海でマイクロプラスチックを検出
7) NHK WEB（2016年9月27日）微細なプラスチックごみ　南極海でも初検出
8) RKB RKBnews（2017年2月21日）海鷹丸が南極海で行ったマイクロプラスチック調査

新聞報道

1) 読売新聞・朝日新聞・毎日新聞・産經新聞など（2015年7月17日、全国版）本課題の環境省記者会見報道
2) 西日本新聞（2015年年8月13日）「ひと」欄でプロジェクト紹介
3) 西日本新聞（2015年10月16日）代表者の寄稿「プラスチック微細片　新たな海洋汚染を生む可能性」掲載
4) 毎日新聞(2016年2月2日)　社説掲載「プラスチックごみ　海を守る取り組み急げ」
5) 北國新聞　(2016年4月26日)「科学がわかった　-　マイクロプラスチック　世界の海に27万トン」
6) 環境新聞（2016年6月22日）マイクロビースによる海洋汚染
7) 共同通信（2016年9月26日）南極海にもマイクロプラスチック
8) 北海道新聞（2016年9月26日）南極海にもマイクロプラスチック　九州大，生態系への悪影響懸念
9) 読売新聞（2016年9月26日夕刊）日本周辺でのマイクロプラスチック濃度について
10) 環境新聞（2016年9月26日）南極海でのマイクロプラスチック検出について
11) 讀賣新聞(夕刊)　3頁　(2016年9月27日)「微小プラ南極にも」
12) 朝日新聞（2016年9月27日）南極海でのマイクロプラスチック検出について
13) 産経新聞（2016年9月27日）南極海でのマイクロプラスチック検出について
14) 毎日新聞（2016年9月27日）南極海でのマイクロプラスチック検出について
15) 水産タイムズ（2016年9月27日）南極海にマイクロプラスチックが浮遊
16) 日刊水産経済新聞（2016年10月4日）マイクロプラスチック調査について
17) みなと新聞（2016年10月4日）マイクロプラスチック南極海で確認
18) 科学新聞（2016年10月7日）南極海でマイクロプラスチック
19) 讀賣新聞（2017年5月8日）　マイクロプラスチックに関する特集記事にコメント
20) 朝日新聞(2017年5月25日)　深海の漂着プラスチックごみについてコメント
21) 毎日新聞(2017年7月5日)　マイクロプラスチックに関する特集記事にコメント
22) 朝日新聞(2017年10月22日)　マイクロプラスチックに関する特集記事にコメント

（６）その他

松永奈々・学会等の発表（4）が日本海洋学会2016年度春季大会若手優秀発表賞

８．引用文献

1) Andrady, A. L., 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 62, 1596-1605.
2) Lusher, A., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., and Officer, R, 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale Mesoplodon mirus. Environmental Pollution, 199, 185-191.
3) Desforges, J.-P. W., Galbraith, M., Ross, P. S., 2015. Ingestion of Microplastics by zooplankton in the northeast Pacific Ocean. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 69, 320-330.
4) Tanaka, K. and Takada, H., 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. Scientific Reports | 6:34351 | DOI: 10.1038/srep3435.
5) 高田秀重, 田中厚資, 青木千佳子, 市川馨子, 山下麗, 2014. プラスチックが媒介する有害化学物質の海洋生物への曝露と移行. 海洋と生物, 36, 579-587.
6) von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., and Köhler, A., 2012. Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel Mytilus edulis L. after an Experimental Exposure. Environmental Science and Technology, 46, 11327-11335.
7) Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., and Galloway, T. S., 2015. The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod Calanus helgolandicus. Environmental Science and Technology, 49, 1130-1137.
8) Gouin, T., N. Roche, R. Lohmann, G. Hodges, 2011 A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. Envion. Sci. & Technol., 45, 1466-1472.
9) Kolemans, A. A., E. Besseling, A. Wegner, E. M. Foekema, 2013 Plastic as a carrier of POPs to aquatic organisms: a model analysis. Envion. Sci. & Technol., 47. 7812-7820.
10) Isobe, A., Kubo, K., Tamura Y., Kako S., Nakashima E., Fujii, N., 2014. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. Marine Pollution Bulletin, 89, 324-330.
11) Kukulka, T., G. Proskurowski, S. Moret-Ferguson, D. W. Meyer, K. L. Law, 2012 The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. Geophy. Res. Lett. 39, L07601, doi:10.1029/2012GL051116.
12) Reisser, J., B. Slat, K. Noble, K. du Plessis, M. Epp, M. Proietti, J. de Sonneville, T. Becker, C. Pattiaratchi, 2015 The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. Biogeosciences 12, 1249-1256.
13) Isobe, A., K. Uchida, T. Tokai, S. Iwasaki, 2015 East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. Mar. Pollut. Bull. 101, 618-623
14) Kako, S., Isobe, A., Kubota, M., 2011. High-resolution ASCAT wind vector dataset gridded by applying an optimum interpolation method in the global ocean. J. Geophy. Res. –Atmos. 116, D23107, doi:10.1029/2010JD015484.
15) Donelan, M. A., Curcic, M., Chen, S. S., Magnusson, A. F., 2012. Modeling waves and wind stress. J. Geophys. Res. 117, C00J23, doi: 10.1029/2011JC007787.
16) Hirose, N., Takayama, K., Moon J.-H., Watanabe, T., Nishida, Y., 2013. Regional data assimilation system extended to the East Asian marginal seas. Umi to Sora [Sea and Sky] 89, 43-51.
17) Isobe, A., Kako, S., Chang, P.-H., Matsuno, T., 2009. Two-way particle tracking model for specifying sources of drifting objects: application to the East China Sea shelf. J. Atmos. Ocean. Technol. 26, 1672-1682.
18) Goldstein, M. C., Rosenberg, M. & Cheng, L. 2012 Increased oceanic microplastic debris enhances

oviposition in an endemic pelagic insect. *Biol. Lett*. **8**, 817-820

19) Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Rerryman, M., Andrady, A Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science 347, 78-771.
20) Chassignet, E.P., Hurlburt, H.E., Smedstad, O.M., Halliwell, G.R., Hogan, P.J., Wallcraft, A.J., Baraille, R., Bleck, R., 2007. The HYCOM (Hybrid Coordinate Ocean Model) data assimilative system. J. Mar. Sys. 65, 60-83
21) Isobe, A. 2016 “Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters” *Marine Pollution Bulletin*, 110, 432-437.
22) Isobe, A, A., K. Uchiyama-Matsumoto, K. Uchida, and T. Tokai, 2017 "Microplastics in the Southern Ocean" *Marine Pollution Bulletin,* 114, 623-626.

Ⅱ－２　沿岸域におけるマイクロプラスチックの動態解明

国立大学法人愛媛大学
大学院理工学研究科 生産環境工学専攻　環境建設コース　日向　博文

平成27～29年度累計予算額：30,993千円（うち平成29年度：11,150千円）
予算額は、間接経費を含む。

［要旨］　新島和田浜海岸におけるマイクロプラスチックの滞留時間と海岸から沖合方向への拡散係数を、マクロサイズの3種類の漁業用プラスチックフロートとメソサイズの微小木片を対象とした標識再捕獲調査に基づいて推測した。具体的には、それぞれの滞留時間と海水中での終端上昇速度との間に得られた線形関係をマイクロプラスチックの終端上昇速度の範囲にまで拡張することで、マイクロプラスチックの滞留時間を見積もった。その結果、マイクロプラスチックの滞留時間は、7 – 110日程度、拡散係数は1.3×10^{-4} から2.0×10^{-3} m^2s^{-1}程度と推測された。この最短の滞留時間は調査海岸での高波浪イベントの発生間隔（約11日）と同程度となった。これは、上昇速度の小さなマイクロプラスチックは、高波浪イベント時において、遡上波によって発生した乱流に高い確率で捕捉され、その結果、引き波と共に沖合へ再漂流する確率が高いためと考えられた。今後、海洋プラスチックのサイズ別滞留時間を一般化し、モデル化するためには、推測された滞留時間と海岸地形や波浪情報、特に砕波帯内の流体力学的な特性とを関連付けていく必要がある。また、シンプルな解析モデルに基づいて、海岸と海面における様々なサイズのプラスチックの存在比を見積もり、その存在比が、対象とする海域の空間スケールと対象とする漂流・漂着物に応じて変化することを示した。そして、内湾スケールの海域を管轄する地方自治体、地方整備局などにとっては、海岸清掃が、その海域からプラスチックを取り除くために非常に有効な手段であることを示した。

［キーワード］
海岸滞留時間，再漂流，終端上昇速度，遡上波

１．はじめに

海岸はマイクロプラスチック生成のホットスポットの一つである[1)]。単位時間当たりに海岸上で発生するマイクロプラスチックの総量は、その海岸に漂着している大きなサイズのプラスチックの総量とそれらの総年齢（海岸に漂着していた時間の合計）に依存すると考えられる[2)]。各プラスチックの年齢は、そのプラスチックがかつて漂着したことのある全ての海岸での滞留時間から見積もることが出来る。そして、ある海岸で生成されたマイクロプラスチックは、その海岸での滞留時間に応じて再漂流していく。プラスチックが海洋環境に与える影響を把握するためには、環境中における各レザバー（海面，海中，海底，海岸，生態系など）内のストックと各レザバー間のフラックスを明らかにする必要がある[3)]。その過程で大事なのが各レザバー内の滞留時間を理解することである[4)]。今後、海岸での一連の過程–大きなサイズのプラスチックの漂着・マイクロプラスチックの生成・マイクロプラスチックの再漂流–を滞留時間に基づいてモデル化し、海洋プラスチック輸送モデル[5), 6)]に組み込むことは、非常に重要な課題である。

Hinata and Kataoka (2016)[7)]は、沿岸域のマイクロプラスチック動態を解明する上で極めて重要な海岸—沖合間のマイクロプラスチックフラックス計算に関するシンプルなモデルを提案した。このフラックスはマイクロプラスチックの再漂流過程に対応し、海洋プラスチック輸送モデルの海岸境界条件となるものである。提案された数値モデル化の基本コンセプト[1)]をFig. 1-1に示す。モデルでは、海格子に接する陸格子を海岸格子に設定する。そして、海岸格子から海格子への再漂流フラックス（F_{bw}）は拡散係数（$\langle D_p \rangle$）と海岸格子内に存在するマイクロプラスチックの総数から計算する。

$$F_{bw} = \langle D_p \rangle \frac{R(t)}{B^2}. \tag{1-1}$$

そして、拡散係数は現地調査から見積もられるマイクロプラスチックの海岸滞留時から以下の式

$$\langle D_p \rangle \approx \frac{B^2}{\tau}. \tag{1-2}$$

を用いて求める[2)]。ここに、Bは後浜の幅、τは海岸調査から求めたマイクロプラスチックの海岸滞留時間である。漂着フラックスについては、ストークスドリフト、潮流や吹送流と海岸格子に接する海格子内に存在するマイクロプラスチック量から移流フラックスとして求める。通常、ストークスドリフト、潮流や吹送流は海洋輸送モデル内に導入済みであるので、海岸過程をこの輸送モデルに組み込むためには、上記の拡散係数$\langle D_p \rangle$を現地観測から見積もれば良いことになる。

メソ、あるいはマクロサイズの大きなサイズのプラスチックの海岸滞留時間は標識再捕獲法によって調べるのが一般的である[4),8)]。しかしながら、再捕獲が事実上不可能なマイクロプラスチックにこの方法を適用することは出来ない。では、どのようにマイクロプラスチックの滞留時間を求めたら良いのだろうか？そこで、ヒントになったのが、以下の2つの研究である。Kukulka et al. (2012)[9)] によれば、海水柱におけるマイクロプラスチックの鉛直分布は、水柱における乱れ強度の鉛直分布とマイクロプラスチックの海水中での上昇速度によって決まる。Isobe et al., (2014))[10)] によれば、 その結果、より大きなサイズの（終端上昇速度の大きな）マイクロプラスチックは岸近くに選択的に輸送され、沖側ではより小さなサイズの（終端上昇速度の小さな）マイクロプラスチックが優先的に存在する。つまり、上昇速度の違いがマイクロプラスチックの水平方向の分布に大きな影響を与えているのである。

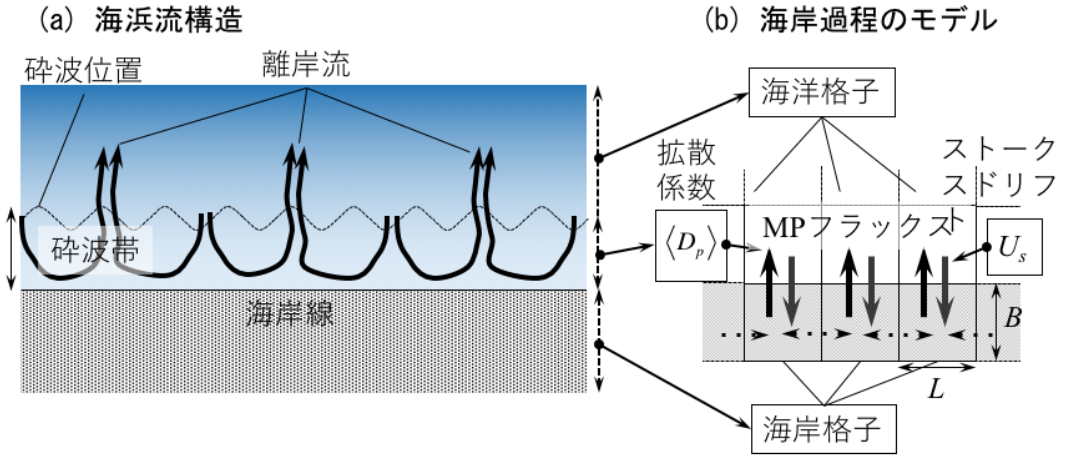


Fig. 1-1 海岸過程のモデル化の概念図[7)]

我々は、これらの研究をヒントにサイズが異なるプラスチックの海岸滞留時間に関して以下の仮説を立てた。すなわち、海岸でのプラスチックの滞留時間はそのプラスチックの海水中での終端上昇速度と関係がある。何故なら、上昇速度の大きなプラスチックは打ち寄せる波に乗ってより陸側へ輸送されるのに対し、上昇速度の小さなプラスチックは遡上波が崩れる際に発生する乱流に捕捉され易く、引き波とともに砕波帯へと再漂流していく確率が高くなる、と考えられるからである。その結果、より小さなサイズの（上昇速度の小さな）プラスチックの滞留時間はより短くなるはずである。本サブテーマでは、この仮説を確かめるべく異なる上昇速度を持ったマクロサイズの漁業用プラスチックフロートとメソサイズの木片の海岸滞留時間とそれらの終端上昇速度との関係を標識再捕獲法によって調べ、その関係性からマイクロプラスチックの海岸滞留時間を推測した。また、滞留時間と上昇速度との間に統計的に有意な関係が得られれば、上述した海岸での一連の過程（大きなサイズのプラスチックの漂着・マイクロプラスチックの生成・マイクロプラスチックの再漂流）のモデル化、つまり様々なサイズのプラスチックのモデル化が容易になる、という大きな利点もある。

２．研究開発目的

本サブテーマでは、マイクロプラスチック生成のホットスポットの一つである海岸におけるマイクロプラスチックの滞留時間を、異なる終端上昇速度を持ったマクロサイズの漁業用プラスチックフロートとメソサイズの木片の海岸滞留時間とそれらの上昇速度との関係性から見積もること、その結果から、海岸—沖合間のマイクロプラスチックの再漂流フラックスの計算に使用するための拡散係数を見積もることが第１の目的である。 さらに、定常状態を仮定した海岸を含む海域の海洋プラスチックの収支バランスと、拡散係数を用いた漂着・再漂流フラックス計算に基づくシンプルな解析モデルを使って、様々なサイズのプラスチックの海岸と海面における存在量の割合について見積もり、海洋におけるマイクロプラスチックの動態を解明する上での海岸過程の重要性について検討した。

３．研究開発方法

３．１．対象海岸と標識際捕獲法対象物

調査は新島（東京都新島村）の西岸に位置する和田浜で行った（Fig. 3-1）。沿岸方向の長さは約900mであり、岸沖方向の幅は30 – 50m（平均幅は35m）である。調査を行うに際し、沿岸方向に幅100mの9つのトランゼクト（T1 – T9）を予め設定した。沿岸方向に調査対象物は3種類の漁業用フロート（PF1 , PF2, PF3）と3色に塗装した微小木片（WPR, WPB, WPG）である（Fig. 3-2）。漁業用フロートはマクロサイズに、微小木片はメソサイズに分類される。ここで大勝した使用した漁業用フロートは、我が国の多くの海岸に漂着しており、今後これらの海岸で和田浜海岸と同様な調査を行うことで、海岸間の滞留時間の比較が可能となる。これらの対象物の海水中における定常状態での上昇速度（終端上昇速度w）は以下の式を用いて計算した（水理公式集）。

$$w = 1.82 \times \left\{\frac{(\rho-\rho')gr}{\rho}\right\}^{1/2} \quad (R_e > 100). \tag{3-1}$$

ここに、ρ（1.03 kgm^{-3}）は海水の密度、ρ'は対象物の密度、gは重力加速度、rは対象物の等体積球相当径（半径）で、R_eはレイノルズ数である。Table 3-1に対象物の長さ（L）、幅（D）、体積（V）、相

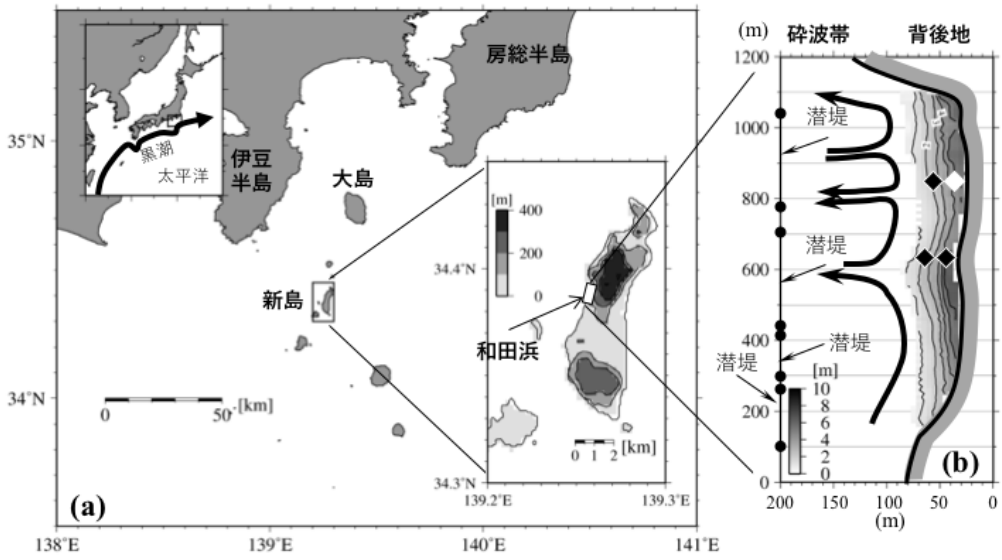


Fig. 3-1 (a) 和田浜海岸の位置図。 (b) 和田浜海岸の拡大図。菱形（黒）は微小木片とPF1を，菱形（白）はPF1のみを散布した位置を示す。太矢印は砕波体内の海浜流パターンを示す。

当径（r）、 重量（W）、 比重（d）と終端上昇速度（w）を示す。木片の上昇速度は0.28m/s、3種類のプラスチックフロートの上昇速度は、PF1：0.91m/s、PF2：1.38m/s、PF3：0.77m/sである．また、低密度ポリエチレン（LDPE）、高密度ポリエチレン（LDPE）、発泡スチロー（FPS）の比重、終端上昇速度も併せて示してある。なお、上昇速度は、r = 0.25mmと仮定した場合の値であり、各材質のマイクロプラスチックの上昇速度の最大値に相当している。

Table 3-1　標識再捕獲調査の対象物とマイクロプラスチック（LDPE、HDPE、PP、FPS）の特徴。長さ（L）、 幅（D）、体積（V）、等体積球相当半径（r）、重量（W）、比重（d）、終端上昇速度（w）。なお、マイクロプラスチックの相当半径と上昇速度は、その最大値を示している。

	L (cm)	D (cm)	V (cm^3)	r (cm)	W (g)	d	w (ms^{-1})
PF1	13.0	2.4	74.0	2.6	38.8 (5.4)	0.52 (0.07)	0.91 (0.07)
PF2	13.1	7.8	376.3	4.5	134 (15.6)	0.36 (0.04)	1.38 (0.04)
PF3	11.0	1.9	25.0	1.8	12.8 (0.7)	0.51 (0.03)	0.77 (0.02)
WPs	1.3	0.6	0.4	0.4	0.3	0.75 (0.02)	0.28 (0.01)
LDPE	–	–	–	0.25	–	0.92	0.13
HDPE	–	–	–	0.25	–	0.94	0.12
PP	–	–	–	0.25	–	0.84	0.17
FPS	–	–	–	0.25	–	0.05	0.39

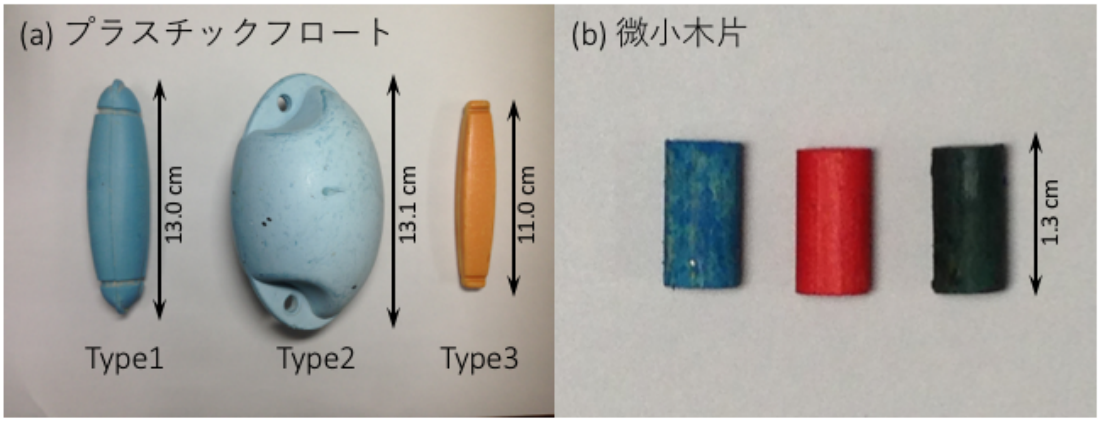


Fig. 3-2　標識再捕獲調査の対象物。(a) プラスチックフロート、 (b) 微小木片。赤と青の微小木片は浜の中央部に、緑の木片は浜の北側に散布した（Fig. 3-1参照）。

３．２．標識際捕獲調査

プラスチックフロート（PF1, PF2, PF3）の標識再捕獲調査は先行研究[8), 11)]によって、2011年の9月から2013年の8月までの約2年間にわたって行われた。調査は基本的に2 – 3 ヶ月おきに行われ、海岸に漂着した全てのプラスチックフロートに識別番号を油性ペンで記入し、同時に漂着位置を携帯用のGPS（GPSMAP® 60CSx, Garmin Ltd.）で計測している。これらの先行研究では3種類全てのプラスチックフ

ロートの残余数の時間変化から3種類のフロートの平均滞留時間を求めているのに対し、本研究では滞留時間の上昇速度依存性を調べるため、種類毎の残余数の時間変化から種類毎の滞留時間を計算している。

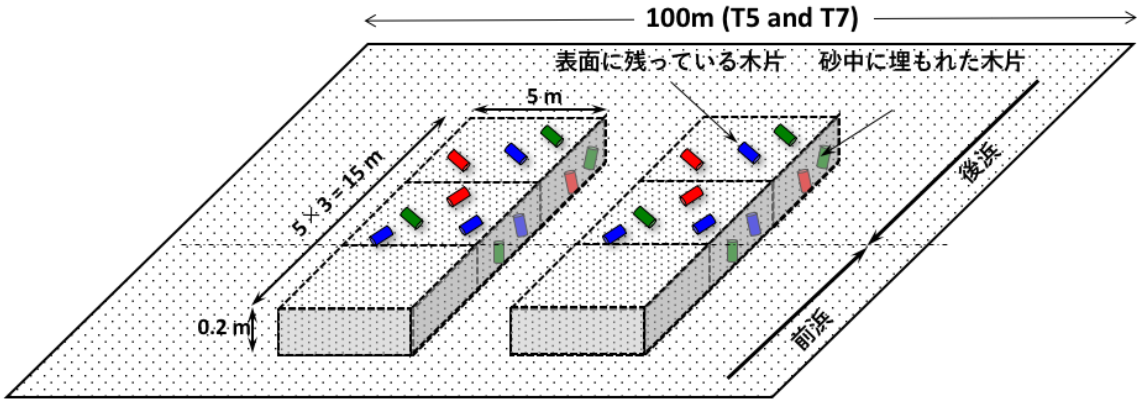


Fig. 3-3 砂中ー表面存在比を求めるためにT5とT7内に設定した小区画。

Table 3-2　1年間の標識際捕獲調査の日程、第1回目の調査からの経過日数。PF1と木片（WP）は、2015年9月17日にT5とT7に散布された（●）。砂中ー表面存在比 R_{io} は、第6回から第10回の調査で計測した。目視による砂中および表面の回収効率の検証調査は第10回の調査時に行った。毎回、調査は2–3日かかっており、表に示した日にちは調査の初日である。

Survey Number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Month/Day/Year	09/17/15	10/13/15	10/24/15	11/07/15	12/19/15	01/09/16	04/27/16	06/22/16	08/25/16	10/22/16
Elapsed time (day)	0	26	37	51	93	114	223	279	343	401
PF1 (surface)	●	○	○	○	○	○	○	○	○	○
WP (surface)	●	-	-	-	-	○	○	-	○	○
Intensive survey (R_{io})	-	-	-	-	-	○	○	○	○	○
Verification surveys	-	-	-	-	-	-	-	-	-	○

一方、微小木片の調査期間は2015年9月から2016年10月までの約１年間である。調査日時、内容をTable 3-2に整理した。2年間の標識際捕獲調査では、波流れによって海岸に漂着したフロートを対象としたのに対し、この調査では、予め計数した微小木片を2015年9月に海岸の中央部に位置するトランゼクト（T5）と北寄りのトランゼクト（T7）（Fig. 3-1）に散布しそれらの数の減少を標識再捕獲法により計測した。第１回目の調査日（2015年9月17日）に、T5の前浜と後浜にそれぞれWPB（75,000個）とWPR（50,000個）を、T7の前浜にはWPG（50,000個）を、それぞれ1m×1mの範囲に散布した。散布位置は、砕波帯内における離岸流の発生位置[7]を考慮して決定しており、多くの木片はいずれT7（離岸流発生箇所）に収束しながら沖合に再漂流し、海岸全体には広がらないことが予想された。即ち、ここで計測した滞留時間は、海岸の北側部分における滞留時間に相当するが、先行研究[7]によって、T5とT7を含む北側での滞留時間は海岸全体の滞留時間とほぼ等しくなる、言い換えれば、北側部分に漂着している漂着物の滞留時間によって海岸全体の滞留時間が決まっている、ことが分かっている。散布数は、木片の総重量と木片の比重から計算しているが、ここでは、滞留時間を求める際に散布数の計算誤差については考慮しなかった。なぜなら、10%の計数誤差があっても1 – 3 %程度の滞留時間の誤差しか生じないためである。

木片の滞留時間を求めるためには、木片の海岸上の残余数の時間変化を求める必要がある。ただし、木片の終端上昇速度は、プラスチックフロートのそれに比べてかなり小さいため（Table 3-1）、遡上波によって砂と共に捲き上げられ、その後、遡上波が引く際、多くの木片が砂中に埋まることが判明した。しかしながら、海岸全域で砂中に埋もれた木片を掘り出すことは事実上不可能である。そこで、ここでは、表面については、プラスチックフロートと同様に、砂浜上に残っている全ての木片を目視によって計数した。そして、表面と砂中に残っている木片数の比を求めることで、海岸全体の砂中に残っている木片の総量を推定することにした。そのために、まず、小区間（5m×15m）を2つずつT5とT7に設け（Fig. 3-3）、それぞれのトランゼクト内で表面に存在する木片数と砂中に埋まっている木片数の比率（R_{io}）と2つのトランゼクトの平均値（$\bar{R}_{io}$）を求め、この比率に表面に残っていた木片の総数を掛けることで砂中に存在する木片数を見積もった。そして、両者の合計から、色毎の全残余数（$Q^{R,B,G}(t)$）を以下の式から見積もった。

$$Q^{R,B,G}(t) = \sum_{N=1}^{9}\left(\bar{R}_{io} \times Q_{oN}^{R,B,G}/r_o^{R,B,G} + Q_{oN}^{R,B,G}/r_o^{R,B,G}\right)$$

$$= (\bar{R}_{io} + 1)\sum_{N=1}^{9} Q_{oN}^{R,B,G}/r_o^{R,B,G} \tag{3-2}$$

R, *B*, *G*は木片の塗装に用いた色（赤，青，緑）を示し、*t*は木片を散布した日からの経過時間（日）を示す。また、$Q_{oN}^{R,B,G}$ は第*N*トランゼクト（$N = 1, \ldots, 9$）の表面で回収された木片の数を、$r_o^{R,B,G}$は、目視による表面での木片回収率であり、後述するように検証調査によって求めており、それぞれ0.98（r_o^R），0.96（r_o^B），0.68（r_o^G）となった。T5に散布された木片の残余数（$Q^{RB}(t)$）とT7に散布された木片の残余数（$Q^G(t)$）を含めた全残余数（$Q^{WP}(t)$）は、以下のようになる。

$$Q^{RB}(t) = Q^R(t) + Q^B(t) \tag{3-3}$$

$$Q^{WP}(t) = Q^{RB}(t) + Q^G(t) \tag{3-4}$$

このトランゼクト毎（散布位置毎）の残余数（$Q^{RB}(t)$，$Q^G(t)$）と全残余数（$Q^{WP}(t)$）を初めの散布数で割ることで、それぞれの残余率 $Q^{RB}(t)/Q^{RB}(0)$，$Q^G(t)/Q^G(0)$，$Q^{WP}(t)/Q^{WP}(0)$ を求め、これを指数関数で近似することによって、散布位置に応じた滞留時間（$T5{:}\,\tau^{RB}$，$T7{:}\,\tau^G$）と全体の滞留時間（τ^{WP}）を計算した。

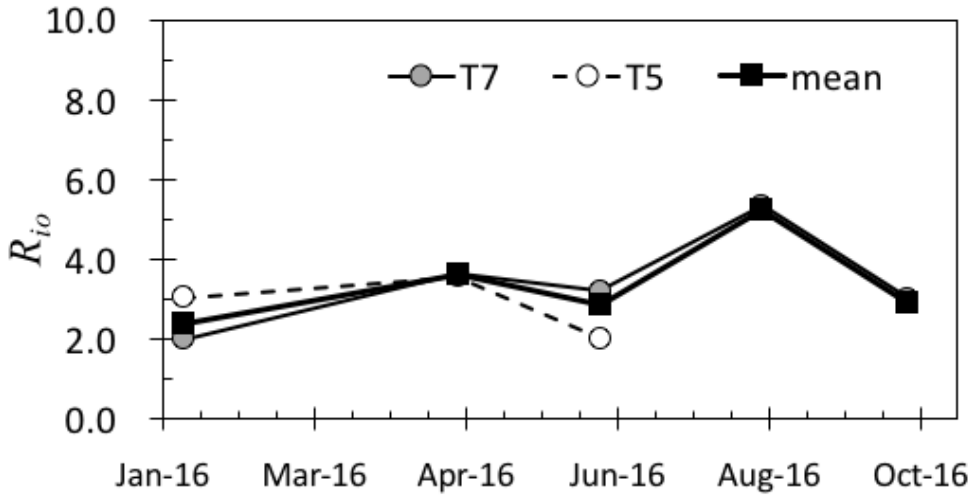


Fig. 3-4 砂中ー表面存在比（R_{io}）の時間変化。白色の印がT5における、灰色の印がT7における結果であり、黒色の印が両者の平均値である。最後の2回の調査では、表面に存在している木片数が著しく少なかったためにT5での調査は行わなかった。

