

— 総 説 —

海洋学の10年展望2021：新たな手法と問題*

平井 惇也^{1**}・宮 正樹²・藤木 徹一³・吉田 聡⁴・乙坂 重嘉¹・
婦山 秀樹⁵・加古 真一郎⁶・片岡 智哉⁷・松岡 大祐⁸・
日高 弥子⁸・杉山 大祐⁸・小畠 不二夫⁹

要 旨

観測や分析技術の革新は海洋学を大いに発展させてきたが、同時に海洋環境汚染など人間活動に伴う新たな問題も浮き彫りにしてきた。本稿では、今後10年の海洋学の発展に関わる新たな手法として、環境DNA、BGC Argo、バイオリギングに着目した。また、2011年の東北地方太平洋沖地震以降の継続した問題である海洋放射能、ならびに近年急速に注目を集める海洋プラスチックを、新たな問題として取り上げた。各節ではそれぞれの研究や問題の現状を論じるとともに、次の10年に向けての展望や課題について議論した。

キーワード：環境DNA, BGC Argo, バイオリギング, 海洋放射能, 海洋プラスチック

* 2021年7月15日受理 2021年10月8日受理

著作権：日本海洋学会, 2021年

- 1 東京大学 大気海洋研究所
〒277-8564 千葉県柏市柏の葉5-1-5
 - 2 千葉県立中央博物館
〒260-8682 千葉県千葉市中央区青葉町955-2
 - 3 海洋研究開発機構 地球環境部門
〒237-0061 神奈川県横須賀市夏島町2-15
 - 4 京都大学 防災研究所 白浜海象観測所
〒649-2201 和歌山県西牟婁郡白浜町堅田2500-106
 - 5 水産研究・教育機構 水産資源研究所
〒236-8648 神奈川県横浜市金沢区福浦2-12-4
 - 6 鹿児島大学 学術研究院 理工学域工学系
〒890-0065 鹿児島県鹿児島市郡元1-21-40
 - 7 愛媛大学 大学院理工学研究科
〒790-8577 愛媛県松山市文京町3
 - 8 海洋研究開発機構 付加価値情報創生部門
〒236-0001 神奈川県横浜市金沢区昭和町3173-25
 - 9 一般社団法人/株式会社ピリカ
〒150-0013 東京都渋谷区恵比寿1-7-2
- ** 連絡著者：平井惇也
e-mail: hirai@aori.u-tokyo.ac.jp

1. はじめに

海洋は人々の関心を惹き、古くは18世紀後半のジェームズ・クック、19世紀前半にはチャールズ・ダーウィンのビーグル号航海をはじめとして海洋図の作成や生物相の把握が精力的に行われてきた。19世紀後半からはチャレンジャー号航海を皮切りに、より体系だった海洋観測を通して物理・化学・生物の科学的知見が蓄積され、近代海洋学につながる礎が築かれた。20世紀後半には観測や分析技術が発展し、新たな手法の導入がさらなる海洋学の発展をもたらした。例えば、1970年代に開発されたGPSは海洋上でも正確な位置を把握可能にし、航行精度の向上や観測データの正確な比較につながった。また、水温や塩分の精密で連続的な測定もセンサー技術の発展により可能となり、同位体の測定技術は海洋大循環、古

環境復元、生物地球化学プロセス、海洋生態系の食物網構造の解明に大きく貢献した。海洋学における新たな手法の導入は近年も積極的に行われ、前回の日本海洋学会将来構想(花輪・津田, 2013; 岡ら, 2013; 神田ら, 2013; 浜崎ら, 2013)ではCore Argoの全球的な観測網の整備、観測衛星、データ同化システム、各種センサー(溶存酸素、栄養塩、一次生産等)の開発、プランクトンレコーダー等の光学的手法、安定同位体、DNAシーケンシングなどが近年の海洋学の発展に大きく貢献したことを指摘している。

新たな手法は同時に、近年の人間活動に起因する新たな問題を浮き彫りにしてきた。例えば、1950年代より始まったハワイのマウナロアでの大気観測(<https://keelingcurve.ucsd.edu/>)はCO₂濃度の上昇を明瞭に捉え続け、温室効果ガスの排出が主要因である地球温暖化は依然として社会問題となっている。大気中のCO₂濃度の上昇や温暖化は海洋酸性化や海面上昇を引き起こし、生物分布域の変化や水産重要種の資源量変動への影響も報告されている。また、原油流出、重金属、内分泌かく乱物質等は海洋生態系に悪影響を与えるのみならず、有機水銀を原因物質とする水俣病など、生物濃縮を通じて人類へ影響を与える事象もある。その他にも乱獲による漁業資源の減少、生活・工業廃水を起因とする内湾の富栄養化に伴う赤潮の頻発、バラスト水による外来種の流入など、海洋に関わる多くの人為起源の問題が生じている。これらの問題は我々が享受する海のめぐみの損失につながり、人類の生活にも大きな影響を与える。

本稿では今後10年の海洋学の発展に関わる多くの新たな手法の中でも環境DNA、BGC Argo、バイオリギングの3つのトピックスを第2節で取り上げ、これらの手法やその技術を用いた研究の現状を概説し、将来的な海洋学における発展の可能性を議論した。また、2011年の東北地方太平洋沖地震以降の継続的な問題である海洋放射能、ならびに近年国際的に大きな注目を集める海洋プラスチックを新たな問題として第3節で取り上げ、問題の現状や展望について論じた。

2. 新たな手法

2.1. 環境DNA

環境DNA分析は、大型生物を含めた生物多様性モニタリングのための新たな手法として着目されている技術である。広義の環境DNAは、微生物本体を含む環境媒体中に存在するDNA全般を指すが、本稿では大型生物から体外に放出されたDNAを環境DNAとして扱う。環境DNAが最初に生物調査に用いられたのは、フランスの池に生息する外来種ウシガエルの検出に対してである(Ficetola *et al.*, 2008)。その後、2012年には日本の河川(Minamoto *et al.*, 2012)とデンマーク沿岸(Thomsen *et al.*, 2012)で環境DNAによる魚類群集調査が行われ、以降は様々な生物群に関する論文が世界中から発表されるようになった。我が国ではJST戦略的創造研究推進事業(CREST)「環境DNA分析に基づく魚類群集の定量モニタリングと生態系評価手法の開発」による研究開発が2013-2018年に進められ、魚類の先進的な多種同時並列検出法が開発された(Miya *et al.*, 2015)。

環境DNA分析には大きく分けて種特異的検出法と多種同時並列検出法の2つがある。前者はウィルス検出でも利用されている定量PCR(標的領域の増幅)を用い、対象種は限られるが検出力が高く、定量化が容易である。後者は環境DNAメタバーコーディング法(Environmental DNA Metabarcoding: EMB法)とも呼ばれ、群集全体が把握可能であるが検出力で劣り、定量化が難しい(坂田ら, 2021)。本節では、特定種に限らず生態系全体を対象としたモニタリング手法に移りつつある現状を踏まえ、海産魚類を中心としたEMB法の概要を説明するとともに、この新たな手法の課題と展望について論じる。なお、環境DNA分析全般は土居・近藤(2021)、MiFishプライマーを用いた魚類EMB法はMiya *et al.* (2020)の英文総説とその和文版である宮(2021)、海産魚類のEMB法全般はMiya(2022)の総説に詳しく解説されているので参照されたい。

2.1.1. EMB法の概要

MiFishプライマーを用いた魚類EMB法の概要をFig. 1に示す。試料の分析では(a)採水、(b)ろ過、(c)ろ

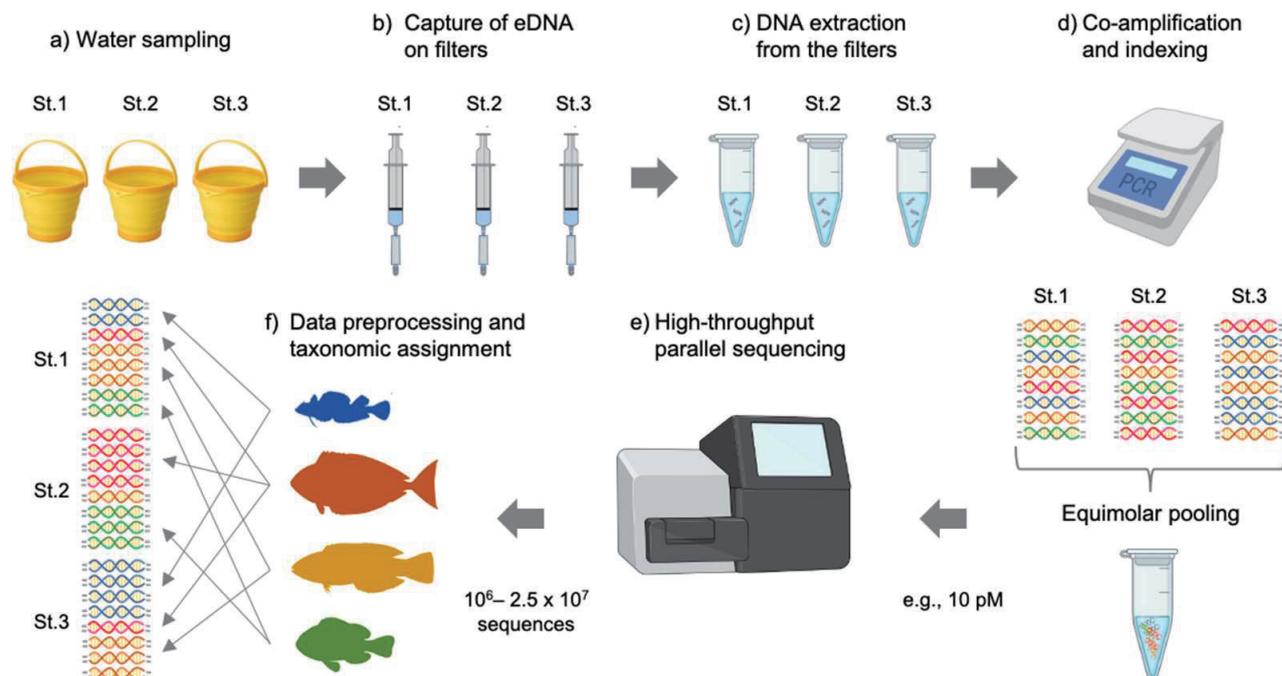


Fig. 1 Schematic representation of the eDNA metabarcoding workflow. a) Water sampling from three stations; b) on-site filtration using a filter cartridge and syringe to concentrate and collect eDNA on the filter membrane; c) eDNA extraction from the membrane; d) co-amplification of fish eDNA fragments using universal PCR primers and the addition of adapter and index sequences to both ends of the fragments; e) high-throughput parallel sequencing; f) bioinformatic analysis of DNA sequences for taxonomic assignment.

過残渣からの DNA 抽出を行い、その後は通常の分子生物学実験と同様に実験を進めることができる。しかし、対象とする DNA 濃度が事前に不明で、その濃度が極めて希薄なことに注意する必要がある。魚類の例では海水中を漂う DNA のわずか 0.004% が魚類由来との報告があり (Stat *et al.*, 2017)、環境 DNA 分析では PCR 法により魚類由来の DNA のみを分析可能な量に増幅する必要がある。PCR 法では特定分類群の種判別が可能な短い超可変領域 (100-200 塩基対)、それを挟み込む分類群横断的な保存領域 (20 塩基対前後) を探索し、その 2 つの保存領域に結合するユニバーサルプライマーを設計する。魚類では上述の CREST の成果として MiFish プライマーが開発されたが (Miya *et al.*, 2015)、これは他のプライマーと比べて優れた性能を有し (Collins *et al.*, 2019)、三大洋・六大陸の内外を含む世界中で広く使われている (Miya *et al.*, 2020)。DNA 抽出後、(d) MiFish プライマーを用いた PCR により魚類の DNA 断片の網羅的な増幅、

断片の両端にサンプル識別のタグ配列や各種アダプター配列の付加を行い、(e) 次世代シーケンサを用いた超並列分析 (複数サンプルの同時並列的分析) により大量の目的領域の配列を取得する。さらに、(f) 決定した大量の DNA 配列をコンピュータ上でリファレンス配列 (魚種と紐づけられた参照配列) と比較することで、各サンプルに含まれる魚種が検出可能となる。

2.1.2. 海産魚類の EMB 研究

2021 年 2 月現在、汽水域を含む海洋生態系で行われた魚類の EMB 研究は 50 件にのぼる (Miya, 2022)。地理的にはアフリカ大陸を除くすべての大陸沿岸と沖合から研究成果が発表されており、ほぼ全大陸の沿岸域で研究が行われている (Fig. 2)。EMB 法を用いた海産魚類研究の詳細は Miya (2022) の総説を参照されたいが、以下では魚類群集の種数推定、種組成の時空間動態について言及する。

直接採集や目視観察等の従来法による魚類の種数や種

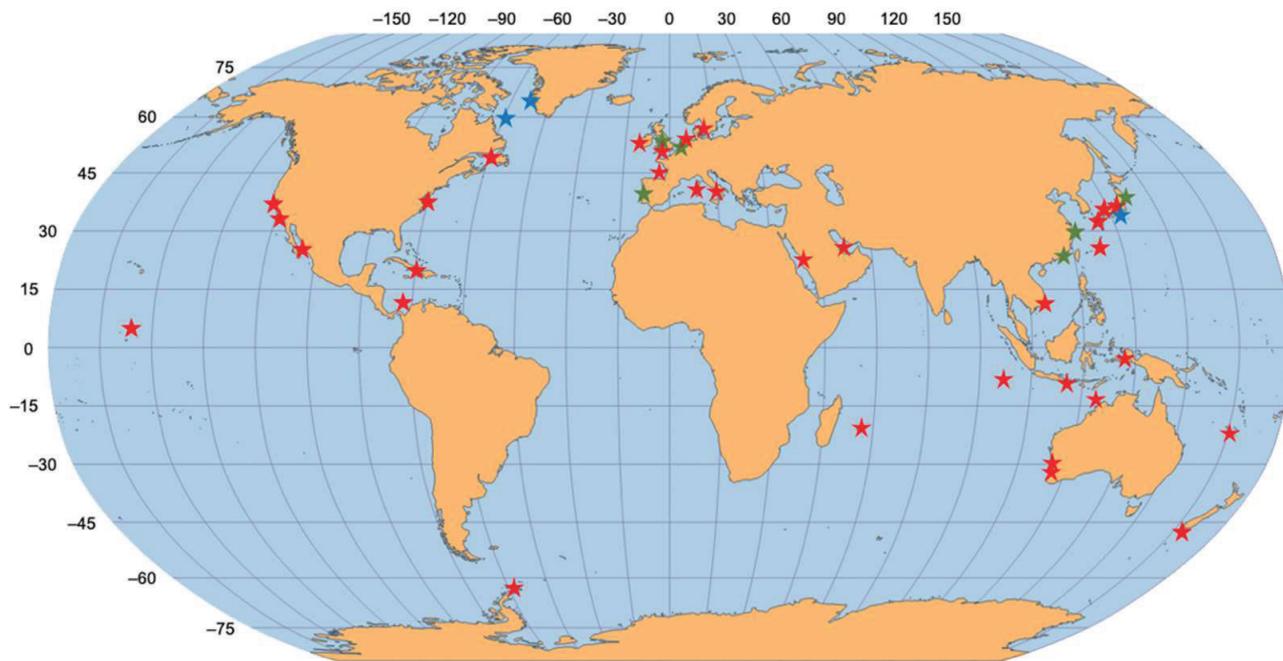


Fig. 2 Approximate geographic locations of the survey sites from the 50 selected papers that performed eDNA metabarcoding for marine fish communities (for details, see Miya 2022). Green, blue, and red stars represent studies conducted in estuaries, deep-sea, and other shallow coastal areas, respectively. Multiple studies conducted in the same area are indicated by a single symbol.

