モニタリングサイト1000
Since 2003

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査

磯・干潟・アマモ場・藻場

2008-2022 年度とりまとめ報告書

環境省 自然環境局
生物多様性センター
Biodiversity Center of Japan

本報告書を引用する場合、以下のとおり記述ください。

例 1. 一冊単位で報告書を引用する場合

環境省自然環境局生物多様性センター (2025) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008–2022 年度とりまとめ報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨.

例 2. 報告書の一部を引用する場合

深谷肇一, 阿部博和, 金谷弦 (2025) 磯と干潟における群集組成の時間的変動と緯度勾配との関連性. モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2022 年度とりまとめ報告書. pp.283-286. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨.

例 3. 英語で引用する場合

Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment (2025). Summary report of Coastal Area Survey (Rocky shore, Tidal flats, Seagrass beds and Algal beds) on Monitoring sites 1000 project in FY2008-2022. Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment, Yamanashi.

表紙写真

磯生態系　南紀白浜サイト（左上）

干潟生態系　松川浦サイト（右上）

アマモ場生態系　大槌サイト（左下）

藻場生態系　淡路由良サイト（右下）

はじめに

重要生態系監視地域モニタリング推進事業（以下「モニタリングサイト 1000」という）は、2002 年（平成 14 年）3 月に地球環境保全に関する関係閣僚会議において決定された「新（第二次）生物多様性国家戦略」に依拠して、2003 年度（平成 15 年度）から開始した。2012 年（平成 24 年）9 月に策定された「生物多様性国家戦略 2012–2020」においても、2020 年度までの重点施策の基本戦略の中で、科学的基盤の強化のための施策の一つにモニタリングサイト 1000 の実施が挙げられている。また、2022 年（令和 4 年）に、生物多様性に関する世界目標である「昆明・モントリオール生物多様性枠組」が採択された。わが国では、2023 年度（令和 5 年度）に「生物多様性国家戦略 2023–2030」を閣議決定し、その中で「生物多様性と社会経済の統合や自然資本の国民勘定への統合を含めた関連分野における学術研究を推進するとともに、強固な体制に基づく長期的な基礎調査・モニタリング等を実施する」ことを行動目標として掲げている。

本事業は、全国のさまざまなタイプの生態系（高山帯、森林・草原、里地、湖沼・湿原、砂浜、磯、干潟、アマモ場、藻場、サンゴ礁、小島嶼）に 1000 か所程度のサイトを設定し、長期的（100 年を目標）に継続してモニタリングすることにより、生態系の変化をいち早く捉え、適切な生態系及び生物多様性の保全施策につなげることを目的としている。モニタリングサイト 1000 全体の調査設計は、各生態系において重要な機能を果たす指標生物群の個体数や種組成等を定量的かつ統一的な手法によって調査し、生物多様性及び生態系機能の状態を中長期的に把握するものである。調査の実施に当たっては、関係する研究者や地域の専門家、NPO 及び市民ボランティア等、多様な主体の参加を得ており、このことは調査の継続性を強化するとともに、迅速かつ精度の高い情報の収集及び利用を可能にしている。また、収集された情報はモニタリングサイト 1000 のウェブサイト等を通じて広く一般に公開することにより、国はもちろん、地方自治体、NPO、市民ボランティア、研究者及び学校等において幅広く活用されている。

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）は、沿岸域の構成要素である磯、干潟、アマモ場及び藻場生態系を対象に、2007 年度（平成 19 年度）から事業を開始した。沿岸域の調査に関する作業部会・分科会を設置し、調査方針、サイトの配置、実施体制及び試行調査の結果を踏まえたモニタリング手法の検討を行い、翌 2008 年度（平成 20 年度）から本格的な調査を開始した。そのため、2008 年度の調査開始から 2022 年度（令和 4 年度）までに 15 年分のデータが取得・蓄積されている。また、データの取得と並行して調査手法の改善及び調査手法をまとめた調査マニュアルの整備を進め、蓄積されたデータとあわせて情報発信をしている。さらに、2008 年からの調査結果を使用し、成果を取りまとめた「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）とりまとめ報告書」を 5 年毎に発行している。

わが国は、四方を海に囲まれており、長く複雑な海岸線を有している。その海岸線を挟んで存在する沿岸域は磯、干潟、アマモ場、藻場等で構成されており、磯から藻場、干潟からアマモ場といった陸域から水域への移行帯（エコトーン）が形成される。これらの移行帯では、多様な環境が創出されることにより、生物多様性が高い場所の一つとなる。これらの生物と、生物を取り巻く磯、干潟、アマモ場、藻場の各環境によって、それぞれ磯生態系、干潟生態系、アマモ場生態系及び藻場生態系が存在している。

これらの生態系は、漁業資源種を含む多種多様な生物の生息・生育場としてだけではなく、多様な機能を有しており、我々はさまざまな形でその恩恵を受けている。例えば、磯や干潟はレクリエーションや環境教育の場としても利用されている他、干潟は河川から流れ込む有機物を分解し、水質や底質を浄化する機能がある。また、アマモ場や藻場は海底に根を張ることで土壌の流

出を防ぎ、また植生を通じて大気中の二酸化炭素を吸収する機能を持つ。この二酸化炭素を吸収する機能は「ブルーカーボン」と呼ばれ、気候の安定化に貢献していることから、地球温暖化が進行する近年において特に注目されている。これら我々が生活を営む上で直接・間接的に役立っている生態系の機能を「生態系サービス」と呼び、生態系サービスは、生態系を構成する生物の多様性によって支えられている。

一方で、沿岸域は我々の生活圏に近い場所でもあるため、各生態系は人間活動の影響を強く受ける。埋立てや堤防設置による生物の生息・生育場の物理的な改変・消失の他、生活や産業活動による水質汚濁や海底の汚染、貧栄養化等は沿岸域の生物多様性に重大な悪影響を及ぼしている。また、沿岸域は海洋環境の変化に加え、地球温暖化や海洋酸性化といった地球規模の影響を受けやすい場所でもある。近年、わが国の沿岸域においても、地球温暖化による海水温の上昇や台風の強力化・突発的な豪雨といった気象現象も頻発している。さらに、アマモ場・藻場を構成する海草・海藻においては、海水面の上昇による変化や劣化、植食動物（植食性魚類、ウニ等）の食害による衰退や消失が指摘されている。

このような特徴を持つ沿岸域の生態系を保全し、持続的に生態系サービスを享受していくには、沿岸域の生態系を継続的にモニタリングし、生物多様性の現状を把握する必要がある。さらに、その現状について適切に評価し、将来生じることが予想される問題を認識することも重要である。

本事業では、磯、干潟、アマモ場及び藻場生態系を対象に、全国 28 の調査地（コアサイト : 26、協力サイト : 2）で、過去 15 年間にわたる各生態系を構成する生物に関するデータを取得してきた。第 1 期の成果とりまとめでは、2008～2012 年度の 5 年間で実施された調査結果の取りまとめを通して、各サイトの生物相の特徴等、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上で必要な基盤的な情報を得た。第 2 期の成果とりまとめでは、およそ 10 年間の調査結果から、各生態系及び各サイトの現状や特徴等に加え、生物相もしくは生物量の時間的な変化を把握することを目的とした。本報告書である、第 3 期の成果とりまとめにおいては、2008–2016 年度とりまとめを踏襲し、各サイト及び各生態系における生物相等の現状を把握するとともに、経年変化もしくは経年変動の有無の検出を試みた。また、各サイトにおける生物相等の変化と物理環境要素との関連性の検出を試みるとともに、サイト周辺で発生した自然環境の変化との関係性についても考察した。さらに、生態系に共通して見られる生物相等の変化に注目した。アマモ場と藻場生態系で確認された植生の被度の衰退・消失について、全国的な現状を把握するとともに、それらの要因の推定も試みた。加えて、震災から約 10 年間にわたるデータの蓄積により、沿岸域の生物の回復過程についても評価した。なお、本報告書の作成に当たっては、一般の方や環境保全等の施策担当者等に対して分かりやすく、かつ、関心を持っていただけるよう心がけた。

最後に、本調査の実施に当たっては、各サイトにおける調査員の皆様、検討会・分科会委員の皆様に多大なご尽力をいただいた。ここに厚く御礼申し上げる。

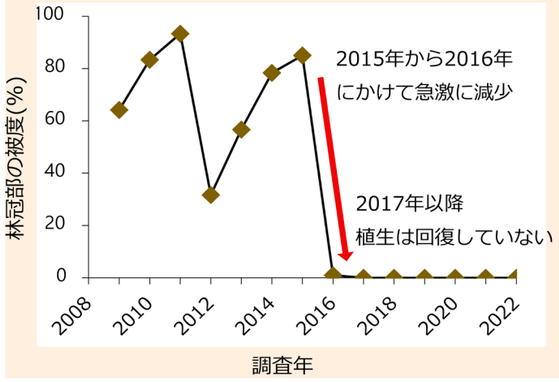
令和 7 年　環境省自然環境局生物多様性センター

沿岸域調査で確認された注目すべき変化
～アマモ場と藻場生態系でみられた植生の衰退と消失～

本調査を開始した2008年から2022年の15年の間に、沿岸域では大きな変化が確認されています。アマモ場と藻場生態系では合計１２サイト（アマモ場：６サイト、藻場：６サイト）のうち７つのサイトで植生の衰退と消失が確認されました。この変化は、主に気候変動等によって頻発し強力化する台風等による沿岸域のかく乱や、活発化する植食性動物の影響によるものと考えられています。

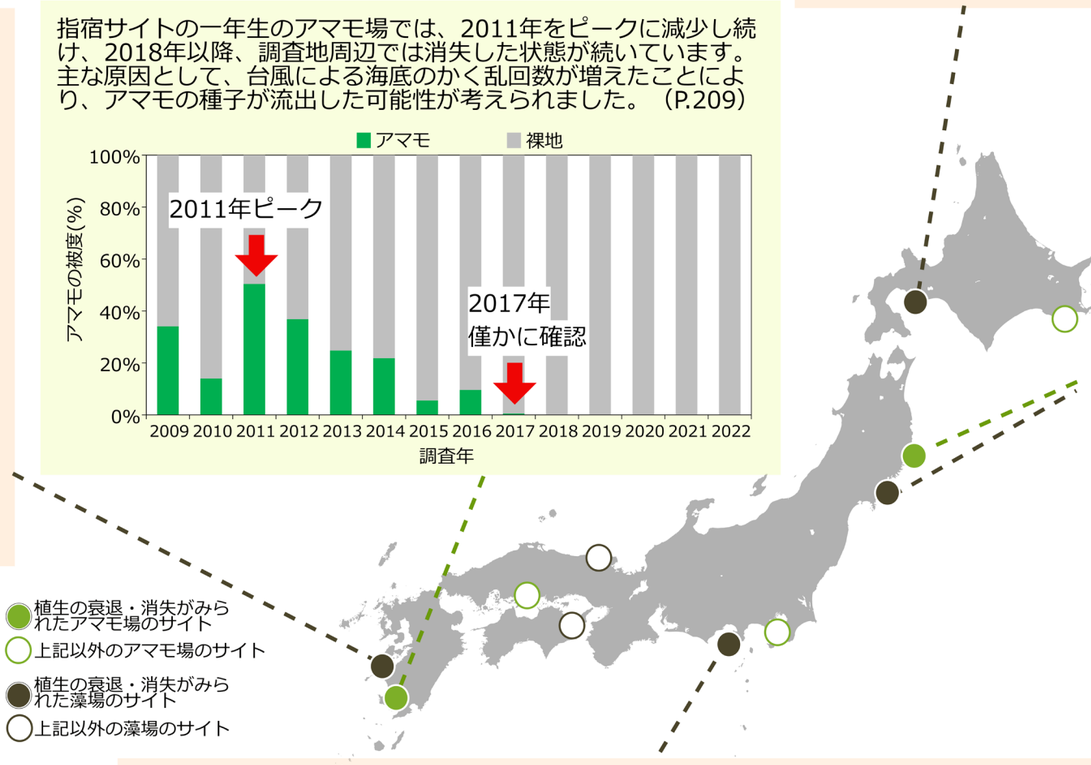
同様の調査手法でモニタリング調査を継続することにより、沿岸域で起こっている「変化」を捉え、その要因を探ることができました。今後も引き続き調査を継続し、注視していく必要があります。

薩摩長島サイト（堂崎）では、藻場の林冠部の主要な種であるアントクメが、2015年から2016年にかけて急激に減少し、2017年以降には全く見られなくなりました。高水温により活発化した魚類（アイゴやイスズミなど）によって、摂食されたことが要因と考えられます。（P.260）

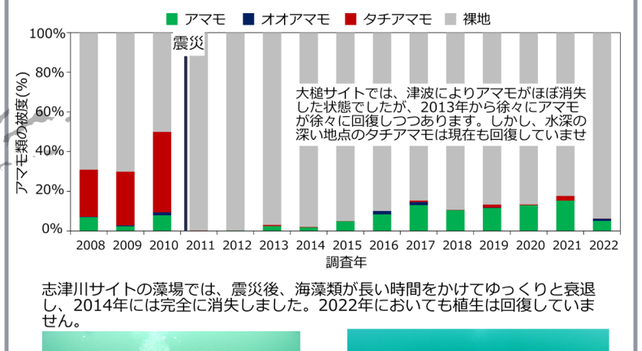


指宿サイトの一年生のアマモ場では、2011年をピークに減少し続け、2018年以降、調査地周辺では消失した状態が続いています。主な原因として、台風による海底のかく乱回数が増えたことにより、アマモの種子が流出した可能性が考えられました。（P.209）

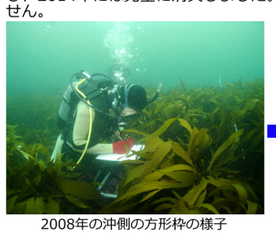
室蘭サイトでは、2017年からウニの摂食によるマコンブの衰退が確認されています。水深2mより深い場所ではマコンブの衰退がみられますが、ウニが登れない波浪の強い岸側ではマコンブが繁茂しています。写真は、水深が深い場所の磯焼けと、波当たりの強い岩塊の上で繁茂するマコンブの様子です。（P.236）



東北地方太平洋沖地震に伴い発生した津波や地盤沈下は、東北の太平洋沿岸にあるサイトの植生に影響を与えました。



志津川サイトの藻場では、震災後、海藻類が長い時間をかけてゆっくりと衰退し、2014年には完全に消失しました。2022年においても植生は回復していません。

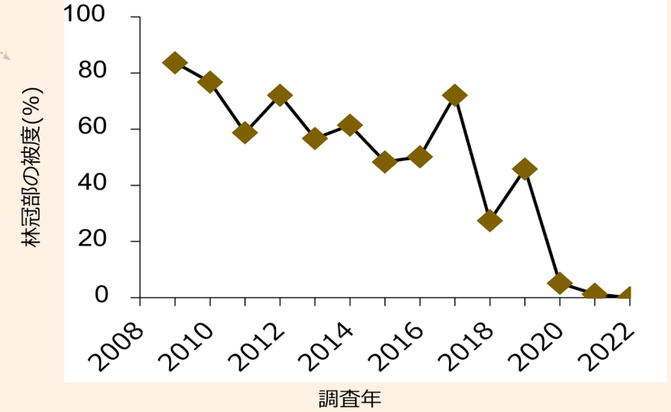

2008年の沖側の方形枠の様子

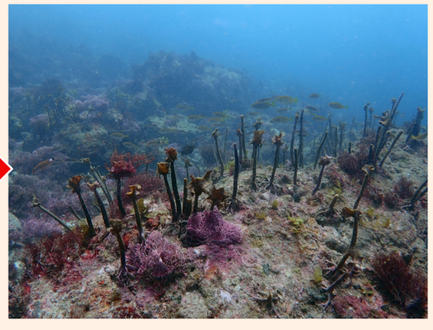
地震から9年後の2020年の同方形枠の様子

大槌サイト：P188、志津川サイト：P241、震災の影響に関するまとめ：P301

近年、石垣伊土名サイトの周辺では、アオウミガメによるウミショウブへの摂食の影響が深刻です。2018年に、アオウミガメによって食べられた痕のあるウミショウブ（写真の矢印）が、はじめて確認されました。その後、食べ痕のあるウミショウブは、増加し続けています。写真は、2021年に撮影された、ウミガメによって食べられた多数のウミショウブです。（P.214）

伊豆下田サイトでは、林冠部を構成するカジメ類が2019年から2020年の一年間で大きく減少し、その後2022年には、カジメ類は見られなくなりました。（P.247）





2015年の調査時にはカジメが繁茂していました（左の写真）。しかし、2021年の調査時には、海藻の葉の部分が魚類に食べられていました（右の写真）。

詳細は各サイトの結果と、P.287の「アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失」を参照ください。

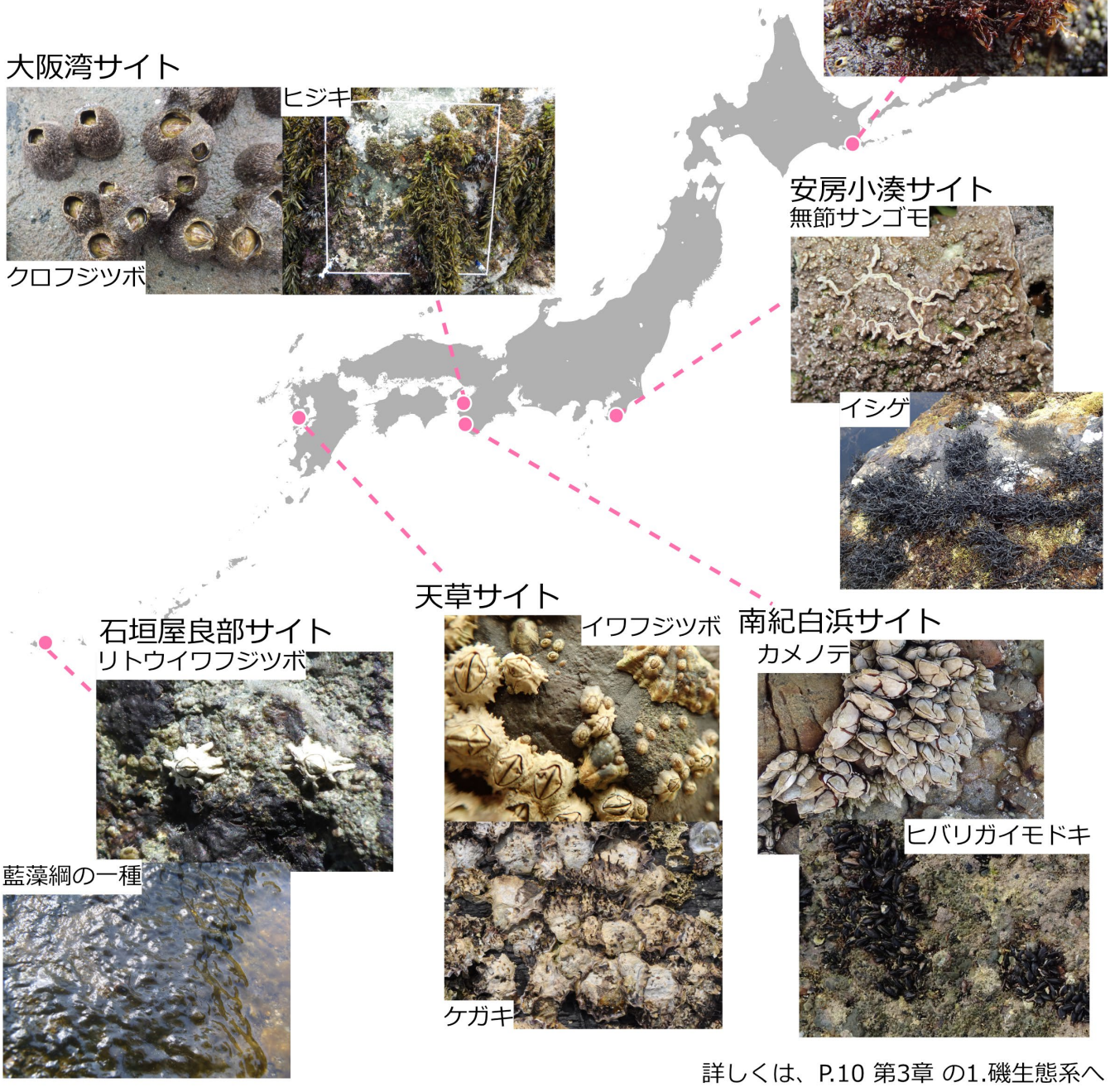
沿岸域調査の概要

磯のモニタリング調査

主に岩等で形成された海岸を磯と呼びます。磯は、岩質・波浪・干出時間・傾斜・方位等の違いにより、生物にとって複雑な微環境が多く生み出される場所です。

磯の調査では、全国に設置した6サイトで、各サイトで優占する主な固着性の底生生物5～10種を解析対象種とし、毎年、永久方形枠（30 個）内の出現有無を記録しています。また、永久方形枠の近くに温度ロガーを設置し、岩温を測定しています。底生生物の現存量の変化を把握するとともに、物理環境等の変化とそれに対する底生生物の応答を検出することを目的に、調査を実施しています。

各サイトの位置と解析対象種２種を紹介します。



詳しくは、P.10 第3章 の1.磯生態系へ

干潟のモニタリング調査

砂泥質の遠浅な海岸で、内湾や河口域などの波の穏やかな潮間帯に形成される平らな地形を干潟と呼びます。

干潟の調査では、全国に設置した10サイト（コアサイト：8、協力サイト：2）で、干潟の表面や泥の中に生息する底生動物（貝類・カニ類・ゴカイの仲間など）を調査対象とし、種数や個体数の変化を捉えるための定量調査と、サイトに生息する底生動物をできるだけ多く把握するための定性調査を行っています。経年的な種組成の変化や個体数の増減を把握するとともに、全国規模での種の分布域の変化を検出することを目的に、調査を実施しています。

各サイトの位置と代表的な巻貝類を紹介します。

厚岸サイト
ホソウミニナ

南紀田辺サイト
コゲツノブエ

松川浦サイト
マツカワウラカワザンショウ

永浦干潟サイト
ウミニナ

盤洲干潟サイト
イボキサゴ

汐川干潟サイト
ヘナタリ

松名瀬干潟サイト
オカミミガイ

中津干潟サイト
イボウミニナ

英虞湾サイト
シイノミミミガイ

石垣川平湾サイト
タケノコカニモリ

● コアサイト
● 協力サイト*

*コアサイトとは別途、同調査手法により調査を実施し、そのデータを提供いただいているサイトです。

詳しくは、P.70 第3章の 2.干潟生態系へ

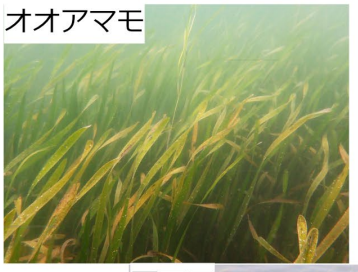
アマモ場のモニタリング調査

波の穏やかな内海や内湾域の砂泥底に形成される、アマモやコアマモなどの海草類（海の中で一生を過ごす海産種子植物）が群生した生態系をアマモ場と呼びます。近年では、吸収した炭素（ブルーカーボン）を海底に隔離・貯蓄するアマモ場の機能が注目されています。

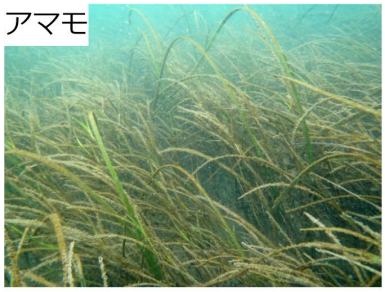
アマモ場の調査では、各サイトにおけるアマモ類の構成種と量的な経年変化を捉えることを目的に、調査を実施しています。全国に設置した6サイトにおいて、各サイトで優占的に生育するアマモ類の群落を含む6～13か所の調査地点を設置しています。毎年、各調査地点内で、方形枠を無作為に20個設置し、各方形枠内に出現するアマモ類の種類と被度、優占するアマモ類の種及び全体被度を記録しています。

各サイトの位置と代表的なアマモ類を紹介します。

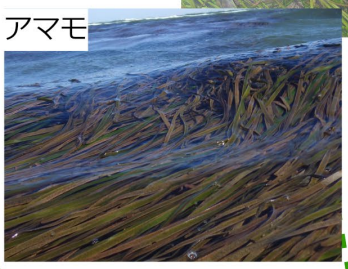
厚岸サイト

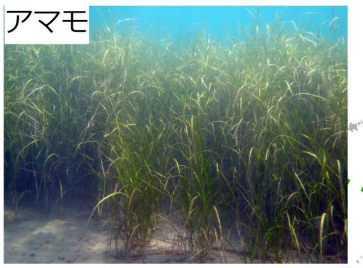


安芸灘生野島サイト

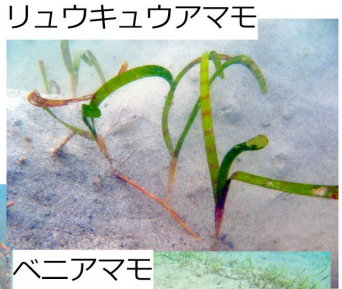


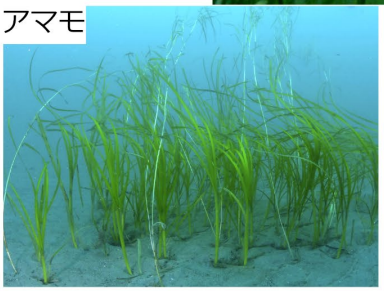
富津サイト



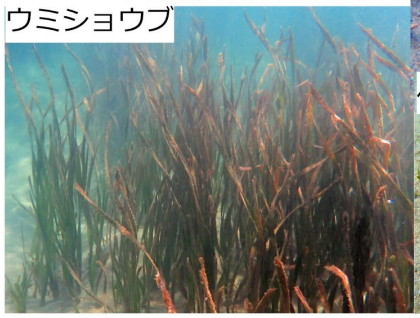


大槌サイト





石垣伊土名サイト



詳しくは、P.177 第3章の 3.アマモ場生態系へ

藻場のモニタリング調査

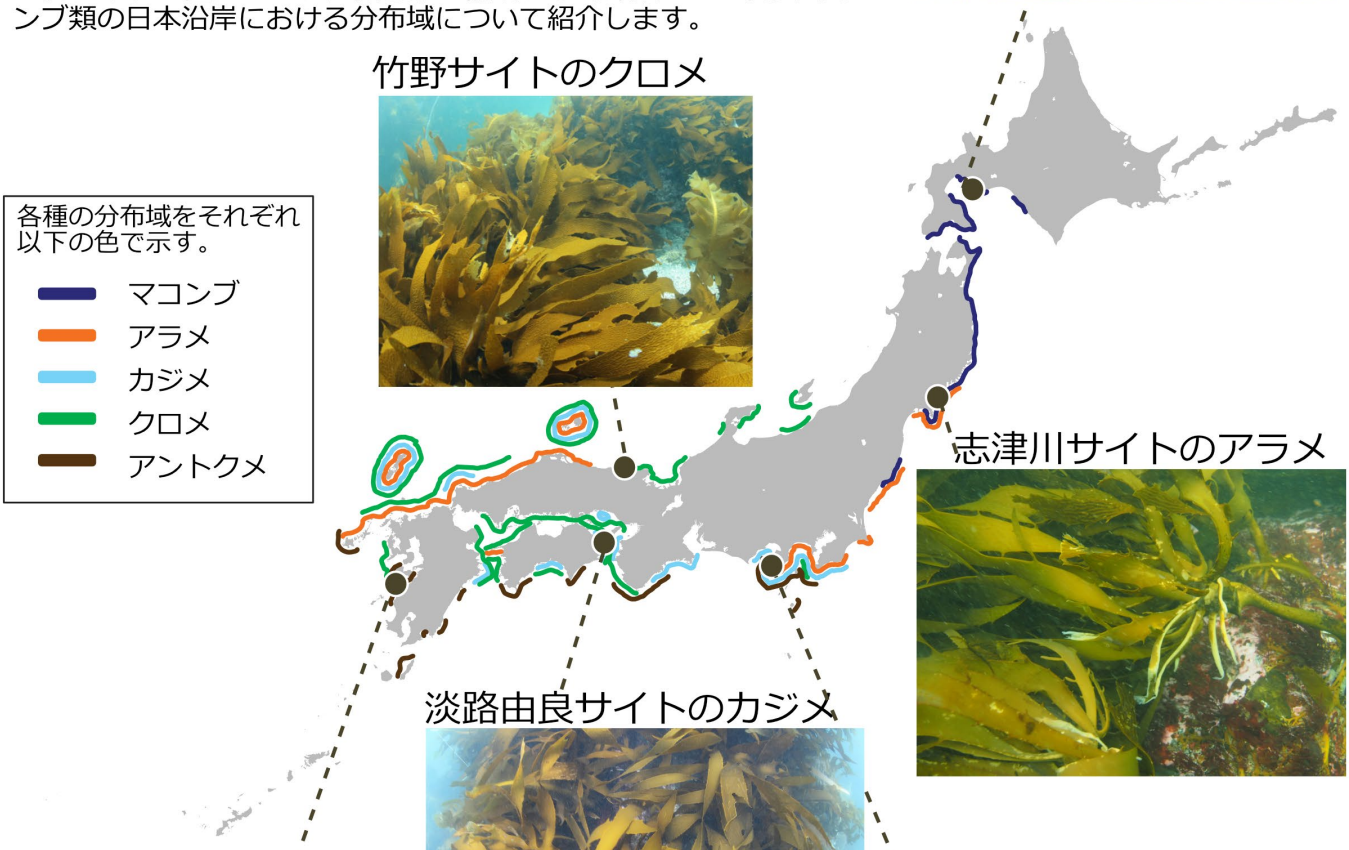
海藻類（緑藻、褐藻、紅藻）が群生した生態系を藻場と呼びます。ホンダワラ類、アラメ・カジメ類、コンブ類など、様々な海藻で形成されます。近年では、吸収した炭素（ブルーカーボン）を海底に隔離・貯蓄する藻場の機能が注目されています。

藻場の調査では、各サイトの海藻類の種組成や量的な変化を捉えることを目的に、全国に設置した6サイトで調査を実施しています。定点における定量的な植生変化を捉えるために永久方形枠調査を実施するとともに、水深勾配による海藻群落の帯状分布の変化を把握するためにライン調査を実施しています。それぞれの調査では、方形枠内に出現した海藻の種とその被度を調べ、林冠部と下草に分けて記録しています。

各サイトの位置および、林冠部を構成する海藻類のうち代表的なコンブ類の日本沿岸における分布域について紹介します。

室蘭サイトのマコンブ

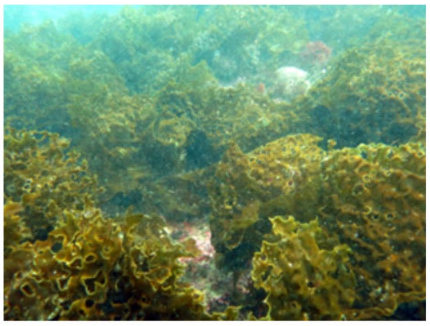
竹野サイトのクロメ



志津川サイトのアラメ

淡路由良サイトのカジメ

長島サイトのアントクメ



伊豆下田サイトの
カジメ・アラメ

詳しくは、P.230 第3章の 4.藻場生態系へ

磯に暮らす生き物

キタイワフジツボ

フクロフノリ

クロフジツボ

無節サンゴモ

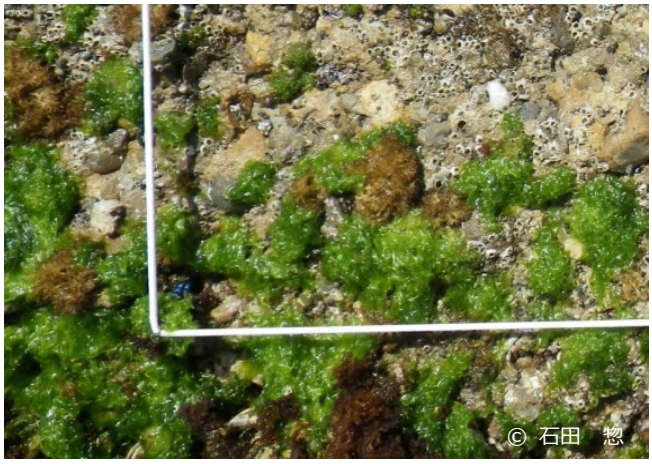
イワフジツボ

ヒジキ

口絵 1

磯に暮らす生き物

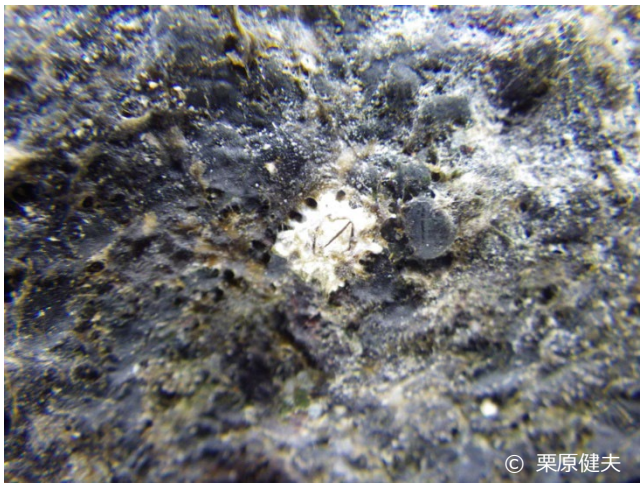
カメノテ



緑藻綱

ケガキ

イシゲ



リトウイワフジツボ

藍藻綱の一種

口絵 2

干潟に暮らす生き物

ホソウミニナ

ヤマトカワゴカイ

マツカワウラカワザンショウ

オキシジミ

スジホシムシモドキ

ウモレベンケイガニ

口絵 3

干潟に暮らす生き物

ミズヒキゴカイ種群の一種

ヘナタリとツボミ

コゲツノブエ

チゴガニ

アサリ

カブトガニ

口絵４

干潟に暮らす生き物

ヒメヤマトオサガニ

ツバサゴカイ棲管

カスリモミジガイ

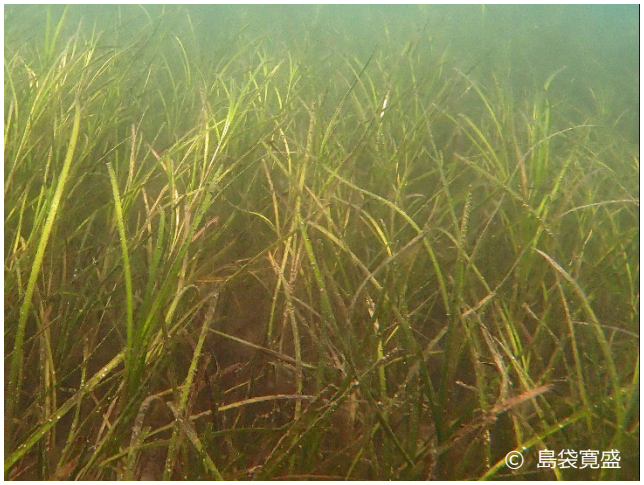
ウメノハナガイ

ハマグリ

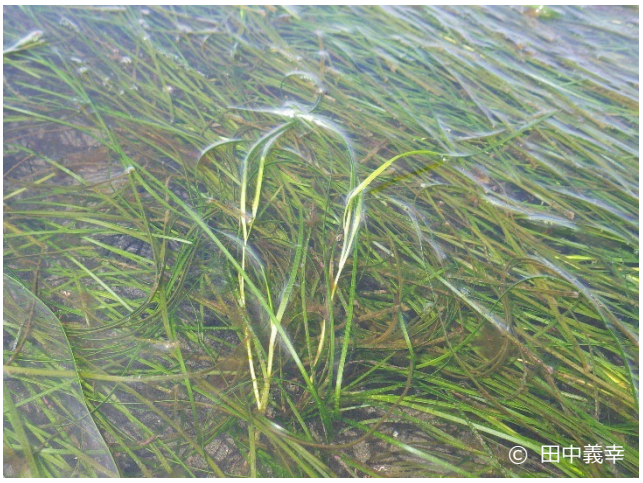
ハクセンシオマネキ

口絵 5

海草（アマモ類）藻場とそこに暮らす生き物

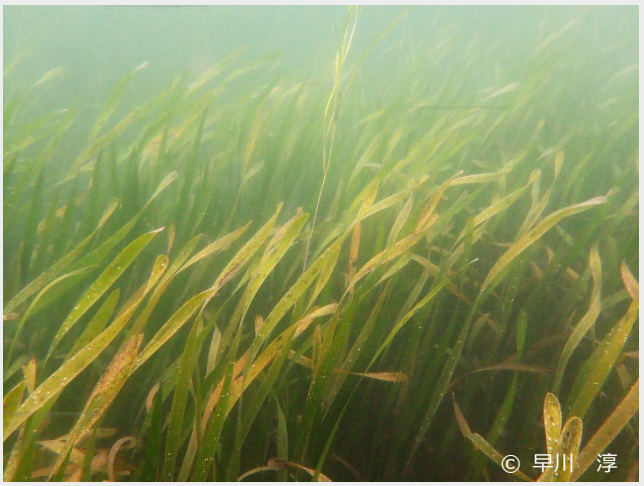


アマモ



コアマモ

タチアマモ



オオアマモ

ウミショウブ

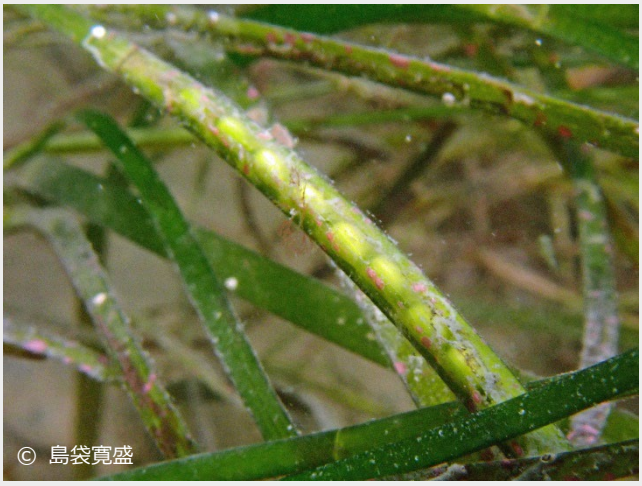
ウミヒルモ

口絵 6

海草（アマモ類）藻場とそこに暮らす生き物

リュウキュウアマモ

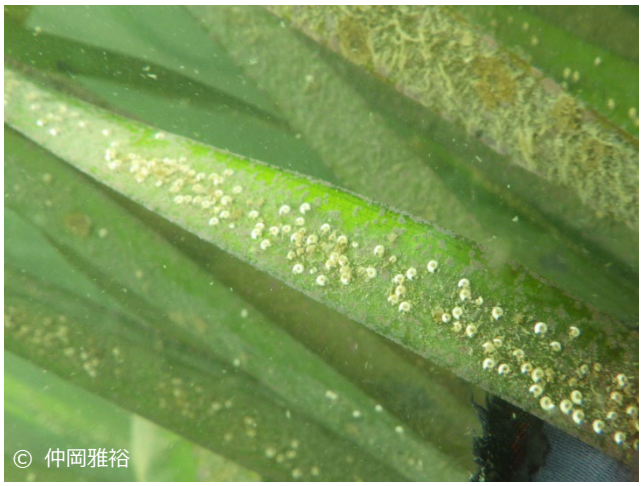
ベニアマモ



アマモの種子

アマモとアジ類

アマモとコウイカ類の卵



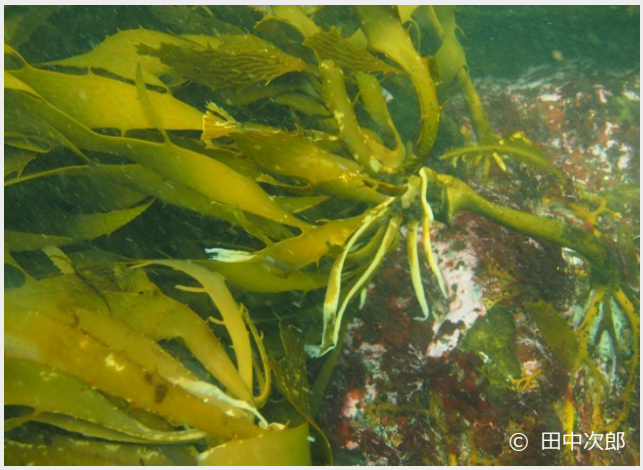
アマモに付着したウズマキゴカイ類

口絵 7

海藻藻場

マコンブ

チガイソ



アラメ

エゾノネジモク

カジメ

ホンダワラ類

口絵 8

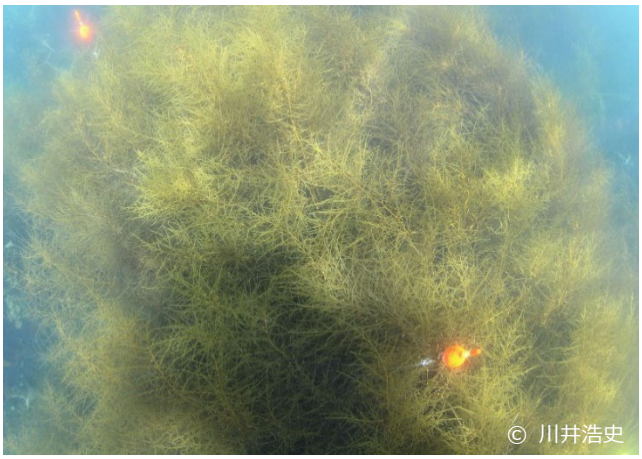
海藻藻場

クロメ（左）とワカメ（右）

ヤツマタモク

ヤナギモク

ワカメ



ヨレモクモドキ

アントクメ

口絵 9

要約

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）は、2008 年度から本格的な調査を開始し、2022 年度で 15 年目となる。沿岸域調査では、主に底生生物の種類や個体数、植物の種組成や被度を対象とし、基本的に各サイトで年に 1 回の頻度で調査を実施してきた。本成果とりまとめでは、これまでに取得されたデータを活用し、各生態系やサイトにおける生物多様性の現状及び変化を把握するための取りまとめを行った。

第 1 章「沿岸域における環境変化とそれに伴う生態系の変化」では、沿岸域の現状や近年に見られている自然環境の変化等について解説した。

第 2 章「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）について」では、調査サイトの選定、調査方法の概要、本とりまとめでの目的について記載した。

第 3 章「各生態系の現状と変化」においては、磯、干潟、アマモ場、藻場それぞれの生態系について、特徴や調査手法、本とりまとめでのポイントを説明するとともに、各サイトと各生態系の結果を取りまとめた。

磯生態系では、厚岸浜中、安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草、石垣屋良部の 6 サイトで調査を実施してきた。各調査サイトの解析対象種の出現頻度に関して、時系列的なトレンドの検出を試みたところ、大阪湾のヒジキについてのみ、有意な増加傾向のトレンドが検出された。また、全サイトにおける岩温の月別データについて、時間経過に伴う温度のトレンドの有無を解析したところ、天草サイトの月最大値について、一貫した上昇傾向が検出された。なお、解析対象種と岩温について、全サイトで共通した一方的な変化（例えば、サイトで共通する解析対象の増加／減少等）は見られなかった。

干潟生態系では、厚岸、松川浦、盤洲干潟、汐川干潟、南紀田辺、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾の 8 つのコアサイトおよび、松名瀬干潟と英虞湾の 2 つの協力サイトで、調査を実施してきた。各サイトの底生動物の群集構造に関して経年変動を検出する解析を試みたところ、盤洲干潟と汐川干潟サイト以外の 8 サイトで群集構造の経年変動が検出された。また、全 10 サイトの底生動物の群集構造に共通する経年変動（例えば、全サイトでの共通種の増加／減少）は見られなかった。

アマモ場生態系では、厚岸、大槌、富津、安芸灘生野島、指宿、石垣伊土名の 6 サイトにおいて調査を実施してきた。各サイトのアマモ類の平均被度に関して経年変化の有無を検出する解析を試みたところ、大槌の根浜エリアと指宿において有意な減少傾向が見られた。また、各調査サイトのアマモ類の平均被度と物理環境との関連性について検出を試みたところ、厚岸以外のサイトで相関が確認された。なお、平均被度の変化や物理環境との関連性に関して、全サイトに共通する明瞭なトレンドは見られなかった。

藻場生態系では、室蘭、志津川、伊豆下田、竹野、淡路由良、薩摩長島の 6 サイトにおいて調査を実施してきた。各サイトの藻場の林冠部を構成する海藻類に関して、志津川、伊豆下田、薩摩長島 A（堂崎）の 3 サイトで平均被度の減少が確認された。また、林冠構成種の平均被度の変化と物理環境や自然環境変化（震災や海水温の上昇等）との関連性についてもまとめた。なお、平均被度の経年的変化に関して、全サイトで共通する明瞭な変化は見られなかった。

第 4 章「沿岸域の現状及び変化」では、複数の生態系のデータを用いた解析や共通して見られた変化等について取りまとめた。

「1．磯と干潟における群集組成の時間的変動と緯度勾配との関連性」では、磯と干潟の各サイトの底生生物群集等のデータを使用し、日本列島の配置に沿った勾配における時間経過に伴う種組成の変動性を解析により明らかにした。その結果、磯生態系では、時間経過に伴い南西に位置するサイトで変動性が高くなる傾向が見られた。干潟生態系では統計的に有意ではないものの、南西に位置するサイトで時間経過にともなって変動性が高かった。

「2．アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失」では、アマモ場の指宿・石垣伊土名サイトおよび藻場の室蘭・志津川・伊豆下田・薩摩長島サイトで確認された植生の衰退の過程と消失の状況についてまとめるとともに、文献等の既存の情報から考えられる要因を取りまとめた。その結果、海水温上昇に伴う植食性動物の活発化や台風の接近回数の変化等の影響によると推測された。

「3．東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証」では、東北に位置する 3 サイト（松川浦：干潟、大槌湾：アマモ場、志津川湾：藻場）の 2008～2022 年のデータを用いて、東北地方太平洋沖地震後の生物の回復過程について再評価した。その結果、干潟では底質や周辺環境の変化に伴い底生動物の種構成が大きく変わり、かつ密度が震災以前より高くなる「過回復」の現象が見られた。大槌と志津川サイトでは、アマモ類や海藻類の被度は、約 10 年にわたり震災前の状態には回復していなかった。この結果は、2008-2016 年度とりまとめ報告書で報告された 2016 年までの回復状況と大きく変わらない状態であった。

第 5 章「総括」では、第 3 章及び第 4 章で取りまとめた結果を総括した。特に、第 3 章で検出された生物相等の経年変化及び変動を把握するとともに、それらに関連すると考察された自然環境の変化等について取りまとめた。さらに、事業におけるこれまでの取り組みと今後の展望について、サイト配置、調査手法、持続可能な調査体制、情報の共有・管理及び発信、保全施策へ活用、国際的枠組みとの連携、社会への貢献の 7 つの項目に沿って整理した。

Abstract

The Monitoring Site 1000 Coastal Area Surveys (Rocky Shores, Tidal Flats, Seagrass Beds, and Algal Beds) were initiated in earnest in FY 2008 and was in their 15th year in FY 2022. Coastal area surveys have mainly been conducted on the species and abundance of benthic organisms, and the species composition and cover of plants, approximately once a year at each site.

This publication is a summary report that presents the status and changes in biodiversity in each ecosystem site from the data collected from 2008 to 2022.

Chapter 1, "Natural Environmental Changes in Coastal Areas and Associated Ecosystem Changes," describes the current status and changes in the natural environment of coastal areas in recent years.

Chapter 2, "Monitoring Site 1000 Coastal Area Surveys," describes the location of the survey sites, the survey methodology, and the objectives in this report.

Chapter 3, "Current Status and Changes of Each Ecosystem," describes the characteristics, survey methods, and a summary of the results of each site and ecosystem.

Surveys of the Rocky Shore ecosystem have been conducted at six sites: Akkeshi-Hamanaka, Awa-Kominato, Osakawan, Nanki-Shirahama, Amakusa, and Ishigaki-Yarabu. We attempted to detect the time-series trends in the frequency of focal species occurrence at each site. The analysis results exhibit a significant increasing trend for *Sargassum fusiforme* in Osaka Bay. We analyzed the monthly rock temperature data of all sites to determine the presence or absence of temporal trend in temperature. A consistently increasing trend in the monthly maximum value was detected at the Amakusa site. Common changes (e.g., increases/decreases in focal species common to the sites) were not observed for the focal species or rock temperatures at any site.

Surveys of the Tidal Flat ecosystem have been conducted at eight core sites (Akkeshi, Matsukawaura, Banzu-Higata, Shiokawa-Higata, Nanki-Tanabe, Nakatsu-Higata, Nagaura-Higata, and Ishigaki-Kabirawan) and two volunteer sites (Matsunase-Higata and Agowan). We analyzed the benthic community structure at each site to determine their interannual variation. Interannual variations in community structure were detected at eight sites, excluding the Banzu-higata and Shiokawa-higata sites. Common changes (e.g., increases/decreases in common species at all sites) were not detected in the benthic community structures at any of the 10 sites.

Surveys of the seagrass bed ecosystems have been conducted at six sites: Akkeshi, Otsuchi, Futtsu, Akinada-Ikunoshima, Ibusuki, and Ishigaki-Itona. We analyzed the mean seagrass species coverage at each site to evaluate whether it has changed over time or not. A decreasing trend in mean seagrass species coverage was observed in the Ibusuki and Nehama areas of Otsuchi. We also attempted to detect the relationship between the mean seagrass species coverage and the physical environment at each site. A correlation was confirmed between the mean seagrass species coverage and the physical environment at all sites, except for Akkeshi. Furthermore, no clear trend was detected in the relationship between changes in mean seagrass species coverage and the physical environment, which was common to all sites.

Surveys of algal bed ecosystems have been conducted at six sites: Muroran, Shizugawa, Izu-Shimoda, Takeno, Awaji-Yura, and Satsuma-Nagashima. A decrease in the average seaweed cover constituting the

canopy of the seaweed beds was observed at three sites (Shizugawa, Izu-Shimoda, and Satsuma-Nagashima A (Dozaki)). At several sites, changes in the mean cover of forest canopy species were found to be related to changes in physical and natural environments (e.g., earthquakes and increases in seawater temperature). No significant changes in the mean cover of forest canopy species were observed over time across all sites.

Chapter 4, "Status and Changes in Coastal Areas," summarizes the common changes observed and the analyses using data from several ecosystems.

In section 1, "Temporal Variability of Community Composition and Its Relationship to Latitudinal Gradient in Rocky Shore and Tidal Flat ecosystems," we use benthic community data from each of the Rocky Shore and Tidal Flat sites to analyze the variability of species composition over time in the gradient along the Japanese archipelago. The results suggest that, over time, the variability in the benthic communities of the two ecosystems was higher at sites located in the southwest.

In section 2, "Decline and Loss of Vegetation in seagrass beds and Algal beds," we summarize the decline process and loss of vegetation at the Ibusuki and Ishigaki-Itona sites of Seagrass beds, and the Muroran, Shizugawa, Izu-Shimoda, and Satsuma-Nagashima sites of algal beds. Furthermore, we discuss the causes of these changes from literatures and other existing sources. The cause of the decline and disappearance of vegetation were assumed to be the increase in the activity of vegetative animals with the rise in seawater temperature, as well as the change in the number of approaching typhoons.

In section 3, "Comparison and Verification of the Return Process of Coastal Ecosystems after the Tohoku Earthquake," we re-evaluate the return process of organisms in each ecosystem after the Tohoku earthquake, using data from 2008 to 2022 of the three sites located in Tohoku (Matsukawaura: Tidal Flats, Otsuchi: Seagrass beds, Shizugawa: Algal beds). The tidal flats were consequently evaluated as "over-recovery," in which the species composition of benthic communities changed significantly with changes in bottom sediment and surrounding environment, and the density was higher than that before the earthquake. Seaweed and seagrass coverage did not return to pre-disaster levels for approximately 10 years. This result was not significantly different from the recovery status in 2016, as reported in the Summary Report of the Coastal Area Survey on Monitoring Sites 1000 project in FY 2008 to 2016.