木片の回収は全て目視（手作業）で行ったため、木片の回収精度を検証した。検証は、第10回の調査時に行った。T5の前浜に5つの5m×5mの小区画を設け、2名の観測者が15個の木片（各色5個ずつ）を各区画内の砂中に散布し、それを別の3名の観測者が手作業で回収することで回収率を把握した。全ての検証調査終了まで、3名の観測者には散布数は知らされない。それぞれの色の木片の地中回収率（$r_i^{R,B,G}$）はそれぞれr_i^R=1.0（0.0），r_i^B=0.86（0.17），r_i^G=0.58（0.19）となった。カッコ内は標準偏差である。木片を塗装した色に応じて回収率が大きく異なる結果となった。和田浜海岸には濃緑色の砂が多く含まれているため、砂に近い色に塗装されたWPGの回収率が低くなったと考えられる。今後、同様な調査を行う場合、海岸の砂の色を考慮して木片を塗装する必要がある。また、調査毎に、0.7個のWPB、2.1個のWPGが回収されずに小区画内に残っていることになるが、これらを回収することはしなかった。それらの数は海岸全体に残っている木片の数に比べて著しく小さいからである。

砂中—表面率（R_{io}, $\bar{R}_{io}$）の計算には、回収率の低いWPGの検証結果は用いずに、WPBとWPBの検証結果を用いた。すなわち、

$$R_{io}(t)|_{Tj} = \frac{1}{q_o^R(t)|_{Tj}+q_o^B(t)|_{Tj}}\left\{\frac{q_i^R(t)|_{Tj}}{r_i^R}+\frac{q_i^B(t)|_{Tj}}{r_i^B}\right\} \quad j=5,7 \tag{3-5}$$

$$\overline{R}_{io}(t) = \frac{1}{\sum_j q_o^R(t)|_{Tj}+\sum_j q_o^B(t)|_{Tj}}\left\{\frac{\sum_j q_i^R(t)|_{Tj}}{r_i^R}+\frac{\sum_j q_i^B(t)|_{Tj}}{r_i^B}\right\} \quad j=5,7 \tag{3-6}$$

ここに、$q_i^{R,B}$(t) と $q_o^{R,B}$(t)は、T5とT7に設定された5m×15mの2つの区画（Fig. 3-3）の砂中と表面から回収されたそれぞれの色の木片の総数であり、jは木片を最初に散布したトランゼクト番号を意味する。なお、2つの区画内においては、表面に残っている木片の回収率は1.0であると仮定している。$r_i^{R,B,G}$は第10回の調査時にのみ計測しているが、$R_{io}(t)$，$q_i^{R,B,G}$，$q_o^{R,B,G}$については第6回～第10回の調査時に計測を行なっている。ただし、第9回、第10回の調査時には、多くの木片はT７に移動しており、T5内に設定した区画の表面には2，3個の木片しか残っていなかったため、T5については第6回～第8回においてのみ$R_{io}(t)$を求めた。これらの調査時を除いてT5とT7の$R_{io}(t)$は、ほぼ同じ値となったことから（Fig. 3-4）、ここでは$\bar{R}_{io}$を用いて全海岸での総残余数を計算した。

一方、表面についても検出率（$r_o^{R,B,G}$）の検証を行った。地中を対象とした検証調査と同様に、第10回の調査時に、2名の観測者が15個の木片（各色5個ずつ）をT1内の表面に散布し、それを別の3名の観測者が手作業で回収することで回収率を把握した。その結果、r_o^R=0.98（0.04），r_o^B=0.96（0.08），r_o^G=0.68 （0.13）となった。これらの検出率を用いて、目視によって実際に回収した各色の木片数を補正した。

１年間の調査から求めた微小木片の滞留時間と2年間の調査によって求められたプラスチックフロートの“真の”滞留時間を比較するために、PF1についても木片と同じ期間で標識際捕獲調査を行なった。散布した箇所は4箇所（T5とT7の前浜と後浜）であり、T7の後浜以外は木片と同じ場所に散布した。予めID番号を付したPF1を50個ずつ計200個散布した。ID番号は、それぞれのコホートで統一しており、T5の後浜（前浜）に散布したPF1には5-1（5-2）をT7の後浜（前浜）に散布したPF1には7-1（7-2）というID番号を付した。すなわち、1年間の調査では、個々のフロートの軌跡を追跡することはせず、コホート毎の残余数（$Q_{T5}^{PF1}(t), Q_{T7}^{PF1}(t)$ ）、あるいは全体の残余数（$Q^{PF1}(t)$）の減少を調査した。

$$Q_{Tj}^{PF1}(t) = Q_{j-1}^{PF1}(t) + Q_{j-2}^{PF1}(t) \quad j=5,7 \tag{3-7}$$

$$Q^{PF1}(t) = \sum_j Q_{Tj}^{PF1} \quad j=5,7 \tag{3-8}$$

ここに、tは散布してからの経過時間、jは散布位置（トランゼクト番号）を示す。ここでは、それぞれ散布位置毎の滞留時間（τ_{T5}^{PF1}，τ_{T7}^{PF1}）と全体の滞留時間（τ^{PF1}） を、残余率（$Q_{T5}^{PF1}(t)/Q_{T5}^{PF1}(0)$, $Q_{T7}^{PF1}(t)/Q_{T7}^{PF1}(0)$, $Q^{PF1}(t)/Q^{PF1}(0)$）を指数関数に近似することで計算した。なお、散布した200個のPF1は島内の別の海岸で回収したものであり、島外から新たに持ち込む事はしなかった。また、PF1は砂中に埋もれることはほとんどないので、表面のみを対象に再捕獲調査を行なった。

４．結果及び考察

４．１．プラスチックフロートの滞留時間

2年間の標識際捕獲調査から求めたPF1、PF2、PF3の残余率の時間変化をFig. 4-1に示す。時間は、それぞれのプラスチックフロートが海岸で初めて見つかった日からの経過時間（日）である。ただし、最初に見つかった総数が1のコホートについては計算から除外している。この時間変化を指数関数（exp(−kt)）を用いて近似した結果、PF1：自由度(df) = 89, r^2 = 0.68, $p < 0.001$；PF2：df = 71, r^2 = 0.67, $p < 0.001$；PF3：df = 99, r^2 = 0.85, $p < 0.001$（Table 4-1）となった。 なお、ここでは、統計的有意性については、全て$p < 0.05$によって判断した。

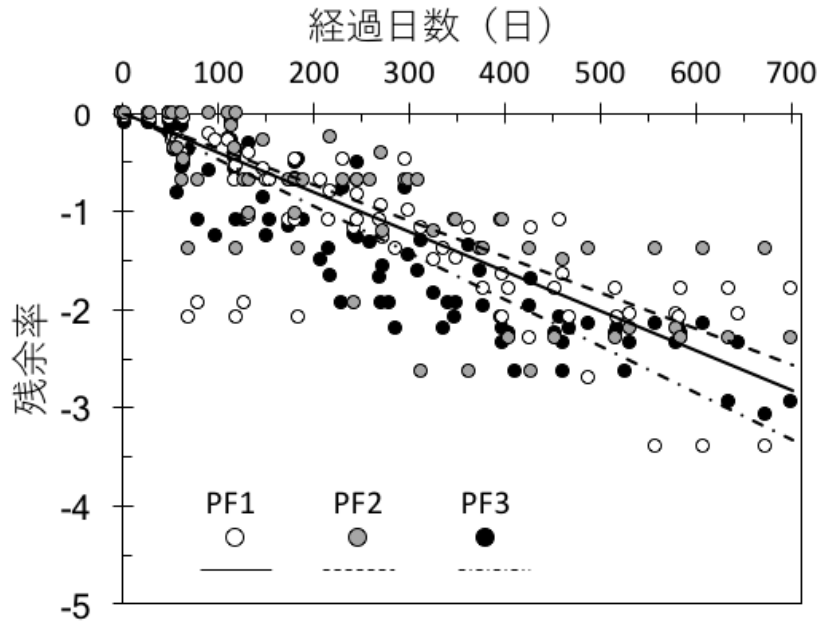


Fig. 4-1 残余率の時間変化（縦軸は自然対数表示） 。時間はプラスチックフロートが初めて発見されてからの経過日数である。白色はPF1を、灰色は PF2を、黒色は PF3の残余率を示す。実線、破線、一点鎖線は、それぞれ、 PF1、 PF2、 PF3の残余率の時間変化の近似直線（best-fit line）である。

指数関数の時間積分からそれぞれのプラスチックフロートの滞留時間を計算すると、248日（PF1），273日（PF2），211日（PF3）となった（Table 4-1）。これらの結果から、終端上昇速度と滞留時間は負の相関関係があるように考えられる。ただし、PF3の滞留時間は、PF1やPF2の滞留時間よりも統計的に有意に短いが、PF1とPF2の滞留時間には、統計的に有意な差はなかった（PF1-PF2：df = 160, $p > 0.1$；PF1-PF3：df = 188, $p < 0.005$； PF2-PF3：df = 170, $p < 0.001$）。続いて、式(1-2)を用いてプラスチックフロートの拡散係数を見積もると、10^{-5} m^2/sのオーダーとなった。ただし、後浜の平均幅（B）を35mとしている。

４．２．木片の滞留時間

1年間の標識際捕獲調査から求めたPF1の残余率（$Q_{T5}^{PF1}(t)/Q_{T5}^{PF1}(0)$, $Q_{T7}^{PF1}(t)/Q_{T7}^{PF1}(0)$, $Q^{PF1}(t)/Q^{PF1}(0)$）と木片の残余率（$Q^{RB}(t)/Q^{RB}(0)$, $Q^{G}(t)/Q^{G}(0)$, $Q^{WP}(t)/Q^{WP}(0)$）の時間変化をFig. 4-2に示す。時間は、木片とPF1を散布した日（2015年9月17日）からの経過時間（日）である。T5に散布した木片とPF1の滞留時間（τ^{RB}, τ_{T5}^{PF1}）は、それぞれ69日と231日であり、滞留時間の比（$\tau^{RB}/\tau_{T5}^{PF1}$）は0.30となった。これに対し、T7に散布した木片とPF1の滞留時間（τ^{G}, τ_{T7}^{PF1}）は、それぞれ98日と227日であり、その比（τ^{G}/τ_{T7}^{PF1}）は0.43となった。それぞれのトランゼクトに散布された木片とPF1の滞留時間を比較すると、木片の滞留時間が統計的に有意に短かったが、PF1と木片それぞれの滞留時間については、初期散布位置間での有意な差はなかった。そこで、以降は、木片とPF1については、散布位置に関係なく全体の残余率から求めた滞留時間とその比を使用する。すなわち、木片の滞留時間は79日（τ^{WP}：df = 3, $p <$

0.05）、PF1の滞留時間は243 日（τ^{PF1}: df = 8, p <0.001）、そして、その比は0.33（τ^{WP}/τ^{PF1}）である（Table 4-1）。

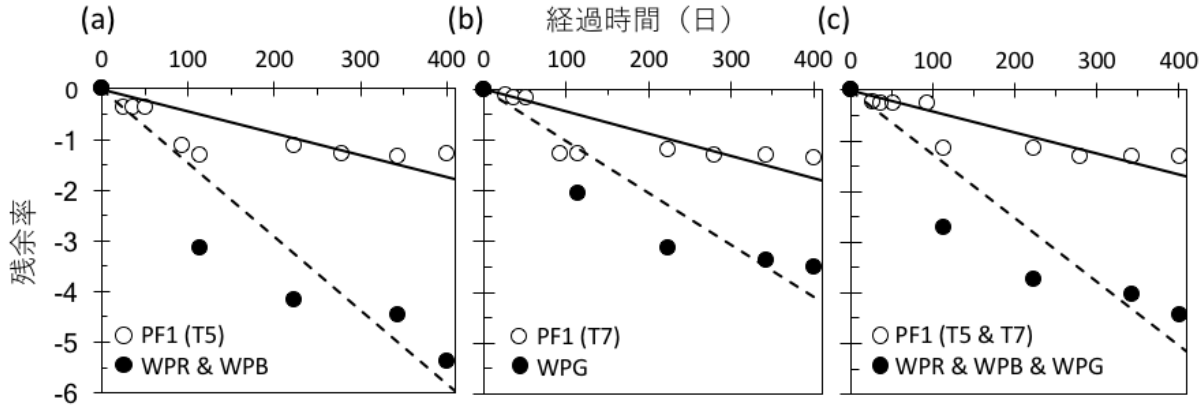


Fig. 4-2 PF1と木片（WPR、WPB、WPR）の残余率の時間変化（縦軸は自然対数表示）。白色はPF1の、黒色は木片の残余率である。実線、破線は、それぞれ、 PF1、木片の残余率の時間変化の近似直線（best-fit line）である。

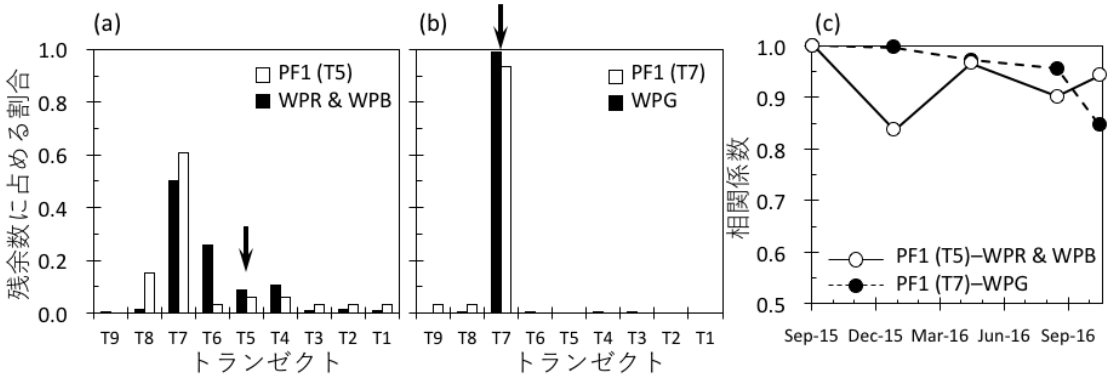


Fig. 4-3 2016年1月9日（第6回調査）における沿岸方向のPF1と木片（WPR、 WPB、 WPG）の分布パターン．(a)はT5に散布した、(b)はT7に散布したPF1と木片の分布を示す。(c)は両者の沿岸方向分布の相関係数の時間変化を示す。PF1と木片の沿岸方向分布は、散布位置に関係なく、似たパターンになっていることがわかる。

Kataoka et al. (2015)[11] の結果によれば、 3種類のプラスチックフロートの滞留時間について、T5に漂着したフロートの滞留時間の方が、 T7に漂着したフロートの滞留時間よりも統計的に優位に長い。一方、本研究では、散布位置の違い（T5とT7）による滞留時間の差は確認できなかった（$\tau^{RB}-\tau^{G}$: df = 6, $p > 0.1$; $\tau_{T5}^{PF1}-\tau_{T7}^{PF1}$: df = 16, $p > 0.1$）。考えられる理由としては、1年間の標識際捕獲調査では、プラスチックフロートを所定の位置に散布したことが挙げられる。しかしながら、1年間の調査で重要な点は、木片とPF1の滞留時間の比（τ^{WP}/τ^{PF1}）を求め、2年間の標識際捕獲調査から求めたPF1の“真の”滞留時間と、この比から木片の“真の”滞留時間を推定することである。この比率は、標識際捕獲調査の期間長には依存しないと仮定すると、木片の“真の”滞留時間は、248 日× 79/243 = 81 日となる。よって海岸から沖合方向の１次元の拡散係数は、1.75×10^{-4} (m^2/s)と見積もられる。これは、 PFの拡散係数よりも2.6から3.4倍ほど大きな値である。木片とPF1の滞留時間の違いは、後述するように遡上波によって発生した乱流に対する両者の

応答の違いを反映しているものと考えられる。この応答が時間によって変化するとは考え難いので、比率の期間依存性に関する仮定は、概ね妥当であると考えている。

Hinata and Kataoka (2016) [7]の結果から予想された様に、散布した木片とPF1は、散布位置に関係なく、砕波帯内の沿岸流によって徐々にT7に収束し、その結果、両者の沿岸方向の分布は似た形となった（Fig. 4-3）。この沿岸方向の分布パターンは、少なくとも第10回の調査までは続いていた。このことは、沿岸流に対する両者の応答には大きな違いがないことを示している。すなわち、両者の滞留時間に優位な差が生じたのは、遡上波（遡上波によって起きる乱流）による応答の違い（Fig. 4-4）に原因があると考えられる。すなわち、PF1は海水中での終端上昇速度が相対的に大きいため、遡上波によって生じた乱流に捕捉される難く、遡上波先端部表面に位置しながら、遡上波によってより岸側へと押し込まれる。これに対し、木片は、終端上昇速度が比較的小さく乱流に捕捉され易いため、引き波とともに砕波帯内に移動する確率が高くなり、その結果、滞留時間が短くなった、と考えられる。実際、例えば第6回の調査時において、PF1の97%が、海岸の最も岸側の幅10mの範囲内に移動していたのに対し、木片の位置はGPSで計測していないが、PF1に比べ岸沖方向により広く分布していたことが目視により確認されているのである。

４．３．滞留時間と岸沖方向一次元拡散係数の終端上昇速度依存性について

全ての滞留時間とそれらから計算された一次元の拡散係数と終端上昇速度の関係をFig. 4-5に示す。図では、ポリエチレン（PE）製、ポリプロピレン（PP）製、および発泡スチロール（FPS）製のマイクロプラスチック（0.15 < r < 2.5 mm）の上昇速度の範囲を、ハッチをかけて示している。上昇速度の最小値は、各プラスチックタイプの比重と等体積球相当半径をr = 0.15mmとして、上昇速度の最大値は、r = 2.5mmとして計算している。最大値はTable 3-1に示してある通りである。黒色と灰色の印は、それぞれ2年間、1年間の標識際捕獲調査から直接得られた値であり、白色の印は、1年間の調査から得られた木片とPF1の滞留時間の比（τ^{WP}/τ^{PF1}）と、2年間の調査から得られたPF1の“真の”滞留時間から求めた木片の“真の”滞留時間である。これらの滞留時間と上昇速度との関係を得るために線形回帰分析を行った。この時、PF1の滞留時間と優位な差が確認できなかったPF2の滞留時間は除いた。回帰分析の結果、滞留時間（τ 日）と上昇速度（w m/s）の間に以下の線形の関係が得られた。

$$\tau(w) = 2.6 \times 10^2 w + 7.1 \ (r^2 = 0.99) \qquad (4\text{-}1)$$

Table 4-1 プアスチックフロートと木片の残余率（Fig. 4-1、 Fig. 4-2）に対する統計解析結果、各対象物の滞留時間およびプラスチックフロートと木片の滞留時間比。なお、MRE（Mark-Recapture Experiment）は標識再捕獲調査を表す。

MRE	Initial deployment	Target item	Slope (k)	p-value	r^2	τ (day)	$<D_p>$ (m^2s^{-1})	Residence time ratio
2-year MRE	-	PF1	4.03×10^{-3}	< 0.001	0.68	248	5.72×10^{-5}	-
		PF2	3.66×10^{-3}	< 0.001	0.67	273	5.19×10^{-5}	-
		PF3	4.74×10^{-3}	< 0.001	0.85	211	6.72×10^{-5}	-
1-year MRE	T5	PF1	4.32×10^{-3}	< 0.005	0.34	231	6.14×10^{-5}	0.30
		WPR, WPB	1.46×10^{-2}	< 0.05	0.79	69	2.05×10^{-4}	
	T7	PF1	4.40×10^{-3}	< 0.005	0.51	227	6.25×10^{-5}	0.43
		WPG	1.02×10^{-2}	< 0.05	0.78	98	1.45×10^{-4}	
	T5 & T7	PF1	4.12×10^{-3}	< 0.001	0.74	243	5.83×10^{-5}	0.33
		WPR, WPB, WPG	1.26×10^{-2}	< 0.05	0.77	79	1.79×10^{-4}	

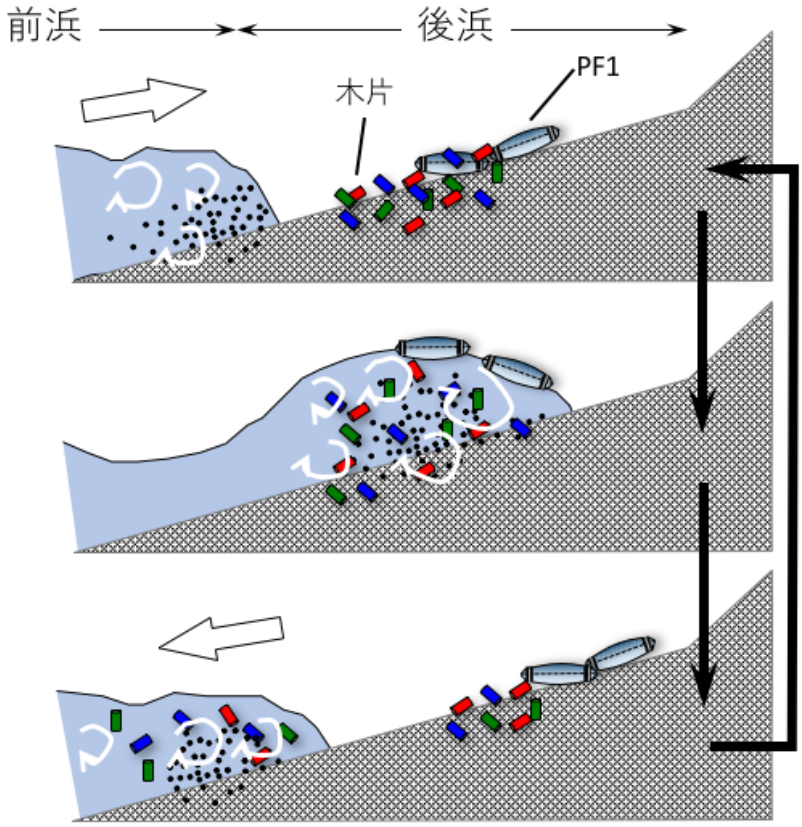


Fig. 4-4 遡上波に対する木片とPF1の応答に関する概念図。木片は、遡上波によって生成された乱流に捕捉され易いため（中段）、引き波と共に砕波帯へ移動する（下段）のに対し、プラスチックフロートは、終端上昇速度が大きく乱流に捕捉され難い（中段）。そのため、遡上波によってより岸側へと押し込まれる（中段、下段）。

この関係と式(1-2)から、一次元の拡散係数$\langle D_p \rangle$（m^2/s）と上昇速度の関係は以下のようになる。

$$\langle D_p \rangle = \frac{B^2}{(2.6\times10^2 w+7.1)\times24\times60^2}. \quad (4\text{-}2)$$

これらの関係が、ハッチをかけたポリエチレンやポリプロピレン製のマイクロプラスチックの上昇速度範囲（3.9×10^{-3}–1.7×10^{-1} m/s）まで成り立つと仮定すると、それらの滞留時間と拡散係数は、それぞれ、8日から51日程度、2.8×10^{-4} m^2/sから1.8×10^{-3} m^2/sの程度であると見積もられ、プラスチックフロートの拡散係数に比べて1から2桁大きな値となった。

一方、発泡スチロール（FPS）製のマイクロプラスチックの滞留時間は、18日から110日程度と見積もられた。しかしながら、漂着したFPS製のマイクロプラスチックは風で容易に動いてしまうため、実際の滞留時間は、卓越風の風向等に応じて、ここで見積もった値よりも広く分布すると考えられる。和田浜は、新島の西海岸に位置しているが、ここで使用した木片やプラスチックフロートは、冬季における西寄りの強い季節風卓越時でもほとんど動くことがなかった。よって、本研究で見積もられた滞留時間は、風の影響はほとんど含まれていないと考えられる。

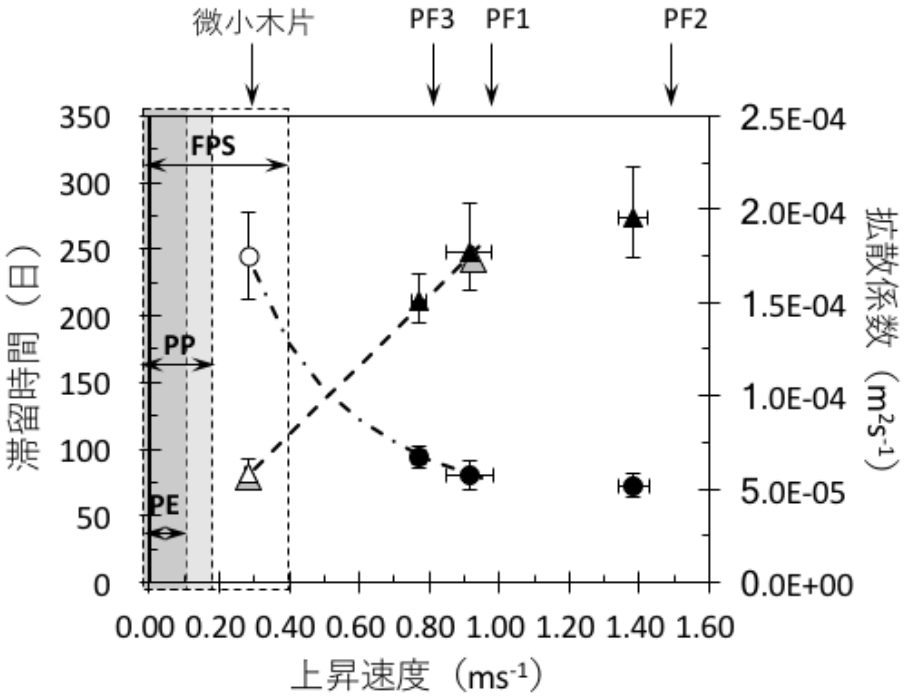


Fig. 4-5　滞留時間（三角）および拡散係数（丸）と上昇速度の関係。FPSは発泡スチロール、PPはポリプロピレン、PEはポリエチレンを示し、その下の両矢印はそれぞれの材質のマイクロプラスチックの上昇速度の範囲を示す。破線は上昇速度と微小木片、プラスチックフロート（PF1、PF3）の滞留時間との線形関係を、一点鎖線は、それらの拡散係数と上昇速度との関係を示す。

サイズのより小さなマイクロプラスチックの滞留時間、具体的には0.015 ms^{-1}よりも小さな終端上昇速度をもつマイクロプラスチックの滞留時間は、7日から11日程度と見積もられた。これは、当海岸における高波浪イベントの平均時間間隔（10日–11日[11]）にほぼ等しい。漂着物の遡上波に対する応答の上昇速度依存性（Fig. 4-4）を考慮すると、より小さなサイズのマイクロプラスチックは、遡上波によって生じた乱流に容易に捕捉され、沖合へと再漂流することが考えらえるから、ここで見積もったマイクロプラスチックの滞留時間の最小値（7日から11日）は、概ね妥当な値であると考えられる。漂着物の滞留時間は、風による影響がない状態では、一般に、その海岸の高波浪イベントの間隔よりも長くなるはずである。しかしながら、メソ及びマクロサイズの対象物の調査から得られた滞留時間の上昇速度依存性を、マイクロプラスチックの上昇速度の範囲まで単純に拡張して良いかどうかについては、今後検討する必要があるだろう。

PF1とPF2の滞留時間に優位な差がなかったことは、両者の遡上波に対する応答が、ほぼ同じであることを示している。すなわち、両者とも十分な上昇速度を有しているため、遡上波によって発生した乱流に捕捉され難く、遡上波先端部表面に乗ってより岸側へと押しやられた結果、滞留時間が長くなったと推測される。他の海岸においても両者の滞留時間に優位な差が無いかどうかは、その海岸で遡上波が作り出す乱流強度に依存しているだろう。

４．４．今後の研究の方向性について

1年間および2年間の標識際捕獲調査によって、漂着物の滞留時間とそれらの海水中での終端上昇速度の間に優位な線形の関係が得られた。ただし、有意な関係が得られたのは、上昇速度が0.3–0.9 m/sの範囲である。しかしながら、現時点では、得られたデータ数（対象物の種類）が少ない。可能であれば、今後、上昇

速度が0.4–0.6 m/s程度のメソサイズの木片で同様な調査を行うことが望まれる。また、ここで得られた滞留時間や拡散係数の値は、和田浜海岸特有の波浪特性や地形の影響を受けているはずであり、滞留時間や拡散係数についてより一般的な理解を得る（モデル化する）ためには、他の海岸において同様な調査を行う必要があるだろう。

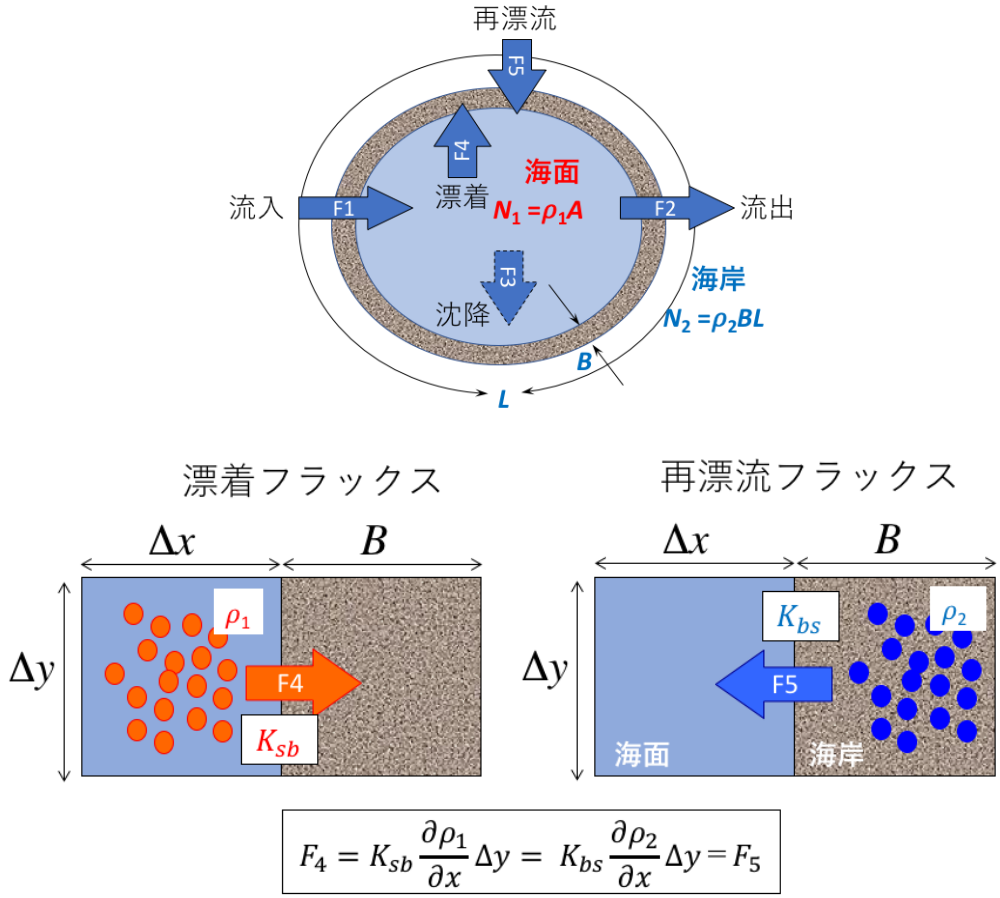
ここでは詳細については述べなかったが、和田浜海岸では、マイクロプラスチックは20–30 cmの深さまでの砂中に埋もれていることを、コアサンプリングによって確認した。Kataoka (2014) [12]やKataoka et al. (2015) [11] によれば、和田浜海岸の北側部分については、年に0から0.6 m程度の割合で、南側部分については、年に 0–1.0 m程度の割合で砂面の高度が低くなっている（浸食されている）ことがわかっている。一方、Turra et al. (2014) [13] は、ブラジル南東岸に位置する複数の海岸でマイクロプラスチックの3次元の分布を計測し、砂中2mにまでマイクロプラスチックが存在しており、表層部分に存在しているマイクロプラスチックの量は、全体の10%にも満たないことを見出した。これらの海岸は、おそらく、堆積傾向にある海岸であると推測され、したがって、これらの海岸におけるマイクロプラスチックの滞留時間は、和田浜海岸における滞留時間よりもかなり長くなっているものと考えられる。したがって、マイクロプラスチックの海岸滞留時間を明らかにする上で、波浪特性などの流体力学的な検討に加えて、海岸の地形的な特徴の理解が非常に重要になってくる。本研究で行った方法これらの海岸に適用する場合、特に砂中–表面比の見積もりが課題となるだろう。より多くの海岸に適用できるマイクロプラスチック滞留時間の推定方法を開発する必要があるだろう。