組成の把握は膨大な時間・経費，また正確な種同定のため高度な専門的知識を必要とする。そのため，従来法による調査を少人数で短期間に多地点で実施するのは現実的に難しい。一方，EMB法の調査は採水のみであり，従来法と比べて実現性が格段に高い。実際，高度に多様化が進んだ熱帯・亜熱帯海域でも，EMB法を用いた多地点調査により魚種数を予測できることが示されている (Juhel *et al.*, 2020; Oka *et al.*, 2021)。また，EMB法により魚類群集構造の季節変動 (Port *et al.*, 2016; Sigsgaard *et al.*, 2017; Zou *et al.*, 2020; Oka *et al.*, 2021) や，鉛直・水平方向の空間変動を捉えられることが明らかになっている (Andruszkiewicz *et al.*, 2017; West *et al.*, 2021)。このような経験的に得られた環境DNAの検出と生物の在不在の一致性 (site fidelity) は，野外でも実験的に確かめられている (Murakami *et al.*, 2019)。これらの研究例のように，海洋生態系においてEMB法を用いた魚類群集調査を行うことにより，これまでは長年の断片的な採集記録を集積するか，大規模な調査を行わない

限り知りえなかった魚類の群集構造が解明可能となった。さらに，従来法では検出が困難な魚類群集の時空間動態の把握精度も格段に向上した。

2.1.3. 今後の課題と展望

環境DNA分析の今後の課題と展望を考える上で，この手法のもつ制約や限界を正しく認識することが重要となる。第一に，環境DNAは大型生物から放出された間接的な遺伝的マーカーにすぎず，生物本体の個体数，体長，体重，年齢，(多くの場合)性に関する情報を含んでいない。第二に，EMB法においてもDNAの定量法は開発されたが (Ushio *et al.*, 2018)，定量されたDNAに基づき個体数や生物量を推定するには越えるべき壁が多い。上記のCRESTのプロジェクトでモデルとなった舞鶴湾のマアジでは，海流や環境DNA産出・移送・分解速度をモデリングすることで妥当な個体数推定が可能となったが (Fukaya *et al.*, 2021)，一海域の単一種でさえ解析に要する時間と手間は大きなものになる。第三に，環境DNA分析において避けられない偽陰性や偽陽性の

問題にも注意を払う必要がある。EMB法も例外ではなく、PCRの取りこぼしや同属近縁種間を識別できないために起こる偽陰性、さらに野外や実験室で実験系を汚染する外来DNAによる偽陽性は代表的なものである(Miya *et al.*, 2020)。第四に、EMB法で検出されたDNA配列の正確な種判定にはリファレンス配列が必須であるが、その網羅率は日本産魚類でもまだ70%を少し越えたとにすぎない(Miya *et al.*, 2020)。

こうした制約や限界があるとはいえ、環境DNA分析のもつ可能性が極めて大きいことは疑いようがない。調査は採水のみであり、非侵襲的かつ非破壊的で対象生物も生態系も傷めることがなく、少人数で多地点高頻度の調査が可能である。実際に、宮ら(未発表)は房総半島南部沿岸に設けた11定点での隔週調査を2017年8月から2年間実施し、欠測することなく50回分のデータを得ることができた。また、千葉県沿岸全域の約350kmの海岸線に設けた100地点の調査は5日間で完了した。これらの試料の予備的な分析結果から、魚類群集の時空間動態が把握できることがわかってきた。また、本節では魚類の環境DNA分析について言及したが、沿岸の生物群集構造が科レベルとはいえ環境DNAから明確に再構成されたように(Stat *et al.*, 2017)、同手法は微生物から鯨まで分類群を問わない手法であり、今後は海洋生態系の全容を復元する手法としても期待される。加えて、サンプリングは採水のみと容易なことから、今後は市民との連携による協働調査も期待できる。将来的には、自動採水・ろ過装置が開発され大量生産が可能となれば(Yamahara *et al.*, 2019)、全国各地の大規模な時空間規模の観測が可能となる。装置によるDNA抽出や分析の全自動化が進み、結果を遠隔でモニタリングできるようになれば、海洋生物群集の時空間動態を天気のように予報できるような日が来るかもしれない。そのような「夢物語」に向かった道筋をつけるのが、今後10年の課題である。

2.2. BGC Argo

1999年に始まったArgo Programは、Global Ocean Observing System(GOOS)の主要なコンポーネントであり、世界各国がCTDセンサーを搭載した昇降フロートで測定した水温・塩分プロファイルデータ(0-2,000m)を全球規模で収集し、公開してきた(Riser *et al.*, 2016)。

Core Argoと呼ばれるこれらのフロートは、現在も3,500-4,000台の観測網が維持され、世界中の海で稼働している(<https://argo.ucsd.edu/>; Fig. 3)。Core Argoの速報データは測定後24時間以内にGlobal Data Assembly Center(GDAC)から公開され、海況監視・予報に利用されている。また、国際的に基準化した方法で品質管理した高精度データも1年以内に公開され、気候・海洋環境変動研究に活用されている。このArgo Programの観測手法を生物地球化学研究に応用するため、2000年代に入ると様々な会議(例えばRudnick and Perry, 2003; Johnson *et al.*, 2009; Claustre *et al.*, 2010)やパイロット研究(例えばKörtzinger *et al.*, 2004; Boss *et al.*, 2008; Johnson *et al.*, 2010)が行われ、2016年にBiogeochemical Argo(BGC Argo) Programが立ち上がった(Johnson and Claustre, 2016)。現在、BGC Argoは、Core Argo、深海観測を目的としたDeep Argoを合わせた3つのprogramで構成されたOneArgoの一角として活動している(加えて最近、4つ目のプログラムとして、海洋の混合観測を目的としたArgoMixの立ち上げが検討されている; Roemmich *et al.*, 2019)。本節では生物地球化学研究の新たな手法として着目されるBGC Argoの現状と課題、また今後の展望について述べる。なお、研究の将来構想に関するBGC Argoの重要性については、本特集の熱帯域(土井ら, 2021)、中緯度域(橋濱ら, 2021)、深層(岡ら, 2021)、極域(川合ら, 2021)において詳述されているので参照されたい。BGC Argoに加え、その他のprogramの現状と課題、また今後の展望についてはRoemmich *et al.* (2019)に詳しく述べられているので併せて参照されたい。

2.2.1. 現状と課題

BGC Argo Programでは、全球規模の水深0-2,000mの生態系や物質循環に関わるパラメーターをフロートで観測し、①生物地球化学プロセス(生物ポンプや大気海洋間のガス交換)の解明、②人為起源物質による海洋環境変化(海洋酸性化や貧酸素化)と生態系への影響評価、③炭素収支推定の改良や海洋資源の管理、という3つの課題への貢献を主たる目的としている(Biogeochemical-Argo Planning Group, 2016)。

船舶による全球的な生物地球化学観測は、1970-1990年代にGeochemical Ocean Sections Study(GEOSECS)、

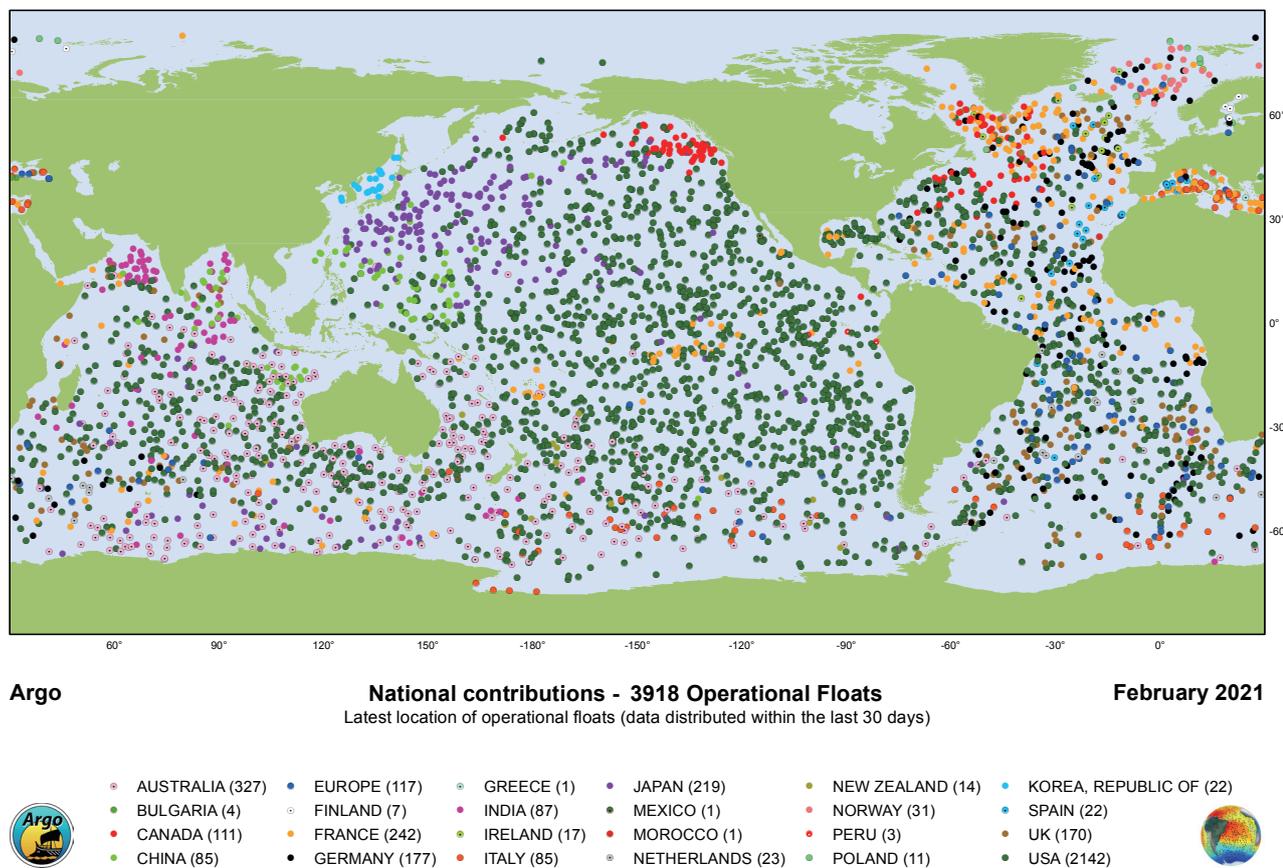


Fig. 3 Global map of operational Core Argo floats, by nation, in February 2021 (<https://www.ocean-ops.org/board>).

Joint Global Ocean Flux Study (JGOFS) および World Ocean Circulation Experiment (WOCE) の一部として実施された。現在は Global Ocean Ship-based Hydrographic Investigations Program (GO-SHIP) として継続され (Talley *et al.*, 2016), 様々な生物地球化学データを高精度に且つ大陸から大陸まで海盆を縦横断し、海面から海底直上まで全層にわたって広範囲に取得している。しかし、船舶観測は高額な費用を必要とし、スナップショット的な観測のため細かな時空間的な変動の検出は困難であり、調査時期も海況が穏やかな季節に偏ってしまう。BGC Argo Program はこれらの問題に対処するため Argo Program と密に連携し、1,000 台の BGC Argo フロート (Fig. 4) を展開し、全海洋・全季節での時空間的に高頻度の生物地球化学観測網を構築することを目指している。

BGC Argo では前述の 3 つの課題に取り組むため、水温、塩分に加えて 6 種類の BGC パラメーター (酸素、硝酸塩、pH、クロロフィル *a*、懸濁粒子、下方向放射照度) が推奨されている (Biogeochemical-Argo Planning Group, 2016)。また、センサー機種は小型で低電力かつ長期安定性を備えたものが選定されている。BGC Argo で取得された速報データは Core Argo と同様に、ほぼリアルタイムで GDAC より公開されている。現在、高精度データの公開に向けて、パラメーターごとに国際的に基準化した品質管理法の開発・検証が進められている (Bitting *et al.*, 2019)。今後、測定する BGC パラメーター項目を増やす場合は、上述の条件を満たし、将来の BGC Argo 観測網を拡張する可能性のあるものが望まれている。また、既にフランスやドイツでは、プランクトンビデオレコーダーや $p\text{CO}_2$ センサーを搭載した BGC フロートに

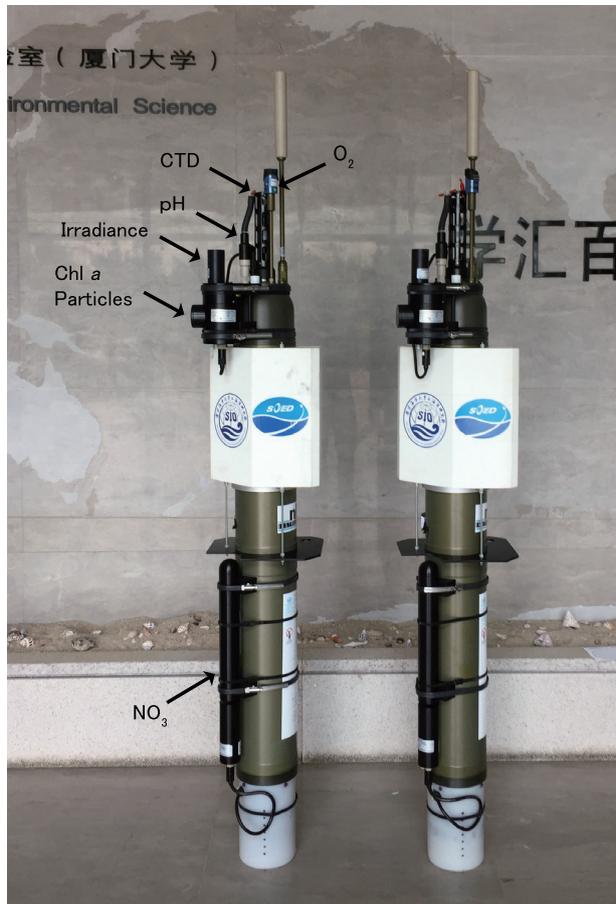


Fig. 4 BGC Argo floats equipped with CTD and six BGC sensors (oxygen, nitrate, pH, chlorophyll *a*, suspended particles and downwelling irradiance) (photo courtesy of Xiaogang Xing, Second Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, China).

によるパイロット研究が開始されている。

2021年2月時点で382台のBGC Argoフロートが稼働し観測を行っている (Fig. 5)。1台のフロートには複数のセンサーが搭載可能で、全382台のうち369台が酸素センサーを、203台が一体型のクロロフィル*a*・懸濁粒子センサーを、154台がpHセンサーを搭載している。しかし、BGC Argo Programが推奨する6種類全てのBGCパラメーターを測定するセンサーが搭載されたフロートは11台と限られ、1-4種類のBGCパラメーターを測定するフロートが多数を占めている。これは、多数の

センサーを搭載するとフロート一式の価格が高くなること、早いバッテリー消耗により観測回数・期間が減少することが要因である。また、1台のBGC Argoフロートは、6日おきに2,000mから海面までのプロファイル観測を行い、その平均稼働期間を4年と想定した場合、1,000台の観測網を維持するために毎年250台のフロートを新たに投入することが必要で、その費用は毎年約2,700万米ドル (日本円で約30億円) に及ぶ (Biogeochemical-Argo Planning Group, 2016)。従って、BGC Argo Programが目指す6種類のBGCパラメーターを測定する1,000台のフロート観測網の構築には、フロートとセンサーの低価格化や省電力化、バッテリー容量の増強などが大きな課題となっている。

国別の投入数 (現在稼働中のフロートのみ) では、米国が160台と最も多く、次いでフランスが76台、英国の23台となっている (Fig. 6)。海域は南大洋での投入数が最も多いが、これは気候変動や生物地球化学サイクルにおける南太平洋の役割を明らかにするため、2014年から始まった米国のSouthern Ocean Carbon and Climate Observations and Modeling (SOCCOM) プロジェクト (<https://soccom.princeton.edu/>) による貢献が大きい。日本では、2011-2014年にかけて25台のBGC Argoフロートを北西太平洋亜熱帯域に投入した海洋研究開発機構の研究プロジェクト「北西太平洋物理・生物地球化学統合海洋観測実験 (INBOX)」 (Inoue *et al.*, 2016) を皮切りに、毎年継続的にBGC Argoフロートの投入が行われ、2021年2月時点で、北西太平洋、インド洋、南大洋で9台のフロートが稼働し、観測を行っている。今後も、新学術領域研究「変わりゆく気候系における中緯度大気海洋相互作用 hotspot」や海洋研究開発機構の研究プロジェクト「アジア大気微量物質による海洋生物地球化学への影響評価」で、2021年に17台のBGC Argoフロートを北西太平洋に投入予定で、全球観測網の構築にも貢献している。

2.2.2. 今後の展望

BGC Argo Programの推進には、Argo Programと同様に、他の海洋観測手法との連携が不可欠である。例えばGO-SHIPとの連携では、航海で測定される高精度データがBGC Argoで測定されるデータのエラー検出や校正に用いられる (Johnson *et al.*, 2017)。BGC Argoの

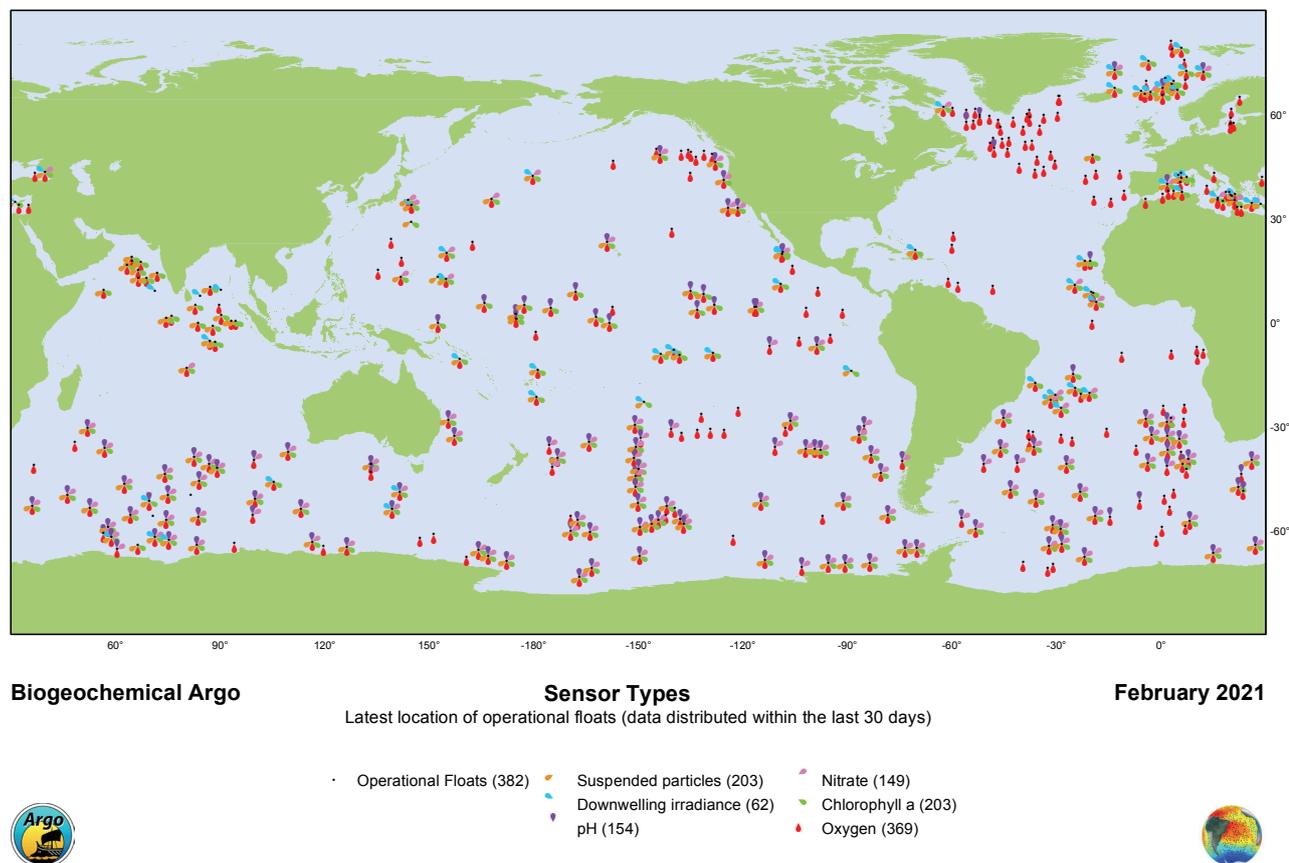


Fig. 5 Global map of operational BGC Argo floats, indicating sensor types on each float, as of February 2021 (<https://www.ocean-ops.org/board>).

