九州大学学術情報リポジトリ
Kyushu University Institutional Repository

海洋プラスチックの沿岸規模と大洋規模における選択的輸送に関する数値的研究

中島, 広貴
九州大学大学院総合理工学府総合理工学専攻地球環境理工学メジャー

https://hdl.handle.net/2324/7179500

出版情報：九州大学, 2023, 修士, 修士
バージョン：
権利関係：

KYUSHU UNIVERSITY

令和５年度

九州大学大学院総合理工学府 総合理工学専攻

地球環境理工学メジャー修士論文

海洋プラスチックの沿岸規模と大洋規模における選択的輸送に関する数値的研究

氏名　中島広貴

指導教員名　磯辺篤彦　教授

概要

人間社会にとって必要不可欠であり、日々大量に生産されるプラスチック製品だが、リサイクルなどの管理が届かなくなり環境中に廃棄されると、河川を通じて海洋へと流れ込む。そして自然環境によって分解されることなく漂い、海洋生物の健康被害や景観汚染を引き起こす。河川・沿岸域を通じて海洋へ流出するプラスチックごみ量の推定と観測・数値モデルによる表層残存量の推定から、海洋表層において観測できなくなっているプラスチックが大量に存在することが示唆されている。これを missing plastic 問題といい、消えたプラスチックの行方を探る数値モデル研究が盛んに行われている。

消えたプラスチックの行方として考えられるものの一つが海岸である。海岸はあらゆる海域の中で最も人間の生活環境に近いため影響が大きく、海岸ごみの集積は沿岸の海洋環境に関わるため重要である。Isobe et al. (2014)では沿岸域のマイクロプラスチックの粒径分布について、岸近くに大きい粒子が集まる「選択的輸送」を観測し、それが風波に伴うストークスドリフトとプラスチック粒子が持つ浮力の組み合わせて説明できることを見い出したが、プラごみが海岸で強い紫外線に暴露されて劣化・破砕する過程を考慮していなかった。また Morales-Caselles et al. (2021)は岸近くの海で外洋よりも大きいごみが多く採集されたことを報告し、そのメカニズムが浮力の差と風/ストークスドリフトであると予測したが、定性的/定量的な機構の解明には至っていない。そこで本研究では、沿岸規模においてプラスチックの海岸破砕を数値モデルに組み込んでその岸沖方向分布への影響を評価し、大洋規模において風圧流を組み込んだ数値モデルの結果を解析することでその岸沖方向分布への影響を評価した。

沿岸規模の分布については、深さ-岸沖方向の二次元モデルを使用し、沿岸の流れがストークスドリフトと浮力で近似できると仮定した定常場で粒子を駆動した。定常場が Isobe et al. (2014)における観測と整合するようパラメータを決定し、Hinata et al. (2017)などから漂着・再漂流の時間スケールを決定した。また海岸で大粒子が破砕して小粒子が生まれるよう実装した。その結果、破砕の時間規模に依らず選択的輸送は再現されること、定常状態では破砕が起きないモデルと同様の広がりを見せること、ほとんどの粒子が漂着せずに沿岸域にとどまることを明らかにした。

大洋規模では、Isobe and Iwasaki. (2022)の水平 2 次元の数値モデルを使用して、風圧流の影響を表すパラメータ Prat(海面から出ている体積と海面下にある体積の比)と岸沖方向距離の関係を調べた。プラスチックと見立てた粒子を 5° 間隔で全球の海洋に初期配置し、数値モデルで表現される海流とストークスドリフト、風圧流で 10 年間駆動した。岸沖方向距離は最も近い陸地までの距離として定義し、python で利用できる地理計算ライブラリ geopy を用いて計算を行った。その結果、Prat に依らず粒子数が最も多いのは岸の最近傍で

あり、本研究の数値モデルでは粒子を岸近くに輸送するプロセスが支配的であることがわかった。また、岸から 500km 以上離れた粒子に注目すると、Prat が大きいほど、すなわち風圧流の影響を受けやすい粒子ほど岸に近くに多く分布することが明らかになった。

目次

第 1 章 序論.....1
1.1 研究の背景.....1
1.2 先行研究.....3
1.3 研究の目的.....4
1.4 本研究の対象とするプラスチックごみ.....4
1.5 論文の構成.....5
第 2 章　沿岸規模のメソ・マイクロプラスチックの選択的輸送 -海岸破砕過程の寄与-.....7
2.1 瀬戸内海における観測で確認された選択的輸送.....7
2.2 浮力とストークスドリフトによる選択的輸送機構.....7
2.3 数値モデル実験.....8
2.4 結果.....10
2.5 考察.....11
第 3 章　大洋規模のマクロ・メソプラスチックの選択的輸送 -風圧流の影響-.....26
3.1 概要.....26
3.2 大洋規模のごみ観測.....26
3.3 数値モデル実験.....27
3.4 結果.....28
3.5 考察.....29
第 4 章　結言.....37
第 5 章 参考文献.....39
謝辞.....45

第 1 章 序論

1.1 研究の背景

プラスチックは、主に石油に由来する高分子物質を主原料とした可塑性の物質であり、合成樹脂と同義である。1950 年代から主に使用され始めたプラスチックは、現在では食品の包装やペットボトル、洋服など身の回りのあらゆる製品に使用されており、目にしない・使用しない日はないほど日常にあふれている。Geyer et al. (2017)[1] ではポリマー樹脂、合成繊維、添加剤の生産と使用、使用後の管理に関する統計情報を整理し、2015 年までに 8300MMT*[1] のプラスチック製品が生産され(図 1)、うち 9%がリサイクルされ、12%が焼却され、79%が埋め立て地や自然環境に存在すると発表した。生産量は今後も経済活動に伴って増加するとされている。このうち海洋にはどれだけの量が流出し、どこへ移動するのだろうか？

(1) 海洋へ流出するプラスチック量の推定

Jambeck et al. (2015)[2] は高・中所得国における埋立、リサイクル、生分解性プラスチックの堆肥化と発電に回ったもの以外を適切に処理されていないごみと考え、サンフランシスコ湾流域における道路清掃、集水域、排水処理場で収集されたゴミの量を把握する取り組みから、不管理なプラスチックのうち海洋へ流出する割合を推定した。その結果、全世界から 2010 年には沿岸 192 カ国で 4.8～12.7MMT が内陸では水路と廃水の流出、沿岸域では風や潮の流れによって海洋に流入していると主張した。河川から流入するものが経済活動のデータを用いて年間の流入量を直接推定する研究は多数存在する(Lebreton et al., 2017[3], Schmidt et al., 2017[4], Lebreton and Andrady., 2019[5], Meijer et al., 2021[6] など)が、その数値は 2~3 桁の範囲があり不確実性が伴っているのが現状である(図 2)。また陸地における人間活動のみならず、漁業によって直接海に廃棄されるプラスチックごみが全体の 20%を占めているとされている(Li et al., 2016[7])。

(2) 海洋に存在するプラスチック量の推定

海洋に流出したプラスチックの量は不確実であることを述べたが、海洋を浮遊しているプラスチックの量を見積もることはできるのだろうか？海洋でプラスチックを直接採取する方法として、船舶によるネット曳航が最もよく行われている。海洋におけるプランクトンの採集に利用するニューストンネットやマンタネットを船体に取り付け、約 2 ノット*[2] で

航行する。ネットは約 1m 海面下へ沈んだ状態で網目よりも小さい物体を絡めとり、表層に浮かんでいるプラスチック片を採取する。付着した有機物は薬品処理によって溶かされ、サイズ・形状の判別や光学的処理による材質の分類を行う(Michida et al., 2019[8], Alfonso et al., 2021[9], 中嶋ら, 2020[10] など)。採取されたプラスチックの量は、ネットに取り付けた濾水計から算出した通過した海水量で割ることで単位体積当たりの個数または質量として得られる。ネットの目合いは 0.3mm 程度であり、網目をすり抜ける小さなごみを採取することはできない。またプラスチックは風成混合によって鉛直方向の分布が変化するため(Kukulka et al., 2012[11])、観測時の風況から数値の補正が施されることが多い(例えば Isobe et al., 2015[12])。

このような手順を踏んだプラスチックの観測結果を利用した量の推定に関する研究は多数行われている。Eriksen et al. (2014)[13] では数値モデルによって見積もられた分布を 5 つの亜熱帯循環とベンガル湾、オーストラリア沿岸、地中海で行われた観測の結果を用いて校正し、全球のサイズ別の存在量を約 268940 トン＝0.26MMT と推定した。Cozer et al. (2014)[14] や Van Sebille et al. (2015)[15] でも類似した研究が行われ、同オーダーの推定値が得られている。これは年間に海洋に流出する量の見積もりと比べて 0~2 桁小さく、海洋存在量が累積値であると考えると 1~3 桁小さい。また、大きいプラスチックごみが細かく砕けて小さいごみが生じると考えると、常に大きいものが小さいものより多いはずであるが、多くの観測では粒径に関するヒストグラムは対数正規分布になる。以上のことから、ネットで取れるサイスであっても小さい粒子が海洋表層から消えていることが示唆される。これを missing plastic と呼び、その行方に関する研究が盛んに行われている。

(3) 消えたプラスチックの行方

主に河川を通じて海洋へ流出したプラスチックは世界中の海洋へと広がり、亜熱帯循環に収束することが知られている(Lebreton et al., 2012[16] など)。また、表層から消えたプラスチックの行く先として、砂浜(Turra et al., 2014[17])、海洋中層(Pabortsava and Lampitt., 2020[18])や海底(Nakajima et al., 2021[19], Tsuchiya et al., 2023[20])、極域(Isobe et al., 2017[21])などが考えられる。

プラスチックの輸送メカニズムについて理解を深めることは、missing plastic の行方に関して解決の糸口となる。また高精度な予測モデルの開発に寄与することで、海洋存在量の将来予測に繋がる。社会的には海岸漂着量の推定などを通してビーチの清掃活動に対して寄与することなどが期待される。

*1: MMT = million metric tons, 1MMT は 10 億 kg

*2: 1 ノット＝約 2km/h, 早すぎるとネットが海面から出てしまい、遅いとたわんでしまう。

1.2 先行研究

前述したように、プラスチックごみの輸送メカニズムに関する研究は 2010 年代前半から増え始め、多数の研究が行われている。

海洋中深層・海底に輸送するメカニズムとして、生物付着による沈降が知られている。海水以上の密度を持つポリスチレン(PS)やポリ塩化ビニル(PVC)、ポリエチレンテレフタラート(PET)などは空気を含んでいるなどして浮力を持たない限り沈降するが、ポリエチレン(PE)やポリプロピレン(PP)など密度が海水以下のプラごみは浮遊するはずである。Kooi et al. (2017)[22] は、植物プランクトンとプラスチックの衝突・藻類の成長・枯死・呼吸をモデル化し、小さい粒子が優先的に海面から除去されることを再現した。これは観測によっても確認されている(Fazey and Ryan., 2016[23])。

Onink et al. (2019)[24] は、全球の粒子追跡モデルによって地衡流・エクマン流・ストークスドリフトの寄与を調べ、エクマン流がプラスチックごみの亜熱帯/亜寒帯環流(以降、ジャイア)への収束に寄与すること、嵐に伴う波によるストークスドリフトが極域への輸送に寄与することを示唆した。

プラスチックが海岸に堆積するか否かは、missing plastic 問題に関して大きな意味がある。Hinata et al. (2017)[25] は、マイクロプラスチックに見立てた木片を砂浜に配置し、定期的に波にさらわれているか点検することでプラスチックの海岸滞在時間を定式化し、プラスチックが持つ浮上速度(すなわち粒径)との関係を見出した。Onink et al. (2021)[26] は全球の粒子追跡実験から、初期分布によっては初期に投入した粒子の 77%が海岸に漂着するとしている。また Iwasaki et al. (2017)[27] は日本海において冬の季節風に伴うストークスドリフトが日本海沿岸に 5~10mm のメソプラスチックを運ぶと述べている。

このように，海洋プラスチック問題に端を発した粒子の空間分布と、その分布を決定する物理過程に関して数多くの研究が行われ，大洋規模ではエクマン流がジャイアへの収束を引き起こし、ストークスドリフトが極域への輸送を引き起こすことや、季節に依存してストークスドリフトが粒子を岸方向へ運ぶなど、様々なことが明らかになってきた．現在までに行われてきた研究で，粒径とプラスチックを輸送する物理過程の関係に着目した研究はいくつかあるが、岸沖方向分布に関して沿岸規模の海岸破砕過程と大洋規模の風圧流に着目した研究はそれぞれ少ない。

1.3 研究の目的

本研究は、海洋表層のプラスチックごみの岸沖方向分布を作るメカニズムについての検証を目的としている。沿岸規模と大洋規模においてそれぞれ海岸破砕と風圧流の影響について調査する。

(1) 沿岸規模

汀線から数十 km 程度の沿岸域では、風波に伴うストークスドリフトによって沖方向から岸方向に流れが生じている。Isobe et al. (2014)[28] では沿岸域の流れをストークスドリフトとランダムウォークを用いた定常場によって表現し、サイズの小さなマイクロプラスチックが岸沖方向に広く分布するのに対し、5 mm 以上のメソプラスチックは岸近くにしか見られない観測事実と整合する分布を再現した(論文内では選択的輸送; selective transport と呼んでいる)。しかしながら、その数値実験ではプラスチックの粒子が海岸破砕するプロセスを考慮しておらず、海岸が微細粒子の source となることを考えると、破砕が起こる場合にも大粒子が小粒子と比べて岸近くに分布するかは明らかではない。そこで本研究では岸沖方向-深さの二次元粒子追跡モデルを作成し、選択的輸送メカニズムが岸で粒子が破砕される条件下でも分布を説明するか検証する。

(2) 大洋規模

風がプラスチック粒子の空気中に飛び出している部分を直接加える力を風圧流(windage)といい、ストークスドリフト同様、浮力との組み合わせによって岸沖方向分布を説明する可能性があるとされている。Morales-Caselles et al. (2021)[29] は，マイクロプラスチックのような小粒子が沖合のジャイア内に捕捉される一方で，風圧流に輸送される大きなプラスチックごみは捕捉から自由になるため，岸近くにも分布を広げると考えた(論文内では sorting 機構)。ただ、あくまでスペキュレーションに留まり定量的な評価はなされていない。そこで本研究では粒子の、空気中にある体積と海中にある体積の比をパラメータとして風圧流を計算する粒子追跡モデルを使用して、風圧流に対する感度と岸沖方向分布の関係について検証する。

1.4 本研究の対象とするプラスチックごみ

海洋に存在するプラスチックごみのサイズ・形状・材質は、元となる製品の多様さに加えて劣化による破砕・変形を経ており非常に多岐にわたる。本研究では海水以下の密度を持ち、海洋表層を浮遊しているプラスチック(ポリエチレンやポリプロピレン)を対象とする。第 2 章で現れる浮力は経験式から得られたものであるが、観測されたプラスチックの組成は 84%がポリエチレンである(Reisser et al., 2015[30])。

1.5 論文の構成

本論文は全 4 章からなる。第 1 章では研究の背景と先行研究について述べ、それを踏まえて本研究の目的を述べ、本研究で対象とするプラスチックごみの属性について述べた。