Chapter 5, "Summary," summarizes the results of Chapters 3 and 4. In particular, the "Summary of Survey Results" section summarizes the interannual changes and fluctuations in biota and biomass identified in Chapter 3, as well as the changes in the natural environment considered to be related to these changes.

In addition, the "Review of the Project" section summarizes the past efforts and future prospects of the project in seven categories "arrangement of sites," "research methods," "sustainable research system," "information sharing, management, and dissemination," "utilization in conservation measures," "collaboration with international frameworks," and "contribution to society.

目次

第 1 章　沿岸域における自然環境等の変化とそれに伴う生態系の変化 1
1. これまでに確認された沿岸域の変化 1
2. 近年の沿岸域における自然環境の変化 1
3. 沿岸域におけるモニタリング調査の意義 2
4. 引用文献 3
第2章　モニタリングサイト1000沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）について 5
1. サイトの選定と配置 5
2. 調査の概要 7
3. 2008-2022 年度とりまとめについて 8
第3章　各生態系の現状と変化 10
1. 磯生態系 10
1） 磯生態系について 10
2） 磯生態系の調査手法 11
3） 磯生態系のとりまとめのポイント 14
4） 各サイトの状況 15
5） 岩温の時系列的トレンドの検出 49
6） 5 年毎調査の結果における種多様性と構成種の調査年間の比較 58
7） 磯生態系のまとめと展望 68
2. 干潟生態系 70
1） 干潟生態系について 70
2） 干潟生態系の調査手法 72
3） 干潟生態系のとりまとめのポイント 74
4） 各サイトの状況 76
5） レッドリスト掲載種の出現動向 162
6） 底生動物の群集構造の経年変動 169
7） 干潟生態系のまとめと展望 174
3. アマモ場生態系 177
1） アマモ場生態系について 177
2） アマモ場生態系の調査手法 178
3） アマモ場生態系のとりまとめのポイント 180
4） 各サイトの状況 181
5） 5 年毎調査のアマモ類の現存量及び葉上・底生動物相 221
6） アマモ場生態系のまとめと展望 228
4. 藻場生態系 230

1） 藻場生態系について 230
2） 藻場生態系の調査手法 232
3） 藻場生態系のとりまとめのポイント 234
4） 各サイトの状況 236
5） 植生の特徴と現存量の変化 266
6） 15 年間の藻場生態系モニタリングで確認された変化 278
7） 藻場生態系のまとめと展望 282
第4章 沿岸域の現状及び変化 283
1. 磯と干潟における群集組成の時間的変動と緯度勾配との関連性 283
2. アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失 287
台風によるアマモ場への影響 287
摂食圧の高まりによるアマモ場と藻場の減少 290
3. 東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証 301
第5章 総括 308
1. 調査結果の全体のまとめ 308
1） 各生態系の経年変化に関する解析のまとめ 308
2） 沿岸域の現況と変化のまとめ 312
3） 全体の総括 314
4） 引用文献 315
2. 事業全体のレビュー 316
参考情報 321
調査体制 322
謝辞 324
執筆・編集 325
各年度業務名、請負者及び共同実施者 326

第 1 章　沿岸域における自然環境等の変化とそれに伴う生態系の変化

1. これまでに確認された沿岸域の変化

生物多様性及び生態系サービスの総合評価 2021（JBO3：Japan Biodiversity Outlook 3、以下「JBO3」という）詳細報告書では、「沿岸・海洋生態系における生物多様性の状態は、1950 年代後半から現在において損失の傾向にあり、長期的に悪化する傾向で推移している」と報告された（環境省 2021）。わが国の沿岸における干潟面積については、1945 年以前には 82,621 ha であったが、1978 年には 53,856 ha、さらに 1996 年には 49,380 ha と減少し、過去 60 年間に約 40%が消失した（環境庁自然保護局 1980、1998；花輪 2006）。また、アマモやスガモを含む藻場面積は、1989～1991 年には 2,012 km^2 であったが、1998 年には 1,425 km^2 となり、10 年の間に約 30%が消失した（環境庁自然保護局 1994、1998）。JBO3 によると、これらの面積減少の背景には、高度経済成長期における、自然海岸の埋め立て・干拓、海砂利（海砂等）の採取、人工構造物の設置等による影響があると考えられ、高度経済成長期の 1950 年代後半から 1980 年頃までに毎年 40 km^2 前後が埋め立てられた（環境省 2021）。現在、社会経済状況の変化により、沿岸域の埋め立て等の開発・改変の圧力は低下しているものの、小規模なものは継続しており、その影響が懸念される（環境省 2021）。

また、自然海岸の減少に伴い、沿岸域を利用する生物種は長期的に影響を受けている可能性が高く、少なくとも干潟域に暮らす底生生物については、人為的開発等によって種の減少等が報告されている（和田ほか 1996；逸見ほか 2014）。、生物多様性及び生態系サービスの総合評価 2021 政策決定者向け要約報告書では、2017 年環境省版海洋生物レッドリストに絶滅危惧及び準絶滅危惧としてリストアップされた種数は 200 種以上となり、1998 年の水産庁のレッドデータブックより 100 種以上増加していた（環境省生物多様性及び生態系サービスの総合評価に関する検討会 2021）。

さらに、人間の活動に伴って国内外のほかの地域から持ち込まれた外来種による在来生物への影響も無視できない。例えば、干潟で見られる肉食性巻貝のサキグロタマツメタは、在来生物のアサリを捕食して多大な漁業被害をもたらしていることが報告されている（大越 2012）。

このように、わが国の沿岸域では、これまでの長年にわたる人為的な活動により、自然海岸が減少するとともに、そこに生息する生物もさまざまな影響を受けている。

2. 近年の沿岸域における自然環境の変化

近年におけるわが国の沿岸域の自然環境の変化に関しては、長期的な現象（気温・海水温の上昇、海面水位の変動、海洋酸性化等）と短期的あるいは突発的に生じる現象（海洋熱波、強力な台風の発生、突発的な集中豪雨、地震等）による影響が挙げられる。

気候変動監視レポート 2016 によれば、地球温暖化に伴い、2016 年までのおよそ 100 年間で、日本の年平均気温は 1.19℃、海域の年平均海水温は 1.07℃上昇した（気象庁 2017）。また、

気温の上昇によって、地球規模での海面水位の上昇が問題となっている。日本沿岸の海面水位（平均値）については、1980 年代以降から上昇傾向が見られるものの、1906～2016 年の期間では今のところ明瞭な上昇は見られていない。しかし、世界の平均海面水位は約 100 年間で 0.16 m 上昇し、2006～2018 年の上昇率は 1901～1990 年に比べ約 2.5 倍であると報告されている（IPCC 2021）。

大気中に大量に放出された CO_2 が海水に吸収され、海の水質がアルカリ性から中性に近づく「海洋酸性化」も深刻化し、1980 年代後半から外洋海面の pH が 0.017～0.027 pH / 10 年の割合で低下している（IPCC 2021）。海洋酸性化による海洋生物への影響が懸念されており、貝類やサンゴ類の殻や骨格が正常に形成されない恐れがある（国立環境研究所地球環境研究センター 2014）。

このように、近年、長期的な現象による海洋環境への影響が見られる一方で、短期的な自然現象が海洋環境へ与える影響も顕著である。例えば、特定の海域において極端な水温の上昇が数日から数か月にわたって継続する「海洋熱波」も確認されている。IPCC 海洋・雪氷圏特別報告書では、海洋熱波は海洋の生態系に大きな影響を及ぼし、特に近年その頻度と強度が増加した可能性が高いと評価している（IPCC 2019）。さらに、日本近海においても、北海道南東で「海洋熱波」の発生が報告された（Miyama et al. 2021）。

台風の強力化や突発的な豪雨といった短期的な気象現象により、沿岸域生態系ではかく乱が発生している。IPCC 第 6 次評価報告書では、世界の強い熱帯低気圧の発生割合は過去 40 年間で増加している可能性が高いとされた（IPCC 2021）。日本でも、2019 年の「令和元年東日本台風」により、東日本を中心に河川の氾濫が相次いだほか、土砂災害や浸水害も発生した（気象庁 2020）。台風や大雨に伴い淡水や土砂が海域へ大量に流出することにより、河口域を中心とした海域では塩分や底質に一時的に大きな変化が生じる可能性がある。

上述で述べた地球温暖化は今後も継続して起こると予測されており、IPCC 第 6 次評価報告書では、現状のままでは 21 世紀中に平均気温が 1.5℃あるいは 2.0℃上昇することが予測されている（IPCC 2021）。また、地球温暖化の進行に伴い、強い熱帯低気圧の割合と熱帯低気圧のピーク時の風速が、地球規模で上昇すると予測される（IPCC 2021）。今後、気候変動の影響により、海洋生物群集における生物量の減少や種の構成、分布の変化等が 21 世紀中に起こると予測され（IPCC 2019）、わが国の沿岸域においても、藻場の消失やサンゴの白化等、様々な悪影響を受けることが懸念されている（仲岡 2008）。

さらに、2011 年 3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震に伴い発生した、巨大津波の襲来や地盤高の変化も短期的な自然現象の例として挙げられる。太平洋三陸沖 130 km 付近を震源としたマグニチュード 9.0 の地震が発生し、それに伴い発生した津波で岩手県、宮城県、福島県の沿岸部は甚大な被害を被った。この地震や津波は、沿岸域の地形だけでなく、その周辺の生物相にも大きな影響を及ぼした（仲岡ほか 2013；金谷 2022）。

3. 沿岸域におけるモニタリング調査の意義

広域かつ継続的な生態系モニタリング調査から得られる結果は、様々な影響（長期的・突発的な気候変動の影響、外来種の侵入による在来種の減少や駆逐、種の分布域の変化等）によって引き起こされる各生態系の変化や今後の正確な予測を検出する上で、重要かつ基礎的な知見となる。近年、沿岸域を含む自然環境は、地球規模での気候変動や局所的な人為負荷等の相互作用を受けて変化し続けている。このような状況の中で、沿岸域の 4 つの生態系の保全を考える場合、統一化された方法による各生態系の海洋生物のモニタリングを継続し、基礎的

な知見を蓄積していくことは極めて重要である。実際、本調査においても、定点における海洋生物のモニタリング調査を継続してきたことにより、東北地方太平洋沖地震という突発的な自然現象による沿岸域の海洋生物への影響とその後の回復過程を捉えることができた。この成果は、将来において震災の発生時に、沿岸域で起こりうる変化の指標の一つとなるだろう。

2023 年に、政府は、生物多様性保全の情報基盤の構築のための行動目標として生物多様性国家戦略 2023–2030 の中で、「生物多様性と社会経済の統合や自然資本の国民勘定への統合を含めた関連分野における学術研究を推進するとともに、強固な体制に基づく長期的な基礎調査・モニタリング等を実施する」ことを、掲げている（環境省 2023）。また、2021 年に政府は、「気候変動適応計画」のなかで、将来予想される気候変動に対する適応策の考え方として、沿岸域の科学的知見の集積を進めるとともに、気候変動による沿岸域及び閉鎖性海域態系への影響を踏まえた施策実行に通ずる着実な検討が必要であると提示している（環境省 2021）。

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査で得られた結果が蓄積されていくことにより、各生態系の変化の把握や種多様性の損失に関連した事象を検出し、沿岸域生態系を保全していくための科学的かつ客観的な基礎情報の確立に繋がることが期待される。

4. 引用文献

IPCC (2019) 変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する IPCC 特別報告書 政策決定者向け要約 (SPM). (環境省 訳). https://www.env.go.jp/content/900442318.pdf, 2024 年 2 月 22 日確認

IPCC (2021) Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (eds.). In Press.

花輪 伸一 (2006) 日本の干潟の現状と未来. 地球環境, 11(2): 235-244

逸見 泰久, 伊谷 行, 岩崎 敬二, 西川 輝昭, 佐藤 正典, 佐藤 慎一, 多留 聖典, 藤田 喜久, 福田 宏, 久保 弘文, 木村 妙子, 木村 昭一, 前之園 唯史, 松原 史, 長井 隆, 成瀬 貫, 西 栄二郎, 大澤 正幸, 鈴木 孝男, 和田 恵次, 渡部 哲也, 山西 良平, 山下 博由, 柳 研介 (2014) 日本の干潟における絶滅の危機にある動物ベントスの現状と課題. 日本ベントス学会誌, 69 (1): 1-17

金谷 弦 (2022) 東日本大震災後の干潟生態系：巨大かく乱がもたらした変化と回復. 水環境学会誌 45 (5): 165-169

環境省 (2021) 気候変動適応計画 (令和 5 年 5 月 30 日一部変更). 環境省, 東京

環境省 (2023) 生物多様性国家戦略 2023-2030 ～ネイチャーポジティブ実現に向けたロードマップ～. 環境省, 東京

環境庁自然保護局 (1980) 第 2 回自然環境保全基礎調査 海域調査報告書 海岸調査, 干潟・藻場・サンゴ礁分布調査, 海域環境調査 (全国版). 東洋航空事業株式会社

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書 (干潟, 藻場,サンゴ礁調査) 第 2 巻藻場. 環境庁自然保護局, 東京, http://www.biodic.go.jp/reports/4-12/r00a.html.

環境庁自然保護局 (1998) 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査 総合報告書. 環境庁自然保護局生物多様性センター, 山梨

環境省生物多様性及び生態系サービスの総合評価に関する検討会 (2021) 生物多様性及び生態系サービスの総合評価 2021 政策決定者向け要約報告書. 環境省自然環境局自然

環境計画課生物多様性地球戦略企画室, 東京

気象庁 (2017) 気候変動レポート 2016. 気象庁地球環境・海洋部, 東京

気象庁 (2020) 気候変動レポート 2019. 気象庁地球環境・海洋部, 東京

国立環境研究所地球環境研究センター. 解説「海から貝が消える？海洋酸性化の危機」, 国立環境研究所地球環境研究センター ホームページ 2014 年 5 月 19 日, https://www.cger.nies.go.jp/ja/news/2014/140516.html, 2024 年 2 月 20 日確認

Miyama T, Minobe S, Goto H (2021) Marine heatwave of sea surface temperature of the oyashio region in summer in 2010-2016. Frontiers in Marine Science, 7: 576240

仲岡 雅裕 (2008) 気候変動にともなう沿岸生態系の変化 −生物群集から考える. (大串 隆之, 近藤 倫生, 仲岡 雅裕 編) シリーズ群集生態学 4 生態系と群集をむすぶ, 179-204. 京都大学学術出版会, 京都

仲岡 雅裕, 鈴木 孝男, 太齋 彰浩, 坂西 芳彦, 倉島 彰, 青木 優和, 田中 次郎 (2013) 東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2012 年度とりまとめ報告書, 74-80. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

大越 健嗣 (2012) 外来巻貝サキグロタマツメタのアサリに対する捕食. Nippon Suisan Gakkaishi, 78(5): 979-982

和田 恵次, 西平 守孝, 風呂田 利夫, 野島 哲, 山西 良平, 西川 輝昭, 五嶋 聖治, 鈴木 孝男, 加藤 真, 島村 賢正, 福田 宏 (1996) 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. WWF Japan サイエンスレポート, 3: 1-182

第2章　モニタリングサイト1000沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）について

1. サイトの選定と配置

国土面積に比して長い海岸線を持つわが国の沿岸域は、国内に幅広い緯度勾配を有し、南からは暖流（黒潮・対馬海流）、北からは寒流（親潮・リマン海流）の影響を受ける（図 2-1-1）。また、半島、湾、内海、多島海等の複雑な地形が存在し、環境自体の多様性が極めて高い。さらに、岩礁、砂質、砂泥質等のさまざまな底質条件が存在し、潮位により干潮時の干出時間が異なることが、多様な沿岸環境を生み出す要因となっている。

沿岸域は、潮の干満により概ね潮上帯、潮間帯、潮下帯と区分され、潮上帯には塩性湿地やマングローブ湿地等が、潮間帯には磯、砂浜、干潟が、潮下帯にはアマモ場や藻場、サンゴ礁等が形成されている。

全国の沿岸域生態系の状態を適切にモニタリングするため、緯度勾配と海流を考慮して全国を 6 海域に区分し、各海域に 1～7 の基準をできるだけ満たす配置になるようにサイトを選定した（図 2-1-2、表 2-1-1）。各生態系におけるサイト数は、磯 6 サイト、干潟 8 サイト、アマモ場 6 サイト、藻場 6 サイトで、各サイトの選定は、以下の 7 項目の基準に基づいて行った。

なお、干潟生態系では、2016 年より協力サイトとして松名瀬干潟サイトと英虞湾サイト（共に三重県）を受け入れており、コアサイトと同様の調査を毎年実施している。ただし、協力サイトは海域区分や以下の基準にそって選定していない。

1. 可能な限り、6 海域区分（図 2-1-2）の全てにサイトを配置すること、または南北・東西に互いに離れていること。
2. 各生態系（磯・干潟・アマモ場・藻場）において重要なサイトであること。
3. 分科会委員を中心とした調査者が在籍する実験所か、利用可能な臨海実験所等の施設に隣接していること。もしくは、特に施設がなくとも調査を実施しやすいこと。
4. 過去に専門的な調査記録があること。
5. JaLTER（Japan Long-Term Ecological Research Network）や NaGISA（Natural Geography In Shore Areas）等の国際的枠組みのモニタリングに参加している、あるいは参加予定のあるサイトであること。
6. 近隣に開発計画がなく、サイトの継続性が期待されること。
7. 干潟については、上記の基準を満たすサイトが複数あった場合には、モニタリングサイト 1000 シギ・チドリ類調査と重複するサイトであること。

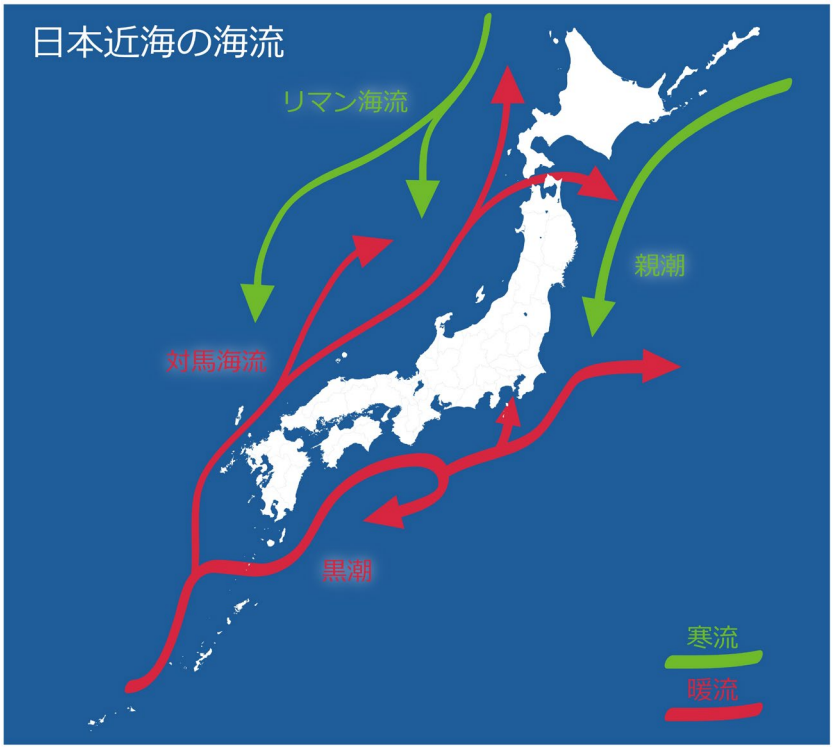


図 2-1-1.　日本近海の海流。2010 年度（平成 22 年度）水産白書より。

図 2-1-2.　サイトの位置及び、緯度勾配と海流の違いに基づく沿岸域の海域区分。海域区分名は以下のとおり。①北部太平洋沿岸、②日本海沿岸、③瀬戸内海沿岸、④中部太平洋沿岸、⑤西部太平洋沿岸等、⑥琉球列島沿岸を示す。

表 2-1-1.　各海域に設定された調査サイトの一覧

海域区分	潮間帯				潮下帯			
	設置年	磯	設置年	干潟	設置年	アマモ場	設置年	藻場
① 北部太平洋沿岸	2008	厚岸浜中	2008	厚岸	2008 2008	厚岸 大槌	2011 2008	室蘭 志津川
② 日本海沿岸		–		–		–	2009	竹野
③ 瀬戸内海沿岸	2010	大阪湾	2008	中津干潟	2008	安芸灘生野島	2008	淡路由良
④ 中部太平洋沿岸	2009	安房小湊	2008 2008 2008	松川浦 盤洲干潟 汐川干潟	2008	富津	2009	伊豆下田
⑤ 西部太平洋沿岸等	2008 2009	南紀白浜 天草	2008 2008	南紀田辺 永浦干潟	2009	指宿	2008	薩摩長島
⑥ 琉球列島沿岸	2008	石垣屋良部	2008	石垣川平湾	2008	石垣伊土名		–

2. 調査の概要

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）では、主に底生生物の種類や個体数、植物の種組成や被度を調査している。調査は年 1 回、4～10 月の同じ時期に実施することを基本とし、定量的なモニタリングを重視した「毎年調査」と、標本・環境試料の収集を伴う「5 年毎調査」を実施している。5 年毎調査は、毎年各生態系で順番に実施した（表 2-2-1）。なお、新型コロナウイルス感染症拡大の影響により、2020 年度のアマモ場 5 年毎調査が中止となった。そのため、3 回目のアマモ場及び藻場 5 年毎調査は 1 年ずつ延期された。

磯調査では、磯生態系において優占する底生生物を調査対象とし、それらの種組成や現存量の変化の把握を調査の目的とした。この場合、定量的な測定を行いやすい、岩表面に生息する種を対象とした。また、転石の下や固着性生物の殻の中等に生息する生物や移動速度の速い生物は、定量的な測定を行うことが困難であるため、調査対象としなかった。

干潟調査では、干潟表面を主な活動の場とする表在性動物と底土中に潜って生息する埋在性動物を調査対象とし、その種組成や個体数密度の変化の把握を調査の目的とした。塩性湿地、マングローブ湿地においては、植物の根、地下茎の発達によって埋在性動物の定量採集が困難であるため、表在性動物のみを対象とした。

アマモ場調査では、アマモ場において主要な生産者かつ生態系エンジニアであるアマモ類及び消費者系・腐食者系内で優占する底生動物（葉上性、表在性、埋在性）を調査対象とし、それらの種組成や現存量の変化の把握を調査の目的とした。底生動物の調査は 5 年毎調査でのみ実施した。

藻場調査では、藻場生態系において主要な生産者かつ生態系エンジニアである海藻類を主

な調査対象とし、それらの種組成や現存量の変化の把握を調査の目的とした。

以上の目的達成のため、磯、干潟、アマモ場及び藻場の各生態系において、統計解析が可能な数の方形枠を適切に配置した。それらの枠内に出現する種の組成を記録し、また出現種の個体数や被度を測定した。また、調査者が交代した際にもモニタリングが継続できるように、特殊な技術を必要としない調査手法を採用するなどの配慮を行った。調査方法の設計に際しては、JaLTER や NaGISA 等の国際的な環境モニタリングプロジェクトとの連携を図るため、一部の調査では国際的な環境モニタリングプロジェクトの調査内容等も取り入れた。

各生態系における詳細な調査手法については、「各生態系の概要」を参照いただきたい。

表 2-2-1.　5 年毎調査の実施年

西暦	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020*	2021	2022
磯		●					●					●			
干潟	●					●					●				
アマモ場			●					●						●	
藻場				●					●						●

＊新型コロナウイルス感染症拡大防止の影響により、2020 年度のアマモ場 5 年毎調査が中止となったため、3 回目のアマモ場および藻場の 5 年毎調査は 1 年ずつ延期した。

3. 2008–2022 年度とりまとめについて

2013 年に発表された 2008–2012 年度とりまとめ報告書では、2008～2012 年までの 5 年間の調査で得られたデータを使って、各サイトの生物相の特徴を解析した。その結果、各調査で得られたデータが、今後のモニタリングの基礎データとして有効であることや、各サイトが地域の特徴を捉えるモニタリングサイトとして有効な配置となっていることが示された。

2019 年に発表された 2006–2016 年度とりまとめ報告書では、2008–2012 年度のとりまとめ結果を踏まえ、各サイトに注目して調査結果を取りまとめた。また、2008–2012 年度のとりまとめではできなかった各サイト及び各生態系における生物相もしくは生物量（以下、「生物相等」という）の時間的動態を把握し、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上での基盤情報を得ることができるかを評価した。生物相等の時間経過に伴う変化や変動の検出を試み、検出された場合には、その要因となり得る気象条件や海洋条件といった物理環境要素との関連性を解析した。その結果、各生態系の生物相等の経年変化について、複数のサイトで長期変化傾向が検出されたものの、全サイトに共通する傾向は得られなかった。例えば、磯生態系では、解析対象種の出現頻度に関して、有意なトレンドは検出されなかったものの、岩温に関して、2011 年夏以降の月別データを用いた解析から、厚岸浜中サイトでは月最大値に下降するトレンドが、石垣屋良部サイトでは月最大値及び月平均値に上昇するトレンドが確認された。干潟生態系では、底生動物の群集構造に関して、松川浦、汐川干潟、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾サイトで有意な経年変化が検出された。アマモ場生態系では、アマモ類の平均被度を用いた解析から、大槌及び指宿サイトで減少傾向が、石垣伊土名サイトで増加傾向が検出された。藻場生態系では、林冠構成種の平均被度のデータから、志津川、伊豆下田、竹

野、淡路由良サイトで有意な増加もしくは減少する経年変化が確認された。これらの生物相等の経年変化と物理環境要素との関連性の有無は、各サイトで様々であったものの、東北地方の 3 つのサイト（松川浦、大槌、志津川）では東北地方太平洋沖地震とそれに伴う津波等による影響を捉えた。また、アマモ場及び藻場生態系の一部サイトでは、台風等のかく乱による影響も確認された。

2008–2022 年度とりまとめでは、2008–2016 年度とりまとめを踏襲し、各サイト及び各生態系における生物相等の現状を把握するとともに、経年変化もしくは経年変動の有無の検出を試みた。また、各サイトにおける生物相等の変化と物理環境要素との関連性の検出を試みるとともに、サイト周辺で発生した自然環境の変化との関係性についても考察した。さらに、約 15 年間の調査で得られたデータを利用し、生態系に共通して見られる生物相等の変動性や経年変化に注目した。磯及び干潟生態系では、代表する底生生物種あるいは底生動物群集の時間的変動について、日本列島の配置に沿った勾配との関連性を調べた。アマモ場と藻場生態系では、共通して確認された植生の被度の衰退・消失について、全国的な現状を把握するとともに、それらの要因の推定も試みた。さらに、震災から約 10 年間にわたるデータの蓄積により、これら沿岸域の生物の回復過程を明らかにした。

第3章　各生態系の現状と変化

1. 磯生態系

石田　惣、島袋寛盛、野田隆史、村田明久、
山本智子、深谷肇一、森　敬介

1） 磯生態系について

磯とは

潮汐に伴って干出と冠水を繰り返す場所（潮間帯）のうち、岩盤で形成された場所を磯と呼ぶ。

磯生態系の最大の特徴は、地盤高あるいは標高（以下「高さ」という）によって生物相が大きく変化し、明瞭な帯状分布（ゾーネーション）が見られることである。潮間帯では、潮汐による海面の水位変化に伴い冠水と干出を繰り返し、地盤高あるいは標高によって干出時間の長さが異なる。潮間帯上部では干出時間が長く、水没時間は満潮時前後の短い間だけである。また、磯には日陰が少なく、多くの岩礁は太陽光によるふく射熱で高温となる。そのため、潮間帯上部で生活していくには、耐乾燥・耐高温性の体構造が必要である。さらに、海水中から栄養塩や懸濁物を得ている生物にとっては、栄養を得る時間が短く、呼吸時間も同様の制限を受ける。このことから、潮間帯上部では過酷な環境に適応できる生物だけが生活することになる。一方、潮間帯下部では水没時間が長く、干出時間は干潮時前後の短い間だけである。そのため、潮間帯下部は乾燥しにくく、多くの生物にとって過ごしやすい場所である。ところが、多くの生物が集まるため、生息場所をめぐる生物間の競争が激しくなる。また、潮下帯に生息する魚類や大型の甲殻類、ヒトデ類といった捕食者に襲われる確率は、水没時間の長い潮間帯下部の方が高い。このように、生物の「すごしやすさ」で見ると、潮間帯の上部、下部にはそれぞれ一長一短があり、環境耐性の違い、種内・種間競争や食う食われるの関係によって、各高さに応じた生物の分布が形成される。

食物網の視点から見ると、磯生態系を最も特徴づける動物は固着性の懸濁物食者である。懸濁物とは、海水中の動植物プランクトン、並びにそれらの死骸や分解物に由来する微小な有機物（デトリタス）等を指す。この懸濁物を餌とする動物の代表はフジツボ類や二枚貝類であるが、ほかにも各種カイメン類や多毛類、ホヤ類等が分布し、足の踏み場もないほど常に動物がいるという環境が磯の特徴とも言える。

磯の機能と役割

磯の生物相は沿岸環境の中でも突出して種多様性が高く、さまざまな景観が見られる。その現存量も大きいため、沿岸環境を支える主要な機能を有する生態系の一つである。例えば、磯に生育する藻類は光合成により海水中の栄養塩を同化し、海水中に酸素を供給している。また、磯に生息する懸濁物食者が海水中のプランクトンや懸濁物を消費することで、海水中の有機物を凝縮する役割も担っている。さらに、主たる生息場所が磯に限定されない魚類等の海洋動物や海鳥等の陸上動物も、産卵場所や隠れ場所、餌を得る場所として磯を利用する。

一方で我々の生活においても、磯は直接的にさまざまな恩恵をもたらしてくれる。例えば、ヒジキ等の海藻類や貝類といった生物を食糧として得ている。また、生物の観察会等の教育・レクリエーション活動の場としても利用している。このように磯が存在することにより、

我々の暮らしも支えられている。

現状

これまでに、わが国の多くの磯は、港湾整備による護岸壁や桟橋の建設等により消失してきている。一般に、護岸された海岸は直線的になり、生物にとっての生息場所の異質性と多様性が失われると同時に、生物相が単純化する。また、護岸された海岸は堅い基盤を好む外来種のフジツボ類やイガイ科の二枚貝が高密度に生息しやすい。

また、近年、地球温暖化の影響によって、地球規模で海水温の上昇や海水面の上昇、突発的な異常気象現象の発生が起こっている。特に、海水面の上昇については、磯に生息する固着性生物に与える影響は大きい。例えば、干出時間の変化により、従来の生物が生息できず、生物相の入れ替わりが起こる可能性も高い。また、海水温の上昇により南方系の種が北上し、従来生息する生物と競合する可能性もある。

一方、学術的側面から見れば、磯の生物群集は群集生態学のモデルシステムとして扱われてきた歴史があり、さまざまな理論の発見と検証が行われてきた。つまり、環境に対する生物の応答を厳密に評価してきた実績が蓄積されている。そのため、モニタリングを継続して実施することで今後生じうる海洋環境の変化に伴う磯の生物群集への影響について、これまでの実績に基づき予測することも可能になる。

これらのことから、人為的影響や地球規模の海洋環境の変化が磯に及ぼす影響を捉えるためには、各地の主要な海域の磯において、統一化された方法によるモニタリングを継続していくことが求められる。

2） 磯生態系の調査手法

わが国を代表する磯のうち、潮の干満差が大きく、調査のしやすい太平洋側の海域において6 つのサイトを選定した（図 3-1-2-1）。北から順に厚岸浜中サイト（北海道）、安房小湊サイト（千葉県）、大阪湾サイト（大阪府）、南紀白浜サイト（和歌山県）、天草サイト（熊本県）、石垣屋良部サイト（沖縄県）であり、毎年調査を実施している。

調査の開始年はサイトによって異なり、厚岸浜中サイト、南紀白浜サイト、石垣屋良部サイトは 2008 年から、安房小湊サイトと天草サイトは 2009 年から、大阪湾サイトは 2010 年からとなっている。調査時期は、海藻が繁茂する時期を避け、厚岸浜中サイトで 7～8 月、安房小湊サイトで 5～7 月、大阪湾サイトで 5～6 月、南紀白浜サイトで 5～7 月、天草サイトで 5～8 月、石垣屋良部サイトで 6～8 月としている。

本調査の基本的な考え方は、磯の生物について、その群集構造の変動をモニタリングすることにより、地球温暖化や気象等の環境変化による影響を検出することを目的としている。そのため各サイトの磯に、さまざまな潮位と傾斜角が含まれるように 25 cm 四方の永久方形枠を 30 個設置し、永久方形枠内に出現する固着性生物と移動能力の低い動物（軟体動物や棘皮動物）の現存量を調べている（図 3-1-2-2）。また、30 個の永久方形枠のうち任意の 5 個の永久方形枠近傍には温度データロガー（以下「温度ロガー」という）を設置し、15 分毎の岩温データを取得している。5 個の温度ロガーが設置される永久方形枠の条件（潮位や傾斜角）は異なっており、各条件下における岩温の動態の違いや、各条件下における生物群集の応答を検出することを目指している。

毎年調査では、各永久方形枠の画像を用いて、各サイトで選定された 5～10 種の解析対象種（種群、下記参照のこと）の有無を在不在データ（在：1、不在：0）で記録している。

5 年毎調査では、各永久方形枠内で見られる生物群集の詳細を把握するため、点格子法による固着性生物の定量調査と出現種（固着性生物もしくは移動能力の低い動物が対象）を記録している。また、各サイトでよく見られる生物を採集し、標本を作製している。なお、5 年毎調

査はこれまでに 2009 年と 2014 年、2019 年に実施した。

これらの調査方法の詳細については「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）マニュアル」（https://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/。以下「モニタリングマニュアル」という）を参照いただきたい。なお、磯生態系の調査では基本的に種を対象としているが、一部、種までの同定は難しいが、その生態的特性（機能）が類似しているものにも注目している（例えば、無節サンゴモ、有節サンゴモ、被覆性褐藻等）。そのため、複数種群を便宜上「種」として取り扱っている場合があることに留意いただきたい。

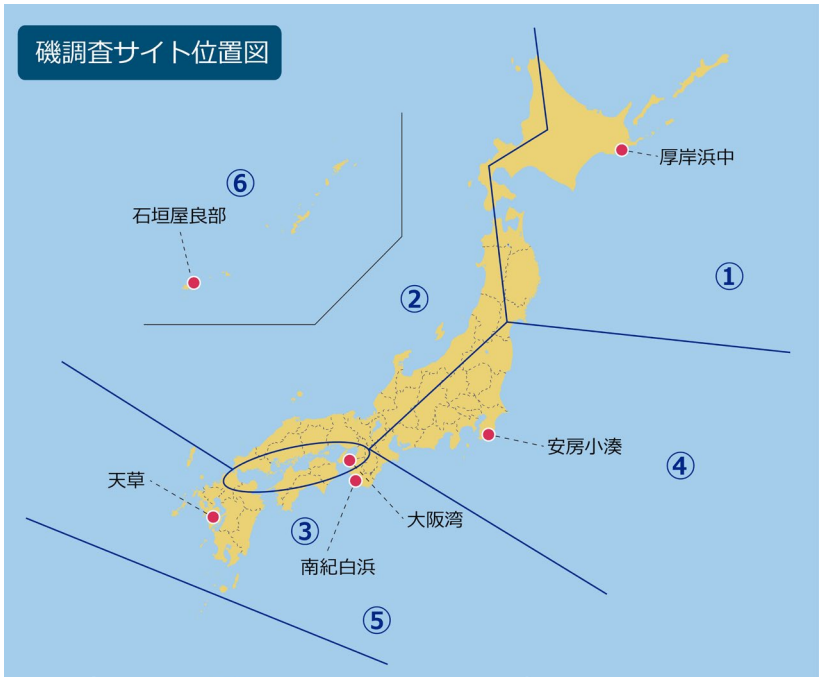


図 3-1-2-1.　磁調査サイト位置図。①～⑥は海域区分名を示し、①北部太平洋沿岸、②日本海沿岸、③瀬戸内海沿岸、④中部太平洋沿岸、⑤西部太平洋沿岸等、⑥琉球列島沿岸を示す。

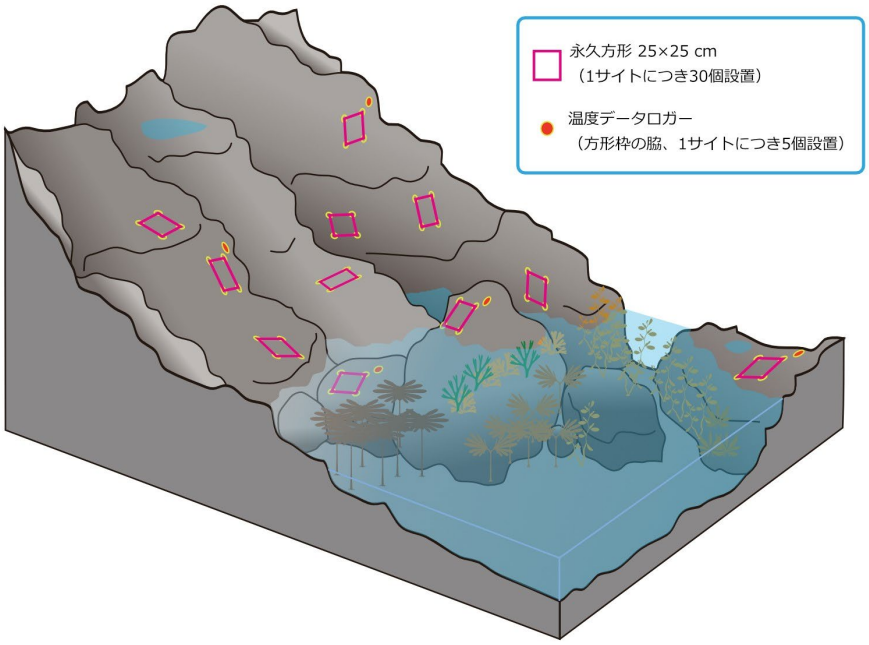


図 3-1-2-2.　磁調査における永久方形枠等の配置図。

3） 磯生態系のとりまとめのポイント

本稿では、以下に 2008 年から開始した磯調査で取得された生物と岩温データに基づき、各サイト及び磯生態系の現状や特徴等について記す。

各サイトの状況では、解析対象種の出現頻度を取り上げ、その時間経過に伴う増減傾向の検出を試みた。また、岩温の季節的特徴を把握する目的で岩温データを取りまとめた。

磯生態系の状況では、全 6 サイトの岩温に共通した時間経過に伴う温度の増減傾向が検出されるかを解析した。また、5 年毎調査で得られたデータを使用し、各サイトで出現した固着性生物の種数や構成種等を調査年間で比較した。

最後に「磯生態系のまとめと展望」として、調査結果及び今後の円滑な調査の実施に向けて、結果を踏まえたまとめを行った。

4） 各サイトの状況

厚岸浜中サイト

サイトの特徴

図 3-1-4-1. サイト位置図と景観（2014 年撮影：胡　之陽）

厚岸浜中サイトは、北海道厚岸郡浜中町にある藻散布沼の東方約 1 km、アイヌ岬の南西約 1 km に位置する（図 3-1-4-1）。調査地周辺は、親潮の強い影響を受けるほか、数年に一度、流氷の影響を受ける。

調査地の後背地は、5～20 m の崖になっている。後背地の植生は調査地の南北で異なっており、北はクマイザサを主体としたササ原、南はミズナラ等からなる落葉樹林が主体となる。調査地周辺の海岸線は、砂浜、転石浜及び崖地からなり、その底質構成は、潮間帯から潮上帯にかけては主に崖と転石、潮下帯は転石混じりの砂である。調査地点は、堆積岩からなる小さな島状の岩礁上（北部）、あるいは崖地の側面（南部）に位置している。

周囲には潮だまりはほとんど存在しない。やや奥まった（内湾的）地形で、かつ遠浅であるため、波当たりは弱い。また、浜中町霧多布の大潮時の最大干満差は約 120～160 cm である。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

後背地の崖の一部でごく小規模な崩落が見られた以外には、本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化や土地利用、人工構築物の設置等による特筆すべき景観の変化は見られない。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温。
- 2016 年：北日本では前線や相次ぐ台風の影響で記録的な多雨となり、北海道を中心に大きな被害が発生。
- 2017 年：8 月下旬から、黒潮の大蛇行が 12 年ぶりに発生。
- 2018 年 8～9 月：台風第 21 号、第 24 号の接近・通過に伴い各地で暴風、高潮が発生。
- 2019 年 9～10 月：令和元年房総半島台風（台風第 15 号）、令和元年東日本台風（台風第 19 号）の接近・通過に伴い、北・東日本で記録的な暴風、大雨。
- 2019 年：日本の年平均気温が統計開始以降第 1 位を記録。
- 2021 年 7 月：北海道南東方で海面水温が過去最高を記録。
- 2022 年 7 月以降：北海道南東方、本州東方、記録的な高水温。

・2010～2016 年（各年の夏季：7～9 月）：海洋熱波（Miyama et al. 2021）。
・2021 年（9～11 月）：赤潮の発生（Kuroda et al. 2022）。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2008～2022 年までの 15 年間で取得された岩温データから月毎の平均値（以下「月平均岩温」という）を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。さらに、各温度ロガーの月平均岩温の最高値と最小値の差を年較差と定義し、温度ロガーの設置環境（高さ、傾斜角）との関連を回帰分析によって調べた。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、40～128 cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、423,723～484,888 データであった（表 3-1-4-1）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 3-1-4-2 に示した。全温度ロガーが記録した月平均岩温が最低値となった月は 2 月（-2.1 ± 0.5℃）であり、最高値となった月は 8 月と 9 月（17.2 ± 1.1℃、17.2 ± 0.9℃）であった。

温度ロガー別で見ると、RSHMN26（高さ 63 cm）温度ロガーの月平均岩温が、ほかのロガーに比べて、6～9 月に高い値（11.5 ± 0.8℃～17.2 ± 1.1℃を推移）を示した。また、5 個の温度ロガーのうち 2 番目に高い位置に設置されている RSHMN15（高さ 119 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーに比べて 4～8 月において最も高いもしくは 2 番目に高い値（4.1 ± 0.7℃～17.0 ± 1.1℃を推移）であり、10～3 月においては低い値（-2.1 ± 0.5℃～12.0 ± 0.8℃を推移）であった。なお、月平均岩温の標準偏差（毎年の値のばらつき）に注目すると、12 月に大きい値を示す温度ロガーが多かった。それらは RSHMN03（高さ 128 cm）、RSHMN15（高さ 119 cm）、RSHMN19（高さ 40 cm）、RSHMN26（高さ 63 cm）の 4 個の温度ロガーであり、それぞれ± 1.0℃、± 1.5℃、± 0.9℃、± 1.1℃であった。

平均岩温の年較差を説明する線形回帰モデルとして、説明変数を含まないモデル、高さを説明変数とするモデル、傾斜角を説明変数とするモデル、高さと傾斜角を説明変数とするモデルの 4 つを赤池情報量規準に基づき比較した結果、高さを説明変数とするモデルが選択された。推定された高さの回帰係数は正の値であり、ロガーの設置位置が高いほど平均岩温の年較差が大きい傾向が示唆された。

表 3-1-4-1. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数

方形枠の高さ（cm）*	方形枠番号	測定期間	データ欠損期間（ひと月分のデータが全くない期間）	データ数
128	RSHMN03	2008年8月16日00:00～2022年6月28日23:45（15分間隔で記録）	2010年11月～2011年7月 2018年9月～2019年7月	423,723
55	RSHMN10		2010年9月～2011年7月	451,237
119	RSHMN15		2013年9月～2014年7月	448,128
40	RSHMN19		–	484,886
63	RSHMN26		–	484,888

＊ 本サイトでは、高さ 29～139 cm に永久方形枠を設置している。

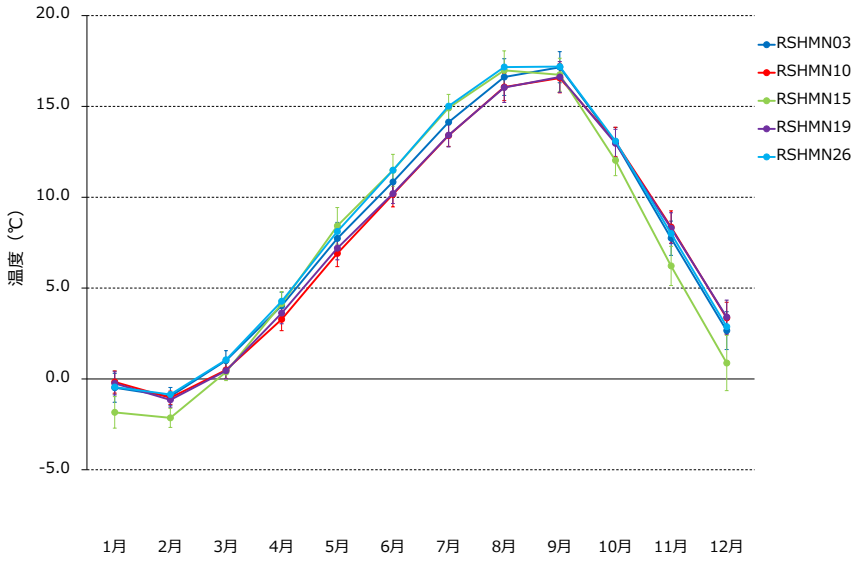


図 3-1-4-2.　厚岸浜中サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2008～2022 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

解析対象種の出現頻度と時系列解析

本サイトでは、優占種かつ写真から同定可能な種であることを理由に、キタイワフジツボ（口絵 1）、フクロフノリ（口絵 1）、ピリヒバ、マツモ、キタアメリカフジツボの 5 種を解析対象種として選定した。設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を、毎年撮影している写真から確認している。なお、RSHMN19 は方形枠の前方に転石が出現し、正面写真を撮影不可となったため、2017 年度より新たに RSHMN32 を代替方形枠として設置した。また、RSHMN12 は方形枠の一部に岩が堆積し、調査が不可能になったため、2017 年度より新たに RSHMN31 を設置した。その後、2020 年度より RSHMN12 での調査が可能となったため、RSHMN31 での調査は実施していない。

キタイワフジツボ、フクロフノリ、ピリヒバ、マツモの 4 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、外来種のキタアメリカフジツボについては、2011 年より在不在データの取得を開始した。そのため、キタアメリカフジツボの 2009 年及び 2010 年のデータについては、本稿を取りまとめるに当たり、新たに画像より在不在を確認した。

ここでは、2009～2022 年の 14 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の水準や変動の特徴を捉えるとともに、解析対象種を動物種（キタイワフジツボ、キタアメリカフジツボ）と植物種（フクロフノリ、マツモ、ピリヒバ）に分け、その間で出現頻度の特徴に違いがあるかどうかを調べた。また、各種の出現頻度について、時間経過に伴う増減傾向（以下「トレンド」という）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、キタイワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は 0.1（3 / 30）となる。また、各種の出現頻度の平均的な水準と毎年の値のばらつきの大きさを把握するため、各種の出現頻度の平均と標準偏差を算出した。

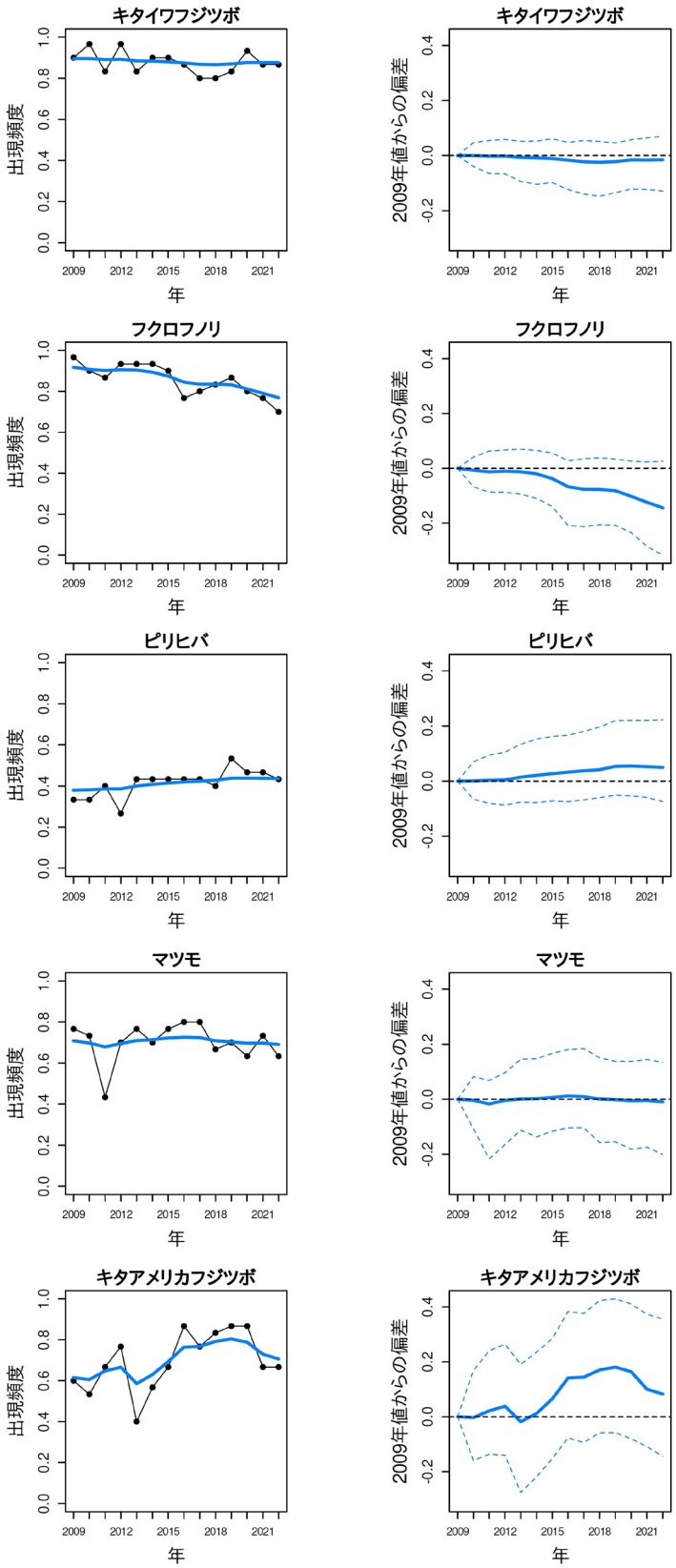


図 3-1-4-3.　（左）厚岸浜中サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2009 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

出現頻度の水準と変動性

14 年間（2009～2022 年）の各種の出現頻度は、キタイワフジツボが 0.80～0.97、フクロフノリが 0.70～0.97、ピリヒバが 0.27～0.53、マツモが 0.43～0.80、キタアメリカフジツボが 0.40～0.87 の範囲でそれぞれ推移した（図 3-1-4-3 左）。

本サイトの周辺海域では、2010 年～2016 年の期間に毎年 7 月～9 月に海洋熱波が生じた（Miyama et al. 2021）こと、2021 年の 9 月～11 月に赤潮が発生した（Kuroda et al. 2022）ことが報告されているが、解析対象の 5 種の出現頻度には熱波発生期間や赤潮翌年とそれ以外の年との間で顕著な違いは認められなかった。

各種の出現頻度の平均値と標準偏差については、キタイワフジツボの平均は 0.88、標準偏差は 0.05、フクロフノリの平均は 0.85、標準偏差は 0.08、ピリヒバの平均は 0.41、標準偏差は 0.06、マツモの平均は 0.70、標準偏差は 0.09、キタアメリカフジツボの平均は 0.70、標準偏差は 0.14 となった。従って、平均出現頻度が最も高い種はキタイワフジツボ、最も低い種はピリヒバであった。標準偏差が最も高い種はキタアメリカフジツボ、最も低い種はキタイワフジツボであった。