我々は、漂着物の再漂流フラックスを、拡散係数でなく滞留時間を用いてモデル化することも可能である。例えば、海洋輸送モデルの海岸格子に存在する中立粒子のうち、漂着してから設定された滞留時間（τ日）を経過したものについては、隣り合う海格子に移動させることで再漂流フラックスを計算することも可能である。定常状態においては、漂着フラックスを x（個/日）とすると、海岸格子に存在する中立粒子の数はτx個となる。しかしながら、滞留時間は、海岸幅の二乗に比例し、その海岸に特有の波浪条件や地形から決まる拡散係数に反比例する[8), 11)]。したがって、滞留時間を用いて海岸過程をモデル化する場合においても、滞留時間や拡散係数と砕波帯内の物理場の統計的性質との関係を明らかにしていく必要があるだろう。ただし、実際問題に対応するため、あるいは、より行政的な目的のためには、ここで得られた知見に基づいてより簡便な方法によって海岸過程をモデル化する必要があると考えられる。例えば、海岸と沖合におけるマイクロプラスチックの数密度を再現するように沖合から海岸方向、海岸から沖合方向の拡散係数を調整する方法が考えられる。このモデル化については、次期の研究プロジェクト（SII-2、平成30年度～平成32年度）で進めていく方針である。この方法では、まず、本研究で得られた結果に基づいて、海岸から沖合方向の拡散係数（再漂流拡散係数）を与え、この拡散係数と海岸と沖合のマイクロプラスチックの数密度比を用いて沖合から海岸への拡散係数（漂着拡散係数）を見積もる。この拡散係数を使って対象海域のマイクロプラスチックの漂流計算を行い、海岸と沖合の数密度が再現できるように、再漂流拡散係数を調整していく。この様に、海洋におけるマイクロプラスチック動態をモデル化する際には、より実用的な研究と流体力学、海岸工学、海洋物理学に基づくサイエンスベースの研究を並行して進めていく必要があると考えられる。

４．６．海岸と海洋表面に存在するマイクロプラスチック量の比較

マイクロプラスチックに関する既往の輸送モデルは、海洋表面を対象としたものがほとんどである。これは、マイクロプラスチック量（数密度）に関するデータの多くが、海洋表層で得られたものであること、また、海岸過程や沈降過程に関する知見が不十分なために、これらの過程がモデル化できないことが原因であろう。それでは、実際には、海洋表面に存在するマイクロプラスチック量は、海岸や海底など他のレザバーの存在量に対してどの程度の割合に相当するだろうか？そもそも海岸に存在するマイクロプラスチック量が、海面に存在するマイクロプラスチック量に比べて、圧倒的に少ないのであれば、海岸過程のモデル化は、マイクロプラスチックの動態解明する上でそれほど重要ではなくなる。そこで、ここでは、非常にシンプルなモデルと既存の調査データに基づいて、海面と海岸の存在量の比について調べた。このモデルは非常にシンプルであるが、上述した実用的な海岸過程モデルを開発する上で、我々に大きなヒントを与えてくれ

る。



$$F_4 = K_{sb}\frac{\partial \rho_1}{\partial x}\Delta y = K_{bs}\frac{\partial \rho_2}{\partial x}\Delta y = F_5$$

Fig. 4-6　定常の海域における海洋プラスチックの収支バランス（上）と漂着・再漂流フラックスモデル化の概念図（下）。

まず、ある海域を考え、この海域の海面および海岸におけるマイクロプラスチック量が定常状態であると仮定する（Fig. 4-6）．この時、この海域のマイクロプラスチックの収支について以下の関係が成り立つ。

$$\begin{cases} F_1 = F_2 + F_3 \\ F_4 = F_5 \end{cases} \tag{4-3}$$

ここに、F_1，F_2，F_3，F_4，F_5はそれぞれ、他の海域あるいは陸域からこの海域に流入するマイクロプラスチックのフラックス、他の海域へ流出するフラックス、この海域内での沈降フラックス、この海域が接している海岸への漂着フラックスと再漂流フラックスである。本サブテーマの研究成果を用いると、漂着・再漂流フラックスは以下の様に表すことができる（Fig. 4-6）。

$$F_4 = D_{sb}\frac{\partial \rho_1}{\partial x}\Delta y = D_{bs}\frac{\partial \rho_2}{\partial x}\Delta y = F_5 \tag{4-4}$$

ここで、D_{sb}，D_{bs}は、それぞれ漂着過程と再漂流過程を表す一次元の岸沖方向の拡散係数である。ここで注意しなくてはならないのは、これらの拡散係数の値が異なるということである。最も大きな理由は、波が基本的に海岸に向かって伝搬してくることである。ρ_1，ρ_2は、それぞれ、海面と海岸におけるマイクロプラスチックの平均数密度である。Δyは計算格子の沿岸方向の幅であり、xは岸沖方向を示す（ただし、岸沖方向の微分の空間スケールはここでは問題にしない）。4-4式より、ただちに以下の関係が得られる。

$$\frac{K_{bs}}{K_{sb}} = \frac{\rho_1}{\rho_2} \tag{4-5}$$

$$\frac{N_2}{N_1+N_2}=\frac{1}{\frac{K_{bs}\,A}{K_{sb}BL}+1} \tag{4-6}$$

ここに、Aは海域の表面積、Bは海岸長、Lは海岸の（平均）幅であり、N_1, N_2は、それぞれ海面と海岸に存在するマイクロプラスチックの総量である。つまり、4-6式より海岸と海面に存在する総マイクロプラスチック量に占める海岸の割合は、2つのパラメータK_{bs}/K_{sb}（再漂流拡散係数と漂着拡散係数の比）とA/BL（海面と海岸の面積比）に依存することがわかる。後者は、地形データから見積もることが可能であるが、どのく

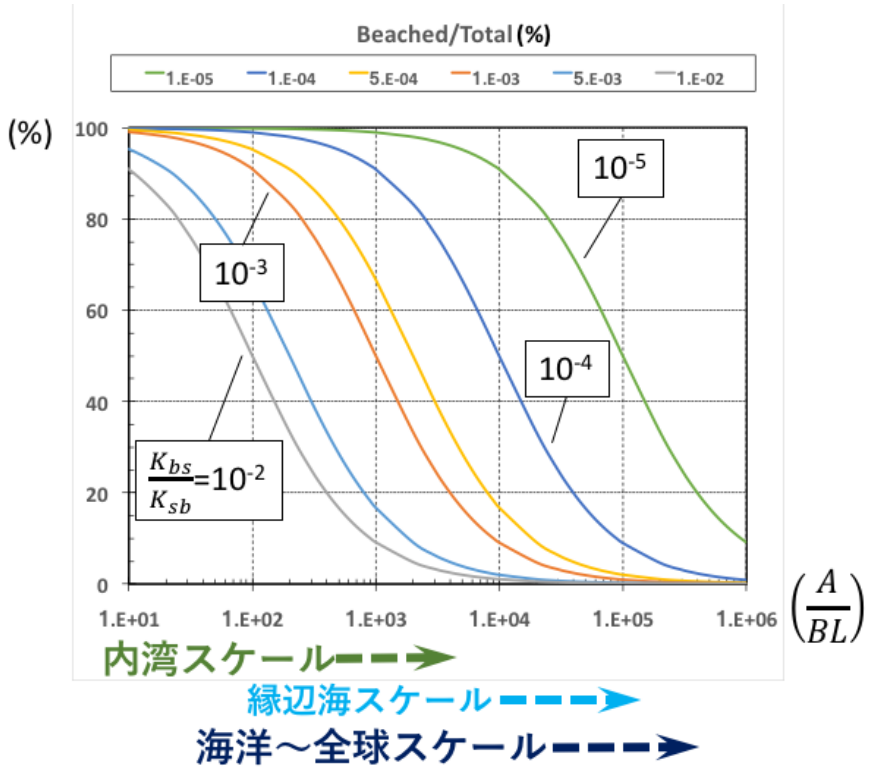


Fig. 4-7 海岸存在比率（%）のK_{bs}/K_{sb}（再漂流拡散係数と漂着拡散係数の比）とA/BL（海面と海岸の面積比）に対する依存性。ある一つの対象物であっても、海洋スケール➔縁辺海域スケール➔内湾スケールの順に海岸存在比率が大きくなる。

らいの空間スケールの海域を考えるかによってこの面積比は変化する：より大きな空間スケールを考える程、この値は大きくなる。そして、4-5式によれば、前者は、海面と海岸の数密度比と等しくなる。

そこで、既往の研究から、それぞれの数密度のオーダーを調べてみた[14) – 17)]。すると、マイクロプラスチックについては、ρ_1：10^4 – 10^6（個/km^2），ρ_2：10^0 – 10^5（個/m^2）でρ_1/ρ_2は10^{-5} – 10^{-2}となる。また、マクロプラスチックでは、ρ_1：10^{-2} – 10^2（個/km^2），ρ_2：10^{-1} – 10^1（個/m^2），ρ_1/ρ_2：10^{-5} – 10^{-3}となった。サイズによって実際の数密度には大きな差があるが、数密度比は、マイクロプラスチックもマクロプラスチックもおおよそ同じオーダーとなった。ただし、比率は非常に広い範囲の値を取りうることが分かる。これは、おそらく、対象物の終端上昇速度に関係していると思われる。つまり、終端上昇速度の大きな漂流物は、岸に漂着しやすく再漂流し難いため、この比が小さくなると思われる。実際、マクロプラスチックの方が、この比は小さい傾向にある。4-5式、4-6式から、海岸に存在する割合は、考える海域の空間スケールと、対象物の数密度比（おそらく終端上昇速度）に依存し、K_{bs}/K_{sb}が一定であれば、A/BLが小さいほど、つまり海洋よりも縁辺海、縁辺海よりも内湾の方が海岸漂着量の占める割合が高くなる。反対に、ある特定の海域に注目すると（A/BLを一定とすると）、K_{bs}/K_{sb}が小さいほど、すなわち、比重が小さく、サイズが大きい（上昇速度が大きい）対象物ほど、海岸漂着量の占める割合が高くなる。

実際に、両者を変化させた場合の海岸存在比率の変化をFig. 4-7に示す。仮に、内湾スケールを考えた場

合、上昇速度の大きな（K_{bs}/K_{sb}の小さな）対象物では、そのほとんどが海岸に存在することになる。例えば、これは発泡スチロール製のマクロプラスチックなど　に相当し、マイクロプラスチックであっても相当の割合が海岸に存在していると推測される。一方、全球スケールを考えた場合、海岸存在量の割合は小さくなるが、それでも、発泡スチロール製のマクロプラスチックなどは、10 – 20%程度が海岸に存在しているのではないかと推測される。

以上より、海洋におけるマイクロプラスチックの動態を明らかにする上で、マクロ・メソプラスチックからマイクロプラスチックが生成される過程を含む場合にはなおさら、海岸過程のモデル化が重要であることが理解できる。また、空間スケールに応じて、海岸漂着量の占める割合が変化するということは、特に地方自治体など比較的狭い海域の管理を行う機関にとっては、非常に有益な情報となるだろう。海岸清掃を行うことで、管理区域に存在するプラスチックの多くを環境中から取り除くことができるのである。さらに、4-5式より、観測結果に基づいて海洋モデル内の漂着・再漂流拡散係数を調整することで、実際の観測データと符合するような結果が得られる可能性が高いことが分かる。上述したように、この様な診断的な方法による実用的なモデル（現状の再現モデル）を開発していくことも、実際の問題解決を行う上で非常に重要であると考えられる。

４．７．まとめ

東京都新島西岸に面した和田浜海岸において、マイクロプラスチックの海岸滞留時間の見積もりを試みた。具体的には、3種類の漁業用プラスチックフロート（マクロサイズ）と微小木片（メソサイズ）を対象とした1年間および2年間の標識際捕獲調査結果に基づいて、それらの海岸滞留時間と海水中での終端上昇速度との関係から、マイクロプラスチックの滞留時間を推定した。調査の結果、上昇速度が0.3–0.9 m/sの範囲において両者の間には、予想通り統計的に有意な線形の関係が得られたが、上昇速度が0.9–1.4 m/sの範囲では、両者の間に有意な関係は得られなかった。この有意な線形の関係をマイクロプラスチックの上昇速度の範囲（3.9×10^{-3}–1.7×10^{-1} ms^{-1}）にまで拡張することによって、マイクロプラスチックの滞留時間と海岸から沖合方向の一次元拡散係数を見積もったところ、それぞれ、7日から110日、1.3×10^{-4} から2.0×10^{-3} m^2/s程度の値となった。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のそれに比べて1から2桁大きな値となった。漂着物の滞留時間と、それらの海水中における終端上昇速度の間に有意な関係を見出せたことは、今後のマイクロプラスチックの研究を進める上で大きな意味がある。今後、全海洋におけるマイクロプラスチックの動態をモデル化し、各レザバー間のフラックスや各レザバーでの滞留時間を明らかにしていく上で、海岸過程、すなわち、メソ・マクロサイズのプラスチックが海岸に漂着劣化し、その一部がマイクロプラスチックとなって再漂流していく過程を組み込むことが必要不可欠である。海岸は、マイクロプラスチック生成の一つのホットスポットだからである。すなわち、サイズに応じた海岸での滞留時間をモデル化する必要があるが、この時、上昇速度と滞留時間の関係を使って様々なサイズの海岸過程をモデル化できる。

ここで得られた滞留時間（拡散係数）の上昇速度依存性は、遡上波に対する応答が、上昇速度によって大きく変化するためと推定された。つまり、上昇速度の大きなプラスチックフロートは、遡上波によって発生する乱流に捕捉されることなく、遡上波先端部表層に乗っかる形でより岸側へと押し込まれるのに対し、上昇速度の小さな木片は、遡上波によって発生する乱流に比較的捕捉され易く、その結果、引き波によって砕波帯へと戻っていく確率が高くなるためと考えらのである。ちなみに、この依存性を拡張することで見積もったマイクロプラスチックの滞留時間の最小値は、この海岸における高波浪イベントの平均的な間隔とほぼ一致した。すなわち、高波浪イベントが発生すると、最も小さなサイズのマイクロプラスチックは、速やかに沖合へ再漂流するものと考えられた。これは、小さなサイズのマイクロプラスチックは、遡上波によって発生する乱流に容易に捕捉され、引き波によって砕波帯へと戻っていく確率が非常に高いと考えればつじつまが合う。

本研究で見積もったマイクロプラスチックの滞留時間と拡散係数は、調査を行なった新島和田浜海岸における波浪特性や海岸地形の影響を受けたものであり、和田浜海岸固有の値である可能性は高い。ここで得られた結果を一般化するためには、マイクロプラスチックの滞留時間と砕波帯内の乱流拡散係数との関係を調

べていく必要があるだろう。また、マイクロプラスチックの動態を明らかにする上で、海岸上でのマイクロプラスチック生成過程のモデル化が必要不可欠である。高分子化学など他分野の研究者との連携も今後考えていなくてはならない。また、和田浜海岸は浸食海岸であり、ここで開発したマイクロプラスチック滞留時間の見積もり方法を他の海岸、特に堆積海岸に適用する場合、砂中―表面存在比の求め方を検討する必要がある。

また、シンプルな解析モデルに基づいて、様々なサイズのプラスチックの海岸と海面における存在比を見積もり、その存在比が、対象とする海域の空間スケールと対象とする漂流・漂着物（終端上昇速度）に応じて変化することを示した。特に、内湾～縁辺海スケールでは、海岸存在量がかなりの割合を占めることが推測された。このことは、海岸過程をモデル化することが、マイクロプラスチック動態解明の上で非常に重要であることを示している。そして、内湾スケールの海域を管轄する地方自治体、地方整備局などにとっては、海岸清掃が、その海域からプラスチックを取り除くために非常に有効な手段であることを同時に示している。

マイクロプラスチックの海岸滞留時間の見積もりはこれまで研究例が全くない。これは、海岸過程を海洋輸送モデルに組み込みためには拡散係数によるモデル化が有効であり、そのためには、海岸滞留時間を見積もることが必要不可欠である、という視点がこれまで無かったためと考えられる。今回、本サブテーマにおいて、マイクロプラスチックの海岸過程のモデル化を提案すると共に、マイクロプラスチックの滞留時間を初めて見積もった点は、今後、マイクロプラスチック輸送モデルを開発していく上で評価できると考えている。

５．本研究により得られた成果

（１）科学的意義

- マイクロプラスチックの海岸での動態を把握する研究手法を、世界で初めて確立させた。すなわち、擬似マイクロプラスチックとしてのウッドチップの多数散布と定期回収、そして平均滞留時間の算定と拡散モデルへの展開である。そもそも、マイクロプラスチックの海岸滞留時間の見積もりはこれまで研究例が全くない。これは、海岸過程を海洋輸送モデルに組み込みためには拡散係数によるモデル化が有効であり、そのためには、海岸滞留時間を見積もることが必要不可欠である、という視点がこれまで無かったためと考えられる。今回、本サブテーマにおいて、マイクロプラスチックの海岸過程のモデル化を提案すると共に、マイクロプラスチックの滞留時間を初めて見積もった点は、今後、マイクロプラスチック輸送モデルを開発していく上で評価できると考えている。

（２）環境政策への貢献

＜行政が既に活用した成果＞

特に記載すべき事項はない。

＜行政が活用することが見込まれる成果＞

海岸過程モデルを海洋モデルに組み込むことで、将来的にはマクロプラスチックが海岸に漂着し、一部が微細化し(2次MPの生成)、それらが高波浪によって再漂流するという一連の過程を数値モデルで再現することが可能となる。これにより2次MP生成のホットスポットの特定や、海岸清掃(マクロプラスチック清掃)効果を定量的に、しかも広域的に評価することが可能となる。本サブテーマの成果は、この海岸過程のモデル化に大きく寄与した（海岸過程のモデル化方法の提案とマイクロプラスチックの岸沖方法こう拡散係数の定量化）。また、シンプルな解析モデルに基づいて、海岸と海面における様々なサイズのプラスチックの存在比を見積もり、その存在比が、対象とする海域の空間スケールと対象とする漂流・漂着物に応じて変化することを示した。そして、内湾スケールの海域を管轄する地方自治体、地方整備局などにとっては、海岸清掃が、その海域からプラスチックを取り除くために非常に有効な手段

であることを示す科学的根拠として活用できる。

加えて、ウッドチップを用いた海岸におけるマイクロプラスチックの動態調査は、すべての海岸において適用可能な普遍性がある。一連の手法によって構築される海岸―海洋1次元モデルは、マイクロプラスチックを排出しやすい海岸の特定を可能にし、海岸漂着ゴミの清掃事業に優先順位をつける一助となる。

６．国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

７．研究成果の発表状況

（１）誌上発表

＜論文（査読あり）＞

1) T. Kataoka, H. Hinata, and S. Kato: Mar. Pollut. Bull., 101 (2), 539–548 (2015), Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater.
2) H. Hinata and T. Kataoka: Mar. Pollut. Bull., 109 (1), 490–494 (2016), A belt transect setting strategy for mark-recapture experiments to evaluate the 1D diffusion coefficient of beached litter in the cross-shore direction.
3) H. Hinata, K. Mori, K. Ohno, Y. Miyao, and T. Kataoka: Mar. Pollut. Bull., 122 (1-2), 17–26 (2017), An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics based on the population decay of tagged meso- and macrolitter.

＜その他誌上発表（査読なし）＞

1）日向博文，月刊海洋，Vol.49，No.12（2017），マイクロプラスチックの海岸滞留時間の見積もり.

（２）口頭発表（学会等）

1） 森啓太，山本翼，日向博文：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「新島和田浜海岸における微小木片の動態について　―マイクロプラスチック海岸滞留時間モデルの開発に向けて―」
2） 片岡智哉，日向博文，加藤茂：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「海浜流による海岸漂着プラスチックの再漂流過程」
3） 片岡智哉，日向博文：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「漂流プラスチック滞留時間計測のための調査区画設定方法」
4） 森啓太，山本翼，日向博文：土木学会四国支部技術研究発表会（2016）「新島和田浜海岸における微小木片とプラスチックフロートの滞留時間について」
5） 小澤史，日向博文：土木学会四国支部技術研究発表会（2016）「広島湾・安芸灘におけるマイクロプラスチックの動態推定」
6）大野一輝，森啓太，宮尾泰幸，日向博文：土木学会四国支部第23回技術研究発表会（2017）「新島和田浜海岸におけるマイクロプラスチックの岸沖方向拡散係数の推定」
7）佐川奈緒，日向博文：土木学会四国支部第23回技術研究発表会（2017）「広島湾・安芸灘におけるまいくロプラスチックの動態推定」
8）宮尾泰幸，日向博文，片岡智哉，曽谷僚太，大野一輝，森　啓太：2017年度日本海洋学会秋季大会（2017）「新島和田浜海岸漂着ゴミの1次元岸沖方向拡散係数と砕波帯内における拡散係数の比較」
9）宮尾泰幸，日向博文，片岡智哉，曽谷僚太，大野一輝，森啓太：「JpGU-AGU Joint Meeting 2017（2017）新島和田浜海岸漂着ゴミの1次元岸沖方向拡散係数と砕波帯内における拡散係数の比較」
10）佐川奈緒，日向博文：土木学会四国支部第24回技術研究発表会（2018）「広島湾・安芸灘におけるまいくロプラスチックの動態推定」（アブストラクト提出済み）

11）桝本一成，加三千宣，日向博文：土木学会四国支部第24回技術研究発表会（2018）「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」（アブストラクト提出済み）
12）宮尾泰幸，森啓太，日向博文：JpGU-AGU Joint Meeting 2018（2018）「海岸滞留過程を考慮した輸送モデルを用いた日本海におけるマイクロプラスチック輸送シミュレーション」（アブストラクト提出済み）
13）H. Hinata, K. Mori, K. Ohno, Y. Miyao, and T. Kataoka: ECSA 57, Perth, Australia, 2018 “An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics”（アブストラクト提出済み）
14）N. Sagawa and H. Hinata: ECSA 57, Perth, Australia, 2018 “Characteristics of microplastics on beaches, the sea surface and sea bottom in Hiroshima Bay”（アブストラクト提出済み）

（３）知的財産権
特に記載すべき事項はない.

（４）「国民との科学・技術対話」の実施
1） 市民セミナー「水環境におけるマイクロプラスチックに関する最新の動向」（主催：日本水環境学会，平成29年8月4日，地球環境カレッジホール，観客約100名）にて講演

（５）マスコミ等への公表・報道等
1）四国新聞（2015年7月16日）記事掲載「太平洋など微細プラ調査へ」http://www.shikoku-np.co.jp/national/science_environmental/20150716000614
2）産経ニュース（2015年7月16日）記事掲載「外洋で微細プラ調査」
http://www.sankei.com/life/news/150716/lif1507160060-n1.html
3）日本経済新聞（2015年7月17日）記事掲載「微細プラの浮遊外洋で状況調査」
4）毎日新聞（2016年2月2日） 社説「プラスチックゴミ　海を守る取り組み急げ」

（６）その他
特に記載すべき事項はない。

８．引用文献

1) A.L. Andrady: Mar. Pollut. Bull., 62 (8), 1596–1605 (2010), Microplastics in the marine environment.
2) T. Kataoka and H. Hinata: Mar. Pollut. Bull., 91 (1), 73–81 (2015), Evaluation of beach cleanup effects using linear system analysis.
3) B.D. Hardesty, J. Harari, A. Isobe, L. Lebreton, N. Maximenko, J.T. Potemra, D. Vethaak, and C. Wilcox: Front. Mar. Sci., 4:30 (2017), Using numerical model simulations to improve the understanding of micro-plastic distribution and pathways in the marine environment.
4) H. Hinata, K. Mori, K. Ohno, Y. Miyao, and T. Kataoka: Mar. Pollut. Bull., 122 (1-2), 17–26 (2017), An estimation of the average residence times and onshore-offshore diffusivities of beached microplastics based on the population decay of tagged meso- and macrolitter.
5) J.-H. Yoon, S. Kawano, and S. Igawa: Mar. Pollut. Bull., 60 (3), 448–463 (2010), Modeling of marine litter drift and beaching in the Japan Sea.
6) M. Eriksen, N. Maximenko, M. Thiel, A. Cummins, G. Lattin, S. Wilson, J. Hafner, A. Zellers, and S. Rifman: Mar. Pollut. Bull. 68 (1), 71–76 (2013), Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre.
7) H. Hinata and T. Kataoka: Mar. Pollut. Bull., 109 (1), 490–494 (2016), A belt transect setting strategy for mark-recapture experiments to evaluate the 1D diffusion coefficient of beached litter in the cross-shore direction.

8) T. Kataoka, H. Hinata, and S. Kato: Mar. Pollut. Bull., 77 (1), 266–273 (2013), Analysis of a beach as a time-invariant linear input/output system of marine litter.
9) T. Kukulka, G. Proskurowski, S. Morét-Ferguson, D.W. Meyer, and K.L. Law: Geophys. Res. Lett., 39 (7), 1–6 (2012), The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris.
10) A. Isobe, K. Kubo, Y. Tamura, E. Nakashima, and N. Fujii: Mar. Pollut. Bull., 89 (1), 324–330 (2014), Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters.
11) T. Kataoka, H. Hinata, and S. Kato: Mar. Pollut. Bull., 101 (2), 539–548 (2015), Backwash process of marine macroplastics from a beach by nearshore currents around a submerged breakwater.
12) T. Kataoka: Research Report of National Institute for Land and Infrastructure Management, 54, 48 pp. (2014), Measurement and application of average residence time of marine plastics on beaches. (in Japanese with English abstract).
13) A. Turra, A.B. Manzano, R.J.S. Dias, M.M. Mahiques, L. Barbosa, D. Balthazar-Silva, and F.T. Moreira: Scientific Reports, 4, 4435 (2014), Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms.
14) L. V. Cauwenberghe, L. Devriese, F. Galgani, J. Robbens, and C.R. Janssen: Mar. Environ. Res., 111, 5−17 (2015), Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects.
15) A. Isobe, K. Uchida, T. Tokai, and S. Iwasaki: Mar. Pollut. Bull., 101 (2), 618–623 (2015), East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics.
16) F. Galgani, G. Hanke, and T. Maes: Marine Anthropogenic Litter. Springer, Cham (2015), Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter.
17) C. Munari, C. Corbau, U. Simeoni, and M. Mistri: Waste Manag., 49, 483–490 (2016), Marine litter on Mediterranean shores: analysis of composition, spatial distribution and sources in north-western Adriatic beaches.

Ⅱ－３　大洋におけるマイクロプラスチックスの動態解明

国立大学法人東京海洋大学
学術研究院　　海洋生物資源学部門　東海　正
学術研究院　　海洋生物資源学部門　北門利英
学術研究院　　海洋生物資源学部門　塩出大輔
学術研究院　　海洋資源エネルギー学　内田圭一
船舶・海洋オペレーションセンター　海鷹丸　野田　明
船舶・海洋オペレーションセンター　神鷹丸　林　敏史

平成27～29年度累計予算額：26,620千円（うち平成29年度：7,530千円）予算額は間接経費を含む。

［要旨］
東京海洋大学練習船海鷹丸による遠洋航海にて、大洋（西部太平洋、インド洋東部、南極海、タスマン海）におけるマイクロプラスチックを中心とする漂流ごみの調査を行い、それらの動態の解明を試みた。調査は、ニューストンネットを使用したマイクロプラスチックのサンプリングと目視によるマクロサイズの漂流ごみ（目視観測可能なサイズ）の観測を行った。調査の結果から、マイクロプラスチックは、観測したすべての海域から検出され、人間の生活環境から最も離れた南極海からも北太平洋の平均的な量と同程度の密度のマイクロプラスチックが存在する場所があることを明らかにした。一方で、目視による観測では、東シナ海、ジャワ海、セレベス海、インド洋（一部）において漂流ごみ（プラスチック製品）の高密度箇所が多数観測されたにも関わらず、南極海ではこれらが観測されなかった。このことから、マイクロプラスチックとマクロサイズの漂流ごみは異なった経路で南極海にまで拡散しているものと考えられた。さらに2000年度と2016年度に実施した調査の結果を比較したところ、太平洋の北西部における海表面のマイクロプラスチックの密度は、大きく変化していない可能性が示唆された。海洋中のプラスチックごみの量については様々な議論がされているが、その多くで推定される量と実際に観測される量に隔たりがあると指摘されている。これらの研究者の間では、新たな生物による分解の可能性なども示唆されている。本研究でも、16年間の間に顕著な増加がみられなかったのは、海洋中のプラスチックが単純に増加し続けている訳ではないことを示唆している。
海洋中のごみの実態を適切に把握するためには、より多くのデータを蓄積する必要がある。そこで、本プロジェクトでは、水産海洋系高校の実習船に協力を依頼し、篤志船による海洋ごみ調査ネットワークを構築した。これにより、プロジェクト終了後も、海洋ごみのモニタリグが継続的に行える体制を整えた。

［キーワード］
ニューストンネット、目視観測、サイズ選択性、海洋ごみ調査ネットワーク（５つ以内）

１．はじめに

東京海洋大学練習船海鷹丸による遠洋航海において、大洋（西部太平洋、インド洋東部、南極海、タスマン海）におけるマイクロプラスチックを中心とする海洋漂流ごみの分布傾向を観測し、それらの動態の解明を試みた。調査では、ニューストンネットを使用したマイクロプラスチックのサンプリングをネットによるサンプリングを行えない海域では目視によるマクロサイズの漂流ごみ（目視観測可能なサイズ）の調査を行った。そして、マクロサイズを漂流ごみとマイクロサイズの漂流ごみの分布を比較することで、マイクロプラスチックの集積メカニズムについて検討した。また、マイクロプラスチックの増減を検討するため、2000年から2001年に実施したマイクロプラスチックの調査結果[1)]と比較を行い、

北西太平洋におけるマイクロプラスチックの増減についても検討した。さらに、広範囲にわたる海洋漂流ごみの実態を明らかにするためには、より多くの調査データが必要となることから、篤志船による調査ネットワークの構築を進めた。

２．研究開発目的

サブテーマ2では、以下の研究項目を実施した。

(1) 大洋に分布するマイクロプラスチック（最大長5㎜以下）の分布の特徴を明らかにすることを目的として、西部太平洋、インド洋、南極海でニューストンネットによるマイクロプラスチック調査と目視観測によるマクロ漂流ごみの分布調査を実施した。

(2) プラスチックの利用依存度が高まる中、海洋中に流入するプラスチックごみの増加が懸念されている。そこで、この15年間にマイクロプラスチックの密度がどの程度増加したかを検討することを目的として、2000年度に行われた調査と2016年度に行った調査の結果を比較してその増減について検討した。

(3) 大洋における海洋ごみの分布の実態を明らかにするには、できる限り多くの調査データを蓄積する必要がある。一方で単独では、調査できる範囲が限られる。そこで、大洋における漂流ごみの情報収集のための調査ネットワークの構築を目的とし、調査可能な船舶に協力を呼びかけ、海洋ごみ調査の普及と海洋ごみに関する啓発活動を行った。

３．研究開発方法

(1) 大洋におけるマイクロプラスチックとマクロサイズの漂流ごみの分布の比較

調査は、東京海洋大学練習船海鷹丸の第47次航海（2015年11月30日～2016年3月4日）、50次航海（2016年11月14日～2017年2月27日）、53次航海（2017年11月13日～2016年2月19日）にて行った（Fig. 3-1）。2015年度は南極海から太平洋西部海域、2016年度は、東シナ海からインド洋海域と南極海にて目視観測とニューストンネットによる調査を行った。2017年度は東京から東京までの間、同一の調査員によるマクロサイズの漂流ごみの目視調査を1日5時間（午前2時間、午後3時間）ずつ行った。