第 2 章では沿岸規模の海洋におけるプラスチック粒子の岸沖方向分布について説明する。瀬戸内海において観測され、Isobe et al. (2014)[28] において数値実験で再現されたメソ・マイクロサイズのプラスチック粒子の粒径ごとの選択的輸送についてメカニズムを説明する。続いて海岸で発生する粒子の破砕が岸沖方向の分布に与える影響について数値実験による検証を行い、結果を説明する。また海岸破砕の時間規模についての感度実験の結果について述べる。

第 3 章では大洋規模の海洋におけるプラスチックの岸沖方向分布について説明する。Morales-Caselles et al. (2021)[29] の解析の結果と、それによって明らかになった岸沖方向の粒径分布について述べ、風圧流の影響とその流速への換算方法と注目するパラメータについて述べる。また使用する粒子追跡モデルと、流速計算に使用する観測/再解析データセットについて述べる。続いて、粒子の岸沖方向の距離を計算する方法について述べる。最後に結果について述べ、風圧流の感度パラメータに注目した結果と粒径分布との関係について考察を行う。

第 4 章では、以上の結果を総括する。

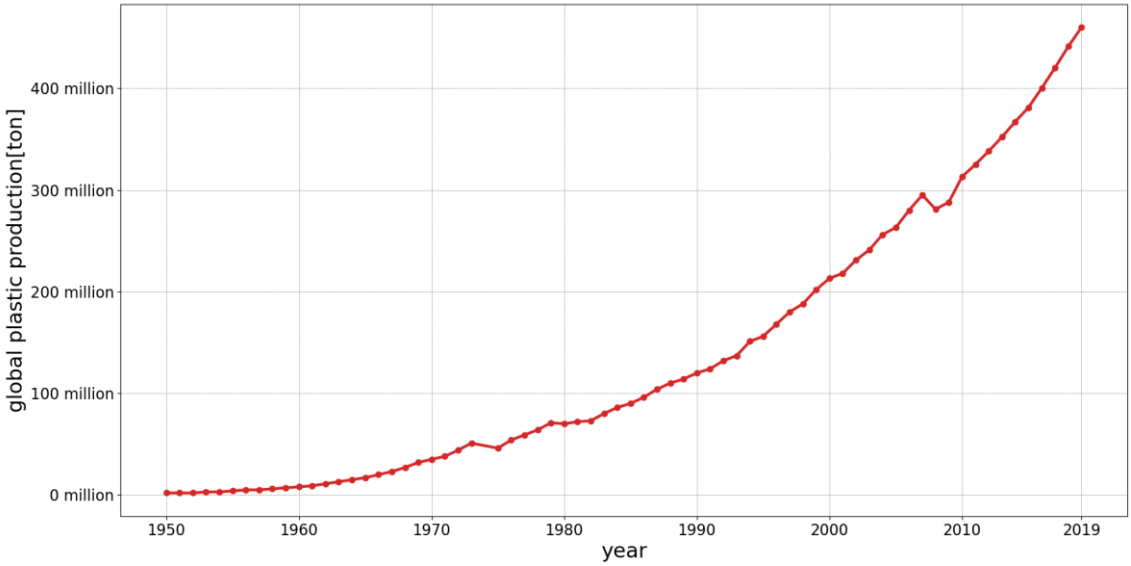


図 1 世界のプラスチック生産量の推移

（Geyer et al. (2017)[1], OECD(2022)[31] をもとに作成）

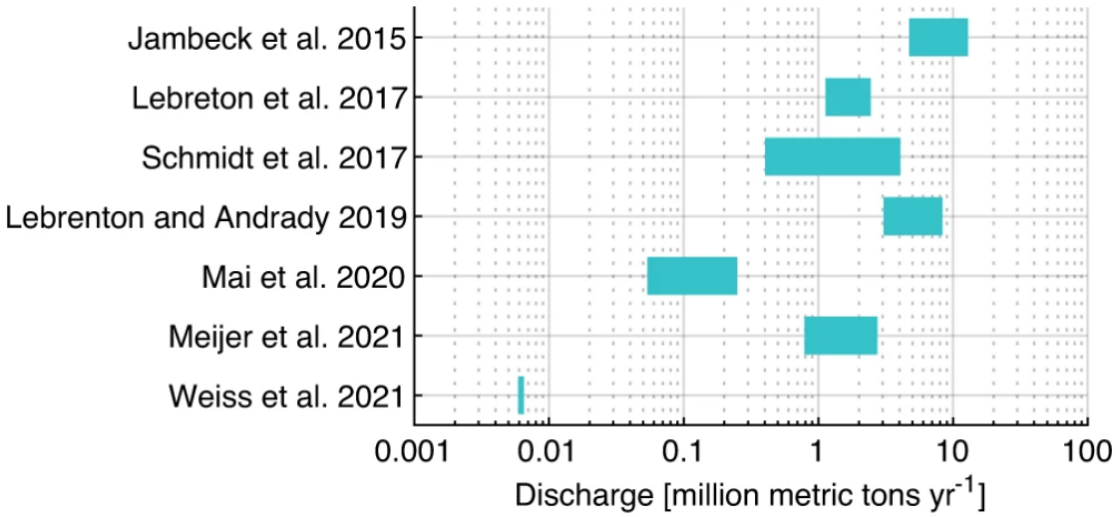


図 2 プラスチックごみの海洋流出量に関する複数論文の比較

（Zhang et al. (2023)[32] より引用）

第 2 章　沿岸規模のメソ・マイクロプラスチックの選択的輸送 -海岸破砕過程の寄与-

2.1 瀬戸内海における観測で確認された選択的輸送

Isobe et al. (2014)[28] では、岸沖方向の分布について瀬戸内海で観測を行った。網口の大きさが 75cm×75cm, 網目 0.35mm のニューストンネットを使用して図 3 に示す 12 点をそれぞれ 2~3 ノットで 10~15 分間曳航し，表層のプラスチックを採取した。冬のモンスーンによる影響を避けるために 5~9 月に観測が行われた。図 4 に観測で採集されたプラスチックの粒径とステーションの岸沖方向距離についてのヒストグラム・等値線を示す(Isobe et al., 2014 Fig.4 より引用)。図 4 から、10mm 以上の粒子は 15km 以上の距離では採取されず、10mm 以下の粒子と比較して岸近くに分布していることがわかる。粒径によって岸沖方向に分かれることを粒子の選択的輸送と呼んだ。

2.2 浮力とストークスドリフトによる選択的輸送機構

なぜ岸近くに大きな粒子が集まるのだろうか？粒径によって異なる物理的、生物的要因が働いているからにほかならない。Isobe et al. (2014)[28] では粒子がもつ浮力と風波による質量輸送であるストークスドリフトの組み合わせによって大粒子が選択的に輸送されるメカニズムを提案した（図 5)。海水よりも軽いプラスチックは正の浮力を持っている。密度が等しい場合、大きい粒子は小さい粒子に比べて大きな浮力を持つため、海面近くに多く存在する。風波に伴うストークスドリフトは海面に近いほど大きな流速を持つ（Breivik et al., 2016[33], Bremer and Breivik., 2017[34]）ため、大粒子ほど強い速度で岸方向に輸送される。

2.3 数値モデル実験

(1) プラスチック粒子の劣化と破砕

海洋表層を漂うプラスチックは紫外線照射、酸化、温度差によって劣化し、波の圧力などの機械的な力によって破砕すると考えられている（Andrady., 2011[35], Kalogerakis et al., 2017[36], Song et al., 2017[37], Efimova et al., 2018[38]）。これが自然環境に多様なサイズのプラスチックごみが存在する理由である。破砕は沿岸域や海岸など、水深が浅いために紫外線の暴露を受けやすく、地形や砂粒による摩耗を受けやすい条件で主に発生すると言われている(Song et al., 2017[37])。よって、次節に記載する本研究の数値実験において粒子の破砕は海岸でのみ起こると仮定する。

以下、数値モデルの具体的な設定を説明する。X 軸に岸沖方向、Z 軸に深さ方向をとる二次元系を考える。X=0 を岸と見立て、深さ一様の海洋を考える。粒子は式(2-1)~(2-3)に示す流れ場によって動き、海岸に漂着し、海岸で破砕し、再び海へと戻る。

プラスチック粒子の劣化・破砕が生じる状況を単純化して、粒径は 5mm(大粒子)と 1mm(小粒子)の二種類を考える。大粒子が質量保存を保ったまま一様に破砕して粒径の等しい複数の小粒子が生まれるとする。粒子の形状は円柱形を仮定(Cozer et al., 2014[14], Isobe et al., 2019[39])し、本モデル内では一つの大粒子が破砕すると、体積保存(質量保存)を考慮した 125 個の小粒子が発生する。初期状態として原点に大粒子を 1000 個配置し、計算時間は 2000 日として新たな粒子の投入は行わない。以下、本モデルの特徴である粒子の破砕と、海岸への漂着と再漂流について説明する。

(2) 粒子の海岸過程：漂着と再漂流、そして破砕のモデル化

プラスチック粒子の海から海岸への漂着と、海へと戻っていく再漂流の過程を組み込んだ。x<100m を砕波帯と見立て、砕波帯内部に一定時間滞在した粒子は砕波に伴う乱流混合によって漂着すると考え、漂着している間は粒子の座標を X=0 として更新しない。また、岸に漂着している粒子は一定時間を経過すると引き波によって海へ戻っていくと考え、漂流後は再び岸に漂着するまで式(2-1)~(2-3)に従って座標を更新する。漂着と再漂流の時間は式(2-1)に示す確率密度関数からサンプリングする指数乱数で決定し、その時間規模である e-folding 時間は漂着・再漂流の順に大粒子で 1 日、200 日、小粒子で 10 日、30 日と設定した(Hinata et al. 2020[40], Hinata et al., 2017[25], Kataoka et al., 2013[41])。

$$f = e^{(-\tau t)} \qquad (2-1)$$

プラスチック粒子は、海岸で一定時間滞在すると破砕する。この時間も漂着・再漂流と同様に式(2-1)の指数乱数で粒子ごとに決定するが、プラスチックが劣化・破砕する時間規模は十分に理解されていない。 Isobe and Iwasaki (2022)[42] ではその値は三年以内であることを示唆する結果が得られており、これを踏まえて本研究では破砕時間を 30, 60, 120, 180, 360, 720, 1080 日とした 7 パターンの実験を行う。このうち 180 日とした実験を基本実験と呼ぶ。X 軸負の方向に動く粒子について、座標が x=0 の境界(岸)を越えて x<0 となると 1 ステップ前の位置に戻る反射条件を課した。これは粒子の漂着をあらかじめ設定した時間規模によって制御するためである。また Z 軸負の方向に動く粒子について、座標が z=0 の境界(海底)を越えて$z < -20$となると 1 ステップ前の位置に戻る反射条件を課した。

(3) 粒子追跡モデル

粒子は式(2-1)(2-2)(2-3)に示す方程式によって駆動する。式(2-1)は粒子座標の時間発展を表し、式(2-2), (2-3)はそれぞれ岸沖方向と深さ方向の速度を表す。式(2-2)第 1 項は単色波によるストークスドリフトを表し、式(2-3)第 1 項は浮力を表す(Reisser et al., 2015[30])。式(2-2), (2-3)の第 2 項はそれぞれ水平方向、鉛直方向の乱流拡散を表すランダムウォークである。水平方向は平均するとランダムな方向に働くと仮定した潮流や密度流などの過程を表し、鉛直方向は小さい渦による拡散を表す。

パラメータについて、a、σ、k はそれぞれストークス波の振幅、振動数、波数を表す。h は水深, R は平均 0, 分散 1 の正規乱数、Δt は時間ステップを表し、Kh、Kz はそれぞれ水平方向と鉛直方向の拡散係数を表す。水深 h や波のパラメータ a, σ, k は瀬戸内海における平均値を使用し、ランダムな平均流として表されると仮定した水平拡散係数 Kh は観測と整合するように決定する。以上の粒子追跡モデルに関連するパラメータとその値を表 2-1 に示す。

$$\mathbf{x}(t+\Delta t) = \mathbf{x}(t) + \mathbf{u}\Delta t \tag{2-2}$$

$$u = -\frac{a^2\sigma k \cos h\{2k(h+z)\}}{2(\sin hkh)^2} + \frac{R\sqrt{2K_h\Delta t}}{\Delta t} \tag{2-3}$$

$$w = 0.002d + \frac{R\sqrt{2K_z\Delta t}}{\Delta t} \tag{2-4}$$

2.4 結果

(1) 基本実験

破砕時間を 180 日とした場合の粒子の二次元の分布(1, 10, 100, 2000 日時点)を図 6 に示す。黒点が大粒子、赤点が小粒子を表す。1 日目には粒子の破砕が起こっていないため大粒子のみが存在するが、大粒子の破砕によって小粒子が生まれている。

大粒子・小粒子の岸沖方向分布の時間変化をそれぞれ図 7, 8 に示す。横軸は x=0 を岸とした岸沖方向距離、縦軸は時間を表す。この個数分布は、ニューストンネットで採集できる表層 1m に存在する粒子についてカウントしている。以降、本章の図はすべて同様である。図 7, 8 から、大粒子は t=0 ではすべて岸に存在し、数日よりも小さいスケールで拡散して定常な分布を作り、小粒子は t=0 では存在していないことがわかる。また、大粒子の破砕に伴って岸で小粒子が生まれ、沖方向へ広がっていくことが示唆される。小粒子の分布は 1000 日程度で定常になり、小粒子・大粒子ともに実験期間内に定常になった。

定常とみなせる t=2000days の岸沖方向分布と観測値の比較を図 9, 10 に示す。横軸が岸沖方向距離、縦軸が最大値で規格化した粒子数であり、青いヒストグラムはモデルの粒子分布、赤い折れ線が観測値、黒い点線がモデルの結果の指数近似曲線、黄色点線が観測値の指数近似曲線である。指数近似の際には観測の岸沖方向距離と同じ範囲を使用した。ここで、水平拡散係数K_hは数値モデルから得られる小粒子の定常状態の岸沖方向分布と観測値が良く整合するよう調整し、$K_h = 1200\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$であった。観測点によって採取した大粒子のサンプル数が少なく、信頼性を欠くため小粒子に整合させた。

岸沖方向の広がりを定量的に評価する指標として、指数関数の値が最大値の 1/e(e:自然対数)になる e-folding 距離(以降、EFD)を考える。EFD が小さいほど粒子は岸近くに寄っていることになる。図 9, 10 の定常状態では大粒子の値が 6260m、小粒子で 12905m であり、大粒子がより岸近くに集まっていることがわかる。基本実験の設定において、プラスチック粒子の破砕が起きる場合もストークスドリフトによって海面近くの大粒子が選択的に輸送されることが示唆された。

分布の時間変化を定量的に見るために、大粒子と小粒子の岸沖方向分布の EFD の 1 日ごとの時間変化を図 11 に示す。青線が小粒子、橙線が大粒子の値を表し、緑線、赤線はそれぞれ小粒子、大粒子の 100 日移動平均を表す。大粒子の EFD は 1~2km の振幅をもって振動しており、数日よりも小さい時間で準定常状態になっている。小粒子についてはおよそ 200 日までは大きく振動しており、200 日を超えると徐々に振幅が減少し、2.5km 程度になる。これらは図 7, 8 の分布の時間変化と定性的に一致する。振動を平滑化した移動平均を