固着動物と海藻の各種の出現頻度の特徴

各種の出現頻度の 5 つの要約統計量（平均、最大値、最小値、範囲、標準偏差）のそれぞれについて、Welch の *t* 検定を用いて植物種と動物種の間で差があるかを調べた。*t* 検定の結果、平均（$p = 0.4746$）、最大値（$p = 0.3624$）、最小値（$p = 0.6348$）、範囲（$p = 0.93$）、標準偏差（$p = 0.7508$）のいずれについても有意な差は認められなかった。

出現頻度のトレンド

解析対象各種の出現頻度データにベイズ時系列モデルを当てはめ、時系列をトレンド成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は出現頻度の長期的な増減傾向を表す成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は年毎に独立に変動する誤差系列である。ここでは種の出現頻度のトレンドに関心があるため、上記の 3 成分のうちトレンド成分の推定値に着目して評価を行った。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

解析の結果、解析対象種のいずれも顕著な増加・減少傾向は見られなかった（図 3-1-4-3）。キタアメリカフジツボとピリヒバは出現頻度が増加、フクロフノリは出現頻度が減少しているように見えるものの、トレンド成分の 2009 年値からの偏差については全ての期間で 95% 信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な傾向は認められなかった（図 3-1-4-3 右）。

まとめ（考察）

2009 年～2022 年までの 14 年間の本サイトの月平均岩温は、-2.1℃（2 月）から 17.2℃（8 月と 9 月）の間で季節変化した。また月平均岩温の季節変化は岩礁の高度によって変化し、岩礁高度が高いほど平均岩温の年較差が大きい傾向が認められた。

2009 年～2022 年までの 14 年間の各種（固着動物：キタイワフジツボとキタアメリカフジツボ、海藻：フクロフノリ、マツモ、及びピリヒバ）の出現頻度について見てみると、それぞれ、キタイワフジツボでは 0.80～0.97、キタアメリカフジツボでは 0.40～0.87、フクロフノリでは 0.70～0.97、ピリヒバでは 0.27～0.53、マツモでは 0.43～0.80 の範囲で変動したものの、その変動には有意な時間トレンド（出現頻度の一貫した増加または減少）は認められなかった。

本サイトの周辺海域では、2010 年～2016 年にかけて海洋熱波が生じ（Miyama et al. 2021）、2021 年に赤潮が発生した（Kuroda et al. 2022）。これらのイベントは本サイト近隣の磯の生物の分布量に明白な影響を及ぼしたことが報告されているが（Ishida et al. 2023；Yao and Noda 2024）、本サイトにおける解析対象の 5 種の出現頻度には明らかな影響を及ぼさなかった。このような相反する結果は、極端現象や異常なイベントが生態系に及ぼす影響は場所や生物や評価基準によって異なることを示している可能性もあるものの、現時点で明言はできない。今後も調査データを蓄積し、同様の解析を行う

ことで、極端現象や異常なイベントをはじめ、様々な環境変化が磯の生態系に及ぼす影響をより深く理解することにつながることが期待される。

引用文献

Ishida K, Tachibana M, Yao Y, Wada Y, Noda T (2023) The impact of marine heatwaves on rocky intertidal communities: evidence of accumulative carryover effects of marine heatwaves. Frontiers in Marine Science, 28: 1146148

Kuroda H, Taniuchi Y, Watanabe T, Azumaya T, Hasegawa N (2022) Distribution of harmful algae (*Karenia* spp.) in October 2021 off southeast Hokkaido, Japan. Frontiers in Marine Science, 9: 841364

Miyama T, Minobe S, Goto H (2021) Marine heatwave of sea surface temperature of the oyashio region in summer in 2010-2016. Frontiers in Marine Science, 7: 576240

Yao Y, Noda T (2024) Immediate impact of the 2021 harmful algal bloom in southeast Hokkaido on the rocky intertidal benthic community and its spatial variation. Journal of Marine Science and Engineering, 10: 928

執筆：野田隆史、深谷肇一

安房小湊サイト

サイトの特徴

図 3-1-4-4.　サイト位置図と景観（2021 年撮影：村田明久）

安房小湊サイトは、千葉県房総半島南東部に位置し、南房総国定公園に指定されている。暖流と寒流が交わり、地域特異性の高い生物相を形成する。

調査地の後背地は高さ 10～20 m の崖になっている。後背地の植生はタブノキ等の常緑広葉樹の森林が主体となる。本サイト周辺の海岸線は起伏に富んだ岩盤からなり、岩盤は砂岩・泥岩を主体とした堆積岩で構成されるため柔らかい。また、本サイトの方形枠の周囲には多数の潮だまりが存在する。波当たりはやや強く、海水の流動が盛んである。潮下帯にはカジメ（口絵 8）やアラメ（口絵 8）等が繁茂する海藻群落が広がっている。本サイト付近の大潮時の最大干満差は約 140～180 cm である。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイト後背地の崖で 2021 年に大規模な崩落があった（図 3-1-4-4）が、本サイトに直接の影響はない。そのほか、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等による特筆すべき景観の変化は見られない。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に述べる。2011 年 3 月の東北地方太平洋沖地震では、千葉県も大きな被害を受けた。本サイトでも最大 1～2 m の津波が押し寄せたと思われるが、大きな影響は確認されなかった。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2009～2022 年までの 14 年間で取得された岩温データから月毎の平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。さらに、各温度ロガーの月平均岩温の最高値と最小値の差を年較差と定義し、温度ロガーの設置環境（高さ、傾斜角）との関連を回帰分析によって調べた。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、46～154 cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、368,518～429,771 データであった（表 3-1-4-2）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図3-1-4-5に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は2月（10.4 ± 0.9℃）であった。一方で、月平均岩温が最高値となった月は8月（26.9 ± 0.8℃）であった。

温度ロガー別で見ると、5個の温度ロガーのうち最も高い位置に設置されているRSKMN14（高さ154 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて、5～8月において高く（20.4 ± 0.8℃～26.9 ± 0.8℃を推移）、9～4月において低かった（10.4 ± 0.9℃～24.8 ± 0.7℃を推移）。一方で、最も低い位置に設置されているRSKMN17（高さ46 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて、5～8月において低く（19.0 ± 0.9℃～25.5 ± 1.0℃を推移）、10～3月において高い（14.6 ± 0.6℃～22.6 ± 1.0℃を推移）値であった。なお、月平均岩温の標準偏差（毎年の値のばらつき）に注目すると、全ての温度ロガーで7月（全て± 1.4℃）に大きい値を示した。

平均岩温の年較差を説明する線形回帰モデルとして、説明変数を含まないモデル、高さを説明変数とするモデル、傾斜角を説明変数とするモデル、高さと傾斜角を説明変数とするモデルの4つを赤池情報量規準に基づき比較した結果、高さと傾斜角を説明変数とするモデルが選択された。推定された高さと傾斜角の回帰係数はいずれも正の値であり、ロガーの設置位置が高いほど、またロガーの設置位置の傾斜角が大きいほど、平均岩温の年較差が大きい傾向が示唆された。

表3-1-4-2. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数

方形枠の高さ（cm）*	方形枠番号	測定期間	データ欠損期間＊＊（ひと月分のデータが全くない期間）	データ数
79	RSKMN05	データ取得期間：2009年5月25日00：00～2022年5月16日23:45（15分間隔で記録）	2010年3月～2011年6月	403,755
154	RSKMN14		2010年3月～2011年6月 2012年6月～2013年4月	368,518
85	RSKMN16		2010年3～4月 2011年3～6月	429,768
46	RSKMN17		2010年3～4月 2011年3～6月	429,771
89	RSKMN20		2010年3～4月 2011年3～6月	429,771

＊本サイトでは、高さ39～175 cmに永久方形枠を設置している。
＊＊2020年8月12日12：15～8月19日は新型コロナウィルス感染症対策の影響により回収できず、電池切れによりデータ欠損。

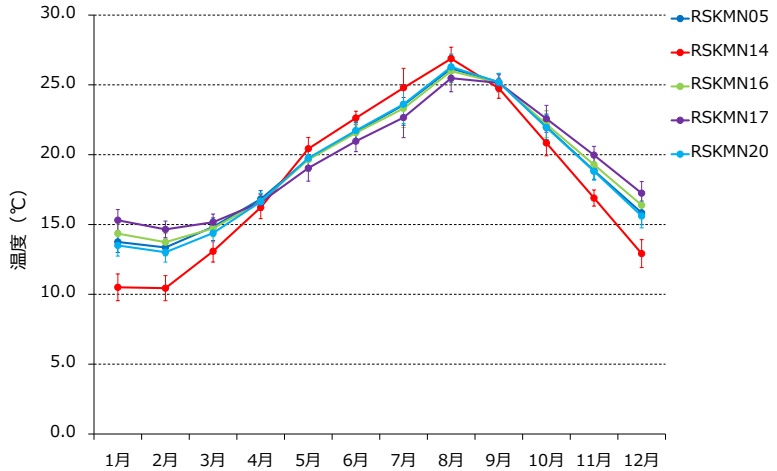


図3-1-4-5. 安房小湊サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている5個の温度ロガーごとに、2009～2022年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

解析対象種の出現頻度と時系列解析

本サイトでは、イワフジツボ（口絵 1)、クロフジツボ（口絵 1)、無節サンゴモ（口絵 1)、ヒジキ（口絵 1)、ケガキ（口絵 2)、イシゲ（口絵 2）の 6 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、無節サンゴモ、ヒジキの 4 種は、2009 年より在不在データを取得した。また、ケガキ、イシゲについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始した。そのため、ケガキ、イシゲの 2009～2015 年のデータについては、本稿を取りまとめるに当たり、新たに画像より在不在を確認した。

ここでは、2009～2022 年の 14 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の水準や変動の特徴を捉えるとともに、解析対象種を動物種（イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ）と植物種（無節サンゴモ、ヒジキ、イシゲ）に分け、その間で出現頻度の特徴について調べた。また、各種の出現頻度について、時間経過に伴う増減傾向（以下「トレンド」という）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、無節サンゴモが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3 / 30）となる。また、各種の出現頻度の平均的な水準と毎年の値のばらつきの大きさを把握するため、各種の出現頻度の平均と標準偏差を算出した。

出現頻度の水準と変動性

14 年間（2009～2022 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.40～0.67、クロフジツボが 0.00～0.20、無節サンゴモが 0.73～0.93、ヒジキが 0.30～0.50、ケガキが 0.03～0.17、イシゲが 0.07～0.30 の範囲でそれぞれ推移した（図 3-1-4-6 左）。

また、各種の出現頻度の平均と標準偏差については、イワフジツボの平均は 0.58、標準偏差は 0.08、クロフジツボの平均は 0.08、標準偏差は 0.05、無節サンゴモの平均は 0.85、標準偏差は 0.05、ヒジキの平均は 0.41、標準偏差は 0.05、ケガキの平均は 0.11、標準偏差は 0.03、イシゲの平均は 0.19、標準偏差は 0.06 となった。従って、平均出現頻度が最も高い種は無節サンゴモ、最も低い種はクロフジツボであった。標準偏差が最も高い種はイワフジツボ、最も低い種はケガキであった。

動物種・植物種の出現頻度の特徴

種の出現頻度の 5 つの要約統計量（平均、最大値、最小値、範囲、標準偏差）のそれぞれについて、Welch の t 検定を用いて植物種と動物種の間で差があるかどうかを調べた。t 検定の結果、平均（$p = 0.4195$）、最大値（$p = 0.3993$）、最小値（$p = 0.4032$）、範囲（$p = 0.8042$）、標準偏差（$p = 0.9829$）のいずれについても有意な差は認められなかった。

出現頻度のトレンド

解析対象各種の出現頻度 データにベイズ時系列モデルを当てはめ、時系列をトレンド成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は出現頻度の長期的な増減傾向を表す成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は年毎に独立に変動する誤差系列である。ここでは種の出現頻度のトレンドに関心があるため、上記の 3 成分のうちトレンド成分の推定値に着目して評価を行った。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

解析の結果、解析対象種のいずれも顕著な増加・減少傾向は見られなかった（図 3-1-4-6）。イワフジツボ、クロフジツボ、イシゲは出現頻度が増加、無節サンゴモは出現頻度が減少しているように見えるものの、トレンド成分の 2009 年値からの偏差については全ての期間で 95%信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な傾向は認められなかった（図 3-1-4-6 右）。

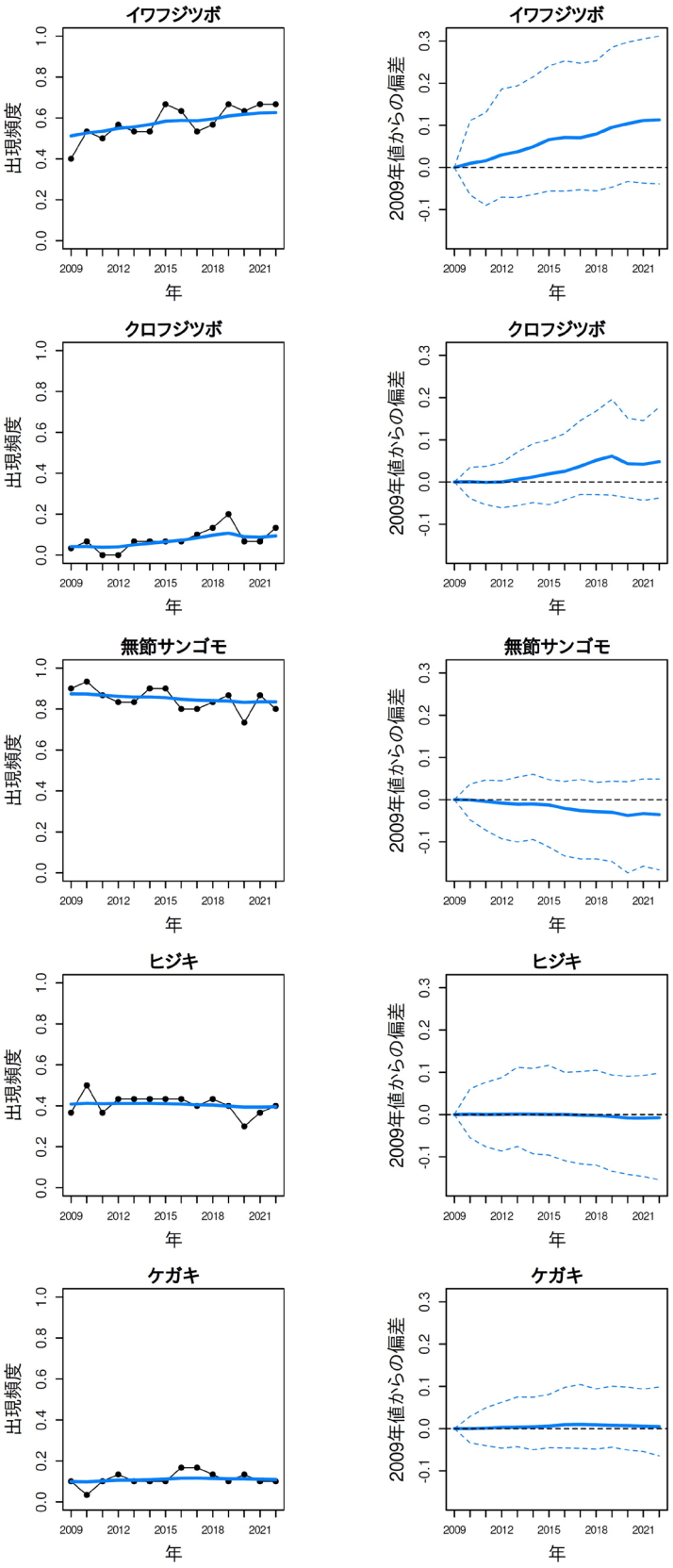
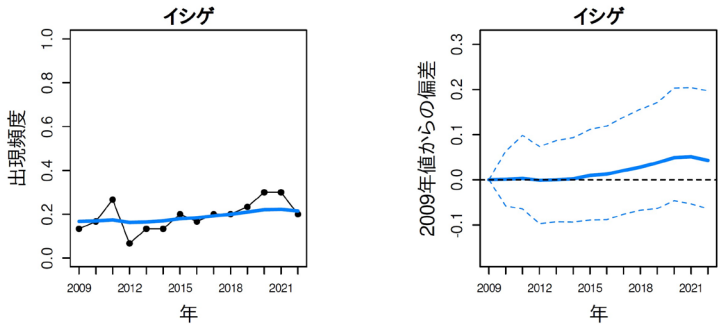


図 3-1-4-6. （左）安房小湊サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2009 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。



（続き）図 3-1-4-6.（左）安房小湊サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2009 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

まとめ（考察）

解析により、温度ロガー設置位置の高さや傾斜角が岩温の年較差に影響を受けていることが示唆された。気温は水温より大きく変動するため、干出時間が長くなる高い場所ほど岩温の変動も大きくなると思われる。また、岩温は日照の影響も大きく受けるため、傾斜角や方角も重要な要因となる。特に夏場、最も気温が高く日照が強くなる時間帯に干出しているかどうかが、最高岩温に与える影響は大きい。本サイトで最も高い位置にある RSKMN14 では、夏場は 44℃以上になる一方、冬場は氷点下となる時間帯もあり、固着性生物にとって過酷な環境である。

解析対象種については、一見して、イワフジツボ、クロフジツボ、イシゲは出現頻度が増加、無節サンゴモは出現頻度が減少しているように見えるものの、有意な増加・現象傾向は確認されなかった。しかし、今後の気候変動や災害等による変化を見逃さないためにも、継続してモニタリングを行うことが重要である。

執筆：村田明久、深谷肇一

大阪湾サイト

サイトの特徴

図 3-1-4-7. サイト 位置図と景観（2014 年撮影：石田　惣）。

大阪湾サイトは、大阪府泉南郡岬町豊国崎の磯で、大阪湾の南東岸に位置する。本サイトは瀬戸内海国立公園及び大阪府指定小島自然海浜保全地区に指定され、大阪府下では数少ない自然海岸である。また、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。大阪湾東岸で唯一残された自然岩礁であり、都市部にある内湾の磯浜として、各種の人為的影響を検出する上でも調査の意義が極めて高い。

後背の崖の上部の植生はウバメガシ、トベラ、モチノキ、マサキ等からなる。海岸線は侵食された崖や岩礁からなり、転石も見られる。豊国崎一帯は和泉層群からなり、地質は砂岩と泥岩の互層である。

本サイトには潮だまりはほとんどない。沖合に波当たりを防ぐ地形や構造物はないが、本サイトは大阪湾内であり、風雨の激しい時を除けば波当たりはおだやかなことが多い。最干潮線より数メートル内外の沖合に水没しない岩礁が点在している。サイト付近の大潮時の最大干満差は約 150～170 cm である。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。2018 年 9 月 4 日に台風第 21 号が非常に強い勢力で大阪湾を縦断し、大阪湾南東岸では沿岸地形が崩落した地域もあるが、本サイトの岩礁や後背地では台風に伴う地形変化はほとんどなかった。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年夏（6～8 月）：全国的に記録的な高温となった。
- 2016 年 8 月：西日本では厳しい暑さとなり、周辺海域では記録的に高い海面水温。
- 2018 年 8～9 月：台風第 21 号、第 24 号の接近・通過に伴い各地で暴風、高潮。
- 2019 年：日本の年平均気温が統計開始以降第 1 位を記録。
- 2020 年 8 月：日本の南を中心とした海域で海面水温が過去最高を記録。
- 2022 年夏：全国的に高温となり、特に 6 月下旬から 7 月初めにかけては東・西日本を中心に記録的な高温。
- 2018 年 9 月：台風第 21 号が非常に強い勢力で大阪湾を縦断。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2010～2022 年までの 13 年間で取得された岩温データから月毎の平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、57～140 cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、384,480～418,555 データであった（表 3-1-4-3）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 3-1-4-8 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 2 月（9.0 ± 1.0℃）であった。一方で、月平均岩温が最高値となった月は 8 月（28.5 ± 0.7℃）であった。

温度ロガー別で見ると、5 個の温度ロガーのうち最も高い位置に設置されている RSOSK20（高さ 140 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値と比べて、3～8 月において高く（12.2 ± 0.8℃～28.5 ± 0.7℃を推移）、11～2 月において低い（9.0 ± 1.0℃～17.5 ± 0.6℃を推移）値であった。一方で、最も低い位置に設置されている RSOSK08（高さ 57 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値と比べて、3～9 月において低く（11.6 ± 0.8℃～26.6 ± 0.5℃を推移）、10～2 月において高い値（10.1 ± 1.0℃～23.3 ± 0.6℃を推移）であった。また、2 番目に低い位置に設置されている RSOSK06（高さ 66 cm）においても、RSOSK08 と同様の特徴を示した。なお、月平均岩温の標準偏差（毎年の値のばらつき）に注目すると、RSOSK06 と RSOSK08 の 2 個の温度ロガーで 2 月に大きい値を示した（両ロガーで ± 1.0℃）。

平均岩温の年較差を説明する線形回帰モデルとして、説明変数を含まないモデル、高さを説明変数とするモデル、傾斜角を説明変数とするモデル、高さと傾斜角を説明変数とするモデルの 4 つを赤池情報量規準に基づき比較した結果、高さを説明変数とするモデルが選択された。推定された高さの回帰係数は正の値であり、ロガーの設置位置が高いほど平均岩温の年較差が大きい傾向が示唆された。

表 3-1-4-3. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数

方形枠の高さ（cm）*	方形枠番号	測定期間	データ欠損期間（ひと月分のデータが全くない期間）	データ数
108	RSOSK01	2010年6月12日00:00～2022年6月14日23:45（15分間隔で記録）	–	418,550
91	RSOSK03		–	418,555
66	RSOSK06		–	418,555
57	RSOSK08		–	418,555
140	RSOSK20		2010年6月～2011年5月	384,480

＊ 本サイトでは、高さ 34～173 cm に永久方形枠を設置している。

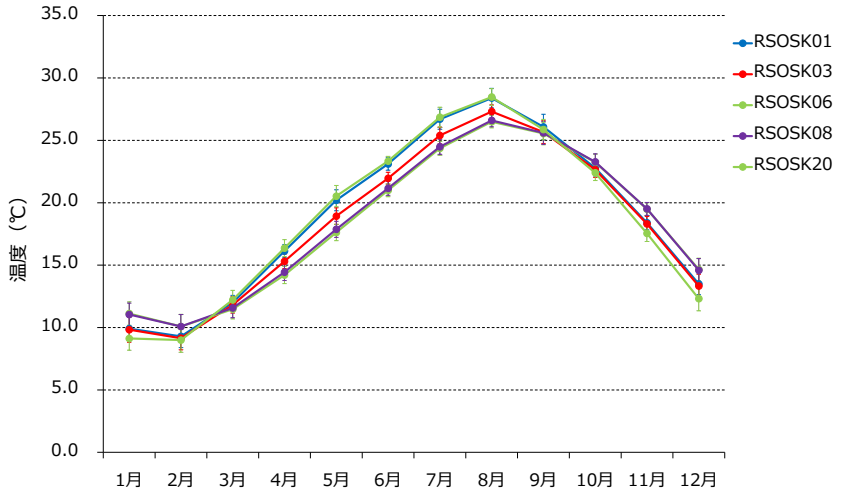


図 3-1-4-8.　大阪湾サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2010～2022 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

解析対象種の出現頻度と時系列解析

本サイトでは、イワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、ケガキ（口絵 2）、ヒジキ（口絵 1）、無節サンゴモ（口絵 1）、イシゲ（口絵 2）、カメノテ（口絵 2）の 7 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、ヒジキ、無節サンゴモの 5 種は、2010 年より在不在データを取得している。また、イシゲとカメノテについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始した。そのため、2010～2015 年のデータは画像より在不在を確認した。

ここでは、2010～2022 年の 13 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時間経過に伴う増減傾向（以下「時系列的なトレンド」という）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、イワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3 / 30）となる。また、各種の出現頻度の平均的な水準と毎年の値のばらつきの大きさを把握するため、各種の出現頻度の平均と標準偏差を算出した。

出現頻度の水準と変動性

13 年間（2010～2022 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.37～0.77、クロフジツボが 0.10～0.43、ケガキが 0.03～0.57、ヒジキが 0.03～0.53、無節サンゴモが 0.10～0.80、イシゲが 0.00～0.10、カメノテが 0.13～0.23 の範囲でそれぞれ推移した（図 3-1-4-9 左）。

また、各種の出現頻度の平均値と標準偏差については、イワフジツボの平均は 0.59、標準偏差は 0.13、クロフジツボの平均は 0.36、標準偏差は 0.08、ケガキの平均は 0.22、標準偏差は 0.15、ヒジキの平均は 0.27、標準偏差は 0.17、無節サンゴモの平均は 0.62、標準偏差は 0.17、イシゲの平均は 0.04、標準偏差は 0.04、カメノテの平均は 0.19、標準偏差は 0.03 となった。従って、平均出現頻度が最も高い種は無節サンゴモ、最も低い種はイシゲであった。標準偏差が最も高い種はヒジキと無節サンゴモ、最も低い種はカメノテであった。

動物種・植物種の出現頻度の特徴

種の出現頻度の 5 つの要約統計量（平均、最大値、最小値、範囲、標準偏差）のそれぞれについて、Welch の *t* 検定を用いて植物種と動物種の間で差があるかどうかを調べた。*t* 検定の結果、平均（$p = 0.8903$）、最大値（$p = 0.9296$）、最小値（$p = 0.2207$）、範囲（$p = 0.6749$）、標準偏差（$p = 0.6133$）のいずれについても有意な差は認められなかった。

出現頻度のトレンド

解析対象各種の出現頻度データにベイズ時系列モデルを当てはめ、時系列をトレンド成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は出現頻度の長期的な増減傾向を表す成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は年毎に独立に変動する誤差系列である。ここでは種の出現頻度のトレンドに関心があるため、上記の 3 成分のうちトレンド成分の推定値に着目して評価を行った。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

解析の結果、ヒジキで統計的に有意な増加トレンドが見られた（図 3-1-4-9）。ヒジキの出現頻度は 2010 年（0.03）から 2022 年（0.53）まで漸増を続けており、2021 年にはトレンド成分の 2010 年値からの偏差の 95%信用区間に 0 が含まれていないことから、2010 年時点と比べてヒジキの出現頻度が統計的に有意に増加していると判断される（図 3-1-4-9 右）。

ほかの解析対象種では顕著な増加・減少傾向は見られなかった（図 3-1-4-9）。無節サンゴモは出現頻度が増加しているように見えるものの、トレンド成分の 2010 年値からの偏差については全ての期間で 95%信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な傾向は認められなかった（図 3-1-4-9 右）。

まとめ（考察）

岩温の平均値や標準偏差の季節変動パターンと、観測高度との関係は、例えば後述の南紀白浜サイトで見られた傾向と大きく変わらない。これは岩温が岩質に影響を受ける可能性はあるものの、大局的には気温、日射、海水温と水没・干出時間によって規定されるものであり、サイト間でこのメカニズムそのものに差は生じにくいためと考えられる。しかし、今後の気候変動に伴って気温や水温が上昇したり、サイト近傍での波浪の特性が変化したりした場合には、サイト内での岩温特性に変化が生じる可能性はある。このような変化は底生生物相にも影響する可能性があるため、観測と解析の継続が必要である。

本サイトでは、ヒジキの出現頻度が調査開始以来の 13 年間で有意に増加傾向にあることが示された。国内沿岸での天然ヒジキに関する研究例を見ると、その消長に影響する要因は複数存在するようである。徳島県北部で離岸堤にヒジキ群落が自然成立した事例では、離岸堤設置に伴う強い波浪からの遮蔽が群落形成を促したと類推されている（棚田ほか 2003）。長崎県で 1990 年代に見られたヒジキの生育不良現象では、野外実験の結果藻食魚による摂食が原因の一つとして指摘されている（桐山ほか 2002）。また、ほかの藻類と同様にヒジキにおいても生育適温や生育上限温度があり、水温も消長に影響する可能性がある（村瀬ほか 2015）。本サイトにおけるヒジキの増加傾向の要因は、現時点では明らかでない。大阪湾では 1972～2016 年の 45 年間で観測ポイントにおいて海水温は約 0.5～1.4℃上昇している（大阪府立環境農林水産総合研究所 2018）。また、1981～2010 年の表層水温解析では 1993 年末にジャンプ上昇が確認されている（秋山・中嶋 2018）。しかし、本調査において、2010～2022 年という期間での水温変動は今回解析できておらず、ヒジキの増加要因として評価できる段階には至っていない。本サイトでの同期間における出現頻度の解析対象種を遡及的に増やして比較する、あるいは近傍で同期間内の個体群変動が明らかになっている生物のデータと比較すれば、既知の要因から絞り込むことは可能かもしれない。ヒジキは本サイトでは比較的現存量が多く、潮間帯群集で重要な位置にあると考えられることから、その消長は今後も注目していく必要がある。

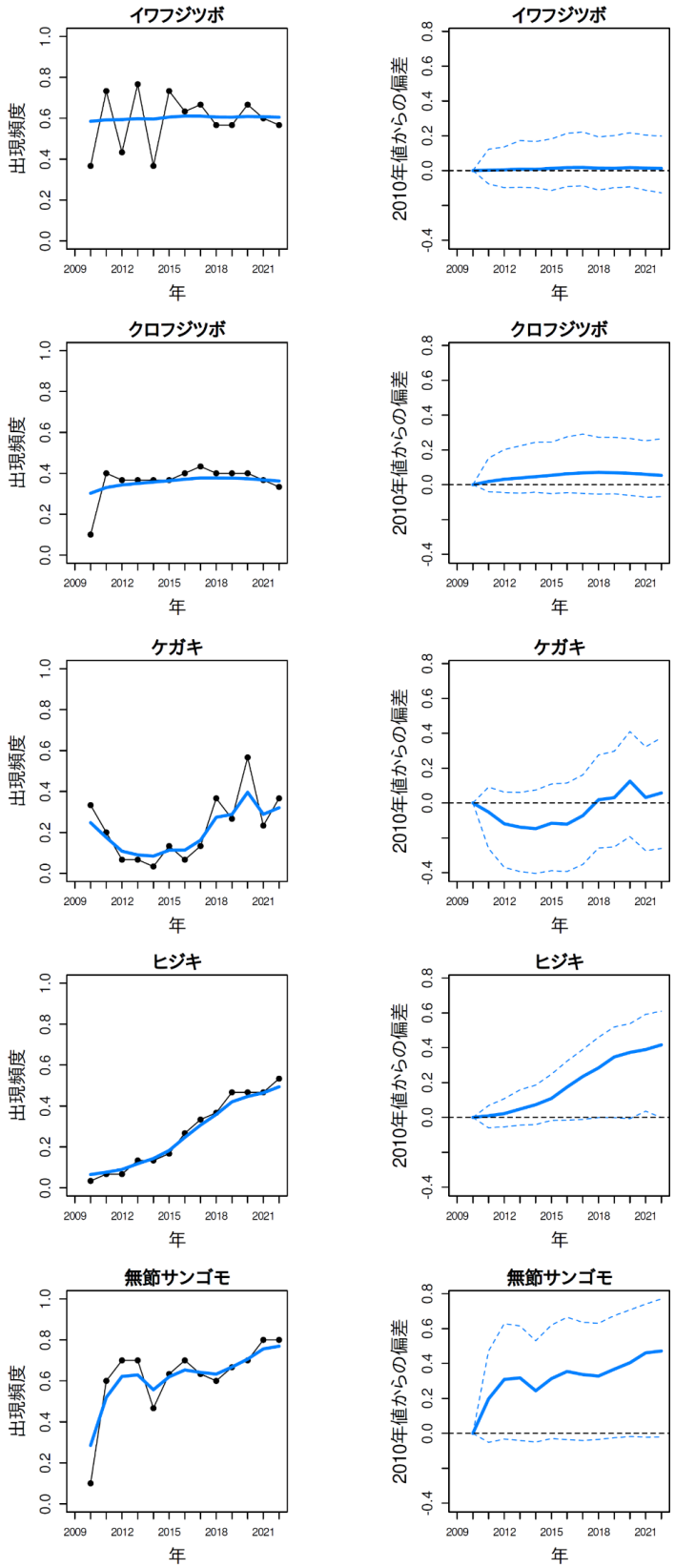
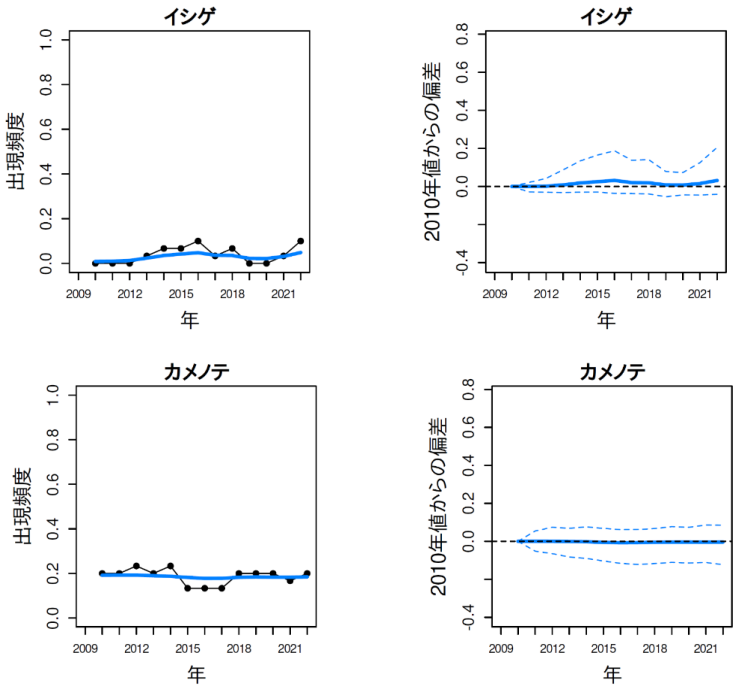


図 3-1-4-9. （左）大阪湾サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2009 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。



（続き）図 3-1-4-9. （左）大阪湾サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2009 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

大型藻類が減少し、無節サンゴモが被覆する磯焼けは、磯根資源を著しく衰退させる現象である。本サイトでは無節サンゴモの出現頻度の時系列変化に関して有意な傾向は検出されていないが、2021 年以降、出現方形枠数が全体の 8 割に達している。この状況を踏まえると、引き続き注視が必要だろう。

引用文献

秋山 諭, 中嶋 昌紀 (2018) 不等間隔の月例観測データから見る大阪湾表層水温の経時的諸特性. 水環境学会誌, 41: 83-90

桐山 隆哉, 藤井 明彦, 四井 敏雄 (2002) 長崎県下で広く認められたヒジキの生育阻害の原因. 水産増殖, 50: 295-300

村瀬 昇, 阿部 真比古, 野田 幹雄, 杉浦 義正 (2015) 山口県沿岸のヒジキの生育適温と生育上限温度. 水産大学校研究報告, 63: 238-243

大阪府立環境農林水産総合研究所 (2018) 大阪府立環境農林水産総合研究所ホームページ, https://www.knsk-osaka.jp/faq/suisan_sonota/2018060700028/, 2024 年 1 月 25 日確認

棚田 教生, 新井 章吾, 牧野 賢治 (2003) 徳島県北部における折野地先の離岸堤に自然成立したヒジキ群落 (短報). 徳島県立農林水産総合技術センター水産研究所, 2: 41-44

執筆：石田　惣、深谷肇一

南紀白浜サイト

サイトの特徴

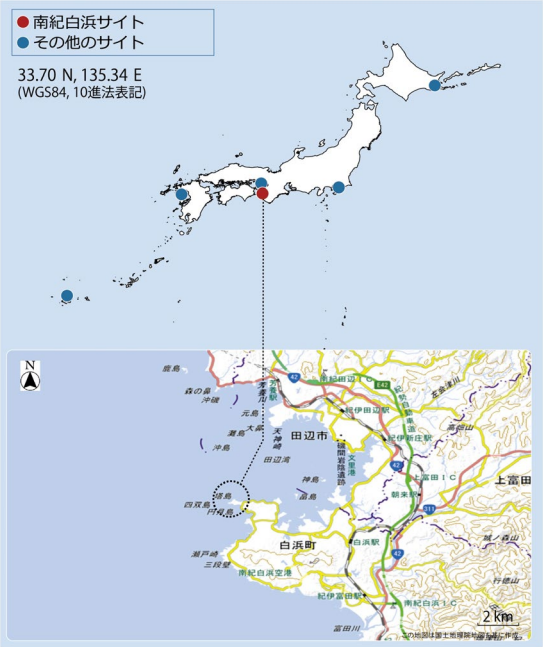


図 3-1-4-10. サイト位置図と景観（2014 年撮影：青木美鈴）

南紀白浜サイトは、黒潮の影響を受ける番所崎と呼ばれる和歌山県西牟婁郡白浜町の海岸に位置し、田辺湾の湾口南側の最外縁にあたる。この番所崎は吉野熊野国立公園の海域公園地区に指定されており、生物多様性保全上重要な湿地にも選ばれている場所である。

番所崎北西斜面は高さ約 10～20 m の崖状になっている。後背地の植生はマツ林が主体となる。周辺は大小の島状岩礁が点在し、本サイトは干潮時に台地状の地形が露出する。台地の立ち上がり部分を中心に傾斜が強く、台地の上面は比較的緩やかである。浸食により露出した礫により表面には凹凸が形成される。底質構成は、ほとんどが礫岩質である。番所崎一帯は田辺層群を傾斜不整合で覆う塔島礫岩層からなる。

本サイトの周囲には潮だまりが点在するが、永久方形枠の設置場所には含まれない。本サイトは大小の島状岩礁に囲まれているが、台風が接近するなどの風雨の激しい時は直接的に強い波浪を受けるとみられる。田辺湾は大潮時の最大干満差は約 180～200 cm である。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温。
- 2016 年 8 月：西日本では厳しい暑さとなり、周辺海域では記録的に高い海面水温。
- 2017 年：8 月下旬から、黒潮の大蛇行が 12 年ぶりに発生。
- 2018 年 6 月 28 日～7 月 8 日：西日本を中心に全国的に広い範囲で記録的な大雨。
- 2018 年 8～9 月：台風第 21 号、第 24 号の接近・通過に伴い各地で暴風、高潮。
- 2019 年：日本の年平均気温が統計開始以降第 1 位を記録。
- 2020 年 8 月：日本の南を中心とした海域で海面水温が過去最高を記録。
- 2022 年：6 月下旬から 7 月初めにかけては東・西日本を中心に記録的な高温。

月別の平均岩温の特徴

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2008～2022 年までの 15 年間で取得された岩温データから月毎の平均値を求めた。また、

各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。さらに、各温度ロガーの月平均岩温の最高値と最小値の差を年較差と定義し、温度ロガーの設置環境（高さ、傾斜角）との関連を回帰分析によって調べた。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、33～169 cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、391,043～444,973 データであった（表 3-1-4-4）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 3-1-4-11 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 1 月（11.3 ± 1.1℃）であった。一方で、月平均岩温が最高値となった月は 8 月（29.9 ± 1.1℃）であった。

温度ロガー別で見ると、5 個の温度ロガーのうち 2 番目に高い位置にある RSSRH24（高さ 139 cm）の温度ロガーの月平均岩温は、RSSRH04（高さ 33 cm）、RSSRH09（高さ 99 cm）、RSSRH20（高さ 46 cm）の温度ロガーの値に比べて 5～8 月において高く（22.0 ± 0.8℃～29.6 ± 1.1℃を推移）、10～3 月において低い値（11.3 ± 1.1℃～23.0 ± 0.6℃を推移）であった。また、高い位置に設置されている RSSRH11（高さ 169 cm）においても、RSSRH24 と同様の特徴を示した。一方で、最も低い位置に設置されている RSSRH04（高さ 33 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値と比べて、6～8 月において低く（23.6 ± 0.7℃～28.3 ± 0.5℃を推移）、10～3 月において高い値（14.6 ± 0.9℃～24.1 ± 0.5℃を推移）であった。また、2 番目に低い位置に設置されている RSSRH20（高さ 46 cm）においても、RSOSK08 と同様の特徴を示した。なお、月平均岩温の標準偏差（毎年の値のばらつき）に注目すると、12 月に大きい値を示す温度ロガーが多かった。それらは RSSRH04（± 1.2℃）と RSSRH09（± 1.2℃）、RSSRH11（± 1.4℃）、RSSRH20（± 1.2℃）であった。

平均岩温の年較差を説明する線形回帰モデルとして、説明変数を含まないモデル、高さを説明変数とするモデル、傾斜角を説明変数とするモデル、高さと傾斜角を説明変数とするモデルの 4 つを赤池情報量規準に基づき比較した結果、高さと傾斜角を説明変数とするモデルが選択された。推定された高さの回帰係数は正の値、傾斜角の回帰係数は負の値であり、ロガーの設置位置が高いほど平均岩温の年較差が大きく、またロガーの設置位置の傾斜角が大きいほど平均岩温の年較差が小さい傾向が示唆された。

表 3-1-4-4. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数

方形枠の高さ（cm）*	方形枠番号	測定期間	データ欠損期間（ひと月分のデータが全くない期間）	データ数
33	RSSRH04	2008年6月21日00:00～2022年6月29日23:45（15分間隔で記録）	2009年4～6月 2010年7月～2011年5月	391,043
99	RSSRH09		2009年4～6月	444,964
169	RSSRH11		2009年4～6月	444,964
46	RSSRH20		2008年6月～2009年6月	419,184
139	RSSRH24		2009年4～6月	444,973

＊ 本サイトでは、高さ 34～173 cm に永久方形枠を設置している。

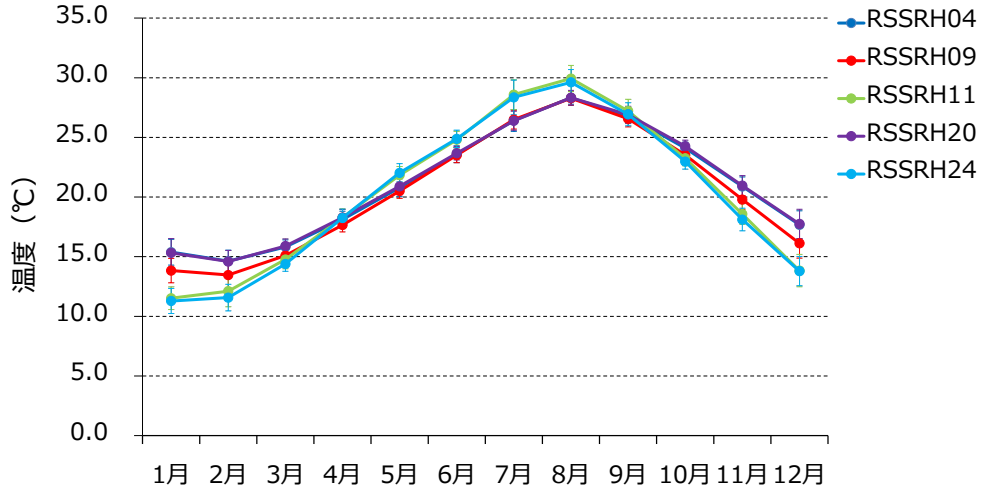


図 3-1-4-11. 南紀白浜サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2008～2022 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

解析対象種の出現頻度と時系列解析

本サイトではイワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、カメノテ（口絵 2）、ヒバリガイモドキ、クログチ、無節サンゴモ（口絵 1）、緑藻綱（アオサ類）（口絵 2）、ケガキ（口絵 2）、ヒジキ（口絵 1）、イシゲ（口絵 2）の 10 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、カメノテ、ヒバリガイモドキ、クログチ、無節サンゴモ、緑藻綱（アオサ類）の 7 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、ケガキ、ヒジキ、イシゲの 3 種については、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始した。そのため、ケガキ、ヒジキ、イシゲの 2009～2015 年のデータについては、本稿を取りまとめるに当たり、新たに画像より在不在を確認した。

ここでは、2009～2022 年の 14 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の水準や変動の特徴を捉えるとともに、解析対象種を動物種（イワフジツボ、クログチ、クロフジツボ、カメノテ、ヒバリガイモドキ、ケガキ）と植物種（緑藻綱、無節サンゴモ、ヒジキ、イシゲ）に分け、その間で出現頻度の特徴に違いがあるかどうかを調べた。また、各種の出現頻度について、時間経過に伴う増減傾向（以下「トレンド」という）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、無節サンゴモが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3 / 30）となる。また、各種の出現頻度の平均的な水準と毎年の値のばらつきの大きさを把握するため、各種の出現頻度の平均と標準偏差を算出した。

出現頻度の水準と変動性

14 年間（2009～2022 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.37～0.87、クロフジツボが 0.13～0.53、カメノテが 0.07～0.30、ヒバリガイモドキが 0.07～0.17、クログチが 0.17～0.60、無節サンゴモが 0.50～0.87、緑藻綱（アオサ類）が 0.20～0.77、ケガキが 0.00～0.70、ヒジキが 0.00～0.10 の範囲でそれぞれ推移した（図 3-1-4-12 左）。イシゲは、期間内に全ての永久方形枠で一度も出現しなかった（そのた

めイシゲはこれ以降の解析から除外した)。

また、各種の出現頻度の平均値と標準偏差については、イワフジツボの平均は 0.64、標準偏差は 0.13、クロフジツボの平均は 0.32、標準偏差は 0.12、カメノテの平均は 0.17、標準偏差は 0.07、ヒバリガイモドキの平均は 0.12、標準偏差は 0.03、クログチの平均は 0.32、標準偏差は 0.12、無節サンゴモの平均は 0.74、標準偏差は 0.10、緑藻綱（アオサ類）の平均は 0.49、標準偏差は 0.15、ケガキの平均は 0.31、標準偏差は 0.24、ヒジキの平均は 0.07、標準偏差は 0.03 となった。従って、平均出現頻度の最も高い種は無節サンゴモ、最も低い種はヒジキであった。標準偏差が最も高い種はケガキ、最も低い種はヒジキであった。

動物種・植物種の出現頻度の特徴

種の出現頻度の 5 つの要約統計量（平均、最大値、最小値、範囲、標準偏差）のそれぞれについて、Welch の *t* 検定を用いて植物種と動物種の間で差があるかどうかを調べた。*t* 検定の結果、平均（$p = 0.9641$）、最大値（$p = 0.7199$）、最小値（$p = 0.7626$）、範囲（$p = 0.4144$）、標準偏差（$p = 0.3296$）のいずれについても有意な差は認められなかった。

出現頻度のトレンド

解析対象各種の出現頻度データにベイズ時系列モデルを当てはめ、時系列をトレンド成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は出現頻度の長期的な増減傾向を表す成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は年毎に独立に変動する誤差系列である。ここでは種の出現頻度のトレンドに関心があるため、上記の 3 成分のうちトレンド成分の推定値に着目して評価を行った。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

解析の結果、解析対象種のいずれも顕著な増加・減少傾向は見られなかった（図 3-1-4-12）。クロフジツボ、カメノテ、緑藻綱（アオサ類）、ケガキは出現頻度が増加しているように見えるものの、トレンド成分の 2009 年値からの偏差については全ての期間で 95%信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な傾向は認められなかった（図 3-1-4-12 右）。

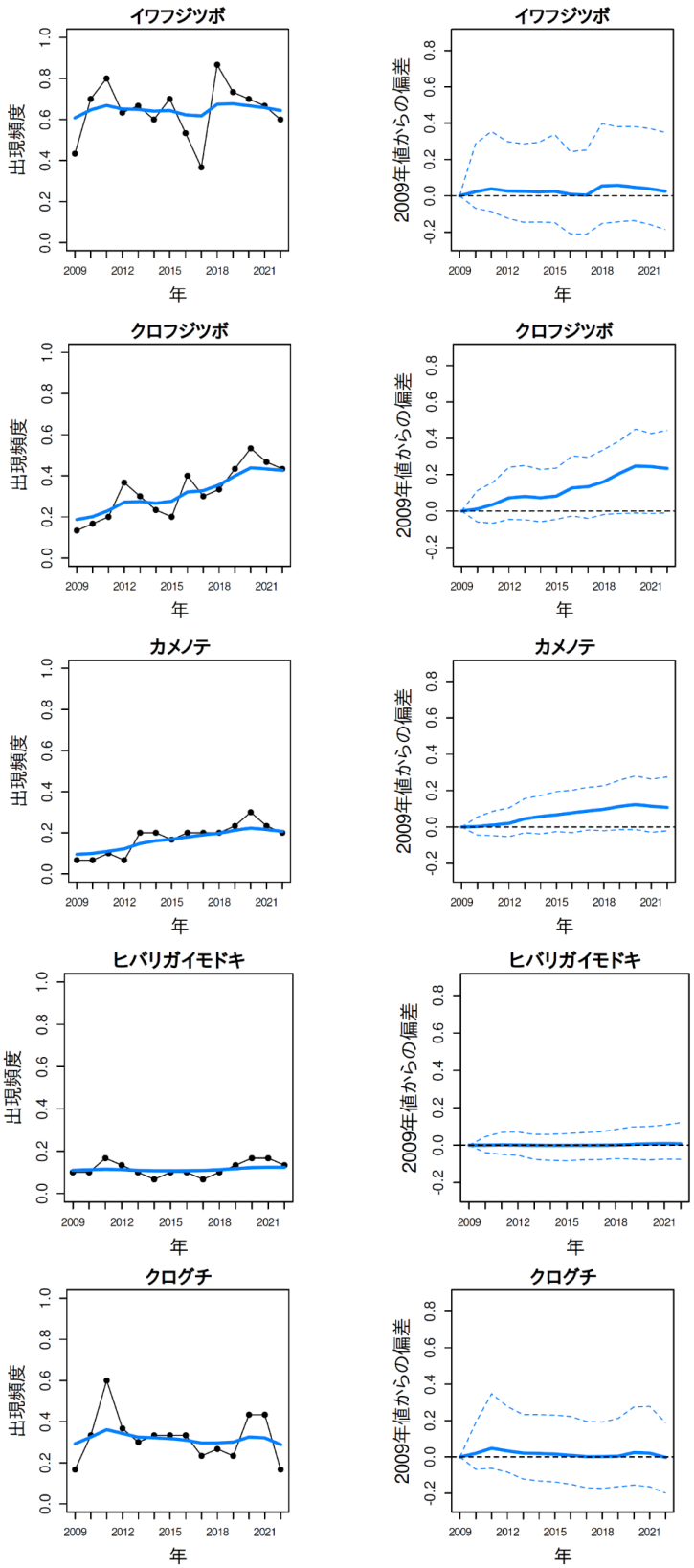
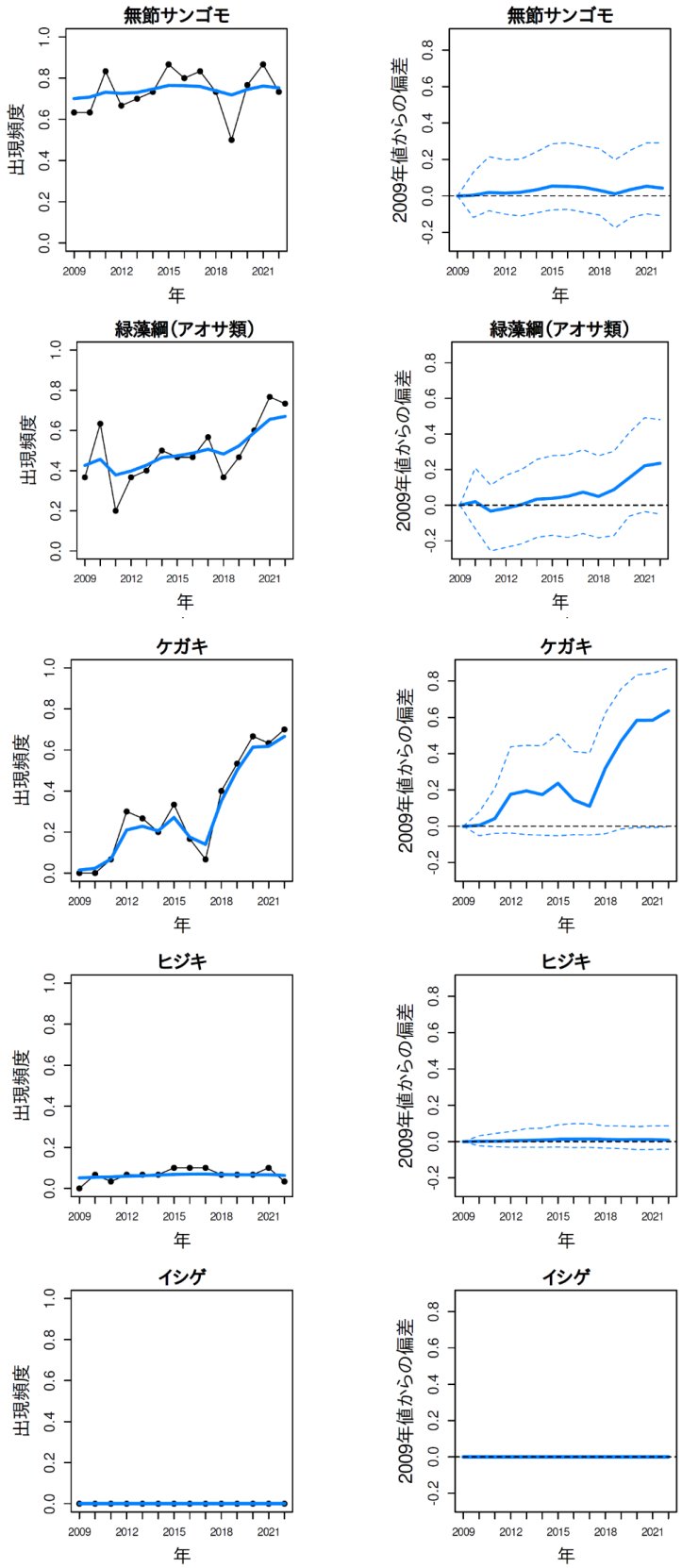