現場データは、海色リモートセンシングの水中生物光学アルゴリズムの検証や補間に利用できるが (International Ocean-Colour Coordinating Group, 2011), 一方で、海色リモートセンシングはBGC Argo投入点を定める上で有用であり、地中海での Novel Argo Ocean Observing System (NAOS) プロジェクトでは衛星データによるクロロフィルマップを基に本海域を5つに区分し、BGC Argoの投入点を決定している (D'Ortenzio *et al.*, 2020)。数値モデルの活用も今後のBGC Argoの投入計画を立案する上で欠かせない。例えば、Kamenkovich *et al.* (2017) は、数値モデルの中に仮想的な観測データを配置して、その再現性を確かめる観測システムシミュレーション実験をもとに、南大洋での生物地球化学観測に最適なBGC Argoフロートの台数を見積り、SOC-COMプロジェクトでのフロート投入計画の策定に貢献

している。

BGC Argoの全球観測網の構築には、国際的な協力関係の強化と、継続的な予算の確保が必須である。米国では、2020年にNational Science Foundation (NSF) が、BGC Argoの拡張に向けて5年間で総額5,300万米ドル (日本円で約58億円) の予算を決定し、今後5年間でGlobal Ocean Biogeochemistry Array (GO-BGC) プロジェクトのもと、500台のBGC Argoフロートを投入する計画である (Voosen, 2020)。同様に、フランスやカナダは今後、100台以上のBGC Argoフロート投入を予定しており、その他の国も全球観測網の構築に向け、着実に投入計画を進めている。日本も今後、これまで以上に積極的な貢献が望まれる。例えば、日本が面する北西太平洋は、世界の大洋の中でも最も生物活動によるCO₂吸収が大きく、水産資源の豊富な海域であり、気候変動や

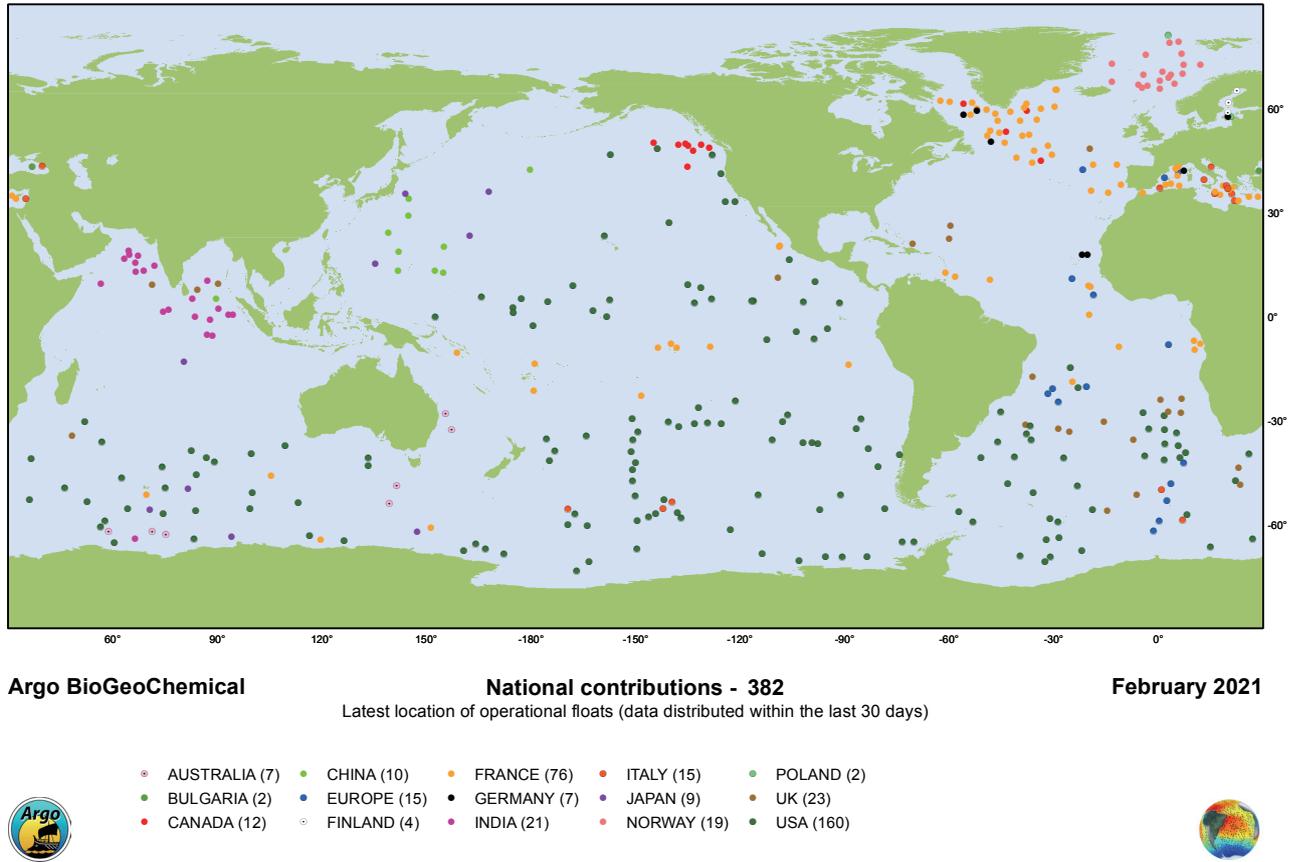


Fig. 6 Global map of operational BGC Argo floats, by nation, in February 2021 (<https://www.ocean-ops.org/board>).

海洋生態系の健全性を評価する上で極めて重要であるが、大部分がBGC Argoフロートの観測空白域となっている (Figs. 5, 6)。本特集の中緯度域 (橋濱ら, 2021) でも述べられているように、北西太平洋では生物群集が駆動する物質循環プロセスや物理場に関連した生物生産ホットスポットなど、多くの未解明の生物地球化学的現象がある。日本は今後、北西太平洋でのBGC Argoフロートの多数展開とそのデータの利活用を積極的に行い、全球観測網の構築に貢献するとともに研究を先頭に立って推進していくべきであろう。このためにも、日本が中心となって、北西太平洋でのBGC Argoフロートによる学際的な科学研究プロジェクトを早期に立ち上げることが望まれる。また、フロートとセンサーの省電力化や高性能化などの技術的な課題においては、高度な技術開発力を有する日本の貢献が大いに期待できる。さらに、将来

のBGC Argo観測網の拡張を目指し、基礎生産、栄養塩 (リン酸塩・ケイ酸塩)、鉄などを測定する、フロートに搭載可能なセンサーの開発にも挑戦していくべきであろう。

BGC Argoで取得されたデータは全世界に無償で公開されており、そのデータを使った論文数は毎年右肩あがりに増加し、2021年2月時点で250編を超えている (<https://biogeochemical-argo.org/>)。このように、BGC Argoの学術的また社会的有用性の裏付けが、今後のBGC Argo Programの成功の鍵となる。BGC Argoの観測網の発展に伴い、オフィスにいながらいつでも世界中の海の生態系や物質循環の状況を把握可能な時代がやってくるかもしれない。

2.3. バイオロギング

バイオロギングは、動物に様々なセンサーを取り付け、

その行動や生理を観察するために生態学の分野で発達した手法である。動物の視点を活用するという発想は古くからあり、20世紀初頭には鳩に小型カメラをつける手法が考案されている。近年のバイオロギングは、1960年代に直接観察が難しい海水下を行動するアザラシ類を対象に始まった (DeVries and Wohlshlag, 1964; Kooyman, 1965)。そして、技術革新と共に、測器の小型化と多様なセンサーの開発が進み、新たなパラメーターが長期かつ高頻度で、準リアルタイムに得られるようになってきた。これを受けて、地球環境のモニタリングにバイオロギングを活用しようとする動きが世界中で起こっている。本節では、海洋学の新たな手法としてのバイオロギングについて、現状と展望を述べる。

2.3.1. 観測手法

バイオロギングのデータ取得手法には大きく二つの方法がある。一つは動物に装着したロガーにデータが記録され、ロガーを回収することでのみデータを取得する方法である。この場合、装着した動物を再捕獲するか、何らかの方法で動物から取り外したロガーを回収する必要がある。もう一つは、衛星や無線を使った通信により、データを取得するバイオテレメトリーとも呼ばれる方法である。前者は後者に比べ多くのデータが取得可能だが、回収できないリスクを含む。いずれの方法でも、ロガーを動物に装着することが必要である。

当初、バイオロギングの観測項目は圧力、水温、時間のみであった。しかし、現在はIT機器の発展に伴い、人工衛星測位システム (GNSS)、加速度、角速度、地磁気、速度など多項目のセンサーを一つの基板上に備えた小型センサーロガーが開発され、海上を飛行する鳥類に取り付けることで、海上と海洋表面の環境観測ができるようになってきている (Yonehara *et al.*, 2016)。また、ウミガメ類といった爬虫類やアザラシ・クジラ類などの大型海洋哺乳類では、圧力、水温、塩分センサーとアルゴス発信機を内蔵したロガーにより、位置情報を含めた準リアルタイムの鉛直プロファイル観測がなされている (Narazaki *et al.*, 2015; Teilmann *et al.*, 2020)。データの通信は、これらの動物が呼吸のため海面に浮上する際に可能となり、いわば動物 Argo フロートとも言える。

海洋動物は直接観察をすることが難しいためビデオカメラによる動物目線の撮影も重要な要素である。バッテ

リーの制約から長時間の撮影が難しいものの、動物の実際の行動や環境の映像記録は有用な情報となる。例えば、ウミガメに装着したビデオ撮影から、動物食のアカウミガメよりも海藻食のアオウミガメのほうが海洋ゴミの誤食率が高いことが発見されている (Fukuoka *et al.*, 2016)。また、Korpela *et al.* (2020) は事前の加速度データの機械学習により海鳥の採餌を検出し、自動撮影をする人工知能をデータロガーに組み込み、従来のランダム撮影に比べて15倍の効率で採餌行動を撮影することに成功している。現在の自動航行型測器では餌生物を追跡することは難しく、摂餌という動物ならではの行動に着目した生態観測手法である。

2.3.2. 海洋学への応用

バイオロギングを用いた海洋動物の行動や生理の解明は海洋学の一部であるが、以下では海洋物理学や環境学へのバイオロギングの活用例を紹介する。まず、海洋物理学に最も直接的な活用は水温・塩分観測である。バイオロギングの歴史的経緯から最も観測が蓄積されているのは、南極のアザラシ類によるものである。Boehme *et al.* (2008) では、Argo フロートとミナミゾウアザラシによる水温・塩分観測により、南極周極流に伴う前線構造を捉えることに成功した。また、Carse *et al.* (2015) では、英国気象局の全球海洋同化予測システム (FOAM) にアザラシで得られた水温、塩分のプロファイルデータの同化を試みた。水温データの同化は南大洋の前線構造の再現性向上に貢献した。しかし、塩分データは電気伝導度センサーの電場とアザラシの体との干渉によりバイアスが生じ、個体ごとに異なるバイアスのリアルタイム補正は困難であった。特筆すべきは、この実験で用いられたアザラシには個体毎に特定の世界気象機関の観測番号 (WMO 番号) が付けられ、リアルタイムに報告されたデータは通常の Argo フロート観測と同様に品質管理を経由し、現業の海洋同化システムに入力する体制を構築した上で行われていたことである。日本でも気象庁や海洋研究開発機構と連携したバイオロギング海洋観測体制を早急に構築することが望まれる。

熱帯・中緯度域においては、ウミガメが極域におけるアザラシ類の役割を担う。岩手県で定置網に混獲されたウミガメは、混合水域から黒潮続流とその南方海域までを回遊し、1年程度にわたり水温プロファイルをリアルタ

イム観測している (Narazaki *et al.*, 2015)。Miyazawa *et al.* (2019) では、このウミガメによる水温プロファイルデータを海流予測システムに同化し、中規模渦の再現性を向上させた。また、オーストラリアの北に位置するアラフラ海ではヒメウミガメによって観測された水温データを季節予測システムに同化し、3ヶ月後の水温予測精度が向上することが示された (Doi *et al.*, 2019)。北大西洋においてもアカウミガメによる水温観測は盛んに行われ (Patel *et al.*, 2018)、ハリケーン通過時の水温データ観測が報告されている (Crowe *et al.*, 2020)。10日に1回、深さ2000 mを往復するArgoフロートは沿岸域への投入が難しく、流れの速い西岸境界流域の観測密度が低くなる。一方、ウミガメは沿岸域や西岸境界流域でも留まることができ、毎日データ取得が可能である。March *et al.* (2019) は様々な海洋動物の観測可能な海域や深さの情報をまとめ、バイオロギングがArgo計画のどこを補完するかを提示している。

近年、センサーによる直接観測だけでなく、動物の位置情報から環境場を推定する手法が提案されている。猛禽類で計測した数秒毎のGNSSデータから水平数百m～1 km程度の熱対流スケールの風速を推定する手法 (Treep *et al.*, 2016) や、海上を飛行するオオミズナギドリやアホウドリの1秒毎のGNSS水平位置情報から5分毎の平均風向風速を求める手法 (Yonehara *et al.*, 2016) が提案されている。これらは飛行中の位置情報データから移動速度と方向を計算すると、追い風の時は速く、向かい風の時は遅いという分布を利用しており、その推定値は衛星搭載散乱計によって求めた風向風速とよく一致した。また、1分毎の位置情報を利用して、鳥が行きたい方向を目指しているとの仮定のもと、鳥の進行方向と実際にたどり着いた位置の差から、1時間平均の風向風速を逆推定する手法も提案されている (Goto *et al.*, 2017)。一方、海鳥の着水時の位置情報は海面付近の流れを反映していることが見出されている (Yoda *et al.*, 2014)。この流速データを海洋データ同化システムJCOPE2に同化すると、東北沖の中規模渦に伴う流れの再現性が向上した (Miyazawa *et al.*, 2015)。また、英国とアイルランドに挟まれたアイリッシュ海ではオオハシウミガラス着水時の位置情報が、潮流変動とよく一致した (Cooper *et al.*, 2018)。これらの手法はいずれも鳥の飛行方法や行動特

性を理解した生態学者ならではの発想であり、生態学者と物理学者の融合的研究がバイオロギング環境観測に必須であることを示している。

動物の移動から環境場の流れを推定する場合、厳密には動物自身の対気速度や対水速度のデータが必要になる。大型海洋動物にはプロベラ型の対水速度計を取り付けることができるが、重量制限が厳しい鳥類へ装着は難しい。この問題を解決するため、航空機などで使われている圧力計を用いた流速計 (ピトー管) の鳥向けの開発が進んでいる (Thomas *et al.*, 2018)。さらに、海水中に潜る海鳥への装着を念頭に置いた防水型ピトー管式風速計の開発も進められている (Takahashi *et al.*, 2018)。前述の位置情報を使った流れ推定では、滑空や休息など対気・対水速度は一定もしくは無視できるものとして扱ってきた。対気風速計が実用化されれば、動物が空中を羽ばたいたり、水面を泳いだりしている場合でも流れ場の推定が可能になり、対象とする種や観測領域が著しく拡大すると期待される。

2.3.3. 今後の展望と課題

バイオロギングによる大気海洋観測は、人間が長時間滞在することができない領域を観測する手段として、大きな可能性を秘めている。海洋動物による海洋観測データは、2000年代初頭に急増し、この時期の「データ津波」の先駆けとなった。その数は2010年代のArgoプロファイル数に匹敵している (Boyer *et al.*, 2018; Brett *et al.*, 2020)。しかし、一過的なプロジェクトが終了した現在はArgo等の自動観測測器がその大部分を占めている。今後、バイオロギングが海洋観測の一端を担う手法として確立するためには、いくつか越えなければならない課題がある。一つは観測情報取得の即時性である。肺呼吸をする大型の海洋動物なら、海上での呼吸の際に衛星通信が利用でき、小型の鳥類でも1日数点のデータは衛星発信機によるリアルタイムデータ取得が可能である。しかし、装着できる測器の重量が小さい鳥類では、加速度などの高速サンプリングデータの取得にロガーの回収が必須となる。例えばオオミズナギドリでのバイオロギングの場合には、日帰りで帰巢する8月中旬から9月の子育て期にしか、1日毎に測器を回収できない (Yonehara *et al.*, 2016; Goto *et al.*, 2017)。一方、夏に岩手県で繁殖するオオミズナギドリは冬季には熱帯に渡り、南シナ海、