表すグラフが EFD のおおよその値と考えることができる。図 11 では、大粒子の移動平均部分(large_SMA)の平均値が 6712m, 小粒子について(small_SMA)は 12641m であった。

(2) 破砕時間の感度実験

破砕時間を変更した感度実験について、独立に行ったそれぞれの実験の岸沖方向分布の EFD の時間変化とその移動平均について図 12 に示す。横軸が時間、縦軸が EFD の値を表す。また、移動平均曲線の平均値、すなわち振動を平滑化した EFD の値を破砕時間ごとに図 13 に示す。横軸が各実験において設定した破砕の時間規模、縦軸が岸沖方向分布の平均 EFD である。EFD を見ると破砕時間規模の大きさに依らず大粒子の値が常に小粒子の値よりも小さくなっている、すなわち選択的輸送が成立していることがわかる。

2.5 考察

(1) 破砕の時間規模が分布に影響を与えない理由

破砕時間の感度実験では、値を変化させても定常状態での EFD に変化はなかった。これは海岸を初期位置とする十分多数の粒子の分布は定常になることを示している。大粒子が海岸で破砕するということは X=0 に大量の粒子を置くことと同じであるから、繰り返し配置される粒子がそのたびに定常状態へ向かい、最後には定常状態の重ね合わせになるというわけである。

(2) 海岸破砕が岸沖方向分布に与える影響

海岸破砕が岸沖方向の分布に対してどのように影響を与えるのだろうか。Isobe and Iwasaki. (2022)[42] などの研究では全球規模の粒子追跡モデルにおいて海岸破砕を考慮しており、破砕が分布に対して影響を与えるか否かはこれからの海洋プラスチック輸送に関する粒子モデル研究にとって重要である。2.3 節のモデルで考えた 5mm と 1mm の粒径を持つ粒子について破砕を組み込まないモデルで計算を行い、前節の結果と比較する。どちらの実験も t=0 で粒子を原点に 5000 個初期配置し、その他の設定やパラメータは基本実験と同じとする。5mm の大粒子と 1mm の小粒子で独立に実験を行う。大粒子と小粒子の岸沖方向分布の時間変化をそれぞれ図 14, 図 15 に示す。明らかに大粒子が岸近くで多く分布していることがわかる。2.4 節と同様にそれぞれで EFD の時間変化とその移動平均を図 16 に示す。移動平均曲線の平均値は大粒子で 6475m, 小粒子で 12709m であり、基本実験とほぼ同じであった。以上のことから、定常状態の EFD は破砕する場合としない場合で変わらないことが示

唆された。

(3) 漂着している粒子と海洋を漂っている粒子の粒子数の比

1.2 節において、表層から消えたプラスチックのシンクが海岸である可能性があると述べたが、本研究のモデルにおいて漂着している粒子の割合はどの程度なのだろうか？本研究のモデルにおいて粒子の海岸破砕過程は非常に単純化されており、現実には破砕は一様ではなく粒子の周囲から剝がれていくように起こることが示唆されている。また前節の結果から、海岸破砕は粒子の分布に影響を与えないことが明らかになったため、破砕が起こらない条件下でどれだけの粒子が海岸へ漂着しているか 100 日ごとに計算を行った。大粒子と小粒子の結果を図 17, 18 にそれぞれ示す。図 17, 18 から、大粒子・小粒子ともに漂着率は常に 5%未満であった。本研究の数値モデルの設定では、プラスチックのシンクとはならないことが示唆される結果となった。

(4) 沿岸域の累積粒子数

岸に存在する粒子は全粒子数の 5%程度であるならば、粒子はどこに多く存在するのだろうか？破砕なし実験における岸から 30km の範囲のプラスチック粒子の累積分布を 1, 5, 10, 100, 1000, 2000 日について図 19(大粒子), 20(小粒子)に示す。横軸は岸沖方向の距離、縦軸は各ビン(1km)に含まれる粒子数の、全粒子数に対する割合を表す。図 19, 20 から、岸から 30km 以内に 90%以上の粒子が存在することがわかる。よって流れがストークスドリフトと浮力によって単純化できる状況では粒子は沿岸域にとどまり、漂着しない状態で漂っているということが示唆される。

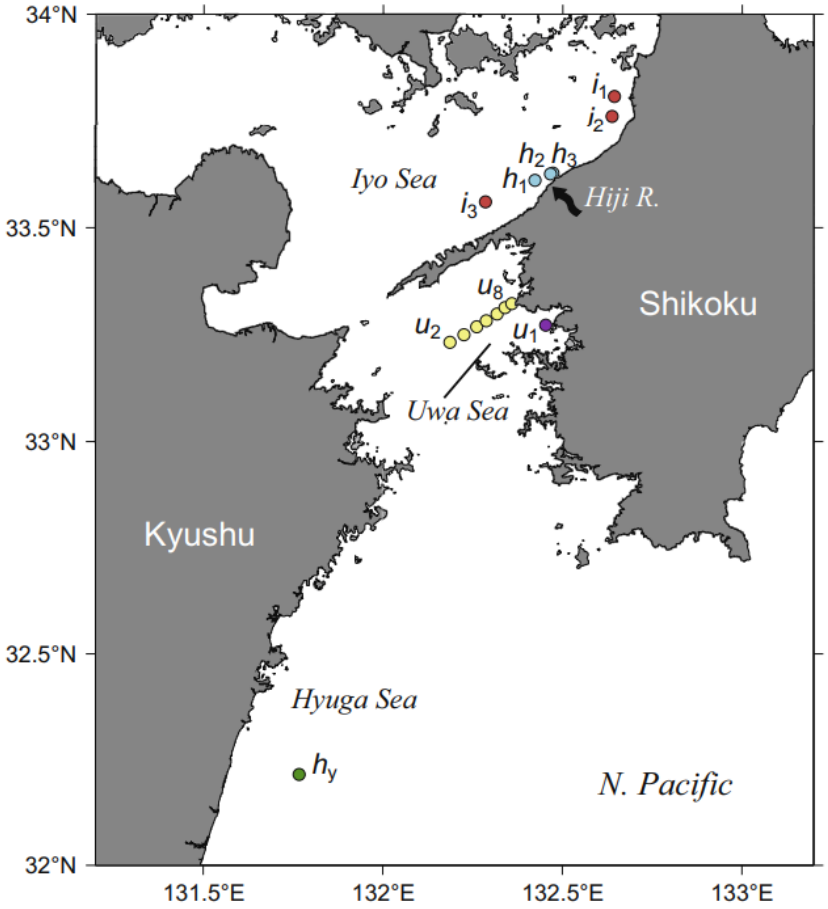


図 3 瀬戸内海で行ったネット観測点

Isobe et al. (2014) Fig.1 より引用

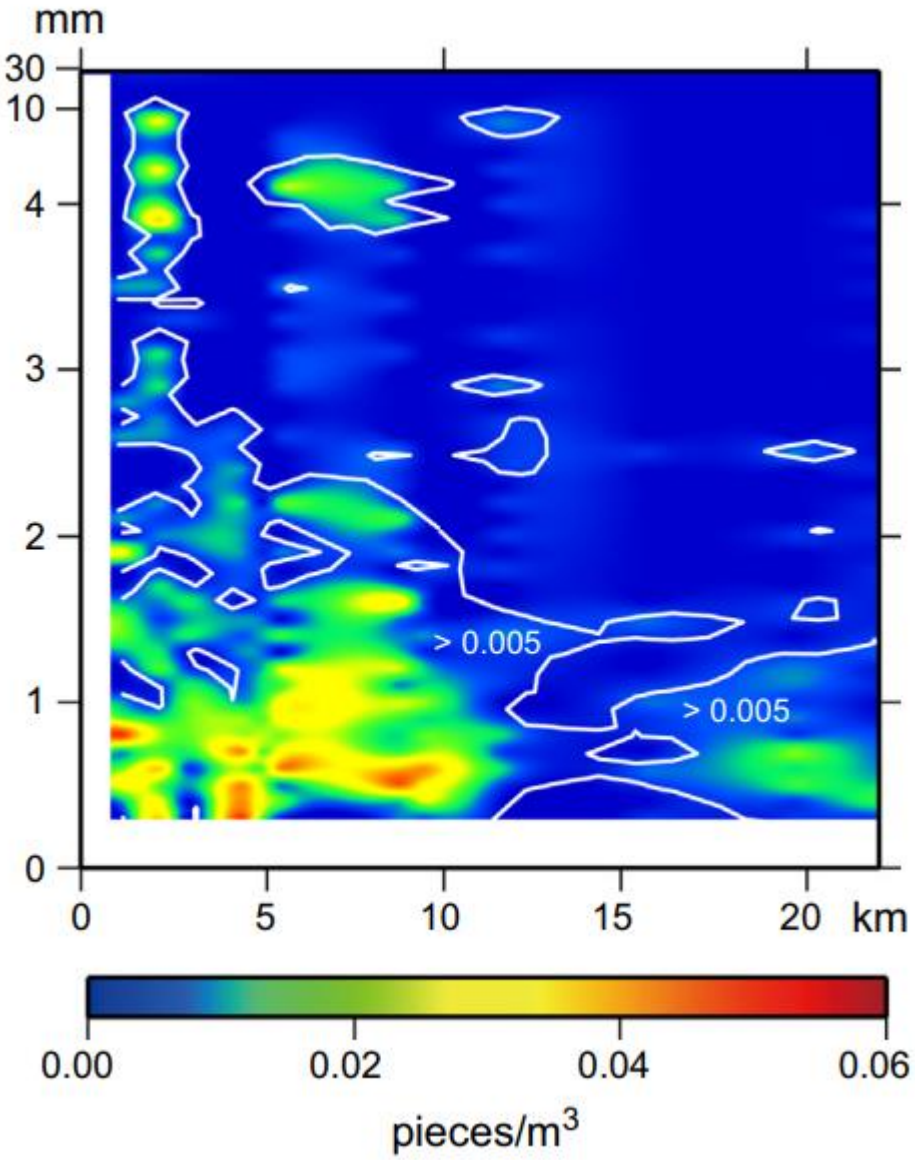


図 4 瀬戸内海で採取されたプラスチックの粒径-岸沖方向距離の数濃度と等値線 Isobe et al. (2014) Fig.4 より引用

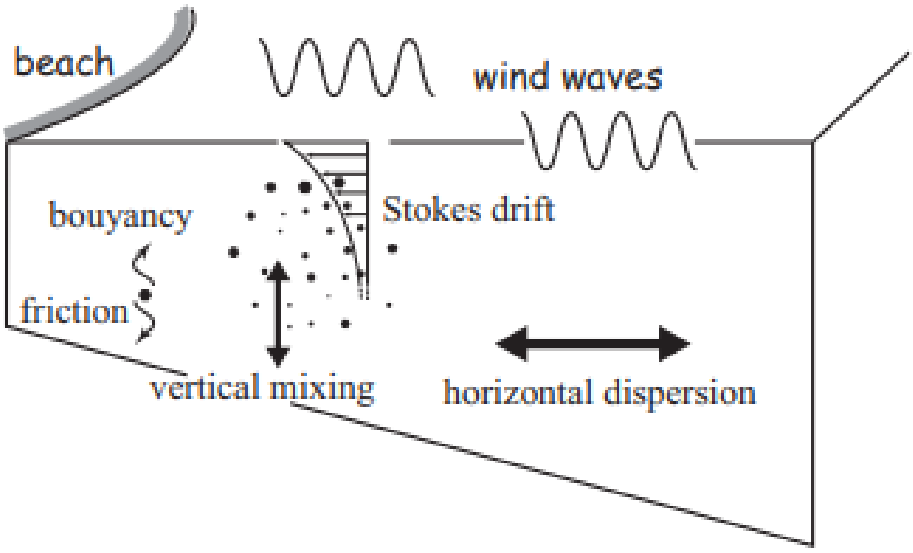


図 5 選択的輸送を引き起こすメカニズムの模式図
Isobe et al. (2014) Fig.5 より引用

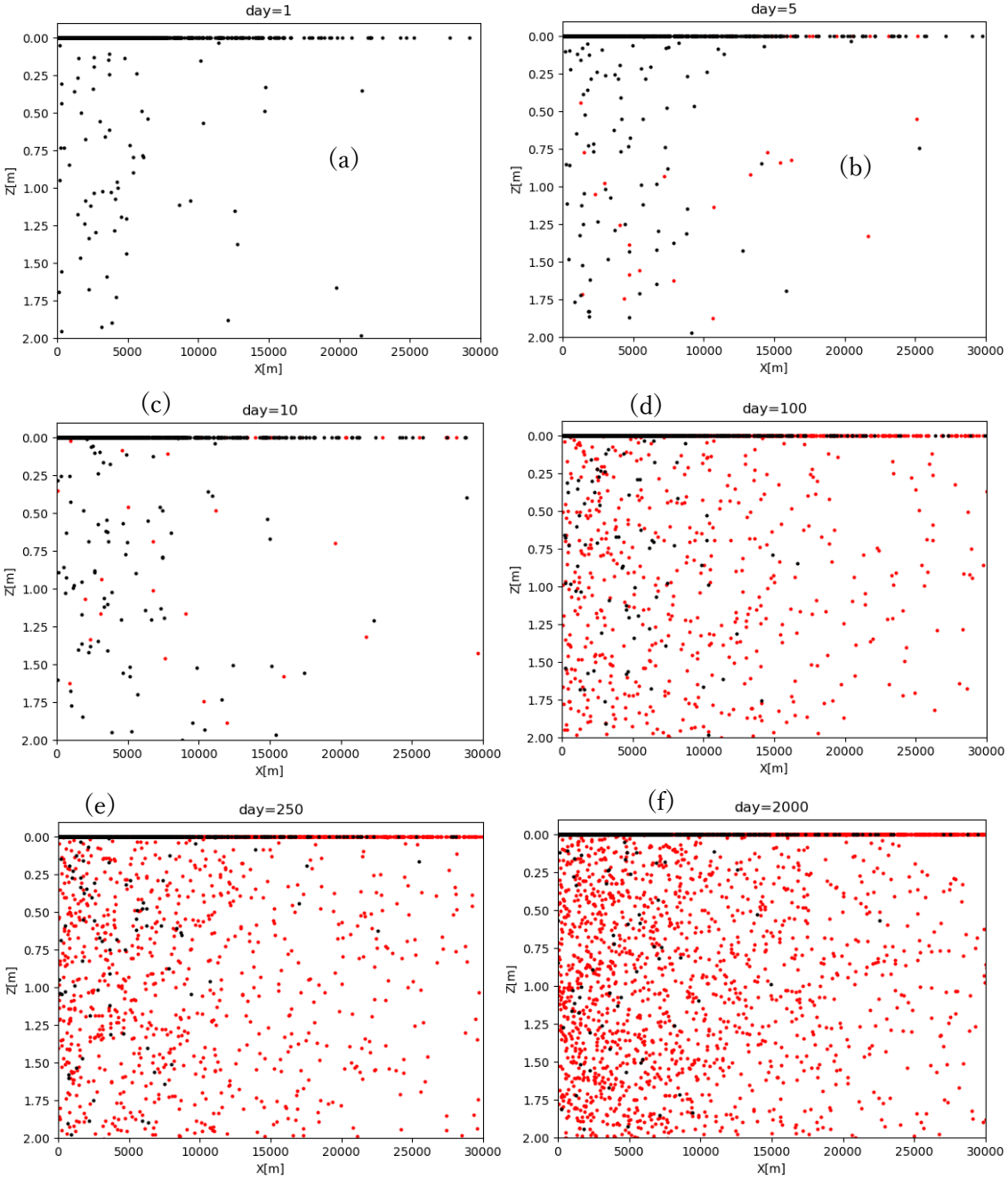


図 6 粒子の二次元分布(1, 5, 10, 100, 250, 2000 日後)