図 3-1-4-12. （左）南紀白浜サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2008 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。



（続き）図 3-1-4-12.（左）南紀白浜サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2008 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

まとめ（考察）

岩温の平均値や標準偏差の季節変動パターンと、観測高度との関係は、例えば大阪湾サイトで見られた傾向と大きく変わらない。これは岩温が岩質に影響を受ける可能性はあるものの、大局的には気温、日射、海水温と水没・干出時間によって規定されるものであり、サイト間でこのメカニズムそのものに差は生じにくいためと考えられる。しかし、今後の気候変動に伴って気温や水温が上昇したり、サイト近傍での波浪の特性が変化したりした場合には、サイト内での岩温特性に変化が生じる可能性はある。このような変化は底生生物相にも影響する可能性があるため、観測と解析の継続が必要である。

本サイトにおける解析対象種のうち、イワフジツボ、クログチ、ヒバリガイモドキ、無節サンゴモは出現頻度に年毎の変動はあるものの、2009～2022 年の 14 年間では出現頻度は安定していると言える。クロフジツボ、カメノテ、緑藻綱（アオサ類）、ケガキの出現頻度については、現時点では統計的に有意なトレンドは検出されていないものの、動態には引き続き注目すべきだろう。熊本県天草市の通詞島で 1980～2000 年に行われたクロフジツボの長期的な個体群動態調査によると、加入の年変動のばらつきが非常に大きいことが示されている（森 2006）。本サイトで観測されたクロフジツボの動態は、通詞島の例とは必ずしも一致しないように思われる。本種は比較的大型で長寿命であることから、永久方形枠の写真から個体識別をして追跡することが可能である（森 2006；石田 2021）。年毎の加入個体数を遡及的に定量すれば、本サイトでの加入量変動を評価することは可能だと思われる。また、クロフジツボが出現するほかのサイトとの比較を行えれば、加入パターンの違いやその要因について議論できる可能性がある。

ケガキについては、本サイトから北へ 8.5 km 離れた和歌山県みなべ町の目津崎で 1991～2011 年に個体群動態を調べた例があり、やはり新規加入の年変動は顕著で、21 年間のうち加入の全くない年が 5 ヵ年であった（大垣 2013）。また、同研究ではケガキの死亡原因の 3～4 割はアッキガイ科巻貝の捕食によるものと推定されている。殻のサイズ分布を永久方形枠写真から抽出すれば、クロフジツボと同様に加入量変動の評価が可能かもしれない。その場合は、潜在的な捕食者であるアッキガイ類の動態にも着目することが必要だろう。

引用文献

石田 惣 (2021) クロフジツボは何年生きるのか. Nature Study, 67(8): 9

森 敬介 (2006) クロフジツボ個体群の長期変動. In: 菊池泰二 (編) 天草の渚—浅海性ベントスの生態学, 128-143. 東海大学出版会, 秦野

大垣 俊一 (2013) 和歌山県みなべ町目津崎におけるオハグロガキとケガキの個体群生態, 1991～2011 年. Venus, 71: 81-95

執筆：石田　惣、深谷肇一

天草サイト

サイトの特徴

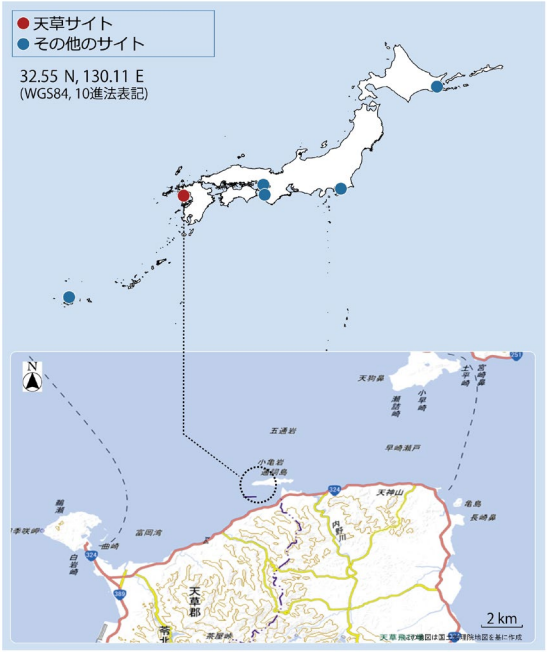


図 3-1-4-13. サイト位置図と景観（2014 年撮影：森　敬介）

天草サイトは、有明海の入り口にある通詞島西岸に位置し、天草本土に面する。通詞島周辺の沿岸は生物多様性保全上重要な湿地に選定されているとともに、その沖合はイルカの群れが常時滞在することで知られており、餌となる魚類が豊富な海域であるとされている。干満差が大きく黒潮系の種が多く出現する点で特徴的な本サイトである。

本サイト及びその周辺の磯では、潮間帯上部が護岸され道路が走っているため、潮上帯の自然海岸はない。潮間帯上部から下部にかけての磯は堆積岩で構成され、なだらかな岩礁と崖状の起伏が混在する。この状態が潮下帯まで続き、潮下帯にはホンダワラ類（口絵 8）、アラメ（口絵 8）等の海藻群落が広がっている。

本サイトの周囲にはほとんど潮だまりは存在しない。波当たりは弱いが潮位差は大きく、大潮時の最大干満差は約 380 cm に達する。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温。
- 2016 年 8 月：西日本を中心に厳しい暑さとなり、周辺海域では記録的な高海面水温。
- 2016 年 4 月 14～16 日：熊本地震。
- 2019 年：日本の年平均気温が統計開始以降第 1 位を記録。
- 2020 年 8 月：日本の南を中心とした海域で海面水温が過去最高を記録。
- 2022 年 6 月下旬から 7 月初め：全国的に高温。

月別の平均岩温の特徴

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2009～2022 年までの 14 年間で取得された岩温データから月毎の平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。さらに、各温度ロガーの月平均岩温の最高値と最小値の差を年較差と定義し、温度ロガーの設置環境（高さ、傾斜角）との関連を回帰分析によって調べた。なお、温度ロガーが設置されている永

久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、74～253 cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、328,289～411,408 データであった（表 3-1-4-5）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 3-1-4-14 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 1 月（10.7 ± 1.1℃）であった。一方で、月平均岩温が最高値となった月は 8 月（28.6 ± 1.0℃）であった。

温度ロガー別で見ると、5 個の温度ロガーのうち最も高い位置に設置されている RSAMK02（高さ 253 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて、4～9 月（18.0 ± 0.8℃～28.6 ± 1.0℃を推移）において高く、11～2 月（10.7 ± 1.1℃～17.7 ± 0.9℃を推移）において低い値であった。一方で、最も低い位置に設置されている RSAMK11（高さ 74 cm）温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値と比べて、6～8 月において低く（22.3 ± 0.5℃～27.1 ± 0.7℃を推移）、11～2 月において高い値（13.8 ± 0.6℃～20.1 ± 0.4℃を推移）であった。なお、各温度ロガーの月平均岩温の標準偏差（毎年の値のばらつき）に注目すると、1 月に大きい値を示す温度ロガーが多かった。それらは RSAMK11（± 0.9℃）と RSAMK12（± 1.1℃）、RSAMK14（± 1.2℃）、RSAMK22（± 1.0℃）であった。

平均岩温の年較差を説明する線形回帰モデルとして、説明変数を含まないモデル、高さを説明変数とするモデル、傾斜角を説明変数とするモデル、高さと傾斜角を説明変数とするモデルの 4 つを赤池情報量規準に基づき比較した結果、高さを説明変数とするモデルが選択された。推定された高さの回帰係数は正の値であり、ロガーの設置位置が高いほど平均岩温の年較差が大きい傾向が示唆された。

表 3-1-4-5． 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数

方形枠の高さ（cm）*	方形枠番号	測定期間	データ欠損期間（ひと月分のデータが全くない期間）	データ数
253	RSAMK02	2009年8月8日00:00～2022年5月29日23:45（15分間隔で記録）	2009年8月～2010年9月	372,684
74	RSAMK11		–	411,408
200	RSAMK12		2009年8月～2010年9月 2011年9月～2013年4月	328,289
180	RSAMK14		2009年8月～2010年7月 2020年7月～2021年4月	359,998
238	RSAMK22		2009年8月～2010年9月	367,457

＊　本サイトでは、高さ 61～270cm に永久方形枠を設置している。

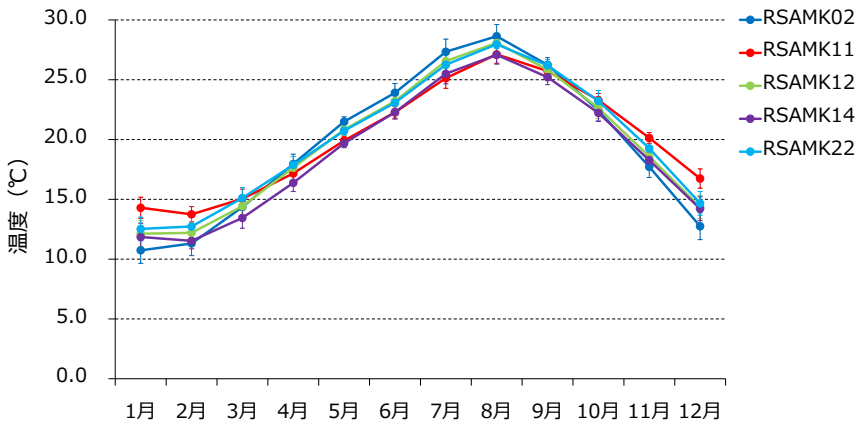


図 3-1-4-14． 天草サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2009～2022 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

解析対象種の出現頻度と時系列解析

本サイトではイワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、ケガキ（口絵 2）、イシゲ（口絵 2）、無節サンゴモ（口絵 1）、ヒジキ（口絵 1）、カメノテ（口絵 2）の 7 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、イシゲ、無節サンゴモの 5 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、ヒジキとカメノテについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始した。そのため、ヒジキとカメノテの 2009～2015 年のデータについては、本稿を取りまとめるに当たり、新たに画像より在不在を確認した。

ここでは、2009～2022 年の 14 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の水準や変動の特徴を捉えるとともに、解析対象種を動物種（イワフジツボ、クロフジツボ、カメノテ、ケガキ）と植物種（無節サンゴモ、イシゲ、ヒジキ）に分け、その間で出現頻度の特徴に違いがあるかどうかを調べた。また、各種の出現頻度について、時間経過に伴う増減傾向（以下「トレンド」という）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、ケガキが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。また、各種の出現頻度の平均的な水準と毎年の値のばらつきの大きさを把握するため、各種の出現頻度の平均と標準偏差を算出した。

出現頻度の水準と変動性

14 年間（2009～2022 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.33～0.83、クロフジツボが 0.07～0.33、ケガキが 0.67～0.83、イシゲが 0.07～0.20、無節サンゴモが 0.03～0.27、ヒジキが 0.00～0.07、カメノテが 0.20～0.30、の範囲でそれぞれ推移した（図 3-1-4-15 左）。

また、各種の出現頻度の平均値と標準偏差については、イワフジツボの平均は 0.45、標準偏差は 0.13、クロフジツボの平均は 0.27、標準偏差は 0.07、ケガキの平均は 0.77、標準偏差は 0.04、イシゲの平均は 0.14、標準偏差は 0.04、無節サンゴモの平均は 0.16、標準偏差は 0.07、ヒジキの平均は 0.02、標準偏差は 0.02、カメノテの平均は 0.25、標準偏差は 0.03、となった。従って、平均出現頻度が最も高い種はケガキ、最も低い種はヒジキであった。標準偏差が最も高い種はイワフジツボ、最も低い種はヒジキであった。

動物種・植物種の出現頻度の特徴

種の出現頻度の 5 つの要約統計量（平均、最大値、最小値、範囲、標準偏差）のそれぞれについて、Welch の t 検定を用いて植物種と動物種の間で差があるかどうかを調べた。t 検定の結果、平均（$p = 0.0657$）、最大値（$p = 0.0708$）、最小値（$p = 0.1139$）、範囲（$p = 0.312$）、標準偏差（$p = 0.3842$）のいずれについても有意な差は認められなかった。

出現頻度のトレンド

解析対象各種の出現頻度データにベイズ時系列モデルを当てはめ、時系列をトレンド成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は出現頻度の長期的な増減傾向を表す成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は年毎に独立に変動する誤差系列である。ここでは種の出現頻度のトレンドに関心があるため、上記の 3 成分のうちトレンド成分の推定値に着目して評価を行った。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

解析の結果、解析対象種のいずれも顕著な増加・減少傾向は見られなかった（図 3-1-4-15）。クロフジツボは出現頻度が増加、無節サンゴモは出現頻度が減少しているように見えるものの、トレンド成分の 2009 年値からの偏差については全ての期間で 95%信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な傾向は認められなかった（図 3-1-4-15 右）。

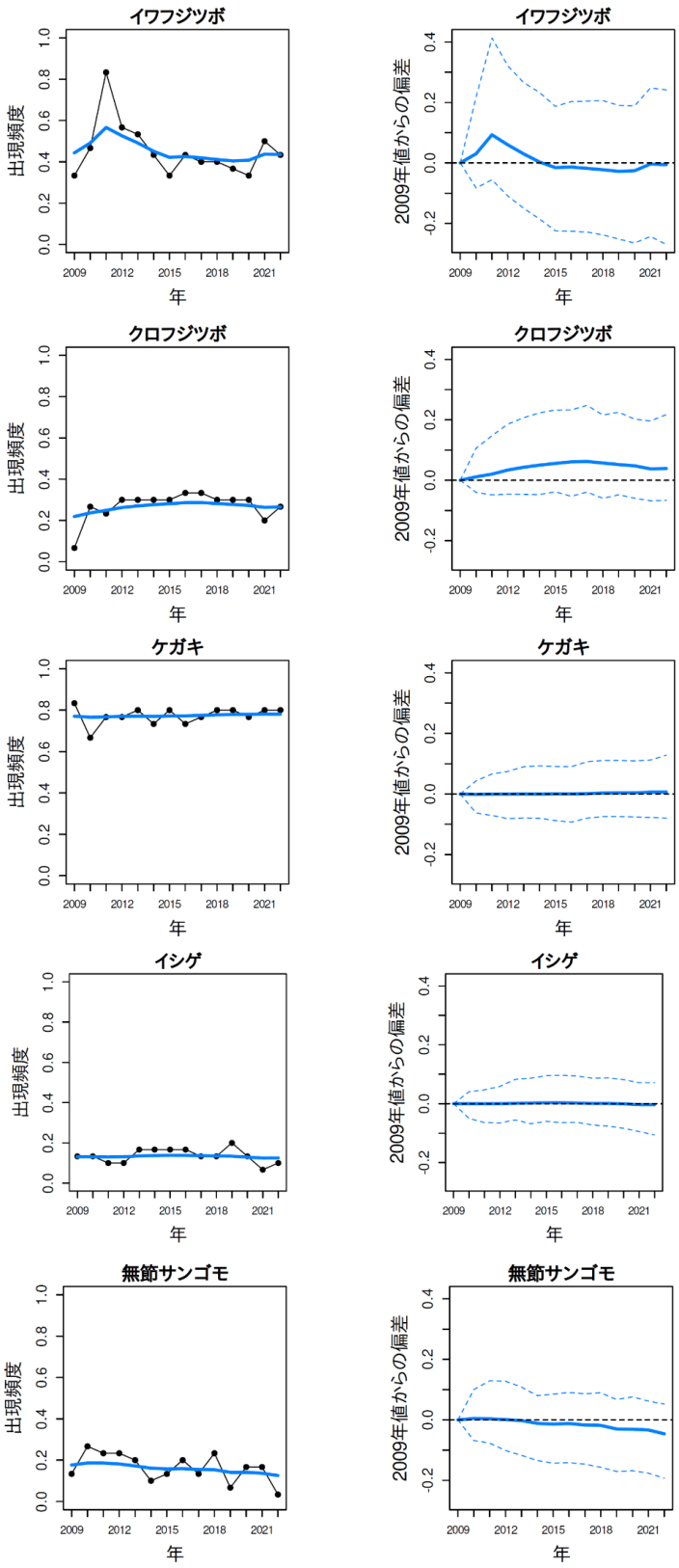
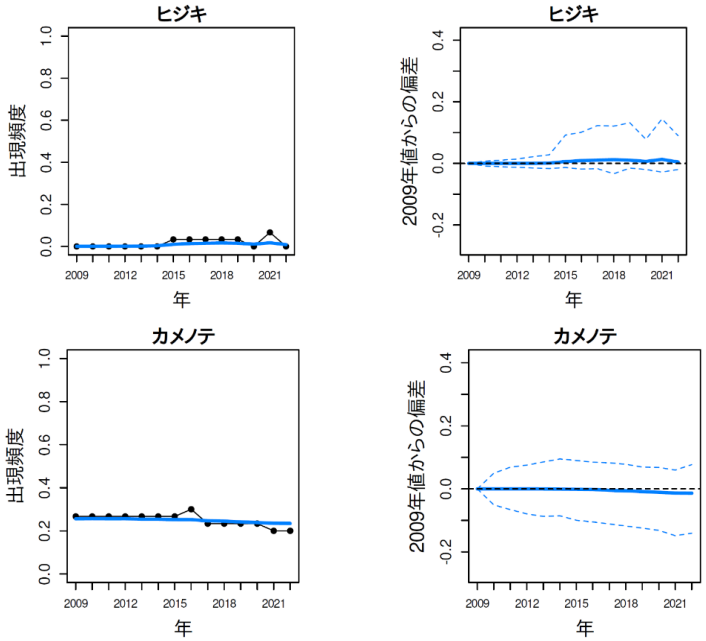


図 3-1-4-15. （左）天草サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2008 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。



（続き）図 3-1-4-15.（左）天草サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2008 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

まとめ（考察）

調査を開始した 2009 年～2022 年の 14 年間において、出現頻度の高い解析対象種はケガキ、イワフジツボ、次いでカメノテ、クロフジツボであり、低い種はイシゲ、無節サンゴモ、ヒジキであった。これは、方形枠数と生物の生態特性に影響された結果と考えられる。永久方形枠の設置位置は中潮位が多く、高潮位、低潮位が少なくなっている。つまり、出現頻度は中潮位に分布中心を持ち幅広い潮位に生息するケガキで高く、低潮位に分布中心を持つ無節サンゴモ、ヒジキで低くなっている。イワフジツボは高潮位に分布中心を持つが、幼生は潮間帯全域に定着し、年により中・低潮位での生存が見られるため出現頻度が高くなっている。一方で、カメノテは、幼生の定着も高潮位のみであるために生息範囲が限られている。クロフジツボは中潮位を中心に分布するが、生息潮位帯はケガキよほど広くない。

出現頻度の標準偏差（年毎のばらつき）が大きい種はイワフジツボであったが、おそらく中・低潮位に定着した個体の生残が年毎に大きく変化するためであると推測される。そのほかの出現頻度が高い種（ケガキ、クロフジツボ、カメノテ）の標準偏差が小さい理由について、本サイトでは比較的安定してケガキの新規加入があることや、クロフジツボ、カメノテの寿命が長いことがあげられる。

参考データとなるが、調査開始時にはより波浪の強い岩場のみで発見されていた南方系種（ミナミクロフジツボ、タイワンクロフジツボ、オハグロガキ属）が、近年、本サイト周辺で見つかるようになった。天草サイトでは本調査期間を通し、主要底生生物種に対する地球温暖化影響は認められなかったが、今後も継続的な調査が望まれる。

執筆者：森　敬介、深谷肇一

石垣屋良部サイト

サイトの特徴

図 3-1-4-16. サイト位置図と景観（2022 年撮影：島袋寛盛）

石垣屋良部サイトは、沖縄県石垣島の西端、屋良部半島に位置し、海岸線に垂直な方向に約 50 m、海岸線に平行な方向に約 70 m の広がりを持つ磯である。西表石垣国立公園に指定されている。本サイトがある石垣島一帯は生物の種多様性が高く、長期的に生物をモニタリングすることにより種々の物理環境の変動を捉えやすい場所の一つである。

本サイトの後背地は、高さ 10 m 程の崖になっている。後背地の植生は、アダン等の小高木と草本からなる。本サイトにおける岩盤は、全体としておよそ 3°の傾斜で緩やかに崖から海へ向かっている。しかし岩盤表面は波浪等による浸食で「洗濯板」状になり、90°に達する傾斜や複雑な溝やくぼみが刻まれている。底質は潮間帯上部～中部では火成岩となり、潮間帯下部では石灰岩と死サンゴである。本サイト周辺の地質は野底層からなる。

本サイトには潮だまりがあり、小さなものの一部は本調査の永久方形枠内にも含まれる。波当たりは、高潮時のとくに荒天時には激しくなる。本サイト付近の大潮時の最大干満差は約 160 cm である。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の大きな変化は見られなかった。しかし、2022 年の調査では、台風の影響で方形枠番号 12 の岩の一部が欠損していた。周辺においても岩の欠損が見られ、強い波浪等による影響が大きい場所である事が確認された。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温を記録。
- 2012 年：梅雨前線や台風等の影響により沖縄・奄美でたびたび大雨を観測。
- 2020 年 8 月：日本の南を中心とした海域で海面水温が過去最高を記録。
- 2022 年 6 月下旬から 7 月初め：全国的に高温を記録。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握する

ため、2008～2022 年までの 15 年間で取得された岩温データから月毎の平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。さらに、各温度ロガーの月平均岩温の最高値と最低値の差を年較差と定義し、温度ロガーの設置環境（高さ、傾斜角）との関連を回帰分析によって調べた。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、123～237 cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、378,317～453,112 データであった（表 3-1-4-6）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 3-1-4-17 に示した。全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 1 月（18.9 ± 1.0℃）であった。一方で、月平均岩温が最大値となった月は 7 月（34.8 ± 1.4℃）であった。

温度ロガー別で見ると、5 つの温度ロガーのうち最も高い位置に設置されている RSYRB01（高さ 237 cm）の温度ロガーの月平均岩温は、他の温度ロガーの値に比べて 3～11 月において高かった（23.7 ± 1.3℃～34.8 ± 1.4℃を推移）。また、最も低い位置に設置されている RSYRB22（高さ 123 cm）の温度ロガーの月平均岩温は、他の温度ロガーの値に比べて 6～8 月において低かった（29.3 ± 0.8℃～30.0 ± 0.6℃を推移）。なお、月平均岩温の標準偏差（毎年の値のばらつき）に注目すると、4 月に大きい値を示す温度ロガーが多かった。それらは RSYRB06（高さ 203 cm；± 1.7℃）と RSYRB19（高さ 132 cm；± 1.3℃）、RSYRB20（高さ 162 cm；± 1.5℃）、RSYRB22（± 1.2℃）であった。

平均岩温の年較差を説明する線形回帰モデルとして、説明変数を含まないモデル、高さを説明変数とするモデル、傾斜角を説明変数とするモデル、高さと傾斜角を説明変数とするモデルの 4 つを赤池情報量規準に基づき比較した結果、高さを説明変数とするモデルが選択された。推定された高さの回帰係数は正の値であり、ロガーの設置位置が高いほど平均岩温の年較差が大きい傾向が示唆された。

表 3-1-4-6. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数

方形枠の高さ（cm）*	方形枠番号	測定期間	データ欠損期間（ひと月分のデータが全くない期間）	データ数
237	RSYRB01	2008年7月7日00:00～2022年9月26日 23:45（15分間隔で記録）	2008年7月～2009年6月	442,751
203	RSYRB06		2009年5月～2010年6月	453,112
132	RSYRB19		2009年5月～2011年6月 2020年7月～2021年8月	378,317
162	RSYRB20		2009年5～6月 2013年8月～2014年6月	434,414
123	RSYRB22		2009年5～6月 2010年7月～2011年6月	433,374

＊ 本サイトでは、高さ 75～240 cm に永久方形枠を設置している。

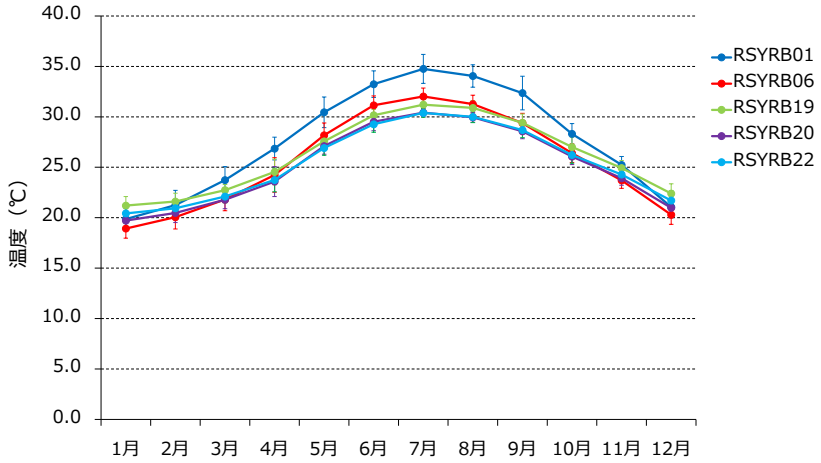


図 3-1-4-17.　石垣屋良部サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2008～2022 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

解析対象種の出現頻度と時系列解析

本サイトではリトウイワフジツボ（口絵 2）、藍藻綱の一種（口絵 2）、バロニア属、イバラノリ属、無節サンゴモ（口絵 1）の 5 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年目視により確認し、画像としても記録している。なお、解析対象種は、優占種または写真からも同定可能な種であることを理由に選定されている。

リトウイワフジツボ、藍藻綱の一種、バロニア属、イバラノリ属の 4 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、無節サンゴモについては、他のサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始した。そのため、無節サンゴモの 2009～2015 年のデータについては、本稿を取りまとめるに当たり、新たに画像より在不在を確認した。

ここでは、2009～2022 年の 14 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の水準や変動の特徴ついて調べた。また、各種の出現頻度について、時間経過に伴う増減傾向（以下「トレンド」という）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、リトウイワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3 / 30）となる。また、各種の出現頻度の平均的な水準と毎年の値のばらつきの大きさを把握するため、各種の出現頻度の平均と標準偏差を算出した。なお、本サイトにおいては、解析対象種の動物種がリトウイワフジツボの一種のみであるため、動物種と植物種間の出現頻度の特徴の違いについては調べていない。

出現頻度の水準と変動性

14 年間（2009～2022 年）の各種の出現頻度は、リトウイワフジツボが 0.13～0.50、藍藻綱の一種が 0.43～0.83、バロニア属が 0.00～0.03、イバラノリ属が 0.00～0.20、無節サンゴモが 0.30～0.57 の範囲でそれぞれ推移した（図 3-1-4-18 左）。

また、各種の出現頻度の平均値と標準偏差については、リトウイワフジツボの平均は 0.30、標準偏差は 0.09、藍藻綱の一種の平均は 0.70、標準偏差は 0.11、バロニア属の平均は 0.01、標準偏差は 0.02、イバラノリ属の平均は 0.02、標準偏差は 0.05、無節サンゴモの平均は 0.39、標準偏差は 0.08 となった。従って、平均出現頻度の最も高い種は藍藻綱の一種、最も低い種は

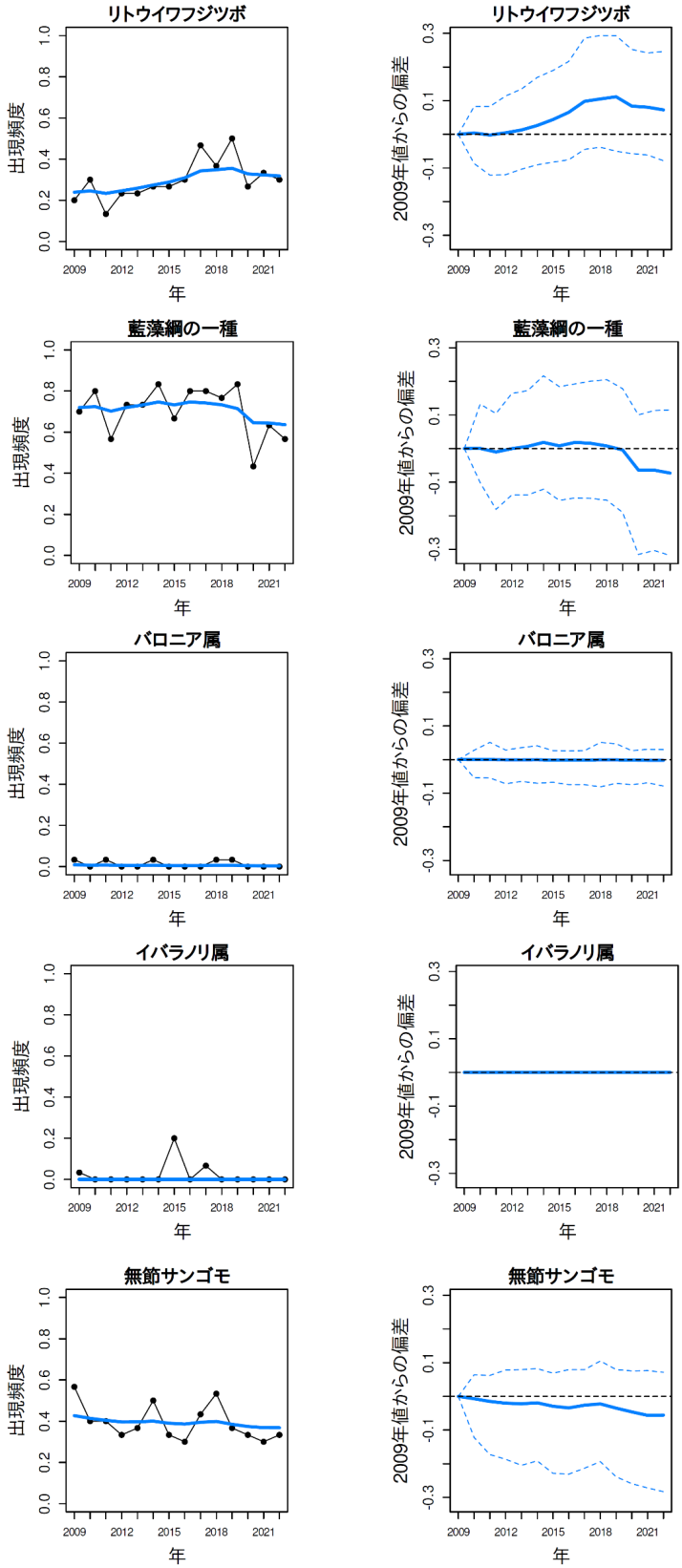


図 3-1-4-18. （左）石垣屋良部サイトにおける解析対象種の出現頻度（丸と黒線）と推定されたトレンド成分（青線）。（右）解析対象種のトレンド成分。2009 年値からの偏差として示した。太い青線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。縦軸に出現頻度、横軸に調査年を示す。ただし、2009～2015 年の無節サンゴモのデータは、画像から在不在を確認した。

バロニア属であった。標準偏差が最も高い種は藍藻綱の一種、最も低い種はバロニア属であった。

出現頻度のトレンド

解析対象各種の出現頻度データにベイズ時系列モデルを当てはめ、時系列をトレンド成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は出現頻度の長期的な増減傾向を表す成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は年毎に独立に変動する誤差系列である。ここでは種の出現頻度のトレンドに関心があるため、上記の 3 成分のうちトレンド成分の推定値に着目して評価を行った。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

解析の結果、解析対象種のいずれも顕著な増加・減少傾向は見られなかった（図 3-1-4-18）。リトウイワフジツボは出現頻度が増加、藍藻綱の一種と無節サンゴモは出現頻度が減少しているように見えるものの、トレンド成分の 2009 年値からの偏差については全ての期間で 95%信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な傾向は認められなかった（図 3-1-4-18 右）。

まとめ（考察）

本サイトにおける 2009 年～2022 年までの月平均岩温は、1 月に 18.9℃と最低値となり、温度は緩やかに上昇しながら 6 ヶ月後の 7 月に 34.8℃と最高となった。その後、岩温は再び 19℃前後まで下降するという年間の動態を示していた。平均岩温の最高が 34.8℃というのも高温であるが、記録された温度としての最高岩温は本サイトの最も高いところに設置している RSYRB01（高さ 237 cm）の温度ロガーで 58℃以上を記録し、最も低い位置に設置され海水に触れる時間も長い RSYRB22（高さ 123 cm）の温度ロガーでも最高時は 43℃を越えるなど、本サイトの夏季（7～9 月）は生物にとって過酷な環境であることが分かった。

2009～2022 年までの 14 年間における解析対象種の出現状況に関しては、藍藻綱の一種が最も高く、次いで無節サンゴモであった。藍藻類は一般的に乾燥に対する耐性が強く（木村 2018）、また無節サンゴモも岩面を覆い岩表面のわずかな水分でも成育できるため、本サイトにおいて多く出現したと考えられた。また最も出現頻度が低かった緑藻のバロニア属は、内部が液状の原形質で満たされた巨視的な単細胞生物であり（榎本 1986）、成育場所は干出しない岩上か潮だまりであるため、本サイトにおいては生育可能な場所が限られていることが考えられた。

動物類の解析対象種であるリトウイワフジツボは、フィリピンや台湾等の熱帯・亜熱帯域に分布し、日本における分布は奄美大島以南の南方種である（Wu et al. 2015）。本サイトにおける出現頻度には統計的に有意な増加傾向はないものの、直近 6 年間は年による増減の差が著しい。本サイトでは動物類の解析対象種がリトウイワフジツボ 1 種のため、永久方形枠内の在不在だけではなく出現数も補足的に数えており、直近 5 年間では、永久方形枠内の個体数は明らかに増加している。環境の変化が磯の固着底生生物に与える影響をいち早く察知するため、継続的なモニタリングを行っていく必要がある。

引用文献

木村 駿太 (2018) たんぽぽ計画での陸棲藍藻の宇宙環境耐性実験. 生物工学, 96: 695-697

榎本 幸人 (1986) 緑藻類の生活史-特に多核細胞性海産緑藻の生殖、体形成、生活史について- .鹿児島大学南方海域調査研究報告, 8: 55-70

Wu TH, Tsang LM, Chan BK, Chu KH (2015) Cryptic diversity and phylogeography of the island‐associated barnacle Chthamalus moro in Asia. Marine Ecology, 36(3): 368-378

執筆：島袋寛盛、久保弘文、深谷肇一

5） 岩温の時系列的トレンドの検出

深谷肇一、石田　惣、島袋寛盛、野田隆史、
村田明久、山本智子、森　敬介

はじめに

磯に暮らす生物は、岩盤に固着した生活様式をとる種が多く、移動ができないため、生息または生育環境の物理的条件は、非常に重要な要素となる。とりわけ長期的な生物相や生物量の変化を把握するためには、磯における物理的特性についても把握しておくことが不可欠である。なぜなら、一般にある生物が分布できる上限は、温度や塩分、乾燥の度合い等の物理的条件で決まり、分布下限は捕食や競争等の生物的要因で決まることが多いと言われているからである（ラファエリ・ホーキンズ 1999)。なかでも温度に関しては、わが国の気温や周辺の海水温は過去 100 年にわたり上昇傾向であり、特に近年では気温、海水温ともに高温の記録回数が増加していると報告されている（気象庁 2023)。これらの事実は、およそ 100 年にわたって観測されたデータを統計学的な手法により分析し、明らかにされている。一方で、磯では潮汐の影響により、干出時は気温、冠水時は海水温の影響を受ける。そのため、磯に暮らす生物が影響を受ける温度条件を正確に推定することが難しい。そこで、本調査では、刻々と変化する磯の温度条件を把握するため、各サイトにおいて潮位帯の異なる永久方形枠の近傍に温度ロガーを 5 個設置し、干出時及び冠水時の岩温の連続測定 (15 分間隔) を行ってきた。

ここでは、調査開始より 2022 年までに取得した岩温データから、磯における時間経過に伴う温度の増減傾向（以下「トレンド」という）の有無を解析した。また、2008-2016 年度とりまとめにおいて同様の解析をしており、約 6 年間のデータが追加されたことによって傾向に変化が見られたかについてもあわせて考察した。

岩温データの概要

ここでは厚岸浜中サイトにおいて 2008 年 8 月～2022 年 6 月、安房小湊サイトにおいて 2009 年 5 月～2022 年 5 月、大阪湾サイトにおいて 2010 年 6 月～2022 年 6 月、南紀白浜サイトにおいて 2008 年 6 月～2022 年 6 月、天草サイトにおいて 2009 年 8 月～2022 年 5 月、石垣屋良部サイトにおいて 2008 年 7 月～2022 年 9 月に取得された岩温データを利用した（表 3-1-5-1)。ただし、安房小湊サイトでは 2010 年の 3～4 月と 2011 年の 3～6 月、2020 年 8 月 12～19 日、南紀白浜サイトでは 2009 年の 4～6 月、石垣屋良部サイトでは 2009 年の 5～6 月の期間において、故障等により全ての温度ロガーのデータが欠損していた。また、各サイトにおける岩温の測定期間は、調査開始年の違いや設置した温度ロガーの不具合等の理由により異なっている。

各サイトで取得された岩温データは、厚岸浜中サイトでおおよそ 230 万データ、安房小湊・大阪湾・南紀白浜・石垣屋良部サイトでおおよそ 210 万データ、天草サイトではおおよそ 180 万データであった（表 3-1-5-1)。

2011 年の調査以降、波浪や直接的な衝撃から温度ロガーを保護するため、温度ロガーに保護用カバーを装着し岩温データを取得した。保護用カバー装着の開始は、厚岸浜中サイトと天草サイトで 2011 年 8 月、安房小湊サイトと石垣屋良部サイトで 2011 年 7 月、大阪湾サイトと南紀白浜サイトで 2011 年 6 月であった。それ以前の調査期間については、温度ロガーに保護用カバーを装着していないため、保護用カバーの装着は、取得される岩温データへ影響を与える可能性もある。本まとめでは、保護用カバーの有無による影響を考慮し、時系列解析を行った。解析方法については、次項の「月別岩温の時系列解析」に記した。

表 3-1-5-1.　岩温の測定期間とデータ数

サイト	データ取得期間	データ欠損期間	データ数
厚岸浜中	2008年8月16日～2022年6月28日	-	2,292,862
安房小湊	2009年5月25日～2022年5月16日	2010年3～4月 2011年3～6月 2020年8月12日～19日	2,061,583
大阪湾	2010年6月12日～2022年6月14日	-	2,058,695
南紀白浜	2008年6月21日～2022年6月29日	2009年4～6月	2,145,128
天草	2009年8月8日～2022年5月29日	-	1,839,836
石垣屋良部	2008年7月7日～2022年9月26日	2009年5～6月	2,141,968

月別岩温の時系列解析

各サイトにおいて、表 3-1-5-1 にある測定開始年の調査月から 2022 年時点でデータが取得されている月までの岩温データを月別（平均値、最大値、最小値）にまとめ、その時系列的なトレンドの検出を目的とした時系列解析を行った。

岩温の長期的なトレンドを抽出するために、ベイズ時系列モデルを用いて月別時系列データをトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分、ノイズ成分に分解した。トレンド成分は岩温の長期的な増減傾向を表す成分系列、季節成分は 12 ヶ月の周期を持つ成分系列、定常自己回帰成分は 1 次自己回帰過程で特徴づけられる特定の自己相関構造を持つ成分系列、ノイズ成分は月毎に独立に変動する誤差系列である。温度ロガーに保護用カバーを装着したことによる影響を考慮してトレンドを評価するために、モデルにはカバーの有無を表す変数を共変量として含めた。モデルはベイズ推測のためのソフトウェアである JAGS で実装して当てはめた。

結果

岩温の月平均値、月最大値、月最小値のそれぞれの時系列の成分分解の結果を図 3-1-5-1～3-1-5-3 に示す。いずれの時系列も周期的な季節変動が卓越していた。最大値の時系列では各サイトで 2011 年頃に顕著な水準の変化が見られるが、これは、この時期以降にロガーに保護用カバーを装着したことの影響である。

岩温の月平均値等の時系列的なトレンド

ロガーへの保護用カバー装着の影響を調整して推定された、各サイトの岩温時系列のトレンド成分を図 3-1-5-4～3-1-5-6 に示す。

月平均値については、いずれのサイトも顕著な上昇・下降傾向は見られなかった（図 3-1-5-4）。厚岸浜中サイト、天草サイト、石垣屋良部サイトでは近年になって温度がやや上昇しているように見えるものの、上昇の規模はいずれも 0.5℃未満と小さく、また全ての期間でトレンド成分の 95%信用区間に 0 が含まれており、統計的に有意な上昇傾向は認められなかった。

月最大値については、天草サイトで一貫した温度の上昇傾向が見られた（図 3-1-5-5）。2022 年時点で、岩温の月最大値は観測開始時点に比べて 5℃近く上昇していた。2019 年頃よりトレンド成分の 95%信用区間に 0 が含まれなくなっており、温度上昇傾向の確実性は高いと考えられる。ほかのサイトでは顕著な上昇・下降傾向は見られなかった。

月最小値については、いずれのサイトも顕著

な上昇・下降傾向は見られなかった（図 3-1-5-6）。

天草サイトでは、月最大値の上昇傾向が見られた一方で、月最小値には見られなかった。このことから、気温の高い夏季の温度が上昇傾向にあると考えられる。また、今後、岩温上昇の継続により、耐高温性の低い底生生物が生息できなくなるなどの影響が予想される。

引用文献

ラファエリ D, ホーキンズ S (1999) 第 3 章生物の帯状分布の成因. (朝倉 彰 訳). 潮間帯の生態学(上), 127-164. 文一総合出版, 東京

気象庁 (2023) 気候変動レポート 2022. 国土交通省 気象庁. https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/monitor/index.html, 2024 年 2 月 27 日確認

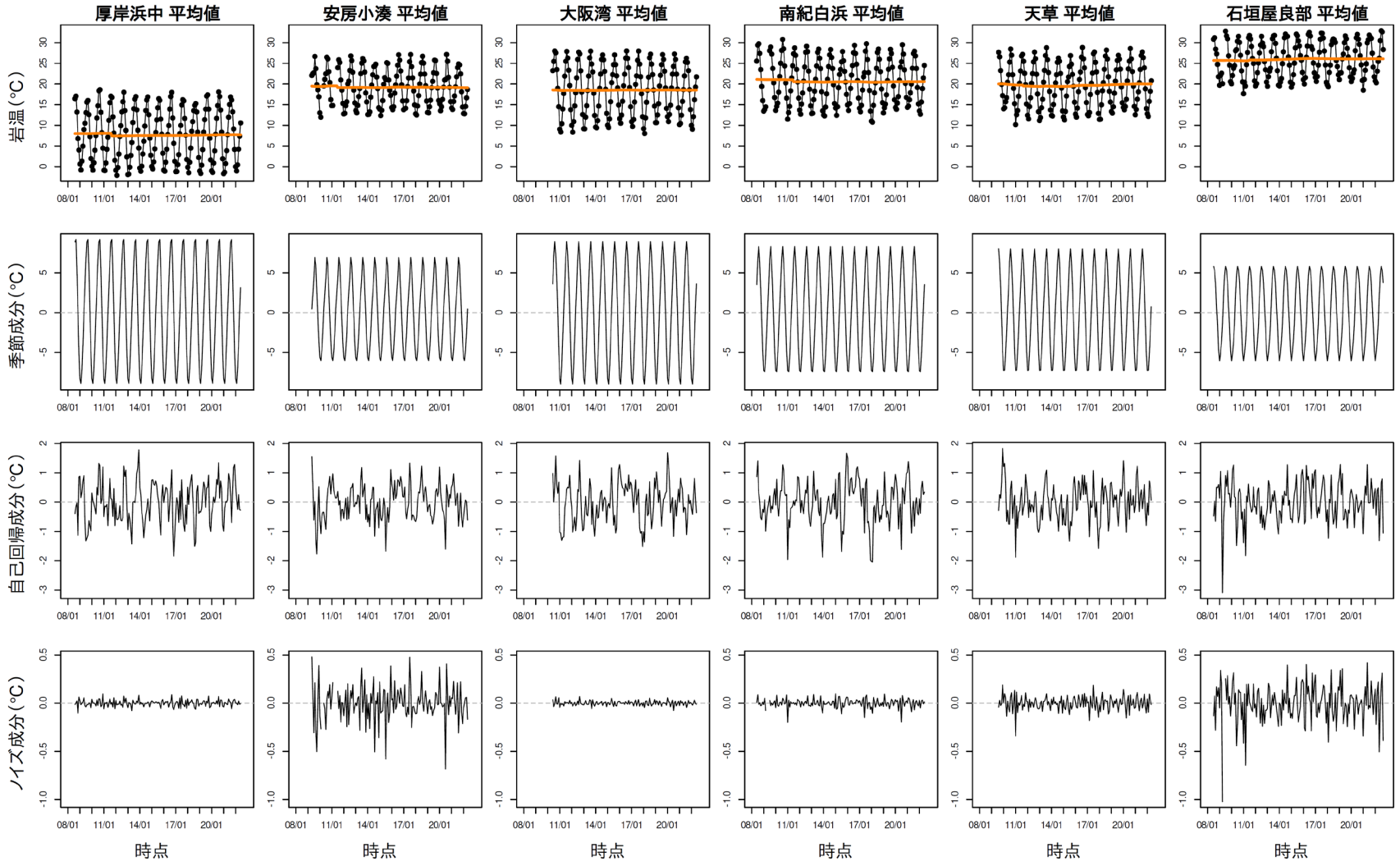


図 3-1-5-1. 各サイトの月平均値時系列の分解。上から順に、1 段目にデータ（丸と黒線）とトレンド成分（保護用カバー装着の影響は未調整、オレンジ色の線）、2 段目に季節成分、3 段目に自己回帰成分、4 段目にノイズ成分を示す。

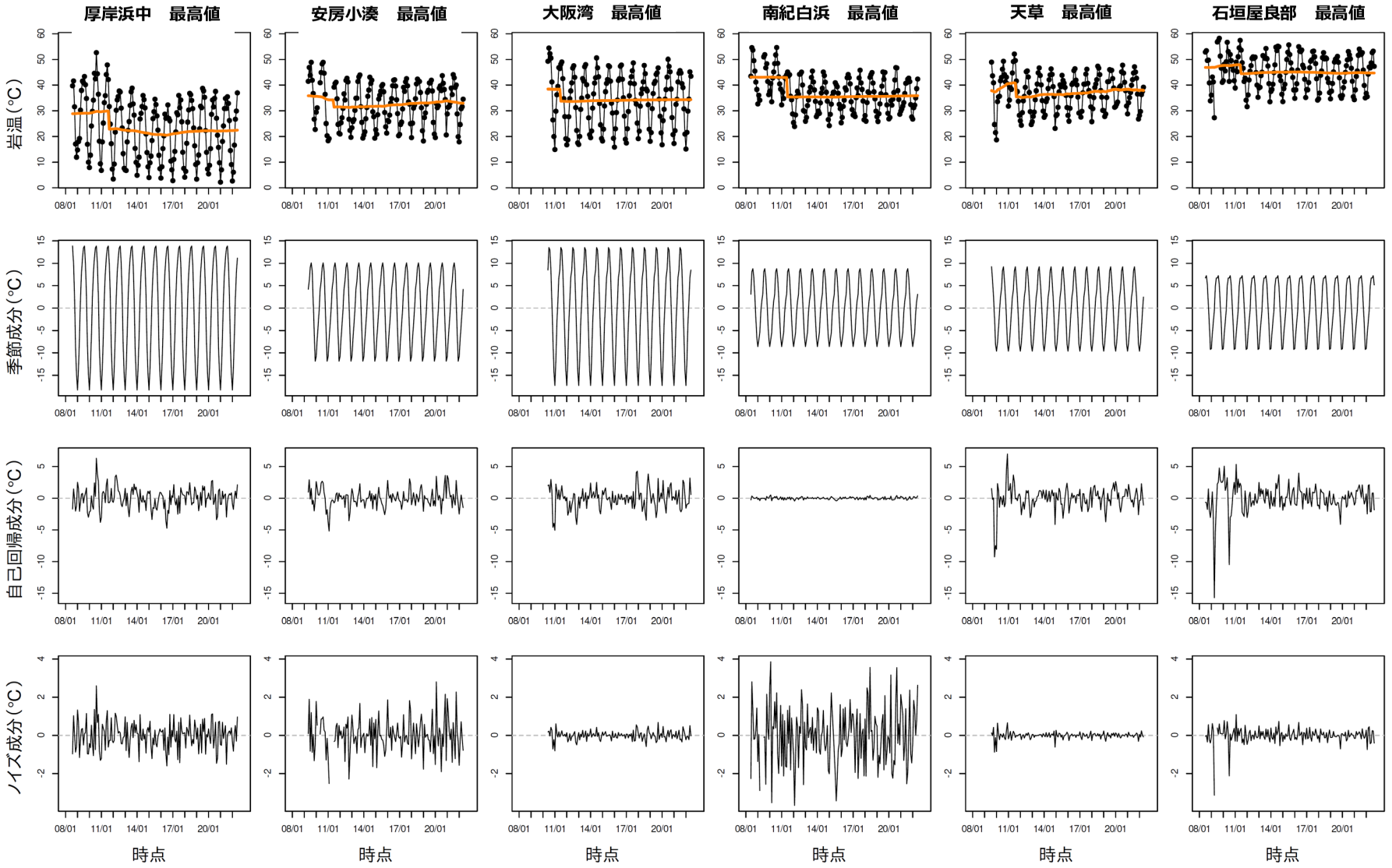


図 3-1-5-2. 各サイトの月最高値時系列の分解。上から順に、1 段目にデータ（丸と黒線）とトレンド成分（保護用カバー装着の影響は未調整、オレンジ色の線）、2 段目に季節成分、3 段目に自己回帰成分、4 段目にノイズ成分を示す。