マイクロプラスチックの採集は、濾水計を装着したニューストンネット（網口内側縦横70cm角；側長300cm；網地ニップ，目合内径：350 ㎛）を用いて、原則として2-3ノットで20分の曳網により行った。この曳網の際にGPSによる位置情報を取得した。採取されたサンプルは、プラスチック微細片とともに採取された生物種の腐敗を防ぐため、生物固定（ホルマリン固定：2%）を行い、ポリエチレン容器に保存した。マイクロプラスチックの分析は、研究代表の九州大学の磯辺研究室に委託して行った。ここでは、分析で得られた各測点で得られたマイクロプラスチック（長軸5㎜以下）の個数のデータを使用した。

目視観測によるマクロサイズの漂流ごみの調査は、2015年度と2016年度は乗船中の学生を中心に2名を1グループで、2017年度は専属の調査員1名と乗船学生1名の計2名で実施した。観測を開始する前に、観測者は、記録者氏名、観測舷、コース・船速、風向・風速、気象・海象、観測舷、グレア率などの基本情報を記録し、観測時刻（できる限り正時）になったら、海面反射（グレア）の少ない船橋の舷側にて観測を開始した。漂流ごみを発見した場合、その種類、距離、サイズ、色、数、観測者を、タブレット端末を介して入力した。ここでいう距離は、漂流ごみが船体に最接近した際にその船体からの横距離(すなわちトラックラインとの垂直距離)を目測したものである。漂流物の種類は人工物として、形状の確認できた、プラスチックバック、食品包装材、ペットボトルはそれぞれを記録し、それ以外のプラスチック製品はその他プラスチックに分類した。また、その他にも発泡スチロール、木材、ガラス製品、金属製品、さらに漁具として浮子（フロート）、網類、その他漁具を人工物として記録した。そして、自然物として、流れ藻、流木、その他自然物（葉っぱ・果実など）に分類した。漂流物のサイズは、最大部分の長さを目測して、LL＞200cm，200cm＞L＞100cm，100cm＞M＞50cm，50cm＞S＞20cm，20cm＞SSのカテゴリーで記録した。漂流ごみの密度推定に必要となる有効探索幅を算出する際に必要となる最接近時距離は、舷側から5m間隔での距離を目測して記録した。最接近距離（正横距離）は精度向

上と個人誤差を抑えるために、傾角度板を用いて角度から距離を推定した。ここで最接近距離は、統計処理をする際に5m毎のカテゴリーに分けて整理することから、5m単位で記録をした。得られたデータは、1時間ごとを1レグとして種別ごとに発見関数を推定し、得られた有効探索幅から分布密度（個/km^2）を推定した[2)]。なお、2015年度の目視観測データについては、1日分の観測を1レグとして扱い、解析の際には、その日の観測の中間地点をレグの代表位置とした。

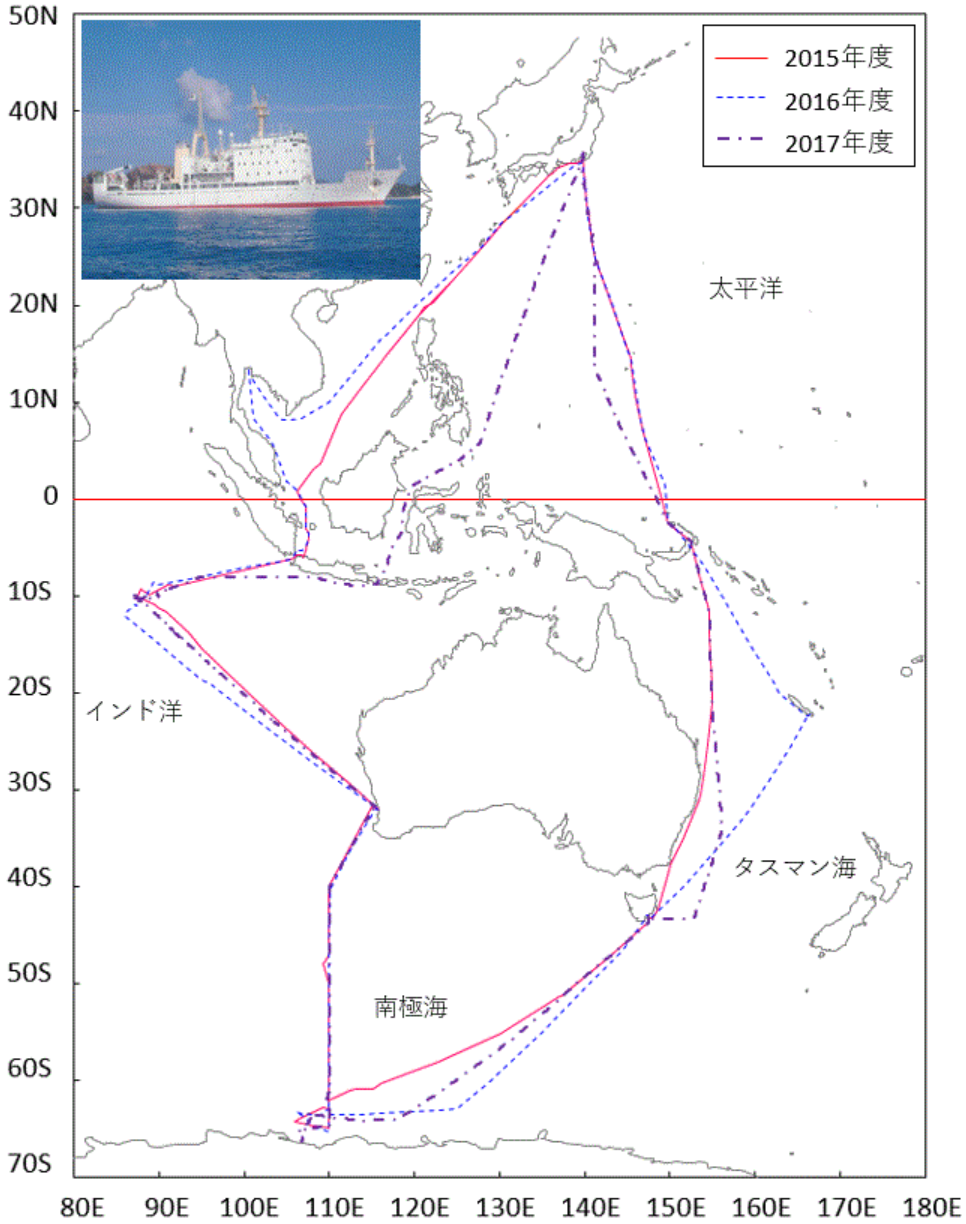


Fig. 3-1 2015 年度、2016 年度、2017 年度の海鷹丸の航跡図。左上写真は調査を行った海鷹丸

（2）大洋におけるマイクロプラスチックの増減について

ここでは、2000年度の海鷹丸航海中に太平洋西部で行ったレジンペレット（直径2～6mm程度）調査の際に得られたマイクロプラスチックの採集結果と、本プロジェクトで実施した採集結果を比較することで、この間における太平洋北西部のマイクロプラスチック増減について検討した。一方で、2000年度調査と現在の調査で使用しているネットでは、調査対象が異なったため、その網目の大きさも異なった（2000年度：1.00 mm ×1.64 mm目合、2016年度：0.35 mm目合）。このことから、2000年度と2016年度の結果を比較するには、これらの網目の選択性を明らかにしたうえで比較をする必要がある。

そこではじめに、東京湾湾口に位置する館山湾において2016年10月27と28日に、2000年度の網と

2016年度の網を用いた比較試験を行い、ネットの違いによる採集されるマイクロプラスチックのサイズ選択性を明らかにした。そして、本プロジェクトで2000年度調査の網を使用したと仮定して、得られた採集結果を補正することで、マイクロプラスチックの増減を検討した。選択性を明らかにする実験は、3トンの小型船の前部左右舷にそれぞれニューストンネット標準網(0.35 mm目合)と試験網(1.00 mm ×1.64 mm目合)を配置して（Fig. 1）、網口(700×700 mm)の半分程度が海面下に入るようにしながら曳網した。曳網の速度は、約2～3ノットであった。一回の曳網時間は20分であり、合計5回の曳網を行った。なお、5回目の曳網だけは途中でごみが入網したために、13分の曳網時間であった。曳網で得られた標本は、標準網と試験網それぞれに分けてホルマリン固定して研究室に持ち帰り、実体顕微鏡下で色や形によってプラスチック片を判別して抜き出した[3)]。抜き出したプラスチック片は、形状によって粒状、糸状、薄片状、シート状に分けた。また、実体顕微鏡下で画像を撮影し、画像解析ソフトによって最大径（Feret's diameter，最大キャリパー径）を計測した。この5回の実験で得られた標本を合算して以降の解析に用いた。

ここからは、選択性曲線とそのパラメータの推定法について述べる。同時並行操業実験の結果から、目合1.00mmのニューストンネットの網目選択性曲線を求めるために、試験網と標準網で採集されたプラスチック片の最大径組成にSELECT解析法を適用する[4, 5, 6, 7)]。入網した物体のうち網目を抜けずに網内に保持された確率を選択率とする。この選択率は、網目の大きさと物体の大きさを変数とする関数で表される。ここでは、プラスチック片の最大径lを変数として、選択性は次式のロジスティック曲線式で表されるものとする[5)]。

$$r(l)=\frac{\exp(a+bl)}{1+\exp(a+bl)}$$

ここでaとbはロジスティック・パラメータである。また、左右の網に入るプラスチック片は必ずしも均等にならない可能性があることから、ここでは分割率パラメータpを導入したp-estimtaedモデルを用いた[4,6)]。これらのパラメータaとb およびpは最尤推定によって求めた[5)]。

（3）大洋における漂流ごみの情報収集のための調査ネットワークの構築

海洋におけるマイクロプラスチック問題が注目される中、水産海洋系高校でも環境教育の一環として、マイクロプラスチックをはじめとする海洋ごみへの問題意識の高まりがみられるようになった。そこで、東京海洋大学の練習船以外にも海洋ごみ調査の実施の可能性のある船舶として、水産海洋系の実習船に注目した。そして、これらの実習船の協力を得るために、水産海洋系高校の校長会などを通じて、調査の重要性や教育効果などについて説明するとともに、関心を示した学校に対しては協力の依頼の説明に出向いた。一方で、すでに各県の実習船は、様々な調査依頼を受けているため、新たな調査の実施というのは、学生や乗船指導教官にとって新たな負担となることは明白であった。そこで、できる限り現場の負担を軽減することを目的として、データ入力の簡素化を目指し、専用アプリ開発するとともに、それを導入したタブレット端末の貸し出しを進めた。さらに、調査を行うであろう実習生のやる気を引き出すために、得られた結果をWeb上で公開するサーバーの構築を進めた。

４．結果及び考察

（1）大洋におけるマイクロプラスチックとマクロサイズの漂流ごみの分布の比較

2015年度2016年度の調査の実施状況をFig. 4-1に示す。海鷹丸は、いずれの年も東京を出港してからインド洋経由で南極海に入り、オーストラリアの東側から東京に戻る経路を取った。そして調査の方は、2015年度は主に復路に、2016年度は主に往路に調査を実施した。調査の実施状況は、2015年度が目視観測：15レグ（日）、ニューストンネット：32回で、2016年度が目視観測：136レグ（時）、ニューストンネット：37回となった。なお、経済水域内では許可なく網を引くことができないため、ニューストンネットについては空白域が多くなっている（fig. 4-1）。

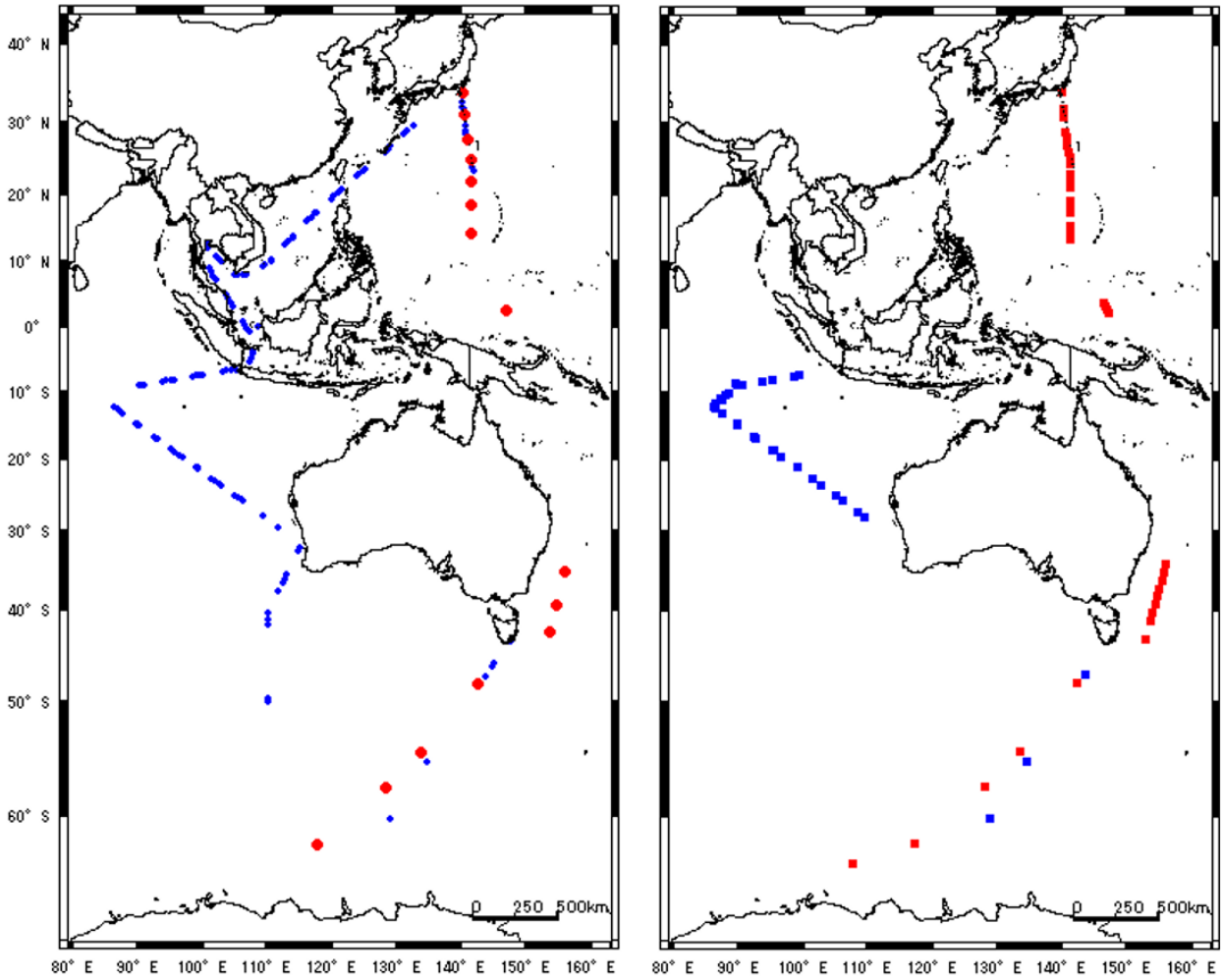


Fig. 4-1　目視観測実施個所（左図）とニューストンネット実施個所（右図）。
赤が2015年度、青が2016年度

はじめに、マクロプラスチックとマイクロプラスチックの密度（個/km^2）を緯度別にみていく（Fig. 4-2,-3）ここでは、目視観測で得られた結果のうち、広範囲に分布がみられたことと、漂流の状態が水没した状態で海面を漂っており漂流状態がマイクロプラスチックに似ていることから、その他プラスチックの密度と比較を行う。マイクロプラスチックは、調査を行った範囲（北緯30度付近から南緯60度付近）でその存在が確認されていた（最高759978個/km^2、最小405個/km^2）（Fig. 4-2）。特に、南極海の南緯60度付近の測点で記録されたマイクロプラスチックの密度は28万6個/km^{2}となり、これは北太平洋での平均的な浮遊密度と同じ水準であることが確認された[8)]。一方で、マクロサイズのプラスチックは、南緯41度以南の測点では、その存在が確認されなかった（Fig. 4-3）。この海域は、人間の生活圏から最も離れていることから、海洋ごみ存在しないか、存在してもその量は極めて少ないものと推測していた。目視観測の結果は、その推測を概ね支持する結果といえた。しかし、目に見えないサイズのマイクロプラスチックについて注目すると、その量は、比較的海洋ごみの多いとされる北太平洋の密度と同じ水準であることから、南極海においても目に見えないサイズのプラスチックの汚染が進んでいることが確認された。

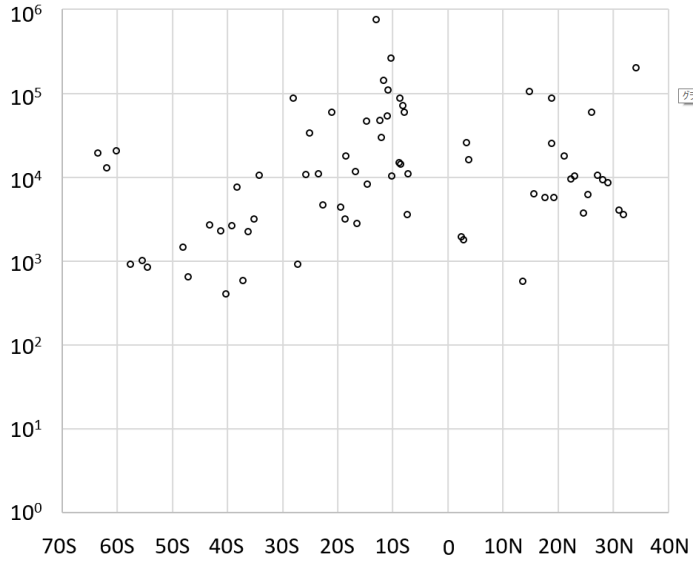


Fig. 4-2　緯度毎における各測点の1km^{2}当たりのマイクロプラスチックの個数（横軸が緯度、縦軸が個数：対数表示）。

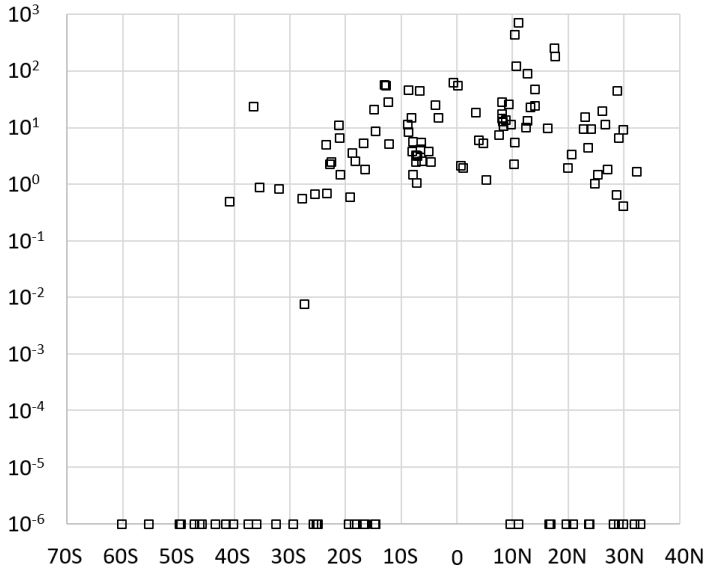


Fig. 4-3　緯度毎における各測点の1km^{2}当たりのマクロサイズのその他プラスチック類の個数（横軸が緯度、縦軸が個数：対数表示）。目視観測の結果のうち観測個数0個については対数表示することができないため、便宜的に0.000001という値で対応している。

次に、緯度毎の密度の傾向を見ていくと、マイクロプラスチック、マクロプラスチックともに、南緯40度から南緯10度付近にかけて、2桁ほどの増加傾向にある（Fig. 4-2,-3）。一方で、密度のピークについて比較すると、マイクロプラスチックが南緯10度付近にあるのに対して、マクロサイズの漂流ごみは北緯10度付近にそれがみられた。このような違いが生じた理由として、この北緯10度付近は、南シナ海で他国の経済水域内であり、ネットによるサンプリングを行うことができなかったため、マイクロプラスチックについては空白域になっていることがあげられる。仮に、マクロサイズの漂流ごみと同じような分布傾向を示すと仮定した場合、南緯10度付近の密度よりも1桁から2桁高い密度の海域が存在する可能性がある。その量は1km^{2}当たり100万個以上となり、これは日本の周辺海域で記録した172万（個/1km^2）に匹敵するかそれ以上の可能性がある。今回ネットによる調査を行うことができなかったこの海域は、中国、フィリピン、マレーシア、ブルネイ、インドネシア、タイ、ベトナム、カンボジアなどの国が接続している。そして、これらの国々のうち中国（1位）、インドメシア（2位）、フィリピン

（3位）、タイ（6位）、マレーシア（8位）は、海洋へのごみの排出国の上位10か国に入っている[9]。このことからも、この海域のマイクロプラスチックの量は非常に高いものと推測される。一方で、多くの国が接続するこの海域は、非常に繊細な海域でもあることから、この海域全体を網羅するような調査は難しいと考えられる。しかしこの海域は、世界の海の27倍のマイクロプラスチックが存在するとされる日本周辺海域の上流域になることから、その実態の把握は必要不可欠あろう[10]。

最後に、2015年から2017年の3か年にわたって実施した目視観測の結果について見ていく。この3年間の調査で、航海範囲のほぼ全域をカバーした（Fig. 4-4）。

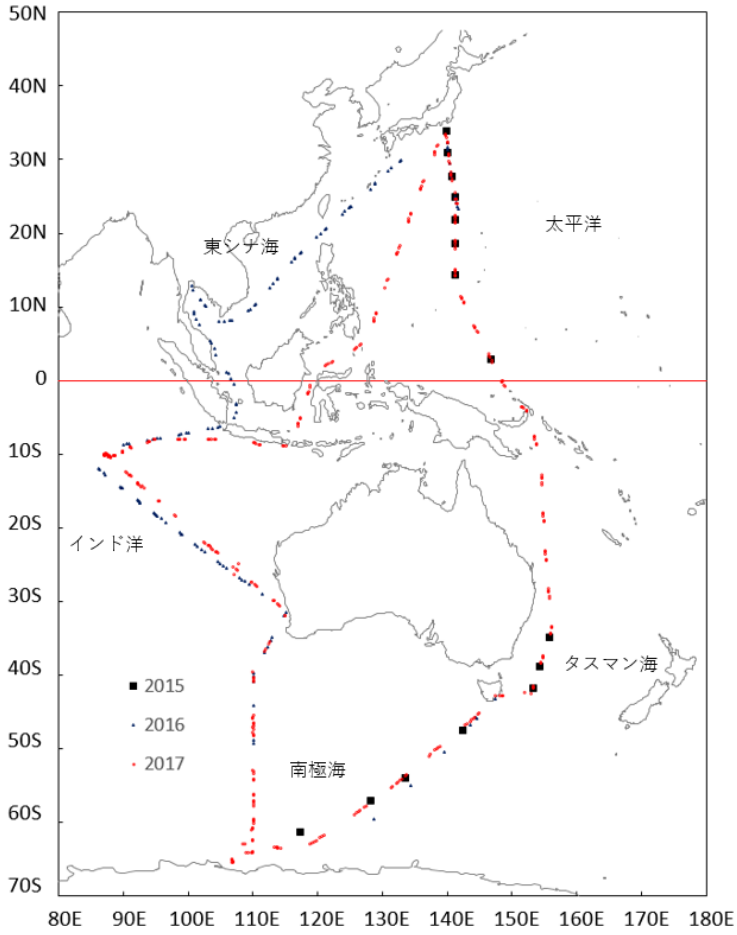


Fig. 4-4　目視観測実施地点図。

調査結果のうち、ここではその他プラスチック（Fig. 4-5）、プラスチックバック（Fig. 4-6）、ペットボトル（Fig. 4-7）、食品包装材（Fig. 4-8）に加えて、自然物の例として流藻（Fig. 4-9）についても示す。その他人工物は、南緯40度以北の調査地点で広く観測された（Fig. 4-5）。その中でも特に、タイ湾とインド洋にて高い密度の点が観測された。特に、最高密度（857個/km^2）を記録したのは、インド洋の陸から1500km以上離れた海域であった。次に、プラスチックバックについて見ていく（Fig. 4-6）。これは、大陸に近い東シナ海と南シナ海、そして南シナ海に接続するインド洋に多く見られた。このことからプラスチックバックの多くが陸から海洋中に流出しているものを考えられた。そして、インド洋の一部を除いて大洋中では個数が少なかったことから、外洋域にたどり着くまでに原型を失ったか、生物の付着などにより浮力を失い沈降したものと推測された。その一方で、その他プラスチックが高密度で記録されたインド洋にて、高密度な測点がみられた。

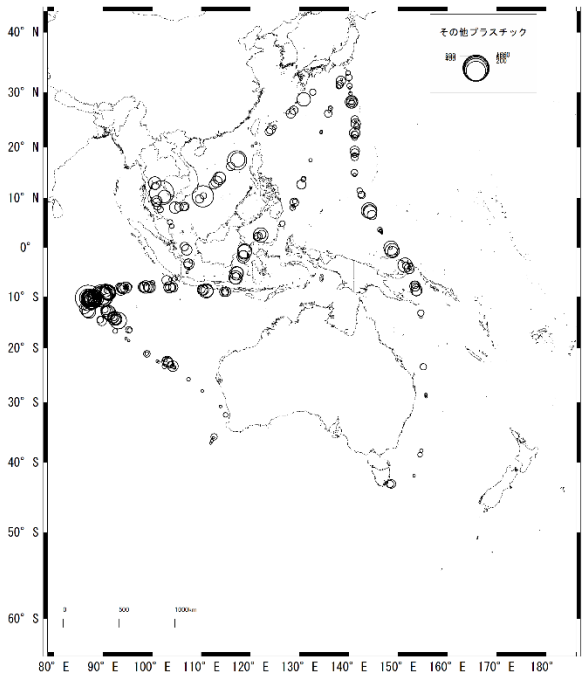


Fig. 4-5　その他プラスチックの分布状況。
最高857（個/km^2）：対数表示

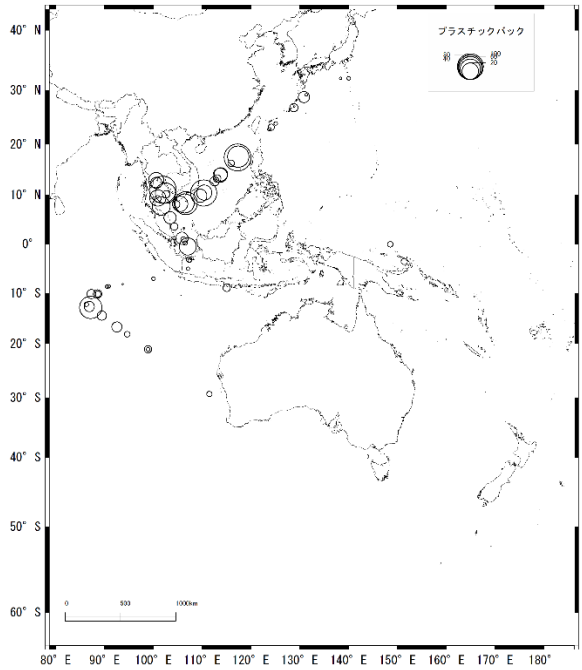


Fig. 4-6　プラスチックバックの分布状況
最高119（個/km^2）：対数表示

ペットボトル（Fig. 4-7）と食品包装材（Fig. 4-8）は、プラスチックバックと同様に東シナ海でも多く見られたが、ジャワ海やセレベス海でも多く見られた。この海域は、プラスチックの海洋への排出が世界第2位とされるインドネシアに囲まれた海域であることから、妥当な結果と考える。また、食品包装材においては、プラスチックバックと同様に、インド洋の沖合域に東シナ海やジャワ海・セレベス海と同程度の密度の海域がみられた。また、人工物のすべてに共通する傾向として、南緯40度以南では、目視観測で観測されたものは一つもなかった。これに対して、自然物の流れ藻は、北半球や赤道付

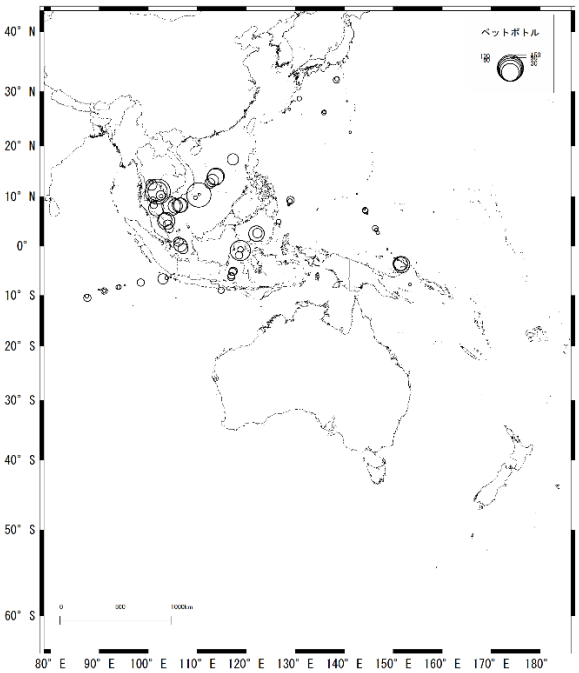


Fig. 4-7　ペットボトルの分布状況。
最高130（個/km^2）：対数表示

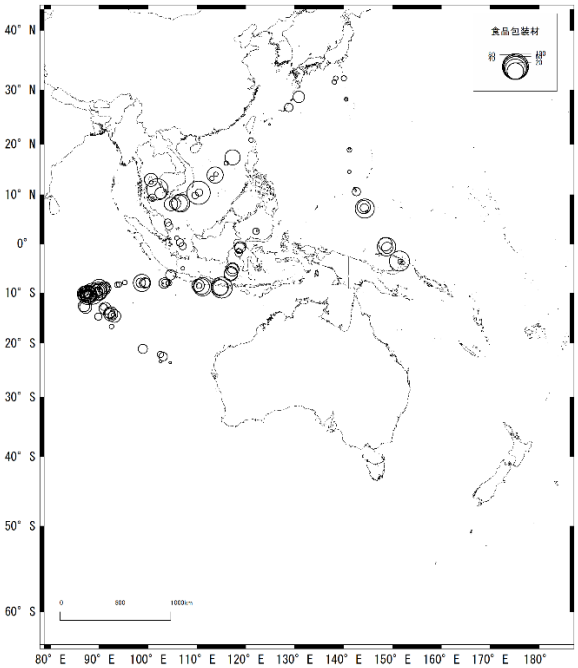


Fig. 4-8　食品包装材の分布状況
最高64（個/km^2）：対数表示

近では、陸に近い海域の数か所で観測されていた（Fig. 4-9）。特に、プラスチック系のものと異なったのが、流れ藻は、南緯40度以南でも比較的広範囲に観測されていたことがあげられる。これらの海藻

類は、東アジアにあるプラスチック排出上位国の沿岸から流れてきたものとは考えにくい。おそらく、オーストラリアやニュージーランド、亜南極圏の島などから流れ出たものと考えられる。南極海域を漂流している目視観測可能なサイズの漂流物は、これらに接続する陸岸から供給されているものを考えられる。一方で、先にも述べたが、南極海では、北太平洋と同程度のマイクロプラスチックの存在が確認されている。このことから、マイクロプラスチックとマクロサイズのプラスチック拡散経路は異なるものと考えられた。