黒点は大粒子、赤点は小粒子を表す

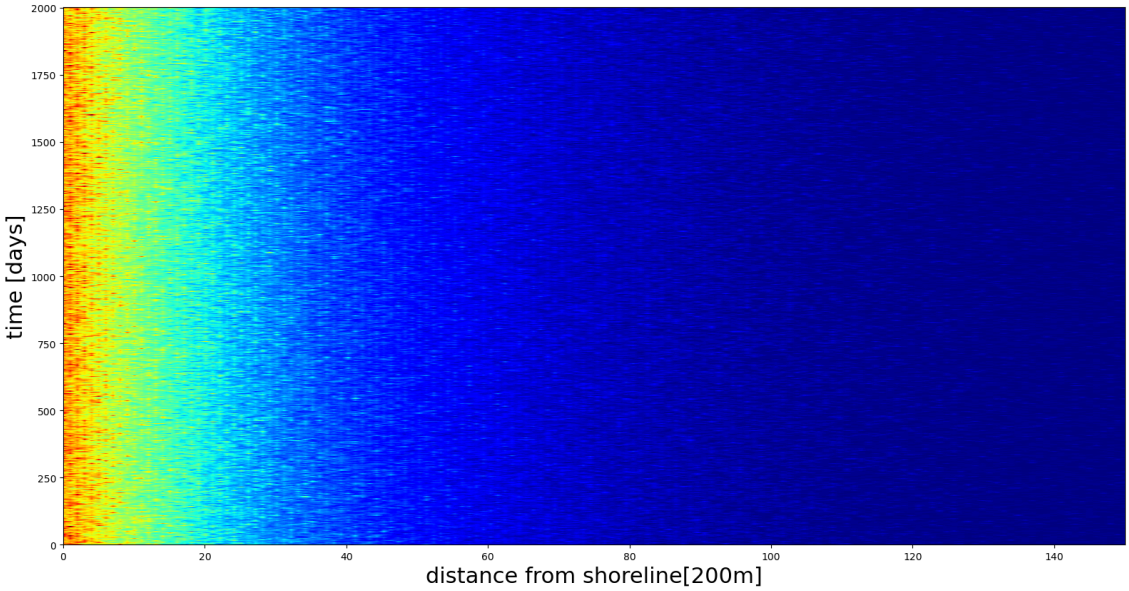


図 7　大粒子の岸沖方向分布の時間変化(2000 日間)

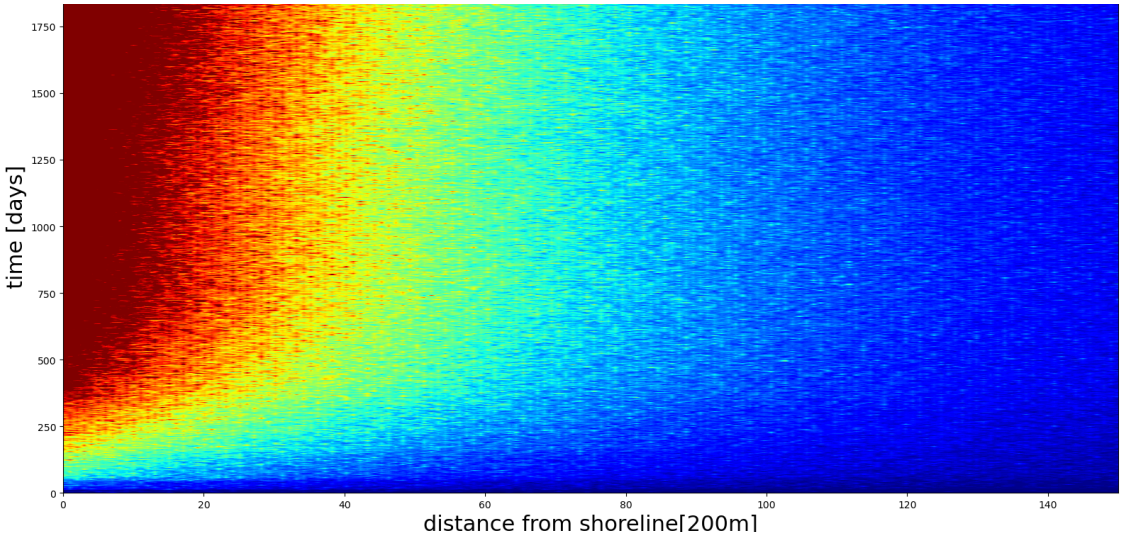


図 8　小粒子の岸沖方向分布の時間変化(2000 日間)

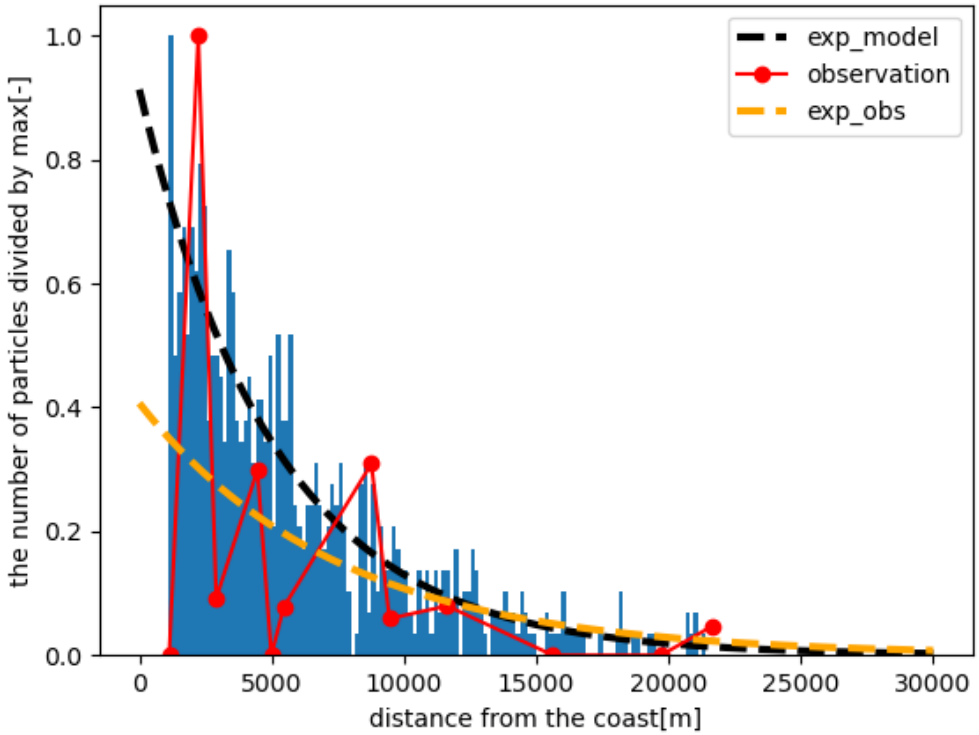


図 9 2000 日後の大粒子の岸沖方向分布

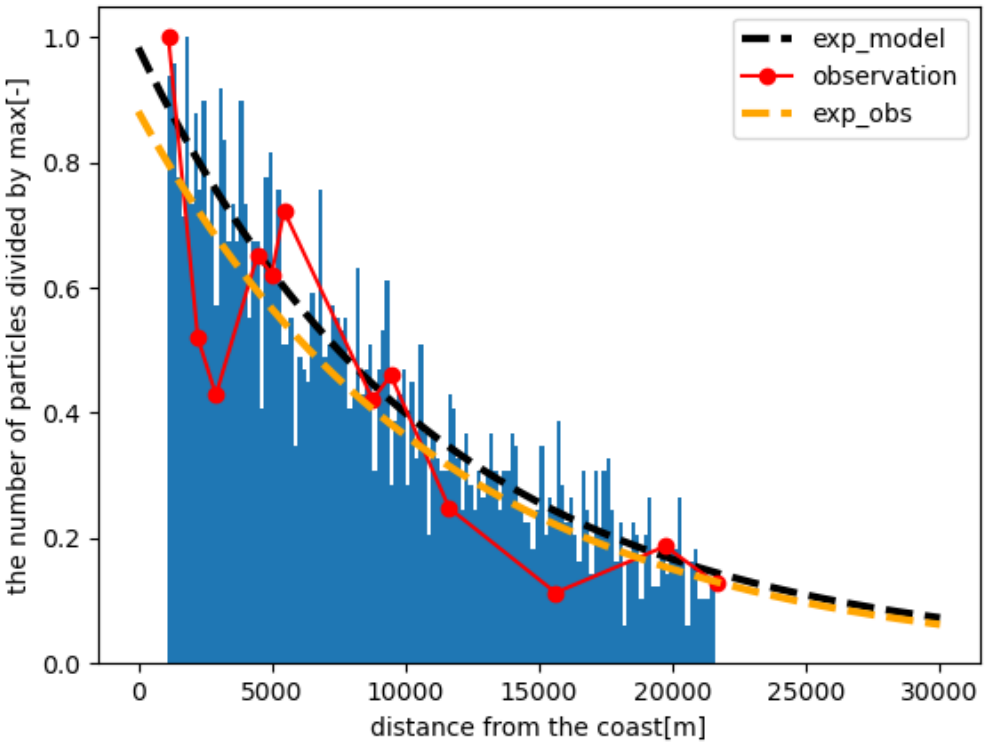


図 10 2000 日後の小粒子の岸沖方向分布

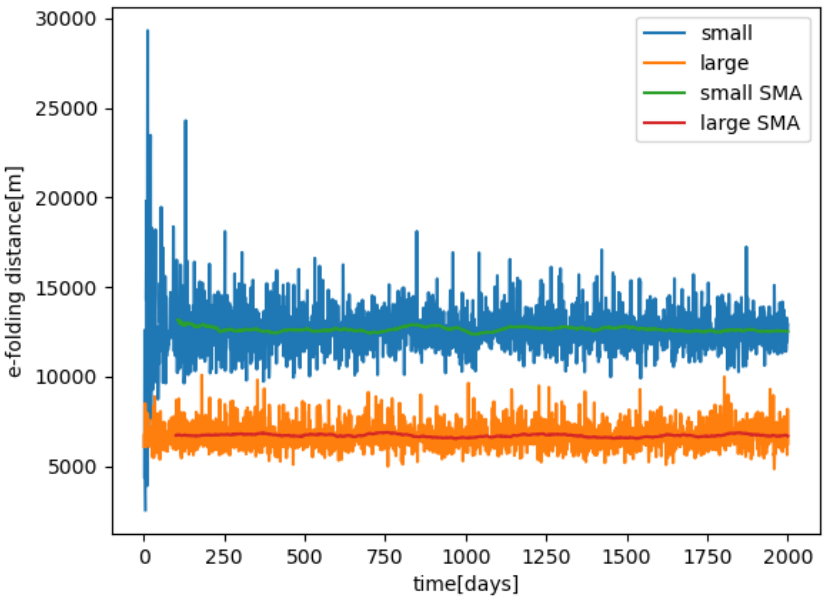
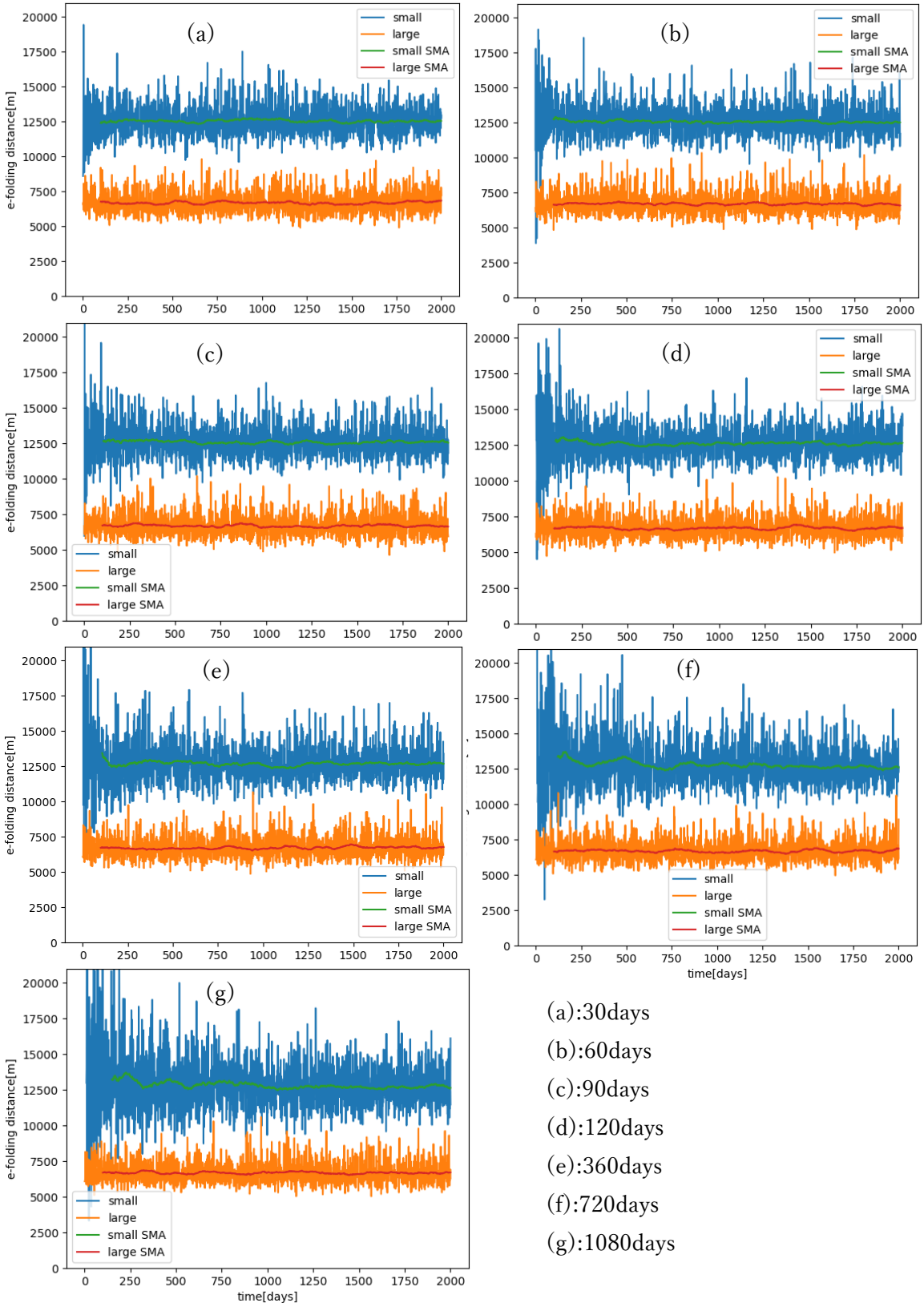