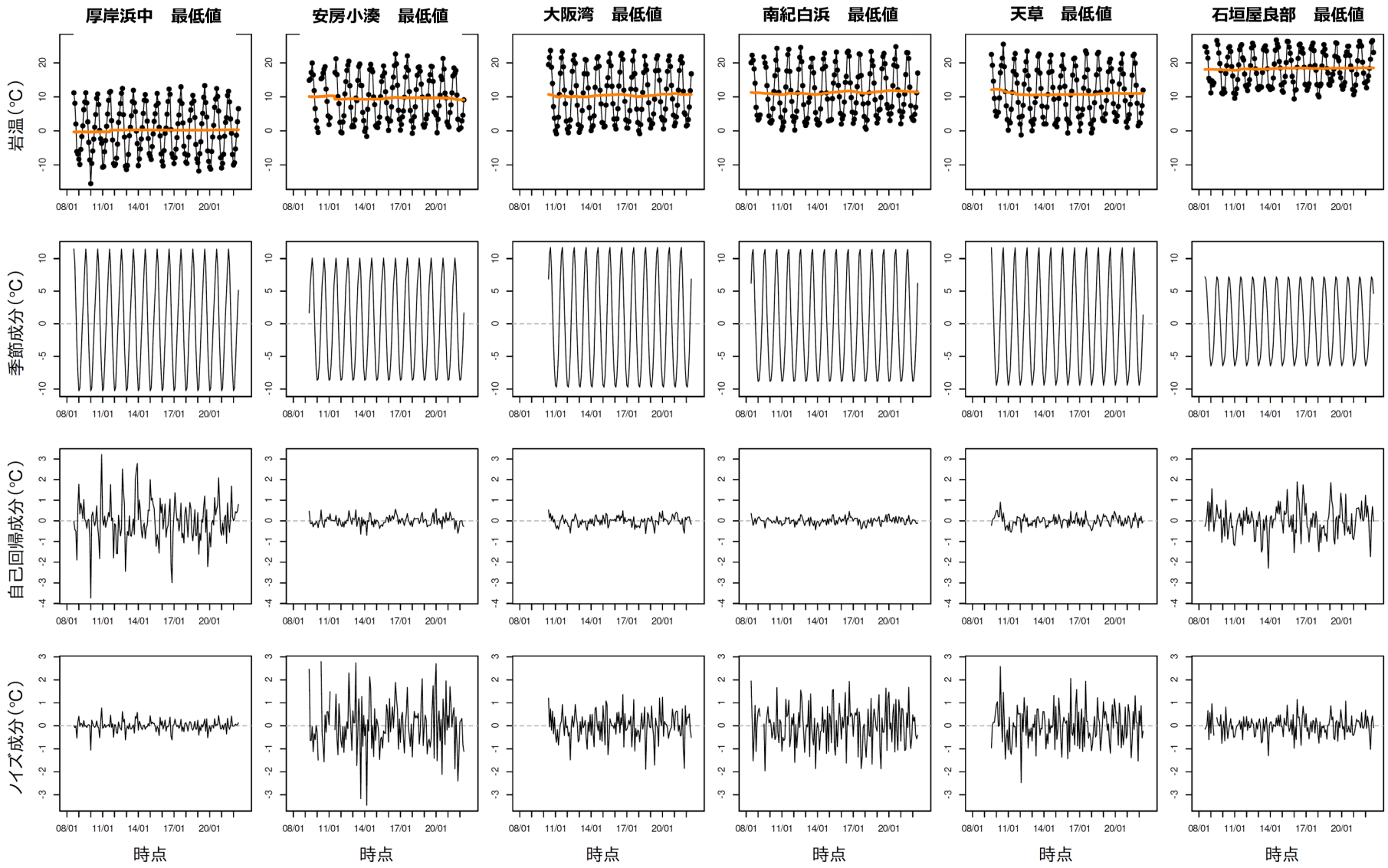


図 3-1-5-3. 各サイトの月最低値時系列の分解。上から順に、1 段目にデータ（丸と黒線）とトレンド成分（保護用カバー装着の影響は未調整、オレンジ色の線）、2 段目に季節成分、3 段目に自己回帰成分、4 段目にノイズ成分を示す。

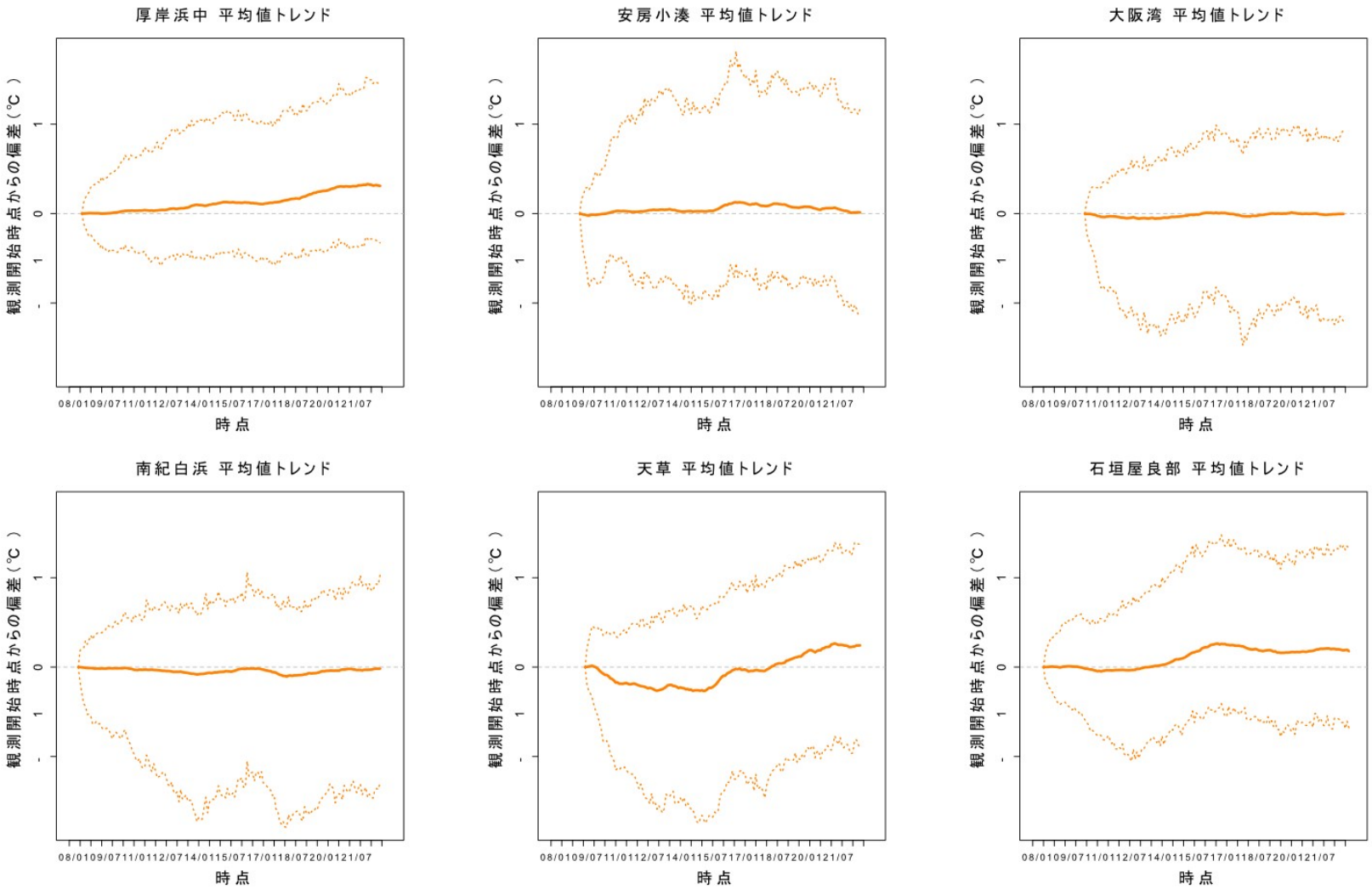


図 3-1-5-4．各サイトの月平均値時系列のトレンド成分（保護用カバー装着の影響を調整済み）。観測開始時点からの偏差として示した。太い実線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

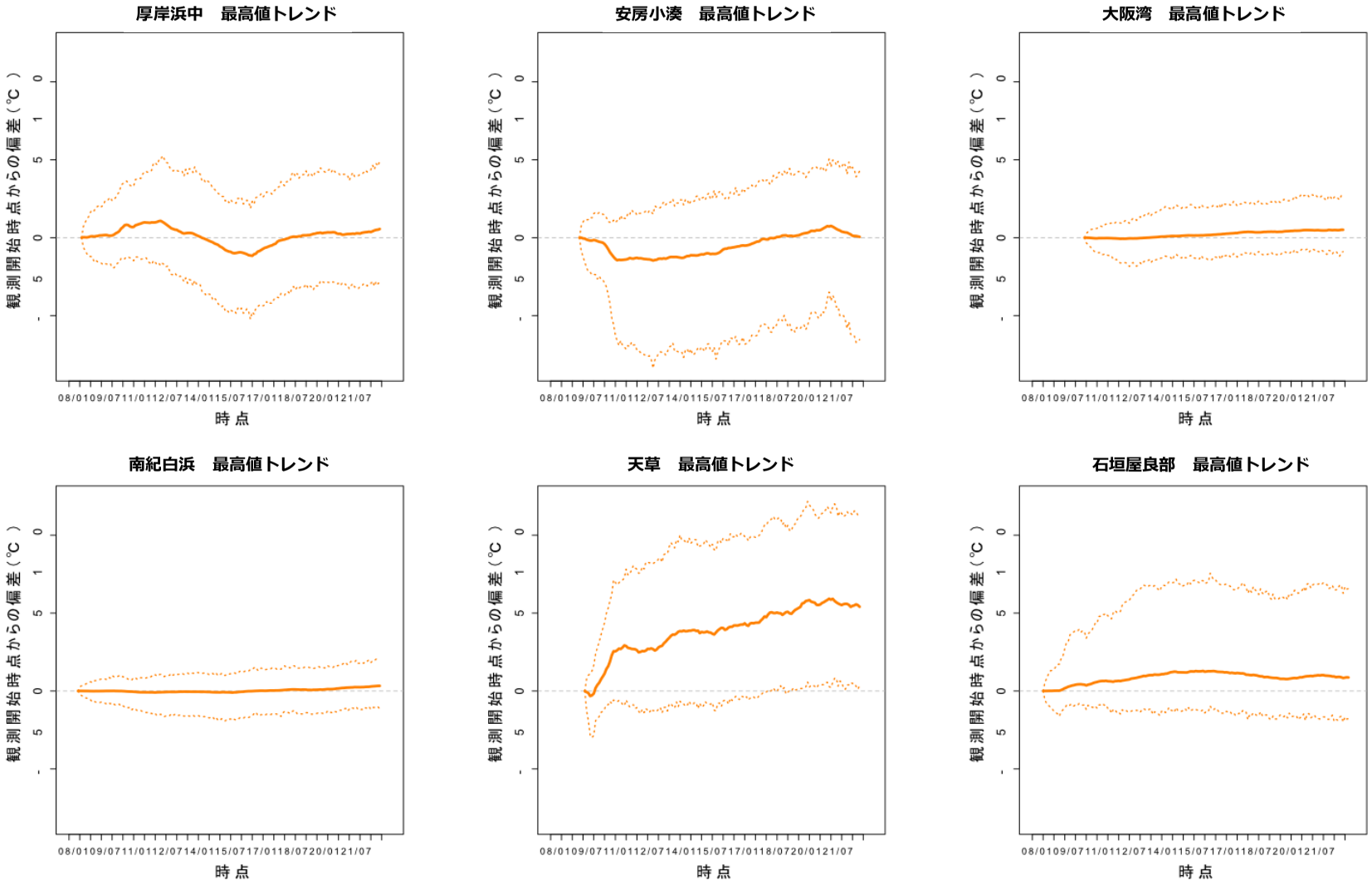


図 3-1-5-5. 各サイトの月最高値時系列のトレンド成分（保護用カバー装着の影響を調整済み）。観測開始時点からの偏差として示した。太い実線は事後中央値を、2 本の破線は 95%信用区間をそれぞれ表す。

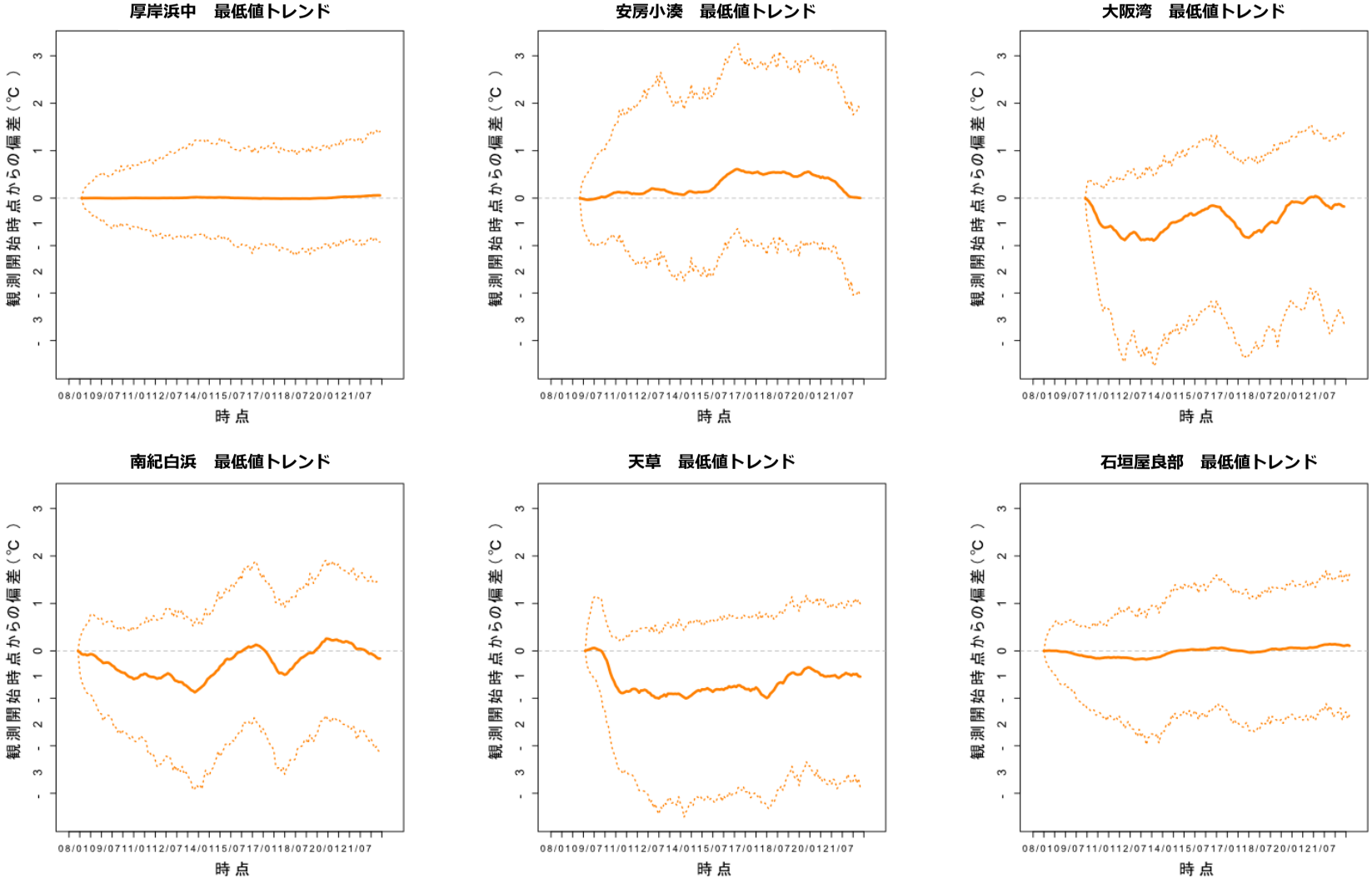


図 3-1-5-6. 各サイトの月最低値時系列のトレンド成分（保護用カバー装着の影響を調整済み）。観測開始時点からの偏差として示した。太い実線は事後中央値を2本の破線は95%信用区間をそれぞれ表す。

6）5 年毎調査の結果における種多様性と構成種の調査年間の比較

石田　惣、島袋寛盛、野田隆史、村田明久、
山本智子、深谷肇一、森　敬介

はじめに

磯生態系では、各方形枠における生物群集の詳細を把握するため、5 年に一度、格子点法による固着性生物の定量調査と出現種を記録している（5 年毎調査）。ここでは、磯生態系における 5 年毎調査で得られた生物データを用いて、各サイトの種多様性や生物量の変化を把握することを試みた。

5 年毎調査では、定性調査として、各サイトに設置された全 30 永久方形枠内に出現した生物を固着性生物及び移動性動物（軟体動物、棘皮動物）に分けて記録している。また、定量調査として、固着性生物は 30 永久方形枠 ×49 格子点の組み合わせにおける各格子点に出現した種を記録し、全 1470 格子点における各種の出現格子点数を基に量的変化をモニタリングしている。移動性動物に関しては、各永久方形枠に出現した個体数を計数し、量的変化をモニタリングしている。

これまでに、全サイトにおいて、2009 年もしくは 2010 年（以下「2009/2010 年」という）及び 2014 年、2019 年に 5 年毎調査を実施した。なお、大阪湾サイトは 2010 年に新設したサイトであるため、他の 5 サイトと実施年が異なっている。

出現種数と多様度指数

各サイトの種多様性（種がどれだけ多様であるか）の長期変化を評価するため、各サイトにおける種数、Shannon-Wiener 多様度指数（H'）（「シャノン・ウィナーの多様度指数」という）及び Simpson の多様度指数（D）（以下「シンプソンの多様度指数」という）を求めた。種多様性は「種の豊富さ」と「種組成の均等さ」の 2 つの要素を含む概念であるため、これら 3 つの尺度を用いた（宮下・野田 2003）。

出現種数の状況

全 30 永久方形枠における出現種数について、サイト毎・調査年毎に、固着性生物及び移動性動物に分けて集計した。

固着性生物

各調査年におけるサイト毎固着性生物の出現種数を図 3-1-6-1（上段）に示す。各調査年における出現種数について、2009/2010 年には、厚岸浜中サイトで 13 種、安房小湊サイトで 28 種、大阪湾サイトで 33 種、南紀白浜サイトで 35 種、天草サイトで 17 種、石垣屋良部サイトで 14 種が確認された。2014 年には、厚岸浜中サイトで 12 種、安房小湊サイトで 27 種、大阪湾サイトで 37 種、南紀白浜サイトで 37 種、天草サイトで 16 種、石垣屋良部サイトで 7 種が確認された。2019 年には、厚岸浜中サイトで 15 種、安房小湊サイトで 28 種、大阪湾サイトで 40 種、南紀白浜サイトで 27 種、天草サイトで 17 種、石垣屋良部サイトで 8 種が確認された。

各調査年における全サイトの出現種数の平均値は、2009/2010 年で 23（± 9）種、2014 年で 23（± 12）種、2019 年で 23（± 10）種であった。また、これらと各サイトを比較すると、全調査において、安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトで出現種数が平均値を上回った。

移動性動物

サイト毎、調査年毎の移動性動物の出現種数を図 3-1-6-1（下段）に示す。各調査年における出現種数について、2009/2010 年には、厚岸浜中サイトで 4 種、安房小湊サイトで 17 種、大阪湾サイトで 14 種、南紀白浜サイトで 14 種、天草サイトで 16 種、石垣屋良部サイトで 6 種が確認された。2014 年には、厚岸浜中サイトで 4 種、安房小湊サイトで 16 種、大阪湾サイトで 16 種、南紀白浜サイトで 19 種、天草サイトで 16 種、石垣屋良部サイトで 11 種が確認され

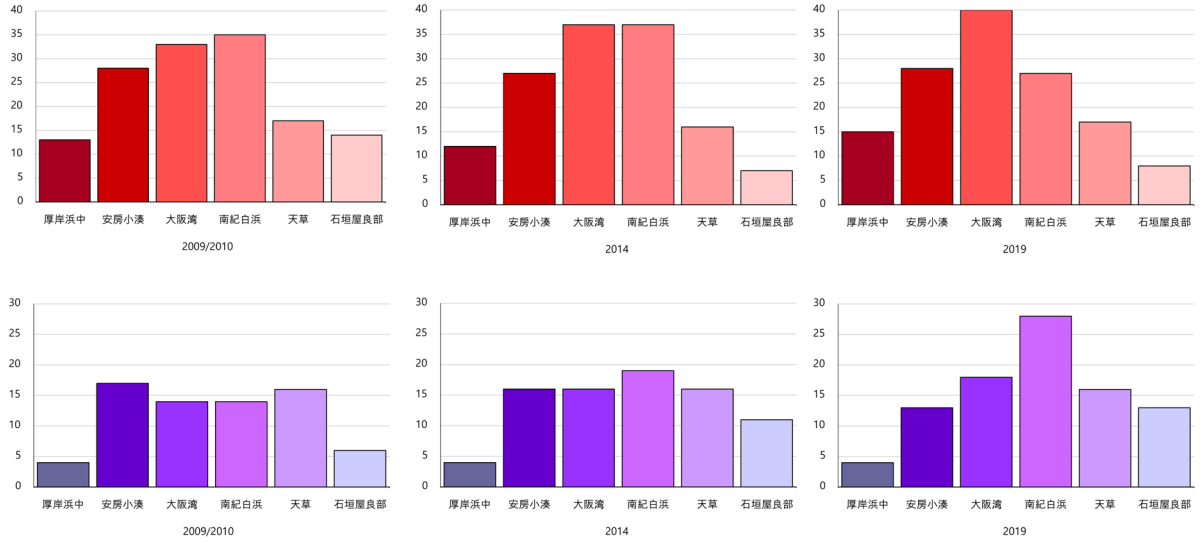


図 3-1-6-1.　全 30 方形枠における固着性生物（上段）と移動性動物（下段）の出現種数を各調査年で示す。左から厚岸浜中サイト、安房小湊サイト、大阪湾サイト、南紀白浜サイト、天草サイト、石垣屋良部サイトの 2009/2010 年、2014 年、2019 年の調査結果から算出した。

た。2019 年においては、厚岸浜中サイトで 4 種、安房小湊で 13 種、大阪湾サイトで 18 種、南紀白浜サイトで 28 種、天草サイトで 16 種、石垣屋良部サイトで 13 種が確認された。

各調査年における全サイトの出現種数の平均値は、2009/2010 年で 12（± 5）種、2014 年で 14（± 5）種、2019 年で 15（± 7）種であった。また、これらと各サイトを比較すると、2009/2010 年と 2014 年においては、安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草サイトの出現種数が平均値を上回った。しかし、2019 年には、安房小湊サイトの出現種数が平均値を下回り、大阪湾、南紀白浜、天草サイトの出現種数が平均値を上回った。

多様度指数の状況

出現種数と同様に、サイト毎・調査年毎における多様度指数を算出した。シャノン・ウィナーの多様度指数はより希少な種も含めた種多様性を、シンプソンの多様度指数は主に優占種の種多様性をそれぞれ評価する尺度である（宮本 2020）。両者とも値が大きいほど多様性が高いことを意味する。これらの多様度指数の計算式は以下のとおり。

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln(p_i)$$

$$D = 1-\sum_{i=1}^{S} {p_i}^2$$

ここでは、p_i は種 i の相対的な出現頻度、Σ は全ての i についての総和を意味する。また、それぞれの多様度指数の算出に当たっては、固着性生物は定量調査で得られたデータを基に、移動性動物は 30 永久方形枠において出現した総個体数を用いて、サイト毎・調査年毎に集計した。

固着性生物

サイト毎・調査年毎の固着性生物の多様度指数を図 3-1-6-2 に示す。シャノン・ウィナーの多様度指数について、2009/2010 年においては、厚岸浜中サイトで 1.6、安房小湊サイトで 2.6、大阪湾サイトで 2.8、南紀白浜サイトで 2.5、天草サイトで 1.8、石垣屋良部サイトで 1.0 を示した。2014 年において、厚岸浜中サイトで 1.7、安房小湊サイトで 2.3、大阪湾サイトで 2.9、南紀白浜サイトで 2.6、天草サイトで 1.5、石垣屋良部サイトで 0.3 を示した。また、2019 年において、厚岸浜中サイトで 1.7、安房小湊サイトで 2.6、大阪湾サイトで 2.8、南紀白浜サイトで 2019 年に 2.5、天草サイトで 1.8、石垣屋良部サイトで 0.6 を示した。

また、シンプソンの多様度指数については、

2009/2010 年において、厚岸浜中サイトで 0.7、安房小湊サイトと大阪湾サイトで 0.9、南紀白浜サイトで 0.7、天草サイトで 0.8、石垣屋良部サイトで 0.4 を示した。2014 年においては、厚岸浜中サイトで 0.8、安房小湊サイトと大阪湾サイトで 0.8、南紀白浜サイトで 0.9、天草サイトで 0.6、石垣屋良部サイトで 0.1 を示した。また、2019 年においては、厚岸浜中サイトで 0.8、安房小湊サイトと大阪湾サイトで 0.9、南紀白浜サイトで 0.9、天草サイトで 0.8、石垣屋良部サイトで 0.3 を示した。

各調査年における全サイトの多様度指数の平均値は、シャノン・ウィナーの多様度指数について、2009/2010 年で 2.0（± 0.6）、2014 年で 1.9（± 0.9）、2019 年で 2.0（± 0.7）であった。これらと各サイトのシャノン・ウィナーの多様度指数を比較すると、出現種数と同様に全調査年において安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトの値が平均値を上回った。

また、シンプソンの多様度指数については、2009/2010 年で 0.7（± 0.2）、2014 年で 0.7（± 0.3）、2019 年で 0.7（± 0.2）であった。各サイトのシンプソンの多様度指数を比較すると、2009/2010 年で安房小湊、大阪湾、天草サイトの値が平均値を上回った。2014 年においては厚岸浜中、安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトの値が平均値を上回り、2019 年においては石垣屋良部サイト以外のサイトで平均値を上回った。

移動性動物

サイト毎・調査年毎の移動性動物の多様度指数を図 3-1-6-3 に示す。シャノン・ウィナーの多様度指数について、2009/2010 年においては、厚岸浜中サイトで 0.2、安房小湊サイトで 1.8、大阪湾サイトで 1.6、南紀白浜サイトで 1.1、天草サイトで 1.5、石垣屋良部サイトで 1.5 を示した。2014 年においては、厚岸浜中サイトで 0.3、安房小湊サイトで 1.9、大阪湾サイトで 1.8、南紀白浜サイトで 1.5、天草サイトで 2.2、石垣屋良部サイトで 2.2 を示した。また、2019 年においては、厚岸浜中サイトで 0.1、安房小湊サイトで 1.9、大阪湾サイトで 2.3、南紀白浜サイトで 1.4、天草サイトで 1.3、石垣屋良部サイトで 1.5 を示した。

また、シンプソンの多様度指数については、2009/2010 年において、厚岸浜中サイトで 0.1、安房小湊サイトで 0.8、大阪湾サイトで 0.7、南紀白浜サイトと天草サイトで 0.6、石垣屋良部サイトで 0.7 を示した。2014 年において、厚岸浜中サイトで 0.1、安房小湊サイトで 0.8、大阪湾サイトと南紀白浜サイトで 0.7、天草サイトと石垣屋良部サイトで 0.9 を示した。また、2019 年には、厚岸浜中サイトで 0.1、安房小湊サイトで 0.8、大阪湾サイトで 0.9、南紀白浜サイトと天草サイト、石垣屋良部サイトで 0.6 を示した。

各調査年における全サイトの多様度指数の平均値について、シャノン・ウィナーの多様度指数は、2009/2010 年で 1.3（± 0.5）、2014 年で 1.6（± 0.7）、2019 年で 1.4（± 0.7）であった。これらと各サイトのシャノン・ウィナーの多様度指数を比較すると、2009/2010 年と 2014 年で、安房小湊、大阪湾、天草、石垣屋良部サイトの値が平均値を上回った。2019 年では、安房小湊、大阪湾、石垣屋良部サイトの値が平均値を上回った。

また、シンプソンの多様度指数については、2009/2010 年で 0.6（± 0.2）、2014 年で 0.7（± 0.3）、2019 年で 0.6（± 0.3）であった。各サイトのシンプソンの多様度指数を比較すると、2009/2010 年と 2014 年において、安房小湊、大阪湾、天草、石垣屋良部サイトの値が平均値を上回った。2019 年では、安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草サイトの値が平均値を上回った。

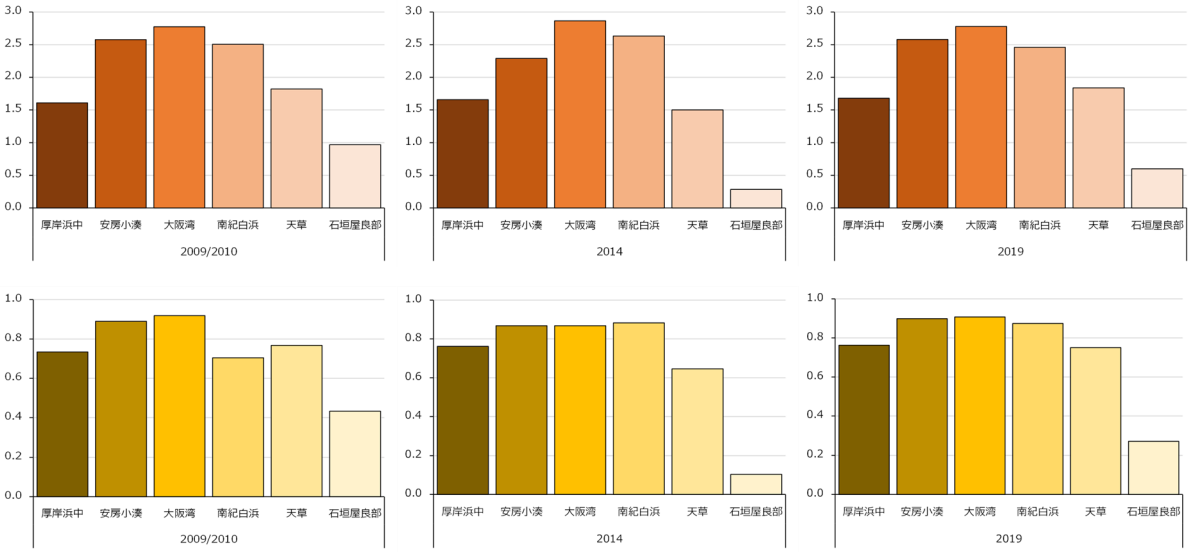


図 3-1-6-2.　全 30 方形枠における固着性生物の多様度指数を各調査年で示す。上段はシャノン・ウィナーの多様度指数、下段はシンプソンの多様度指数を示した。左から厚岸浜中サイト、安房小湊サイト、大阪湾サイト、南紀白浜サイト、天草サイト、石垣屋良部サイトの 2009/2010 年、2014 年、2019 年の調査結果から算出した。

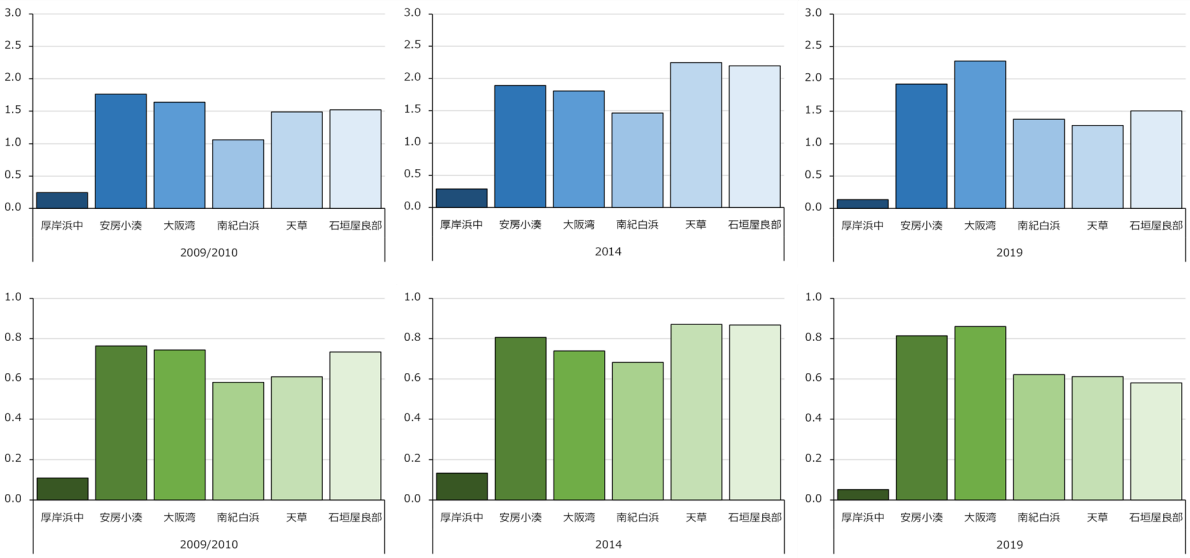


図 3-1-6-3.　全 30 方形枠における移動性動物の多様度指数を各調査年で示す。上段はシャノン・ウィナーの多様度指数、下段はシンプソンの多様度指数を示した。左から厚岸浜中サイト、安房小湊サイト、大阪湾サイト、南紀白浜サイト、天草サイト、石垣屋良部サイトの 2009/2010 年、2014 年、2019 年の調査結果から算出した。

主要な固着性生物の特徴

2009/2010 年及び 2014 年、2019 年に実施した定量調査で得られた各種の出現格子点数を基に、サイト毎の出現格子点数の多い上位 9 位までの固着性生物を抽出した。出現格子点数の多い上位 9 位までを各サイトの主要な固着性生物（表 3-1-6-1）として取り扱い、以下にその特徴を示す。

石垣屋良部サイトにおいて、藍藻綱（口絵 2）の出現格子点数が最多であり、次いで裸地（目視で生物が確認されなかった格子点）であった（割合 42.6%）。そのほかのサイトでは、裸地が最多を記録した。その割合は、厚岸浜中サイトで 37.0%、安房小湊サイトで 28.8%、大阪湾サイトで 36.0%、南紀白浜サイトで 44.9%、天草サイトで 45.9%であった。

各サイトにおける、出現格子点数が上位 2～9 位までに該当した種について述べる。厚岸浜中サイトでは、海藻のフクロフノリ（口絵 1）、マツモ、クロハギンナンソウ、ピリヒバ、イトヤナギ、エンドウイトグサ、動物のキタイワフジツボ（口絵 1）、外来種のキタアメリカフジツボであり、海藻が 6 種、動物が 2 種であった。以下同様に、安房小湊サイトでは、海藻の無節サンゴモ（口絵 1）、海藻のイソダンツウ、ヒジキ（口絵 1）、カイノリ、ピリヒバ、被覆性褐藻、ウミトラノオ、動物のイワフジツボ（口絵 1）であり、海藻が 7 種、動物が 1 種であった。大阪湾サイトでは、海藻のピリヒバ、ヒジキ、アオサ目、ユナ、ミゾオゴノリ、動物のイワフジツボ、クロフジツボ（口絵 1）、カメノテ（口絵 2）であり、海藻が 5 種、動物が 3 種であった。南紀白浜サイトでは、海藻の無節サンゴモ、被覆性褐藻、イソダンツウ、有節サンゴモ、ピリヒバ、カイノリ、動物のイワフジツボ、ヒバリガイモドキであり、海藻が 6 種、動物が 2 種であった。天草サイトでは、海藻のアオサ属、被覆性褐藻、イシゲ（口絵 2）、無節サンゴモ、動物のケガキ（口絵 2）、イワフジツボ、カメノテであり、海藻が 4 種、動物が 3 種であった。さらに天草サイトでは、藍藻綱が見られた。石垣屋良部サイトでは、海藻の紅藻綱の一種、Algal turf（芝生状藻場混生群落）、無節サンゴモ、ソゾ属の一種、ベニマダラ目の一種、ウスユキウチワ、アオモグサであり、動物は 9 位以内に確認されなかった。

表 3-1-6-1. 各調査サイトにおける主要な固着性生物

順位	厚岸浜中	安房小湊	大阪湾	南紀白浜	天草	石垣屋良部
1	裸地	裸地	裸地	裸地	裸地	藍藻綱
2	フクロフノリ	無節サンゴモ	ピリヒバ	無節サンゴモ	ケガキ	裸地
3	キタイワフジツボ	イワフジツボ	イワフジツボ	イワフジツボ	イワフジツボ	紅藻綱の一種
4	マツモ	イソダンツウ	クロフジツボ	被覆性褐藻	カメノテ	Algal turf (芝生状藻場混生群落)
5	クロハギンナンソウ	ヒジキ	ヒジキ	ヒバリガイモドキ	藍藻綱***	無節サンゴモ
6	ピリヒバ	カイノリ	アオサ目*	イソダンツウ	アオサ属**	ソゾ属の一種
7	イトヤナギ	ピリヒバ	ユナ	有節サンゴモ	被覆性褐藻	ベニマダラ目の一種
8	エンドウイトグサ	被覆性褐藻	カメノテ	ピリヒバ	イシゲ	ウスユキウチワ
9	キタアメリカフジツボ	ウミトラノオ	ミゾオゴノリ	カイノリ	無節サンゴモ	アオモグサ
10～	その他の生物 12種	その他の生物 36種	その他の生物 50種	その他の生物 44種	その他の生物 16種	その他の生物 9種
裸地の割合(%)	37.0	28.8	36.0	44.9	45.9	42.6
生物の割合(%)	63.0	71.2	64.0	55.1	54.1	57.4

アオサ目*：アナアオサ、アオサ属を含む
アオサ属**：ボタンアオサも含む
藍藻綱***：被覆性藍藻も含む
緑は海藻、水色は藍藻類、オレンジは動物を示す。

主要な固着性生物の量的変化

各サイトの主要な固着性生物の調査年間における量的変化を把握するため、定量調査で得られた各種の出現格子点数を基に、全格子点数（1470 格子点）に占める各種の出現格子点数の割合（以下「被度」という）を算出した。算出した結果は、各サイトにおける被度の上位 9 種（裸地含む）を調査年毎に示した（図 3-1-6-4）。

厚岸浜中サイトにおいて、裸地が 2009 年に 37.4%、2014 年に 30.9%、2019 年に 42.7%と全調査年で最も多い割合であった。最大の被度であった種について、2009 年と 2019 年にはフクロフノリ（26.3%、21.8%）が、2014 年にはキタイワフジツボが 23.1%を示した。2014 年のフクロフノリは 2 番目の被度（20.6%）であった。また、キタイワフジツボは 2019 年には 6.3%と減少した。さらに、ピリヒバに注目すると、2009 年と 2014 年にはそれぞれ 1.5%、2.4%であったのが、2019 年には 10.8%と約 5 倍に増加した。

安房小湊サイトでは、裸地が 2009 年に 27.6%、2014 年に 36.6%、2019 年に 22.3%と全調査年で最も多い割合であった。最大の被度であった種について、無節サンゴモが 2009 年に 17.3%、2014 年に 13.9%、2019 年に 15.0%であった。また、2 番目に被度の高い種については、2009 年にはヒジキ（8.3%）であり、2014 年にはイワフジツボ（10.2%）、2019 年には被覆性褐藻（10.5%）であった。被覆性褐藻は 2014 年に 0.2%であったが、2019 年に約 50 倍に増加した。

大阪湾サイトでは、裸地が 2009 年に 39.0%、2014 年に 41.3%、2019 年に 27.8%と全調査年で最も多い割合であった。最大の被度であった種については、2009 年と 2014 年にはピリヒバ（8.5%、8.0%）であったが、2019 年にはイワフジツボ（12.0%）であった。イワフジツボは、2014 年に 3.6%であったが、2019 年に約 3 倍に増加した。また、ヒジキが 2009 年に 0.3%、2014 年に 2.9%、2019 年に 10.4%となり増加した。

南紀白浜サイトでは、裸地が 2009 年に 32.3%、2014 年に 51.6%、2019 年に 50.9%と全調査年で最も多い割合であった。最大の被度であった種については、2009 年と 2014 年には無節サンゴモ（14.6%、12.5%）であったが、2019 年にはイワフジツボ（11.5%）であった。また、被覆性褐藻が 2009 年に 14.2%、2014 年に 7.0%、2019 年に 1.2%となり減少した。一方、ヒバリガイモドキは調査年毎に増加しており、2009 年に 1.7%、2014 年に 2.7%、2019 年に 5.7%となった。

天草サイトでは、裸地が 2009 年に 37.1%、2014 年に 55.0%、2019 年に 45.6%と全調査年で最も多い割合であった。全調査年において、ケガキが最大の被度（25.0%、24.4%、22.7%）であり、次いでイワフジツボ（14.1%、10.3%、13.1%）であった。また、アオサ属は減少しており、2009 年に 6.3%であったのが、2014 年に 1.1%、2019 年に 1.3%となった。さらに、そのほかの生物の占める割合が増加しており、2009 年に 1.3%、2014 年に 4.3%、2019 年に 7.6%となった。

石垣屋良部サイトでは、2009 年と 2014 年に藍藻綱の被度が最も多い割合であったが（50.1%、49.3%）、2019 年には裸地が 46.9%と最多となった。また、それ以外の全ての生物種については合計した値でも 2.8～17.5%であり、ほとんど見られない状態であった。

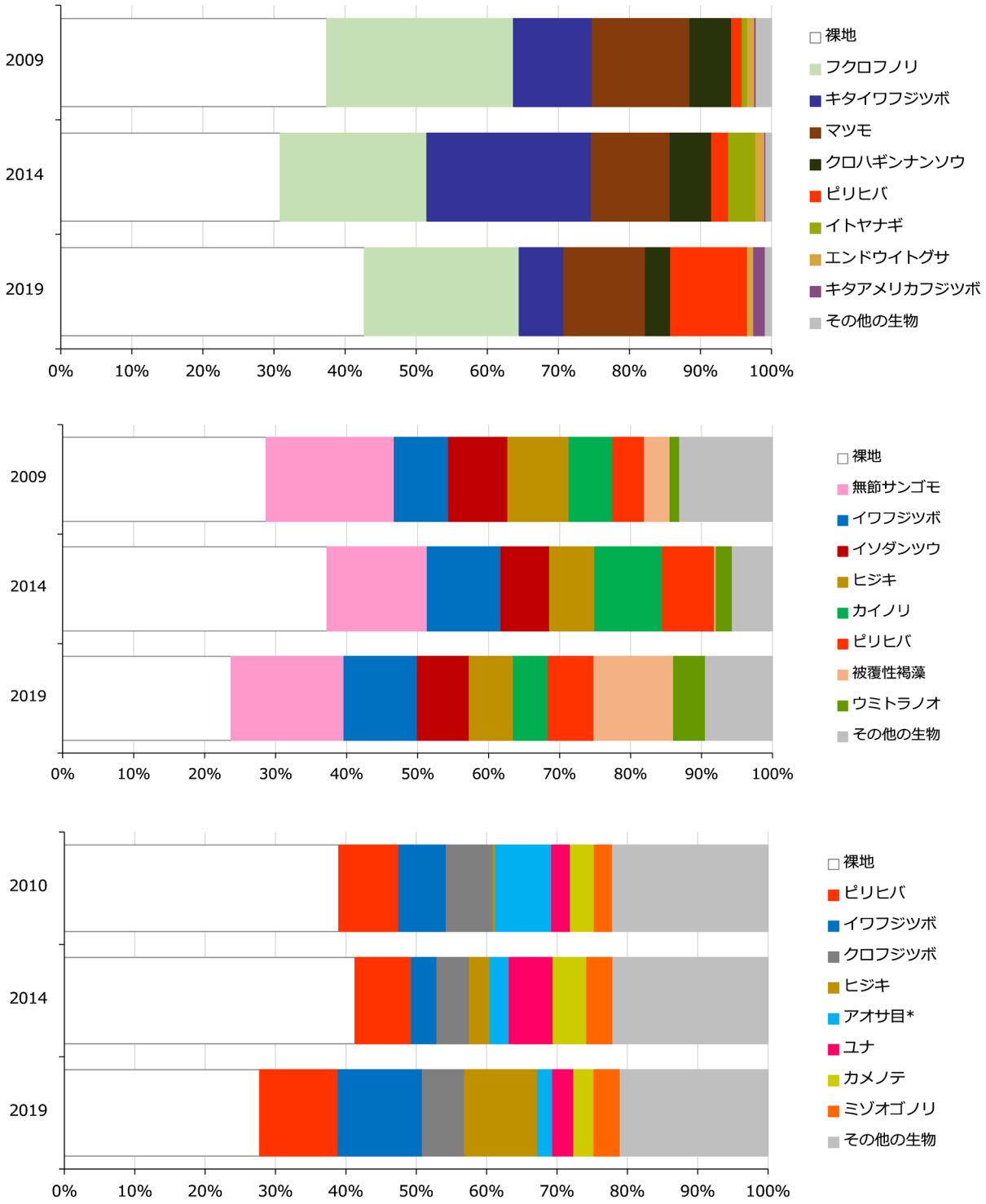
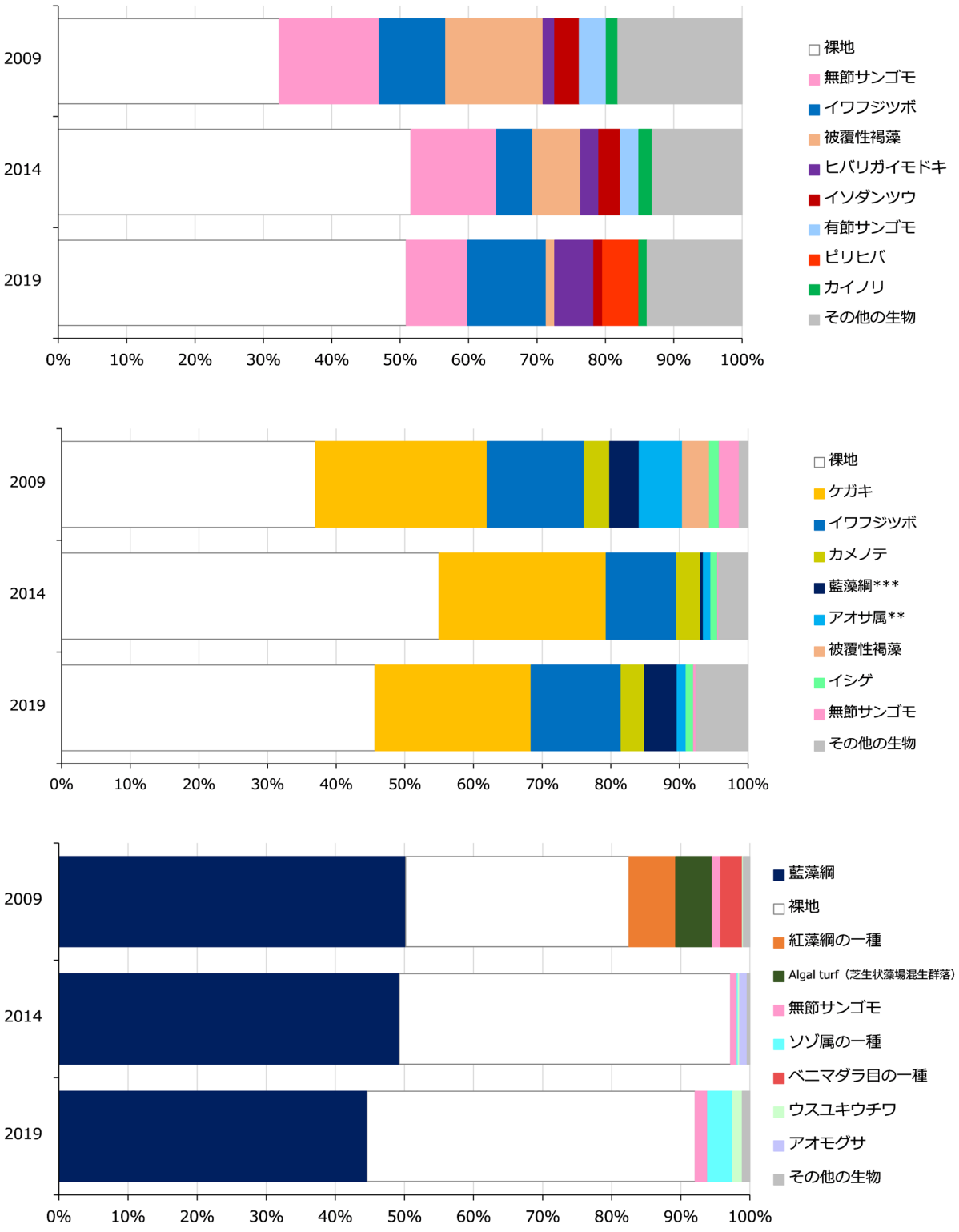


図 3-1-6-4.　各サイトにおける調査年別における全格子点数（1470 格子点）に占める各種の出現格子点数の割合。上から、厚岸浜中サイト、安房小湊サイト、大阪湾サイト、南紀白浜サイト、天草サイト、石垣屋良部サイト。アオサ目*：アナアオサ・アオサ属を含む、アオサ属**：ボタンアオサも含む、藍藻綱***：被覆性藍藻も含む。



（続き）図 3-1-6-4.　各サイトにおける調査年別における全格子点数（1470 格子点）に占める各種の出現格子点数の割合。上から、厚岸浜中サイト、安房小湊サイト、大阪湾サイト、南紀白浜サイト、天草サイト、石垣屋良部サイト。アオサ目*：アナアオサ・アオサ属を含む、アオサ属**：ボタンアオサも含む、藍藻綱***：被覆性藍藻も含む。

考察

固着性生物において、出現種数とシャノン・ウィナーの多様度指数が安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトで高い値を示し、シンプソンの多様度指数については、全調査年を通して安房小湊と大阪湾サイトで高い値を示した。また、移動性動物において、全調査年を通して、関東から九州のサイトで種数と多様度指数が高い値を示した。このように関東から九州にかけて多様度が高くなる傾向は、日本太平洋岸の磯における既往報告とも概ね一致し、この傾向は前回のとりまとめ報告書でも確認されている（Asakura and Suzuki 1987；Okuda et al. 2004；Kurihara 2007）。

シャノン・ウィナーの多様度指数とシンプソンの多様度指数は、いずれも固着性生物において石垣屋良部サイトで特に低い値を示したが、これは種数が少ないことに加え、優占種（藍藻綱）が特に卓越していることにより、均等度が低くなったことが原因であると考えられる。シンプソンの多様度指数は、移動性動物において厚岸浜中サイトで低い値を示したが、これは、厚岸浜中サイトで移動性動物の種数が 4 種と少ないことと、クロタマキビが特に卓越していることにより均等度が低くなったことが原因であると考えられる。

南紀白浜サイトの種数は、2014 年から 2019 年にかけて固着性生物で減少し、移動性動物で増加していた。しかし、両多様度指数（シャノン・ウィナーの多様度指数とシンプソンの多様度指数）については、固着性生物、移動性動物ともに大きな変化は見られなかったため、サイト内の各種の均等度は変化していないと考えられる。石垣屋良部サイトでは、2014 年の固着性生物の多様度指数が、ほかの調査年よりも低い値であった。また、2014 年の出現種数は、他の調査年に比べやや少なかった。石垣屋良部サイトの 2014 年では、出現種数が減少したとともに、全体の生物量に対する優占種の割合が大きかったと考えられる。天草サイトでは、移動性動物の多様度指数が 2014 年に高かったが、出現種数はほかの調査年と変わらなかった。おそらく、ほかの調査年に比べて 2014 年には各種の個体数の均等度が高かったと考えられる。それ以外のサイトについては、調査年間で大きな変化は見られなかった。