アラフラ海、ニューギニア島北方沖で越冬することがバイオリギングによって明らかになっている (Yamamoto *et al.*, 2010)。このような広範囲に渡る長期観測データは気象学、海洋学にとっても重要であり、将来の衛星通信網の発達や太陽電池の高効率化、バッテリーの小型軽量化が期待される。例えば、Ocean Sentinel というプロジェクトでは船舶レーダー電波を感知するセンサーと GNSS、アルゴス発信機、太陽光発電パネル、リチウム充電電池を組み合わせた 65 g のロガーを開発し、アホドリに搭載することで漁船の操業状態を把握するシステムを構築している (Weimerskirch *et al.*, 2020)。また、シビレエの電気器官を利用した発電、蓄電 (Tanaka *et al.*, 2016) や、動物の行動時に発生する振動を用いた発電システムの検討 (武ら, 2019) など、動物から電力を得る方法の研究も進んでいる。

また、天気予報や海洋予測など、実社会に直接還元するには、生態学研究者が取得したデータを各国の気象機関が気象観測データをやり取りする世界気象通信網 GTS に通報するシステムの確立が必要である。このためには従来の気象通報や Argo 計画に準じた品質管理や誤差情報、通報スキームの整備を、気象庁や海洋研究開発機構といった現業的機関と海洋学研究者、生態学研究者が一体となって進めなければならない。研究に限っても、バイオリギングデータのアーカイブと公開は必須である。現在いくつかのプロジェクトがバイオリギングデータの収集を図っている (Campbell *et al.*, 2016) が、動物の移動データが主で、大気海洋観測データは少ない。そのため、今後はバイオリギング観測のプロジェクトに海洋学研究者が参画し、データ共有の土壌を作っていくことが肝要である。全球海洋観測システム GOOS においても、OCG (Observation Coordination Group) ネットワークの中で、動物による海洋観測データのアーカイブに関する議論が始まっており (Moltmann *et al.*, 2019)、Animal Borne Ocean Sensors (AniBOS) として、OCG Emerging Network の一つとして位置づけられている。日本のバイオリギングコミュニティでも、これらの国際観測ネットワークへの積極的な参画と展開が望まれる (Iwata, 2021)。

同時に、バイオリギングによって得られるデータの中から海洋環境情報を抽出する手法の開発も必要である。

生態学者にとって、動物の生理を知る上では、環境の物理現象はノイズとなる。例えば、ウミガメの甲羅につけた心電センサーから心拍数を抽出するため、特定の周波数帯を抜き出すバンドパスフィルターが用いられているが (Sakamoto *et al.*, 2020)、ノイズとして取り除かれた部分から環境場の情報を取り出すことができるかもしれない。同じバイオリギングデータを海洋学者が生態学者と異なる視点から見ることによって、新たな発見が生まれることが期待される。

本節で中心的に扱ったバイオリギングによる海洋観測を海洋物理へ応用する側面だけでなく、バイオリギングによって環境場が動物の行動や生理に及ぼす影響も、気候変動と生態系の観点から重要である。バイオリギングで海洋動物の採餌行動や行動範囲が様々な時間スケールの気候変動に影響されていることが明らかになっている (Biuw *et al.*, 2007; Bost *et al.*, 2009; Watanabe *et al.*, 2020; Yoshino *et al.*, 2020)。また、バイオリギングによる採餌域の特定が、新たな海洋物理・化学・生物環境の発見につながる可能性が指摘されており (Siegelman *et al.*, 2019)、アザラシによる溶存酸素観測の計画も進んでいる (Baillieu *et al.*, 2015)。

身近なものにセンサーを付け、インターネットにつながることで新たな革新を生み出す Internet of Things (IoT) が提唱されて久しいが、バイオリギングは人間社会の IoT を、生物圏の Internet of Animal すなわち IoA に展開するものである。また、過酷な自然環境を経験する野生動物に装着可能なセンサーの開発は IoT 技術の発展にも繋がる。海洋という電磁波の届かない未知の世界の情報を得る新たな手段として、動物の力を借りたバイオリギングの役割は、今後ますます重要になると期待される。

3. 新たな問題

3.1. 海洋放射能

日本の海洋科学における放射能研究は 1954 年の水爆実験による海洋汚染に端を発する (Miyake, 1954)。その後、大気圏核実験や 1986 年のチェルノブイリ原発事故などによって海洋に放出された人工放射性核種の分布の

把握、海洋生物への濃縮機構解明、これらの核種をトレーサーとした海水流動の解析など、多くの研究が展開されてきた。また、海洋における天然放射性核種は、様々な地球化学過程に時間軸を提供するツールとして広く利用されてきた。

2011年に発生した福島第一原子力発電所（福島第一原発）事故では、短期間に大量の放射性核種が海洋に直接放出された。主に事故前の知見に基づいて海産物の出荷規制や操業自粛等の即時対応が行われ、継続的なモニタリングによって施設近傍から北太平洋全域に及ぶ事故由来放射性核種の分布が描像された。一方で、事故後に新たに浮き彫りとなった放射性核種の海洋での存在形態や移行プロセスを考慮したより高精度な影響評価や予測は、海洋放射能研究が取り組むべき新たな問題と言える。これは事故発生から10年経った2021年現在も継続した問題であり、今一度その事故による影響や現在の状況、また将来に向けての課題について整理する必要がある。

3.1.1. 福島第一原発事故による海洋への影響

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震により生じた遡上高10mを超える津波は、東京電力福島第一原発の電源喪失をもたらした。運転中だった3基の原子炉の冷却が困難となり、炉内温度および気圧が上昇した結果、大量の放射性物質が大気および海洋に放出された。この事故と過去の原子力事象との大きな相違点は、不明量の放射性核種が原子力施設から直接海洋に放出された点にある。日本の海洋学コミュニティは当事国として放射性核種分布の実態や海洋での動態を調査し、環境中に比較的長い時間にわたり滞留する放射性セシウム (^{134}Cs , ^{137}Cs) については特に多くの結果が報告された（日本学術会議, 2020）。

事故由来の放射性物質の海洋への輸送経路として、①海洋への直接漏洩、②大気中を経由した海洋への沈着、③大気から陸面に沈着後に河川から流入、の3つが考えられる。経路①については海水循環のシミュレーションモデルと福島第一原発施設や近傍のモニタリング結果等から、事故直後数ヶ月の海洋への ^{137}Cs の直接漏洩量が3-6 PBq（ペタベクレル）と推定された（Kawamura *et al.*, 2011; Estournel *et al.*, 2012; Tsumune *et al.*, 2012, 2013; Miyazawa *et al.*, 2013）。さらに、原発港湾におけるモニタリング結果に基づく簡易的なモデルにより、

この直接漏洩は事故後数年にわたり継続していることが指摘され（Kanda, 2013; Machida *et al.*, 2020）、この直接漏洩は2021年現在も継続していることがモニタリング結果から示唆されている。経路②については、大気モデルと海洋観測結果との統合により、大気に放出された15-20 PBqの ^{137}Cs の約8割が海洋に沈着したと推定された（Aoyama *et al.*, 2016, 2020; Inomata *et al.*, 2016）。経路③は詳細かつ継続的な河川調査、流量等のデータ復元解析により、他の供給経路に比べて影響が小さいことがわかっている（Sakuma *et al.*, 2019）。ただし、陸域からの ^{137}Cs の供給は今後も続くため、その海洋における寄与は時間とともに増加すると考えられる。

海洋に運ばれた放射性Csの大部分は、沿岸流、中規模渦、黒潮の影響を強く受け、広範囲に拡散した。例えば、事故由来放射性Csの多くは黒潮続流域の表層を東進し、約3年で北米西海岸付近へと到達した後（Smith *et al.*, 2015）、一部はアラスカ湾を経てベーリング海へ運ばれた（Kumamoto *et al.*, 2019; Inoue *et al.*, 2020）。亜熱帯域では亜熱帯モード水および中央モード水への放射性Csの輸送量が定量的に推定され（Kaeriyama *et al.*, 2016; Inomata *et al.*, 2018）、亜熱帯モード水の放射性Csの一部が数年程度で東シナ海の底層付近に達し、表層水との混合を経て対馬暖流により日本海に運ばれたことが示された（Inomata *et al.*, 2018）。このように、事故由来の放射性Csは図らずも、北太平洋における数年～十年スケールでの海水の動きを検証する高感度トレーサーとして活用されることとなった。

海水中の放射性Csは水平的に広がるとともに、約1%は堆積物として海底に蓄積したと推定された（Kusakabe *et al.*, 2013; Otsuka and Kato, 2014）。事故によって沿岸の海底に沈着した放射性Csの堆積物中の濃度は、時間とともに緩やかに減少しているが、その履歴は長期にわたって記録されると考えられる（Kusakabe *et al.*, 2017; Otsuka, 2017; Otsuka *et al.*, 2020）。堆積物中の放射性Csについては、沈着形態（Otsuka and Kobayashi, 2013; Ono *et al.*, 2015）、地形依存性・不均質性（Thornton *et al.*, 2013; Ambe *et al.*, 2014; Tsuruta *et al.*, 2017）、堆積物深部への輸送（Black and Buesseler, 2014; Otsuka, 2017）、吸脱着特性（Takata *et al.*, 2015a; Kakehi *et al.*, 2016; Otsuka *et al.*, 2020）、粒子態放射性核種の鉛

直・水平輸送 (Honda *et al.*, 2013; Otsuka *et al.*, 2014; Buesseler *et al.*, 2015; Kaeriyama *et al.*, 2020) 等の知見が蓄積された。さらに、事故によって生成した高い放射能を含む微粒子も海水中や海底から発見され (Ikenoue *et al.*, 2018, 2020; Kubo *et al.*, 2018; Miura *et al.*, 2021), これらの組成や物理的特性は事故直後の原子炉内の状況を再解析するうえで貴重な情報となっている。

海洋生物への影響に関しては、動物プランクトンの放射性 Cs 濃度が海水の放射性 Cs 濃度を反映した不均一な水平分布を示し、時間的には緩やかに低下した (Kitamura *et al.*, 2013; Kaeriyama *et al.*, 2015; Takata *et al.*, 2015b; Ikenoue *et al.*, 2017)。海産魚類の放射性 Cs 濃度は事故直後より継続的に調査され、食品としての基準値超過の確認が行われている (水産庁, 2021)。放射性核種の海洋生物への移行については、海水から魚類への動的な移行に加え、堆積物の有機態画分から底生魚類への経路の重要性が動的平衡論を用いたシミュレーションモデルにより指摘されている (Tateda *et al.*, 2013, 2016, 2020)。また、事故後に得られた生物種に関する多様な核種の計測データを、適切に線量評価モデルに導入するための最新の濃縮係数データ集 (IAEA, 2014)、魚類や野生動物のデータを取りまとめた論文 (Tagami and Uchida, 2016) は高く評価されている。一方で、膨大な調査データが未公表のままとなっており、それらの体系的なとりまとめが今後の課題である。

3.1.2. 次の10年に向けての課題

事故後の様々な制限の中で時空間的に連続した観測データを取得することは困難であり、原発近傍海域における放射性物質分布の理解には数値シミュレーションが積極的に活用された。中でも、Masumoto *et al.* (2012) は海洋分散モデル結果の相互比較プロジェクトにいち早く取り組んだばかりでなく、日本学術会議による沿岸海洋分散モデルの相互比較へと展開し (日本学術会議, 2014)、沿岸モデルの信頼性の向上に貢献した。体系的な海洋観測、放射能分析、シミュレーションモデルの連携強化は事故以前より課題であったが、一連の研究成果は海洋学コミュニティの分野横断的な取り組みが結実した一つの形といえる。一方、現行の数値シミュレーションは即時予測性能がないことが課題であり、解決のための取り組みが急速に進められている (例えば Duffa *et al.*,

2015; Kobayashi *et al.*, 2019)。今後は事故を機に構築された枠組みを活かし、より高精度な海洋分散モデルの開発を行い、国内外で起こりうる原子力災害へ備えることが必要となる。さらに、多様な放射性核種についての挙動特性を網羅的に把握しモデルに取り込むことで、海洋における物質循環、生態系動態、資源動態などの理解を深めることも重要である。

一連の調査研究では加速器質量分析 (AMS)、高感度型 ICP 質量分析、放射光 XAFS (X 線吸収微細構造分析) 等の先端技術が活用され、極低レベルの放射性核種の分析や極微量試料の構造解析が海洋学でも身近なものとなった (Zheng *et al.*, 2012; Suzuki *et al.*, 2013; Fan *et al.*, 2014; Otsuka *et al.*, 2018)。これらは従来法では困難な微量元素の存在形態別、化学種別の循環過程の解明 (Brandes, 2004; Toner *et al.*, 2009; Evans *et al.*, 2019)、複合的な環境ストレスへの海洋生物の応答 (Nishida *et al.*, 2020) などを解明可能であり、次世代の海洋学を支える重要な技術となる可能性を秘めている。

福島第一原発では、発生した汚染水を多核種除去設備等で浄化した処理水をその敷地内に保管している。処理水には、除去が困難なトリチウムが残されているばかりでなく、他の放射性核種もわずかながら残留している。2021年3月末現在、処理水の総量は125万トンを超えており、同年4月13日には日本政府がこれらの処理水を海洋放出する方針を決定した。実際の放出の際は十分な濃度管理が大前提となるが、多様な放射性核種の再度の海洋拡散を、中立的な立場から適切に監視し、その結果に科学的な根拠を提示することで、誤解や風評被害を抑えることも日本の海洋学の使命である。

福島第一原発事故による海洋汚染は、予期せず日本の海洋学が国際的に活躍するきっかけとなった。実際、IAEA (国際原子力機関) や UNSCEAR (原子放射線の影響に関する国連科学委員会) では多くの日本人研究者が中心的な役割を務めている。また、日本人研究者が主導する欧米との共同調査は、日本が公表するデータの透明性を高めることに貢献している。今回の事故への対応は、福島第一原発事故以前より (中にはチェルノブイリ事故時にも) 活躍してきた研究者が中心となり、その豊富な経験が十分に活かされた。一方、それに続く研究者の年齢構成は必ずしもバランスがとれていない。この10年で

多くの経験を積んだ中堅・若手研究者は、事故による汚染状況の監視を支援するとともに、事故由来の放射性核種のトレーサーとしての利用も視野に入れた海洋研究を展開し、その知識を確実に次世代につなげる必要がある。また、現場計測を含めた革新的な放射線・放射性核種の計測技術、先端的な計算技術を活用した高精度なモデル技術の開発は、放射能研究に限らず、新たな海洋研究の基盤として役立つことが期待される。

3.2. 海洋プラスチック

海洋ごみの7割を占めるプラスチックごみ（以下、プラスチック；Derraik, 2002; European Commission, 2018）の大部分は、街から河川を経て海洋に流出した「生活ごみ」である（Lebreton *et al.*, 2017; Morales-Caselles *et al.*, 2021）。海洋へのプラスチックの年間流出量は、2010年の時点で480-1,270万トンと見積もられており（Jambeck *et al.*, 2015）、これは2010年におけるプラスチックの年間総生産量（27億トン；日本プラスチック連盟：http://www.jpif.gr.jp/5topics/conts/world3_c.htm）の1.8-4.7%に相当する。地球上で生産されたプラスチックの総量は2017年時点で83億トンであり（Geyer *et al.*, 2017）、2050年には330億トンに達すると試算される（Rockman *et al.*, 2013）。そのため、2010年と同じ流出割合を仮定すると、5.9-15.5億トンのプラスチックが2050年までに海洋中に蓄積することになる。一方、現在海表面を漂うプラスチックは、7千-27万トン（Cózar *et al.*, 2014; Eriksen *et al.*, 2014; van Sebille *et al.*, 2015）と推定されていることから、海洋に流入したプラスチックの大部分は海洋生態系内のどこかに蓄積され続けていることになる。しかし、その全容は解明されておらず、環境への影響評価やその将来予測をすることもできない。また、Jambeck *et al.* (2015) の試算では、街から河川を介した輸送過程を考慮せず、街の散乱ごみ量を総都市ごみ量の2%と仮定し、その情報の使用も海岸線から50 km 以内の沿岸域に限定するなど、不確実性の高い仮定が多く使われている。そのため、正確な海洋へのプラスチック流出量の把握には課題が残る。今後も無秩序なプラスチック消費や廃棄処理が続けば、海洋へのプラスチック流出および海洋生態系内への蓄積は増加の一途を辿ると予想される。