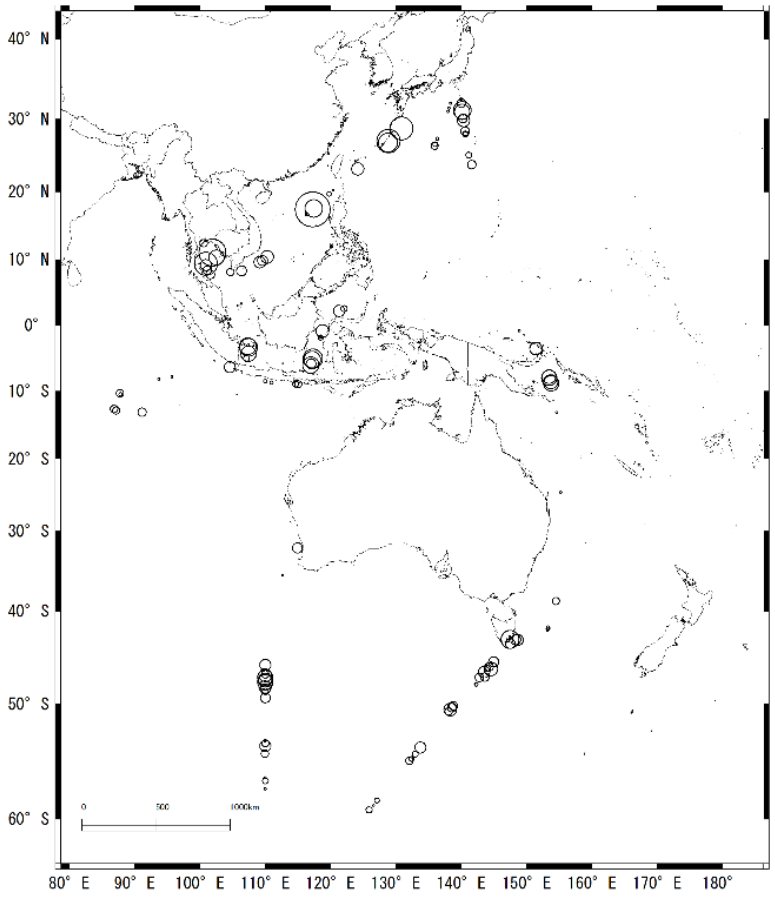


Fig. 4-9　流れ藻の分布状況。
最高314（個/km^2）：対数表示

(2) 大洋におけるマイクロプラスチックの増減について

はじめに、試験網と標準網の二つのニューストンで得られたプラスチック片の最大径組成を示す(Fig. 4-10)。目合0.35 mmの標準網では最大径0.50 mmより大きなMP粒子が採集されているのに対して、目合1.00 mmの試験網では最大径が1.25 mm を超えたMP粒子が網内に保持されている。

SELECT解析法で推定したロジスティック曲線式と分割率のパラメータは、(a, b, p) = (-7.65, 3.61, 0.508)であり、ロジスティック・パラメータから得られた選択性曲線をFig. 4-11に示した。

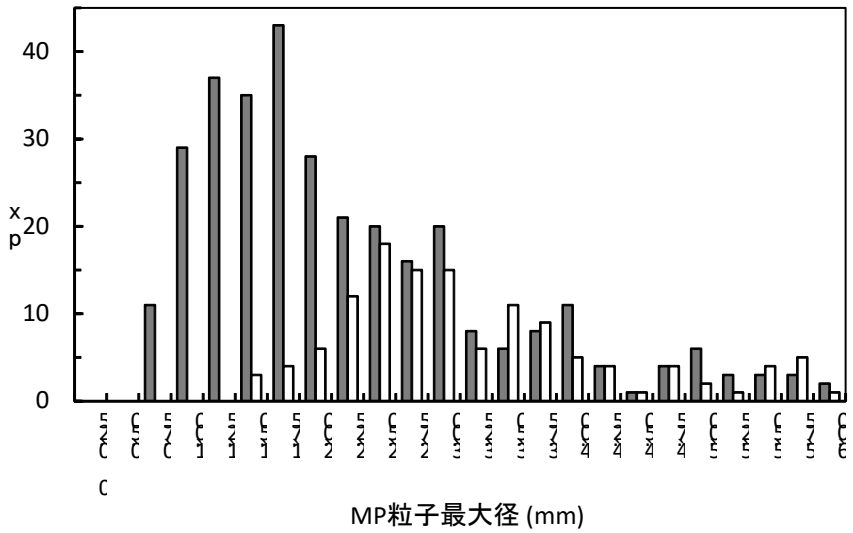


Fig. 4-10　採集されたプラスチック片（ただし糸状を除く）の最大径組成

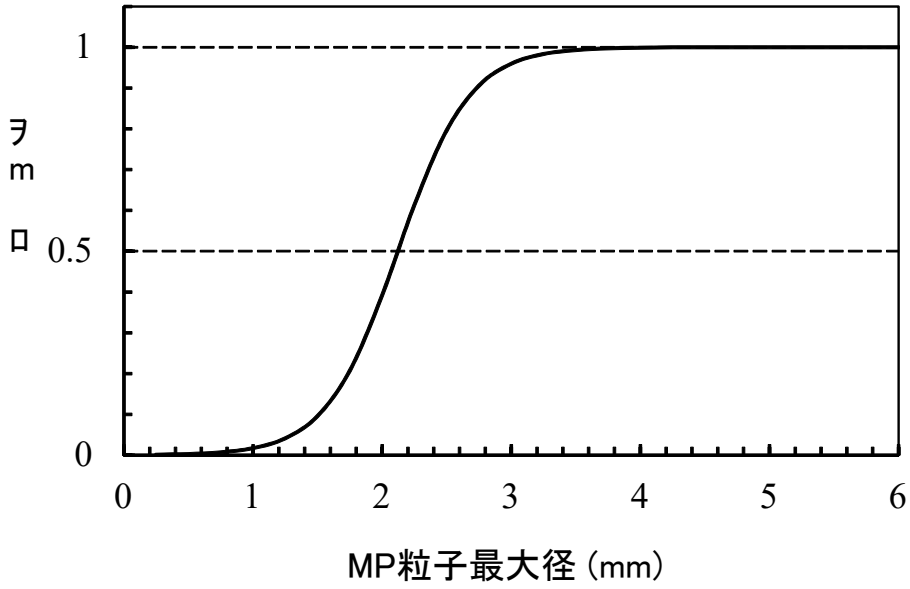


Fig. 4-11　試験網（1.00 mm ×1.64 mm目合)の選択性曲線

次に、ここで得られたロジスティック曲線式を基に、2016年の調査結果を2000年度に使用した網（試験網）で行った場合に補正を行った。両年度では航海範囲が異なるため、ここでは北緯10度以北の測点で比較を行った（Fig. 4-12）。2000年の調査では、日本から離れるにしたがって密度が低下する傾向がみられたが、2016年度の調査では、日本に最も近いところで最高密度の測点（71388個/km^2）が記録された。また、北緯25度付近や15度付近の2測点でも4万から5万個/km^{2}の高密度な測点がみられた。これらの測点は、2000年度の最高密度に近い値であった。今回得られた2000年度と2016年度（補正済み）の測点の結果を平均すると、2000年度が12639個/km^{2}で、2016年度が平均14578個/km^{2}となり、2016年度の方が若干高い値となったが、*t*検定を行った結果、両年の結果に有意な差は見いだせなかった（t=0.21　df=21, ns）。海洋中のプラスチックごみの量については様々な議論がされているが、その多くで推定される量と実際に観測される量に隔たりがあると指摘されている。これらの研究者の間では、新たな生物による分解の可能性なども示唆されている[11)]。本研究でも、16年間の間に顕著な増加がみられなかったのは、海洋中のプラスチックが単純に増加し続けている訳ではないことを示唆している。

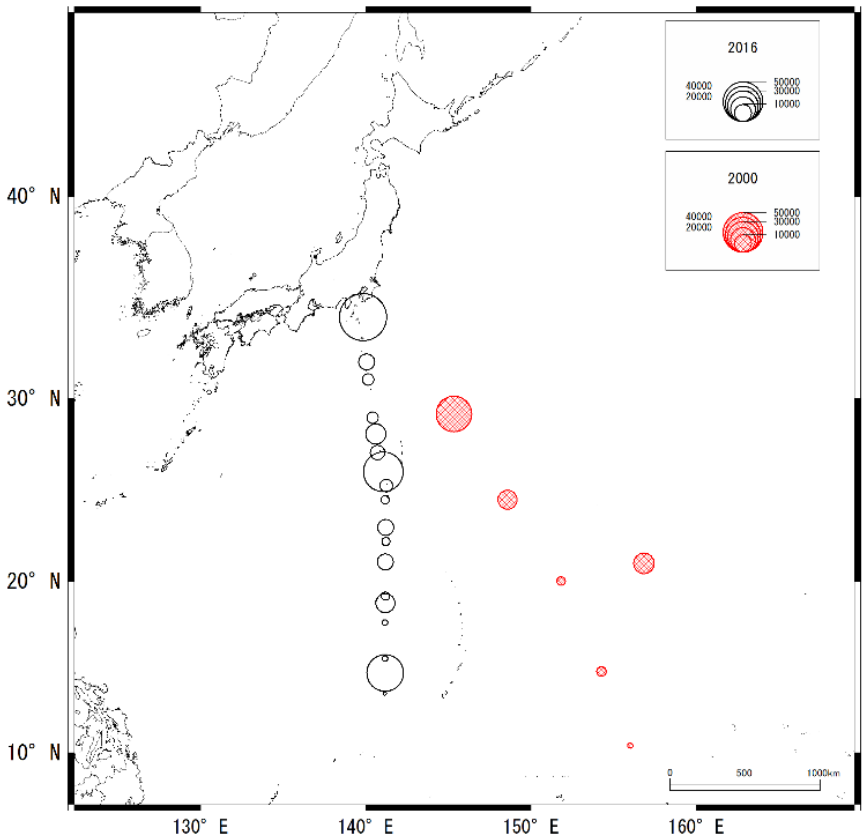


Fig. 4-12　2000年度と2016年度（補正済み）の測点毎のマイクロプラスチックの密度プロット図

（3）大洋における漂流ごみの情報収集のための海洋ごみ調査ネットワークの構築

ここでは、主に目視観測による海洋ごみの調査ネットワークの構築を目指した。目視観測では、観測された漂流ごみを記録していく必要があるが、従来の調査では記録用紙に記録していく方法が一般的であった。一方で、この方法だと紙に記録した情報を解析のためにコンピューターにデータ入力しデジタル化する必要があった。そこで、これらの作業を簡略化するため、観測したその場にてタッチパネル方式でデータ入力が行えるようマクロプログラム（Microsoft Excelベース）を作成し、2015年度の調査に導入した（Fig. 4-13）。その結果、データベースの作成が大幅に短縮されることが確認され、2016年度からは、GPSの位置情報のデータも関連付けられるようにしたandroid版の海洋ごみデータ入力アプリを作成し、調査に導入するに至った（Fig. 4-14）。

Fig. 4-13　Excelマクロプログラムの画面

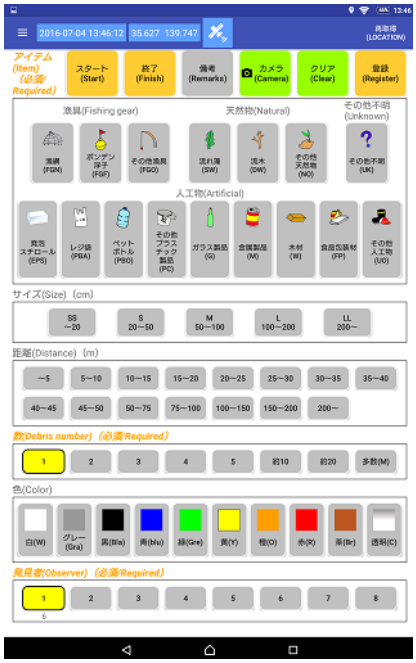


Fig. 4-14　android版データ入力アプリの画面

次に、調査に参加してくれる篤志船を募るため、水産海洋系高校への説明を表4-1のように実施した。その結果、2016年度に京都海洋高校が船舶を使用した海洋ごみの調査を開始するに至った。さらに2017年度には、高知海洋高校、焼津水産高校が外洋での実習航海中のデータの取得に参加してくるに至った。

Table 4-1　水産海洋系高校への説明の実施状況

実施日	対象	場所
2015年4月6日	第44回全国水産高等学校実習船職員研究協議会(船舶職員76名)	仙台
2015年12月18日	京都海洋高校（生徒30名＋教員3名）	宮津市
2016年2月18日	いわき海星高校（船舶職員・教員20名）	いわき市
2016年3月11日	八戸水産高校（教職員3名）	八戸市
2016年3月16日	焼津水産高校（船舶職員・教員10名）	焼津市
2016年5月30日	焼津水産高校（生徒20名＋教員2名）	豊海水産埠頭
2017年3月9日	宮崎海洋高校（教職員3名）	宮崎市
2017年3月22-23日	高知海洋高校（船舶職員2名および教職員3名）	土佐市
2017年11月9日	関東・中部水産海洋系高校校長会（校長ら8名）	伊勢市
2018年2月13日	富山県立滑川高等学校（生徒35名＋教員1名）	滑川市

また、取得したデータは、一般に公開することを目的として、サーバーを立ち上げ試験的な運用を開始した(Fig. 4-15)。今後、データが蓄積されてきた段階で、一般向けに公開していく予定である。

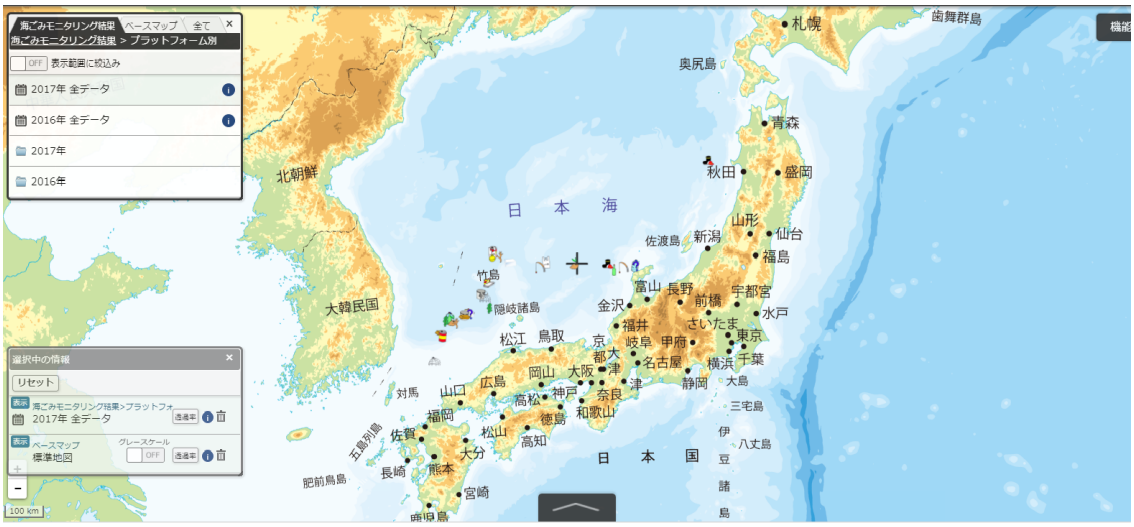


Fig. 4-15　情報公開用のHP画面

（http://www.s.kaiyodai.ac.jp/ship/cgi-bin/umitaka/umitaka50/gsimaps-gh-pages/#5/35.362222/138.731389/&base=std&ls=std&disp=1&vs=c1j0l0u0t0z0r0f0）仮アドレス

本プロジェクト自体は、2017年度で終了したが、2018年度以降も、三谷水産高校、宮崎海洋高校、三崎海洋高校などが調査協力への意向を示してくれており、今後も構築したネットワークを活用しながら、継続的なデータの取得を行い、大洋における海洋ごみの実態を監視し続けていく予定である。

５．本研究により得られた成果

（１）科学的意義

これまで、実態が明らかにされてこなかった、大洋のマイクロプラスチックの実態を明らかにし、その汚染が南極海まで広がっていることを明らかにした。また、ニューストンネットによる調査の実施が困難な、東シナ海や南シナ海に、マイクロプラスチックの高密度な海域が存在する可能性を目視観測調査の結果から明らかにした。この成果については、今後、情報発信していく予定である。さらに、篤志船による海洋ごみ調査ネットワークを構築し、継続的なモニタリング環境を整えた。

（２）環境政策への貢献

＜行政が既に活用した成果＞

南極海でマイクロプラスチックの浮遊が確認されたことについて（東京海洋大学・九州大学・環境省の共同プレスリリース：2016年9月26日）

＜行政が活用することが見込まれる成果＞

本研究課題が日本周辺海域や太平洋縦断航路、あるいは南極海で実施した浮遊マイクロプラスチック調査、及び室内での計量手法、あるいは解析手法は普遍性があり、これら手法を標準的調査手法（スタンダード）として世界の研究機関や現業調査機関に提言することは、海域汚染状況の相互比較や統合データセットの作成に向けた意義がある。また、標準的調査手法（スタンダード）を用いたデータ比較、及び統合データセットや浮遊濃度のマッピングを、世界の研究機関や現業調査機関へ提案できる。

６．国際共同研究等の状況

「特に記載すべき事項はない。」

７．研究成果の発表状況

（１）誌上発表

＜論文（査読あり）＞

1）Keiichi Uchida,Ryuichi Hagita,Toshifumi Hayashi,Tadashi Tokai: Fisheries Science, 82, 6, 969-974 (2016), Distribution of small plastic fragments floating in the western Pacific Ocean from 2000 to 2001.

＜査読付論文に準ずる成果発表＞

「特に記載すべき事項はない。」

＜その他誌上発表（査読なし）＞

1） 内田圭一：水環境学会誌、40（A），10，354-357（2017）「特集　水環境におけるマイクロプラスチック - 海洋におけるマイクロプラスチックの実態 - 」

（２）口頭発表（学会等）

※発表済みのもの又は確実に発表する予定のものにとどめること。

1）内田圭一、萩田隆一、林敏史、東海　正、磯辺篤彦：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「西部太平洋における微小プラチック片の分布について」

2）東海正、内田圭一、北門利英、村田博明、磯辺篤彦、野田明、林敏史、濱田浩明、萩田隆一：日本海洋学会2016年度春季大会（2016）「沖合域における漂流ゴミの分布について」

3）東海正、内田圭一：平成30年度日本水産工学会学術講演会（2018）「マイクロプラスチックに対するニューストンネットの網目選択性について」（アブストラクト提出済み）

（３）知的財産権

「特に記載すべき事項はない。」

（４）「国民との科学・技術対話」の実施

1） 一般公開シンポジウム「海洋ごみシンポジウム2016」（主催：環境省、2016年12月10日、海運クラブ２階ホール、観客約100名）にて講演

2） 株式会社テクノファ環境研究会「（2017年2月19日、川崎、環境マネジメントシステム審査員・コンサルタント、20名）にて海洋マイクロプラスチックに関する説明

3）第55回全国消費者大会環境分科会（2017年3月10日、主婦会館プラザF、35名）にて講演

3）富山県立滑川高等学校特別授業「海流と海ごみについて」（2018年2月13日）

（５）マスコミ等への公表・報道等

1） 朝日新聞（2015年7月17日、総合版、7頁、「砕けたプラごみ南極海調査」）

2） NHKニュース9（2016年9月26日、南極海でマイクロプラスチック発見について５分ほど紹介）

3） 南極海でマイクロプラスチックの浮遊が確認されたことについて(東京海洋大学・九州大学・環境省の共同プレスリリース：2016年9月26日）

（６）その他

「特に記載すべき事項はない。」

８．引用文献

1）K Uchida, R Hagita, T Hayashi and T Tokai: Fish. Sci. 82, 969-974 (2016), Distribution of small plastic fragments floating in the western Pacific Ocean from 2000 to 2001.

2） F Randriarilala, T Kitakado, D Shiode, M Sakaguchi, T Hayashi and T Tokai: Fish. Sci. 80, 261–271 (2014), Density estimation of the giant jellyfish Nemopilema nomurai around Japan using an alternative modified detection function for left truncation in a line transect survey.
3) RV Hidalgo, L Gutow, RC Thompson and M Thiel: Environ. Sci. Technol. 46, 3060–3075(2012), Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification.
4) RB Millar and SJ. Walsh: Fish Res., 13, 205–220 (1992), Analysis of trawl selectivity studies with an application to trouser trawls.
5) Wilemann DA, Ferro RST, Fonteyne R, Millar RB. 1996. Manual of methods of measuring the selectivity of towed fishing gears. ICES Coop Res Rep 125:1–126.
6) 東海　正，三橋廷央: 水産海洋研究, 62, 235-247. (1998), 比較操業実験から選択性曲線を求めるSELECTモデルについて
7) RB Millar, RJ Fryer: Rev Fish Biol Fish, 9, 89-116 (1999), Estimating the size selection curves of towed gears, traps, nets, and hooks.
8) A Isobe, K Uchiyama-Matsumoto, K Uchida and T Tokai: Mar. Pollu. Bull. 114, 623-626. (2017), Microplastics in the Southern Ocean.
9) J.R. Jambeck, R Geyer, C Wilcox, TR Siegler M Perryman, A Andrady, R Narayan and KL Law, Science 347, 768–771 (2015), Plastic waste inputs from land into the ocean.
10) A Isobe, K Uchida, T Tokai and S Iwasaki: Mar. Pollut. Bull, 101, 618–623 (2015), East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics.
11) S Ricard, F Ernest, V Blai, DN Salva, M Raul, P Jordi and V Sergi: Vio Rxiv, doi.org/10.1101/135582 (2017), The Paradox of Constant Oceanic Plastic Debris: Evidence For E

Ⅱ－4　マイクロプラスチックによる汚染物質輸送の実態解明

国立大学法人東京農工大学
農学研究院　　高田秀重

平成27(開始年度)～29年度累計予算額：38,095千円（うち平成29年度：13,553千円）
予算額は、間接経費を含む。

［要旨］
世界各地で採取された海岸漂着プラスチックレジンペレットおよびマイクロプラスチック破片、海洋漂流マイクロプラスチック中のポリ塩化ビフェニル(PCBs)とポリ臭素化ジフェニルエーテル（PBDEs）を分析することから、マイクロプラスチックに吸着性POPsと添加剤が含まれていることを明らかにした。吸着性POPsについては、マイクロプラスチック中の濃度は汚染源近傍で高いという傾向が認められた。しかし、離島など汚染源から遠く離れた海域へ、マイクロプラスチック、特に1mm～5mmのLMPが吸着性POPsおよび疎水性の高い添加剤を輸送することを明らかにした。東京湾のカタクチイワシの8割の個体の消化管からマイクロプラスチックを検出した。マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.5になると、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えると計算された。PBDEsの場合はマイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.1が閾値と計算された。

［キーワード］
レジンペレット、ペレットウォッチ、破片、残留性有機汚染物質、添加剤

１．はじめに

プラスチックの生産量は毎年5%の速度で増加し、世界生産量は3億トンに達した。増加する生産・消費と陸上での廃棄物管理の不十分さのため、海洋環境へのプラスチックゴミの流入量は増加している。海洋へ流入したプラスチックの多くは海水より軽く、海洋表面を漂い、長距離輸送される。海洋表面を漂う間にプラスチックは、紫外線と波の力により劣化し、微細化し、マイクロプラスチック(5mm以下のプラスチックの総称、GESAMP2015)となっていく。これらのプラスチック製品が破片化、微細化したものに加えて、化粧品や洗顔料に配合されているプラチック製スクラブ（マイクロビーズ）、ポリエステル等の化学繊維製の衣服の洗濯により発生する洗濯屑、化学繊維製のスポンジの削れ屑、なども海洋のマイクロプラスチックの発生源となっている。マイクロプラスチックは動物プランクトンと混在し、海水中に存在し、その大きさもプランクトンと同程度であることから、魚貝類による摂食が懸念され、食の安全への脅威と認識されている。マイクロプラスチックにはプラスチック製品に配合された添加剤が残留しており、さらに、その疎水性により海水中から残留性有機汚染物質(POPs)等の疎水性化学物質を吸着・濃縮している。そのため、マイクロプラスチックは、有害化学物質の生態系内での輸送媒体としても懸念されている。マイクロプラスチックによる海洋汚染は世界的に大きな問題となり、2017年5月に国連環境計画(UNEP)はマイクロプラスチック国際条約の検討を開始し6月の国連海洋会議では、海洋プラスチック汚染とその対策が、海洋の持続可能な利用のための、主要な議題として取り上げられた。しかし、本研究を開始した2015年の時点では、マイクロプラスチックに含まれる有害化学物質の種類、濃度、存在状態についての知見は不足していた。また、魚貝類によるマイクロプラスチックの摂食についての情報も限られていた。さらに、マイクロプラスチックの摂食を介した有害化学物質の魚貝類への曝露に関する情報も極めて限られていた。そこで、次項に示す5つの研究開発目標を設定した。

２．研究開発目的

1）海岸漂着レンジペレットへの吸着性POPsの吸着状況とその発生源を明らかにする。
2）海岸漂着レンジペレットの分析結果の解析から、吸着性POPsの吸脱着機構を解析する。

3) マイクロプラスチックへの添加剤由来有害化学の残留を検討する。
4)海洋漂流マイクロプラスチック中のPOPsの分布特性
5) 魚貝類へのPOPsの曝露経路としてのマイクロプラスチックとプランクトンの比較

３．研究開発方法

マイクロプラスチックに含まれる化学物質の濃度範囲とその空間的変動を把握すること、およびマイクロプラスチックからの化学物質の吸脱着特性を明らかにすることを目的に、International Pellet Watchの枠組みを通して世界各地の市民・研究者などから東京農工大学に送付されたプラスチックレジンペレット100地点分を分析した。この中には環境省の事業を通して採取された日本国内37地点のペレットも含まれる。これまでの研究からポリプロピレン製のプラスチックに比べて、ポリエチレン製のプラスチックが親油性の汚染物質の吸着能が高いことが明らかになっているので、ポリエチレン製ペレットを分析に供した。ペレットの材質の判別・分類には近赤外分光光度計(PlaScan-W、オプト技研・システムズエンジニアリング)を用いた。また、プラスチックの黄変は添加剤の酸化により起こるため、黄変度はペレットの海洋環境中の滞留時間を反映していると考えられる。そこで一定の範囲の黄変度（黄度30～50）のペレットを選ぶことにより、環境中での滞留時間についてのバラツキをある程度抑えた。このようなペレットを１地点について25粒選別し、5粒ずつを一組にして5組分析した。黄変ポリエチレンペレットを溶媒抽出し、シリカゲルカラムクロマトグラフで精製・分画後、PCBs, p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE, o,p'- DDT, o,p'-DDD, o,p'-DDE, HCHs (α,β,δ,γ異性体)、PAHs、PBDEsをガスクロマトグラフ-四重極質量分析計(GC-MS)、ガスクロマトグラフ-イオントラップ型質量分析計(GC-ITMS)、およびガスクロマトグラフ-電子捕獲型検出器(GC-ECD)で分析した。PCBsの分析にあたっては、抽出後に^{13}Cで同位体ラベルしたPCBsを回収率補正用内部標準物質(サロゲート)として添加し、回収率をモニターしたが、後述するように再現性と回収率が良好であったことから、回収率補正は行わなかった。DDTs, HCHsについてもサロゲートを用いた回収率補正は行わなかった。PAHsについてはしたサロゲートを抽出後に添加し、その回収率を使って、回収率補正を行った。PBDEsについても^{13}Cで同位体ラベルしたサロゲート(GC-MS用)と臭素をフッ素で置き換えたサロゲート(ECD用)を抽出後に添加し、その回収率を使って、回収率補正を行った。PCBsは塩素数1～10までの全38同族異性体をGC-MSで定量しているが、そのうち13同族異性体(CB66, 101, 110, 149, 118, 105, 153, 138, 128, 187, 180, 170, 206)の合計濃度をΣ13PCBs としてPCBs濃度を表現した。PAHsについては３環～７環の26種の合計をΣ26PAHsとして表した。PBDEsは臭素数1～10までの全46同族異性体をGC-MSで定量し、total PBDEsと表現するが、そのうち4臭素～10臭素の15同族異性体(BD47, 49, 99, 100, 153, 154, 183, 196, 197, 202,203, 206, 207, 208, 209)の合計濃度をΣ15PBDEsとした表現も併用した。全成分の抽出以降の操作における再現性と回収率は、ペレットの抽出液を使って予めチェックした。ペレット200粒分のヘキサン抽出液を200 mLに定容し、そこから5 mLを４連で分析し、再現性をチェックした。各成分の分析濃度の相対標準偏差は15%以内であった。同じ抽出液5mLに標準物質を添加して分析し、無添加の分析結果を引き算して、添加回収率を求めた。各成分の添加回収率は80%以上と良好であった。ペレットの材質の判別・分類には近赤外分光光度計を用いた。各地点について、ペレット5粒ずつを一組にして5組分析した。得られた5組のPCBs濃度の中央値を取り、その地点のPOPs濃度として表現した。

海洋表層水中を浮遊するマイクロプラスチックに含有される化学物質の濃度レベルと分布を明らかにするために、2012年から2018年の間に、北太平洋、 北大西洋、日本周辺海域、東京湾の表層水中から採取されたマイクロプラスチック90試料、 プランクトン13試料を分析した。試料は船舶の舷側から徐速にて海洋表層水を315 μm目合のプランクトンネット (54GG-315) で曳き、 採取した。試料は2つの大きさに別け (0.3 mm-1 mm = S-MP, 1 mm-5 mm = L-MP) 分析した。マイクロプラスチックはFTIR (フーリエ変換型赤外分光) 光度計を用いてプラスチックの種類 (ポリエチレン[PE], ポリプロピレン[PP]) に別けた後、 分析した。分別したサンプルをプラスチックはソックスレー、プランクトンは加圧液体抽出にて抽出した。その後、抽出液をゲル浸透クロマトグラフィー、二段階のシリカゲルカラムクロマトグラフィーで精製し、GC-ITMSにてPCBsと低臭素化PBDEsを、GC-ECDにて高臭素化PBDEsを同定

定量した。PCBsおよびPBDEsの同定、定量法はペレットと同様である。

東京湾の魚類によるマイクロプラスチック摂食の状況を明らかにするため、神奈川県、本牧（35° 25'43"N 139° 41'15"E）において、水深約20mの桟橋上からサビキ釣り（水面から約5m）にてカタクチイワシ(Engraulis japonicus) 64個体、サッパ(Sardinella zunasi) 2個体、サバ(Scomber japonicus) １個体を採取した。性別と体長を記録し、消化管（食道から肛門）を10%KOHに入れ、40℃で10日間置き生物組織を分解した。反応後、バイアルに浮いている固体を集め、全ての浮遊物について顕微鏡下で観察（色、形状を記録）、写真を撮った後、FT-IRで物質を同定した。バイアル中の沈殿については、ペトリ皿に拡げ顕微鏡下で観察、プラスチックとみられるもののみを取り出し、同様の分析を行った。

４．結果及び考察

4.1. 海岸漂着レンジペレットへの吸着性POPsの吸着状況とその発生源

マイクロプラスチックの一種のレジンペレットから様々な吸着性のPOPsおよびその他の疎水性有機汚染物質が検出された。その分布には、起源を反映した地域差が認められた（Fig.3-1,3-2, 3-3, 3-4）。それらの地域差とその原因について以下成分別に述べる。PCBs濃度は米国の東西両海岸と五大湖周辺、日本、西ヨーロッパなど先進工業化国とブラジル、オーストラリアの都市域で高濃度となり、東南アジアとアフリカでは低濃度となる傾向が見られた（Fig.3-1）。PCBsは先進工業化国で1970年代前半まで様々な工業用途で使用され、1970年代後半以降開放系での使用は禁止となったが、それまでに使用・放出されたPCBsは工業地帯の水域堆積物中に高濃度で堆積している。それらの堆積物中のPCBsが堆積物の再移動、再懸濁、溶出により海水中に回帰して、依然として水域を汚染していると考えられる。堆積物が二次的な負荷源となっている、いわゆるレガシー汚染が原因と考えられる。例えば、日本（東京湾）やギリシャ（アテネ近郊）では、同時期に採取・測定した堆積物中でもPCBs濃度が高く、パッシブエアサンプラーで測定した大気中のPCBs濃度は相対的に低濃度であり、陸上からの負荷の寄与は小さく、堆積物が二次的なPCBsの負荷源となっていることが確認されている[1)]。

南大西洋のセントヘレナ島、インド洋のココス島など、大陸から離れた離島からも有意な濃度のPCBsが検出された（Fig.3-1）。これらの離島ではPCBsの使用や直接の負荷は考えられないことから、工業化された地域で使用・放出されたPCBsが大気や漂流するプラスチック経由で長距離輸送されたものと考えられる。大陸から100 km以上離れた6つの離島で採取されたペレットの分析に基づき、グローバルバックグランドレベルを算出した。Σ13PCBsのグローバルバックグランドレベルは10 ng/g-pelletと推定された。このレベルは離島だけでなく、各国の都市・工業地域等から離れたリモートな地点で観測されるレベルとも整合性がある。このグローバルバックグランドレベル10 ng/g-pelletを超える濃度のPCBsが検出される場合には、ローカルな発生源の存在が示唆される。例えば、ガーナで国全体の海岸線を網羅する形で行われたpellet watchの結果、首都アクラ周辺でローカルなPCBsの負荷源の存在が明らかになっている[2)]。