2009/2010 年、2014 年、2019 年の 3 回の調査において、主要な固着性生物の量的な変化に全サイト共通の傾向は見られなかった。

裸地に着目すると、石垣屋良部サイト以外のサイトでは最も多くの割合を占めていた。また、サイト間で比較すると、裸地の割合は、より南緯度に位置する南紀白浜、天草、石垣屋良部サイトで高い結果であった。この結果は、2008-2016 年度とりまとめ報告書と同様であり、既存の研究においても裸地の割合の高さは熱帯岩礁海岸の特徴の一つとして挙げられている（Macusi and Deepananda 2013）。

2008-2016 年度とりまとめ報告書では、厚岸浜中サイトを除いた 5 サイトで、裸地の格子点数の割合が 2009/2010 年から 2014 年にかけて増加しており、生物量の減少の可能性も挙げられていた。しかし、2019 年の調査結果では、5 サイトにおける裸地の格子点数の割合は減少しており、生物量が減少傾向にあるとは結論づけられない。

大阪湾サイトでは、2010 年、2014 年、2019 年の調査で、ヒジキの出現格子点数の割合が増加した。本サイトにおいては、解析対象種であるヒジキについて、出現頻度の時系列解析によってその増加傾向が捉えられた（本章の 1.磯生態系 4）各サイトの状況の大阪湾サイトを参照のこと）。なお、藻場生態系調査では、複数のサイトで藻場を形成する植生の衰退・消失が確認されている（本章 4.藻場生態系及び、第 4 章 2. アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失を参照のこと）。

天草サイトでは、2019 年にその他の生物の被度が増加していた。本サイトのその他の生物の種数は、2009 年に 7 種、2014 年と 2019 年には 9 種であり、3 回の調査で種数に大きな変化は見受けられなかった。また、構成する種についても、3 回の調査でクロフジツボやヒメテングサ、ムラサキインコ等が主であった。つまり、天草サイトでは、サイトを代表する解析対象種以外の種の構成に大きな変化はないが、それら

がサイト全体に占める割合が増加していることが示唆される。暖流（対馬海流・黒潮）の影響を受けやすい天草、南紀白浜、安房小湊サイトでは、海水温の上昇により南方系種の加入が増加する可能性も考えられるため、主要なもの以外の種にも注視していく必要がある。

石垣屋良部サイトでは、主要な固着性生物のうち動物種の被度は、ほかの 5 サイトに比べて低い値であった。国外の熱帯・亜熱帯域の磯においては、フジツボ類等の固着性動物がほとんど見られないことが報告されており（Lubchenco et al. 1984）、亜熱帯域の石垣屋良部サイトでも同様の現象が観察された可能性も考えられる。

引用文献

Asakura A, Suzuki H (1987) Zoogeographical aspects of rocky-intertidal molluscan fauna of the Pacific coasts of Japan. Marine Biology, 95: 75-81

Kurihara T (2007) Spatiotemporal variations in rocky intertidal malacofauna throughout Japan in the 1970s and 1980s. Marine Biology, 153: 61-70

Lubchenco J, Menge BA, Garrity SD, Lubchenco PJ, Ashkenas LR, Gaines SD, Emlet R, Lucas J, Strauss S (1984) Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla island, Bay of Panama). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 78: 23-73

Macusi ED, Deepananda KHMA (2013) Factors that structure algal communities in tropical rocky shores: what have we learned? International Journal of Scientific and Research Publications, 3(12): 1-13

宮下 直, 野田 隆史 (2003) 群集生態学. 東京大学出版会, 東京

宮本 康 (2020) 生物群集とその特性. (日本ベントス学会 編) 海岸動物の生態学入門～ベントスの多様性に学ぶ～, 121-144. 海文堂出版株式会社, 東京

Okuda T, Noda T, Yamamoto T, Ito N, Nakaoka (2004) Latitudinal gradient of species diversity: multi-scale variability in rocky intertidal sessile assemblages along the Northwestern Pacific coast. Population Ecology, 46: 159-170

7） 磯生態系のまとめと展望

石田　惣、島袋寛盛、野田隆史、村田明久、
山本智子、深谷肇一、森　敬介

まとめ

各サイトの解析対象種の出現頻度に関して、調査開始から2022年の約15年間に取得されたデータを使用して時系列的なトレンドの検出を試みた。その結果、大阪湾のヒジキ（口絵1）について、有意な増加傾向のトレンドが検出された。この要因について、国内の沿岸域におけるヒジキの消長に関する研究例では、水温や草食性魚類、波浪等、複数の要因があげられているが、今回のとりまとめでは水温変動との関連については解析をしていないため、評価ができなかった。また、厚岸浜中サイトのフクロフノリ（口絵1）や安房小湊サイトのイワフジツボ（口絵1）、大阪湾サイトの無節サンゴモ（口絵1）、南紀白浜サイトのクロフジツボ（口絵1）、天草サイトの無節サンゴモ、石垣屋良部サイトのリトウイワフジツボ（口絵2）等、一見して増加あるいは減少傾向に見える解析対象種もあったが、トレンドは検出されなかった。

調査開始より2022年までに取得した全サイトにおける岩温の月別データ（平均値、最大値、最小値）を用いて、時間経過に伴う温度のトレンドの有無を解析した。解析の結果より、天草サイトの月最大値について、一貫した上昇傾向が検出され、2022年時点で、岩温の月最大値は観測開始時点に比べて5℃近く上昇した。そのほかのサイトでは、平均値、最大値、最小値において、トレンドは検出されなかった。また、各サイトの5つの温度ロガーの岩温の年較差（一年間のうち月平均の最高温度と最低温度の差）について、設置環境（高さ、傾斜角）を説明変数として比較した。その結果、全てのサイトにおいて、ロガーの設置位置が高いほど、平均岩温の年較差が大きい傾向を示した。これは、日本の沿岸域の多くの磯では、潮間帯の上部の環境ほど温度の高低差が大きく、固着性の底生生物にとって過酷な環境であることが分かる。

全6サイトにおいて、これまで3回（2009/2010年と2014年、2019年）の5年毎調査を実施した。全調査において、固着性生物では、安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトで出現種数と多様度指数が高い結果であった。また、移動性動物においても、関東から九州のサイトで種数と多様度指数が高い結果であった。関東から九州にかけて高くなる傾向は、2008–2016年度とりまとめ報告書の結果と、日本太平洋岸の磯における既往報告とも概ね一致した（Asakura and Suzuki 1987 ; Kurihara 2007 ; 石田ほか 2019）。

展望

本とりまとめにおける磯生態系調査では、大阪湾のヒジキの出現頻度について、調査開始以降に増加傾向であることが分かった。前回の2008–2016年度とりまとめ報告書では、解析対象種の出現頻度に関して時系列的なトレンドは検出できなかった。本とりまとめでトレンドが検出されたことは、同一手法によるモニタリング調査の継続及び15年間のデータの蓄積による成果であると言える。一方で、出現頻度にトレンドの検出はないものの、一見して増加あるいは減少の傾向が見受けられる解析対象種もあるため、今後も引き続き監視を続ける必要がある。

また、天草サイトにおける岩温の月最大値について、一貫した上昇傾向が検出された。磯に設置されている温度ロガーは、潮の干満で干出と冠水を繰り返すため、取得される岩温データは気温と海水温の両方の影響を受ける。近年の気候変動による気温や海水温の上昇傾向と、今回の結果との関連性について、引き続き検証が必要であると考えられる。

IPCC第6次評価報告書によると、二酸化炭

素及びそのほかの温室効果ガスの排出が大幅に減少しない限り、少なくとも 21 世紀の間に、平均の気温上昇は 1.5～2.0℃に達する可能性があるとされている（IPCC 2021）。また、海水温の上昇の様な長期的な温暖化の現象が見られる一方で、近年、極端な高温や海洋熱波、突発的な豪雨、強い熱帯低気圧の発生等、気候変動による短期的な現象による影響も見られている。例えば、厚岸浜中サイトの位置する北海道東部太平洋沿岸でも、海洋熱波により磯の潮間帯生物群集における機能群と各生物種の分布量が影響を蒙ることが報告されている（Ishida et al. 2023）。この様な温暖化による長期的及び短期的な現象によって影響を受ける磯生態系の変化をいち早く検出することが望まれる。そのため、今後も長期モニタリング調査を継続するとともに、生物データと岩温データのさらなる蓄積が必要である。また、生物データと岩温データとの関連性について解析を実施する場合、長期的な現象に加え短期的な現象による生物への影響についても考慮した解析方法の検討も必要である。

引用文献

Asakura A, Suzuki H (1987) Zoogeographical aspects of rocky-intertidal molluscan fauna of the Pacific coasts of Japan. Marine Biology, 95: 75-81

IPCC (2021) Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (eds.). In Press.

Ishida K, Tachibana M, Yao Y, Wada Y, Noda T (2023) The impact of marine heatwaves on rocky intertidal communities: evidence of accumulative carryover effects of marine heatwaves. Frontiers in Marine Science, 10: 1146148, DOI: 10.3389/fmars.2023.1146148

石田 惣, 飯島 明子, 栗原 健夫, 野田 隆史, 村田 明久, 山本 智子, 森 敬介, 深谷 肇一, 青木 美鈴 (2019) 磯生態系.（環境省自然環境局生物多様性センター 編）モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2016 年度とりまとめ報告書, 12-58. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

Kurihara T (2007) Spatiotemporal variations in rocky intertidal malacofauna throughout Japan in the 1970s and 1980s. Marine Biology, 153: 61-70

2. 干潟生態系

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、逸見泰久、
阿部博和、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

1） 干潟生態系について

干潟とは

干潟とは、海岸地形の一つで、潮間帯に位置し、河川水や潮汐によって運搬された砂や泥が堆積して形成された平坦な地形をいう。日本では、日本海側の沿岸は潮の干満がほとんどないために干潟はあまり発達せず、太平洋側に多く見られる。

潮間帯の上部から潮上帯にかけては、温帯域ではヨシ原等の塩性湿地が形成され、熱帯や亜熱帯域ではマングローブ林が形成される。一方で、潮間帯下部から潮下帯にかけてはアマモ（口絵 6）等のアマモ場が見られることが多い。このように干潟という場所は、潮上帯から潮下帯にかけて連続的に環境が変化するという特徴を持つ。

また、干潟は一見平坦で単調な地形に見えるが、底質は連続的に変化し、潮汐の作用で海水もしくは汽水に冠水することと、干出して陸地になることを繰り返す。つまり、干出時間の差異、地形、底質、淡水の流入等の物理条件が異なる多様な環境が生み出され、これらの多様な環境に適応したさまざまな生物が暮らすことにより、結果として種多様性に富んだ生態系が形づくられている。

干潟では、干出時に底生動物を主体とする生物の活動が見られる。特に潮間帯では、底土の上を這いまわる動物や底土に埋在して暮らす動物が数多く見られる。代表的な動物としては、オサガニ等のカニ類、アサリ（口絵 4）等の二枚貝類、カワゴカイ属等のゴカイ類が挙げられる。潮間帯以外では、ヨシ原等の塩性湿地が形成される温帯域の潮上帯において、巻貝類のフトヘナタリやカワザンショウガイ、甲殻類のベンケイガニ等が見られる。一方、潮下帯のアマモ場では、アマモの葉上に巻貝類のシマハマツボ等が付着しており、底土中には二枚貝類のハボウキ等が生息している。

これらの干潟に生息する生物の多くは、汽水域と呼ばれる淡水と海水が混在した塩分勾配のある水域において、それぞれが生存する上で適した塩分条件や底土の粒径等に応じた分布を示す。また、干潟周辺に転石・岩場・護岸壁・棒杭等が存在し、あるいはカキ礁が形成されていると、これらの基質に固着したり付着したりして生息する生物も棲み込むことができる。さらに、ほかの動物が作った巣穴に棲み込む種や生物の体に付着もしくは寄生する種も見られる。

このような干潟では、潮汐の干満に応じて、干出時にはシギ・チドリ類等の鳥類が、冠水時にはボラやカレイ等の魚類が訪れ、底生動物を捕食する。

機能と役割

干潟の有する機能のうち、我々の生活に直接・間接的に役立っているものを生態系サービスと呼ぶ（Costanza et al. 1997）。干潟の生態系サービスの中でも、特に重要な機能として水質浄化と生物生産が挙げられる（堀 2011）。例えば、干潟にはゴカイ類やカニ類、二枚貝類等の底生動物が高密度に生息し、活発に底生珪藻類や植物プランクトンを食べ、また巣穴を形成すること等によって底土をかく拌する（Levin et al. 2001）。これらの底生動物が、干潟に訪れる魚や鳥等に食べられるという食物連鎖を通じて、水中の栄養塩や底土中の有機物は干潟の外

へ運び出される。また、底生動物による底土のかく拌や巣穴の形成は、干潟の底質内部に酸素を供給し、バクテリアの分解活性を高める。底生動物の巣穴壁面では、バクテリアによる脱窒作用も活発に進行するため、有機汚濁の原因となる窒素を空中に戻す役割も果たしている（Kristensen et al. 1991；Kinoshita et al. 2003）。このように、干潟が水質浄化の場としての機能を持つことは一般によく知られている。一方、干潟は水産業にとっても重要な場である。特に稚仔魚にとっては、大型の捕食者が浅い水域に侵入しづらいため、魚類の成育場としての役割も担っている。また、我々はアサリやノリ等を養殖する場としても干潟を利用している。さらに干潟は、底生微細珪藻類や海藻類、マングローブ等の高等植物が大気中の二酸化炭素を直接利用して有機物を生産することにより、炭素を貯留する場所としても機能している。特にマングローブは、海岸浸食を軽減し、また波当たりを緩和することで、海岸域からの土壌流出を防ぐ役割も備えている。加えて、2004 年 12 月に発生したスマトラ沖地震の際には、津波の襲来に対してマングローブ林が多くの村落を保護したことから、近年はその防災機能についても注目されている。このように、我々は日々「干潟の恵み」として干潟の有する生態系サービスを享受しており、これらの多様な機能を貨幣価値に換算した場合、50 年間で 1 ha 当たり 15.3 億円と評価されている（国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所 2020）。

現状と課題

干潟は、我々の生活圏に近い場所に立地するため、特に人間活動の影響を受けやすい場所である。例えば、埋め立てや護岸の建設による干潟やヨシ原の消失、有害な化学物質や過剰な栄養塩の流入による土壌汚染や水質汚濁、水産有用種の輸入等に伴って侵入した外来種による在来生物への影響等が挙げられる。また、東北地方においては、2011 年 3 月に発生した東日本太平洋沖地震やそれに伴う津波で破壊された堤防の再建工事による影響も無視できない。

全国の干潟面積は、1945 年には 82,621 ha であったが、1978 年には 53,856 ha、1996 年には 49,380 ha と減少傾向にあり、過去 60 年間に約 40%が消失した（環境庁 1980, 1998；花輪 2006）。また、河川上流域でのダム建設等に起因した陸域からの土砂供給の減少も報告されている（宇野木ほか 2008）。

このような情勢を受け、環境省では、2002～2004 年にかけて、北海道から沖縄県まで全国にわたって干潟の現状やそこに生息する動物相を把握するため、第 7 回自然環境保全基礎調査として浅海域生態系調査（干潟調査）を実施した（環境省自然環境局生物多様性センター 2007）。この調査では、157 か所の干潟において底生動物の生息状況を調べ、生物多様性の実態を広く捉えることができた。

近年では、気候変動に伴う長期的・短期的な環境変化（海水温上昇、水質の変化、突発的気象現象等）による、沿岸域生態系への影響が懸念されている。また、「変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する IPCC 特別報告書」では、海洋生物群集における生物量の減少や種多様性の変化等が、21 世紀に海洋生態系で起こると予測されている（IPCC 2019）。このように、変化し続けるわが国の自然環境において、沿岸環境の保全に有効な対策を講じるためには、地球規模での気候変動や人為的な負荷・改変に応じて変化していくであろう干潟の状況を、継続的に把握していくことが必要である。

2） 干潟生態系の調査手法

本調査は、わが国における代表的な干潟のうち、海域の特性の差異を考慮し、干満の差が大きい太平洋側の厚岸サイト（北海道）、松川浦サイト（福島県）、盤洲干潟サイト（千葉県）、汐川干潟サイト（愛知県）、南紀田辺サイト（和歌山県）、中津干潟サイト（大分県）、永浦干潟サイト（熊本県）及び石垣川平湾サイト（沖縄県）の合計 8 サイトで毎年実施している（図 3-2-2-1）。各サイトにおける出現種や個体数の増減が記録されるのみならず、太平洋岸に沿って北から南にサイトを配置したことで、全国規模での種の分布域の変化が検出できるような調査設計となっている。なお、協力サイトの松名瀬干潟サイトと英虞湾サイト（ともに三重県）では、コアサイトと同様の調査を毎年実施している。

各サイトでは、潮間帯上部から下部までを含むエリアを 1～3 か所（A、B、C）設置し、各エリアに最大 3 か所の潮位の異なるポイント（潮間帯上部：U、中部：M、下部：L）を選定している（図 3-2-2-2）。

毎年実施する調査（以下「毎年調査」という）は、種数や個体数の変化を捉えるための定量調査と、サイトに生息する底生動物をできるだけ多く検出し、種多様性の実態を把握するための定性調査からなっている。定量調査は、各ポイントにおいて、方形枠（50 cm × 50 cm）をランダムに 5 か所配置し、はじめにこの中に出現する表在性動物を全て拾い上げる。次に、方形枠内にコアサンプラー（直径 15 cm）を挿入し、深さ 20 cm までの底土を抜き取り、埋在性動物を採集する。一方、定量調査のみでは把握することができない種（例えば、移動性の高いカニ類、植生帯のみに出現する巻貝類等）の生息状況を把握するため、各ポイント周辺において踏査・目視によって出現種を記録する定性調査（2 名で 15 分）を行う。また、エリア近傍にヨシ原等の植生帯や転石帯が存在する場合、別途、当該地の定性調査を実施している。

また、2008 年と 2013 年、2018 年には、毎年調査に加え、より詳細に種数等の把握をするための 5 年毎調査を行った。その際には、底土の粒度及び有機物含有量の分析も行っている。

これらの調査方法の詳細については、「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）マニュアル」（https://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/）を参照いただきたい。

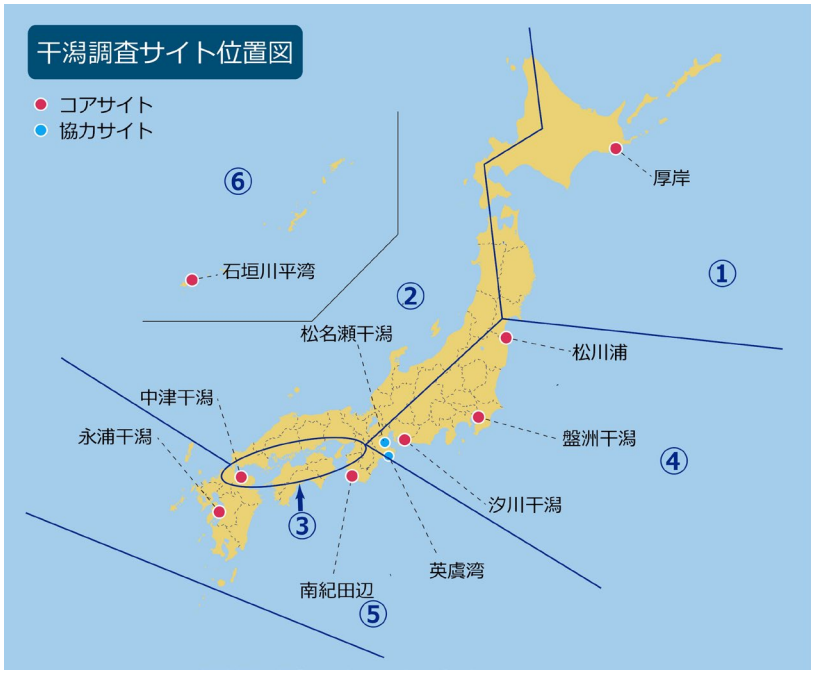


図 3-2-2-1. 干潟調査サイト位置図。①～⑥は海域区分名を示し、①北部太平洋沿岸、②日本海沿岸、③瀬戸内海沿岸、④中部太平洋沿岸、⑤西部太平洋沿岸等、⑥琉球列島沿岸を示す。

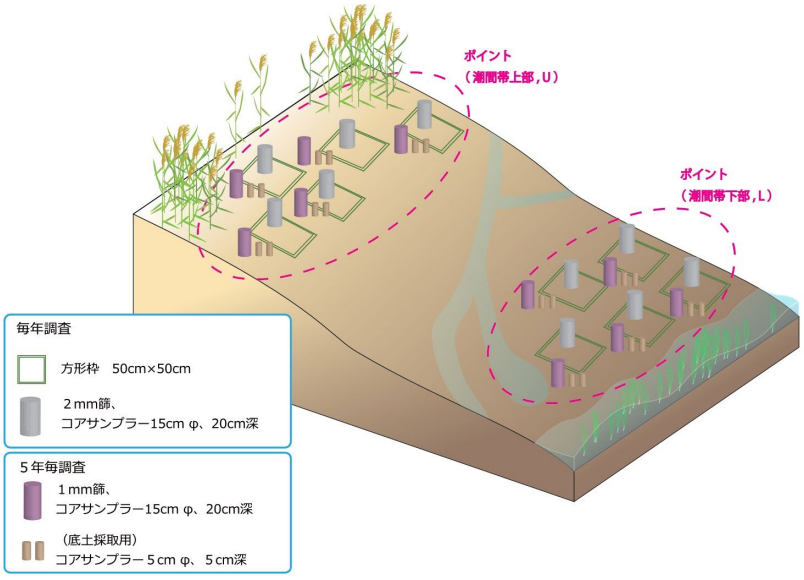


図 3-2-2-2. 干潟調査におけるポイントなどの配置のイメージ図。

3） 干潟生態系のとりまとめのポイント

本稿では、2008 年から開始した干潟調査で取得された生物や底質のデータに基づき、各サイト及び干潟生態系の現状や特徴等について取りまとめた。

各サイトの状況では、サイトの概要を記述するとともに、2008～2022 年の 15 年間で見られた景観の変化について記述した。また、環境省レッドリスト、環境省版海洋生物レッドリスト、日本ベントス学会レッドデータに掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を含む底生動物の出現種数やその経年変化をまとめ、各サイトに出現した底生動物の生息状況やその特徴を把握することを試みた。さらに、時間経過に伴う各サイトの底生動物相の変化の特徴を捉えるため、各年の調査で優占した種の変遷や個体数密度の変化を把握し、また群集構造の経年変動を検出することを試みた。なお、本とりまとめでは、協力サイトにおいても、コアサイトと同様に、底生動物の出現種数や底生動物相の経年変化の把握を試みた。

干潟生態系の状況では、2008～2022 年に実施されたモニタリングサイト調査で確認されたレッドリスト掲載種に関して、各カテゴリー及び種毎に出現状況を取りまとめた。また、全 10 サイト（8 つのコアサイトと 2 つの協力サイト）における底生動物の群集構造の経年変動について検出を試み、全サイトに共通する変動の特徴を検討した。

最後に「干潟生態系のまとめと展望」として、調査結果に検討を加え今後の円滑な調査の実施に向けて結果を踏まえたまとめを行った。

引用文献

Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387:253-260

花輪 伸一 (2006) 日本の干潟の現状と未来. 地球環境, 11(2): 235-244

堀 正和 (2011) 浅海域の生態系サービス: 生物生産と生物多様性の役割. (小路 淳, 堀 正和, 山下 洋 編) 水産学シリーズ (169) 浅海域の生態系サービス–海のめぐみと持続的利用, 11-25. 恒星社厚生閣, 東京

IPCC (2019) 変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する IPCC 特別報告書 政策決定者向け要約 (SPM). (環境省 訳). https://www.env.go.jp/content/900442318.pdf, 2024 年 2 月 22 日確認

環境庁自然保護局 (1980) 第 2 回自然環境保全基礎調査 海域調査報告書 海岸調査, 干潟・藻場・サンゴ礁分布調査, 海域環境調査 (全国版). 東洋航空事業株式会社

環境庁自然保護局 (1998) 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査 総合報告書. 環境庁自然保護局生物多様性センター, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

Kinoshita K, Wada M, Kogure K, Furota T (2003) Mud shrimp burrows as dynamic traps and processors of tidal-flat materials. Marine Ecology Progress Series, 247: 159-164

国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所 (2020) 東京湾の干潟の経済価値は 12～18 億円／ ha 人の干潟の利用が CO^2 削減や生物多様性に貢献. 国土交通省プレスリリース, https://www.pari.go.jp/PDF/420a28f5aba8f6e336be5f9ad3a1e17994f654ee.pdf, 2024 年 3 月 19 日確認

Kristensen E, Jensen MH, Aller RC (1991) Direct measurement of dissolved inorganic nitrogen exchange and denitrification in individual polychaete (Nereis virens) burrows. Journal of Marine Research, 49: 355-377

Levin LA, Boesch DF, Covich A, Dahm C, Erseus C, Ewel KC, Kneib RT, Moldenke A, Palmer AM, Snelgrove P, Strayer D, Weslawski JM (2001) The function of marine critical transition zones

and importance of sediment biodiversity. Ecosystems, 4: 430-451

宇野木 早苗, 山本 民次, 清野 聡子 (2008) 川と海. 築地書館, 東京

4） 各サイトの状況

厚岸サイト

サイトの特徴

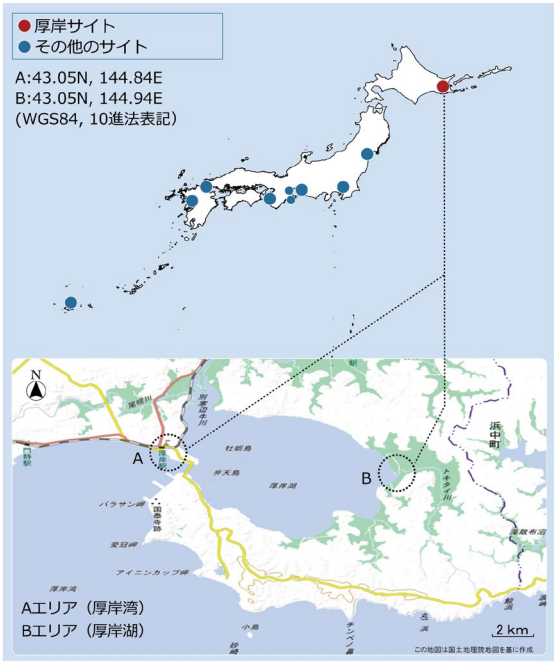


図 3-2-4-1. サイト位置図と景観（B エリア）
（2014 年撮影：仲岡雅裕）

厚岸サイトは、北海道東部の別寒辺牛川流域の湿原から厚岸湖を通じて厚岸湾に至る水系に属している（図 3-2-4-1）。この「厚岸湖・別寒辺牛湿原」は、ラムサール条約湿地として登録されており、良好な自然環境が保全されている。また、国指定厚岸・別寒辺牛・霧多布鳥獣保護区に指定されるとともに生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。さらに、2021 年 3 月には周辺地域を含めて厚岸霧多布昆布森国定公園に指定された。調査対象となる干潟は、厚岸湾北奥部の前浜干潟と厚岸湖の東側最奥部に位置する河口干潟である。前浜干潟は砂泥、河口干潟は泥質の底土である。また、潮下帯ではアマモ場が形成されている。

A エリアは、厚岸湾の北奥部、厚岸湖の出入口に近いところに立地する幅の狭い前浜干潟である。潮上帯にはわずかに海岸植生が残っていたが、コンクリート護岸の拡張により 2012 年に消滅した。B エリアは、厚岸湖の東側最奥部、トキタイ川の河口部に広がる干潟である。干潟の陸側は一段高いピート台地となり、塩性湿地が広がる。陸路でアクセスできる道路はなく、小型ボートがないと到達できない。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

A エリアでは、2011 年秋季から後背地にあった護岸堤の改修工事が始まり、それまであった潮上帯の植生帯が 2012 年 6 月までに消失した。護岸工事は 2017 年まで継続して行われた。その間、工事車両の進入やコンクリートブロックの一時的な設置に伴う潮間帯上部へのかく乱や負荷が生じた。また、護岸改修がほぼ完了した 2014 年頃からは、干潟全体の水深が徐々に深くなる傾向が見られ、それに伴い、干潟沖の潮下帯に分布するアマモ場が干潟方向に向かって拡大している傾向が見られた。また、2018 年以降は干潟沖合の潮下帯が浅くなりアマモ場が湾口に向かって拡大した。これに対応して、厚岸湖の水路を確保するための浚渫工事が 2020 年より開始され、現在も継続している。浚渫工事により海底地形の改変が生じていると思われるが、A エリアの干潟部分にはまだ大きな変化は見られない。

B エリアでは、後背湿地及び干潟前面の潮下帯を含む広域な景観については 2008～2022 年までの間に大きな変化は見られなかった。ただし、トキタイ川河口の流路変更に伴う干潟の微地形の変化は数年に 1 回程度生じている。これ

は、集中豪雨等の一時的な降雨量の増加に伴うトキタイ川の増水及び厚岸湖への流量の増加が関連していると思われるが、その詳細な関連性は不明である。

底土の粒度組成及び有機物含有量について、2008、2013、2022 年のデータを比較した結果を図 3-2-4-2 に示す。A エリアは砂質干潟で粒径 0.063～0.125 mm の底質が優占する一方、B エリアは泥質干潟で粒径 0.063 mm 以下の画分がほとんどを占める。A エリア、B エリアともに、基本的な粒度組成は 2008～2022 年の間で大きな変化がなかったが、2008 年の A エリアの潮間帯上部においては、1 mm 以上の画分がやや多い。また、有機物含有量はいずれの調査ポイントにおいても 2008 年から 2022 年にかけて減少していることが明らかになった。この変化が、前述の護岸改修工事や浚渫工事と関連しているかどうかについては今のところ不明である。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温。
- 2016 年：北日本では前線や相次ぐ台風の影響で記録的な多雨となり、北海道を中心に大きな被害が発生。
- 2019 年 9～10 月：令和元年房総半島台風（台風第 15 号）、令和元年東日本台風（台風第 19 号）の接近・通過に伴い、北・東日本で記録的な暴風、大雨。
- 2019 年：日本の年平均気温が統計開始以降第 1 位を記録。
- 2021 年 7 月：北海道南東方で海面水温が過去最高を記録。
- 2021 年 9 月：北海道東部太平洋岸でカレニア属を中心とした大規模な赤潮が発生。
- 2022 年 7 月以降：北海道南東方、本州東方、記録的な高水温。
- 2012 年：護岸改修工事（A エリア）。
- 2020 年：周辺の浚渫工事（A エリア）。

出現種数の変移

本サイトにおける底生動物の総出現種数の経年変化を表 3-2-4-1 に示す。

本サイトの総出現種数は、年によって 34～49 種の範囲で増減していた（平均 42 種）。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」（環境省 2020）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」（環境省 2017）、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」（日本ベントス学会 2012）（以下「日本ベントス学会レッドデータ」という）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群（多毛類等）も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト（データ）のいずれかに該当する種を扱った。本サイトのレッドリスト掲載種としては、絶滅危惧 II 類（VU）としてヒメマスオが、準絶滅危惧種（NT）として、ホウザワイソギンチャク、オオノガイ、サビシラトリ、ユウシオガイ、クビキレガイモドキ、アッケシカワザンショウの 6 種が、また情報不足種（DD）としてオロチヒモムシが出現した。なお東北・北海道において絶滅のおそれのある地域個体群としてマガキが出現したが、これは干潟ではなく A エリアのコンクリート護岸に付着していたものであり、厚岸湖・厚岸湾で行われている養殖マガキから新規加入した可能性が高いと思われる。

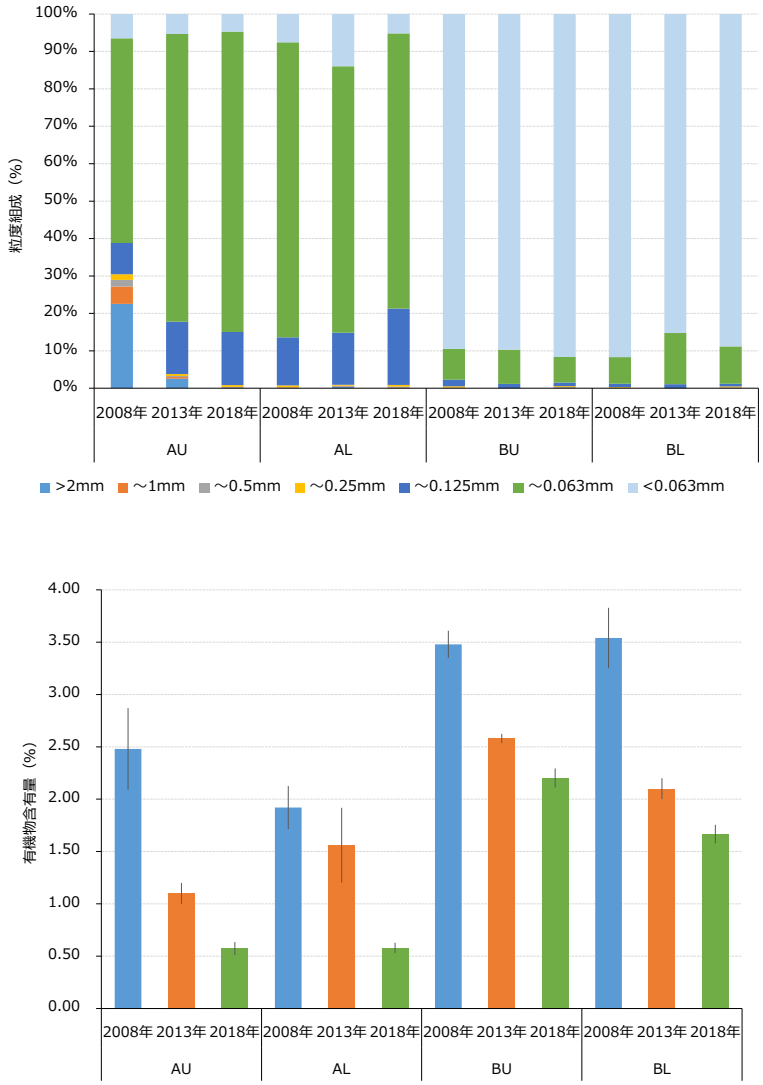


図 3-2-4-2.　厚岸サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

絶滅危惧 II 類のヒメマスオは A エリアに多産するアナジャコの巣穴に生息していることが知られており（Seike and Goto 2020）、本調査では 2018 年に観測された。

準絶滅危惧種のうちオオノガイ、サビシラトリ、アッケシカワザンショウは毎年の調査で出現が確認され、ホウザワイソギンチャクも 2014 年、2019 年を除き確認された。いずれの種も厚岸サイトでは比較的個体数が多い種であり、安定して存続していると考えられる。一方、ユウシオガイとクビキレガイモドキは 2009 年の調査で確認されたのみであり、厚岸サイトにおいては非常にまれな種である可能性がある。ただし、同定時に他種と混同されている可能性もあるため、今後の再検討が必要である。

表 3-2-4-1. 各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	45	41	46	44	49	34	34	36	40	35	45	48	49	37	42
レッドリスト掲載種	4	6	4	4	5	4	3	5	5	4	6	5	5	4	6
出現割合（%）	8.89	14.63	8.70	9.09	10.20	11.76	8.82	13.89	12.50	11.43	13.33	10.42	10.20	10.81	14.29
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN（CRもしくはEN）	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧II類:VU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
準絶滅危惧:NT	4	6	4	4	4	4	3	4	4	4	4	3	4	4	4
情報不足:DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1

なお、A エリアの定性調査で 2019 年以降に観察されていたオロチヒモムシと呼ばれる大型のヒモムシは新種 *Cerebratulus orochi* であることが判明した（Kajihara 2020）。この種の分布及び絶滅リスクはまだ評価されていないため、今後の出現状況について注視していく必要がある。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変化

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-2 に示す。

表在性動物については、ほとんどの年でホソウミニナ（口絵 3）が最も優占し、次いでエビジャコが多かった。例外的に、2022 年のようにアオモリムシロが多い年もあった。

埋在性動物については、ほとんどの年においてミズヒキゴカイ種群（口絵 4）が最も優占する結果となったが、このほとんどが A エリアで確認されたものである。一方、サビシラトリ、オオノガイ、アサリ（口絵 4）等の二枚貝類は両エリアに出現したが、これらは特に B エリアで優占することが多かった。ゴカイ類ではミズヒキゴカイ種群の他に、イソタマシキゴカイやヤマトカワゴカイ（口絵 3）、イトゴカイ科の一種が優占する年もあった。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-3 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

本サイトの表在性動物としては、ホソウミニナ、エビジャコ、アオモリムシロ、クロタマキビ、クリガニ、ホソヒラムシ科の一種、アラムシロ、ヘソカドタマキビの 8 分類群が出現した。このうち、ホソウミニナが 2 エリアを合わせて個体数のほとんどを占めた（図 3-2-4-3 左）。ホソウミニナの個体数密度は 2009 年に最高（63 /m^2）、2022 年に最低（11.8 /m^2）を記録し、調査期間中の平均密度は 20 /m^2 であった。

埋在性動物には、ミズヒキゴカイ種群やイソタマシキゴカイ等の多毛類、アサリ、サビシラトリ、ソトオリガイ、オオノガイ等の二枚貝類、*Eogammarus* 属の一種やドロクダムシ科の一種等の端脚類が優占した（図 3-2-4-3 右）。各種の時間経過に伴う個体数密度の変動はそれぞれ特徴的なパターンを示した。個体数が最も多いミズヒキゴカイ種群は、2012 年に増加が確認された後、2020 年以降にはさらに増加傾向が認められた。サビシラトリは 2015 年以降安定して個体数が多く、調査期間を通じての増加傾向が認められた。アサリ、*Eogammarus* 属の一種、イソタマシキゴカイは特に 2008 年に多かったが、2009 年以降には一貫して個体数が少なかった。ソトオリガイ及びドロクダムシ科の一種は、2011 年に特に個体数密度が高かった。

表 3-2-4-2.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	エビジャコ
	2	エビジャコ	エビジャコ	エビジャコ	エビジャコ	エビジャコ	―	―	エビジャコ	―	エビジャコ	―	クリガニ	―	―	アオモリムシロ
	3	アラムシロ	クロタマキビ	クロタマキビ	クロタマキビ	―	―	―	―	―	―	―	ホソヒラムシ科の一種	―	―	ホソウミニナ
	4	―	ヘソカドタマキビ	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―
	5	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―	―
埋在	1	アサリ	サビシラトリ	ミズヒキゴカイ種群	ドロクダムシ科の一種	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	サビシラトリ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群
	2	*Eogammarus* 属の一種	ミズヒキゴカイ種群	アサリ	ソトオリガイ	サビシラトリ	サビシラトリ	サビシラトリ	ソトオリガイ	サビシラトリ	ミズヒキゴカイ種群	サビシラトリ	サビシラトリ	サビシラトリ	サビシラトリ	サビシラトリ
	3	イソタマシキゴカイ	オホーツクヘラムシ	イトゴカイ科の一種	ミズヒキゴカイ種群	オオノガイ	オオノガイ	ソトオリガイ	サビシラトリ	オオノガイ	ゴカイ科の一種	オオノガイ	オオノガイ	オオノガイ	オオノガイ	ヤマトカワゴカイ
	4	ソトオリガイ	アサリ	ヤマトカワゴカイ	エゾゴカイ	ホウザワイソギンチャク	ホウザワイソギンチャク	ゴカイ科の一種	オオノガイ	シロガネゴカイ科	ハヤテシロガネゴカイ	*Nephtys* 属の一種	イソタマシキゴカイ	ホシムシ類	ヤマトカワゴカイ	ホシムシ類
	5	イトゴカイ科の一種	ヨコエビ亜目の一種	ドロクダムシ科の一種	サビシラトリ	アサリ	アサリ	オオノガイ チロリ科の一種	*Polydora* 属の一種	アサリ チロリ科の一種 *Neomysis* 属の一種	オオノガイ	ヒメマスオ	スピオ科	スピオ科 タマシキゴカイ科	ホシムシ類	キョウスチロリ オオノガイ

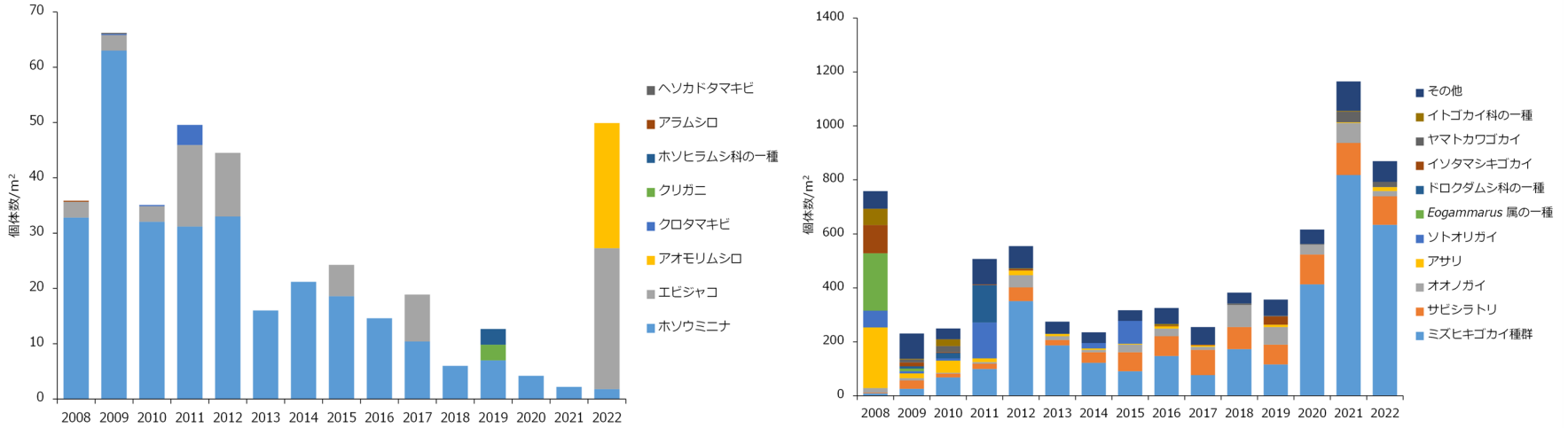


図 3-2-4-3.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-4 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 29.5%と 25%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～i 及び個体数密度データのクラスターa～g の、クラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは a、e、f を除く全群間で、個体数密度データでは e、f を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、B エリア（クラスターa～d）と A エリア（クラスターe～i）が明瞭に分岐した。個体数密度のデータにおいても、2018 年の AL と AU（クラスターa）を除いて B エリア（クラスターb～c）と A エリア（クラスターd～g）でクラスターが明瞭に分岐したことから、A と B エリアでは群集構造が異なっていることが示された。

在不在データでは、2020 年の BU を除いて BU（クラスターa～c）と BL（クラスターd）が、2017 年の AU と AL（クラスターe）を除いて AU（クラスターi）と AL（クラスターf～h）が明瞭に分岐したことから、干潟上部（U）と下部（L）の間でも群集構造が異なっていることが示唆された。その一方で、個体数密度のデータにおいては、nMDS の図（図 3-2-4-4 右）で示されているとおり、A エリアの干潟上部（U）と下部（L）の両ポイントでそれぞれ 2012 年と 2011 年にクラスターd から g への移行が見られ、群集構造の有意な経年変動が検出された。また、B エリアの干潟上部（U）は 2012 年まではクラスターb に分類されていたが、2013 年から 2017 年まではクラスターb と c 間を移行し、2018 年以降は完全に干潟下部（L）と同じクラスターへの移行が見られた。

類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、A エリアの個体数密度のデータにおけるクラスターd から g への移行は、優占種がアサリからミズヒキゴカイ科の一種にシフトしたことに起因すると考えられた。また、B エリアの干潟上部（U）におけるクラスターb から c への移行は、優占種が表在性のホソウミニナから埋在性のサビシラトリとオオノガイにシフトした結果であると考えられた。なお、個体数密度のデータのクラスターa（2018 年の AL と AU は）では「ミズヒキゴカイ種群」が、クラスターg では「ミズヒキゴカイ科の一種」が典型種として検出されているが、この種名の違いは分類学的な情報の蓄積に伴う表記方法の変更とも考えられ、実質的には群集構造に大きな違いは認められない可能性もある。

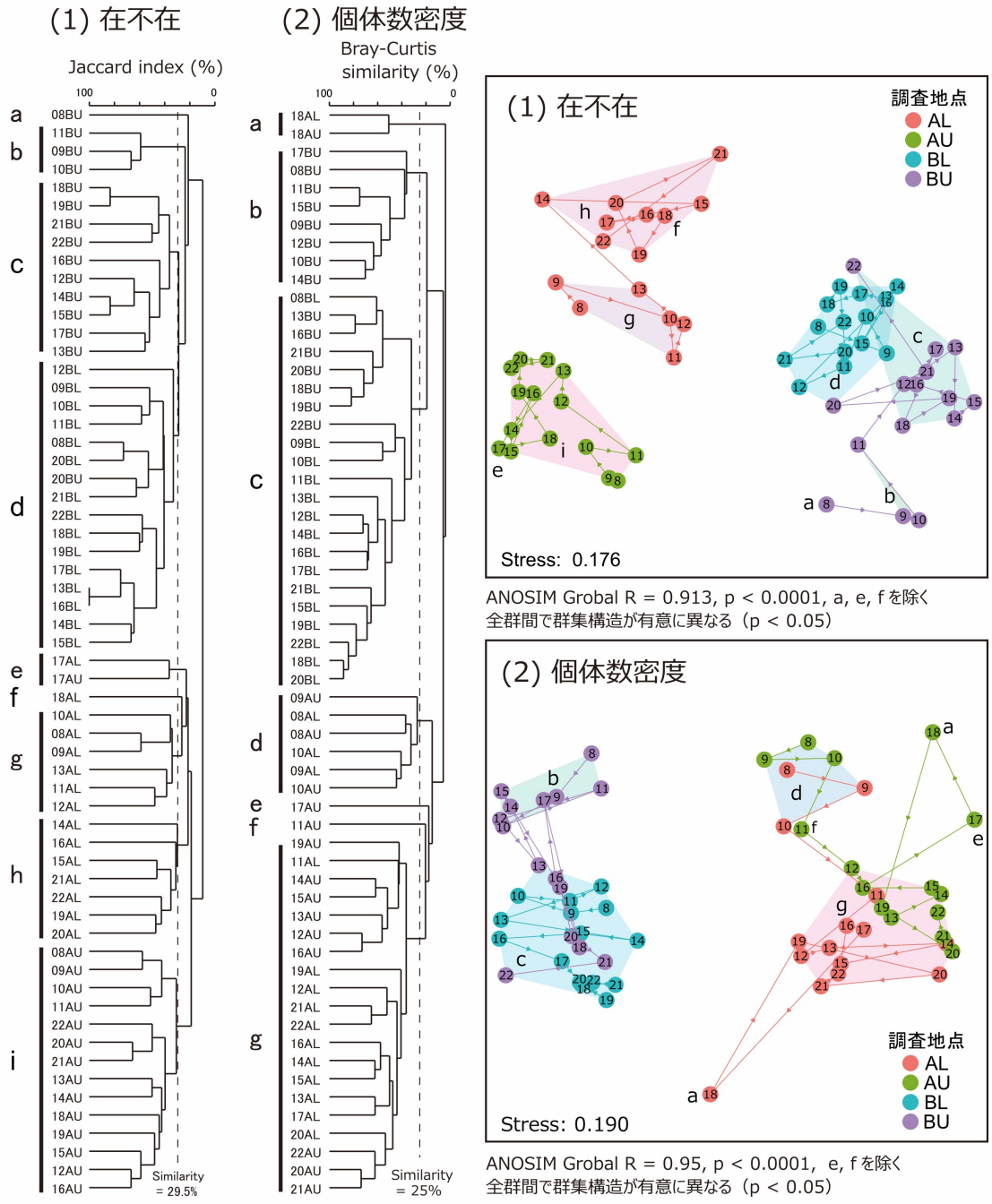


図 3-2-4- 4．　厚岸サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および毎年の定量調査における個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 29.5%で a～i の，個体数密度データでは類似度 25%で a～g のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

以上の結果から、在不在データではポイント毎に群集構造が異なることが示された。個体数密度データにおいては、A エリアでは干潟上部（U）と下部（L）の間で群集構造に大きな違いは認められず、同じような経年変動が見られた。B エリアでは、調査開始当初は干潟上部（U）と下部（L）の間で群集構造に違いが認められたが、近年では BU の群集構造が BL に近づき、違いが小さくなってきていることが示された。

まとめ（考察）

厚岸サイトの環境条件は、厚岸湾奥部の A エリアでは護岸工事や浚渫工事等の人為的な影響を受け続ける一方、厚岸湖奥部の B エリアでは目立った人為的かく乱がなく、景観も安定して存続している。しかしながら 5 年毎調査で得られた底質のデータでは、底土の粒度組成に大きな変化はないものの有機物含有量のデータからは両エリアとも有機物量の減少が示唆されており、上記の景観的な変化には反映されない底質環境の変化が生じている可能性がある。底生動物の優占種についても、ホソウミニナのように調査期間を通じて個体数が減少している種がある一方、ミズヒキゴカイ種群やサビシラトリのように増加している種もある。これらの個体数の変化は A・B エリア両方で見られることから、A エリアの人間活動の影響のみが変動の主要要因とは判断できない。

他の海域と同様に厚岸サイト周辺でも近年、海水温、気温ともに上昇傾向である上、高潮の頻発など干潟生態系に影響を与える可能性がある環境の変化も生じている。今後も引き続き干潟の環境及び種多様性の変化を注意深く観察、記録していくことが求められる。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research）v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

Kajihara H (2020) Redescription of Cerebratulus marginatus auct. (*Nemertea: Pilidiophora*) from Hokkaido, Japan, as a new species. Zootaxa, 4819: 295-315

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

Seike K, Goto R (2020) Trophic segregation in a burrow: the stable carbon and nitrogen isotope ratios of the burrowing shrimp Upogebia major and its commensal bivalve Cryptomya busoensis. Plankton and Benthos Research, 15: 220-227

執筆：仲岡雅裕、阿部博和、金谷　弦

松川浦サイト

サイトの特徴

図 3-2-4-5. サイト位置図と景観（上空より。左側手前に A エリア，中央奥に B エリア）（2013 年撮影：鈴木孝男）

松川浦サイトが位置する松川浦（福島県相馬市）は、仙台湾の南端に位置し、砂洲によって太平洋と隔てられた南北に長い潟湖であり、東北地方最大級の干潟を有している。一帯は松川浦県立自然公園に指定されており、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。松川浦は潟湖干潟であるが、閉鎖的な内湾にある前浜干潟ともみなせる。潟内には砂質から泥質まで様々な底質が分布し、流入河川の河口部には河口干潟も形成され、ヨシ原も見られる。

A エリアは太平洋への開口部付近に位置する入江状の砂質干潟であり、潮下帯にはアマモ場が見られる。B エリアは松川浦の南側最奥部に位置する砂泥質の干潟であり、2011 年の震災以降、地盤高の低下により干出面積が小さくなった。松川浦は 2011 年に発生した東北地方太平洋沖地震に起因する津波等により甚大なかく乱を受けたものの、地形はほぼ維持された。干潟の底生動物群集は大津波でかく乱を受け、その後回復途上にある。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

松川浦は、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震に起因する津波で甚大な被害を受けた（鈴木 2015）。潟湖海側の砂洲上を走る道路（市道大洲松川線）は数か所で破壊され、砂洲が破断したか所からは海水が潟内に直接流れ込むようになった。海水の流入が増加したため潟水は震災前より高塩分となり、この状態は 2011 年 10 月 5 日に破断か所が人工的に閉じられるまで継続した（加茂ほか 2012）。干潟の底質も津波によって甚大なかく乱を受け、多くの場所で底生動物とともに流失した。底質流失と地盤沈下の影響で、干潟の干出面積は全体的に減少した。また、泥が持ち去られて新たに砂（津波堆積物）が堆積したところが多く、潟内の広い範囲で底質が砂質化した（日高ほか 2012）。