海洋へのプラスチックの流出を抑制するとともに、その現

状を把握するためには、様々な環境要因によりプラスチックが劣化・細分化する過程を適切に理解する必要がある。プラスチックは最大長25 mm以上のマクロプラスチック、5-25 mmのメソプラスチック、5 mm未満のマイクロプラスチックに分類される。さらに、近年は1 μ m以下のナノプラスチックの存在も確認されている。海洋に流出したマクロプラスチックは、海岸への漂着と再漂流を繰り返す（Kataoka *et al.*, 2013）。海岸では強い紫外線と高熱に暴露され急速に劣化し、波などの物理的外力により粉砕され、メソ・マイクロプラスチックとなる（Andrady, 2011）。また、海面の波の効果（ストークスドリフト）の影響を受ける程度の浮力を持つメソプラスチックも、同様のプロセスでマイクロプラスチックとなるまで劣化・細分化し、海洋へと流出する。一方、マイクロプラスチックは浮力が小さいため、沿岸から外洋に輸送される（メソ・マイクロプラスチックの選択的輸送説；Isobe *et al.*, 2014）。以上の過程で生成され、環境中に流出した全てのマイクロプラスチックを回収することは、現状では困難である。従って、海洋のプラスチック汚染を効果的に阻止するには、その供給源となる河川や、リザーバーとなる海岸でのマクロ・メソプラスチックを効率的に管理し、マイクロプラスチックの生成を抑制することが重要である。

街から海洋へ流入したプラスチックは大型の海洋生物だけでなく、細分化することで動物プランクトンにも誤食され、海洋生態系内に取り込まれる（Frias *et al.*, 2014; Desforges *et al.*, 2015; 磯辺, 2020）。また、プラスチックは、海水中に含まれる有害なポリ塩化ビフェニル等の残留性有機汚染物質を吸着するだけでなく、製造過程で混入される添加剤を含むものが存在する。そのため、海洋生物がプラスチックを誤食すると、体内を物理的に損傷する（Laist, 1987）だけでなく、有害汚染物質が海洋生物の組織に移行し悪影響を及ぼす可能性がある（Mato *et al.*, 2001; Yamashita *et al.*, 2011; Setälä *et al.*, 2014; Tanaka *et al.*, 2015）。さらに、ナノプラスチックが人間を含む生物に対し粒子毒性を示す懸念もある（Prata *et al.*, 2020）。これらの多くは環境中より高いプラスチック濃度の室内実験で得られた結果であり、実海域でプラスチックが生物に与える影響の実態は不明な点が多い。しかし、外洋域の試算では、北太平洋の亜熱帯収束帯周辺のマイクロプラスチック重量濃度が、2060年には現在の4倍になると予

測されている (Isobe *et al.*, 2019a)。そのため、将来的に上記の生物への悪影響が顕在化する可能性があり、予防的観点からもプラごみの海洋への流出抑制が求められている。

以上の背景から、海洋環境中でのプラごみ量を正確に見積もり、その動態や生態系への影響を把握するためには、より効率的かつ信頼性の高いプラごみの定量化が不可欠である。今後、「各地の海岸にどの程度の漂着ごみが存在するのか?」、「どの程度のプラごみが街から海に毎年流入し、現在どの程度漂流しているのか?」といった基本的な問いに答えるためには、様々な時空間スケールで信頼性の高いデータを蓄積する必要がある。これにより、プラごみが環境に与える影響を正確に評価することが可能となり、より信頼性の高い将来予測も実現される。そこで、本節では、街から河川を介して海洋に流出するまでのプラごみの監視技術の開発について包括的に紹介する。これらが確立・実用化されれば、市民の環境リテラシーの向上はもちろん、プラごみの効率的・効果的な削減に資する環境政策の立案にも貢献することが期待される。

3.2.1. 街中プラごみの定量化

最新の街中プラごみの定量化手法として、スマート

フォン用アプリケーション (スマホアプリ)「ピリカ」 (<https://sns.pirika.org>; Fig. 7a) を用いた例を紹介する。株式会社・一般社団法人ピリカによって開発されたスマホアプリ「ピリカ」は、世界 108 カ国以上で無料 Social Networking Service (SNS) スマホアプリとして展開され、撮影された街中のごみ画像を位置情報と共にサーバーにアップロードし、公開・アーカイブする機能を有している。撮影した画像をアップロードする際には、画像に各自のコメントを付すことができ、それを通じた利用者同士の交流や情報共有することも可能な SNS スマホアプリである。

現在、人工知能の一つである深層学習の「畳み込みニューラルネットワーク」(CNN) を基盤とし、画像中のプラごみを多クラス分類するシステムの開発が進んでいる。ここでは、市民からピリカに投稿された約 1,500 枚の画像を CNN の学習データとして使用し、街中ごみを分類・定量する予備実験が行われている。この CNN モデルは缶、ペットボトル、プラスチック袋を写真から自動的に抽出することができる (Fig. 7b)。このモデルの分類可能な街ごみの種類を拡張し、本システムが完成すれば、ペットボトルや缶、プラごみ袋などの街中での投棄位置が二次元マップとして可視化され、研究者のみなら

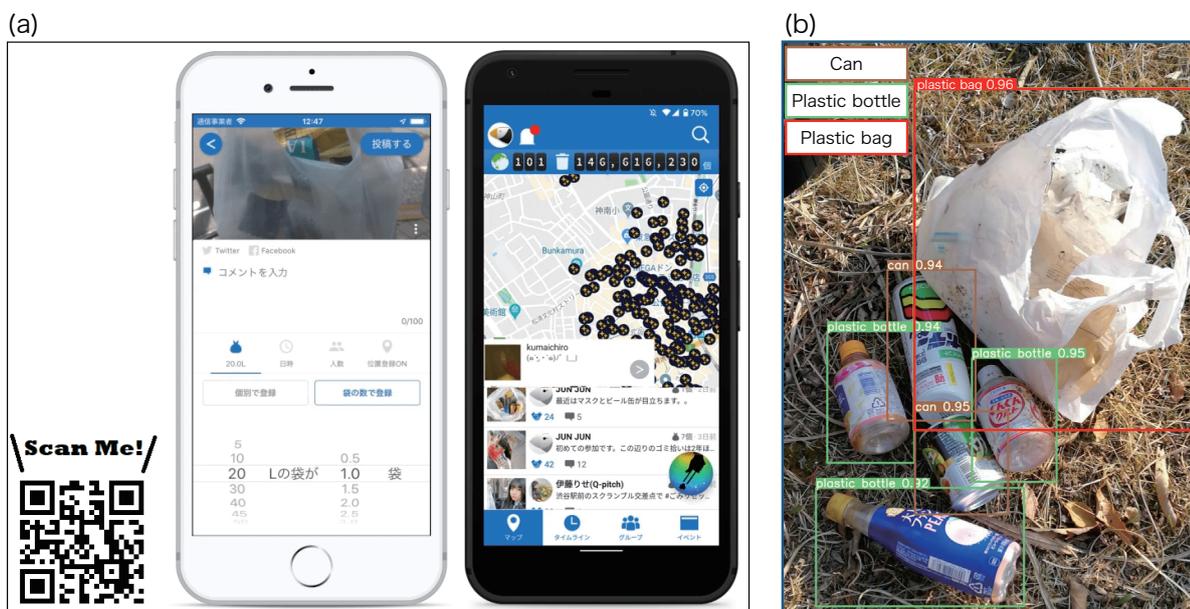


Fig. 7 (a) Smartphone application “Pirika” and (b) an example of litter image with classes and bounding boxes.

ず市民や行政にも提示することが可能となる。もちろん、「ピリカ」をどの様に市民に普及させるか、どの様に統計的に有意なデータ収集をするのかなど、超えなければならない壁は存在する。しかし、スマホアプリという身近な技術を利用するこの手法は、街中プラごみの定量化を可能とするだけでなく、市民の環境リテラシーの向上にも寄与するため、今後もこの手法の検討・開発を引き続き進める必要がある。

3.2.2. 海岸漂着プラごみの定量化

深層学習を用いた新しい海岸プラごみ定量化手法を2つ紹介する。1つ目は、ドローンによる航空測量と深層学習を組み合わせた手法である。この手法では、ドローンによる航空測量から得られた海岸の位置情報をもとに、対象海岸の立体的な再現を行う (DSM: Digital Surface Model; 付録動画1: <https://www.oce.kagoshima-u.ac.jp/~kako/Drone/goto/DSM-1.mov>)。次に、このDSMに含まれるプラごみ情報を、深層学習ベースの画像解析により抽出し、体積を算出する (付録動画2: <https://www.oce.kagoshima-u.ac.jp/~kako/Drone/goto/DSM-2.mov>)。この手法により推定体積誤差10%程度でプラごみの定量化が可能である (Kako *et al.*, 2020)。その他、ドローン観測とCNNを組み合わせ、海岸プラごみの被覆面積を推定する手法も提案されている (Martin *et al.*, 2021)。ドローン測量は100×100 m程度の海岸であれば、15分程度と迅速に実行可能である。また、Real Time Kinematic 方式等の位置情報補正により、誤差1 cm/50 m以下の高精度な海岸測量が可能である。

2つ目は、スマホ等によって海岸を撮影した画像から、深層学習を活用して漂着ごみの定量化を行うものである。深層学習にはセマンティック・セグメンテーションと呼ばれる手法を用い、入力画像に対してピクセル単位でクラス分類する。この手法は医療画像処理や自動運転技術でも活用されており (Wang *et al.*, 2020)、色に加え形状も含めた学習による高精度な分類が見込める。一方で、大量の入力画像と正解ラベルのペア (一般には1,000組以上) を学習用データとして用意する必要がある。本手法を山形県が実施する海岸清潔度調査で取得された海岸画像に適用し、入力画像の各ピクセルを漂着ごみ等の8クラスに分類した (Fig. 8)。人が作成した正解画像 (Fig. 8b) と深層学習による推定画像 (Fig. 8c) を比較すると、

分類結果はおおむね一致していた。この結果を利用し、ごみと砂浜のピクセル比率を算出すれば、海岸の汚染度の定量化が可能である。ここでの汚染度は海岸プラごみの被覆面積を示すが、プラごみに特化したクラスの設定や、汚染度に応じた画像へのごみ量のラベル付けなどにより、海岸におけるプラスチック現存量 (重量・体積) の推定にも発展可能である。

ドローンやスマホを用いた手法は特別な機器や高度な計測技術を必要とせず、各自治体のモニタリング調査やNPO等による海岸清掃イベントとも親和性が高く、多くのデータを収集しやすいという利点がある。ドローンの航空測量も全て自動操縦・撮影で行われ、誰でも実行可能である。また、ドローンによる海岸プラごみの定量化手法は、対象物の高さを推定するための基準面さえ決めることができれば (海岸がごみのみで埋めつくされていなければ)、重層的に堆積したプラごみに対しても適用可能である。一方、高精度な分類予測を可能とする良質な学習データの作成は今後の課題である。実際、Kako *et al.* (2020) や Martin *et al.* (2021) の手法は、学習データ不足により適用可能な海岸に限られ、精度が天候により変わるなど汎化性能に課題を残す。学習データの作成は多くの人手や時間に加え、集中力を要する作業であるが、今後は一般参加のボランティアの協力にも期待がされる。このように、自治体や研究者から一般市民までが一体となり環境問題に取り組む「市民科学」が、科学技術の発展と市民の問題意識向上を同時に満たす今後の鍵となる。

3.2.3. 河川プラごみの定量化

河川では出水時に多くのプラごみが流入するが、膨大な自然系ごみ (流木や植生など) と一緒に流下するため、プラごみを直接採取して定量化することは難しい。そこで、橋梁直下の水面を撮影した動画を用い、河川を流下するプラごみを定量化する試みが行われている。Kataoka *et al.* (2020) は、全てのごみの輸送量 (単位時間当たり輸送されるごみ量) を面積ベースで計測する手法を開発した。例えば、Fig. 9では動画の一コマに深層学習モデルが適用され、自然物が含まれている中でもプラごみのみの抽出に成功している。実際の出水時には、膨大な自然系ごみと混在してプラごみが流下するため、今後はそのような状況下におけるプラごみの抽出精度の検証

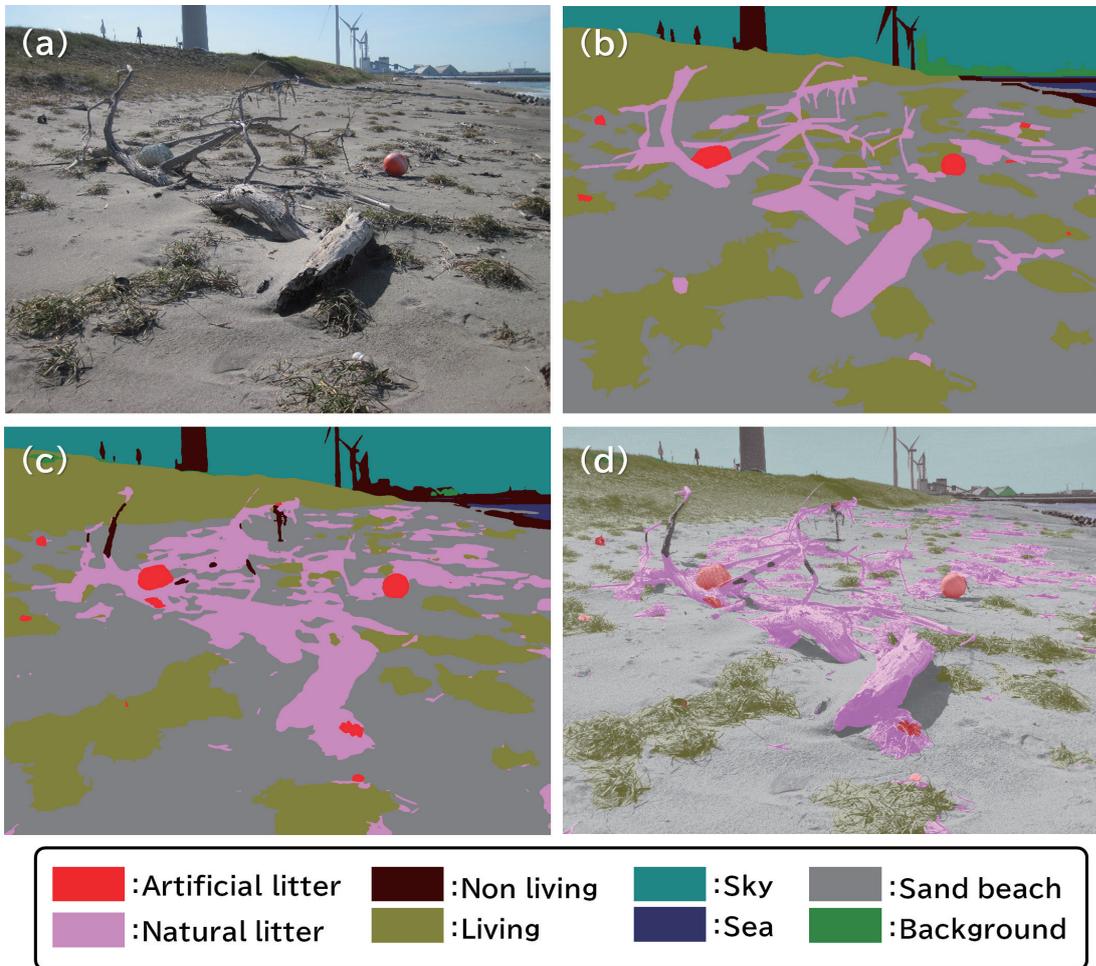


Fig. 8 Application example of semantic segmentation; images of (a) original, (b) labeled training data, (c) after applying semantic segmentation, and (d) overlay of (c) on (a).

が必要である。また、現在は深層学習を取り入れ、色と物体の形を学習することで、質量推定も可能なプラスチックの計測技術の開発を進めている。

3.2.4. マイクロプラスチックの定量化

マイクロプラスチック (MP) 汚染の実態調査は海水域のみならず、淡水域や大気を含めて実施され (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015; Evangelidou *et al.*, 2020), 既にいくつかのガイドラインや総説が発刊されてきた (Michida *et al.*, 2019; ISO, 2020; 中嶋・山下, 2020)。しかし、MP の定量手法の標準化は未だに発展途上である。その主たる要因は、海洋中から採取したサンプルには動物プランクトンなどの自然由来の多くの夾雑物の中に

様々なサイズのプラスチックが含有しており、サイズに応じたプラスチック同定手法の開発が必要なためである。ここではプラスチック同定手法の最新情報を紹介し、各手法の定量限界について論じる。

プラスチックの同定手法は主に、①目視、② Fourier transform infrared spectrometer (FTIR)、③顕微 FTIR、④ラマン顕微鏡、⑤ガスクロマトグラフ質量分析装置 (GC-MS) の5つに分類される。手法①は、実体顕微鏡下で MP をピックアップする方法であり (例えば Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012), 簡便であるが分析者の主観的判断に依存し、客観性に欠ける。特に 1 mm 以下の粒子の目視識別は困難であり、プラスチック同定の信頼性が低い。

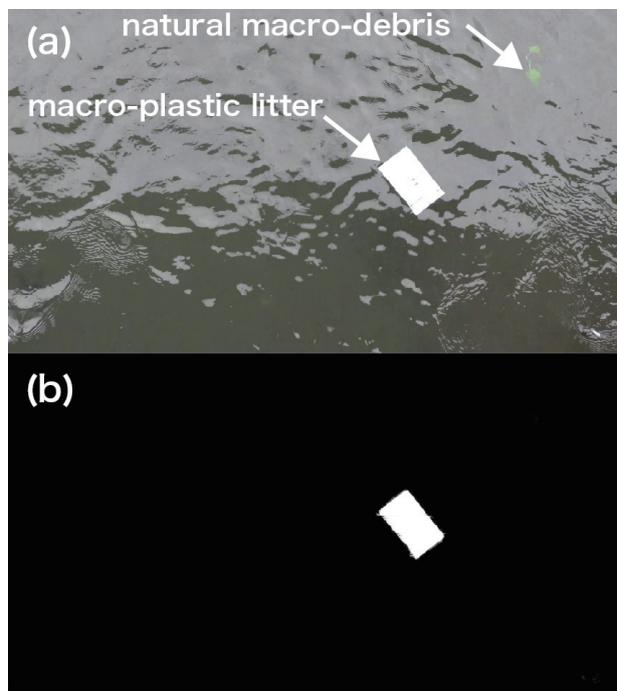


Fig. 9 Images of floating litter in the river (a) before and (b) after applying image processing based on deep learning. White pixels in (b) denote the macro-plastic litter.