図 11 基本実験における大粒子と小粒子の EFD の時間変化



(a):30days

(b):60days

(c):90days

(d):120days

(e):360days

(f):720days

(g):1080days

図 12 破砕時間の感度実験における各実験の EFD の時間変化

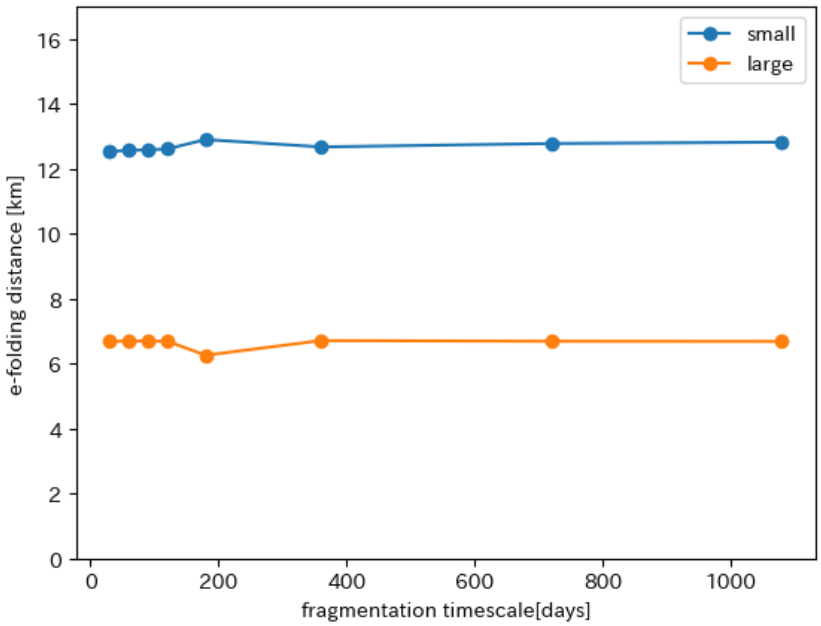


図 13 破砕時間と 2000 日後の岸沖方向分布の EFD の関係

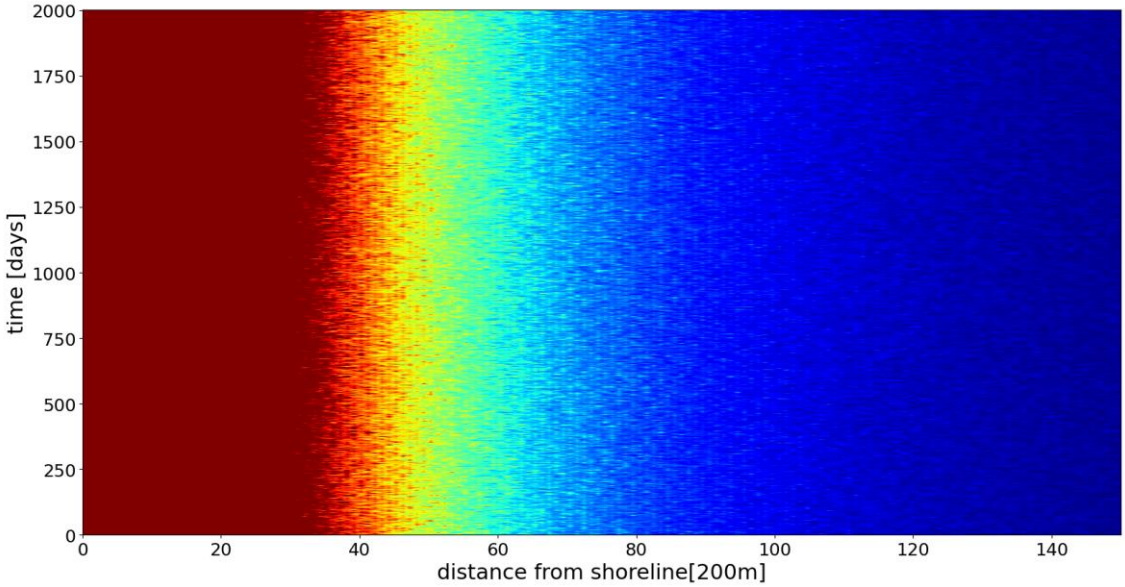


図 14 破砕しない場合の大粒子の岸沖方向分布の時間変化

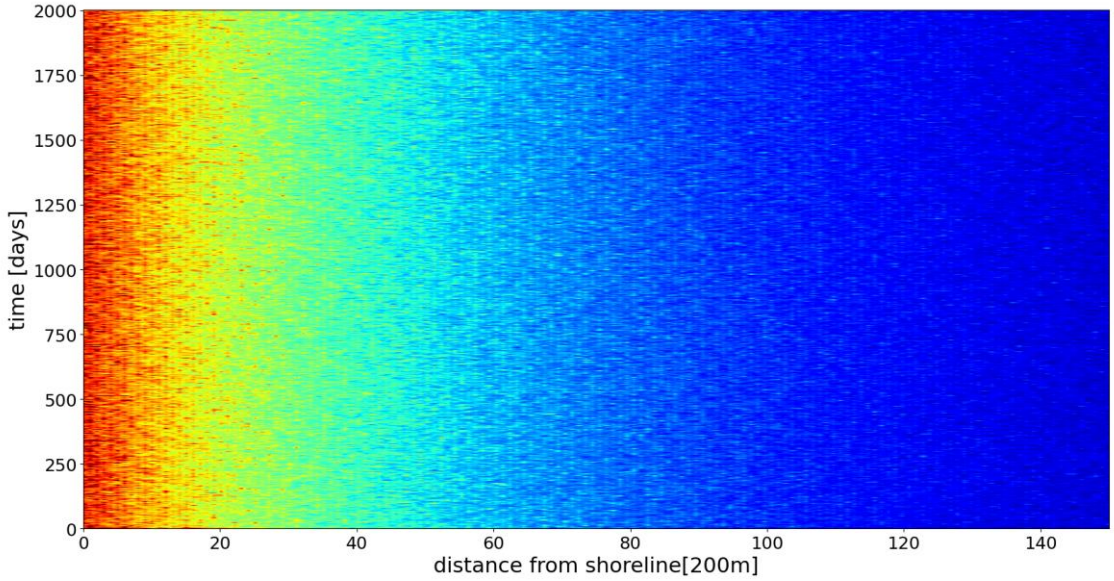


図 15 破砕しない場合の小粒子の岸沖方向分布の時間変化

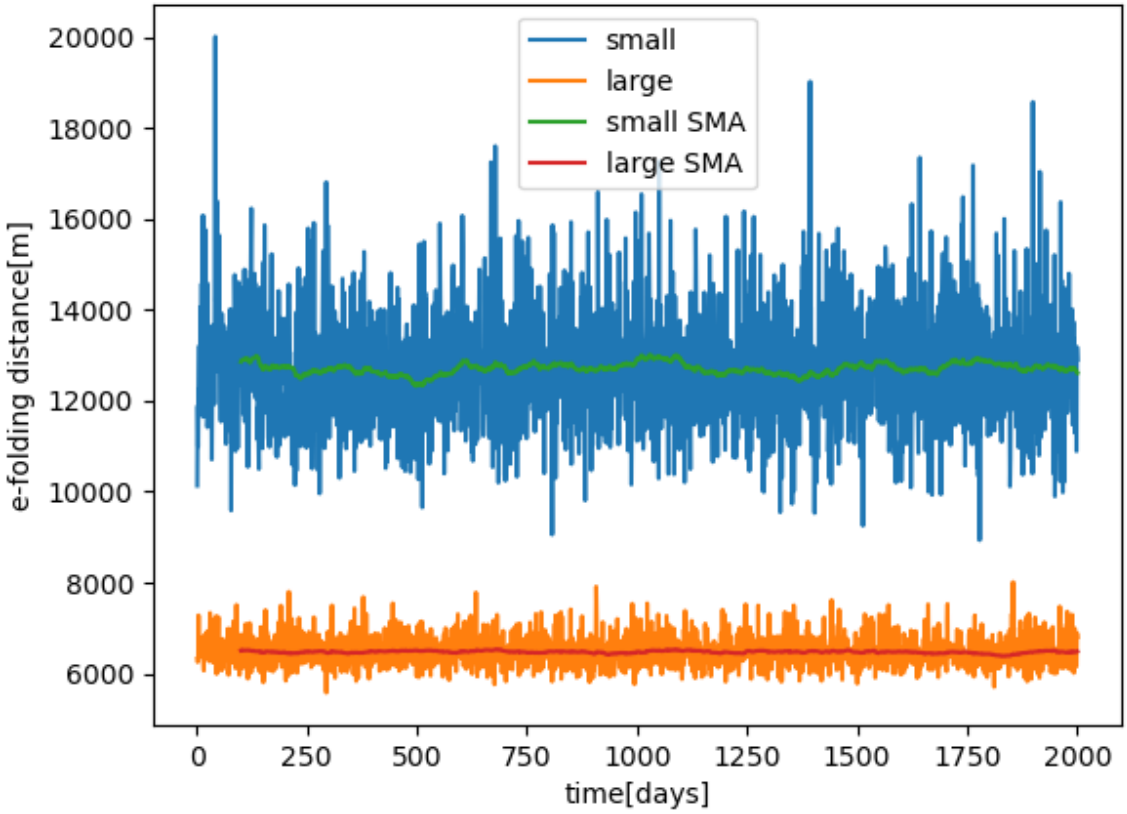


図 16 破砕しない場合の大粒子と小粒子の EFD の時間変化

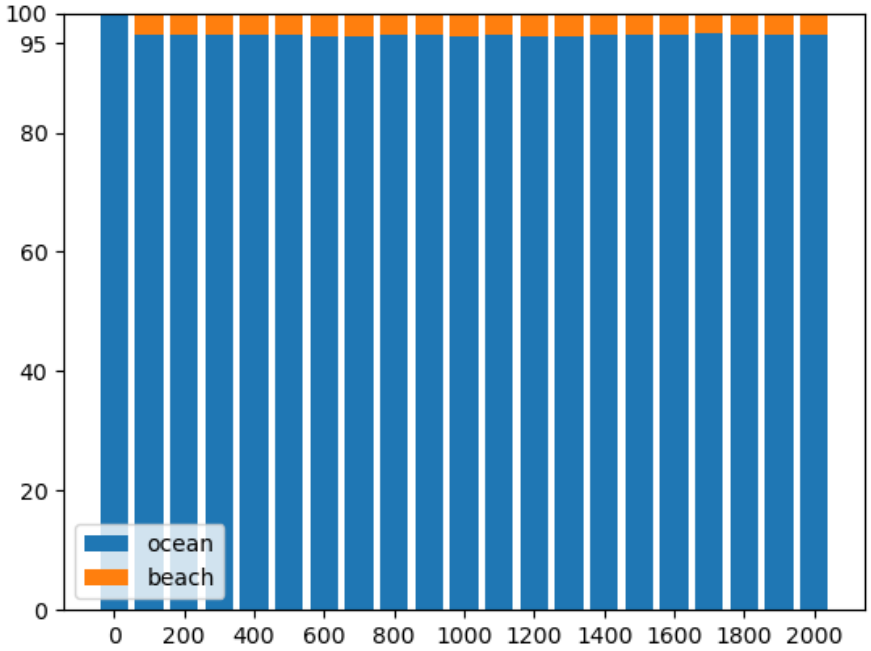


図 17 大粒子の漂着率の時間変化

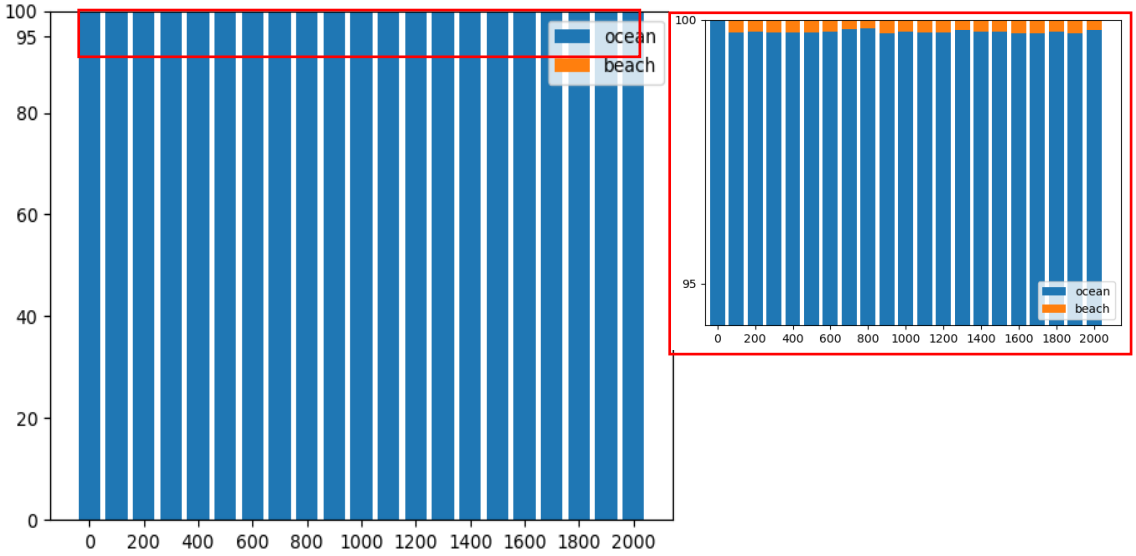


図 18 小粒子の漂着率の時間変化

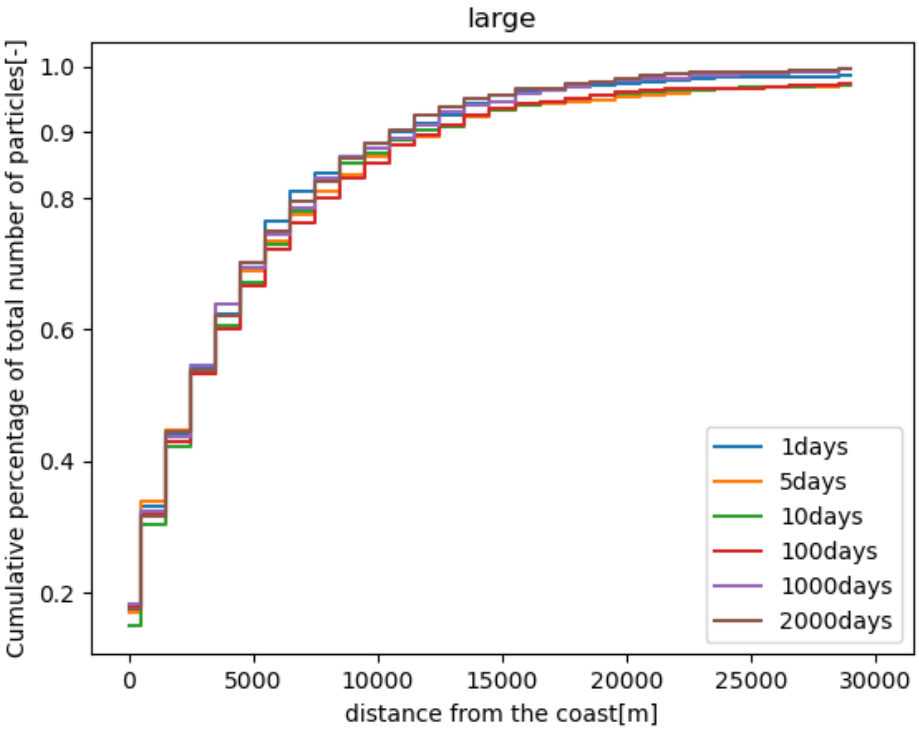


図 19 各時刻における大粒子の岸沖方向の累積分布

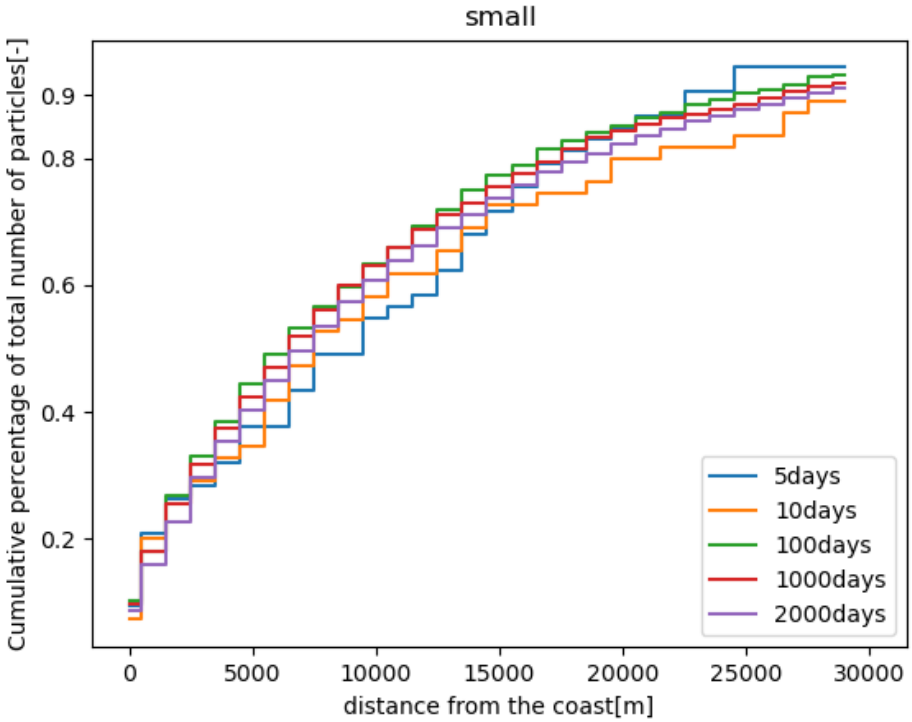


図 20 各時刻における小粒子の岸沖方向の累積分布

表 2-1 粒子追跡モデルの変数一覧

変数名	説明	式番号	数値
Δt	時間ステップ	(1), (2), (3)	360 s
a	波の振幅	(2), (3)	0.5 m
σ	波の振動数	(2), (3)	2.2 s^{-1}
k	波の波数	(2), (3)	0.45 m^{-1}
h	水深	(2), (3)	20 m
K_h	水平拡散係数	(2)	1200 m^2s^{-1}
K_z	鉛直拡散係数	(3)	0.01 m^2s^{-1}

表 2-2　粒子の砕波帯内での漂着・海岸からの再漂流・海岸破砕にかかる時間規模[日]

	大粒子	小粒子
漂着	1	10
再漂流	200	30
破砕	180	

第 3 章　大洋規模のマクロ・メソプラスチックの選択的輸送 -風圧流の影響-

3.1 概要

本章では、Morales-Caselles et al. (2021)[29] で観測された 5mm~100cm のプラスチックごみの選択的輸送について述べ、分布を説明するための数値モデルの表式や諸条件、使用するデータについて述べ、数値計算の結果について示す。

大洋規模の岸沖方向分布を考える際には、前章のように水平方向の流れをストークスドリフトのみで近似することはできない。そこで本研究では Isobe and Iwasaki. (2022)[42] のモデルを利用し、これと同じ海面流速や風圧流によって輸送される 2 次元の粒子追跡モデルを使用する。最も近い陸地までの距離、すなわち岸沖方向の距離を各粒子で計算することによって風圧流が選択的輸送に対して与える影響を調べる。

3.2 大洋規模のごみ観測

Morales-Caselles et al. (2021)[29] は、複数の観測研究の結果を統合し、1200 万個以上のごみについて廃棄以前の用途やサイズに関する地域ごと、水域ごとの分布をまとめた。観測手法には海岸線における清掃活動と目視観測・沿岸域と外洋におけるネット採集と目視観測・海底での潜水活動と海底ネット採集・深海底におけるカメラでの監視とネット採集などが含まれた。その結果、収集したごみのうち約 80%がプラスチックであり、最も多かった。次いで金属(7%)、ガラス(5%)、布製品(3%)が多かった。水域ごとのプラスチックの割合は表層の水(河川を含む)で最も多く、その割合は 95%で海岸線では 83%であった。また底層水では川底で 49%, 沿岸域の海底で 64%, 深海底で 77%であった。金属など他原料のごみと比べてもプラスチックが最も多かった。サイズと水域ごとの分布では、海岸線が表層水よりも大きいごみの割合が多く、外洋が沿岸域よりも大きいごみの割合が多かった。これはマクロなごみの選択的輸送が観測されたと言える。

Morales-Caselles et al. (2021)[29] では、小さいごみは浮力が小さいためその輸送過程は海流に支配されるため収束帯に集まりやすいが、大きいごみは浮力が大きいために風圧流の影響を強く受けて吹き飛ばされ、亜熱帯循環などの収束帯から外れて岸に近づくという予想が述べられている。本研究では、選択的輸送が前述したように浮力と風圧流の組み合わせで決定されるという仮説を数値実験によって検証する。

3.3 数値モデル実験

(1) 風圧流による輸送と感度パラメータ

風圧流は、粒子の海中から出て空気中に存在する部分にかかる力である。Richardson et al., (1997)[43] では風による船体の移動量から、風圧流を式(3-1)のように定式化した。ここで ρ_a/ρ_w は空気と海水の密度比(1.15×10^3)、C_{da}/C_{dw} は空気と海水の抵抗係数比(1.0)、Aa/Aw は空気中と海中にある部分の風方向の投影面積比である。W は衛星で観測された海上 10m 風を表す。プラスチック粒子の輸送を計算した Isobe and Iwasaki. (2022)[42] ではA_a/A_wを個々の粒子ごとに与えている。本研究ではA_a/A_wを *Prat* と呼び、風圧流による影響を見るための指標とする。Prat は風圧流に対する感度を表すパラメータと考えられ、大きいほど風圧流の影響を受けやすい。

$$V = \sqrt{\frac{\rho_a}{\rho_w}\frac{Cd_a}{Cd_w}\frac{A_a}{A_w}}W_L \qquad (3-1)$$

(2) 数値モデル