2013 年までに、潟湖の中の大きな瓦礫やマツ類を中心とした流木は撤去された。その後、水中に残された細かな瓦礫の除去作業が継続された。潟内や潟周辺で行われる復旧作業に伴って、底土の浚渫や盛り土がなされるなど、底生動物の生息基盤は場所によって大きなかく乱を受けた。また、宇多川河口部にあった農地や荒れ地が津波をかぶり、新たな干潟や塩性湿地となったが（宇多川湿地）、このエリアについては汽水の流入を保ち湿地状態のままにしておくことになった（鈴木ほか 2018）。

A エリアは潟湖入口に近い鵜ノ尾岬の近傍に位置し、入江状になった干潟である。東北地方太平洋沖地震時に、海側の砂洲に近い一帯では防潮堤を乗り越えた津波による洗掘の影響が顕著であった。砂州周辺には津波により持ち込まれた粒子の大きい砂礫が堆積し、泥やコンクリートの破片も混じっていた。潮上帯に存在した塩性湿地やヨシ原は多くが失われ、潮下帯水路沿いのアマモ場も消失した。A エリアの底土の粒度組成（図 3-2-4-6 上）を見ると、潮間帯上部（AU）では 2013 年に泥分と粒径 1 mm を越える粗粒分画の割合がいずれも増加しており、津波で持ち込まれた砂礫と泥が堆積したと考えられる。一方、沖合に位置する潮間帯下部の AL では震災後に泥分（$\phi < 0.063$ mm）が減少し砂質化していた。2018 年になると、AU では泥分が減少し、AL では増加するなど、震災前の底質に戻りつつある。泥分の増減と有機物含有量の変化は良く対応しており、砂質化すると有機物含有量が減少することがわかる。

2014 年になると、AL 地先の潮下帯ではアマモ（口絵 6）が概ね復活し、各所でアマモのパッチが見られるようになった。2015 年の時点で、松川浦内のアマモ場面積は震災前の約 2 倍と推定されているが、これは地盤沈下や堆積物の流失によってアマモの生育に適した水深のエリアが増加したためと推定されている（Matsumoto et al. 2018）。2023 年の調査時にも、AL 近傍の浅い潮下帯には広範囲にアマモが生育していた。また、AU と AL の中間に位置する潮上帯には、震災後にできた塩性湿地が存在し、ヨシに囲まれた汽水池周辺の裸地には塩生植物のシバナ（マルミノシバナ）、ハマサジ、ハママツナが生育している。その後、ヨシ原が回復するにつれて池周辺の裸地は縮小し、マルミノシバナやハママツナは減少傾向にある。なお、AL ポイントのヨシ原内には震災時に形成された裸地が残り、干潟の底生動物や塩生植物の生息場となっていたが、近年ではヨシの生息域が拡大（回復）し、裸地が縮小しつつある。

B エリアは松川浦の最奥部（磯部地区）に位置する干潟であり、海岸の堤防が破壊される等、津波の影響は非常に大きかった。底質が流失したため干出面積は震災前に比べて小さくなり、潮間帯上部にパッチ状にあったヨシは枯死した。底質は砂質～砂泥質であったが、流入河川からの供給により泥が堆積し始めているところも見られる。B エリアの底質は、2008 年には潮間帯上部（BU）で泥分 2.9%の砂質、潮間帯下部（BL）で泥分 13.4%のやや泥質であった。震災後の 2013 年には BU で細粒化（泥質化）した一方、BL では粗粒化した。2018 年になると、BU ではさらに粒径 0.25 mm 以上の割合が減少するとともに、BL では泥分の割合が 17%と高くなり、干潟全体が泥質となった。泥質化は、流入河川である日下石川や梅川からの泥の供給が要因と考えられる。また、2019 年 10 月の令和元年東日本台風（台風第 19 号）による大雨で、相馬市では冠水等による被害が生じたが、翌年 2020 年の調査時には B エリアでの底質変化（砂質化）が確認された。これは、出水に伴う粒径の粗い土砂の流入によるものと考えられた。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2011 年 3 月：東北地方太平洋沖地震、津波。
- 2012～2018 年：地盤高、復旧工事。
- 2017 年：A エリアでの遊歩道復旧工事完了。
- 2019 年 9～10 月：令和元年房総半島台風（台風第 15 号）、令和元年東日本台風（台風第 19 号）の接近・通過に伴い、北・東日本で記録的な暴風、大雨。B エリアでの砂質化。
- 2019 年 10 月：台風（台風第 21 号）。
- 2020 年 7 月 3～31 日：令和 2 年 7 月豪雨。西日本から東日本、東北地方の広い範囲で大雨。
- 2022 年 3 月 16 日：福島県沖地震。海食崖の崩落、B エリアでの液状化の可能性あり。

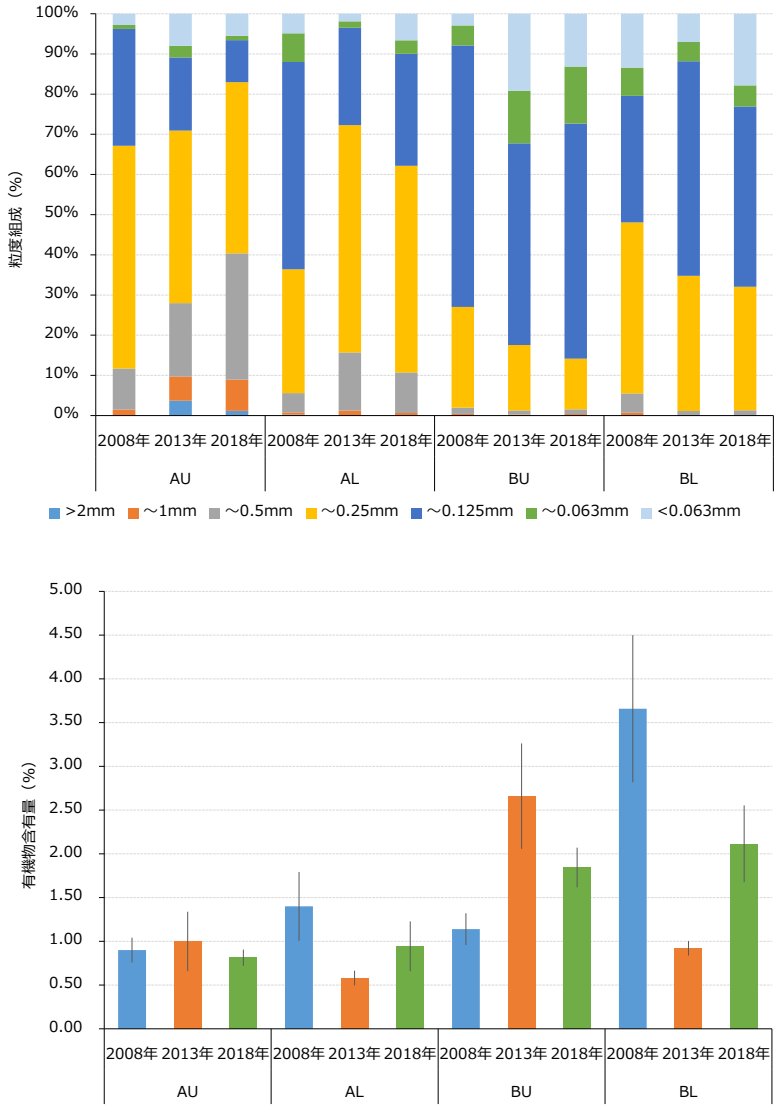


図 3-2-4-6.　松川浦サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-3 に示す。底生動物の総出現種数は、2008～2010 年に 53～81 種であったものが、震災のあった 2011 年には 36 種に減少した。その後、2013、2014 年には 82、78 種と震災前と同じレベルに回復し、2015 年以降は年毎に多少の増減はあるものの、88～124 種と震災前よりも種数の多い状態を維持している。これは、特に A エリアでの種数増加を反映している。A エリアは裸地干潟、塩性湿地、護岸や転石帯、アマモ場等、生息場の多様性が高く、津波という巨大かく乱後に多様な底生動物が加入してきた。また、潟の通水路に近く海水交換が良好で高塩分環境であること、震災後の一時期に海に開口していたため潮下帯種が潟内に移入してきたこと、津波によるかく乱による底質の改変（砂質化）が生息環境の改善をもたらしたことなどが、震災後の種多様性増加の要因と推測される。また、2015 年以降、震災後に AL 近傍に形成された塩性湿地

表 3-2-4-3.　各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	53	81	72	36	65	82	78	108	103	117	88	122	101	124	101
レッドリスト掲載種	14	16	15	3	8	9	6	15	11	18	16	19	17	23	20
出現割合（%）	26.42	19.75	20.83	8.33	12.31	10.98	7.69	13.89	10.68	15.38	18.18	15.57	16.83	18.55	19.80
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN（CRもしくはEN）	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
絶滅危惧II類:VU	3	3	3	0	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2
準絶滅危惧:NT	8	10	11	2	3	4	4	7	4	9	9	10	8	14	12
情報不足:DD	1	0	0	0	1	1	0	3	2	4	1	3	3	4	3
絶滅のおそれのある地域個体群	2	2	1	1	1	1	0	2	2	2	2	2	3	2	2

でも調査を実施したことから、ヨシ原に生息する種が加わったことも種数増加に寄与している。

レッドリスト掲載種の出現動向

2008～2022 年の 15 年間の調査で出現した底生動物について、「環境省レッドリスト 2020」（環境省 2020）の貝類およびその他無脊椎動物、「環境省版海洋生物レッドリスト」（環境省 2017）、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」（以下「日本ベントス学会レッドデータ」という）（日本ベントス学会 2012）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を対象としてデータをまとめた（表 3-2-4-3）。環境省レッドリスト 2020 では、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群（多毛類等）も対象としている。日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物全般を対象として評価している。本稿ではこれらのレッドリスト（レッドデータブック）のいずれかに該当する種を扱った。

レッドリスト掲載種の出現数は、震災前には平均 15 種であったが、震災直後の 2011 年にはホウザワイソギンチャクとサビシラトリ等の 3 種のみとなった。その後、2012～2014 年には平均 7 種、2015～2017 年には平均 14 種となり震災前と同等に回復し、2018～2022 年になると平均 19 種と震災前よりも増加した。震災後に見られなくなったレッドリスト掲載種はウミニナ、フトヘナタリ、カワアイの 3 種であるが、このうちウミニナは 2023 年の調査時に A エリアで 1 個体が確認されている。また、震災後に初めて確認されたレッドリスト掲載種はヒガタケヤリムシ、ミナミエラコ、アナジャコウロコムシ、カンテンフサゴカイ、アカテガニ、スネナガイソガニ、トリウミアカイソモドキ、ガタヅキ、オオノガイ、モモノハナ、ヒガタヨコイトカケギリ、カワグチツボ、イリエゴウナの 13 種である。

震災後に増加したレッドリスト掲載種として、絶滅危惧 I 類のツバサゴカイ（口絵 5）が挙げられる。本種は震災後に A エリアで生息数が増加し、干潟上の広範囲にたくさんの棲管を見るようになった。松川浦の特に A エリアにおいて、レッドリスト掲載種が震災後に増加傾向にあるが、津波による底質の改善、生息場のかく乱、海への一時的な開口等に起因するといった環境変化により、底生動物の多様性が増加したことに伴ったものだと考えられる。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変化

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-4 に示す。

表在性動物については、マツカワウラカワザンショウ（口絵 3）、ホソウミニナ（口絵 3）、ユビナガホンヤドカリ、ヤミヨキセワタが優占上位となる年が多かった。一方、震災前に優占種であったコメツキガニは、震災後には定量調

査で確認されなくなった。これは、調査範囲内において、コメツキガニの生息に適した潮間帯上部の砂底が減少したためと考えられる。一方、タカノケフサイソガニは震災後に優占して出現した。震災によって AU エリアで礫や転石等の基質が増加したことが要因の一つであろう。

埋在性動物については、調査年間での優占種の交替が顕著であった。震災後の優占種としては、多毛類の *Heteromastus* 属の一種やミズヒキゴカイ種群（口絵 4）が比較的安定して出現したが、2012 年と 2013 年にはイソシジミ、2014 年と 2020 年にはアミ目のイサザアミ（*Neomysis* 属の一種）、2015 年以降はタナイス類の *Zeuxo* 属が増加し、2016 年と 2019 年にはドロオニスピオ、2018 年にはアサリ（口絵 4）、2020 年にはニホンドロソコエビが優占種となるなど、ある年にだけ優占する種も多かった。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

2008～2022 年までの定量調査で出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種の 1 m^2 当たりの個体数密度を図 3-2-4-7 に示す。

表在性動物では、震災前後を通じてマツカワウラカワザンショウの個体数密度が高く、多くの年で最優占種となっていた。2014 年以降では、全底生動物密度の 90%以上を占めており、本種を図示すると他種の変遷が分かりづらいため、図 3-2-4-7（左）では本種の密度をプロットで示し、それ以外の優占種を棒グラフで示した。

震災前はマツカワウラカワザンショウが最優占種、ホソウミニナが第 2 優占種であり、ユビナガホンヤドカリ、コメツキガニ、ヤミヨキセワタも多く見られた。震災で底生動物密度は著しく低下したが、2012 年以降はヤミヨキセワタが増加し、2013 年にはマツカワウラカワザンショウ、2015 年になるとホソウミニナも回復しはじめ A エリアの干潟上で分布を広げつつあることが確かめられている。2016 年以降、優占上位 2 種はマツカワウラカワザンショウとホソウミニナが占めた。2022 年現在、マツカワウラカワザンショウの生息密度は 2000 個体 / m^2 に達したほか、ホソウミニナも約 500 個体 / m^2 と震災前よりも高密度となっている。

埋在性動物では、表在性動物のように特定の種が長期にわたって優占することは認められなかった。震災前は、貝類ではイソシジミとアサリ、多毛類では *Heteromastus* 属の一種、ミズヒキゴカイ種群、ドロオニスピオが比較的多く見られた。これらは 2011 年の震災によって激減したが、2012 年以降には急激な回復を示し、2014～2016 年の平均総個体数密度（3446 個体 / m^2）は震災前（478 個体 / m^2）の 7.2 倍となった。その後、2017～2020 年には総個体数密度が 1500～2000 個体 / m^2 前後で推移し、2021 年と 2022 年には減少して 1000 個体 / m^2 前後となった。震災後の回復初期にはイソシジミ、カワゴカイ属、*Heteromastus* 属の一種、ミズヒキゴカイ種群が多く、その後タナイス類の *Zeuxo* 属の一種、ドロオニスピオ、コメツブガイ、アサリも高密度で見られる年があった。底生動物相や個体数密度が震災前と異なっていること、また震災後においても経年的に大きな変動が見られていることについては、津波の影響で底質が入れ替わったこと、経年的な水質の変化やイベント的な出水の影響等、様々な要因が関与していると思われる。

表 3-2-4-4.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ホソウミニナ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	ヤミヨキセワタ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ
	2	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	ホソウミニナ		マツカワウラカワザンショウ	ヤミヨキセワタ	ヤミヨキセワタ	ヤミヨキセワタ	ホソウミニナ	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ
	3	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ	ヤミヨキセワタ		ホソウミニナ	ホソウミニナ	Crangon 属の一種	ホソウミニナ	ヤミヨキセワタ	シゲヤスイトカケギリ	ヤミヨキセワタ	*Leucotina* 属?の一種	ヤミヨキセワタ	ヤミヨキセワタ	セジロムラサキエビ
	4	ユビナガホンヤドカリ	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ		ムラサキイガイ	キセワタ	ユビナガホンヤドカリ	アシハラガニ	ユビナガホンヤドカリ	ヤミヨキセワタ	ブドウガイ	ヤミヨキセワタ	アラムシロ	タカノケフサイソガニ	カワグチツボ
	5	ヤミヨキセワタ	セジロムラサキエビ アシハラガニ	コメツキガニ		ヘラムシ科の一種	タカノケフサイソガニ	タカノケフサイソガニ	タカノケフサイソガニ	タカノケフサイソガニ	セジロムラサキエビ	アラムシロ	タカノケフサイソガニ	カワグチツボ	アラムシロ	ヤミヨキセワタ マガキ
埋在	1	ミズヒキゴカイ種群	箒虫綱の一種	イソシジミ	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	イソシジミ	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	*Heteromastus* 属の一種	*Zeuxo* 属の一種	*Zeuxo* 属の一種	ニホンドロソコエビ	アサリ	*Zeuxo* 属の一種	ニホンドロソコエビ	ミズヒキゴカイ種群	アサリ
	2	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	*Heteromastus* 属の一種	*Heteromastus* 属の一種	*Capitella* 属の一種	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	イソシジミ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ドロオニスピオ	ミズヒキゴカイ種群	コメツブガイ	ドロオニスピオ	イサザアミ	*Zeuxo* 属の一種	コケゴカイ
	3	ソトオリガイ	ヤマトスピオ	*Notomastus* 属の一種	ニホンドロソコエビ	ミズヒキゴカイ種群	*Heteromastus* 属の一種	*Neomysis* 属の一種	コオニスピオ	ミズヒキゴカイ種群	*Heteromastus* 属の一種	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	アサリ	ニホンドロソコエビ
	4	イトゴカイ科の一種	*Notomastus* 属の一種	*Cyathura* 属の一種	ドロオニスピオ	ニホンドロソコエビ	ミズヒキゴカイ種群	アサリ	ムロミスナウミナナフシ	*Heteromastus* 属の一種	コメツブガイ	ニホンドロソコエビ	ニホンドロソコエビ	*Heteromastus* 属の一種	*Pseudopolydora* 属の一種	ミズヒキゴカイ種群
	5	イソシジミ	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	ヤマトスピオソトオリガイ	*Neomysis* 属の一種 トンガリドロクダムシ	*Capitella* 属の一種	*Neomysis* 属の一種	ニホンドロソコエビ	*Heteromastus* 属の一種	イトミミズ亜科の一種	*Notomastus* 属の一種	*Zeuxo* 属の一種	アサリ	アサリ	*Notomastus* 属の一種	ソトオリガイ

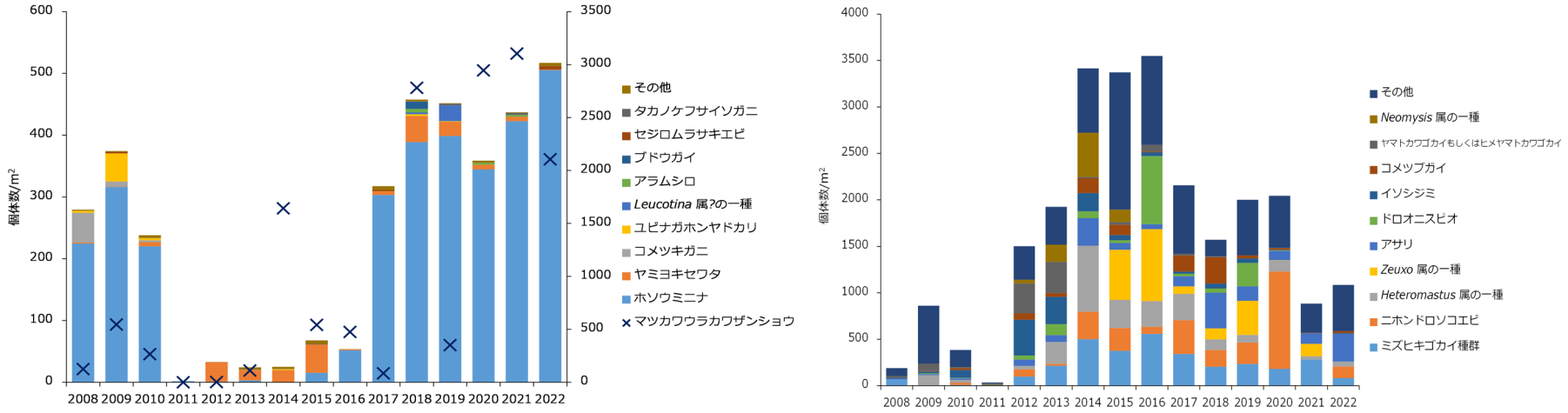


図 3-2-4-7.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。なお、上図のマツカワウラカワザンショウの密度は右軸で示す。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析と nMDS の結果を図 3-2-4-8 に示す。在不在データでは類似度 30%で a～j の 10 クラスター、個体数密度データでは類似度 26%で a～g の 7 クラスターが定義された。在不在データでは a、b、c、d、i を除く全クラスター間で、個体数密度データでは a、b、c を除く全クラスター間で群集構造が有意に異なっていた（One-way ANOSIM, $p < 0.05$）。在不在データを用いたクラスター解析の結果、2011 年のデータ（クラスターa～c）を除き、A エリア（クラスターd～g）と B エリア（クラスターh～j）が明瞭に分岐した。個体数密度データでは、震災前の両エリアのデータがクラスターf にまとまり、2011 年のデータは他のサンプルとの類似度が非常に低いクラスターa～c、震災後の A エリアがクラスターg、震災後の B エリア（2021 年を除く）がクラスターe を形成した。以上の結果から、在不在・個体数密度データのいずれについても、A エリアと B エリアの間で群集構造が明瞭に異なっていることが示された。また、2012 年以降においては、在不在データと個体数密度データともに干潟上部（U）と下部（L）のサンプルが同じクラスターに分類される傾向にあり、干潟上部と下部の間での群集構造の違いが相対的に小さいことが示唆された。

東日本大震災が生じた 2011 年のデータは、在不在データと個体数密度データのいずれにおいても他のサンプルとの類似度が非常に低かった。また、どのポイントでも震災前（2008～2010 年）と震災以降（2012～2022 年）で異なるクラスターに分類されたことから、松川浦では震災を機に群集構造が大きく変化したことがわかる。また、個体数密度データにおいて、2021 年の B エリアは独立したクラスターd を形成したが、これは 2019 年 10 月の令和元年東日本台風（台風第 19 号）による大雨の影響と推測される。

類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を抽出した結果、B エリアの在不在データにおける震災前後での群集構造変化－クラスターh からクラスターj への移行－は、表在性のユビナガホンヤドカリ、ムラサキイガイ、マガキ、ホソウミニナ、マツカワウラカワザンショウ、カワアイで特徴付けられる群集から、埋在性の *Heteromastus* 属の一種、ニホンドロソコエビ、イソシジミで特徴付けられる群集にシフトした結果と考えられた。B エリアでは、毎年定量データにおいてもホソウミニナとマツカワウラカワザンショウが優占する群集（クラスターf）から、*Heteromastus* 属の一種とニホンドロソコエビが優占する群集（クラスターe）への変化が見られており、震災に伴う表土の流失と泥質化による影響が示唆された。A エリアの個体数密度データでは、震災前（クラスターf）から

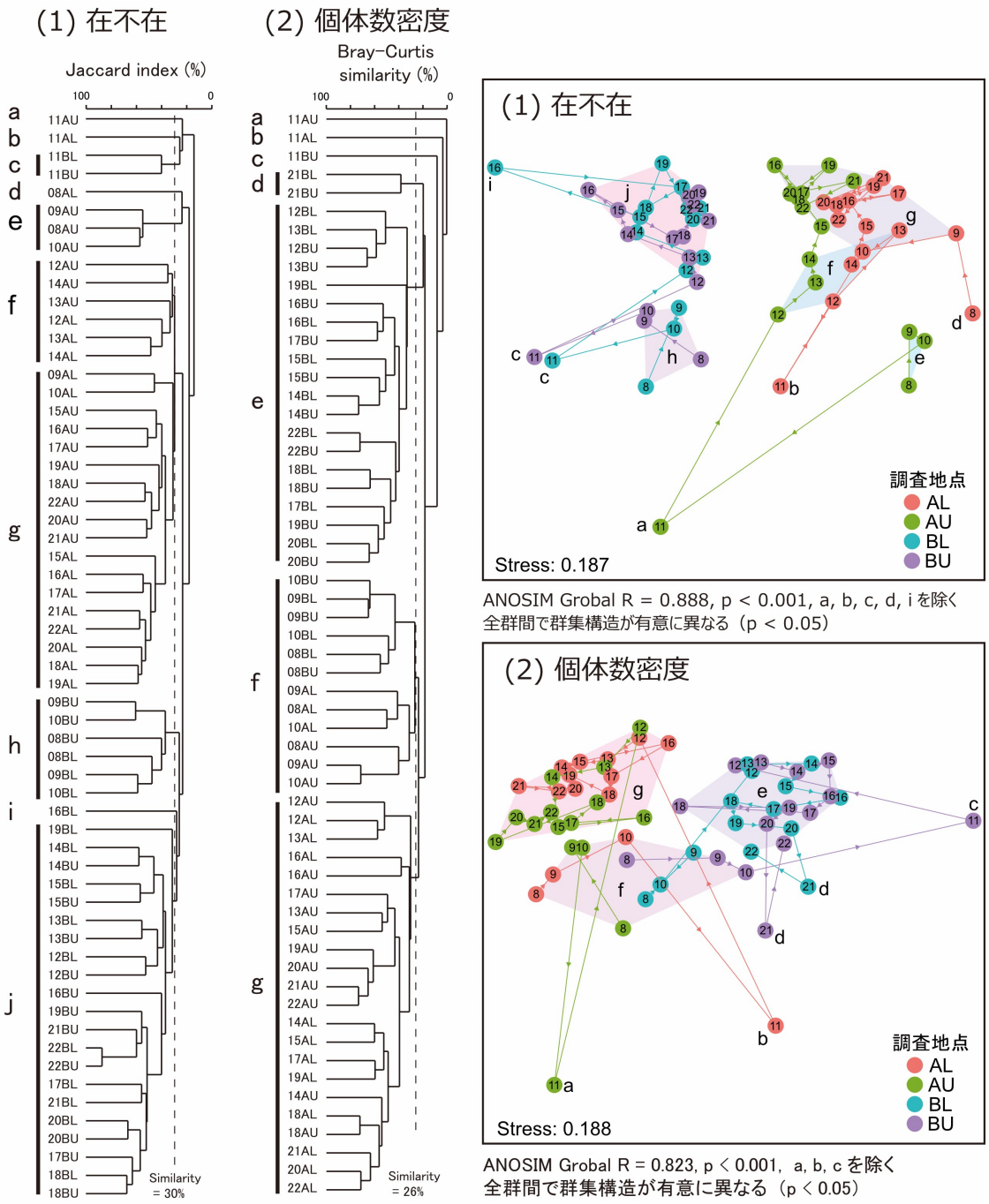


図 3-2-4-8　松川浦サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2011 年の BL の定量データは東北地方太平洋沖地震の影響で調査不可のため欠損。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 30%で a～j の，個体数密度データでは類似度 26%で a～g のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

震災後（クラスターg）への群集変化は、コメツキガニがいなくなったこと、一方でマツカワウラカワザンショウ、ミズヒキゴカイ種群、アサリ、コメツブガイ、ミナミシロガネゴカイ等が増加したことによるものと考えられた。

まとめ（考察）

群集構造解析の結果から、松川浦サイトではA エリアと B エリアの間で群集構造が大きく異なる一方で、同一エリア内では干潟上部と下部の間の群集構造の違いは相対的に小さかった。東日本大震災に起因する経年的な変化が非常に大きく、震災をきっかけとして両エリアで群集構造が大きく変化したことが示された。また、地震後に底生動物の密度と多様性が特に A エリアで増加したことは非常に興味深い。震災によるかく乱が、A エリアでの底質の砂質化等の生息環境の改善をもたらしたこと、砂洲の破断による海への開口、震災により新たな塩性湿地が形成されたこと等がその要因と考えられた。また、B エリアでは震災後の泥質化や地盤高の低下、2020 年の豪雨による出水の影響も示唆されている。このように、津波のようなかく乱イベントは、負の影響だけではなく、底質を改変したり新たな生息場を創出したりすることにより、底生動物に対し正の影響を及ぼす場合もあることが示唆された。

東北地方各地で行われた市民によるモニタリング調査の結果から、東日本大震災によりかく乱された干潟生物群集は、震災後 10 年ほどの間に概ね元の状態に回復したことが報告されている（Yuhara et al. 2023）。モニタリングサイト 1000 のデータを見る限り、松川浦の特に A エリアについては、震災後 11 年が経っても震災前と異なる群集構造が維持されていると考えられた。将来、松川浦の干潟底生動物群集が震災前の状態に戻っていくのか、それとも震災前とは異なる群集構造を維持していくのかについては、現時点では分からないが、今後も本調査を継続することで、長期的なデータに基づいた評価が可能になるだろう。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research） v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

日高 正康, 涌井 邦浩, 神山 享一, 鷹崎 和義, 西 隆一郎, 山下 善, 林 健太郎 (2012) 福島県松川浦の東日本大震災津波前後での底質・地形変化. 土木学会論文集 B3（海洋開発）, 68: I_186-I_191

加茂 崇, 山下 善, 涌井 邦浩, 鷹崎 和義, 神山 亨一, 西 隆一郎, 林 健太郎 (2012) 福島県松川浦の東日本大震災津波前後での水質変化. 水路, 163: 6-12

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

Matsumoto A, Narita K, Fujita T, Sato T, Matsumoto I, Wada T (2018) Temporal change of eelgrass Zostera marina bed in Matsukawa-ura Lagoon, Fukushima Prefecture. La mer, 56: 11-20

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

鈴木 孝男 (2015) 松川浦の底生動物. 相馬市史編さん委員会(編), 相馬市史第 8 巻特別編 I 自然, 相馬市, 728-779

鈴木 孝男, 金谷 弦, 多留 聖典, 海上 智央, 柚原 剛, 山下 友実, 青木 美鈴 (2018) 松川浦宇多川湿地のベントス相. みちのくベントス, 2: 2-8

Yuhara T, Suzuki T, Nishita T, Murakami J, Makino W, Kanaya G, Kinoshita K, Yasuno N, Uchino T, Urabe J (2023) Recovery of macrobenthic communities in tidal flats following the Great East Japan Earthquake. Limnology and Oceanography Letters, 8: 473- 480

執筆：金谷　弦、阿部博和

サイトの特徴

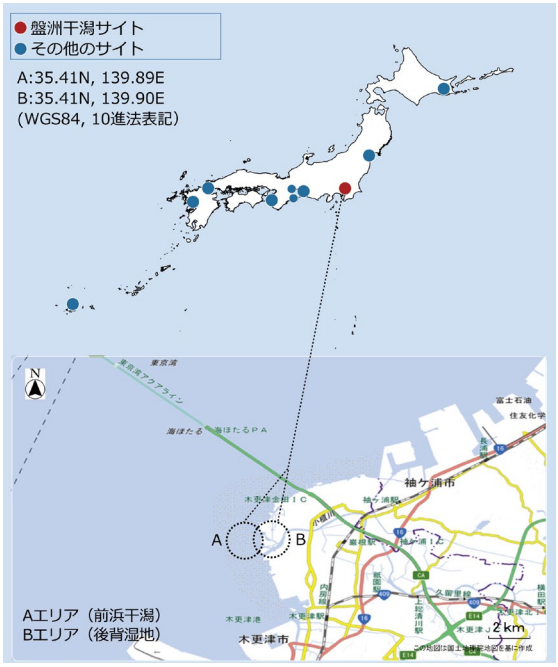


図 3-2-4-9. サイト位置図と景観（A エリア）
（2014 年撮影：多留聖典）

盤洲干潟サイトは、東京湾東岸部に位置し、千葉県木更津市の小櫃川河口部より広がる。また、国内に現存する砂質干潟で最大級の面積を誇り、生物多様性保全上重要な湿地に選定されている。

東京湾東側に流れ込む小櫃川河口に形成された盤洲干潟の外周を形成する前浜干潟と、小櫃川右岸の三角洲に形成された後背湿地からなる。底質はともに砂から砂泥質であるが、後背湿地の方がやや泥質である。

A エリア：東京湾東岸に注ぐ小櫃川河口に形成された盤洲干潟の外周を形成する前浜干潟。延長 8 km、沖側に約 2 km と砂質干潟としては日本最大級である。上部（AU）・下部（AL）の 2 ポイントが設置されている。最も陸側である AU は連続的に大規模な後背湿地へとつながっている。沖合側の AL はそのまま前置層の前端となる潮下帯へと連続している。

B エリア：盤洲中央部の小櫃川河口右岸の三角洲に形成された面積およそ 40 ha の後背湿地。上部（BU）・下部（BL）の 2 ポイントが設置されている。エリアの中央部を通るクリーク（水路）は西端部である BU で前浜上部である AU と近接するが、近接部は標高が高く、前浜に直接解放せずクリークの上流部となり、最下流である BL で小櫃川本流と合流する。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

A エリアは、調査開始時の 2008 年当初には現行の 2 ポイントの他に、両者の中間のポイント（AM）が設置されていたが、AL と底生動物の群集組成に差異がないことから、翌 2009 年以降には廃止された。2008～2022 年までの間、底質は砂質が優占していた。2008、2013、2018 年の粒度分析の結果において、AL ではほぼ変化は見られなかったが、AU では粒径の細かい粒子が減少し、より砂質が多くなる傾向が認められた。有機物含有量については、2018 年には過去 2 回とくらべて AU、AL ともに低い値となっていた（図 3-2-4-10）。地形に関して、調査開始当初には AU の前浜最上部と塩性湿地との境界部に 20 cm ほどの段差があり、その後、ヨシ原側に波による浸食が進むとともに次第にヨシの地下茎が露出し、ヨシ原に埋没していた転石が 2013～2016 年にかけて出現した。しかし、2016 年以降、前浜干潟全体に砂が堆積して、この転石はほぼ埋没した。2019 年には一度、堆積した砂は減少したものの、2019 年秋に房総半島を第 15 号、第 19 号の 2 つの台風が直撃し、暴風、大雨、高波、高潮が生じた。その

結果、2020 年の調査時には再び A エリア全体に砂が堆積した状態となり、AU 前浜最上部の段差もほぼ消失した。同時に AL でも 2016 年以降に砂が堆積し、特に 2018 年には厚さ 10 cm 以上の砂の堆積が見られ、それ以降、アマモ場は沖合へと後退が生じていた。2020 年以降にはさらに堆砂が進んだことにより、地盤高がより上昇するとともにアマモ場はポイントから消失して、数 100 m 沖合にあるのみとなり、2022 年でもその状況が継続していた。

また、前浜直近の塩性湿地内に汽水池があるが、調査回ごとに水位の変動が大きく、2016 年以降は干出していることが多い。2014 年には後背湿地上部（BU）方面から AU に向けて、小櫃川の一時的な増水によりクリークを通じての溢出によると考えられる洗掘が生じたが、2015～2016 年にかけて砂が堆積し汽水池は浅くなった。しかし、2020 年には再び水位の回復が見られるなど、年ごとに消失・形成を繰り返している。

B エリアのポイントは、2008 年には後背湿地の最上部（B）のみに設定していたが、翌 2009 年にはそのポイントを BU とし、河道際のポイント（BL）を新たに追加した。そのため、BL における底土の粒度組成のデータは 2013、2018 年の 2 回のみである。BL、BU ともに粒径の細かい粒子が減少し、AU 同様により砂質が多くなっていた。有機物含有量についても、BL のデータは 2 回のみであるが、BU、BL ともに減少傾向が確認された（図 3-2-4-10 下）。BL では、2009 年には植生帯から河岸近くに、主にバカガイやシオフキ等の二枚貝類の殻が大量に投棄されていたが、そこに徐々に砂泥が堆積し、2022 年現在、二枚貝類の殻はほぼ埋没していた。また、河岸のヨシ原前面及び内部において、増水時に流入した流木や竹等の漂着物の量も増加が続き、ヨシ原と干潟面の境界部が大きく被覆されている場所が多くなっていた。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

・2016 年～：砂の堆積。
・2016 年～：河岸侵食、漂着物。
・2018 年～：前浜干潟の砂の堆積。
・2019 年 9～10 月：令和元年房総半島台風（台風第 15 号）、令和元年東日本台風（台風第 19 号）。千葉県を中心に記録的な暴風、大雨、高波、高潮。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-5 に示す。本サイトでは、2008 年のみ A エリアに 3 ポイント（AU、AM、AL）と B エリアに 1 ポイント（B）の合計 4 ポイントを設置して調査を実施したが、2009 年以降は A エリア 2 ポイント（AU、AL）及び B エリア 2 ポイント（BU、BL）の合計 4 ポイントで調査を実施している。そのため、2008 年のみポイントが異なる点に留意いただきたい。また、出現種の中には種まで同定されていないものもあるが、本文中では特記した場合を除き、それらも「種」と著した。

2008～2022 年では、毎年 59～136 種が確認されており、棲管や卵塊、また未同定種等の重複の可能性のある分類群を除くと、通算の出現種数は約 250 種と推定される。2008 年はポイントの配置が異なる点を考慮する必要はあるが、2012 年まで出現種数は毎年増加を続け、2013 年以降、2015 年まで 90～100 種前後で増減しつつ緩やかな増加傾向を示し、2016 年に 130 種となった。2015 年に出現種数が 100 種とやや落ち込んだ要因としては、調査日が雨天であり、生物の活性及び調査時の発見効率が低下していた可能性がある。その後 2017 年にやや減少したものの 2019 年に 136 種と最大となり、2020 年以降はやや減少を続けている。2019 年までの増加傾向は、変動が急激ではないことから、調査の継続による情報の蓄積が結果に現れたものと考えられる。一方で、2020 年以降に連続して緩やかに減少している理由として、先述の 2019 年秋の 2 台風の直撃により、A エリア全体に砂が堆積して地盤高が上がり、AL のアマモ場が消失し、2022 年現在までその状況が継続していたことが挙げられる。潮間帯下部から潮下帯を主要な生息環境としている種や、アマモ（口絵 6）に随伴する種、及びアマモ場に

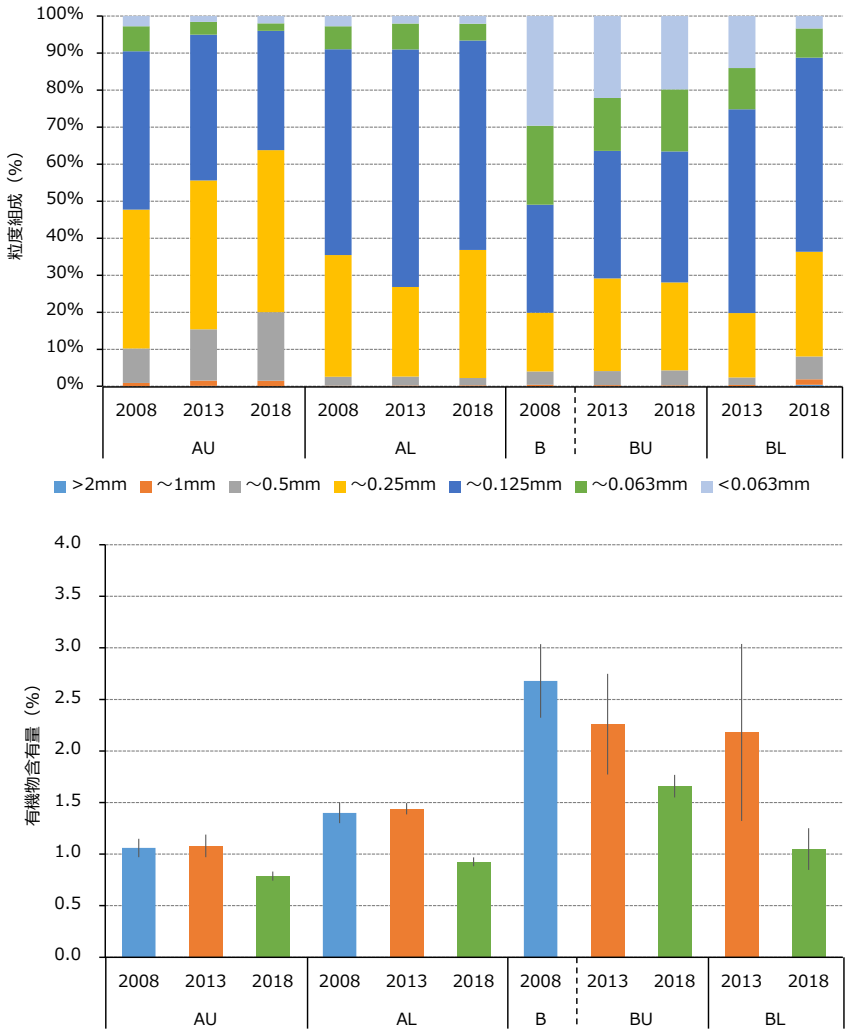


図 3-2-4-10. 盤洲干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、B 及び BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

依存する種が確認されないなど、その影響が継続している可能性が考えられる。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」（環境省 2020）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」（環境省 2017）、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」（以下「日本ベントス学会レッドデータ」という）（日本ベントス学会 2012）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群（多毛類等）も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト（データ）のいずれかに該当する種を扱った。

レッドリスト掲載種は、本サイトにおいては外来個体群である可能性が高いサキグロタマ

ツメタを除き、2008～2022 年までに計 43 種が確認された。毎年 9～33 種が確認されており（表 3-2-4-5）、出現種全体の 15.3～26.1%を占める。2009 年以降の調査とポイントを設置した場所が異なる 2008 年がやや低い値を示しているものの、それ以降は総出現種に占める割合に大きな変化は見られない。過去 15 回の調査のうち 10 回以上出現した種が 17 種であり、これらの種は比較的安定して生息していると推測される。特にイボキサゴ、ヤミヨキセワタ、テナガツノヤドカリ、マメコブシガニは多数が見られ、またクリイロカワザンショウ、カハタレカワザンショウ、ヤマトシジミ、ガタヅキ、イトメ、クシテガニ、ウモレベンケイガニ（口絵 3）、オサガニ等も定常的に出現している。これらの種は、ヨシ原に依存する種、砂泥質の河口部に生息する種、砂質の前浜に生息する種、転石下に生息する種が含まれており、盤洲干潟の生息環境の多様性を反映していると見られる。

一方、出現回数が 5 回以下の種は 16 種で、うち半数の 8 種は 1 回のみの確認であった。これらの出現回数の少ない種には、スジホシムシモドキヤドリガイ、オオヨコナガピンノ、バンズマメガニ、ギボシマメガニやアカホシマメガニ等の共生性の種も含まれる。宿主のツバサゴカイ（口絵 5）、ミサキギボシムシやスジホシムシモドキ（口絵 3）もレッドリスト掲載種であり多産しないことから、これらの種の密度も低いことが推定され、実際に 1 回の調査で確認される個体数も最大で 1～2 個体と少数であった。

またツボミ（口絵 4）、ウミニナは、2015 年に確認され、2016 年以降は比較的多数の個体が安定して確認されている。ムラクモキジビキガイも 2016 年以降に集中して複数個体が出現していることから、これらの種は 2015～2016 年以降に新規の加入・定着があったと考えられる。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変化

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-6 に示す。

盤洲干潟サイトでは、定量調査において出現する底生生物の個体数密度は A エリアが B エリアの個体数密度と比較して大幅に高かったことから、優占種の評価は A エリアの種が主体となっている。

表在性動物の出現上位 5 種に含まれた種は、イボキサゴ、ホソウミニナ（口絵 3）、チゴガニ（口絵 4）、コメツキガニ、アラムシロ、ヤマトオサガニ、テナガツノヤドカリ、ユビナガホンヤドカリ、ムラクモキジビキガイ、*Leucotina* 属?の一種、オオワレカラと、先述のように優占種のほとんどが A エリアの出現種であり、B エリアを分布の中心とする種はチゴガニのみであった。

表在性動物では、イボキサゴ、ホソウミニナ、チゴガニ、コメツキガニ、アラムシロ、ヤマトオサガニの 6 種が 7 回以上、上位 5 種に出現し

表 3-2-4-5. 各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	59	67	77	83	92	91	106	100	130	113	123	136	134	132	129
レッドリスト掲載種	9	12	14	14	24	21	20	20	26	22	26	33	27	30	24
出現割合（%）	15.25	17.91	18.18	16.87	26.09	23.08	18.87	20.00	20.00	19.47	21.14	24.26	20.15	22.73	18.60
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN（CRもしくはEN）	1	1	1	1	3	2	1	1	2	1	3	3	2	3	1
絶滅危惧II類:VU	1	3	1	1	3	2	2	3	4	2	4	2	3	4	3
準絶滅危惧:NT	7	8	10	11	16	15	15	14	18	17	17	24	20	21	18
情報不足:DD	0	0	2	1	2	2	2	2	2	2	2	4	2	2	2
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ていた。特にイボキサゴは 15 回の調査で全て上位 3 位以内であり、2010 年以降は 1 位を保っている。他の種についてはユビナガホンヤドカリ、テナガツノヤドカリ、ムラクモキジビキガイ、*Leucotina* 属?の一種、オオワレカラが出現したものの、いずれも 1〜2 回で一定しておらず、年による入れ替わりが大きい。優占種については上記 6 種の寡占状態である可能性が高い。

埋在性動物についても同様に A エリアの出現種が多く、全調査期間を通しての出現上位 5 種は、コケゴカイ、ウメノハナガイモドキ、アサリ（口絵 4）、ツツオオフェリア、*Heteromastus* 属の一種、ソトオリガイ、ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ（口絵 3）、ニホンスナモグリ、*Notomastus* 属の一種、バカガイ、チロリ、コメツブガイ、アミメオニスピオであり、主に B エリアで確認される種はヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ、*Heteromastus* 属の一種、*Notomastus* 属の一種の 3 種のみであった。

埋在性動物について、アサリ、ウメノハナガイモドキ、ツツオオフェリア、コケゴカイ、*Heteromastus* 属の一種の 5 種が 9 回以上、上位 5 種に出現している。なお 2010 年以降に多数記録されているツツオオフェリアは、篩中より砂中へと素早く脱出するため、調査開始時の 2008・2009 年では抽出による計数がされておらず、過小評価の可能性があることは留意すべきである。しかしそれ以外の種はヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ、ニホンスナモグリ、アミメオニスピオ、*Notomastus* 属の一種、バカガイが 1〜2 回と、いずれも固定的ではなく、こちらも上記 5 種の寡占状態である可能性が高い。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008〜2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-11 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

表在性動物の 15 回の調査を通しての個体数では、イボキサゴだけで全体の 7 割以上、上記の優占 6 種（イボキサゴ、ホソウミニナ、チゴガニ、コメツキガニ、アラムシロ、ヤマトオサガニ）で出現個体数の 9 割以上を占めていた（図 3-2-4-11 左）。2013、2014、2017、2019〜2022 年とイボキサゴが多く出現しており、特に 2014 年に卓越的で、全体の個体数変動の要因の多くがこの種によるものであった。

埋在性動物の 15 回の調査を通しての個体数では、上記の優占 5 種（アサリ、ウメノハナガイモドキ、ツツオオフェリア、コケゴカイ、*Heteromastus* 属の一種）で 8 割以上を占め、特に最も多数が出現したアサリは 2008〜2009、2011、2013、2015〜2017 年に多数が出現し、特に 2016、2017 年には卓越的で、総出現個体数の約 6 割を占めており、本種の個体数の変動が全体の個体数変動の要因の多くを占めていた。しかしながらこれらの種の順位は一定しておらず、頻繁に入れ替わりが見られている。特にアサリやウメノハナガイモドキ等の二枚貝類の動向は、隣接する海岸に貝の畜養場や潮干狩場があり、アサリを主体とした水産的な利用や種苗の導入量の変化、それに伴う混入生物等の影響を受ける可能性があり、増減の要因についての判断は困難である。一方でその他の種としては環形動物が多く含まれ、コケゴカイは比較的多数が産出している。他の環形動物については 2020 年に一時的にヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイが多数出現してはいるものの、A エリアの、特に AL での地盤高が上昇した 2018 年以降、本種はそれ以前と比較して減少傾向にある可能性がある。

表 3-2-4-6.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ホソウミニナ	ホソウミニナ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ
	2	イボキサゴ	チゴガニ	ヤマトオサガニ	ホソウミニナ	アラムシロ	ホソウミニナ	テナガツノヤドカリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	コメツキガニ	ホソウミニナ	チゴガニ	チゴガニ	チゴガニ
	3	アラムシロ	イボキサゴ	コメツキガニ	チゴガニ	チゴガニ	ヤマトオサガニ	コメツキガニ	コメツキガニ	チゴガニ	チゴガニ	ホソウミニナ	チゴガニ	コメツキガニ	ホソウミニナ	コメツキガニ
	4	ユビナガホンヤドカリ	コメツキガニ	チゴガニ	コメツキガニ	ヤマトオサガニ	オオワレカラ	チゴガニ	チゴガニ	コメツキガニ	ヤマトオサガニ	チゴガニ	コメツキガニ	アラムシロ	アラムシロ	ホソウミニナ
	5	ヤマトオサガニ	アラムシロ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	コメツキガニ	ヤマトオサガニ	アラムシロ	ムラクモキシピキガイ *Leucotina* 属?の一種	コメツキガニ	ヤマトオサガニ
埋在	1	アサリ	アサリ	ツツオオフェリア	ウメノハナガイモドキ	コケゴカイ	ウメノハナガイモドキ	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	アサリ	アサリ	ウメノハナガイモドキ	ウメノハナガイモドキ	ウメノハナガイモドキ	ウメノハナガイモドキ	コケゴカイ
	2	ニホンスナモグリ	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	ウメノハナガイモドキ	アサリ	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	ウメノハナガイモドキ	アサリ	ウメノハナガイモドキ	ツツオオフェリア	コケゴカイ	アサリ	アサリ	ツツオオフェリア	ウメノハナガイモドキ
	3	ウメノハナガイモドキ	ソトオリガイ	コケゴカイ	ツツオオフェリア	*Heteromastus* 属の一種	アサリ	コケゴカイ	コケゴカイ	コケゴカイ	ウメノハナガイモドキ	アサリ	ツツオオフェリア	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	アサリ	アサリ
	4	コケゴカイ	ウメノハナガイモドキ	バカガイ	コケゴカイ	ニホンスナモグリ	ソトオリガイ	*Heteromastus* 属の一種	*Heteromastus* 属の一種	*Heteromastus* 属の一種	*Notomastus* 属の一種	ソトオリガイ	*Heteromastus* 属の一種	コケゴカイ	コケゴカイ	ツツオオフェリア
	5	コメツブガイ	チロリ	*Heteromastus* 属の一種	*Heteromastus* 属の一種	アサリ	コケゴカイ	アサリ	ウメノハナガイモドキ	アミメオニスピオ	コケゴカイ	*Notomastus* 属の一種	コケゴカイ	ツツオオフェリア	*Heteromastus* 属の一種	*Heteromastus* 属の一種