手法②は最も広く使用されている方法であり、サンプルに赤外光を照射することで分子構造に応じた特定の波長帯の光を吸収することを利用した樹脂材質を特定する方法である。しかし、 $300\mu\text{m}$ 以下の微細粒子になると、赤外線吸収スペクトル強度が小さくなり、その特定精度は下がる。そこで、 $300\mu\text{m}$ 以下の微細粒子については手法③及び手法④がとられる（例えば K ppler *et al.*, 2016; Mintenig *et al.*, 2020）。手法③は粒子による赤外光の吸収スペクトル、手法④はラマン光の散乱スペクトルに基づき、それぞれ $20\mu\text{m}$, $1\mu\text{m}$ のプラスチック粒子を同定可能である。しかし、手法③及び④は多量の MP 分析には多大な時間を要し、効率的な分析のため、分析面積を狭くする前処理法の確立が重要となる。そこで、近年は手法⑤の GC-MS を用いた MP 定量が着目されている。特に、有機溶媒を用いない熱分解 GC-MS の利用が検討され、この手法はプラスチックを含むサンプルの熱分解物の信号強度からプラスチックを質量ベースで定量可能

である (La Nasa *et al.*, 2020)。

MP 定量化には様々なプラスチック同定手法が存在するが、いずれの方法も前処理が必要となる。この前処理方法は研究者間で大きく異なり、また同じ定量化手法でも精度にばらつきが生じる。実際、手法①および手法②の研究室間比較の結果、分析者の主観的判断（ピックアップミス等）に起因した不確かさが確認され、特に 1mm 以下の微細粒子については 20% 程度の誤差が生じることが示された (Isobe *et al.*, 2019b)。そのため、今後 MP 定量化の標準化を検討していく上で、この不確かさを小さくするための適切な前処理方法も併せて検討していくことが必要不可欠である。

4. おわりに

本稿は「新たな手法と問題」と題し、海洋学で着目される環境 DNA、BGC Argo、バイオリギング、海洋放射能、海洋プラスチックについて論じた。新たな手法に関しては前回の日本海洋学会将来構想（花輪・津田, 2013; 岡ら, 2013; 神田ら, 2013; 浜崎ら, 2013）で言及された Argo、各種センサー、シークエンス技術などがこの 10 年でさらに発展し、環境 DNA、BGC Argo、バイオリギングの海洋学への導入が進んだ。今後は各種センサーの高精度化や小型化、またシークエンス技術の全自動化などが進むと予想され、将来的には環境 DNA 解析の可能なプロファイリングフロートの開発など、本稿で取り上げた技術の融合も進む可能性がある。また、本稿で新たな問題として取り上げた海洋放射能、海洋プラスチックに関しては、質量分析、ドローン、人工知能など最先端の手法を導入し研究が進められている。これらの技術は単一の話題としては本稿では取り上げなかったが、例えば人工知能は生物の画像解析にも有効であり、環境 DNA 解析と組み合わせることで海洋生態系をより正確かつ効率的に把握可能になると考えられる。海洋環境や生態系の把握技術として、生物由来を含む海水中の音（サウンドスケープ）の解析も近年着目されているが、同時に船舶等の人間活動に由来する音汚染（noise pollution）の問題も指摘されている (Lin *et al.*, 2019; Duarte *et al.*, 2021)。また、ドローンをはじめとする、無人潜水艇、グライダー、地球観測衛星などのリモートセンシ

グ技術は、従来の船舶観測では取得困難な物理・化学・生物データを提供可能である。さらに、新たな手法とは単にこれまでにない技術を生み出すことだけではない。例えば、従来は動物行動学で活用されていたバイオロギングは、他分野との融合がアイデア次第で海洋学における新たな手法として活躍しうること示した。他の学問領域の技術やノウハウの活用が今後の海洋学の発展を考える上で鍵となることは間違いない。また、環境DNAやプラスチック研究では市民ボランティアが積極的に参加しており、バイオロギングでも漁業者の協力の下に定置網に入ったウミガメが活用されている。このように、研究者だけのコミュニティでなく、市民が参加する市民科学の枠組みを作ることも新たな手法であり、海洋に関わる市民科学の発展のため、研究者は専門家として市民と密に連携を図る必要がある。本稿では数ある手法の中でも限られた手法を紹介したにすぎず、今現在海洋学で活躍する手法、新たに誕生しつつある技術は多く存在するはずである。海洋学における問題も、冒頭で述べた温暖化、海洋汚染、乱獲などは依然として大きな問題である。また、我々が認識していない新たな問題が生じている可能性もある。今後の海洋学を考える上で、新技術による科学の発展や問題解決を考えるとともに、社会への啓発や参加を促すことで、さらなる海洋学の発展や社会貢献が実現されると考えられる。

謝辞

本稿の作成にあたっては、以下の方々（敬称略）から貴重なご助言や参考資料を頂きました：磯辺篤彦、岡英太郎、九鬼正人、佐藤克文、須賀利雄、種田哲也、角田智彦、平澤享、細田滋毅、安中さやか、山本虎太郎、依田憲、渡部裕美。また、5名の匿名の査読者から貴重なご指摘を頂きました。深く感謝申し上げます。

References

- Ambe, D., H. Kaeriyama, Y. Shigenobu, K. Fujimoto, T. Ono, H. Sawada, H. Saito, S. Miki, T. Setou, and T. Morita (2014): Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.*, **138**, 264-275.
- Andrady, A. L. (2011): Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 1596-1605.
- Andruszkiewicz, E. A., H. A. Starks, F. P. Chavez, L. M. Sassoubre, B. A. Block, and A. B. Boehm (2017): Biomonitoring of marine vertebrates in Monterey Bay using eDNA metabarcoding. *PLoS ONE*, **12**, e0176343.
- Aoyama, M., M. Kajino, Y. Tanaka, T. Sekiyama, D. Tsumune, T. Tsubono, Y. Hamajima, Y. Inomata, and T. Gamo (2016): ^{134}Cs and ^{137}Cs in the North Pacific Ocean derived from the March 2011 TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan: Part Two - Estimation of ^{134}Cs and ^{137}Cs inventories in the North Pacific Ocean. *J. Oceanogr.*, **72**, 67-76.
- Aoyama, M., D. Tsumune, Y. Inomata, and Y. Tateda (2020): Mass balance and latest fluxes of radiocesium derived from the Fukushima accident in the western North Pacific Ocean and coastal regions of Japan. *J. Environ. Radioact.*, **217**, 106206.
- Bailleul, F., J. Vacquie-Garcia, and C. Guinet (2015): Dissolved oxygen sensor in animal-borne instruments: an innovation for monitoring the health of oceans and investigating the functioning of marine ecosystems. *PLoS ONE*, **10**, e0132681.
- Bittig, H. C. et al. (2019): A BGC-Argo guide: planning, deployment, data handling and usage. *Front. Mar. Sci.*, **6**, 502.
- Biogeochemical-Argo Planning Group (2016): *The scientific rationale, design and implementation plan for a Biogeochemical-Argo float array*, doi:10.13155/46601.
- Biuw, M. et al. (2007): Variations in behavior and condition of a Southern Ocean top predator in relation to *in situ* oceanographic conditions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **104**, 13705-13710.
- Black, E. E., and K. O. Buesseler (2014): Spatial variability and the fate of cesium in coastal sediments near Fukushima, Japan. *Biogeosciences*, **11**, 5123-5137.
- Boehme, L., M. P. Meredith, S. E. Thorpe, M. Biuw, and M. Fedak (2008): Antarctic circumpolar current frontal system in the South Atlantic: Monitoring using merged Argo and animal-borne sensor data. *J. Geophys. Res. Oce.*, **113**, 1-19.
- Boss, E., D. Swift, L. Taylor, P. Brickley, R. Zaneveld, S. Riser, M. J. Perry, and P. G. Strutton (2008): Observations of pigment and particle distributions in the western North Atlantic from an autonomous float and ocean color satellite. *Limnol. Oceanogr.*, **53**, 2112-2122.
- Bost, C. A., C. Cotté, F. Bailleul, Y. Cherel, J. B. Charrassin, C. Guinet, D. G. Ainley, and H. Weimerskirch (2009): The importance of oceanographic fronts to marine birds and mammals of the southern oceans. *J. Mar. Syst.*, **78**, 363-376.
- Boyer, T. P., O. K. Baranova, C. Coleman, H. E. Garcia, A. Grodsky, R. A. Locarnini, A. V. Mishonov, C. R. Paver, J. R. Reagan, D. Seidov, I. V. Smolyar, K. W. Weathers, and M. M. Zweng (2018): World Ocean Database 2018. *NOAA Atlas NESDIS*, **87**, 1-207.
- Brandes, J. A., C. Lee, S. Wakeman, M. Peterson, C. Jacobsen, S. Wirrick, and G. Cody (2004): Examining marine particulate organic matter at sub-micron scales using scanning transmission X-ray microscopy and carbon X-ray absorption near edge structure spectroscopy. *Mar. Chem.*, **92**, 107-121.
- Brett, A., J. Leape, M. Abbott, H. Sakaguchi, L. Cao, K. Chand, Y. Golbuu, T. J. Martin, J. Mayorga, and M. S. Myksovoll (2020): Ocean data need a sea change to help navigate the warming world. *Nature*, **582**, 181-183.

- Buesseler, K. O., C. R. German, M. C. Honda, S. Otsaka, E. E. Black, H. Kawakami, S. J. Manganini, and S. M. Pike (2015): Tracking the fate of particle associated Fukushima Daiichi cesium in the ocean off Japan. *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 9807–9816.
- Campbell, H. A., F. Urbano, S. Davidson, H. Dettki, and F. Cagnacci (2016): A plea for standards in reporting data collected by animal-borne electronic devices. *Anim. Biotelemetry*, **4**, 1–4.
- Carse, F., M. J. Martin, A. Sellar, and E. W. Blockley (2015): Impact of assimilating temperature and salinity measurements by animal-borne sensors on FOAM ocean model fields. *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, **141**, 2934–2943.
- Claustre, H. *et al.* (2010): Guidelines towards an integrated ocean observation system for ecosystems and biogeochemical cycles. In *Proceedings of the OceanObs'09: Sustained Ocean Observations and Information for Society*, edited by J. Hall, D. E. Harrison, and D. Stammer, ESA Publication WPP-306, Venice, Italy, 19 pp.
- Collins, R. A., J. Bakker, O. S. Wangensteen, A. Z. Soto, L. Corrigan, D. W. Sims, M. J. Genner, and S. Mariani (2019): Non-specific amplification compromises environmental DNA metabarcoding with COI. *Methods Ecol. Evol.*, **10**, 1985–2001.
- Cooper, M., C. Bishop, M. Lewis, D. Bowers, M. Bolton, E. Owen, and S. Dodd (2018): What can seabirds tell us about the tide? *Ocean Sci.*, **14**, 1483–1490.
- Cózar, A., F. Echevarría, J. I. González-Gordillo, X. Irigoien, B. Úbeda, S. Hernández-León, Á. T. Palma, S. Navarro, J. García-de-Lomas, A. Ruiz, M. L. Fernández-de-Puelles, and C. M. Duarte (2014): Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **111**, 10239–10244.
- Crowe, L. M., J. M. Hatch, S. H. Patel, R. J. Smolowitz, and H. L. Haas (2020): Riders on the storm: loggerhead sea turtles detect and respond to a major hurricane in the Northwest Atlantic Ocean. *Mov. Ecol.*, **8**, 32.
- Derriak, J. G. B. (2002): The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, **44**, 842–852.
- Desforges, J. W., M. Galbraith, and P. S. Ross (2015): Ingestion of microplastics by zooplankton in the northeast Pacific Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **69**, 320–330.
- DeVries, A. L., and D. E. Wohlschlag (1964): Diving depths of the Weddell seal. *Science*, **145**, 292.
- 土居秀幸・近藤倫生 (2021): 環境DNA—生態系の真の姿を読み解く—。共立出版, 東京, 300 pp.
- Doi, T., A. Storto, T. Fukuoka, H. Suganuma, and K. Sato (2019): Impacts of temperature measurements from sea turtles on seasonal prediction around the Arafura Sea. *Front. Mar. Sci.*, **6**, 719.
- 土井威志・安中さやか・高橋一生・渡辺路生・東塚知己・栗原晴子 (2021): 海洋学の10年展望2021: 熱帯域。海の研究, **30**, 105–129.
- D'Ortenzio, F., V. Taillandier, H. Claustre, L. M. Prieur, E. Leymarie, A. Mignot, A. Poteau, C. Penker'h, and C. M. Schmechtig (2020): Biogeochemical Argo: the test case of the NAOS Mediterranean array. *Front. Mar. Sci.*, **7**, 120.
- Duarte, C. M. *et al.* (2021): The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, **371**, eaba4658.
- Duffa, C., P. B. du Bois, M. Caillaud, P. S. Charmasson, C. Couvez, D. Didier, F. Dumas, B. Fievet, M. Morillon, P. Renaud, and H. Thébaud (2015): Development of emergency response tools for accidental radiological contamination of French coastal areas. *J. Environ. Radioact.*, **151**, 487–494.
- Eerkes-Medrano, D., R. C. Thompson, and D. C. Aldridge (2015): Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.*, **75**, 63–82.
- Eriksen, M., L. C. M. Lebreton, H. S. Carson, M. Thiel, C. J. Moore, J. C. Borerro, F. Galgani, P. G. Ryan, and J. Reisser (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**, e111913.
- Estournel, C., E. Bosc, M. Bocquet, C. Ulses, P. Marsaleix, V. Winiarek, I. Osvath, C. Nguyen, T. Duhaut, F. Lyard, H. Michaud, and F. Auclair (2012): Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. *J. Geophys. Res. Oce.*, **117**, C11014.
- European Commission (2018): Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions: a European strategy for plastics in a Circular Economy. COM(2018)28 final.
- Evangelio, N., H. Grythe, Z. Klimont, C. Heyes, S. Eckhardt, S. Lopez-Aparicio, and A. Stohl (2020): Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nat. Commun.*, **11**, 3381.
- Evans, T. W., S. Coffinet, M. Könneke, J. S. Lipp, K. W. Becker, M. Elvert, V. Heuer, and K. Hinrichs (2019): Assessing the carbon assimilation and production of benthic archaeal lipid biomarkers using lipid-RIP. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **265**, 431–442.
- Fan, Q. H., M. Tanaka, K. Tanaka, A. Sakaguchi, and Y. Takahashi (2014): An EXAFS study on the effects of natural organic matter and the expandability of clay minerals on cesium adsorption and mobility. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **135**, 49–65.
- Ficetola, G. F., C. Miaud, F. Pompanon, and P. Taberlet (2008): Species detection using environmental DNA from water samples. *Biol. Lett.*, **4**, 423–425.
- Frias, J. P. G. L., V. Otero, and P. Sobral (2014): Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. *Mar. Environ. Res.*, **95**, 89–95.
- Fukaya, K., H. Murakami, S. Yoon, K. Minami, Y. Osada, S. Yamamoto, R. Masuda, A. Kasai, K. Miyashita, T. Minamoto, and M. Kondoh (2021): Estimating fish population abundance by integrating quantitative data on environmental DNA and hydrodynamic modeling. *Mol. Ecol.*, **30**, 3057–3067.
- Fukuoka, T., M. Yamane, C. Kinoshita, T. Narazaki, G. J. Marshall, K. J. Abernathy, N. Miyazaki, and K. Sato (2016): The feeding habit of sea turtles influences their reaction to artificial marine debris. *Sci. Rep.*, **6**, 28015.
- Geyer, R., J. R. Jambeck, and K. L. Law (2017): Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.*, **3**, e1700782.
- Goto, Y., K. Yoda, and K. Sato (2017): Asymmetry hidden in birds' tracks reveals wind, heading, and orientation ability over the ocean. *Sci. Adv.*, **3**, e1700097.
- 浜崎恒二・石坂丞二・齊藤宏明・杉崎宏哉・鈴木光次・高橋一生・千葉早苗 (2013): 海洋学の10年展望 (III)—日本海洋学会将来構想委員会生物サブグループの議論から—。海の研究, **22**, 253–272.
- 花輪公雄・津田敦 (2013): 「海洋学の10年展望」発刊に寄せて。海の研究, **22**, 187–189.
- 橋濱史典・額根慎也・近藤能子・佐々木克徳・杉本周作・高橋一生・長井