本研究では Isobe and Iwasaki. (2022)[42] と同様の全球粒子追跡モデルを使用する。ただし風圧流による影響を効率的に考えるために海岸に漂着・再漂流する過程と破砕過程は考慮しない。初期条件として、5° 間隔で粒子を全球の海洋に配置し(約 3000 個)、計算開始以降に粒子の追加は行わない。*Prat* はなるべく均等になるよう各粒子に割り当て、極端に海面から飛び出る粒子はないものとして 0~10 の一様乱数を用いて決定した。粒子の初期配置と *Prat* の個数分布をそれぞれ図 21, 22 に示す。モデルの表式を式(3-2)に示す。*X=(x, y)*は粒子の座標を表し、*U=(u, v)*、*(i, j)*はそれぞれ東西方向と南北方向の流速と単位ベクトルを表す。*Kh* は水平拡散係数を表し、$Kh = 0.01\cdot(\Delta x)^{4/3}$で計算した。*Δt*、*Δx* はそれぞれ時間ステップと流速データのグリッド間隔で、それぞれ 360 s、1/12° である。第 4 項はグリッド間隔より小さいスケールの渦拡散を表し、R は標準正規分布から得られる乱数である。*U* に入る流速は HYCOM(Chassignet et al., 2007[44])の再解析流速と J-OFURO(Tomita et al., 2019[45])による風圧流、 マイアミ大学波浪モデル(Donelan et al., 2012[46])によって計算されたストークスドリフトの流速である。風圧流は(式 3-1)から計算した。計算領域は西経 180° ～東経 180° 、南緯 80° ～北緯 80° である。期間は 10 年間で、それぞれの流速は 1993~2017 年の値を各月ごとに平均したものを用いた。

$$X\left(t+\Delta t\right) = X(t) + U\Delta t + \frac{1}{2}\left(U\cdot\nabla_H U + \frac{\partial U}{\partial t}\right)\Delta t^2 + R\sqrt{2K_h\Delta t}(i,j) \qquad (3-2)$$

(3) 流速計算に使用したデータセット

HYCOM

鉛直座標として外洋の成層海域では等圧座標、沿岸域では地形追従座標、混合層や非成層海域では z 座標を使用したハイブリッド座標モデルであり、1/12° の空間解像度を持つ。

J-OFURO3

衛星観測による海面フラックスと関連する物理量のデータセットで、日平均の時間解像度、0.25° の空間解像度を持つ。データは衛星のマイクロ波放射計とマイクロ波散乱計の観測によって作成しており、風速の絶対値は衛星観測値を平均して求め、欠損値を Creep Sea Fill(Kara et al. 2008[47])によって補間している。また風向を観測可能なマイクロ波散乱計と WindSAT を搭載する衛星観測データから海上風の東西、南北成分をそれぞれ取得して平均し、欠損値を二次元最適内挿法で補間して日平均の風向を求めている。風速の絶対値と風速ベクトルを合わせて海上風の格子データを作成している。

(4) 岸沖方向距離に関する解析方法

風圧流によって粒子が陸に近づいているか判断するために、粒子追跡モデルの出力として得られる粒子の座標(経度、緯度)から最も近い陸地までの距離を計算する。距離の計算は、python で記述されたオープンソースの地理計算ライブラリ geopy に実装された測地線距離を求めるアルゴリズム(Karney, C. F. F., 2013[48])を用いて計算する。地球を楕円体と仮定して高精度で計算できる。

ある粒子と最も近い陸地が収束帯から近距離に存在する島であった場合、岸沖方向距離の観測条件が Morales-Caselles et al. (2021)[29] の観測と整合的でなくなってしまう。そこで面積が 10000km^2 以下の陸地を除去して最短距離の計算を行った。距離計算に使用した陸地と海洋の全球マップを図 23 に示す。

3.4 結果

粒子追跡モデルで 10 年間駆動した結果を 10, 100 日後と開始から 1 年ごとに図 24 に示す。黒点がプラスチック粒子を表し、粒子が移動して大陸や収束帯に向かっていく様子がわかる。

図 25 に時間ごとの、*Prat* と岸沖方向距離についての二次元ヒストグラムを示す。横軸が Prat すなわち風圧流の影響の受けやすさ、縦軸が最も近い陸グリッドまでの距離(岸沖方向距離)を表す。時間の経過につれて Prat の値に依らず岸沖距離が小さい方向に粒子が移動していく、すなわち粒子が岸方向に向かっていくことがわかる。また時間の経過につれて Prat が 0~1 と小さい粒子ほど岸沖方向に広がりを見せ、Prat が 1~10 の大きい粒子ほど岸近くに多く分布することがわかる。このことから、風圧流の影響を受けやすい粒子は岸方向に向かうことがわかる。

続いて、計算終了時(10 年経過後)の岸沖方向のヒストグラムを図 26 に示す。横軸が最も近い陸からの距離すなわち岸沖方向距離を表し、縦軸が粒子数を表す。最も近い陸地までの距離を求める際の格子解像度が 1/12° であるため、10km のオーダーで誤差が出ると考え、ヒストグラムのビン幅は最小で 10km にとっている。全粒子数は約 3000 であるため、図 26 から、粒子の 1/3 近くが岸に最も近いビンに存在していることがわかり、風圧流で粒子が大陸に押し付けられている可能性がある。

3.5 考察

(1) 岸沖方向の累積分布

沿岸規模では粒子は沿岸域に捕捉されたが、より大きなスケールではどのようになるのだろうか？ 岸沖方向の分布について、岸からの累積分布を図 27 に示す。図 27 の岸に最も近いビンには 35%の粒子が存在しており、その後沖に向かうにつれて粒子数は緩やかに増加していく。図 27 のヒストグラムのビンの中の分布は、沿岸規模でマクロプラスチックごみが支配される物理過程に依存するため、本研究では未検証である。

(2) 本研究の結果と観測結果の関連

Prat、すなわち海面から飛び出ている体積の割合は直接サイズと関連するわけではないが、サイズが小さい粒子は大きい粒子よりも生物付着の影響を受けて沈降しやすく(Cozer et al., 2014[14], Kooi et al., 2017[22])、浮力も小さいため Prat が小さい傾向にあると考えられる。海面から飛び出ている粒子が岸近くに分布するという本研究の結果は、Morales-Caselles et al. (2021)[29] において観測された「粒径が大きい粒子ほど岸近くに分布する」という結果のメカニズムとして示唆を与えるものである。