日本沿岸のPCBs濃度は1-942ng/g-pelletで、世界的なバックグラウンドレベルから極度に高いPCBsのカテゴリーの間を変動した（Fig.3-5）。大阪湾や東京湾周辺、洞海湾といった過去の工業活動によりPCBsの使用量が多かった地域周辺の沿岸域で、PCBsは高濃度となった。全体にレガシー汚染により高濃度のPCBsが観測された。

DDTsの分布（Fig.3-2）はPCBsとは大きく異なった。DDTs濃度が50 ng/以下の低濃度の地点が世界的に広がっていた。これらの地点ではDDTに対してその分解産物（DDE, DDD）の割合が大きかった。一方、ホンコン、ベトナムでは高濃度（数百ng/g）のDDTsが複数の地点で観測され、これらの海域ではDDTsの流入があるものと考えられる。ホンコンとベトナムでは、DDTがその分解産物（DDE, DDD）に対して卓越する組成を示し、DDTの近年の使用が示唆された。気候やマラリアの発症なども考えると、ベトナムではマラリア対策に散布されたDDTが負荷源であると考えられる。同様の高濃度のDDTsと相対組成におけるDDTの卓越はガーナやブラジルの赤道に近い地点でも観測され、マラリア対策用のDDTが負荷源であると推察された。しかし、気候的にマラリア対策でのDDTの使用が考えられないような地点（アテネ、アルバニア、シドニー）でもDDTが卓越した高濃度のDDTsが観測された。いずれも港湾に近い地点であることから、船底防汚剤に用いられるDDTの寄与が考えられた。アメリカ沿岸では全般にDDTs濃

度は低かったが、ロサンゼルス沿岸でDDTs濃度は高かった。この周辺には、かつて大規模なDDTの製造工場・廃棄場が存在しており、過去の使用に由来するDDTsの残留と考えられた。

HCHsは世界的には5ng/g以下の地点が広がっていた（Fig.3-3）。南半球の地点で相対的に高濃度のHCHsが検出された。それらの濃度は数十ng/gでPCBsやDDTsに比べて一桁低かった。HCHsの累積生産量（リンデンが72万トン）がDDTs（300万トン）やPCBs(130万トン)よりも低いこと、疎水性もPCBsやDDTsよりも低いこと、環境中での揮発性がDDTsやPCBsよりも高いことなどが、HCHsの検出濃度の低さに寄与していると考えられる。赤道域のガーナを除き北半球では高濃度での検出は観測されなかったが、南アフリカ、モザンビーク、セントヘレナ島、オーストラリア、ニュージーランドで数十ng/gのHCHsが検出された（Fig.3-3)。HCHsの立体異性体のうちγ-HCHが90%以上を占めるその組成から、殺虫効果の高いγ-HCHを主成分とする殺虫剤リンデンの使用が示された。これらの南半球の国々で近年までリンデンが使用されていたことが考えられる。HCHsは2008年にストックホルム条約での規制対象物質に登録された。例えば、モザンビークで2007年に採取された試料については36 ng/gのHCHsが検出されたが、2013年に同じ地点で採取を行い、HCHsを測定した結果、濃度は0.31 ng/gへと大幅に低減していた。ストックホルム条約の規制の効果がみられた可能性がある。

ストックホルム条約での規制物質ではないが、その毒性、生物濃縮性、環境残留性から国際的にも注視されているPAHsについても測定をおこなった。世界的には50 ng/g～500 ng/gの比較的低濃度の地点が広がっていたが、北ヨーロッパ、日本、および先進工業化国および経済的発展途上国の都市域において、20000 ng/g以上の高濃度のPAHsが検出された(Fig.3-4)。PAHsの起源は石油汚染由来のものと燃焼由来のものに大別され、環境試料中のPAHsの起源推定はアルキル同族体と非アルキルPAHsの比率から行われる。50 ng/g～500 ng/gの比較的低濃度の地点は、アルキル同族体/非アルキルPAHs比が低く、燃焼由来の地点が多数であった。一方、高濃度でPAHsが検出される地点ではアルキル同族体/非アルキルPAHs比が高く石油汚染性のPAHsによる汚染を受けている地点が多かった。工場や石油精製所などからの恒常的な石油の負荷寄与が大きいと考えられた[3)]。

PBDEsは検出限界（0.2 ng/g-pellet）以下～39 ng/g-pelletであった（Fig.3-8）。その構成は、臭素数1～6のPBDEsの中では、臭素数4のBDE-47が最も高い割合であり、次いで臭素数5のBDE-99やBDE-100などが卓越していた。比較的新規の汚染物質であるPBDEsは製造・使用歴のあった国や地域（欧米、日本）において、比較的高濃度の傾向であった。また、もともとPBDEsの製造・使用歴の無かった一部の発展途上国（ガーナ、フィリピンなど）では、電気・電子機器廃棄物（E-Waste）の野焼きなどによる環境汚染が生じている可能性が考えられた。とくに、アフリカのガーナのPBDEs濃度は西欧並みであり、アフリカの他の分析地点よりも比較的高濃度であった。 PCBsの測定をした先行研究[2)]に加えて、本研究ではPBDEsも分析したことにより、アクラの郊外に位置する大規模なE-Waste site（Agbogbloshie）が周辺沿岸域の汚染源として、重要であることを浮き彫りにする結果となった。また、大陸から数百km～数千kmも離れた離島では、低レベルながらもPBDEs汚染が有意に検出される場合もあった。

吸着由来と考えられる臭素数1～6のPBDEsと吸着由来のPCBsの濃度に有意な相関はなかった（$r = 0.037, p > 0.05$）。PBDEsとPCBsの推定生産量は同程度であるが、ペレット中のPBDEsの濃度範囲（検出限界以下～39 ng/g-pellet）は、Σ_{13} PCBs（0.41～2230 ng/g-pellet）よりも1桁～2桁ほど低かった。これには両成分の使用形態の違いなどが関係していると考えた。PBDEsは身の回りの製品や工業製品のプラスチック部分や合成繊維などに添加剤として練りこまれているため、漏出しにくい。一方で、PCBsは絶縁油や熱媒体、潤滑油などの油や、可塑剤や塗料・印刷インキなどとして使用されたため、PCBsを含む製品の使用や寿命、廃棄処理により漏出しやすく、結果として周辺環境中において高濃度になったと考えられた。

4.2. 海岸漂着レンジペレットからの吸着性POPsの吸脱着機構の解析

ペレット中のPCBsの濃度は同一地点であっても粒間で１桁～2桁濃度が変動した（Fig.3-6）。この濃度の変動は、ペレットの発生源と輸送経路が多様であること、ペレットの大きさが数mmであるためペ

レット内部でのPCBsの移動に時間がかかることと比表面積が小さいため周囲の海水中PCBs濃度と平衡になるまでに時間がかかるため、と考えられる。ペレットへのPCBsの吸脱着が平衡に達するには数ヶ月から１年以上を要すると報告されている。ペレットのような直径数mm程度のプラスチックは沿岸域にトラップされやすいと考えられている[4)]が、ペレットの中には漂着海域とは離れた海域で高濃度（あるいは低濃度）のPCBsに曝露され、漂着海域まで急速に運ばれで平衡に達するための十分な時間がなく、漂着しているため、他のペレットよりも極端に高濃度（あるいは低濃度）をとると考えられる。日本でもこのような非平衡による高濃度のPCBsが非都市域の海岸でも観測された（表3-1）一例として、隠岐の島の試料について5組のそれぞれの組の分析結果を示した（Fig.3-6）。5組目(Sample #5)が他と比べて極端に高濃度のPCBsを含有していることがわかる。隠岐の島以外のPCBsで汚染された海域で高濃度にPCBsを吸着し、隠岐の島に急速に運ばれてきて、すぐに採取地点の海岸に漂着したものと考えられる。ゆっくり運ばれてきて、隠岐の島沿岸を長時間漂ってから漂着する場合は吸着していていたPCBsは脱着して、PCBs濃度は他の組と同じように低濃度になるはずですが、急速に輸送され漂着すると、脱着する時間がないものと考えられる。このことは、ペレットが汚染物質を清浄な海域（隠岐の島）へ運んでいる、マイクロプラスチックが汚染物質を拡散していることを意味する。どこで高濃度のPCBsを吸着したかという特定は難しいが、日本海では全般に西から東へ対馬海流に乗って漂流物が輸送されているので、隠岐の島より西で濃度が高い沿岸は過去にPCBsを使っていた日本有数の工業地帯である北九州・洞海湾地域が一つの可能性として考えられる。ペレットはもっと西の韓国や中国から運ばれてきたものかもしれないが、中国や韓国のPCBs濃度はそれほど高くないことと、対馬と五島列島で採取したペレット中のPCBs濃度が低いことから、中国や韓国でPCBsを吸着してきたのではないと考えられる。いずれにしても、レジンペレットが汚染物質を吸着して清浄な水域（隠岐の島）に運んでいるということを意味している。同様の現象はその他の日本海側の地点を中心に日本の海岸でも観測されている（表3-1）。さらに、この現象は世界の離島や遠隔地でも観測されている（Fig.3-7）。汚染モニタリングとしてのIPWの目的はその海域のPCBs汚染レベルを明らかにすることであるが、このような散発的に高濃度のPOPs濃度を示すペレットの影響を排除するために、IPWでは常に5組の分析を行い、その中央値を取ることにより、海域のPOPsモニタリングを行っている。しかし、それぞれの海域の海洋生物は高濃度のPOPsを含有するペレットも含め全てのペレットに曝露さされるため、中央値ではなく、算術平均濃度が生物へのPOPsのリスクを示すものになる。その海域の生物はプラスチック以外の環境媒体（海水、餌生物、堆積物）からPOPsに曝露されている。その曝露はその海域の汚染レベルであるから、中央値ということになる。一方プラスチックを介した曝露の場合は、散発的に高濃度のPOPsを含むペレットもふくめたプラスチックからPOPsに曝露される。その曝露は算術平均値と考えられる。そこで5組のペレットのPOPs濃度の算術平均値を中央値で割り算したものを、プラスチックによるPOPs曝露の増幅倍率と捉えることができる。プラスチックによるPOPs曝露の増幅ファクターを表3-1に示した。日本海側の地点や離島でPOPs曝露の増幅ファクターは大きな値をとっており、プラスチックを媒介としたPOPs曝露が他の経路からの曝露よりも大きくなることが示唆された。このような汚染域で高濃度の有害化学物質を吸着したプラスチックが非汚染海域へ急速に運ばれるという輸送機構は、ペレットについて考えられたものであるが、同じ大きさのマイクロプラスチック（L-MP）にも当てはまるものであり、次項で述べる日本沿岸の漂流マイクロプラスチック（L-MP）中のPCBs濃度が高い地点が、都市沿岸域から離れた沖合いの海域でも観測されることと調和的である。

4.3. マイクロプラスチックへのPOPsおよび添加剤由来有害化学の吸脱着・溶脱メカニズム

世界6ヵ国12海岸でマイクロプラスチックフラグメントとペレットを採取し、各海岸4〜5試料についてPCBsとPBDEsの分析を行った。マイクロプラスチックフラグメント中のPCBs濃度は、同じ海岸で採取されたペレット中のPCBs濃度と同じオーダーではあったが、全般に濃度は低かった（Fig.3-9左）。破片の方がペレットに比べて海水中の滞留時間が短いことが示唆された。ペレット中のPBDEsは大半の試料で低臭素PBDEsが卓越しており、海水中のPBDEsの吸着由来と考えられた。それとは対照的に、マイクロプラスチックフラグメントの場合は散発的に（32試料中6試料で）高臭素PBDEs、特にBDE209がペレッ

トでの最高濃度を超える高濃度で検出された（Fig.3-9右）。製品加工時にプラスチック製品に添加された添加剤は、廃プラスチックが細片化、微細化しマイクロプラスチックとなり水中を漂う間に溶脱していく。その溶脱の速度は、疎水性の大きな成分ほど遅いため[5) 6)]、疎水性の大きなBDE209はマイクロ化して海を漂う間に溶脱しきらずに、マイクロプラスチックフラグメントに残留して、海岸に漂着していると考えられる。この結果は後述する海洋漂流マイクロプラスチックにおける傾向と一致した。

東京および太平洋(Fig.3-10)で採取した海洋漂流マイクロプラスチック中のPCBsとPBDEsの濃度をポリマー素材(ポリエチレン:PE、ポリプロピレン:PP)および大きさ（1mm – 5 mm : LMP, 0.3mm – 1 mm : SMP）別に、Fig.3-11に示す。PEとPPでは系統的な濃度差は認められなかった。東京湾の試料についてみると、PCBsはSMPの方がLMPよりも濃度が高かった。一方、太平洋の試料は東京湾の試料に比べて濃度は2桁程度低いが、SMPとLMPの濃度差は認められなかった。このことは、次のように解釈された。プラスチック(PE, PP)へのPCBsのような疎水性有機汚染物質の吸着は表面吸着でなく粒子マトリックスへの拡散・浸透が支配的なメカニズムである[7)]。SMPは粒径が小さいため平衡に達しているか平衡に近いため、PCBs濃度は高い。一方、LMPは粒子が大きいため、吸着平衡に達するまでに時間がかかり、東京湾で採取されたLMPはまだ吸着平衡に達していない（PCBs濃度は増加中）ため、PCBs濃度はSMPより低い。一方、太平洋に出ると、海水中のPCBs濃度が低いため、PCBsが脱着し、濃度は下がり、滞留時間も長いため、LMPもSMPも平衡に達しており、両者に濃度差は見られない。この解釈はペレット中のPCBs濃度の観測結果とそこから考えられるペレットへのPOPsの吸着メカニズムと整合性があった。すなわち、東京湾のSMP中PCBs濃度はペレット中のPCBs濃度とおおよそ同じであったが、LMP中PCBs濃度はペレットよりも低かった。このことはLMP中のPCBsはまだ平衡に達していないためと考えられる。

上記のLMP中のPCBsは平衡に達するまでに時間がかかり沿岸では非平衡なLMPが存在するというメカニズムは、東京湾、日本沿岸、外洋で採取されたLMP(PE)中のPCBs濃度の水平的な分布(Fig.3-12)と整合性があった。LMP(PE)中のPCBs濃度は東京湾、相模湾、伊勢湾、駿河湾、噴火湾などの閉鎖性海域で高く（数十～百 ng/g）、外洋では多くの地点で低濃度（数 ng/g）であった。閉鎖性海域から外洋へのPCBs濃度の低下は、閉鎖性海域でレガシー汚染により比較的高濃度にPCBsを吸着したマイクロプラスチックが、湾外に運ばれ海水中PCBs濃度が低下するに従い、プラスチックからPCBsが脱着し、プラスチック中のPCBs濃度は低下し、外洋では極めて低濃度になったものと考えられる。しかし、日本海北部、東シナ海、調子沖など沖合の地点でもPCBs濃度が20ng/g 程度の濃度の場合があり(Fig.3-13)、汚染された海域から急速にLMPが運ばれたという機構により解釈できる。添加剤由来のBDE209は沖合から外洋の地点でも数百ng/gと比較的高濃度で検出される場合があり、BDE209の溶脱速度よりも急速なマイクロプラスチックの輸送が示唆された。

4.4. 魚貝類へのPOPsの曝露経路としてのマイクロプラスチックとプランクトンの比較

魚貝類へのPOPsの曝露経路としてのマイクロプラスチックの評価にあたって、まずは、魚貝類消化管内のマイクロプラスチックの存在状況を調べた。カタクチイワシ64個体中49個体（77%）の消化管から、プラスチックを検出した（1個体あたり平均2.3個 （±2.5SD））。カタクチイワシからは合計で150個のプラスチックが検出され、フラグメントが最も多く（85.3%）、次いでビーズ（8.0%）、フィラメント（5.3%）、発泡プラスチック（1.3%）であった（Fig.3-14)。ポリマー種は、ポリエチレン（PE）とポリプロピレン（PP）が主要であり（それぞれ52.0%、43.3%）、その他にエチレン/プロピレンコポリマー、ポリスチレンなどが検出された。 サッパ２個体中1個体で3個、サバ1個体で１個のプラスチック摂食が検出された。カタクチイワシでみられた、77%の個体でのプラスチック摂食はこれまで報告のあるなかでも最も高い頻度のひとつだった。PE、PPのポリマーが主要で、フラグメントが支配的な組成は、東京湾の表層海水中マイクロプラスチックを調べた研究[8)]でも観測されている。PEやPPはいずれも比重が軽く海水に浮くため、表層で採餌を行うカタクチイワシは、えさの摂食を行う間にこうした軽いプラスチックを取り込むと考えられる。

検出されたビーズのうち、7個はポリエチレン、4 個はポリプロピレンであった。PE、PPのビーズは洗顔スクラブなどの化粧品の成分として一般的に使われる。日本の主要なスクラブ洗顔４種を調べた

ところ、不定形のPE粒子のほかに、2製品で球型のPEのビーズが検出された。球の径（10-500μm）、形の特徴も、魚から検出したPEビーズと符合し、魚の摂食していたビーズはこうした製品に由来することが示唆された。化粧品に含まれるビーズは下水処理場で完全には除かれず、雨天時越流などによっても海洋に放出されることで、東京湾を汚染していると考えられる。

カタクチイワシにおいて、摂食プラスチックの大きさは、600μm未満の範囲で多かった(Fig.3-14)。カタクチイワシは数10μmの珪藻なども濾過摂食するため、検出できていないさらに小さいプラスチックも摂食している可能性があり、今後このサイズも調べていくことが必要である。

上記のように、東京湾の魚は日常的にプラスチックと接触する環境にあることが示唆された。魚などが摂食することで、物理的な影響に加え化学的な影響の可能性が考えられる。前述の通り東京湾のマイクロプラスチックからは、PCBsやPBDEsが検出されており、プラスチック摂食による生物への化学物質の曝露が懸念される。そこで、マイクロプラスチックと同時に採取されたプランクトン中PCBs濃度を比較した（Fig.3-15）。PCBsについては、13組中11組でマイクロプラスチック中の濃度がプランクトン中濃度よりも高かった。最大では14倍、算術平均で4.6倍、幾何平均では2倍、マイクロプラスチック中のPCBs濃度がプランクトン中のPCBs濃度よりも高かった（Fig.3-16）。PBDEs濃度について比較すると、 マイクロプラスチック中PBDEs濃度は、最大で264倍、算術平均で40倍、幾何平均で9倍、プランクトン中PDBEs濃度を大きく上回った（Fig.3-16）。添加剤のBDE209が高濃度に残留していた場合にマイクロプラスチックからの寄与が大きくなっていると考えられた。

魚貝類への有害化学物質の曝露経路としてのマイクロプラスチックの役割を定量的に評価するため、マイクロプラスチック中POPs濃度とプランクトン中POPs濃度の比率(Fig.3-16)から、魚貝類へのマイクロプラスチック経由のPCBs内部曝露量がプランクトン経由の曝露量が同じになるマイクロプラスチックの存在量(単位海水体積中のマイクロプラスチック重量)とプランクトンの存在量(単位海水体積中のプランクトン重量)の比率を計算した。マイクロプラスチック中とプランクトン中でのPCBs濃度比が東京湾と日本沿岸の算術平均値の4.6と仮定した場合、マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.2になると、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えると計算される。マイクロプラスチック中とプランクトン中でのPCBs濃度比がオーダーレベルで変動したことも踏まえて、それらの幾何平均値の2倍を仮定すると、マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.5になると、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えると計算される。現状の報告例では、マイクロプラスチックの存在量が動物プランクトンの存在量の0.5倍を超える海域は少なく、現状ではマイクロプラスチック経由のPCBs暴露は、プランクトン経由よりも小さい海域が多いと考えられる。しかし、北部太平洋環流中央(Gyre)等0.5倍を超える、すなわち、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えていると推定される海域も存在する。ただし、この計算はマイクロプラスチックからのPCBsの魚への移行速度がプランクトンからの移行速度と同じという仮定がおかれている。この仮定の妥当性、すなわち、マイクロプラスチック中のPCBsと動物プランクトン中のPCBsの生物利用性の差異の検討が今後の課題である。プラスチックや動物プランクトンに吸着したPCBsの生物利用性（生体組織・器官への移行しやすさ）は、消化管内のそれぞれの粒子の数、粒子の滞留時間、消化液の化学性など様々な因子に支配されており、それらを解明することは今後の課題である。はまた、同様の計算を、PBDEsについて行うと、マイクロプラスチック中とプランクトン中でのPBDEs濃度比の幾何平均値の9.4倍を仮定すると、マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.1になると、マイクロプラスチック経由のPBDEs暴露量がプランクトン経由のPBDEs暴露量を超えると計算される。マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.1を超える海域の報告例もあり、注意が必要である。しかし、添加剤の生物利用性は吸着性POPsよりも小さいと考えられるので、生物利用性の現場に則した条件での解明が必要である。さらに、マイクロプラスチックと動物プランクトンのサイズ分布・水中での挙動の相違、魚貝類による選択的取込など、物理・化学・生物過程の理解とそれらのパラメーター化し評価に組み込む必要がある。

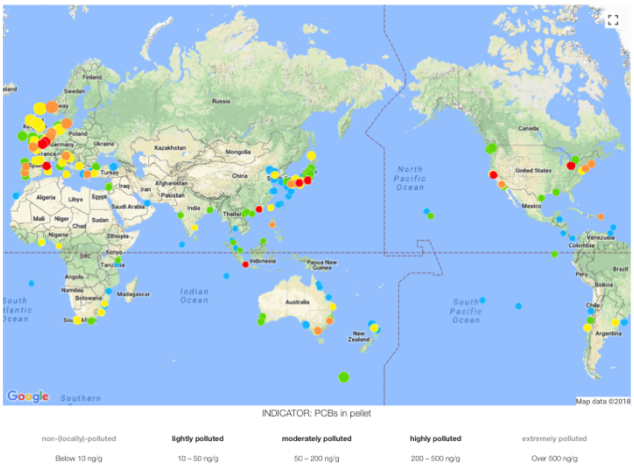


Fig.3-1. 海岸漂着レジンペレット中のPCBs濃度
青：10ng/g以下、緑：10 – 50 ng/g、黄：50-200 ng/g、

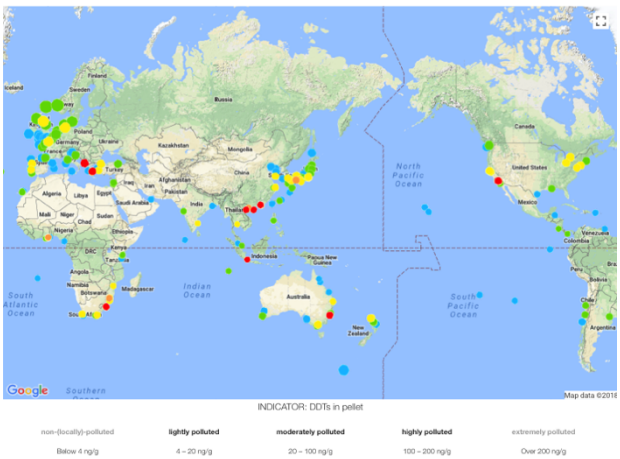


Fig.3-2. 海岸漂着レジンペレット中のDDTs濃度
青：4ng/g以下、緑：4 – 20 ng/g、黄：20-100 ng/g、
橙：100-200 ng/g、赤：200 ng/g以上

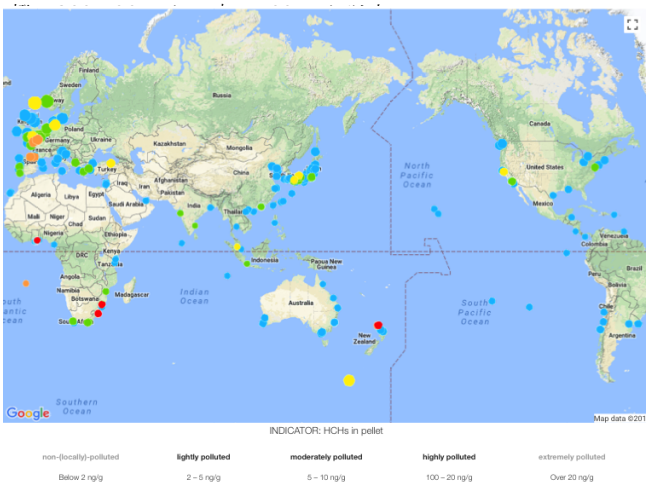


Fig.3-3. 海岸漂着レジンペレット中のHCHs濃度
青：2ng/g以下、緑：2 – 5 ng/g、黄：5-10 ng/g、
橙：10-20 ng/g、赤：20 ng/g以上

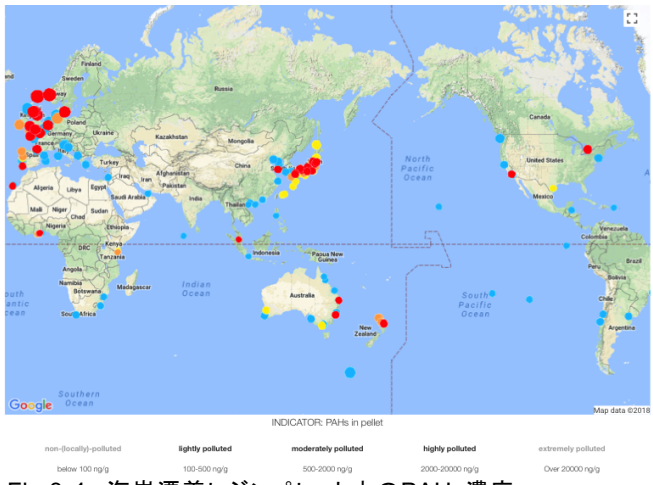


Fig.3-4. 海岸漂着レジンペレット中のPAHs濃度
青：100 ng/g以下、緑：100 – 500 ng/g、黄：500 -2000 ng/g、
橙：2000 - 20000 ng/g、赤：20000 ng/g以上

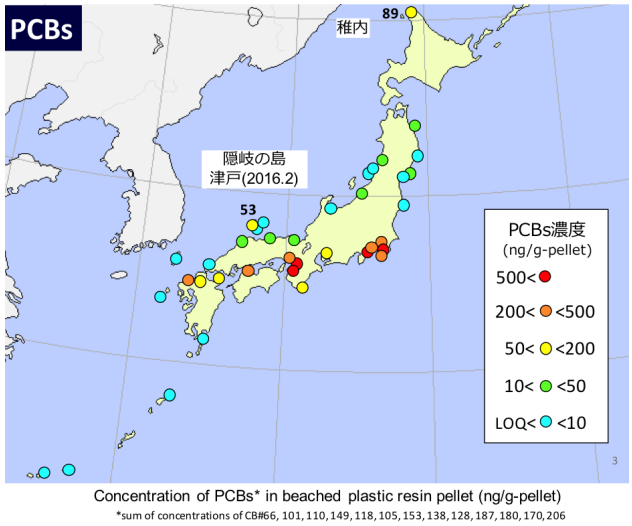


Fig.3-5. 日本の海岸漂着レジンペレット中のPCBs濃度
青：100 ng/g以下、緑：100 – 500 ng/g、黄：500 -2000 ng/g、
橙：2000 - 20000 ng/g、赤：20000 ng/g以上

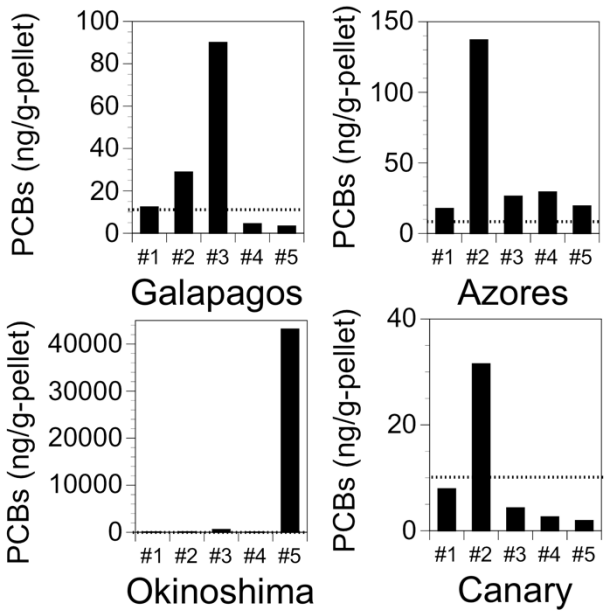


Fig.3-6. 各地点のレジンペレット5連の分析結果（PCBs濃度）

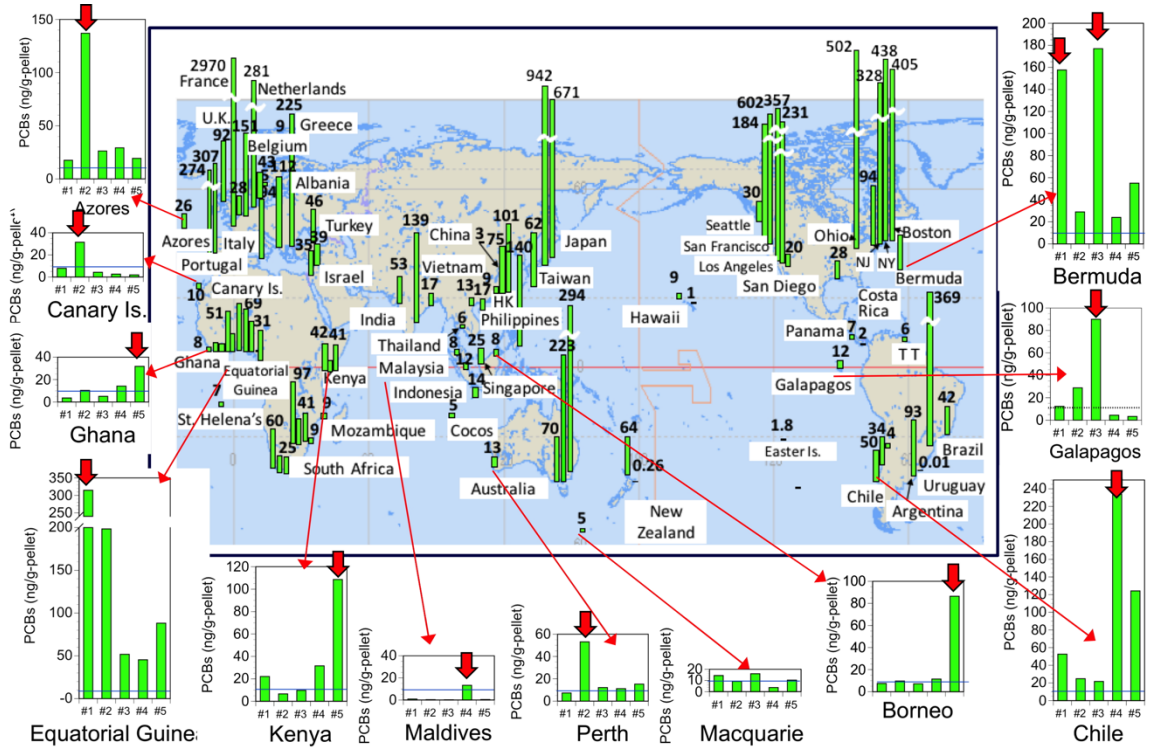


表3-1.日本の海岸漂着ペレット中のPCBs濃度(各地点5連の分析結果)