- 健容・西岡純・林田博士・平井惇也 (2021): 海洋学の10年展望2021: 中緯度. 海の研究, **30**, 131-158.
- Hidalgo-Ruz, V., L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel (2012): Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 3060-3075.
- Honda, M. C., H. Kawakami, S. Watanabe, and T. Saino (2013): Concentration and vertical flux of Fukushima-derived radiocesium in sinking particles from two sites in the Northwestern Pacific Ocean. *Biogeosciences*, **10**, 3525-3534.
- IAEA (2014): *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer to Wildlife*. IAEA technical reports series 479, International Atomic Energy Agency, Vienna, 211 pp.
- Ikenoue, T., H. Takata, M. Kusakabe, N. Kudo, K. Hasegawa, and T. Ishimaru (2017): Temporal variation of cesium isotope concentrations and atom ratios in zooplankton in the Pacific off the east coast of Japan. *Sci. Rep.*, **7**, 39874.
- Ikenoue, T., N. Ishii, M. Kusakabe, and H. Takata (2018): Contribution of ¹³⁷Cs-enriched particles to radiocesium concentrations in seafloor sediment: Reconnaissance experiment. *PLoS ONE*, **13**, e0204289.
- Ikenoue, T., M. Takehara, K. Morooka, E. Kurihara, R. Takami, N. Ishii, N. Kubo, and S. Utsunomiya (2020): Occurrence of highly radioactive microparticles in the seafloor sediment from the Pacific coast 35 km northeast of the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Chemosphere*, **267**, 128907.
- Inomata, Y., M. Aoyama, T. Tsubono, D. Tsumune, and K. Hirose (2016): Spatial and temporal distributions of (134)Cs and (137)Cs derived from the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in the North Pacific Ocean by using optimal interpolation analysis. *Environ. Sci. Process Impacts*, **18**, 126-136.
- Inomata, Y., M. Aoyama, Y. Hamajima, and M. Yamada (2018): Transport of FNPP1-derived radiocesium from subtropical mode water in the western North Pacific Ocean to the Sea of Japan. *Ocean Sci.*, **14**, 813-826.
- Inoue, M., R. Takehara, S. Hanaki, H. Kameyama, J. Nishioka, and S. Nagao (2020): Distributions of radiocesium and radium isotopes in the western Bering Sea in 2018. *Mar. Chem.*, **225**, 10.
- Inoue, R., T. Suga, S. Kouketsu, T. Kita, S. Hosoda, T. Kobayashi, K. Sato, H. Nakajima, and T. Kawano (2016): Western North Pacific integrated physical-biogeochemical ocean observation experiment (INBOX): Part I. Specifications and chronology of the S1-INBOX floats. *J. Mar. Res.*, **74**, 43-69.
- International Ocean-Colour Coordinating Group (2011): Bio-optical sensors on Argo floats, p. 1-89 In *Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group II*, Darmouth, Canada.
- ISO (2020): *Plastics — Environmental aspects — State of knowledge and methodologies*. ISO/TR 21960:2020.
- Isobe, A., K. Kubo, Y. Tamura, S. Kako, E. Nakashima, and N. Fujii (2014): Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, **89**, 324-330.
- Isobe, A., S. Iwasaki, K. Uchida, and T. Tokai (2019a): Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nat. Commun.*, **10**, 417.
- Isobe, A. et al. (2019b): An interlaboratory comparison exercise for the determination of microplastics in standard sample bottles. *Mar. Pollut. Bull.*, **146**, 831-837.
- 磯辺篤彦 (2020): 海洋プラスチックごみ問題の真実: マイクロプラスチックの実態と未来予測. 化学同人, 188 pp.
- Iwata, T. (2021): 日本のバイオリギング研究. *OPRI Perspect.*, **17**, 1-8.
- Jambeck, R. J., R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan, and K. L. Law (2015): Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347**, 768-771.
- Johnson, K. S., W. M. Berelson, E. S. Boss, Z. Chase, H. Claustre, S. R. Emerson, N. Gruber, A. Körtzinger, M. J. Perry, and S. C. Riser (2009): Observing biogeochemical cycles at global scales with profiling floats and gliders: Prospects for a global array. *Oceanogr.*, **22**, 216-225.
- Johnson, K. S., S. C. Riser, and D. M. Karl (2010): Nitrate supply from deep to near-surface waters of the North Pacific subtropical gyre. *Nature*, **465**, 1062-1065.
- Johnson, K. S., and H. Claustre (2016): Bringing biogeochemistry into the Argo age. *Eos*, **97**.
- Johnson, K. S., J. N. Plant, L. J. Coletti, H. W. Jannasch, C. M. Sakamoto, S. C. Riser, D. D. Swift, N. L. Williams, E. Boss, N. Haëntjens, L. D. Talley, and J. L. Sarmiento (2017): Biogeochemical sensor performance in the SOCCOM profiling float array. *J. Geophys. Res. Océ.*, **122**, 6416-6436.
- Juhel, J. B., R. S. Utama, V. Marques, I. B. Vimono, H. Y. Sugeha, Kadarusman, L. Pouyaud, T. Dejean, D. Mouillot, and R. Hocdé (2020): Accumulation curves of environmental DNA sequences predict coastal fish diversity in the coral triangle. *Proc. Roy. Soc. B*, **287**, 20200248.
- Kaeriyama, H., K. Fujimoto, D. Ambe, Y. Shigenobu, T. Ono, K. Tadokoro, Y. Okazaki, S. Kakehi, S. Ito, Y. Narimatsu, K. Nakata, T. Morita, and T. Watanabe (2015): Fukushima-derived radionuclides ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in zooplankton and seawater samples collected off the Joban-Sanriku coast, in Sendai Bay, and in the Oyashio region. *Fish. Sci.*, **81**, 139-153.
- Kaeriyama, H., Y. Shimizu, T. Setou, Y. Kumamoto, M. Okazaki, D. Ambe, and T. Ono (2016): Intrusion of Fukushima-derived radiocesium into subsurface water due to formation of mode waters in the North Pacific. *Sci. Rep.*, **6**, 22010.
- Kaeriyama, H., K. Fujimoto, M. Inoue, and M. Minakawa (2020): Radiocesium in Japan Sea associated with sinking particles from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.*, **222**, 106348.
- Kakehi, S., H. Kaeriyama, D. Ambe, T. Ono, S.-I. Ito, Y. Shimizu, and T. Watanabe (2016): Radioactive cesium dynamics derived from hydrographic observations in the Abukuma River Estuary, Japan. *J. Environ. Radioact.*, **153**, 1-9.
- Kako, S., S. Morita, and T. Taneda (2020): Estimation of plastic marine debris volumes on beaches using unmanned aerial vehicles and image processing based on deep learning. *Mar. Pollut. Bull.*, **155**, 1-9.
- Kamenkovich, I., A. Haza, A. R. Gray, C. O. Dufour, and Z. Garraffo (2017): Observing system simulation experiments for an array of autonomous biogeochemical profiling floats in the Southern Ocean. *J. Geophys. Res. Océ.*, **122**, 7595-7611.
- Kitamura, M., Y. Kumamoto, H. Kawakami, E. C. Cruz, and K. Fujikura (2013): Horizontal distribution of Fukushima-derived radiocesium in zooplankton in the northwestern Pacific Ocean. *Biogeosciences*, **10**, 5729-5738.
- 神田穂太・石井雅男・小川浩史・小埜恒夫・小畑元・川合美千代・鈴木昌弘・本多牧生・山下洋平・渡邊豊 (2013): 海洋学の10年展望 (II) 一日

- 本海洋学会将来構想委員会化学サブグループの議論から一、海の研究, **22**, 219-251.
- Kanda, J. (2013): Continuing ^{137}Cs release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012. *Biogeosciences*, **10**, 6107-6113.
- Käppler, A., D. Fischer, S. Oberbeckmann, G. Schernewski, M. Labrenz, K. J. Eichhorn, and B. Voit (2016): Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Anal. Bioanal. Chem.*, **408**, 8377-8391.
- Kataoka, T., H. Hinata, and S. Kato (2013): Analysis of a beach as a time-invariant linear input/output system of marine litter. *Mar. Pollut. Bull.*, **77**, 266-273.
- Kataoka, T., and Y. Nihei (2020): Quantification of floating riverine macro-debris transport using an image processing approach. *Sci. Rep.*, **10**, 2198.
- 川合美千代・田村岳史・渡邊英嗣・西岡純・野村大樹・真壁竜介・溝端浩平・安中さやか (2021): 海洋学の10年展望2021: 極域、海の研究, **30**, 159-178.
- Kawamura, H., T. Kobayashi, A. Furuno, T. In, Y. Ishikawa, T. Nakayama, S. Shima, and T. Awaji (2011): Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **48**, 1349-1356.
- Kobayashi, T., H. Kawamura, K. Fujii, and Y. Kamidaira (2019): Development of a short-term emergency assessment system of the marine environmental radioactivity around Japan. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **54**, 609-616.
- Kooyman, G. (1965): Techniques used in measuring diving capacities of Weddell Seals. *Polar Rec.*, **12**, 391-394.
- Korpela, J., H. Suzuki, S. Matsumoto, Y. Mizutani, M. Samejima, T. Maekawa, J. Nakai, and K. Yoda (2020): Machine learning enables improved runtime and precision for bio-loggers on seabirds. *Commun. Biol.*, **3**, 633.
- Körtzinger, A., J. Schimanski, U. Send, and D. Wallace (2004): The ocean takes a deep breath. *Science*, **306**, 1337.
- Kubo, A., K. Tanabe, G. Suzuki, Y. Ito, T. Ishimaru, N. Kasamatsu-Takasawa, D. Tsumune, T. Mizuno, Y. W. Watanabe, H. Arakawa, and J. Kanda (2018): Radioactive cesium concentrations in coastal suspended matter after the Fukushima nuclear accident. *Mar. Pollut. Bull.*, **131**, 341-346.
- Kumamoto, Y., M. Aoyama, Y. Hamajima, S. Nishino, A. Murata, and T. Kikuchi (2019): Radiocesium in the western subarctic area of the North Pacific Ocean, Bering Sea, and Arctic Ocean in 2015 and 2017. *Polar Sci.*, **21**, 228-232.
- Kusakabe, M., S. Oikawa, H. Takata, and J. Misonoo (2013): Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments. *Biogeosciences*, **10**, 5019-5030.
- Kusakabe, M., N. Inatomi, H. Takata, and T. Ikenoue (2017): Decline in radiocesium in seafloor sediments off Fukushima and nearby prefectures. *J. Oceanogr.*, **73**, 529-545.
- Laist, D. W. (1987): Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, **18**, 319-326.
- La Nasa, J., G. Biale, D. Fabbri, and F. Modugno (2020): A review on challenges and developments of analytical pyrolysis and other thermoanalytical techniques for the qualitative-quantitative determination of microplastics. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, **149**, 104841.
- Lebreton, L. C. M., J. V. D. Zwet, J. W. Damsteed, B. Slat, A. Andraday, and J. Reisser (2017): River plastic emissions to the world's ocean. *Nat. Commun.*, **8**, 15611.
- Lin, T.-H., C. Chen, H. K. Watanabe, S. Kawagucci, H. Yamamoto, and T. Akamatsu (2019): Using soundscapes to assess deep-sea benthic ecosystems. *Trends Ecol. Evol.*, **34**, 1066-1069.
- Machida, M., S. Yamada, A. Iwata, S. Otosaka, T. Kobayashi, M. Watababe, H. Funasaka, and T. Morita (2020): Seven-year temporal variation of cesium-137 discharge inventory from the port of Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **57**, 939-950.
- March, D., L. Boehme, J. Tintoré, P. J. Vélez-Belchi, and B. J. Godley (2019): Towards the integration of animal-borne instruments into global ocean observing systems. *Glob. Chang. Biol.*, **26**, 586-596.
- Martin C., Q. Zhang, D. Zhai, X. Zhang, and C. M. Duarte (2021): Enabling a large scale assessment of litter along Saudi Arabian red sea shores by combining drones and machine learning. *Environ. Pollut.*, **277**, 116730.
- Masumoto, Y., Y. Miyazawa, D. Tsumune, T. Tsubono, T. Kobayashi, H. Kawamura, C. Estournel, P. Marsaleix, L. Lanerolle, A. Mehra, and Z. D. Garraffo (2012): Oceanic dispersion simulations of ^{137}Cs released from the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Elements*, **8**, 207-212.
- Mato, Y., T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake, and T. Kaminuma (2001): Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.*, **35**, 318-324.
- Michida, Y. et al. (2019): *Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods*. Ministry of the Environment, Tokyo, Japan, 68 pp.
- Minamoto, T., H. Yamanaka, T. Takahara, M. N. Honjo, and Z. Kawabata (2012): Surveillance of fish species composition using environmental DNA. *Limnol.*, **13**, 193-197.
- Mintenig, S. M., M. Kooi, M. W. Erich, S. Primpke, P. E. R. Hasselerharm, S. C. Dekker, A. A. Koelmans, and A. P. van Wezel (2020): A systems approach to understand microplastic occurrence and variability in Dutch riverine surface waters. *Water Res.*, **176**, 115723.
- Miura, H., T. Ishimaru, Y. Ito, Y. Kurihara, S. Otosaka, A. Sakaguchi, K. Misumi, D. Tsumune, A. Kubo, S. Higaki, J. Kanda, and Y. Takahashi (2021): First isolation and analysis of caesium-bearing microparticles from marine samples in the Pacific coastal area near Fukushima Prefecture. *Sci. Rep.*, **11**, 5664.
- Miya, M., Y. Sato, T. Fukunaga, T. Sado, J. Y. Poulsen, K. Sato, T. Minamoto, S. Yamamoto, H. Yamanaka, H. Araki, M. Kondoh, and W. Iwasaki (2015): MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. *Roy. Soc. Open Sci.*, **2**, 150088.
- Miya, M., R. O. Gotoh, and T. Sado (2020): MiFish metabarcoding: a high-throughput approach for simultaneous detection of multiple fish species from environmental DNA and other samples. *Fish. Sci.*, **86**, 939-970.
- Miya, M. (2022): Environmental DNA metabarcoding: a novel method for biodiversity monitoring of marine fish communities. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, **14**, in press.
- 宮正樹 (2021): 第4章: 環境DNAメタバーコーディング, p. 124-156. 環境DNA—生態系の真の姿を読み解く—, 土居秀幸・近藤倫生(編), 共立出版, 東京.