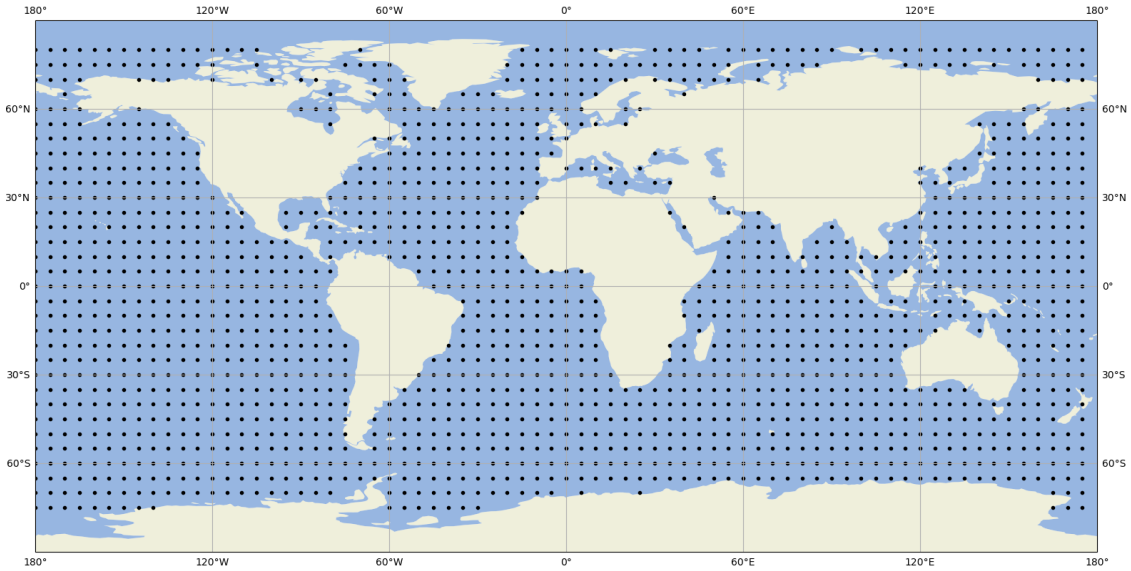


図 21 粒子の初期分布．ドットの位置にそれぞれ 2 個の粒子を投入した．

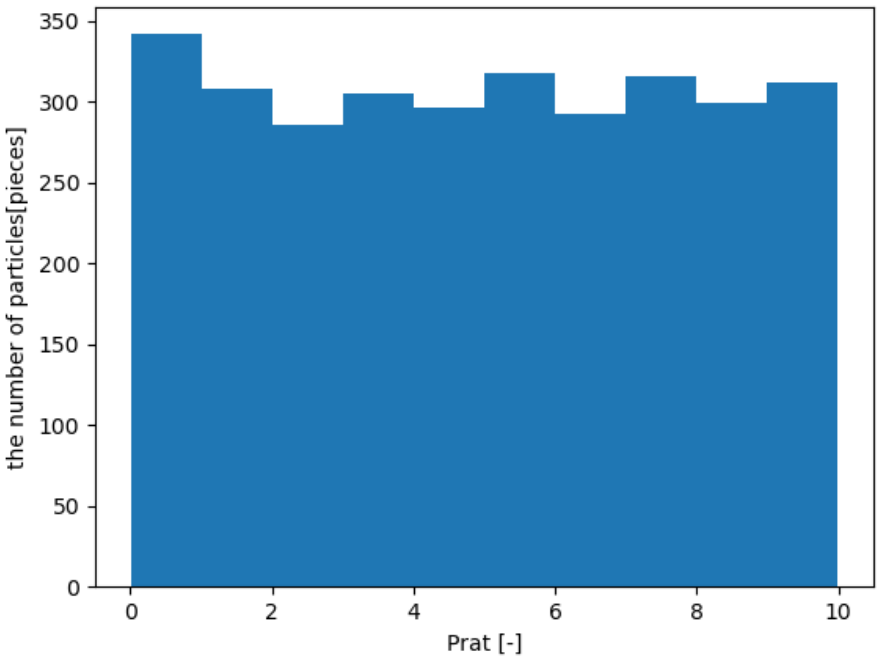


図 22 粒子ごとに割り当てられた Prat の個数分布

図 23 最短距離の計算に使用したマップ　黄色で塗った部分が除去された面積が 10000km^2 以下の島を表す

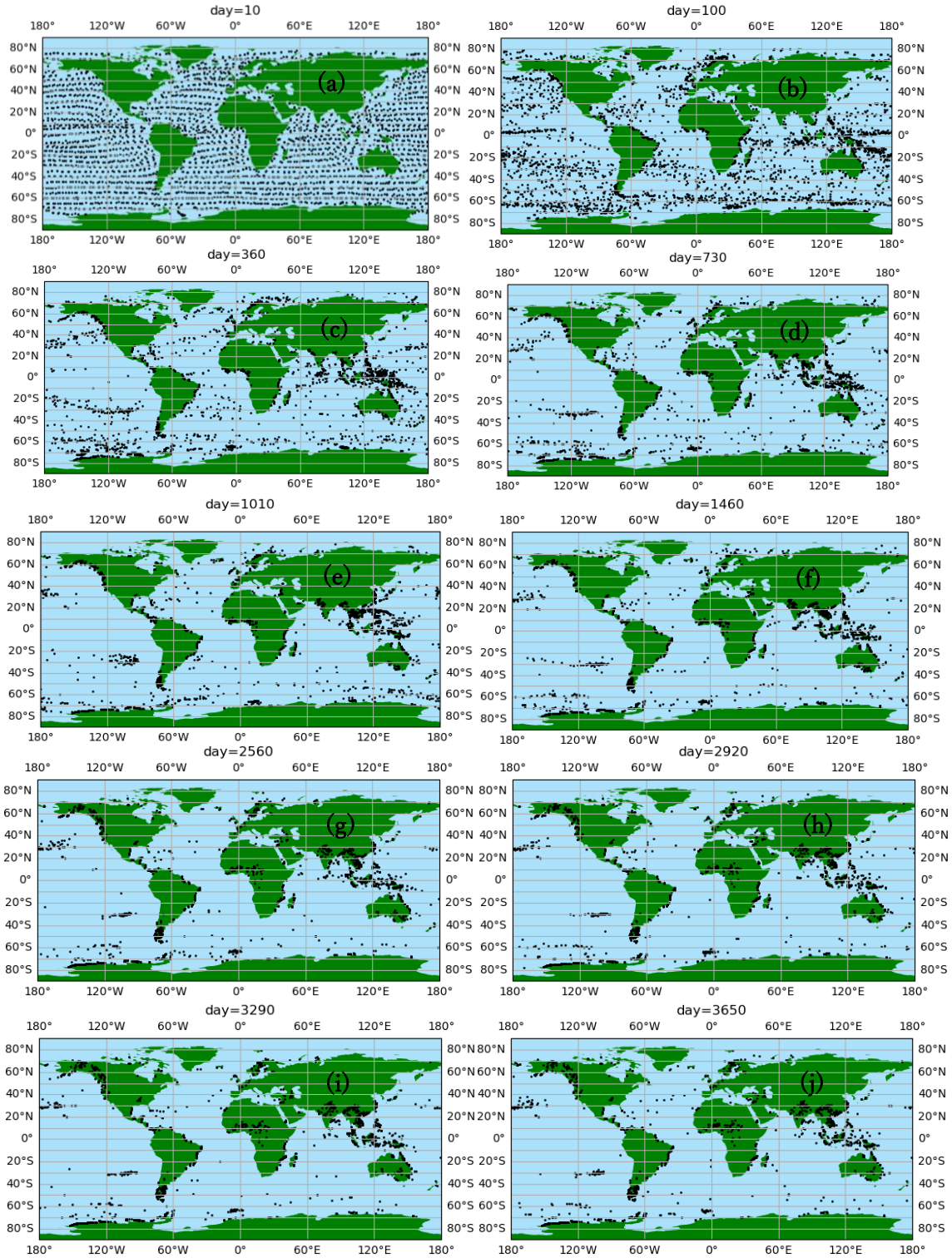
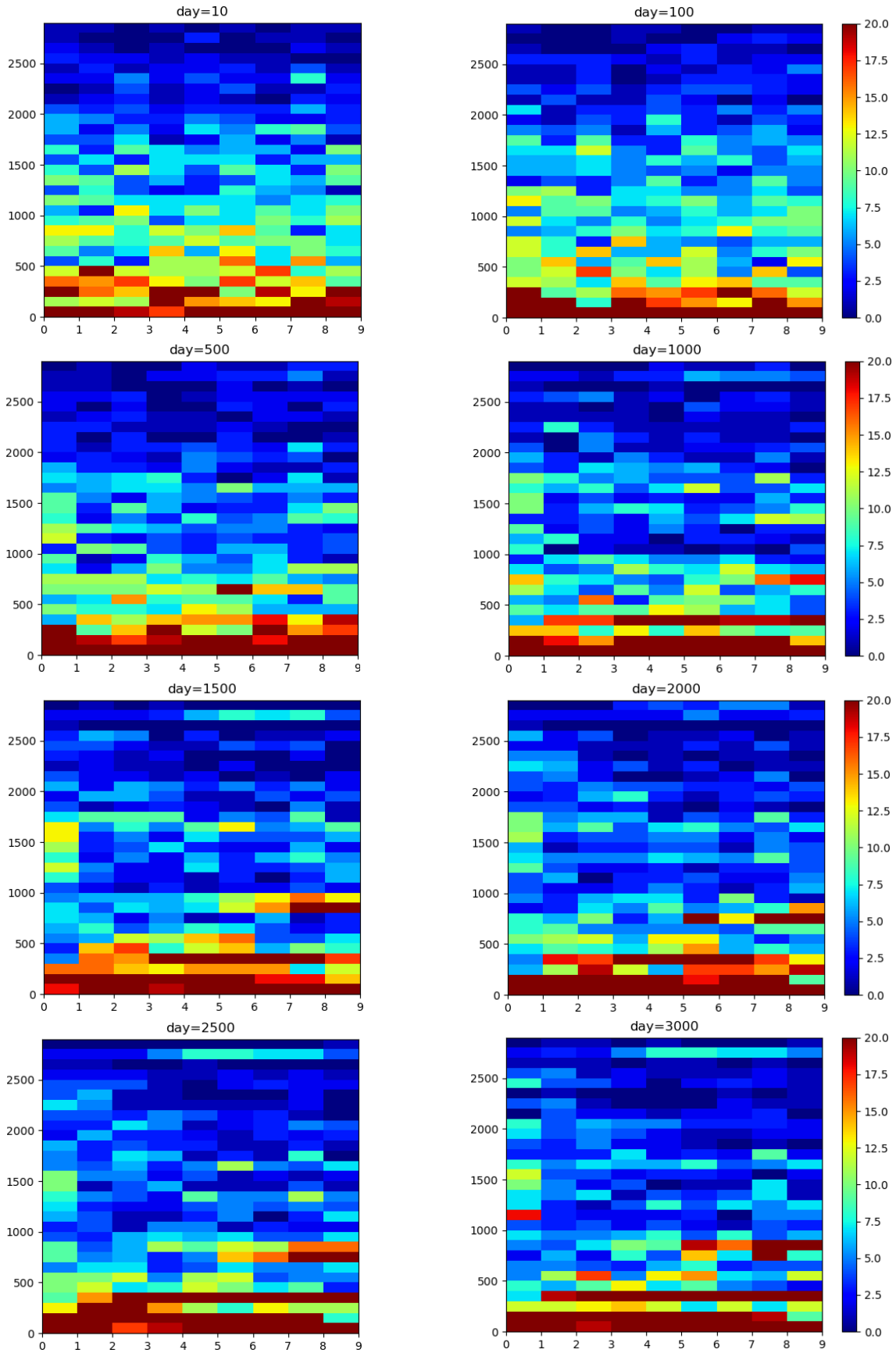


図 24 粒子の水平分布の時間変化 (a), (b)はそれぞれ計算開始から 10, 100 日後、(c)~(j)は 1 年ごと


day=10
day=100
day=500
day=1000
day=1500
day=2000
day=2500
day=3000
0
500
1000
1500
2000
2500
0 1 2 3 4 5 6 7 8 9
0.0
2.5
5.0
7.5
10.0
12.5
15.0
17.5
20.0