PCBs (ng/g)	試料1	試料2	試料3	試料4	試料5	中央値	算術平均値	リスク増幅ファクター
北海道(稚内)	1416	188	44	21	137	137	361	2.6
遊佐(山形)	8	20	15	17	10	15	14	0.9
青森(八戸)	13	5	28	89	15	15	30	2.0
気仙沼(宮城)	15	4	1	8	18	8	9	1.1
仙台(2015年)	32	264	50	6	9	32	72	2.2
仙台(2016年)	15	13	8	4	8	8	10	1.2
小名浜	9	10	9	12	8	9	10	1.1
東京湾(お台場)	327	1237	198	418	517	418	539	1.3
東京湾(富津(布引))	485	689	464	801	940	689	676	1.0
東京湾(富津(金谷))	176	46	232	1667	400	232	504	2.2
湘南(藤沢)(2015年)	452	333	516	2229	554	516	817	1.6
湘南(藤沢)(2016年)	66	557	189	529	145	189	297	1.6
名古屋(藤前干潟)	1955	101	191	177	204	191	526	2.7
粟島(釜谷)	38	2	9	25	3	9	15	1.8
粟島(内浦)	575	3	4	1	3	3	117	38.4
新潟(関屋浜)	22	33	32	1	2	22	18	0.8
富山(高岡)	3	3	3	4	5	3	3	1.1
大阪湾(二色の浜)	487	2898	228	6403	462	487	2096	4.3
大阪湾(甲子園浜)	1480	168	2439	293	275	293	931	3.2
大阪湾(箱作海水浴場)	1216	387	1275	1000	466	1000	869	0.9
和歌山(串本)	96	70	104	75	25	75	74	1.0
愛媛(今治)	181	159	269	13310	110	181	2806	15.5
京都(栗田海水浴場)	6	26	35	5	1617	26	338	13.0
鳥取(賀露海岸)	550	13	30	10	27	27	126	4.6
隠岐の島(津戸)(2016年2月)	31	50	515	9	38850	50	7891	159
隠岐の島(津戸)(2016年7月)	18	13	9	7	3	9	10	1.1
隠岐の島(塩浜海水浴場)(2016年	9	27	42	10	4	10	18	1.8
島根(出雲)	5	18	8	54	96	18	36	2.0
山口(下関)	8	9	27	28	4	9	15	1.6
北九州(洞海湾)	266	178	170	129	65	170	162	1.0
北九州(安屋)	328	20	536	20	264	264	234	0.9
大分(国東)	27	186	101	67	13	67	79	1.2
長崎(対馬)	5	1	0	2	1	1	2	1.5
長崎(五島)	8	5	2	8	4	5	6	1.0
種子島	25	5	9	12	8	9	12	1.3
奄美大島	5	4	13	6	17	6	9	1.6
宮古島	1	61	1	1	3	1	13	12.2
石垣島	3	1	23	29	0	3	11	4.2

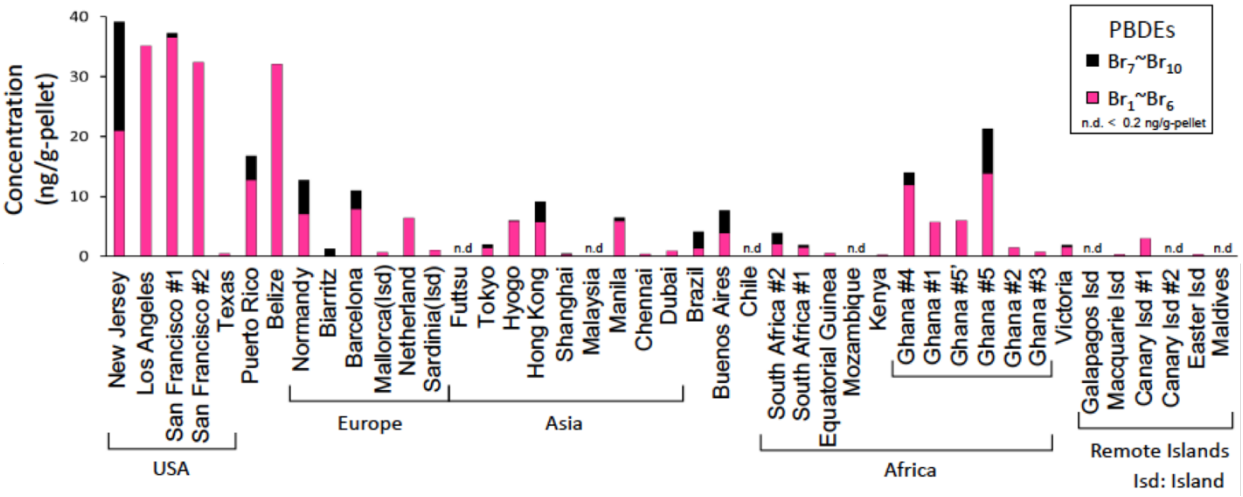


Fig.3-8.海岸漂着レジンペレット中のPBDEs濃度

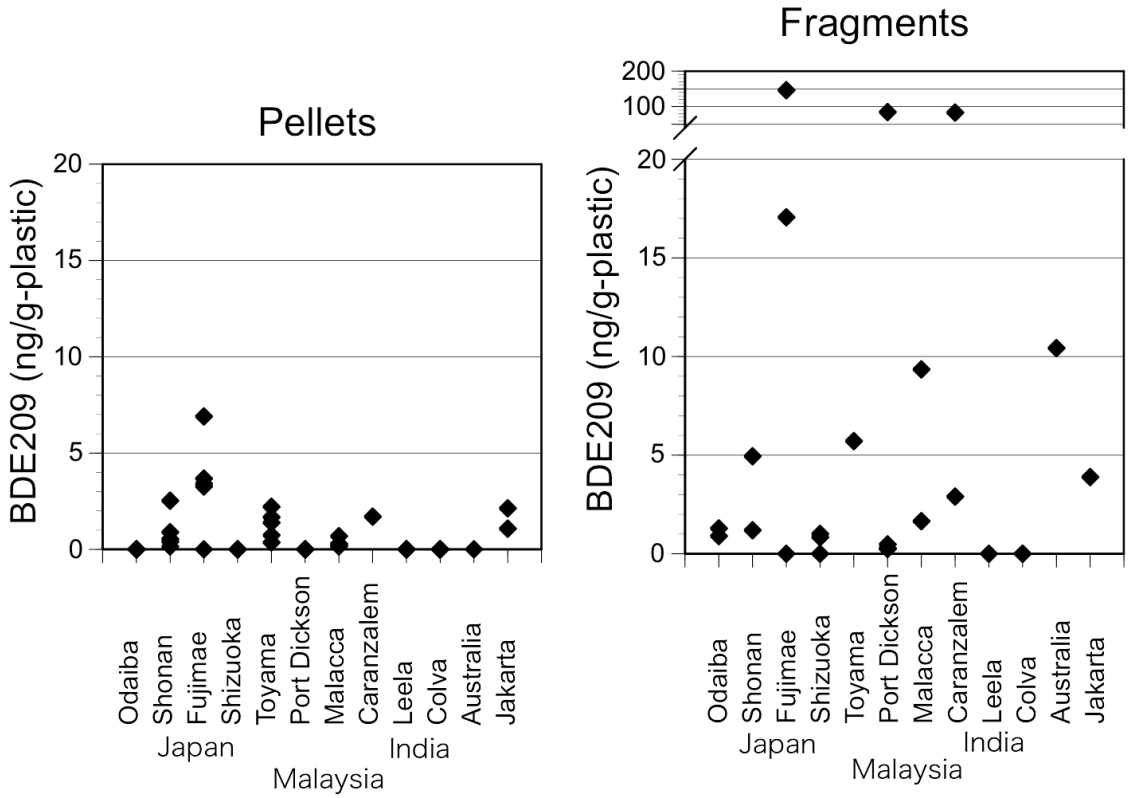
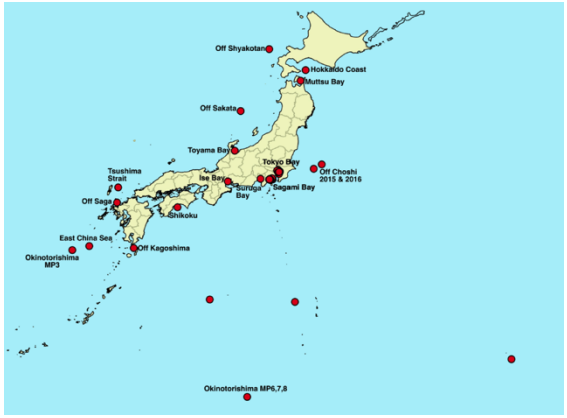


Fig.3-9.海岸漂着レジンペレット（左）およびマイクロプラスチック破片（右）中のBDE209濃度
（各地点複数連の分析を行った結果）



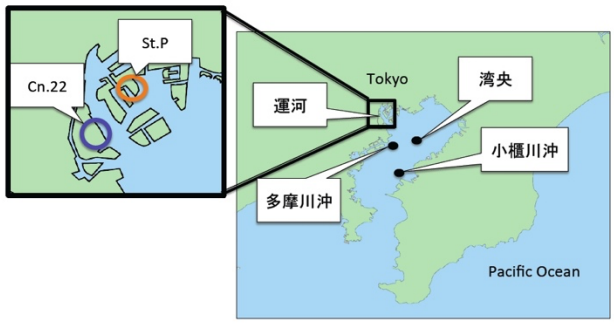


Fig.3-10 (a). 海洋漂流マイクロプラスチック採取地点　Fig.3-10 (b). 漂流マイクロプラスチック採取地点（東京湾）

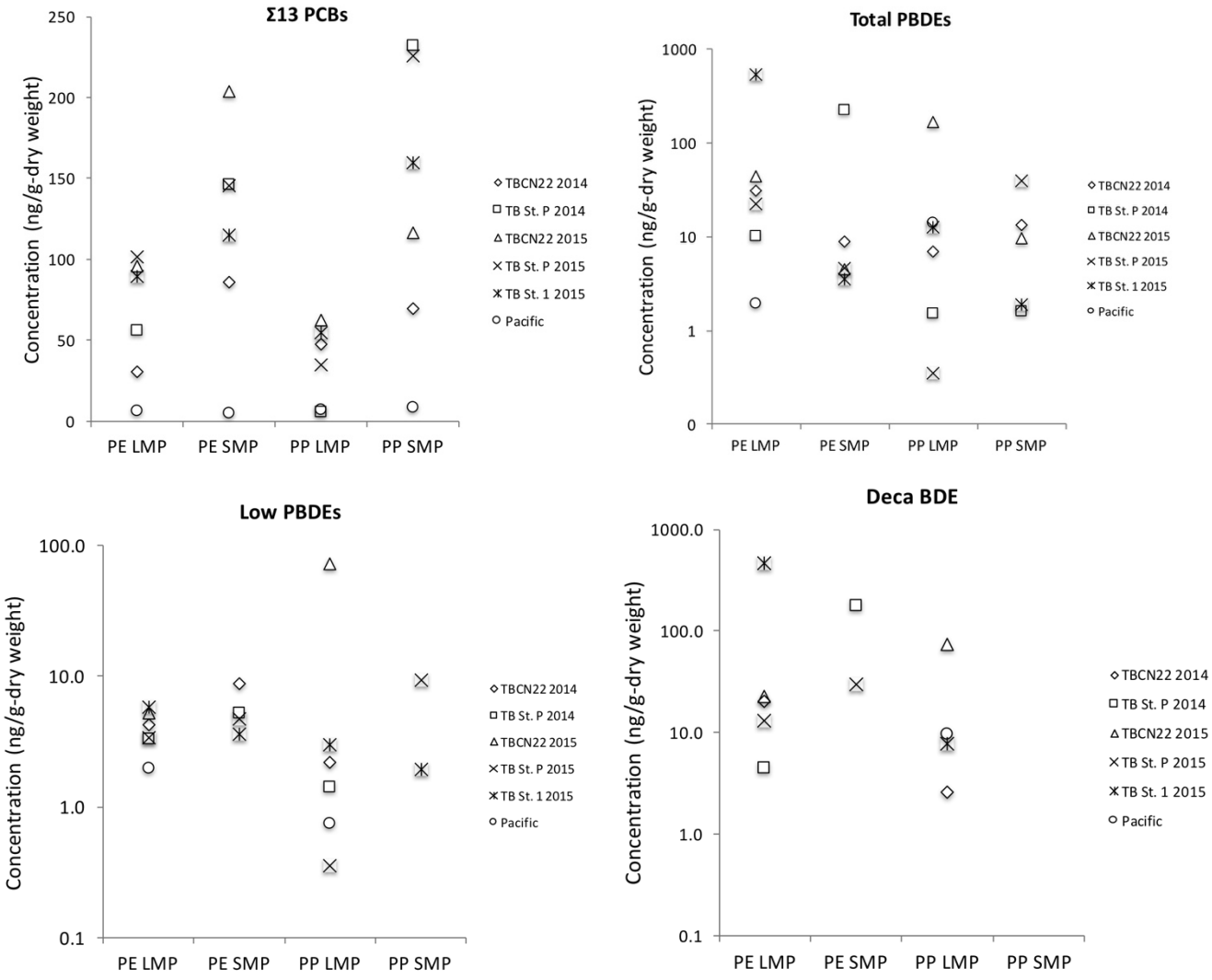


Fig.3-11. 海洋漂流マイクロプラスチックの素材と大きさ別のPCBsおよびPBDEs濃度

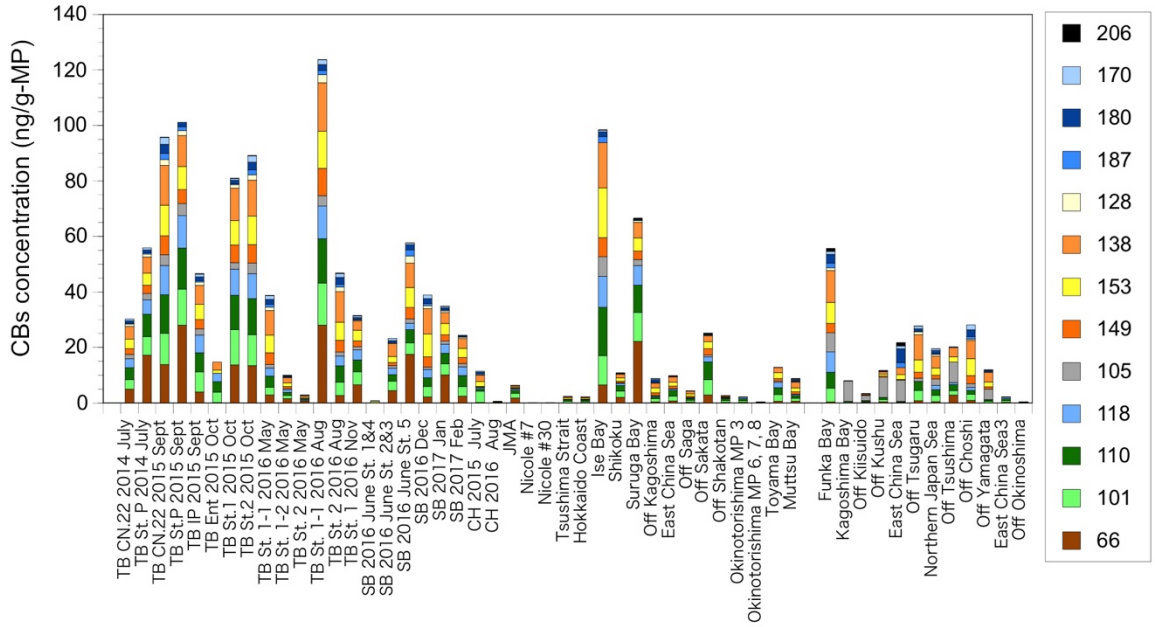


Fig.3-12. 海洋漂流マイクロプラスチック中の同族異性体別PCBs濃度

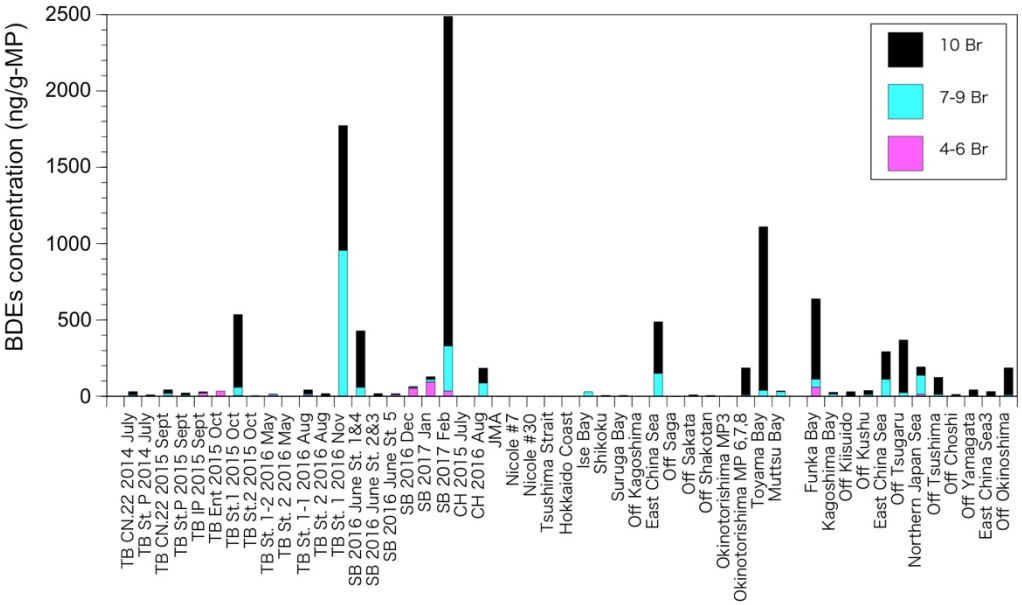


Fig.3-13. 海洋漂流マイクロプラスチック中のPBDEs濃度

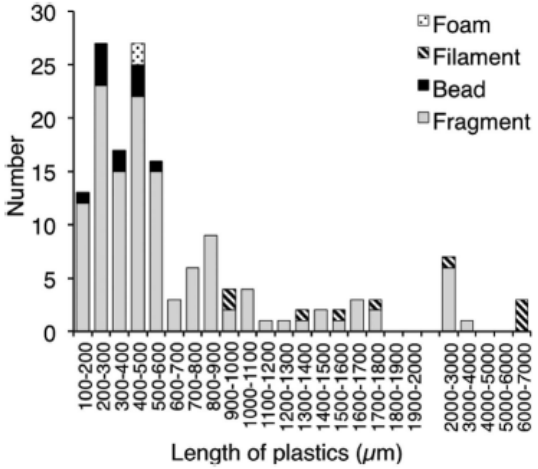


Fig.3-14. 東京湾のカタクチイワシ消化管中の
マイクロプラスチックの素材別粒径分布

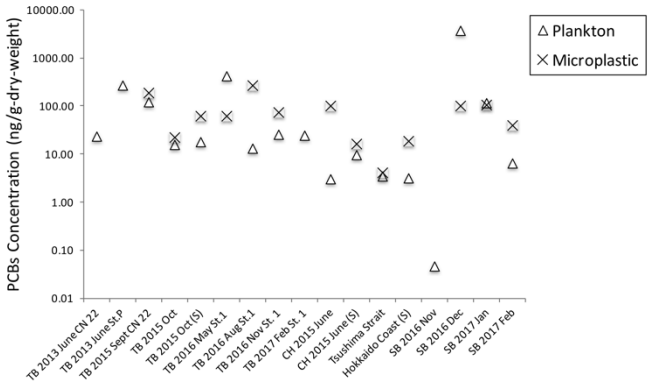


Fig.3-15(a). 海洋漂流マイクロプラスチックおよび
動物プランクトン中のPCBs濃度

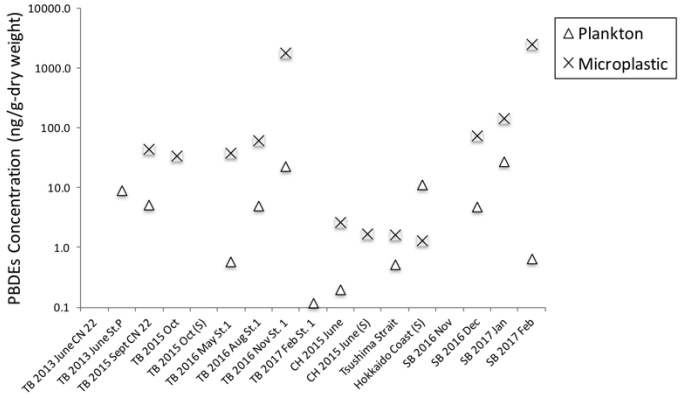


Fig.3-15(b). 海洋漂流マイクロプラスチックおよび
動物プランクトン中のPBDEs濃度

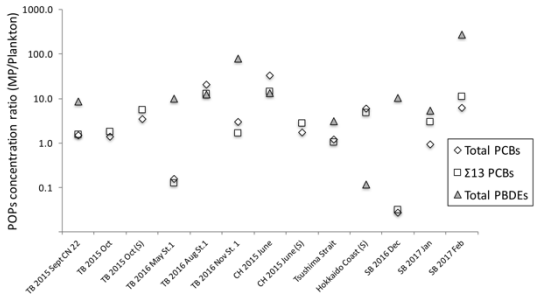


Fig.3-16. 海洋漂流マイクロプラスチック中POPs濃度と
動物プランクトン中のPOPs濃度の比

５．本研究により得られた成果

（１）科学的意義

・マイクロプラスチック中の吸着性POPsと添加剤の存在を地球規模で明らかにした。
・離島など汚染源から遠く離れた海域へ、マイクロプラスチック、特に1mm～5mmのLMPが吸着性POPsおよび疎水性の高い添加剤を輸送することを明らかにした。
・東京湾のカタクチイワシの8割の個体の消化管からマイクロプラスチックを検出した。それらの形態は破片が主要で、マイクロビーズ、繊維屑の割合は小さいことを明らかにした。
・マイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.5になると、マイクロプラスチック経由のPCBs暴露量がプランクトン経由のPCBs暴露量を超えると計算された。PBDEsの場合はマイクロプラスチックのプランクトンに対する存在比が0.1が閾値と計算された。

（２）環境政策への貢献

＜行政が既に活用した成果＞

・マイクロプラスチックが海産物の消化管から検出され、それらが有害化学物質を含むこと、さらにそれらのマイクロプラスチックの起源が使い捨てプラスチックであると推定されことから、使い捨てプラスチックの排出抑制が予防的な視点から必要であることが本課題から示された。それに基づき、環境省や地方自治体、さらに市民団体がとり組む、使い捨てプラスチックの発生抑制の取り組みでの講師や情報提供を行うことにより貢献した。この形の貢献は、国内だけでなく、2016年6月にニューヨークの国連本部で開催された「海洋及び海洋法に関する国連総会非公式協議プロセス（ＩＣＰ）海洋ごみ、プラスチック及びマイクロプラスチック」、2017年6月の「国連海洋会議」への参加と講演などにより、国際的にも貢献した。また、アジア・太平洋3Rフォーラムでは2014年以降3回登壇し、本課題の研究成果に基づき、3R特に使い捨てプラスチックの発生抑制の重要性について発言することにより、アジア・太平洋地域の3R政策に貢献した。

＜行政が活用することが見込まれる成果＞

・レジ袋、ペットボトル規制の意義付けへの活用が期待される。
・バイオマスベース生分解性プラスチックの開発・普及の意義付けへの活用が期待される。
・マイクロプラスチックの継続的なモニタリングに際しては、これらの重量濃度と同測点で採集したプランクトンの乾燥重量濃度の比を求め、これを環境指標とすることが有用である。

６．国際共同研究等の状況

1)「マイクロプラスチック中の化学物質の分析のインターキャリブレーション」を以下の研究者と実施中である。

Dr. Sang Hee Hong (KIOST, Korea)
Dr. Michail Angelidis (IAEA, Monaco)
Dr. Lorena M. Rios Mendoza (University of Wisconsin-Superior, USA)
Dr. Satie Taniguchi (Universidade de São Paulo, Brazil)
Dr. Rosalinda Carmela Montone
Dr. Hrissi K. Karapanagioti (University of Patras, Greece)
Dr. Hideshige Takada (LOG, TUAT, Japan)
Dr. Rei Yamashita (LOG, TUAT, Japan)

2)「International Pellet Watch 」。参加研究者は20ヵ国30名程度。試料送付や汚染状況とその原因の議論、それに基づく深化させた観測を行っている。参加者が流動的で多岐にわたる。この中で個別の研究者との間で高田が個別の共同研究を実施中。特に東南アジア、南アジアでのマイクロプラスチックの観測、特に柱状堆積物を使った汚染史解析の計画に参画予定の研究者インド、インドネシア、マレー

シア、タイ、フィリピンの研究者は高田研で学位を取得しており、研究手法も類似しており、共同は順調である。

Dr. Jan.A. van Franeker (Inst for Marine Resources and Ecosystem Studies - Wageningen UR、オランダ；海鳥へのプラスチック由来の化学物質の移行の共同研究を実施中)

Dr. Laurent COLASSE (Université de Rouen、フランス)

Ms. Angelika Heckhausen (Deepwave e.V.　ドイツ、マイクロプラスチックに関する意識啓発の手段としてInternational Pellet Watchの役割に関する共同研究を実施中)

Dr. Steven Weerts (Natural Resources and the Environment, CSIR　南アフリカ、柱状堆積物を使ったマイクロプラスチック汚染の経年変化解析の共同研究を実施中)

Ms. Heidi Taylor (Tangaroa Blue Ocean Care Society オーストラリア、マイクロプラスチックに関する意識啓発の手段としてInternational Pellet Watchの役割に関する共同研究を実施中)

Dr. Mayumi Allinson (University of Melbourneオーストラリア)

Mr. Charita Kwan (University of Philippines マニラ湾,フィリピン, 東南アジアにおけるマイクロプラスチックの観測、特に柱状堆積物を使った汚染史解析を計画中)

Dr. Le Quang Dung (Institute of Marine Environment and Resourcesベトナム, 東南アジアにおけるマイクロプラスチックの観測、特に柱状堆積物を使った汚染史解析を計画中)

Dr. Mahua Saha　(National Institute of Oceanography (NIO),インド、南アジアにおけるマイクロプラスチックの観測、特に柱状堆積物を使った汚染史解析を計画中)

Dr. Rinawati (Lampurn University,インドネシア、東南アジアにおけるマイクロプラスチックの観測、特に柱状堆積物を使った汚染史解析を計画中)

Dr. Ruchaya Boonyatumanond (Environmental Research and Training Center (ERTC), タイ、東南アジアにおけるマイクロプラスチックの観測、特に柱状堆積物を使った汚染史解析を計画中)

Dr. John Ofosu-Anim (University of Ghana ガーナ)

Dr. Hrissi Karapanagioti (University of Patrasギリシャ)

７．研究成果の発表状況

（１）誌上発表

＜論文（査読あり）＞

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

2)　G.B. Yeo, H. Takada, H. Taylor, M. Ito, J. Hosoda, M. Allinson, S. Connell, L. Greaves, J. McGrath : Marine Pollution Bulletin, 101 (1), 137–145 (2015) POPs monitoring in Australia and New Zealand using plastic resin pellets, and International Pellet Watch as a tool for education and raising public awareness on plastic debris and POPs.

3)　K. Tanaka and H. Takada : Scientific Reports, 6:34351, DOI: 10.1038/srep34351(2016) “Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters”

4)　E. R. Zettlera, H. Takadab, B. Monteleonec, N. Mallosd, M. Eriksene, and L. A. Amaral-Zettler : Analytical Methods, Citizen science facilitating to monitor microplastic in the environment （in press）

5)　B. G. Yeo, H. Takada, J. Hosoda, A. Kondo, R. Yamashita, M. Saha, T. Maes : Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 73, 2, pp 196–206 (2017) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and hopanes in plastic resin pellets as markers of oil pollution via International Pellet Watch monitoring.

6) Y. Matsuguma, H. Takada, H. Kumata, H. Kanke, S. Sakurai, T. Suzuki, M. Itoh, Y. Okazaki, R. Boonyatumanond, M. P. Zakaria, S. Weerts, B. Newman : Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 73, 2, pp 230–239 (2017) Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution.
7) R. Yamashita, K. Tanaka, B.G. Yeo., H. Takada, J.A. Franeker, M. Dalton, E. Dale : Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment, (H. Takada and H. K. Karapanagioti (eds.),) Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698_2018_255, © Springer International Publishing AG 2018 “Hazardous chemicals in plastics in marine environments: International Pellet Watch”
8) K. Tanaka, R. Yamashita , H. Takada : Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment, (H. Takada and H. K. Karapanagioti (eds.),) Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698_2018_299, © Springer International Publishing AG 2018 ”Transfer of hazardous chemicals from ingested plastics to higher-trophic level organisms”

＜その他誌上発表（査読なし）＞

1）高田秀重：社会運動（市民セクター政策機構発行、2015年5月号p. 6-15）「プラスチックプールからの警告」
2）高田秀重：SAFE （三井住友フィナンシャルグループ発行、2015年5月号p. 10-11）「海洋汚染の新たな脅威「マイクロプラスチック」
3）高田秀重：季刊 環境技術会誌（一般社団法人 廃棄物処理施設技術管理協会発行、第160号巻頭言、p. 2-3）「プラスチックによる海洋汚染：使い捨て社会から循環型社会へ」
4）高田秀重：自然保護 （日本自然保護協会発行、2015年7・8月号p. 25）「海洋漂流プラスチック中の有害な化学物質が海鳥の脂肪へ」
5）高田秀重：婦人之友 （婦人之友社発行、2015年10月号p. 32-33）「洗濯と海」
6）高田秀重：建築とまちづくり（新建築家技術者集団、2016年2月号p. 14-17「プラスチックの時代からの脱却を-海洋環境からの警鐘」
7）高田秀重：季刊エブオブ（特定非営利活動法人OWS、61巻2016年春号p. 2-5「21世紀の環境問題：マイクロプラスチック」とその低減に向けて
8） 月刊刊ダイバーNo. 418 100-101 （2016）エコレポート109、「海洋プラスチック汚染の脅威」高田秀重
9） 国民生活 2016年6月号p. 20-21（2016）「第7回環境志向の消費生活考 － プラスチックスープの海」
10）国民生活 2016年7月号p. 20-21（2016）「第8回環境志向の消費生活考 － 海洋プラスチックの生物への影響」
11）国民生活 2016年8月号p. 20-21（2016）「第9回環境志向の消費生活考 - 海洋プラスチック汚染への対策や取り組み」
12）青淵2016年12号(2016)p. 23-25「マイクロプラスチック-21世紀の環境問題」高田秀重
13）化学経済（化学工業日報社発行）64巻1号(2017)p. 54-58「マイクロプラスチック：21世紀の環境問題(上)汚染の現状、生物影響、トレンド」高田秀重
14）化学経済（化学工業日報社発行）64巻2号(2017) p. 68-72「マイクロプラスチック：21世紀の環境問題(下)国際的動向と対策」高田秀重
15）高田秀重 ： 水環境学会誌、40，10，p. 344-348（2017）マイクロプラスチックによる水環境汚染と生態系への影響
16）高田秀重 ： 環境管理、53，9，p. 23-30（2017）マイクロプラスチック汚染の現状と国際動向・対策
17）高田秀重 “マイクロプラスチック問題とその対策（特集 エコ社会への取組み ： リサイクルとバイオプラの開発を中心に）--（最新リサイクル技術と環境)” プラスチックスエージ，63(12)，

45-50, 2017.
18) Hideshige Takada “Issue of micro plastics in the coastal and marine environment and 3R solutions (Short Background Paper for UN DESA-UNCRD Side Event at the UN Ocean Conference, 5 June 2017), 10 pages with 21 figures and one table. http://www.uncrd.or.jp/content/documents/5478BackgroundPaperShigeTakada-Final.pdf （ニューヨーク国連本部での国連海洋会議サイドイベントでの報告文書）
19) 高田秀重 “7.4.2. 有害化学物質の輸送媒体としてのマイクロプラスチック”、海の温暖化（日本海洋学会編集）、pp.135-138, 2017.
20) 高田秀重・山下麗 “特集/プラスチック汚染を上流で抑える「海洋プラスチック汚染概論―研究の歴史，動態，化学汚染―」”用水と廃水，60，1号，29-40，2018.
21) H. Karapanagioti , H. Takada : Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment, (H. Takada and H. K. Karapanagioti (eds.),) Hdb Env Chem, © Springer International Publishing AG 2018, “Conclusion of “Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment”.