- Miyazawa, Y., Y. Masumoto, S. M. Varlamov, T. Miyama, M. Takigawa, M. Honda, and T. Saino (2013): Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, **10**, 2349–2363.
- Miyazawa, Y., X. Guo, S. M. Varlamov, T. Miyama, K. Yoda, K. Sato, T. Kano, and K. Sato (2015): Assimilation of the seabird and ship drift data in the north-eastern Sea of Japan into an operational ocean nowcast/forecast system. *Sci. Rep.*, **5**, 1–10.
- Miyazawa, Y., A. Kuwano-Yoshida, T. Doi, H. Nishikawa, T. Narazaki, T. Fukuoka, and K. Sato (2019): Temperature profiling measurements by sea turtles improve ocean state estimation in the Kuroshio-Oyashio Confluence region. *Ocean Dyn.*, **69**, 267–282.
- Miyake, Y. (1954): The artificial radioactivity in rain water observed in Japan from May to August, 1954. *Papers Meteorol. Geophys.*, **5**, 173–177.
- Moltmann, T. *et al.* (2019): A Global Ocean Observing System (GOOS), delivered through enhanced collaboration across regions, communities, and new technologies. *Front. Mar. Sci.*, **6**, 291.
- Morales-Caselles, C. *et al.* (2021): An inshore-offshore sorting system revealed from global classification of ocean litter. *Nat. Sustain.*, **4**, 484–493.
- Murakami, H., S. Yoon, A. Kasai, T. Minamoto, S. Yamamoto, M. K. Sakata, T. Horiuchi, H. Sawada, M. Kondoh, Y. Yamashita, and R. Masuda (2019): Dispersion and degradation of environmental DNA from caged fish in a marine environment. *Fish. Sci.*, **85**, 327–337.
- 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**, 129–151.
- Narazaki, T., K. Sato, and N. Miyazaki (2015): Summer migration to temperate foraging habitats and active winter diving of juvenile loggerhead turtles *Caretta caretta* in the western North Pacific. *Mar. Biol.*, **162**, 1251–1263.
- 日本学術会議 (2014): 東京電力福島第一原子力発電所事故によって環境中に放出された放射性物質の輸送沈着過程に関するモデル計算結果の比較. 総合工学委員会原子力事故対応委員分科会報告書.
- 日本学術会議 (2020): 東京電力福島第一原子力発電所事故による環境汚染の調査研究の進展と課題. 総合工学委員会原子力安全に関する分科会報告書.
- Nishida, K., Y. C. Chew, Y. Miyairi, S. Hirabayashi, A. Suzuki, M. Hayashi, Y. Yamamoto, M. Sato, Y. Nojiri, and Y. Yokoyama (2020): Novel reverse radioisotope labelling experiment reveals carbon assimilation of marine calcifiers under ocean acidification conditions. *Methods Ecol. Evol.*, **11**, 739–790.
- 岡頭・大林由美子・勝又勝郎・高橋一生・山下洋平・横川太一 (2021): 海洋学の10年展望2021: 深層. 海の研究, **30**, 179–198.
- 岡英太郎・磯辺篤彦・市川香・升本順夫・須賀利雄・川合義美・大島慶一郎・島田浩二・羽角博康・見延庄士郎・早稲田卓爾・岩坂直人・河宮未知生・伊藤幸彦・久保田雅久・中野俊也・日比谷紀之・寄高博行 (2013): 海洋学の10年展望 (I) —日本海洋学会将来構想委員会物理サブグループの議論から—. 海の研究, **22**, 191–218.
- Oka, S. I., H. Doi, K. Miyamoto, N. Hanahara, T. Sado, and M. Miya (2021): Environmental DNA metabarcoding for biodiversity monitoring of a highly diverse tropical fish community in a coral reef lagoon: Estimation of species richness and detection of habitat segregation. *Environ. DNA*, **3**, 55–69.
- Ono, T., D. Ambe, H. Kaeriyama, Y. Shigenobu, K. Fujimoto, K. Sogame, N. Nishiura, T. Fujikawa, T. Morita, and T. Watanabe (2015): Concentration of ¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs bonded to the organic fraction of sediments offshore Fukushima, Japan. *Geochem. J.*, **49**, 219–227.
- Otosaka, S. (2017): Processes affecting long-term changes in ¹³⁷Cs concentration in surface sediments off Fukushima. *J. Oceanogr.*, **73**, 559–570.
- Otosaka, S., and T. Kobayashi (2013): Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environ. Monit. Assess.*, **185**, 5419–5433.
- Otosaka, S., and Y. Kato (2014): Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and inventories. *Environ. Sci. Process Impacts*, **16**, 978–990.
- Otosaka, S., T. Nakanishi, T. Suzuki, Y. Satoh, and H. Narita (2014): Vertical and lateral transport of particulate radiocesium off Fukushima. *Environ. Sci. Technol.*, **48**, 12595–12602.
- Otosaka, S., Y. Satoh, T. Suzuki, J. Kuwabara, and T. Nakanishi (2018): Distribution and fate of ¹²⁹I in the seabed sediment off Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, **192**, 208–218.
- Otosaka, S., S. Kambayashi, M. Fukuda, T. Tsuruta, T. Misonou, T. Suzuki, and T. Aono (2020): Behavior of radiocesium in sediments in Fukushima coastal waters: verification of desorption potential through pore water. *Environ. Sci. Technol.*, **54**, 13778–13785.
- Patel, S. H., S. G. Barco, L. M. Crowe, J. P. Manning, E. Matzen, R. J. Smolowitz, and H. L. Haas (2018): Loggerhead turtles are good ocean-observers in stratified mid-latitude regions. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **213**, 128–136.
- Port, J. A., J. L. O'Donnell, O. C. Romero-Maraccini, P. R. Leary, S. Y. Litvin, K. J. Nickols, and R. P. Kelly (2016): Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. *Mol. Ecol.*, **25**, 527–541.
- Prata, J. C., J. P. da Costa, I. Lopes, A. C. Duarte, and T. Rocha-Santos (2020): Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Sci. Total Environ.*, **702**, 134455.
- Riser, S. C. *et al.* (2016): Fifteen years of ocean observations with the global Argo array. *Nature Clim. Change*, **6**, 145–153.
- Rochman, C. M., M. A. Browne, B. S. Halpern, B. T. Hentschel, E. Hoh, H. K. Karapanagioti, L. M. Rios-Mendoza, H. Takada, S. The, and R. C. Thompson (2013): Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, **494**, 169–171.
- Roemmich, D. *et al.* (2019): On the future of Argo: a global, full-depth, multi-disciplinary array. *Front. Mar. Sci.*, **6**, 439.
- Rudnick, D. L., and M. J. Perry (2003): ALPS: autonomous and Lagrangian platforms and sensors. Workshop Report. <https://www.geo-prose.com/ALPS>
- Sakamoto, K. Q., M. Miyayama, C. Kinoshita, T. Fukuoka, T. Ishihara, and K. Sato (2021): A non-invasive system to measure heart rate in hard-shelled sea turtles: potential for field applications. *Philos. Trans. R. Soc. B*, **376**, 20200222.
- 坂田雅之・徐寿明・源利文 (2021): 第1章: 環境DNA分析の概要, p. 1–35. 環境DNA —生態系の真の姿を読み解く—, 土居秀幸・近藤倫生(編), 共立出版, 東京.
- Sakuma, K., T. Nakanishi, K. Yoshimura, H. Kurikami, K. Nanba, and M. Zheleznyak (2019): A modeling approach to estimate the ¹³⁷Cs discharge in rivers from immediately after the Fukushima accident until 2017. *J. Environ. Radioact.*, **208–209**, 106041.
- Setälä, O., V. Fleming-Lehtinen, and M. Lehtiniemi (2014): Ingestion and

- transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ. Pollut.*, **185**, 77–83.
- Siegelman, L. M., O'Toole, M. Flexas, P. Rivière, and P. Klein (2019): Sub-mesoscale ocean fronts act as biological hotspot for southern elephant seal. *Sci. Rep.*, **9**, 5588.
- Sigsgaard, E. E., I. B. Nielsen, H. Carl, M. A. Krag, S. W. Knudsen, Y. Xing, T. H. Holm-Hansen, P. R. Møller, and P. F. Thomsen (2017): Seawater environmental DNA reflects seasonality of a coastal fish community. *Mar. Biol.*, **164**, 128.
- Smith, J. N., R. M. Brown, W. J. Williams, M. Robert, R. Nelson, and S. B. Moran (2015): Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **112**, 1310–1315.
- Stat, M., M. J. Huggett, R. Bernasconi, J. D. DiBattista, T. E. Berry, S. J. Newman, and M. Bunce (2017): Ecosystem biomonitoring with eDNA: metabarcoding across the tree of life in a tropical marine environment. *Sci. Rep.*, **7**, 1–11.
- 水産庁 (2021): 水産物の放射性物質調査の結果について. <https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html> (last access: 26 January 2021)
- Suzuki, T., S. Otsuka, J. Kuwabara, H. Kawamura, and T. Kobayashi (2013): Iodine-129 concentration in seawater near Fukushima before and after the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Biogeosciences*, **10**, 3839–3847.
- Tagami, K., and S. Uchida (2016): Consideration on the long ecological half-life component of ¹³⁷Cs in demersal fish based on field observation results obtained after the Fukushima accident. *Environ. Sci. Technol.*, **50**, 1804–1811.
- Takahashi, H., A. Nakai, and I. Shimoyama (2018): Waterproof airflow sensor for seabird bio-logging using a highly sensitive differential pressure sensor and nano-hole array. *Sens. Actuator A-Phys.*, **281**, 243–249.
- Takata, H., K. Hasegawa, S. Oikawa, N. Kudo, T. Ikenoue, R. S. Isono, and M. Kusakabe (2015a): Remobilization of radiocesium on riverine particles in seawater: The contribution of desorption to the export flux to the marine environment. *Mar. Chem.*, **176**, 51–63.
- Takata, H., M. Kusakabe, and S. Oikawa (2015b): Radiocesiums (¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs) in zooplankton in the waters of Miyagi, Fukushima and Ibaraki Prefectures. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **303**, 1265–1271.
- 武達也・目黒啓之・山本茂・上野敏幸 (2020): 複数周波数加振下での振動発電システムの可変キャパシタンスによる出力電力最大化. 2019年度計測自動制御学会関西支部・システム制御情報学会シンポジウム.
- Talley, L. D. *et al.* (2016): Changes in ocean heat, carbon content, and ventilation: a review of the first decade of GO-SHIP global repeat hydrography. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, **8**, 185–215.
- Tanaka, K., H. Takada, R. Yamashita, K. Mizukawa, M. Fukuwaka, and Y. Watanuki (2015): Facilitated leaching of additive-derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues. *Environ. Sci. Technol.*, **49**, 11799–11807.
- Tanaka, Y., S. I. Funano, Y. Nishizawa, N. Kamamichi, M. Nishinaka, and T. Kitamori (2016): An electric generator using living Torpedo electric organs controlled by fluid pressure-based alternative nervous systems. *Sci. Rep.*, **6**, 25899.
- Tateda, Y., D. Tsumune, and T. Tsubono (2013): Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model. *J. Environ. Radioact.*, **124**, 1–12.
- Tateda, Y., D. Tsumune, T. Tsubono, K. Misumi, M. Yamada, J. Kanda, and T. Ishimaru (2016): Status of ¹³⁷Cs contamination in marine biota along the Pacific coast of eastern Japan derived from a dynamic biological model two years simulation following the Fukushima accident. *J. Environ. Radioact.*, **151**, 495–501.
- Tateda, Y., K. Misumi, D. Tsumune, M. Aoyama, Y. Hamajima, J. Kanda, T. Ishimaru, and T. Aono (2020): Reconstruction of radiocesium levels in sediment off Fukushima: Simulation analysis of bioavailability using parameters derived from observed ¹³⁷Cs concentrations. *J. Environ. Radioact.*, **214–215**, 106172.
- Teilmann, J., M. D. Agersted, and M. P. Heide-Jørgensen (2020): A comparison of CTD satellite-linked tags for large cetaceans – Bowhead whales as real-time autonomous sampling platforms. *Deep-Sea Res. Part 1*, **157**, 103213.
- Thomas, B. M., A. R. MacKenzie, S. J. Reynolds, J. P. Sadler, F. Cropley, S. Bell, S. J. Dugdale, L. Chapman, A. Quinn, and X. Cai (2018): Avian sensor packages for meteorological measurements. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **99**, 499–511.
- Thomsen, P. F., K. Kielgast, L. L. Iversen, P. R. Møller, M. Rasmussen, and E. Willerslev (2012): Detection of a diverse marine fish fauna using environmental DNA from seawater samples. *PLoS ONE*, **7**, e41732.
- Thornton, B., S. Ohnishi, T. Ura, N. Odano, S. Sasaki, T. Fujita, T. Watanabe, K. Nakata, T. Ono, and D. Ambe (2013): Distribution of local ¹³⁷Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant. *Mar. Poll. Bull.*, **74**, 344–350.
- Toner, B. M., S. C. Fakra, S. J. Manganini, C. M. Santelli, M. A. Marcus, J. Moffett, O. Rouxel, C. R. German, and K. J. Edwards (2009): Preservation of iron(II) by carbon-rich matrices in a hydrothermal plume. *Nat. Geosci.*, **2**, 197–201.
- Treep, J., G. Bohrer, J. Shamoun-Baranes, O. Duriez, R. P. De Moraes Frasson, and W. Bouten (2016): Using high-resolution GPS tracking data of bird flight for meteorological observations. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **97**, 951–961.
- Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama, and K. Hirose (2012): Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant simulated numerically by a regional ocean model. *J. Environ. Radioact.*, **111**, 100–108.
- Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama, M. Uematsu, K. Misumi, Y. Maeda, Y. Yoshida, and H. Hayami (2013): One-year, regional-scale simulation of ¹³⁷Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Biogeosciences*, **10**, 5601.
- Tsuruta, T., H. Harada, T. Misonou, T. Matsuoka, and Y. Hodotsuka (2017): Horizontal and vertical distributions of ¹³⁷Cs in seabed sediments around the river mouth near Fukushima Daiichi nuclear power plant. *J. Oceanogr.*, **73**, 547–558.
- Ushio, M., H. Murakami, R. Masuda, T. Sado, M. Miya, S. Sakurai, H. Yamanaka, T. Minamoto, and M. Kondoh (2018): Quantitative monitoring of multispecies fish environmental DNA using high-throughput sequencing. *Metabarcoding Metagenom.*, **2**, e23297.
- van Sebille, E., C. Wilcox, L. Lebreton, N. Maximenko, B. D. Hardesty, J. A. Franeker, M. Eriksen, D. Siegel, F. Galgani, and K. L. Law (2015): A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.*, **10**, 124006.
- Voosen, P. (2020): U.S. funds new fleet of probes to explore ocean biogeochemistry. *Science*, **370**, 511–512.
- Wang, J., K. Sun, T. Cheng, B. Jiang, C. Deng, Y. Zhao, D. Liu, Y. Mu, M. Tan, X. Wang, W. Liu, and B. Xiao (2020): Deep high-resolution rep-

- resentation learning for visual recognition. arXiv:1908.07919v2.
- Watanabe, Y. Y., K. Ito, N. Kokubun, and A. Takahashi (2020): Foraging behavior links sea ice to breeding success in Antarctic penguins. *Sci. Adv.*, **6**, 1-9.
- Weimerskirch, H., J. Collet, A. Corbeau, A. Pajot, F. Hoarau, C. Marteau, D. Filippi, and S. C. Patrick (2020): Ocean sentinel albatrosses locate illegal vessels and provide the first estimate of the extent of nondeclared fishing. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **117**, 3006-3014.
- West, K., M. J. Travers, M. Stat, E. S. Harvey, Z. T. Richards, J. D. DiBattista, S. J. Newman, A. Harry, C. L. Skepper, M. Heydenrych, and M. Bunce (2021): Large-scale eDNA metabarcoding survey reveals marine biogeographic break and transitions over tropical north-western Australia. *Divers. Distrib.*, **27**, 1942-1957.
- Yamahara, K. M., C. M. Preston, J. Birch, K. Walz, R. Marin, S. Jensen, D. Pargett, B. Roman, W. Ussler, Y. Zhang, J. Ryan, B. Hobson, B. Kieft, B. Raanan, K. D. Goodwin, F. P. Chavez, and C. Scholin (2019): *In situ* autonomous acquisition and preservation of marine environmental DNA using an autonomous underwater vehicle. *Front. Mar. Sci.*, **6**, 373.
- Yamamoto, T., A. Takahashi, N. Katsumata, K. Sato, and P. N. Trathan (2010): At-sea distribution and behavior of streaked shearwaters (*Calonectris leucomelas*) during the nonbreeding period. *The Auk*, **127**, 871-881.
- Yamashita, R., H. Takada, M. Fukuwara, and Y. Watanuki (2011): Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, **62**, 2845-2849.
- Yoda, K., K. Shiomi, and K. Sato (2014): Foraging spots of streaked shearwaters in relation to ocean surface currents as identified using their drift movements. *Prog. Oceanogr.*, **122**, 54-64.
- Yonehara, Y., Y. Goto, K. Yoda, Y. Watanuki, L. C. Young, H. Weimerskirch, C.-A. Bost, and K. Sato (2016): Flight paths of seabirds soaring over the ocean surface enable measurement of fine-scale wind speed and direction. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **113**, 9039-9044.
- Yoshino, K., A. Takahashi, T. Adachi, D. P. Costa, P. W. Robinson, S. H. Peterson, L. A. Hückstädt, R. R. Holser, and Y. Naito (2020): Acceleration-triggered animal-borne videos show a dominance of fish in the diet of female northern elephant seals. *J. Exp. Biol.*, **223**, jeb212936.
- Zheng, J., T. Aono, S. Uchida, J. Zhang, and M. C. Honda (2012): Distribution of Pu isotopes in marine sediments in the Pacific 30 km off Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Geochem. J.*, **46**, 361-369.
- Zou, K., J. Chen, H. Ruan, Z. Li, W. Guo, M. Li, and L. Liu (2020): eDNA metabarcoding as a promising conservation tool for monitoring fish diversity in a coastal wetland of the Pearl River Estuary compared to bottom trawling. *Sci. Total Environ.*, **702**, 134704.

Decadal vision in oceanography 2021: New methods and problems

Junya Hirai^{1*}, Masaki Miya², Tetsuichi Fujiki³, Akira Kuwano-Yoshida⁴,
Shigeyoshi Ootosaka¹, Hideki Kaeriyama⁵, Shin'ichiro Kako⁶, Tomoya Kataoka⁷,
Daisuke Matsuoka⁸, Mitsuko Hidaka⁸, Daisuke Sugiyama⁸, and Fujio Kojima⁹

Abstract

Although several new technologies have promoted the development of modern oceanography, human activities have caused many environmental problems, such as ocean pollution. In this paper, we focus on three topics of environmental DNA, BGC Argo, and bio-logging as the new methods contributing to the future development in oceanography. Accidentally released radionuclides have been a severe concern since the accident of the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant in 2011. In addition, plastic debris has recently attracted considerable attention as an international issue. We thus focus on these two topics as a problem in the current ocean environments.

Key words: environmental DNA, BGC Argo, bio-logging, marine radionuclide, marine plastic

(Corresponding author's e-mail address: hirai@aori.u-tokyo.ac.jp)

(Received 15 July 2021; accepted 8 October 2021)

(doi: 10.5928/kaiyou.30.5_227)

(Copyright by the Oceanographic Society of Japan, 2021)

-
- 1 Atmosphere and Ocean Research Institute, The University of Tokyo, 5-1-5 Kashiwanoha, Kashiwa, Chiba 277-8564, Japan
 - 2 Natural History Museum and Institute, Chiba, 955-2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba, Chiba 260-8682, Japan
 - 3 Research Institute for Global Change, Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, 2-15 Natsushima-cho, Yokosuka, Kanagawa 237-0061, Japan
 - 4 Shirahama Oceanographic Observatory, Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University, 2500-106 Katata, Shirahama-cho, Nishimuro-gun, Wakayama 649-2201, Japan
 - 5 Fisheries Resources Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, 2-12-4 Fukuura, Kanazawa-ku, Yokohama, Kanagawa 236-8648, Japan
 - 6 Graduate School of Science and Engineering, Department of Engineering, Ocean Civil Engineering Program, Kagoshima University, 1-21-40 Korimoto, Kagoshima, Kagoshima 890-0065 Japan
 - 7 Graduate School of Science and Engineering, Ehime University, 3 Bunkyo-cho, Matsuyama, Ehime 790-8577 Japan
 - 8 Research Institute for Value-Added-Information Generation, Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, 3173-25 Showa-machi, Kanazawa-ku, Yokohama, Kanagawa 236-0001, Japan
 - 9 Pirika, Inc. / Pirika Association, 1-7-2 Ebisu, Shibuya-ku, Tokyo 150-0013, Japan
- * Corresponding author: Junya Hirai
e-mail: hirai@aori.u-tokyo.ac.jp