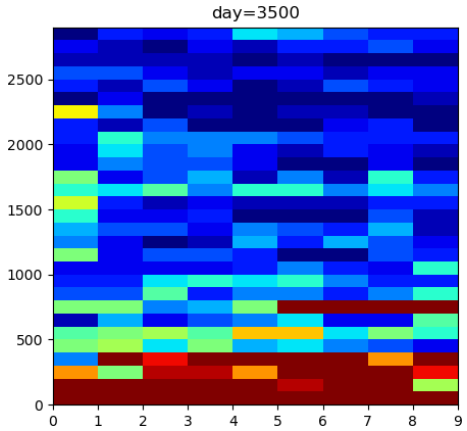


図 25 Prat-岸沖方向距離の二次元ヒストグラム(a):10 日,(b):100 日,(c)~(i):500 日ごと

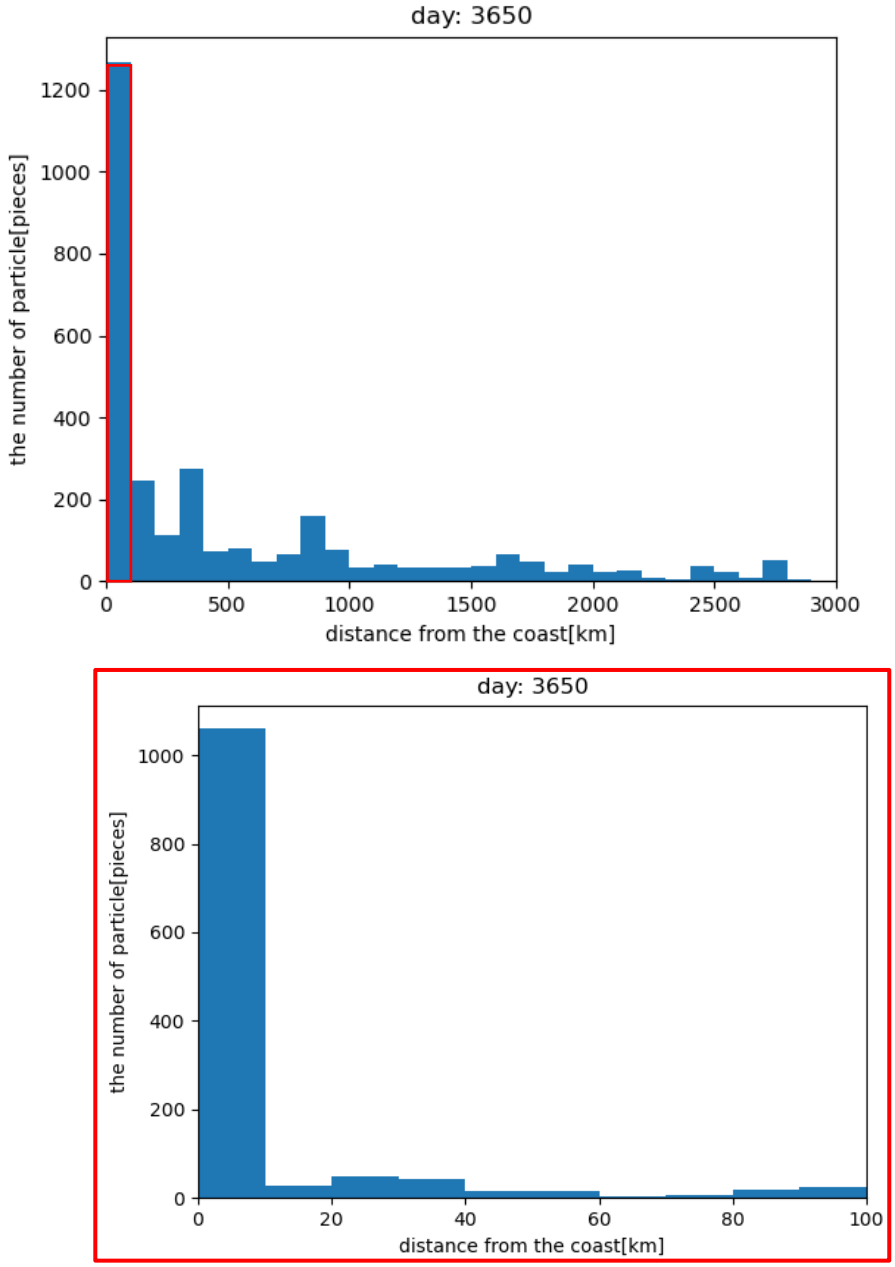


図 26 計算終了時の岸沖方向分布

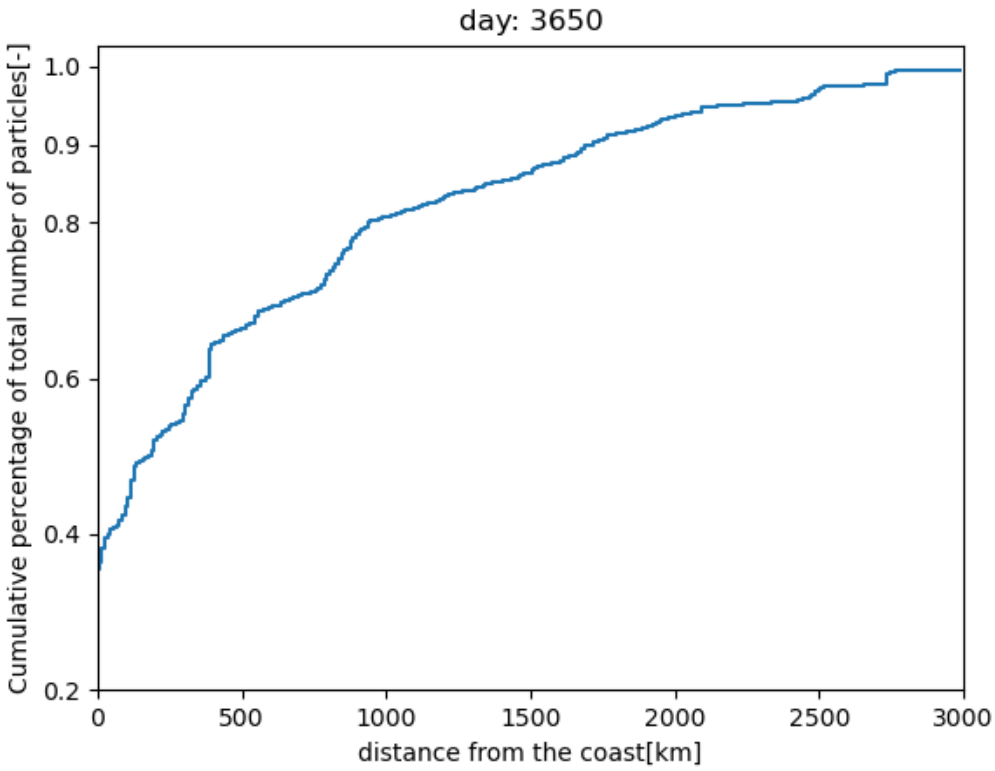


図 27 粒子の累積分布(ビン幅 10km). 岸沖距離が 0~10km のビンの値は 0.35

第 4 章　結言

本研究では、海洋プラスチックの岸沖方向分布について沿岸規模と大洋規模で大粒子が岸近くに集まり、小粒子が比較的沖まで広がる「選択的輸送」のメカニズムを明らかにするためにそれぞれの規模において粒子追跡モデルを用いた数値実験を行った。本研究における各章のまとめは以下のようになる。

第 1 章では研究の背景と先行研究について述べ、それを踏まえて本研究の目的を述べ、本研究で対象とするプラスチックごみの属性について述べた。

第 2 章では、岸から 20km 程度の範囲で行われた沿岸規模において選択的輸送を確認した Isobe et al. (2014)における観測の概要と結果、および数値実験で再現されたメカニズムについて説明した。また、粒子の海岸破砕過程を組み込んだ粒子追跡モデルの支配方程式と特徴について述べ、初期条件やパラメータを仮定した数値実験を行った。得られた主な結果は以下のとおりである。

(1) 粒子の海岸破砕が 30~1080 日の時間規模で起こる場合でも選択的輸送は成立する。これは粒子が海岸に漂着・再漂流する場合にも分布が定常になるためだと考えられる。

(2) 定常状態では破砕を組み込んだ場合と破砕しない粒子を数値モデルで駆動した場合に岸沖方向の広がりは変わらない。

(3) 先行研究の経験式から得られた漂着・再漂流の時間規模と浮力・ストークスドリフト組み合わせで再現した本研究の二次元モデルでは、海岸はプラスチック粒子のシンクとはならず、沿岸海洋に 9 割以上がとどまることが示唆された。

第 3 章では、岸から大きく離れた大洋規模で選択的輸送を確認した Morales-Caselles et al. (2021)の解析結果について概要を説明し、その結果にみられる選択的輸送について述べた。また海面から飛び出た部分の体積を風圧流の影響を表すパラメータとして使用した全球の粒子追跡モデルの設定や、使用するデータセットについて説明し、数値実験を行った。粒子追跡の出力を用いて最も近い陸地に対する岸沖方向距離を求める解析を行った。得られた主な結果は以下の通りである。

(1) 多くの粒子が岸近くまで運ばれた。運ばれずに岸から数百 km 離れた粒子について、風圧流を受けやすい粒子ほど岸近くに集まり、風圧流を受けにくい粒子ほど沖方向に広が

りを見せた。

(2) 岸沖方向の個数分布について、岸のごく近傍に 35%の粒子が集まり、その後は沖方向に緩やかに増加していった。

本研究を通して、選択的輸送に関して沿岸規模の海岸破砕と、大洋規模の風圧流の影響について検証した。今後の発展としては風圧流を含まない数値モデルとの結果を比較すること、生物付着による沈降過程を組み込んだモデルの結果を解析することなどが考えられる。

岸沖方向の分布に関して沿岸域のメソ・マイクロサイズの粒子と大洋規模のマクロ・メソサイズの粒子について検討したが、沿岸規模のマクロサイズのごみや大洋規模のマイクロサイズの粒子の輸送メカニズムは課題として残されている。本研究がそれらの足掛かりとなれば幸いである。

第 5 章 参考文献

1. Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. Science advances, 3(7), e1700782.

2. Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 347(6223), 768-771.

3. Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. Nature communications, 8(1), 15611.

4. Schmidt, C., Krauth, T., & Wagner, S. (2017). Export of plastic debris by rivers into the sea. Environmental science & technology, 51(21), 12246-12253.

5. Lebreton, L. C. M & Andrady, A. (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. Palgrave Communications. 5, 6.

6. Meijer, L., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C. & Lebreton, L. C. M. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. Science. Advances. 7, eaaz5803.

7. Li, W. C., Tse, H. F., Fok, L., (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects, Science of The Total Environment, Volumes 566–567.

8. Michida, Y., Chavanich, S., Chiba, S., Cordova, M. R., Cozsar Cabanas, A., Galgani, F., ... & Wang, J. (2019). Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods. Version 1.1.

9. Alfonso, M. B., K. Takashima, S. Yamaguchi, M. Tanaka, and A. Isobe (2021). "Microplastics on plankton samples: multiple digestion techniques assesment based on weight, size, and FTIR spectoroscopy analyses" Marine Pollution Bulletin, 173, 113027.

10. 中嶋亮太，山下麗（2020）海洋マイクロプラスチックの採取・前処理・定量方法．海の

研究 29(5): 129-151.

11. Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét - Ferguson, S., Meyer, D. W., & Law, K. L. (2012). The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. Geophysical research letters, 39(7).

12. Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T., & Iwasaki, S. (2015). East Asian seas: a hot spot of pelagic microplastics. Marine pollution bulletin, 101(2), 618-623.

13. Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., ... & Reisser, J. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. PloS one, 9(12), e111913.

14. Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., ... & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. Proceedings of the National Academy of Sciences, 111(28), 10239-10244.

15. Van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B. D., Van Franeker, J. A., ... & Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. Environmental Research Letters, 10(12), 124006.

16. Lebreton, L. M., Greer, S. D., & Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. Marine pollution bulletin, 64(3), 653-661.

17. Turra, A., Manzano, A. B., Dias, R. J. S., Mahiques, M. M., Barbosa, L., Balthazar-Silva, D., & Moreira, F. T. (2014). Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. Scientific reports, 4(1), 4435.

18. Pabortsava, K., & Lampitt, R. S. (2020). High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. Nature communications, 11(1), 4073.

19. Nakajima, R., Tsuchiya, M., Yabuki, A., Masuda, S., Kitahashi, T., Nagano, Y., ... & Fujikura, K. (2021). Massive occurrence of benthic plastic debris at the abyssal seafloor beneath the Kuroshio Extension, the North West Pacific. Marine Pollution Bulletin, 166, 112188.

20. Tsuchiya, M., Kitahashi, T., Nakajima, R., Oguri, K., Kawamura, K., Nakamura, A., ... & Fujikura, K. (2024). Distribution of microplastics in bathyal-to hadal-depth sediments and transport process along the deep-sea canyon and the Kuroshio Extension in the Northwest Pacific. Marine Pollution Bulletin, 199, 115466.

21. Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K., & Tokai, T. (2017). Microplastics in the southern ocean. Marine pollution bulletin, 114(1), 623-626.

22. Kooi, M., Nes, E. H. V., Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and downs in the ocean: effects of biofouling on vertical transport of microplastics. Environmental science & technology, 51(14), 7963-7971.

23. Fazey, F. M., & Ryan, P. G. (2016). Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on surface longevity. Environmental pollution, 210, 354-360.

24. Onink, V., Wichmann, D., Delandmeter, P., & van Sebille, E. (2019). The role of Ekman currents, geostrophy, and stokes drift in the accumulation of floating microplastic. Journal of Geophysical Research: Oceans, 124, 1474–1490.

25. Hinata, H., Mori, K., Ohno, K., Miyao, Y., & Kataoka, T. (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. Marine pollution bulletin, 122(1-2), 17-26.

26. Onink, V., Jongedijk, C. E., Hoffman, M. J., van Sebille, E., & Laufkötter, C. (2021). Global simulations of marine plastic transport show plastic trapping in coastal zones. Environmental Research Letters, 16(6), 064053.

27. Iwasaki, S., Isobe, A., Kako, S. I., Uchida, K., & Tokai, T. (2017). Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: A numerical model approach in the Sea of Japan. Marine Pollution Bulletin, 121(1-2), 85-96.

28. Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Nakashima, E., & Fujii, N. (2014). Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. Marine pollution bulletin, 89(1-2), 324-330.

29. Morales-Caselles, C., Viejo, J., Martí, E., González-Fernández, D., Pragnell-Raasch, H., González-Gordillo, J. I., ... & Cózar, A. (2021). An inshore–offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. Nature Sustainability, 4(6), 484-493.

30. Reisser, J., Slat, B., Noble, K., Du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M., ... & Pattiaratchi, C. (2015). The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. Biogeosciences, 12(4), 1249-1256.

31. OECD(2022),Global Plastics Outlook, https://stats.oecd.org/viewhtml.aspx?datasetcode=PLASTIC_USE_10&lang=en, (accessed on 21 September 2023)

32. Zhang, Y., Wu, P., Xu, R., Wang, X., Lei, L., Schartup, A. T., ... & Zeng, E. Y. (2023). Plastic waste discharge to the global ocean constrained by seawater observations. Nature Communications, 14(1), 1372.

33. Breivik, Ø., Bidlot, J. R., & Janssen, P. A. (2016). A Stokes drift approximation based on the Phillips spectrum. Ocean Modelling, 100, 49-56.

34. van den Bremer, T. S., & Breivik, Ø. (2018). Stokes drift. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 376(2111), 20170104.

35. Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. Marine pollution bulletin, 62(8), 1596-1605.

36. Kalogerakis, N., Karkanorachaki, K., Kalogerakis, G. C., Triantafyllidi, E. I., Gotsis, A. D., Partsinevelos, P., & Fava, F. (2017). Microplastics generation: onset of fragmentation of polyethylene films in marine environment mesocosms. Frontiers in Marine Science, 4, 84.

37. Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Jung, S. W., & Shim, W. J. (2017). Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type. Environmental science & technology, 51(8), 4368-4376.

38. Efimova, I., Bagaeva, M., Bagaev, A., Kileso, A., & Chubarenko, I. P. (2018). Secondary microplastics generation in the sea swash zone with coarse bottom sediments: laboratory experiments. Frontiers in Marine Science, 5, 313.

39. Isobe, A., Iwasaki, S., Uchida, K., & Tokai, T. (2019). Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. Nature communications, 10(1), 417.

40. Hinata, H., Sagawa, N., Kataoka, T., & Takeoka, H. (2020). Numerical modeling of the beach process of marine plastics: A probabilistic and diagnostic approach with a particle tracking method. Marine Pollution Bulletin, 152, 110910.

41. Kataoka, T., Hinata, H., & Kato, S. (2013). Analysis of a beach as a time-invariant linear input/output system of marine litter. Marine pollution bulletin, 77(1-2), 266-273.

42. Isobe, A., & Iwasaki, S. (2022). The fate of missing ocean plastics: Are they just a marine environmental problem?. Science of the Total Environment, 825, 153935.

43. Richardson, P. L. (1997). Drifting in the wind: leeway error in shipdrift data. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 44(11), 1877-1903.

44. Chassignet, E. P., Hurlburt, H. E., Smedstad, O. M., Halliwell, G. R., Hogan, P. J., Wallcraft, A. J., ... & Bleck, R. (2007). The HYCOM (hybrid coordinate ocean model) data assimilative system. Journal of Marine Systems, 65(1-4), 60-83.

45. Tomita, H., Hihara, T., Kako, S. I., Kubota, M., & Kutsuwada, K. (2019). An introduction to J-OFURO3, a third-generation Japanese ocean flux data set using remote-sensing observations. Journal of Oceanography, 75(2), 171-194.

46. Donelan, M. A., Curcic, M., Chen, 1. S., & Magnusson, A. K. (2012). Modeling waves and wind stress. Journal of Geophysical Research: Oceans, 117(C11).

47. Kara, A. B., Wallcraft, A. J., Barron, C. N., Hurlburt, H. E., & Bourassa, M. A. (2008). Accuracy of 10 m winds from satellites and NWP products near land‐sea boundaries. Journal of Geophysical Research: Oceans, 113(C10).

48. Karney, C. F. (2013). Algorithms for geodesics. Journal of Geodesy, 87, 43-55.

謝辞

本研究を進めるにあたり、応用力学研究所の磯辺篤彦教授には研究テーマの提案から実験設定の助言、先生の作成したモデルと実装の助言をいただきました。また学会や研究集会にも参加させていただき、勉強の機会を多くいただきました。深く感謝申し上げます。
木田新一郎准教授にはゼミなどで研究に関する助言をいただき、進路に関する相談にも乗っていただきました。感謝申し上げます。上原克人助教にはゼミで研究に関する助言をいただいたほか、海洋物理の疑問について時折教えていただきました。感謝申し上げます。海洋研究開発機構データサイエンス研究グループの松岡大祐主任研究員には研究生として受け入れていただき、ハイパースペクトルカメラを利用したマイクロプラスチックの自動判別に関する研究で指導していただきました。自分の興味の対象であるプラスチックのサンプリングデータを直接扱った経験と、情報科学の知識を少し得ることができました。感謝申し上げます。研究員の樋口千紗氏には数値モデルの実装について助言をいただきました。感謝申し上げます。黒田真央氏には、瀬戸内海観測の際にマイクロプラスチック採集の基礎について教えていただき、日々の研究の疑問について多数ご助言をいただきました。感謝申し上げます。

技術職員の油布圭氏には学生部屋の設備や PC の設定について度々助けていただきました。研究室スタッフの山口紗也香、高嶋香代子、田中美枝氏にはプラスチックの処理や FTIR による判別についてご教示いただきました。田中三千代、峯とも子、飯田公子、三淵未来氏には各種事務手続きでお世話になり研究環境を整えていただきました。皆様に感謝申し上げます。

研究室の学生の方々には日々の雑談や研究の話をすることで楽しい研究生活を送ることができました。また他大学の海洋系の学生の方々には、学会や研究集会で会うたびに研究に関する刺激をもらうことができました。皆様に感謝いたします。

最後に、学生生活を続けることに賛成し、あらゆる面で生活を支えてくれた家族に感謝いたします。