（２）口頭発表（学会等）

1) H. Takada, R. Yamashita, Y. Okazaki, G.B. Yeo, R. Yoshida, K. Tanaka, A. Kondo, Y. Saito: PICES 2015, Qingdao, China, Oct.22, 2015 “Microplastic: An emerging threat to marine environment and a new tool for POP monitoring” （招待講演）
2) H. Takada, R. Yamashita, G.B.. Yeo, R. Yoshida, A. Kondo, Y. Saito: International Symposium on Persistent Organic Pollutants in North Pacific and Polar Regions, Dalian, China, Oct.24, 2015 “International Pellet Watch : Global monitoring of POPs by using plastic resin pellets” （招待講演）
3) 高田秀重 :2016新春海ごみシンポジウム（国際シンポジウム），東京海洋大学品川キャンパス，日本, 2016年1月23日「海洋プラスチック汚染：生態系の化学汚染」（招待講演）
4) 高田秀重、山下麗、Geok Bee Yeo、近藤敦子、吉田隆：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「International Pellet Watch (IPW) : マイクロプラスチックに吸着している残留性有機汚染物質の起源と吸着特性」
5) 岡崎陽平，高田秀重、山下麗、水川薫子、内田圭一、東海正，宮尾孝、Nicole Trenholm ：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「海洋表層水中マイクロプラスチックの残留性有機汚染物質分析」
6) 田中厚資、高田秀重、岡崎陽平：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「東京湾の魚類からのマイクロプラスチック検出」
7) 松隈ゆかり、山下麗、高田秀重：日本海洋学会2016年度春季大会、東京大学本郷キャンパス、日本、2016年3月15日「柱状堆積物を用いたマイクロプラスチック汚染のトレンド解析」
8) H. Takada、Qingdao, China、10th WESTPAC International Scientific Conference (2017) Marine plastics and microplastics : Threat to marine ecosystem. （4/16）
9) 高田秀重、東京（国内）、マリンエンジニアリングシンポ（2017）マイクロプラスチック： 21世紀の海洋プラスチック汚染.（5/22）
10) 高田秀重、川崎（国内）廃棄物資源循環学会（2017）マイクロプラスチック汚染への対策と取組.（6/1）
11) H. Takada、New York, USA、国連海洋会議（2017）Issue of microplastics in the coastal and marine environment and 3R solutions.（6/5）
12) 高田秀重、東京（国内）、環境ホルモン学会 第31回講演会（2017）マイクロプラスチックの発生源、分布、動態と野生生物とヒトへの環境ホルモンの曝露源.（6/23）
13) 高田秀重、東京（国内）、日本化学会「第10回環境教育講演会」（2017）マイクロプラスチック：21世紀の環境問題.（8/3）
14) 高田秀重、東京（国内）、先端深海観測技術研究会（RC-91）第４回研究会（2017）海洋マイクロ

プラスチック汚染の概観と計測法の問題点.（8/23）

15）H. Takada、Shanghai, Cina, 第１回日中海洋ごみ協力ワークショップ（2017）Potential impacts of microplastics on marine organisms and organic pollutants in microplastics（11/22）

16）高田秀重、東京（国内）、環境科学セミナー（2018）マイクロプラスチックとその有害化学物質曝露源としての特性.（1/15）

17）H. Takada、サンディエゴ（国外）、世界海ゴミ会議（2018）Occurrence of wide-range of additives in marine plastics and their exposure to marine organisms（3/13）

（３）知的財産権

特に記載すべき事項はない

（４）「国民との科学・技術対話」の実施

1） 公開講演会「プラスチックによる海洋生態系の汚染」（主催：システムズエンジニアリング株式会社、2015年5月15日、墨田区KFC Hall & Rooms、観客約100名）にて講演

2） 市民講座「大変なことになっている：プラスチックスープの海のはなし」（主催：藤沢市せっけん推進協議会、2015年6月13日、藤沢市鵠沼公民館、観客約80名）にて講演

3） 公開講演会「2015年度 第3回 SPEED研究会」（主催：一般社団法人 未踏科学技術協会）、2015年6月19日、アルカディ市ヶ谷、観客約100名）にて「海洋プラスチック汚染とポト社会」という題目で講演

4） 市民講座「プラスチックが媒介する有害化学物質の海洋生物への暴露と移行」（主催：生活協同組合パルシステム東京、2015年6月20日、パルシステム東京新宿本部７階大会議室、観客約100名）にて講演

5） 公開講演会「合成洗剤・医薬品・プラスチックスープの海のはなし」（主催：東京美容科学研究所・ゼノア北九州営業所、2015年7月6日、小倉市クラウンパレスホテル小倉２Ｆ、観客約100名）にて講演

6） 市民講座「プラスチックスープの海」（主催：福井市、2015年7月11日、福井市中央公民館、観客約50名）にて講演

7） 市民講座「内分泌かく乱物質と合成洗剤」（主催：生活協同組合パルシステム東京、2015年7月18日、パルシステム東京新宿本部2階第２会議室、観客約100名）にて講演

8） 公開講演会「海洋環境とグリーンイノベーション」（主催：マルチメディア推進ﾌｫｰﾗﾑ、2015年7月29日、渋谷区アイビーホール青学会館、観客約50名）にて「海洋プラスチック汚染の状況」という演題で講演

9） 市民講座「環境に残留する化学物質」（主催：生協あいコープ宮城、2015年9月7日、仙台市エルソーラ仙台、観客約50名）にて講演

10） 市民講座「マイクロプラスチックと食物連鎖」（主催：湘南ビーチクリーン倶楽部、2015年10月11日、辻堂プラスガード、観客約40名）にて講演

11）国際基督教大学-東京農工大学連携シンポジウムで「International Pellet Watch:市民参加型の地球規模環境汚染モニタリング」という題目で講演（2015年11月7日、参加者約60名）

12） 東京農工大学一般公開（科学技術展）（2015年11月13日～15日、参加者約200名）にてポスターとビデオで成果紹介

13） NGO研修会「大人のための海ごみ講座」（主催：一般社団法人JEAN、2015年11月28日、品川区TKP浜松町ビジネスセンター、観客約40名）にて「プラスチックによる海洋汚染」という演題で講演

14）市民講座「プラスチックの環境影響：プラスチックの屑混じりの魚たべますか？プラボトルやめますか？」（主催：生活協同組合パルシステム東京、2015年12月10日、パルシステム東京新宿本部7階第大会議室、観客約100名）にて講演

15) 公開フォーラム「海ごみにもなってしまう使い捨てのレジ袋をどう減らす！」（主催：3R全国ネットワーク、2015年12月19日、ハロー会議室半蔵門、観客約100名）「プラスチックスープの海：レジ袋の屑混じり魚貝類を食べたいですか？」という題目にて講演
16) 東京農工大学高大連携授業にて「海洋プラスチック汚染」を題材に講義と実験を実施（2015年12月27日、高校生約20名参加）
17) 市民講座「プラスチック汚染（海洋における生態系への影響、マイクロビーズの現状等）」（主催：生活協同組合パルシステム埼玉、2016年3月5日、武蔵浦和すぺーす・ドゥ会議室、観客約30名）にて講演
18) 公開講演会「プラスチックによる海洋汚染のいま」（主催：府中・生活者ネットワーク、2016年4月3日、府中グリーンプラザ、観客約100名）
19) 公開講演会第129回海洋フォーラム（海洋政策研究所主催、2016年4月18日、観客約100名）にて「海洋マイクロプラスチックの分布と生物への影響」という題目で講演
20) 東京外語大学への出張講義にて「海洋プラスチック汚染とその解決に向け我々ができること」という題目で講義（2016年5月10日受講者55名）
21) 東京農工大学の所属研究室のホームページにおいてマイクロプラスチック関係の情報を継続的に公開：http://web.tuat.ac.jp/~gaia/Index.html
22) インターナショナルペレットウォッチ日本語ページを作成し、ブログ機能を利用し、マイクロプラスチック関係の情報を継続的に公開：http://pelletwatch.jp/
23) 環境省の外郭団体EICネットのエコチャレンジャーにてマイクロプラスチックに関するインタビューが掲載：http://www.eic.or.jp/library/challenger/ca160422-1.html
24) 市民講座「一水会」（都市住宅とまちづくり研究会主催、2016年5月12日、参加者20名）にて「海洋マイクロプラスティックの分布と生物への影響」という題目で講演、講演者：高田秀重
25) 市民講座「シャボン玉フォーラム」（主催：せっけん運動ネットワーク、2016年5月13日、ホテルラングウッド日暮里、参加者約600名）にて「化学物質による海の汚染：合成洗剤、環境ホルモン、プラスチックと私たちの暮らし」という題目で講演、講演者：高田秀重
26) 市民講座「海洋マイクロプラスティックの分布と生物への影響、プラスチックの屑混じりの魚たべますか？レジ袋、ペットボトルやめますか？」（主催：川崎市民大学、2016年6月23日、受講者：約60名）、講演者：高田秀重
27) 市民講座「プラスチックスープの海：使い捨てプラスチックを減らそう」（主催：福井市公民館、2016年6月25日、受講者：約40名）、講演者：高田秀重
28) フィールドトーク「福井の海岸からプラスチックゴミを考える」（主催：福井市市民団体エコプラン、2016年6月26日、受講者：約20名）、講演者：高田秀重
29) 市民講座「プラスチックによる環境と人体の汚染：使い捨てプラスチックの削減を」（主催：パルシステム東京、2016年7月9日、参加者約30名）、講演者：高田秀重
30) 市民討論会（主催：23区とことん討論会実行委員会、2016年7月29日、参加者約100名）で「プラスチックスープの海とプラごみ削減、プラ混じりの魚、食べますか？レジ袋やめますか？」という題目で講演およびプラゴミ削減策を議論するワークショップで司会・進行、講演者：高田秀重
31) 市民講座「化学物質にさらされない健康な暮らしときれいな海を守るために私たちができること、プラスチックスープの海と使い捨てプラスチックの削減」（主催：パルシステム東京、2016年8月8日、参加者約100名）、講演者：高田秀重
32) 業界団体講演会「マイクロプラスチックによる海洋汚染の現状」（主催：化学繊維協会、2016年8月19日、参加者約20名）、講演者：高田秀重
33) 市民講座「洗剤の化学、合成洗剤汚染、マイクロビーズ汚染」（主催：T-ウォッチ、2016年8月20日、参加者約40名）、講演者：高田秀重
34) 行政機関研修会「マイクロプラスチックによる海洋汚染-レジ袋やめませんか？」（主催：横浜

市、2016年8月24日、参加者約100名）、講演者：高田秀重

35) 市民講座「化学物質による海の汚染：合成洗剤、環境ホルモン、プラスチックと私たちの暮らし、環境に残留する化学物質」（主催：あいコープみやぎ、2016年8月30日、参加者約20名）、講演者：高田秀重

36) 市民団体講演会「海ごみ研究最前線」（主催：JEAN、2016年9月3日、参加者約200名）、講演者：高田秀重

37) 市民講座「マイクロプラスチックが海を汚す私たちへの影響は…?」（主催：多摩市消費者団体等連絡会、2016年9月30日、参加者約40名）、講演者：高田秀重

38) 公開講座「有機化学物質による水域汚染のトレンドと将来展望」（主催：麻布大学、2016年10月1日、参加者約60名）、講演者：高田秀重

39) 市民講座「マイクロプラスチックによる海洋汚染の実態とその対策」（主催：武蔵野市民ゴミ大学、2016年10月16日、参加者約60名）、講演者：高田秀重

40) 市民講座「海に漂う見えないごみ　マイクロプラスチック」（主催：エスコープ大阪、2016年10月22日、参加者約100名）、講演者：高田秀重

41) 市民講座「マイクロプラスチックの問題を知る」（主催：京都エルコープ、2016年10月23日、参加者約60名）、講演者：高田秀重

42) 海ゴミサミット（主催：JEAN、2016年10月28日、参加者約100名）において「Marine plastic pollution : Threat to marine ecosystem」という題目で講演、講演者：高田秀重

43) 市民講座「プラスチックスープの海使い捨てプラスチックの削減を」（主催：生活クラブ埼玉、2016年11月5日、参加者約60名）、講演者：高田秀重

44) 生協職員研修会「プラスチックスープの海：使い捨てプラスチックの削減を」（主催：パルシステム東京、2016年11月10日、参加者約30名）、講演者：高田秀重

45) 市民講座「マイクロプラスチックが川や海の生き物を脅かす」（主催：藤前干潟を守る会、2016年11月19日、参加者約40名）、講演者：高田秀重

46) 業界団体講演会「マイクロプラスチック問題：現状、国際的動向、解決に向けた考え方」（主催：化成品工業協会、2016年11月24日、参加者約40名）、講演者：高田秀重

47) 市民講座「海に漂うマイクロプラスチックの脅威」（主催：千葉県パートナーシップ、2016年12月11日、参加者約100名）、講演者：高田秀重

48) 市民映画上映会/市民講座「映画Trashed」/「プラスチックによる海洋汚染のいま」（主催：江東区生活者ネットワーク、2016年12月19日、参加者約40名）、講演者：高田秀重

49) 公開講座「マイクロプラスチック汚染の現状と対策」（主催：潜水学会、2017年2月4日、参加者約100名）、講演者：高田秀重

50) 市民講座「海のごみ　マイクロプラスチックと消費生活」（主催：足立区消費者センター、2017年3月10日、参加者約50名）、講演者：高田秀重

51) 藤沢市明治市民センター（湘南生活クラブ主催）、2017年、プラスチックプールの海の話し.（5/20）

52) 横浜市スポーツ医科学センター（生活協同組合(ゆめコープ)主催）、2017、マイクロプラスチック海の汚染から水環境を考える.（7/3）

53) パルシステム東京新宿本部７Ｆ大 会議室（パルシステム東京主催）、2017、マイクロプラスチック汚染の現状と対策.（7/15）

54) 大阪市綿業会館（日本化学繊維協会講演会主催）、2017、マイクロプラスチック問題と合成繊維屑の捉え方.（7/28）

55) 国分寺労政会館４階第４会議室（パルシステム東京主催）、2017、プラスチック汚染の対策：化学汚染のない循環型社会を目指して.（8/3）

56) 地球環境カレッジホール（水環境学会市民セミナー）、2017、プラスチックと化学物質汚染（8/4）

57）鶴見公会堂（横浜市主催）、2017、マイクロプラスチックによる海洋汚染.（8/20）
58）江戸川総合文化センター（荒川クリーンエイド主催）、2017、マイクロプラスチックって何だ.（8/26）
59）東京都消費者センター（東京都地域消費者団体連絡会主催）、2017、海を汚す微細プラスティックと私たち消費者ができること.（9/7）
60）七ヶ浜国際会議場（あいコープみやぎ主催）、2017、自分の目で見る海の汚染：合成洗剤・環境ホルモン・プラスチック（9/9）
61）AP品川アネックス（一般社団法人JEAN主催）、2017、プラスチックによる海洋汚染.（9/13）
62）新宿（シニア大学主催）、2017、マイクロプラスチックと海洋汚染.（10/6）
63）富山市　サンシップとやま（富山湾100万人による海岸をきれいにする活動・市民の集い主催）、2017、マイクロプラスチックと生物への影響.（10/15）
64）如水会館（日本ポリプロピレンフィルム工業会主催）、2017、マイクロプラスチック問題と国際動向.（10/27）
65）ココネリ第１研修室（練馬区消費生活センター運営連絡会主催）、2017、海のプラスチック汚染と私たちの暮らし.（11/1）
66）大田区消費者生活センター（東京都消費者月間実行委員会主催）、2017、マイクロプラスチックによる海洋への影響.（11/11）
67）東京都消費生活総合センター（東京都消費者月間実行委員会主催）、2017、マイクロプラスチックは巡る：家庭から海洋へ、そして食卓へ.（11/14）
68）所沢市生涯学習推進センター（所沢市民大学主催）、2017、プラスチックと地球環境汚染.（11/16）
69）日本科学未来館（日本科学未来館主催）、2017、マイクロプラスチックによる海洋への影響.（12/2）
70）フォーラムミカサ エコ、７Fホール（創包工学研究会主催）、2017、マイクロプラスチックによる環境汚染とその有害性.（12/22）
71）連合会館（ダイオキシン・環境ホルモン国民会議主催）、2018、環境ホルモンとしてのマイクロプラスチック問題.（1/21）
72）ライフパーク倉敷（岡山県主催）、2018、海を汚染するマイクロプラスチック：3Rとプラゴミの現状.（1/27）
73）パタゴニア京都店（京都ごみ減量推進会議主催）、2018、マイクロプラスチック汚染低減のための使い捨てプラスチック削減.（1/28）
74）町田市民フォーラム（町田市消費生活センター主催）、2018、マイクロプラスチックは巡る～家庭から海へ、そして食卓へ.（2/24）
75）草加市中央公民館（草加環境推進協議会主催）、2018、プラスチックスープの海：誰もが汚染者であり誰でも汚染を受ける側となる.（3/29）

（５）マスコミ等への公表・報道等

新聞

1）読売新聞　（2015年4月24日、36頁「微小プラ片　海水1トンに2.4個」）
2）読売新聞(夕刊)　（2015年5月14日、10頁、「海漂うプラスチック片」）
3）環境新聞　（2015年5月20日、1頁、「マイクロプラスチック　生体影響を将来予測」）
4）環境新聞　（2015年5月20日、3頁、「海ごみ起源特定へ」）
5）環境新聞　（2015年5月27日、3頁、「海鳥からPOPs検出 東京農工大 マイクロプラが輸送」）
6）東京新聞(夕刊)　（2015年6月1日、6頁、「海のプラごみ　世界で減らせ」）
7）日本経済新聞　（2016年1月12日、36頁、「海汚す　微小プラスチック」）
8）しんぶん赤旗　（2016年2月1日、「海ごみ　世界が警鐘　プラスチック汚染広がる」）

9) 読売新聞（2016年4月2日「微小ビーズ魚の体内に」）
10) 東京新聞他地方主要紙（2016年4月9日「イワシ8割から微細プラスチック　おなかに東京湾のごみ」
11) 環境新聞　(2015年7月22日、「マイクロプラスチック研究　高田氏が受賞」）
12) 社会新報　(2016年2月10日、9頁、「海ごみにもなってしまう　使い捨てレジ袋、どう減らす」）
13)　読売新聞　(2016.4.2)「微小ビーズ魚の体内に」「洗顔料などの研磨剤海に流れ」
14)　東京新聞(夕刊)　(2016.4.9)「おなかに東京湾のごみ」「イワシ８割から微細プラスチック」
15)　中国新聞　(2016.4.17)「東京湾のイワシ　８割からプラごみ　　」
16)　福井新聞　8頁　(2016.4.24)「わかった科学　－　川から流入　生物に影響」
17)　長崎新聞ジュニア版　(2016.4.24)「科学がわかった　-　ごく小さなプラスチック雨で流され海を汚す
18)　愛媛新聞　(2016.4.21)「ごく小さなプラスチック　海に漂い長期間汚染」
19)　北國新聞　(2016.4.26)「科学がわかった　-　マイクロプラスチック　世界の海に27万トン」
20)　高知新聞　(2016.1.28)「Science ごく小さなプラスチック　鳥、魚に有害物質蓄積」
21) 山形新聞　(2016.5.4)「紫外線や波で５ミリ以下に」海に流入、人体に悪影響も」
22) 新潟日報　(2016.5.9)　「マイクロプラスチック、川、海へ流れ込み汚染」
23) 信濃毎日新聞　(2016.5.15)「極小プラスチックが海を汚染」「魚などに蓄積　人体悪影響も」
24) 静岡新聞　7頁　(2016.5.15)「海を汚す小さなプラスチック」「吸着した有害物質、魚に影響も」
25) 河北新聞　(2016.5.21)「科学がわかった！」「海に運ばれ環境汚染」
26) しんぶん赤旗　14頁　(2016.6.3)　「海水中の微小プラスチック、魚の赤ちゃんの脅威に」
27) THE JAPAN TIMES 3頁　(2016.7.20)「Drowning Under Microplastics」「Plastic debris a hazard in the oceans」
28) 中日新聞　環境情報誌リサ　1-3頁　(2016.8)「特集　海のプラスチック」
29) 朝日新聞　20頁　(2016.6.23)「微細プラスチック　魚から」「海洋生態系に脅威」
30) 東京新聞　(2016.7.18)「社説　消えざるものはどこへ」
31) 讀賣新聞(夕刊)　3頁　(2016.9.27)「微小プラ南極にも」
32) 日本経済新聞　(2017.2.5)「海の生態系脅かす微粒子」
33) 環境新聞　(2017.2.8)「マイクロプラスチック海洋汚染問題」（本人署名記事）
34) 中國新聞　1頁　(2017.1.27)「カキ養殖プラ　米に漂着」
35) 中國新聞　(2017.1.30～2017.2.4) 特集　海に聞く　瀬戸内再生　①～⑥
①　広島湾で「マイクロプラ波に漂う」、②　懸念「有害物質の運び屋」「プラ片に吸着　海鳥へ」、③　名もなき浜「押し寄せる漂着ごみ」「人目付かぬ海岸深刻」、④　コストの壁「養殖資材　流出防げず」、⑤　見えないごみ「海底に堆積　回収困難」
36) Monthly Junior AERA（サイエンスジュアエラ）1月号36-37（2017）「海のいきものが悲鳴！増え続けるマイクロプラスチック」
37) 読売新聞　2017年4月28日 17面　科学　サイエンスBOX 微細化「マイクロプラスチック」
38) 毎日新聞　2017年6月3日　13面　くらしナビ　海汚す微細プラスチック
39) 朝日新聞　2017年8月22日 12面　社説　微小プラごみ　危機感持って抑制を
40) 読売新聞（夕刊）　2017年8月19日　6面　″KODOMOサタデー・ふしぎ科学館″　″海を汚す小さなプラスチック魚や鳥が誤って食べる″
41) 朝日新聞(夕刊)　2017年9月4日　10面　社会　袋、いりません
42) 神戸新聞　2017年9月4日　時の人 プラスチック粒子汚染の実態解明に取り組む
43) 環境新聞　2017年9月20日 5面　特集企画　水環境中のマイクロプラスチック問題
44) 社会新報　2017年9月20日 9面　くらしナビ　水環境を汚染するマイクロプラスチックを知ろう

45) 朝日新聞　2017年10月22日　　35面　科学の扉　　微小プラごみ　海汚染
46) Newtral View　2017年10月13日　　17面　Cover Story　Dr. Mahua Saha, a senior scentist with NIO ・・・・・w/Prof. Takada
47) The Asahi Shinbun Globe 2017/Nov　　p3　　アジアから押し寄せるプラスチックごみ
48) 中日新聞　2017年12月3日 23面　manaviva ジュニア
49) 環境新聞　2018年2月7日　8面　水・土壌環境　下水道で紙おむつ処理へ　マイクロプラ深刻化の懸念も

雑誌

1) 日経サイエンス　(2015年9月号、日本経済新聞社、「プラ微粒子の海洋汚染が拡大」)
2) 週刊新潮　(2015年10月15日号、新潮社、「海が「プラスチック・スープ」に変わる前に何ができるか？」)
3) 月刊ダイバー (2016年4月号、100-101頁、ダイバー株式会社、「海洋プラスチック汚染の脅威」
4) 婦人之友　2016年12月号p.49-60(2016)「買い物が世界を変える　いのちを守る循環を」
5) 環境浄化技術　2016年9月号　p.74-81　(2016)「マイクロプラスチック問題を正確に知ろう」田村真紀夫
6) 東京くらしねっと　2017年7月17日　p2-p4 マイクロプラスチックによる海洋への影響 今月の話題
7) ヤンマー海の情報誌マーレ 2017年Summer　p2-p5　わが心の海　　Human Impression
8) ＮＤＴＶ（インド・ニューデリーテレビ会社）ネットニュース　2017/9/29 NIO, Tokyo University To Study Microplastics In Indian Watershttps://www.ndtv.com/education/nio-tokyo-university-to-study-microplastics-in-indian-waters-1756698
9) Indiatoday(ネットニュース)　　2017/9/29 NIO, Tokyo university to study microplastics in Indian waters　http://indiatoday.intoday.in/story/nio-tokyo-university-to-study-microplastics-in-indian-waters/1/1058312.html
10) DAYS JAPAN　　2017年11月号　p10-p19「”使い捨て」がもたらす世界 海がプラスチックに支配される日″
11) M&N(生活・環境・文化のフリージャーナル) 2017年9-10　p7 プラスチックによる海洋汚染を止めよう
12) 婦人之友　2018年4月号　p106-p107　　プラスチック問題と世界のとり組み

テレビ・ラジオ

1) CBCラジオ「多田しげおの気分爽快！朝からPON」(2015年3月31日、3分程度マイクロプラスチックについて電話出演)
2) 関西テレビゆうがたLIVE ワンダー (2015年 7月23日(木) マイクロプラスチックについて10分程度のコーナーで紹介された)
3) NHKクローズアップ現代　(2015年10月29日、「海に漂う“見えないゴミ” ～マイクロプラスチックの脅威～」にゲストコメンテーターとして出演)
4) ＮＨＫニュース7 (2015年1月23日、環境省主催のマイクロプラスチック国際シンポジウムとそこでの成果発表について3分ほど紹介)
5) テレビ朝日系列の福岡の局のニュース番組 (2016年1月13日、マイクロプラスチックについて10分程度のコーナーで紹介された)
6) NHKラジオ　(2016年2月3日、「先読み！夕方ニュース」特集「海を汚染するマイクロプラスチック現状と対策は」にゲストコメンテーターで出演)
7) ラジオTOKYO FM WAKE UP NEWS　(2016年2月11日、海洋プラスチック汚染のコーナーの電話インタビュー出演)
8) TBSラジオ森本毅郎スタンバイ (2016年2月23日、現場にアタックに録音出演、マイクロビーズの問

題点と世界的な規制について解説）
9）日本テレビ夜のニュース（2016年4月13日、マイクロプラスチックについての解説で1分程度収録出演）
10）日本テレビ朝のニュース（2016年4月14日、マイクロプラスチックについての解説で1分程度収録出演）
11）テレビ朝日の朝のニュース（2016年4月14日「グッドモーニング」、マイクロプラスチックについての解説で3分程度収録出演）
12）フジテレビ　夕方のニュース みんなのニュース（2016年5月23日、マイクロプラスチックについての解説で3分程度収録出演）
13）TBS　夕方のニュース　Nスタ（2016年5月30日、マイクロプラスチックについての解説で3分程度収録出演）
14）TBS　朝のニュース　あさチャン（2016年5月31日、マイクロプラスチックについての解説で3分程度収録出演
15）NHK　夜のニュース、ニュースセブン　（7月18日、プラスチックによる海洋汚染、川から防ぐ取り組みについて0.5分程度収録出演）
16）TBS　夕方のニュース　Nスタ（2016年7月22日、マイクロプラスチックについての解説で1分程度収録出演
17）NHK　国際ニュース　NEWSLINE（2017年1月30日、マイクロプラスチックについての解説で5分程度収録出演
18）J-wave（ラジオ） 2017/8/31　　マイクロプラスチック汚染の実態と対策について「私たちも食べている？マイクロプラスチックとは何か？」のタイトルでインタビュー形式 JAM THE WORLD
19）TBS　NEWS 2018/3/29 【現場から、】海を殺すなプレスチック汚染、大量消費の日本 対策立ち遅れ
20）TBS　「Nスタ」　2018/3/29 【現場から、】海を殺すなプレスチック汚染、大量消費の日本 対策立ち遅れ
21）TBS　「NEWS23」　2018/3/29 【現場から、】海を殺すなプレスチック汚染、大量消費の日本 対策立ち遅れ

（６）その他

海洋立国推進功労者表彰（内閣総理大臣賞）「マイクロプラスチックによる海洋汚染の研究及び海洋環境保全への貢献」
環境化学功績賞、日本環境化学会、2017年6月8日、高田秀重

８．引用文献

1) 高田秀重: *地球環境*, **19** (2) 133-145 (2014) International Pellet Watch (IPW) : 海岸漂着プラスチックを用いた地球規模でのPOPsモニタリング.
2) J. Hosoda, J. Ofosu-Anim, E.B. Sabi, L.G. Akita, S. Onwona-Agyeman, R. Yamashita and H. Takada: *Marine Pollution Bulletin*, **in press** (2014) Monitoring of organic micropollutants in Ghana by combination of pellet watch with sediment analysis: E-waste as a source of PCBs.
3) B.G. Yeo, H. Takada, J. Hosoda, A. Kondo, R. Yamashita, M. Saha and T. Maes: *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **73** (2) 196-206 (2017) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Hopanes in Plastic Resin Pellets as Markers of Oil Pollution via International Pellet Watch Monitoring.
4) A. Isobe, K. Kubo, Y. Tamura, S.Ä. Kako, E. Nakashima and N. Fujii: *Marine Pollution Bulletin*, (0) (2014) Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters.

5) S. Endo, M. Yuyama, H. Takada: *Marine Pollution Bulletin*, **74** (1) 125-131 (2013) Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets.
6) R. Yamashita, K. Tanaka, B.G. Yeo, H. Takada, J.A.v. Franeker, M. Dalton and E. Dale, *Hazardous chemicals in plastics in marine environments: International Pellet Watch,* in *Hazardous chemicals associated with plastics in environment,* H. Takada and H.K. Karapanagioti, Editor. 2018, Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg. p. 1-15.
7) S. Endo and A.A. Koelmans, *Sorption of Hydrophobic Organic Compounds to Plastics in the Marine Environment: Equilibrium,* in *Hazardous chemicals associated with plastics in environment,* H. Takada and H.K. Karapanagioti, Editor. 2016, Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg. p. 1-20.
8) A. Isobe: *Marine Pollution Bulletin*, **110** (1) 432-437 (2016) Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters.

III. 英文Abstract

Study on Behavior and Environmental Risk of Microplastics Drifting in Coastal Waters and Open Oceans

Principal Investigator: Atsuhiko ISOBE
Institution: Kyushu University
6-1 Kasuga-koen, Kasuga, Fukuoka 816-8580, JAPAN
Tel: +81-92-583-7726 / Fax: +81-92-573-1996
E-mail: aisobe@riam.kyushu-u.ac.jp
Cooperated by: Ehime Univeysity, Tokyo University of Marine Science & Technology, Tokyo University of Agriculture & Technology

[Abstract]

Key Words: Microplastics, Marine Plastic Debris, Marine Plastic Pollution, Transport Model, Coastal Transport Model, Visual Observation, Microplastic Survey, Persistent Organic Pullutants, International Pellet Watch

Of particular concern in the recent years is marine pollution due to plastic debris (including microplastics) over the world, as stated in the leaders' declaration of the G7 Elmau Summit, followed by the G7 Toyama and Bologna Environment Ministers' Meetings. On the basis of standardized and harmonized protocols, field surveys had been conducted in the present study to quantify microplastic abundance on beaches, and to quantify pelagic microplastic abundance in coastal waters, marginal seas around Japan, and along a meridional transect from the Southern Ocean to Japan. In addition, persistent organic pollutants (POPs) included in pelagic microplastics were also investigated. Significant concentration of microplastics found in the Southern Ocean would suggest that marine plastic pollution has spread across the world's oceans. The current surveys revealed a relatively dense concentration of microplastics in the Southern Ocean, comparable with concentrations observed in the Northern Hemisphere oceans. The present findings raise concern about the widespread nature of marine plastic pollution, indicating that plastic-free ocean environments are increasing rare. Our attempt was to reproduce the observed microplastic distribution using a numerical transport model, and to predict the microplastic abundance in the future. Laboratory-based studies to date have suggested that marine organisms can be harmed by ingesting microplastics. However, unless the current and future microplastic abundance in ocean environment is quantified, these experimental studies could be criticized for using an unrealistic density or sparsity of microplastics. The secular variations of pelagic microplastic abundance in the Pacific Ocean from 1957 to 2066 were provided, based on a combination of numerical modeling and transoceanic surveys conducted meridionally from the Southern Ocean to Japan. Marine plastic pollution is an ongoing concern especially in the North Pacific. If there is no reduction in the amount of plastic waste, microplastic abundance in the East Asian seas and central North Pacific in the 2060s will exceed levels at which feeding has been shown to be impeded in zooplankton in a laboratory experiment. In these years, it was also expected that POPs associated with microplastics will be carried into marine organisms by ingestion, and that the quantities of these POPs will exceed those associated with oceanic plankton ingested by the marine organisms.