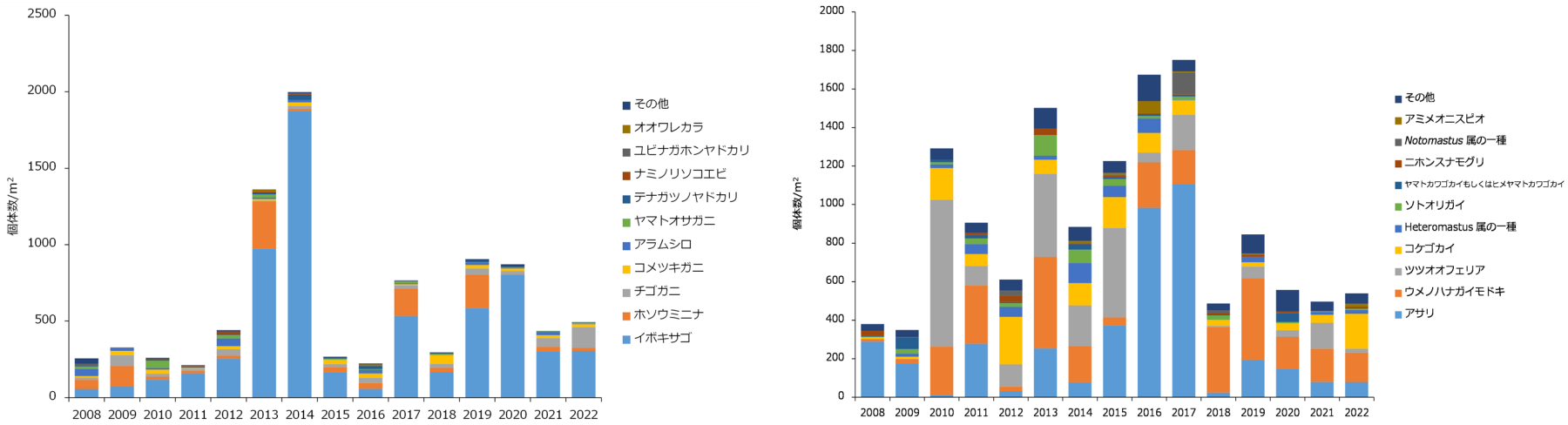


図 3-2-4-11.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-12 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 34%と 36%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～g 及び個体数密度データのクラスターa～f のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは D と a-b 間を除く全群間で、個体数密度データでは c を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、2009 年の BU（クラスターd）を除き、A エリア（クラスターa～c、e）と B エリア（クラスターf～g）が異なるクラスターに分類された。個体数密度のデータにおいても、A エリア（クラスターe～f）と B エリア（クラスターa～d）でクラスターが明瞭に分岐したことから、A エリアと B エリアでは群集構造が異なっていることが示された。また、両エリアにおいて、在不在データと個体数密度データの両方で干潟上部（U）と下部（L）の間でクラスターが分かれる傾向が見られ、4 つのポイント間で群集構造が異なることが示された。

nMDS の図より、群集構造の経年変化については、どのポイントにおいても大きな変化は見られず、同一ポイントのデータは同一クラスターに一貫して分類される傾向が見られた。

以上の結果から、盤洲干潟サイトでは A エリアと B エリアの群集構造が異なり、さらに両エリア内で干潟上部（U）と下部（L）の間で群集構造が異なっていることが示唆された。類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、AU ではウメノハナガイモドキとコケゴカイ、AL ではイボキサゴとアサリ、BU ではチゴガニと *Heteromastus* 属の一種、BL では *Heteromastus* 属の一種、コケゴカイ、コメツキガニが、それぞれのポイントで定常的に優占する群集構造が継続していることが示された。

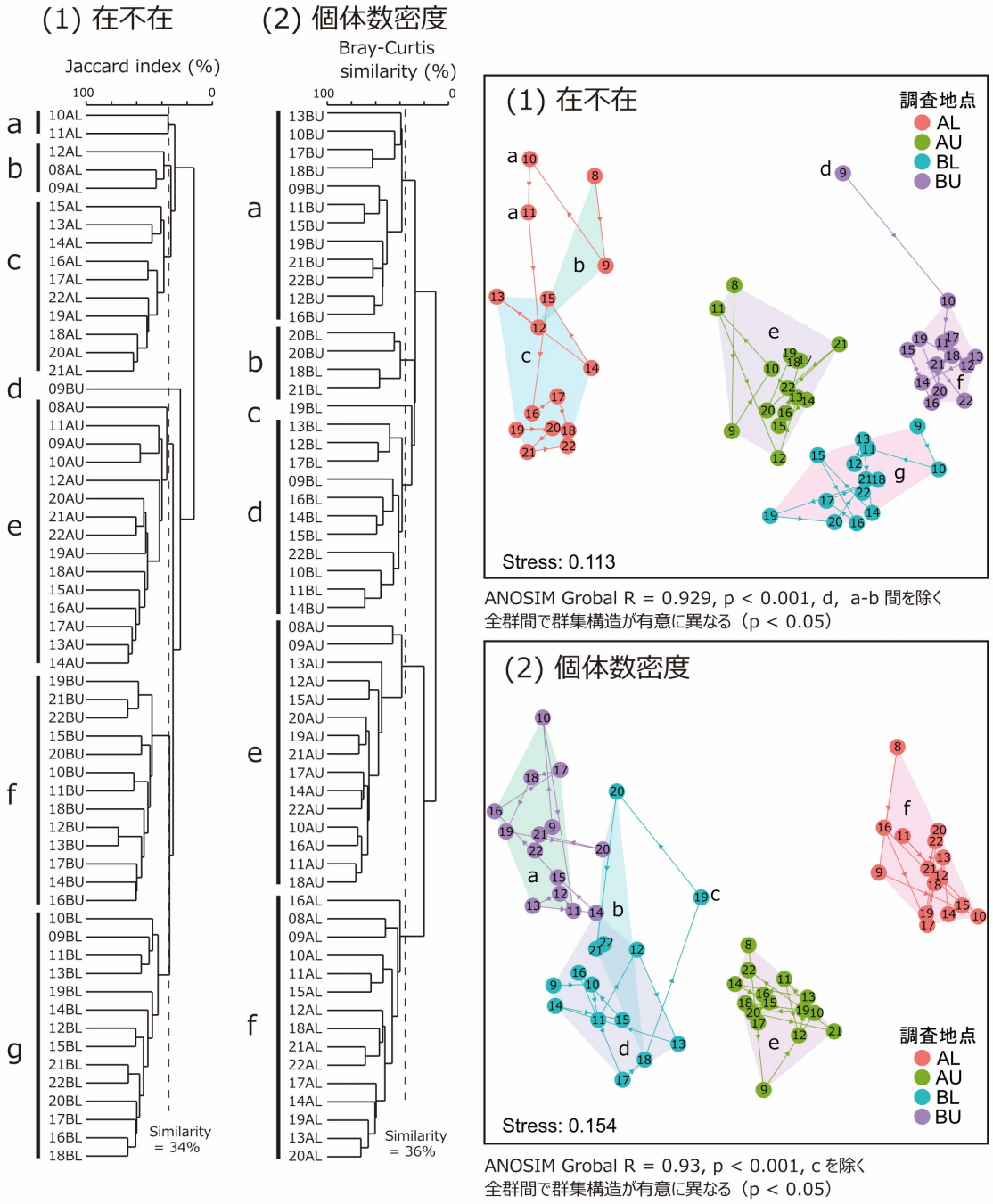


図 3-2-4-12.　盤洲干潟サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2008 年の B エリアは BU と BL が区別されていないため，また，AM は 2008 年のみの調査のため解析から除外。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 34%で a～g の，個体数密度データでは類似度 36%で a～f のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

まとめ（考察）

本事業における盤洲干潟の調査は 2008 年から開始されている。2022 年までの間に生じた変化の中で、最も出現種に対する影響が大きいと推測されるのは、2019 年秋に生じた台風によるかく乱である。前浜に砂が堆積して地盤高が高くなったこと、河道際に堆積物が増加したことなど、広範囲に大きな地形的変化が見られ、その状態が長期間継続した状態にある。そのため、A エリアでは特に下部の AL で、潮間帯上部で主に見られるホソウミニナ、コメツキガニが多数出現する一方、潮下帯下部に出現する種が減少し、さらにアマモ場が後退したことでアマモ場を主な生息場所とする種も見られなくなっている。さらに盤洲干潟においては、大潮最干潮が夏季は日中、冬季は夜間であり、潮間帯下部だけでなく全体に、地盤高の上昇により干出時間が長くなる。そのことにより夏季はより高温・乾燥に晒され、冬季は低温に晒されることから、潮間帯の生物にとって物理的ストレスが上昇している可能性が高いと考えられる。また B エリアでも植生帯と干潟面の境界部が広く漂着物で覆われることで底生動物の生息域が狭められ、特にその潮位を主要な生息環境としているチゴガニ等では求愛活動の視認性が低下するなど、生息に対する障害要因となりうることも推測される。

それ以外にも、底質の砂質化や、全体的な有機物含有量の減少が認められ、多留・金谷（2019）で示されたような、事業開始以前の底生動物の出現状況（例えば大嶋・風呂田 1980；環境省自然環境局生物多様性センター 2007 等）と比較して、特定の少数種による寡占化や、特に懸濁物・沈降物食の埋在性多毛類の種数・生物量の減少（風呂田私信）等の要因となっている可能性がある。

また、本サイトでは 2008 年以降、少なくとも 8 種以上の外来種（サキグロタマツメタ、コウロエンカワヒバリガイ、ムラサキイガイ等）が確認されている。本サイトは近隣に潮干狩場や養貝場があり、また東京湾は港湾が多く国内・海外を問わず外来種の侵入する要素が大きく、新たな外来種の出現についても今後の継続的なモニタリングが重要であると考えられる。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research）v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省, 東京

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑–海岸動物のレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

大嶋 剛, 風呂田 利夫 (1980) 小櫃川河口干潟周辺における底生動物の分布. (東邦大学理学部海洋生物研究室, 千葉県生物学会 共編), 千葉県木更津市小櫃川河口干潟の生態学的研究 1, 45-65

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

多留 聖典, 金谷 弦 (2019) 盤洲干潟サイト. モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2016 年度とりまとめ報告書. pp. 79-87. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

執筆：多留聖典、阿部博和、金谷　弦

サイトの特徴

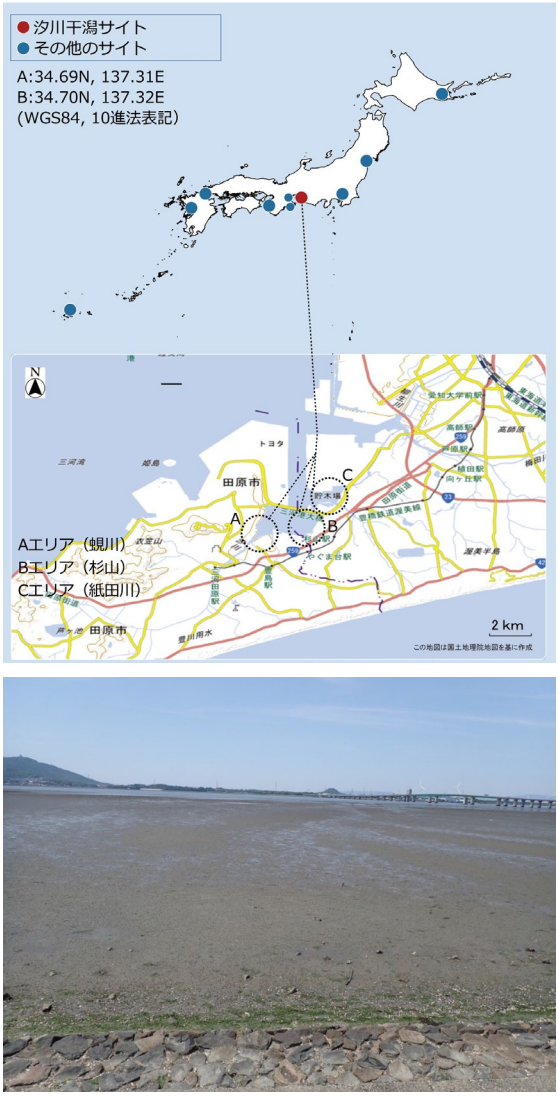


図 3-2-4-13.　サイト位置図と景観（B エリア）
（2023 年撮影：木村妙子）

汐川干潟サイトが位置する田原湾は、渥美半島と知多半島に挟まれた三河湾奥の東側に位置している。田原湾を含む三河湾沿岸域は、汐川干潟をはじめとする数多くの干潟が形成されており、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。汐川干潟は三河湾奥の田原湾に位置する干潟で、汐川をはじめとし、蜆川、紙田川等が流入している大きな河口干潟である。渡り鳥の渡来地としても非常に重要である。

調査対象となる干潟は、汐川の河口から田原湾に広がる広大な干潟と紙田川の河口付近に形成される河口干潟である。底質はともに砂泥質であるが、紙田川河口の方がやや泥質である。

B エリアは汐川の河口から田原湾に広がる広大な干潟の中央部に位置する。

C エリアは田原湾口部に流れ込む紙田川の河口干潟である。底質は B エリアより泥質であり、潮間帯上部の表層には礫が多く含まれる。近年、沖側に砂が堆積し、干潟面積が拡大している。潮上帯に塩性湿地が存在する。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

汐川の河口から田原湾に広がる広大な河口干潟の中央部に位置する B エリアでは、調査開始時の 2008 年には底土表面にマガキの小塊が散在する程度に存在していた。マガキは年々増加し、特に潮間帯中部の広い範囲でカキ礁が発達したが、2020 年以降は再び縮小傾向にある。また、調査開始時の 2008 年には全体にアオサが堆積していた。アオサは潮間帯上部では特に厚く堆積し、その影響で底質が還元状態になっていたが、2009 年以降には 2015 年を除いて調査時にアオサの堆積は見られなかった。しかし 2019 年以降、アオサの堆積が再び見られるようになった。2011 年以降には、エイの捕食痕と思われるくぼみが干潟全体に認められるようになった。

B エリアの底質は、全体が 0.063 mm 以上 0.25 mm 未満の粒径割合が 9 割以上を占める細砂底である。その傾向は 2008 年から 2018 年で変化はなかった（図 3-2-4-14 上）。一方、粒径 0.063 mm 未満の泥分は 2008 年から 2018 年の間に減少しており、それと同時に、有機物含有量も減少していた（図 3-2-4-14 下）。

汐川干潟に流入する紙田川河口の C エリアの底質は、B エリアより全体的に泥質であり、潮間帯上部の表層には礫が多く含まれる。潮上帯にはヨシやシオクグ等の塩生植物が見られ

る。近年、沖側に砂が堆積し、下部の干潟面積が拡大している。

底質は、潮間帯上部（CU）では粒径 2 mm 以上の礫が 20%以上含まれる一方、0.063 mm 未満の泥及び 0.063 mm 以上 0.25 mm 未満の砂がそれぞれ 10%を超えており、礫砂泥底であると言える。潮間帯中部（CM）から下部（CL）には礫はほとんど見られない。2008 年から 2018 年の間に CU と CM では有機物含有量が減少しているが、CL のみは泥分が増加し、それに伴い有機物含有量が増加している。（図 3-2-4-14）。

2008 年以降から近隣の梅田川河口で特定外来生物のヒガタアシ（スパルティナ属の一種）が確認され、2011 年に B エリア内でも群落が確認された。その後、国や県、環境保護団体等の防除活動により、2017 年 10 月に根絶宣言がなされたが、2020 年には再び豊橋市内で確認された。また、周辺のヨシ原湿地や水路には多くのミシシッピアカミミガメ（条件付特定外来生物）が生息している。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等としては、底質の有機物含有量の減少が挙げられる。アオサの堆積は本調査初期には干潟全体で見られ、底質の還元化が起こったが、近年にはアオサの堆積は減少し、数年に一度見られる程度である。一方で 2011 年以降、エイの捕食跡が干潟上で継続的に観察されるようになった。潮間帯中部のカキ礁は本

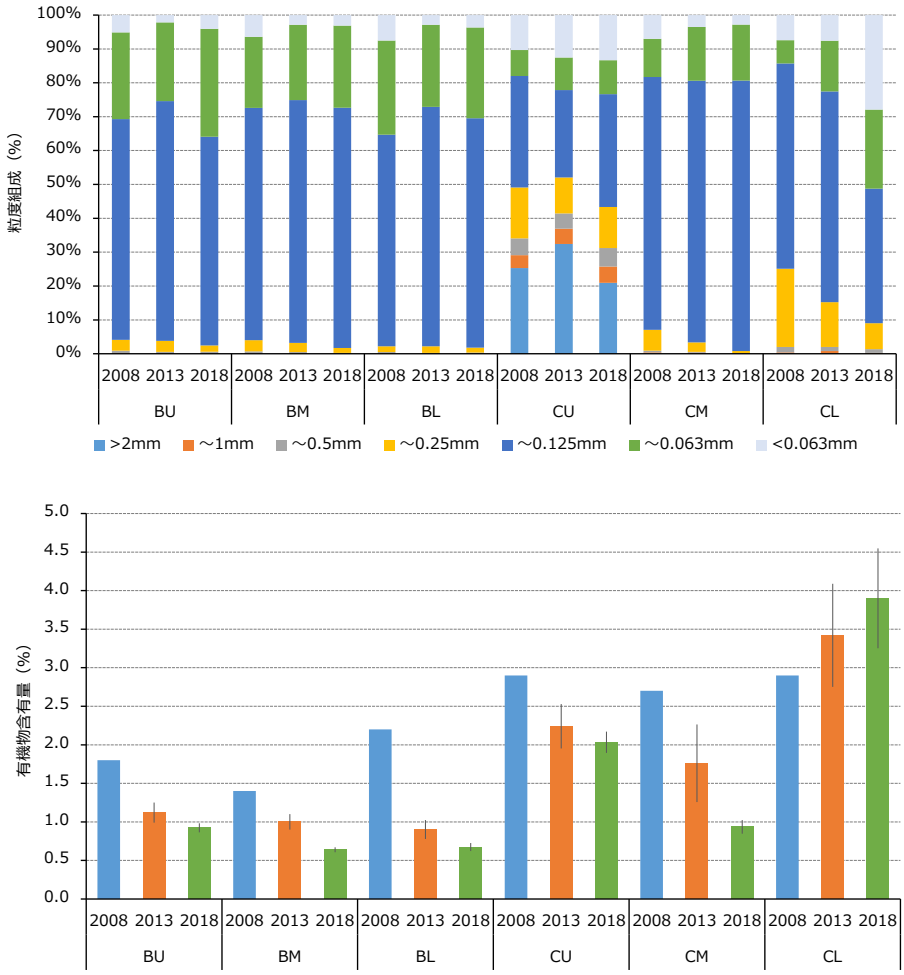


図 3-2-4-14. 汐川干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。BU：B エリア潮間帯上部、BM：B エリア潮間帯中部、BL：B エリア潮間帯下部、CU：C エリア潮間帯上部、CM：C エリア潮間帯中部、CL：C エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。なお、2008 年の調査では 1 サンプルであったため、標準偏差は示していない。

調査初期から面積が増大していたが、2020 年以降には縮小傾向にある。2011 年に特定外来生物ヒガタアシの侵入が見られたが、県や国による素早い防除により、拡大することなく 2017 年に根絶宣言が出されたが、2020 年には再び豊橋市内で確認された。2023 年に条件付特定外来生物に指定されたミシシッピアカミミガメは、上流の川やため池から汽水域のヨシ原や周辺の干潟に分布を拡大し、個体数も増加しており、底生生物への影響が強く懸念される。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-7 に示す。

定量調査と定性調査を合わせた底生動物の総出現種数は、2010 年で最も少なく 43 種であり、2020 年に最も多く 67 種だった。これらの出現種数においては、時間変化に伴う変動の傾向は見られなかった。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」(環境省 2020) のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」(環境省 2017)、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」(以下「日本ベントス学会レッドデータ」という) (日本ベントス学会 2012) に掲載されている種 (以下「レッドリスト掲載種」という) を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群 (多毛類等) も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト (データ) のいずれかに該当する種を扱った。

調査期間中の全出現種数 43～67 種のうち、レッドリスト掲載種は 10～21 種の範囲で出現し、全出現種数の 22～31%を占めていた (表 3-2-4-7)。出現種数の変遷からは、年による変動は見られるが、経年的な傾向は認められず、明確な生息状況の変化は確認できなかった。

レッドリスト掲載種の中でも、特に巻貝類のウミニナとヘナタリ (口絵 4) は調査期間中継続して出現し、全域で確認される優占種だった。また、イボウミニナは低密度ではあるものの調査期間を通じて確認されたのに対し、1970 年代に優占していたカワアイについては調査開始以降に 4 回確認されただけで、密度も低かった (日本鳥類保護連盟・環境庁 1973, 1974, 椙山 1975)。ツボミ (口絵 4) はウミニナ類、マキガイイソギンチャクはアラムシロやウミニナ類の殻上に共生していた。ヤミヨキセワタも泥上を這っているのが継続的に見られた。潮間帯下部において、ツバサゴカイ (口絵 5) やムギワラムシが確認された場合には、その棲管にヤドリカニダマシが共生していることもあっ

表 3-2-4-7. 各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	52	53	43	52	54	62	58	51	45	44	55	60	67	59	56
レッドリスト掲載種	15	15	10	15	12	16	13	12	11	11	14	15	21	17	16
出現割合 (%)	28.85	28.30	23.26	28.85	22.22	25.81	22.41	23.53	24.44	25.00	25.45	25.00	31.34	28.81	28.57
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN (CRもしくはEN)	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
絶滅危惧II類:VU	4	4	2	3	2	4	6	5	4	3	5	6	7	6	7
準絶滅危惧:NT	10	10	8	11	10	11	6	6	6	7	9	9	13	10	9
情報不足:DD	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0
絶滅のおそれのある地域個体群	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

たが、2015 年以降にはツバサゴカイは見られなくなった。塩性湿地には、フトヘナタリ、オカミミガイ、カワザンショウガイ類が生息していたが、本調査開始前に生息していたキヌカツギハマシイノミやナラビオカミミガイは見られなかった。汐川干潟サイトには多様な環境があるため、それぞれの環境にレッドリスト掲載種が生息していた。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変移

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-8 に示す。

表在性動物及び埋在性動物ともに優占種の変動は小さかった。

表在性動物は、ウミニナとヘナタリが調査期間を通じて優占し、常にどちらかの種が 1 位となっている。多くの調査年で、巻貝類のウミニナ、ヘナタリ、ホソウミニナ（口絵 3）、*Batillaria* 属（ウミニナ属の稚貝）、アラムシロが 3 位以内になっていた。また、これらの殻を利用するユビナガホンヤドカリやシロスジフジツボも優占していた。

埋在性動物は、多くの調査年でコケゴカイを含むゴカイ科の多毛類が 1 位となっていた。その他、ミズヒキゴカイ種群（口絵 4）、イトゴカイ科等の多毛類の他、アサリ（口絵 4）、ユウシオガイ、オキシジミ（口絵 3）、ソトオリガイ、ホトトギスの二枚貝類が上位を占めていた。その他の優占種は、スピオ科やチロリ科の多毛類、アナジャコやコツブムシ科の一種等の甲殻類であった。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-15 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。なお、2008 年は調査方法が異なる（1 mm 目合い使用）ため留意されたい。

表在性動物の個体数密度の上位 10 種は、ウミニナ、ヘナタリ、ホソウミニナ、*Batillaria* 属、アラムシロと巻貝類が多くを占め、その他は、甲殻類のユビナガホンヤドカリとシロスジフジツボ、タテジマフジツボ、二枚貝類のマガキ、イソギンチャク目の一種であった。ウミニナ、ヘナタリ、ホソウミニナ、*Batillaria* 属の 4 種の巻貝類が 7 割以上を占め、多くの年でウミニナとヘナタリはそれぞれ 1 m^2 当たり 100 個体以上が見られた。2009 年と 2011 年、2014 年には *Batillaria* 属の稚貝が 1 m^2 当たり 50 個体以上の高密度で見られた。ヘナタリの生息密度は安定しているが、ホソウミニナとウミニナは近年減少傾向にある。

カキ礁の発達に伴い、本ポイントで確認されるマガキが増加し、それらに付着するシロスジフジツボやタテジマフジツボも増加していた。しかし 2020 年以降、カキ礁は縮小傾向にあり、本調査でもマガキが減少し、フジツボ類も減少している。

アラムシロやユビナガホンヤドカリは 1 m^2 当たり 60 個体を超えることはなかったが、継続して確認された。

埋在性動物の個体数密度の上位 10 種の底生動物は、コケゴカイを含むゴカイ科、ミズヒキゴカイ種群、イトゴカイ科、チロリ科、スピオ科の多毛類、ユウシオガイ、アサリ、オキシジミ、ソトオリガイ、ホトトギスの二枚貝類だった。コケゴカイを含むゴカイ科は調査期間を通じて 1 m^2 当たり 50 個体以上と高密度に出現し、最も高密度だった 2011 年には 1000 個体以上だった。ミズヒキゴカイ種群も大部分の年で 1 m^2 当たり 100 個体以上の高密度分布をしている。イトゴカイ科は 2014 年以降減少傾向にある。チロリ科は密度が 1 m^2 当たり 50 個体を超えないものの、毎年出現している。二枚貝類の 5 種は大部分の年で出現しているが、年変動が大きい。

表 3-2-4-8.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ウミニナ	*Batillaria* 属	ヘナタリ	ヘナタリ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ヘナタリ	ヘナタリ	ウミニナ	ヘナタリ	ヘナタリ	ヘナタリ	ヘナタリ
	2	ホソウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	*Batillaria* 属	ヘナタリ	ヘナタリ	ホソウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	ウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ
	3	ヘナタリ	ヘナタリ	ホソウミニナ	ウミニナ	ホソウミニナ	ヤドカリ科の一種	*Batillaria* 属	シロスジフジツボ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ
	4	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	アラムシロ	ホソウミニナ	カワグチツボ	ホソウミニナ	ヘナタリ	ホソウミニナ	シロスジフジツボ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	マガキ	アラムシロ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ
	5	シロスジフジツボ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	*Batillaria* 属	マガキ	イソギンチャク目の一種	ユビナガホンヤドカリ	マガキ	イボウミニナ	イボウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	シゲヤスイトカケギリ	アラムシロ
埋在	1	スピオ科	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	イトゴカイ科	ミズヒキゴカイ種群	ゴカイ科	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科
	2	ヨコイトカケギリ	ソトオリガイ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ユウシオガイ	ゴカイ科	ミズヒキゴカイ種群	ゴカイ科	ユウシオガイ	ユウシオガイ	ミズヒキゴカイ種群	ユウシオガイ	ユウシオガイ
	3	サシバゴカイ科の一種	ホトトギス	オキシジミ	ユウシオガイ	アサリ	オキシジミ	ゴカイ科	アサリ	アサリ	ユウシオガイ	ヒガタケヤリムシの一種	アサリ	ユウシオガイ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群
	4	アサリ	オキシジミ	イトゴカイ科	アサリ	イトゴカイ科	アサリ	コツブムシ科の一種	ユウシオガイ	ユウシオガイ	アサリ	ゴカイ科	ゴカイ科	アサリ	アナジャコ	ソトオリガイ
	5	コツブムシ科の一種	ケヤリムシ科の一種	ソトオリガイ	オキシジミ	ユウシオガイ	"ヨコエビ類"	ホトトギス	ソトオリガイ	チロリ科	オキシジミ	オキシジミ	アナジャコ	オキシジミ チロリ科	オキシジミ	ホトトギス

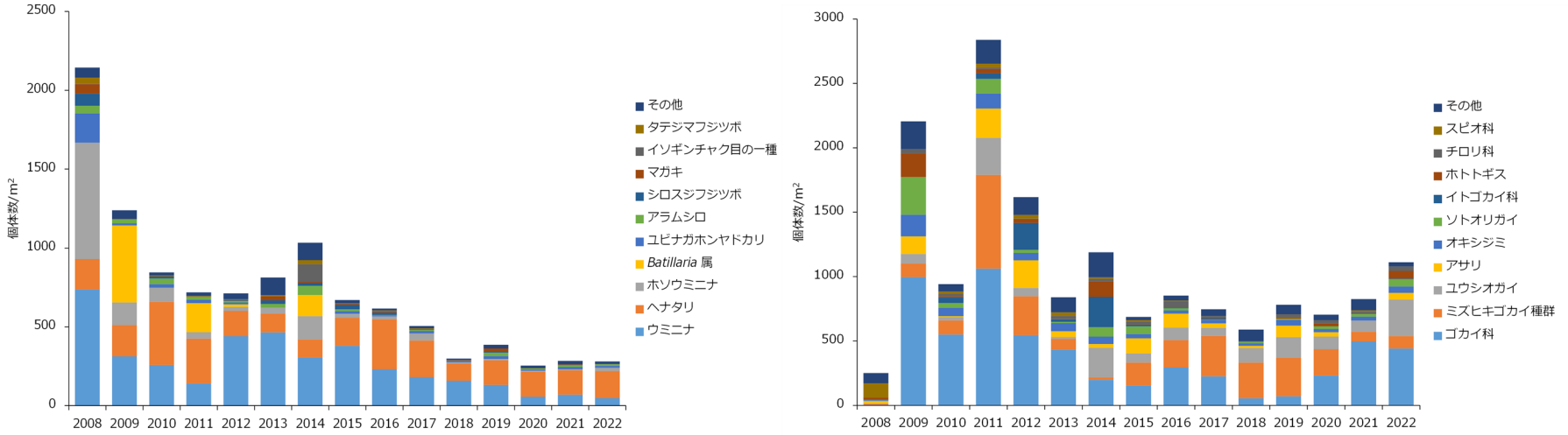


図 3-2-4-15.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

群集構造の経年変化

2009～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-16 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 35%と 38%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～g 及び個体数密度データのクラスターa～e のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは b-f 間を除く全群間で、個体数密度データでは a-c 間と a-d 間を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、2009 年と 2010 年以外の BL（クラスターa）を除いて、各ポイントのデータでクラスターが分かれない傾向が見られた。また nMDS の図から、各ポイントのプロットが一か所にまとまるのではなく、大きく変動する傾向が見られた。ポイント間の群集構造の違いに比べて各ポイントの群集構造の年変動が相対的に大きく、BL を除くポイント間で群集構造の違いは相対的に小さいことが示された。

個体数密度データにおいては、2009 年の BU と 2014 年の CU のデータを除き、B エリア（クラスターb～c）と C エリア（クラスターd～e）が明瞭に分岐したことから、B エリアと C エリアでは群集構造が異なっていることが示された。B エリアでは BM と BU の多くのデータがクラスターb に分類され、BM と BU の群集構造の違いは相対的に小さいことが示されたものの、BM と BU ではクラスターb 内で明瞭な分岐が見られた。C エリアでは 2009 年のデータと 2014 年の CU のデータを除いて、CL、CM、CU の 3 ポイントのデータがクラスターe に分類された。nMDS の図から、B エリアではポイント間の群集構造の違いが明瞭に示された一方で、C エリアではポイント間の群集構造の違いに比べて各ポイントの群集構造の年変動が相対的に大きく、ポイント間で群集構造の違いは相対的に小さいことが示された。

類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、定量データにおいて、BM と BU（クラスターb）ではヘナタリ、ウミニナ、ゴカイ科の一種もしくは複数種の順で、BL（クラスターc）ではウミニナ、ユウシオガイ、オキシジミの順で寄与率が高く、BU・BM と BL では表在性の巻貝類や埋在性二枚貝類の種で優占度が異なることが示された。また C エリア（クラスターe）では、ゴカイ科の一種もしくは複数種、ミズヒキゴカイ科の一種、ウミニナの順で寄与率が高く、多毛類が卓越する群集構造であることが示された。以上の結果から、汐川干潟サイトでは B エリアと C エリアで群集構造が概ね異なっており、エリア内の

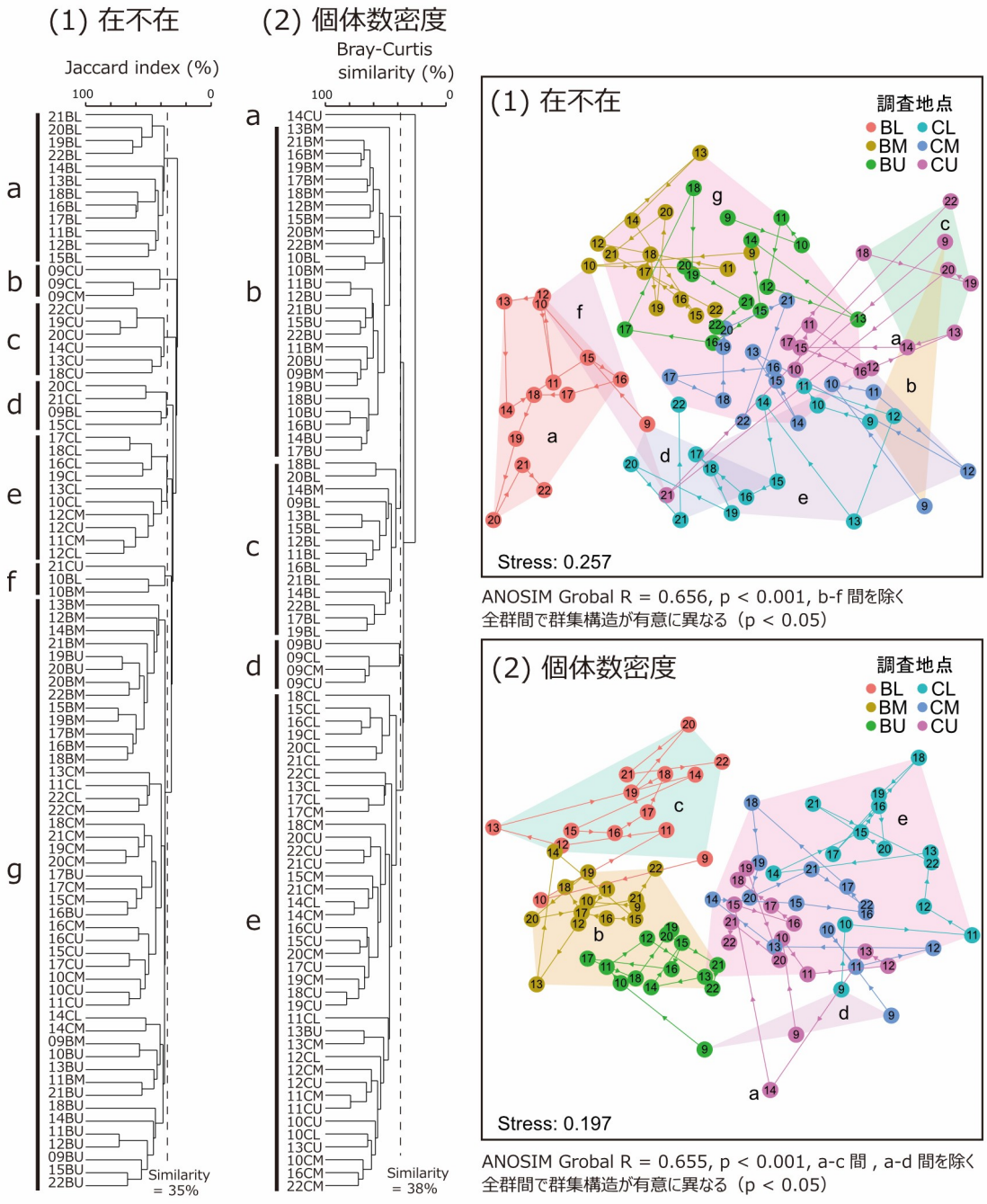


図 3-2-4-16.　汐川干潟サイトの 2009～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）(1) および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2008 の定量調査では 1 mm の篩が使用されたため解析から除外した。A エリアは 2009 年のみの調査であったため解析から除外。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（B，C）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯中部：M，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 35%で a～g の，個体数密度データでは類似度 38%で a～e のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

ポイント間やエリア間で連続的に群集構造が変化する傾向が見られるものの、特にCエリアのポイントにおいて群集構造の年変動が相対的に大きく、BLを除いたポイント間の群集構造の違いは明瞭ではないことが示された。

まとめ（考察）

汐川干潟サイトでは調査期間中に大きな人為的な改変はなく、気象による顕著な影響も見られず、生息種数は安定している。優占種の種構成にも大きな変動は見られない。また、塩性湿地や底質の多様性を背景に各環境にレッドリスト掲載種が継続的に生息している。汐川河口のBエリアと紙田川河口のCエリアでは底質が異なり、生物群集も異なるが、特にCエリアでは川の影響がBエリアより大きいこともあり、群集構造の年変動が大きい。

表在性動物の優占種であるウミニナやホソウミニナは近年稚貝の大きな加入が見られず、密度が減少傾向にある。これには底質の有機物含有量の減少や、エイの捕食の影響が推察される。マガキは調査開始以降増加傾向にあったが、2020年以降には衰退が著しい。埋在性動物の優占種であるゴカイ科やミズヒキゴカイ科多毛類等は、2014年以前には年変動が大きく高密度分布が見られたが、2015年以降に大きな変動は見られない。近年、特定外来生物のヒガタアシやミシシッピアカミミガメ等の侵入があるため、これらの動態には今後も注視をする必要がある。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research）v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024年2月21日確認

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024年2月21日確認

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

日本鳥類保護連盟・環境庁 (1973) 干潟鳥類保護対策調査報告書. 64p

日本鳥類保護連盟・環境庁 (1974) 干潟鳥類保護対策調査報告書. 96p

椙山 正雄 (1975) 汐川河口部干潟底生生物の調査報告. 55p

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

執筆：木村妙子、阿部博和、金谷　弦

サイトの特徴

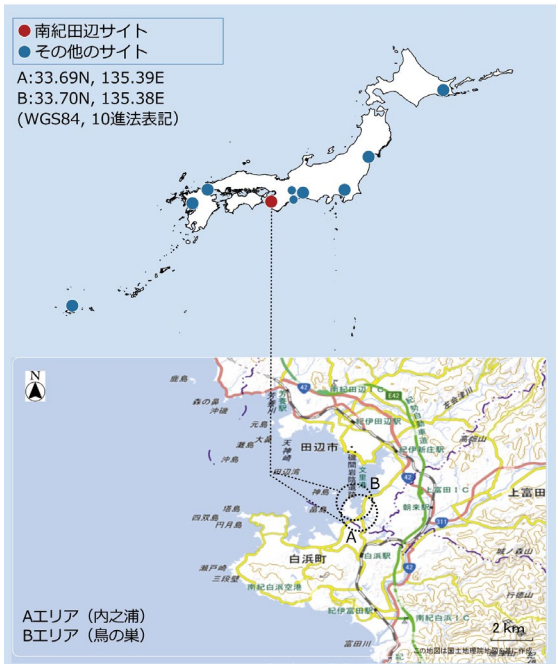


図 3-2-4-17.　サイト位置図と景観（A エリア）
（2013 年撮影：古賀庸憲）

南紀田辺サイトは、紀伊半島南西部の田辺湾に位置し、沿岸域は黒潮の影響を受け、多種多様な海洋生物が生息・生育している。また、白浜から田辺湾は生物多様性保全上重要な湿地に選定され、吉野熊野国立公園にも指定されている。調査対象となる干潟は、田辺湾に面した潟湖干潟と前浜干潟である。底質は、潟湖干潟では軟泥、前浜干潟では砂質である。また、潮上帯部に転石帯も見られる。

A エリアは湾央（湾の中央）に位置し水路でのみ外海とつながる潟湖であり、潮間帯下部では以前あったアオサが表層から消失した。底質は軟泥で少し掘ると還元層が見られるところが多い。

B エリアは湾央ではあるが小さな入り江の先端近くに位置し、潮下帯にコアマモ（口絵 6）・アマモ（口絵 6）が群生し、その一部は潮間帯下部まで広がる。上部は砂質干潟の典型種が多く、大きな岩には磯に生息する種も多い。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトの景観に関しては、アオサが調査開始から 2012 年までの期間にわたり A エリア下部（AL）ポイントの干潟表層一面を覆っており、2013 年に消失したが、2019 年から再び干潟のかなりの部分を覆うようになった。B エリア下部（BL）には 2008 年当初からコアマモが広がっていたが、2018 年頃から潮下帯の一部にウミヒルモ（口絵 6）も見られるようになり、コアマモの群生場所はより広がっている印象である。

本サイトの底土に関しては、A エリアの 3 回の調査における粒度組成の変化について、AU ポイントでは 2008 年調査に 0.063 mm より小さいシルト・クレイが 41%と最も多くを占め、次いで粒径 0.063～0.125 mm の割合が 33%であった。2013 年調査では粒径 0.063～0.125 mm の占める割合が 49%と最も高くなり、これは 2018 年調査（56%）でも同様であった。また、2 mm より大きい礫は 2008 年に 7%を占めていたが、2013 年と 2018 年には 0.5%以下となった。AL ポイントでは 3 回の調査で粒度組成の大きな変化は見られなかった。B エリアの 3 回の調査における粒度組成の変化について、BU ポイントでは粒径 0.063～0.125 mm の占める割合が 2008 年に 42%、2013 年に 47%、2018 年に 57%となり高くなった。一方、0.063 mm より小さいシルト・クレイの割合が 2008 年に 17%、2013 年に 14%、2018 年に 9%となり低くなった。また、BL ポイントでも BU ポイントと同様の変化が見られた（図 3-2-4-18 上）。

有機物含有量について、AU と BU、BL ポイントにおいて、3 回の調査で減少していた。同ポイントにおいては、粒度組成で砂質の割合が増加しており、これに伴って底土中の有機物が減少した可能性も考えられる。なお、AL ポイントにおいては、2008 年と 2013 年にそれぞれ 2.5、2.4%であり、大きな変化は見られなかったが、2018 年に 1.9%となりやや減少した。(図 3-2-4-18 下)。本サイトでは、B エリアにおけるシルト・クレイの割合の減少や A、B 両エリアにおいて有機物含有量が減少していることから、干潟全体で底土の砂質化が進行している可能性が考えられる。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化として 2008 年以降に見られるアオサの堆積があげられる。このため、調査開始当時においても、ある程度、富栄養状態であったと考えられる。

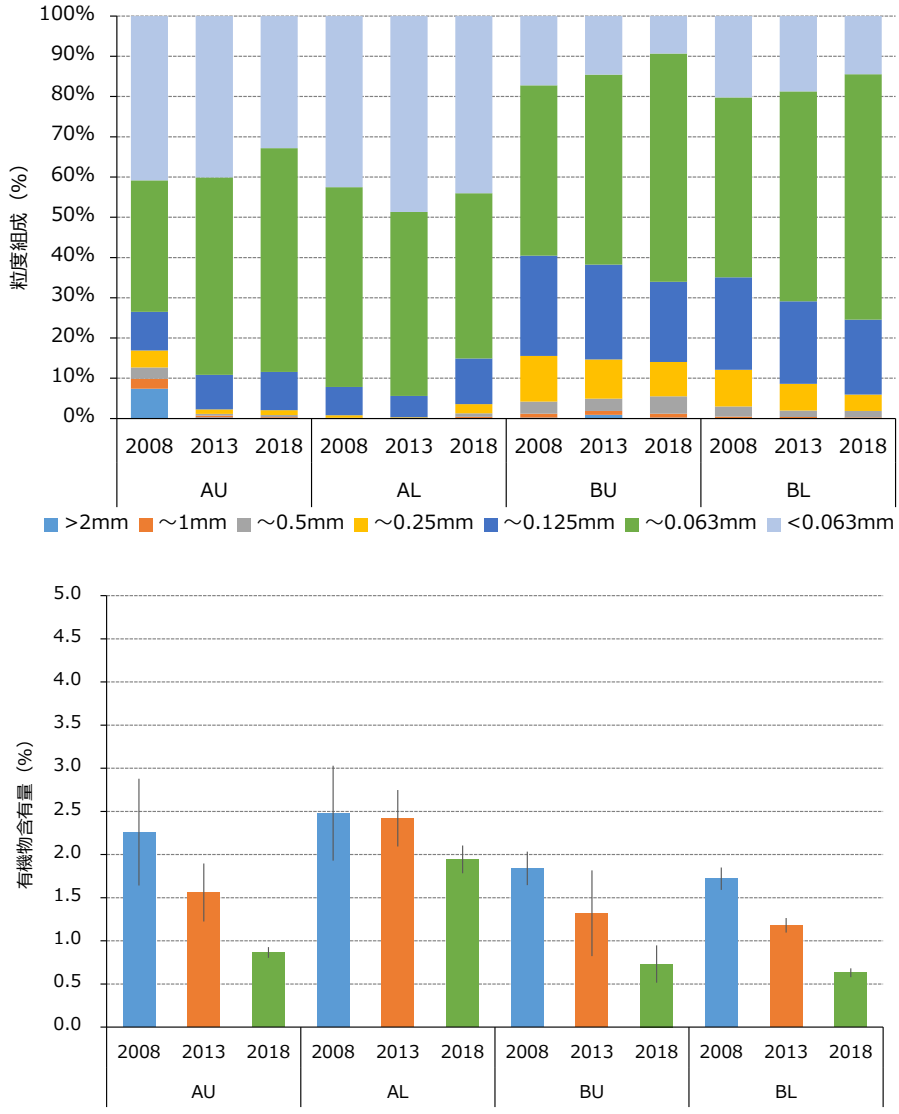


図 3-2-4-18. 南紀田辺サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-9 に示す。本サイトにおける総出現種数に関して、2008 年の調査開始において 71 種が確認され、2010 年及び 2011 年には 124 種及び 120 種と増加した。2012 年以降においては、およそ 100 種前後で推移し、比較的安定していた。また、2018 年には 126 種と最も多い種数を記録し、2019 年以降は 110 種前後を推移した。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」(環境省 2020) のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」(環境省 2017)、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」(日本ベントス学会 2012) (以下「日本ベントス学会レッドデータ」という) に掲載されている種 (以下「レッドリスト掲載種」という) を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群 (多毛類等) も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト (データ) のいずれかに該当する種を扱った。

本サイトのレッドリスト掲載種は、2008 年から 2022 年までに 60 種が記録された。毎年の調査において、13～37 種が記録され、これは出現種全体の 17.2～33.9%を占めた (表 3-2-4-9)。

過去 15 回の調査のうち、7 回以上出現したレッドリスト掲載種は 26 種であった。特に、コゲツノブエ (口絵 4) (絶滅危惧 II 類:VU)、準絶滅危惧 (NT) のフトヘナタリ、シオヤガイ、ユビアカベンケイガニ、ヒメヤマトオサガニ (口絵 5) は 15 回全てで確認されており、恒常的に生息している可能性が示唆される。

本サイトで確認されたレッドリスト掲載種をカテゴリー別に見ると、絶滅危惧 IB 類 (EN) のウモレベンケイガニ (口絵 3) は 2009 年以外の 14 回の調査で確認され、恒常的に生息している可能性が高い。また、ツバサゴカイ (口絵 5) は過去 2 回の調査 (2013 年と 2018 年) で生体が確認された (新鮮な棲管は 2008、2010、2022 年にも確認)。また、絶滅危惧 I 類 (CR+EN) のオウギウロコガイとコオキナガイは、それぞれ 2011 年と 2018 年に確認された。

表 3-2-4-9. 各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	71	87	124	120	99	119	96	109	103	118	126	109	112	118	112
レッドリスト掲載種	13	15	23	24	23	35	24	37	28	30	29	27	28	30	25
出現割合 (%)	18.31	17.24	18.55	20.00	23.23	29.41	25.00	33.94	27.18	25.42	23.02	24.77	25.00	25.42	22.32
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN (CRもしくはEN)	1	0	1	2	1	2	1	1	1	1	3	1	1	1	1
絶滅危惧II類:VU	3	2	2	4	2	6	1	4	3	5	4	5	5	5	3
準絶滅危惧:NT	9	12	19	17	19	24	20	32	24	24	21	21	22	22	20
情報不足:DD	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	1	0
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

絶滅危惧 II 類（VU）については、ムギワラムシ、アカホシマメガニ、コブシアナジャコ等の 10 種が確認された。このうち、ハクセンシオマネキとカワアイは 2017 年以降毎年、シオマネキは 8 回確認された。

準絶滅危惧（NT）については、ミヤコドリ、ユキガイ、マングローブテッポウエビ等の 44 種が確認された。このうち、クリイロカワザンショウ、ウミニナ、フトヘナタリ、ヘナタリ（口絵 4）、ヒメカノコ、カニノテムシロ、ムシロガイ、スダレハマグリ、シオヤガイ、トガリユウシオガイ、チゴイワガニ、ヒメヤマトオサガニ、ユビアカベンケイガニ、テナガツノヤドカリは 2017 年以降、毎年確認された。

情報不足（DD）に該当する種に関しては、ウチワイカリナマコ（2013 年と 2014 年）、アシベマスオ（2010 年と 2013 年）、ヒガタヨコイトカケギリ（2013 年、2014 年、2021 年）が確認された。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変移

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-10 に示す。

表在性動物の上位 5 種のうち、よく出現する種としては、コゲツノブエ、コメツキガニ、ホソウミニナ（口絵 3）、チゴガニ（口絵 4）、ヒメヤマトオサガニがあげられる。2012 年以外の調査年でコゲツノブエが 1 位であり、全調査期間を通して最優占種であった。2012 年にはホソウミニナが 1 位であったが、コゲツノブエも 2 番目に多い種であった。上位 5 種であったその他の腹足類については、アラムシロやヒメカノコ、シゲヤスイトカケギリ、イボニシ、ヘナタリが見られた。特に、ヘナタリは 2019 年以降、毎年上位種となっている。節足動物については、上記のよく出現する種以外にはシロスジフジツボやユビナガホンヤドカリ、イザナミツノヤドカリが見られた。

埋在性動物の上位 5 種のうち、よく出現する種としては、ミズヒキゴカイ種群（口絵 4）、オキシジミ（口絵 3）、ウメノハナガイ（口絵 5）、シオヤガイ、コケゴカイがあげられる。コケゴカイ、ゴカイ科の一種、ミズヒキゴカイ種群の多毛類と、ウメノハナガイ、オキシジミ、*Nitidotellina* 属の一種の二枚貝類が入れ替わりで 1 位の種となった。特に 2019～2022 年において、ウメノハナガイが連続して 1 位となり、近年、優占的である。また、二枚貝類についてはヒメシラトリやソトオリガイ、トガリユウシオガイ等も優占種としてあげられ、特にヒメシラトリは 2020 年以降によく見られた。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-19 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

表在性動物の上位 10 種は、上位からコゲツノブエ、ホソウミニナ、チゴガニ、コメツキガニ、ユビナガホンヤドカリ、ヒメヤマトオサガニ、クログチ、ヘナタリ、ヒメカノコ、アラムシロであった。特にコゲツノブエは本サイトの優占種で、毎年高密度で確認されており、87～679 個体 / m^2 を推移していた。

合計個体数密度が最も高かった調査年は 2011 年（922 個体 / m^2）、次いで 2009 年（839 個体 / m^2）であったが、両年とも稚貝が極めて多かったことが原因である。一方、最も合計個体数密度が低かった調査年は、2008 年（215 個体 / m^2）、次いで 2019 年（232 個体 / m^2）であった。また、個体数密度は、2008 年から 2015 年には増減を繰り返したが、2015 年以降（2019 年を除く）には約 300～450 個体 / m^2 を推移しており比較的安定していた。

埋在性動物の上位 10 種は、上位からウメノハナガイ、ミズヒキゴカイ種群、オキシジミ、コケゴカイ、シオヤガイ、ヒメシラトリ、トガリユウシオガイ、ゴカイ科の一種、ソトオリガイ、*Heteromastus* 属の一種であった。特にウメノハナガイとミズヒキゴカイ種群は、本サイトの優占種であった。

表 3-2-4-10.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	ホソウミニナ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ
	2	チゴガニ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	コゲツノブエ	ホソウミニナ	ヒメカノコ	ホソウミニナ	クログチ	チゴガニ	チゴガニ	チゴガニ	ヘナタリ	ユビナガホンヤドカリ	ヘナタリ
	3	コメツキガニ	コメツキガニ	クログチ	チゴガニ	チゴガニ	ヒメカノコ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	コメツキガニ	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ	ヒメヤマトオサガニ	コメツキガニ	ホソウミニナ	ヒメヤマトオサガニ
	4	ホソウミニナ	アラムシロ	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ	クログチ	コメツキガニ	チゴガニ	ヒメカノコ	ヒメヤマトオサガニ	ヒメヤマトオサガニ	コメツキガニ	ヘナタリ	チゴガニ	ヘナタリ	ウミニナ
	5	アラムシロ	クログチ	シロスジフジツボ	ヒメヤマトオサガニ	ヒメヤマトオサガニ	シゲヤスイトカケギリ	ユビナガホンヤドカリ	アラムシロ	イザナミツノヤドカリ	イボニシ	イザナミツノヤドカリ	コメツキガニ	ヒメヤマトオサガニ	ウミニナ	コメツキガニ
埋在	1	ゴカイ科の一種	ゴカイ科の一種	ミズヒキゴカイ種群	ウメノハナガイ	*Nitidotellina* 属の一種	ウメノハナガイ	オキシジミ	ミズヒキゴカイ種群	ウメノハナガイ	コケゴカイ	ミズヒキゴカイ種群	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ
	2	シオヤガイ	シオヤガイ	トガリユウシオガイ	*Nitidotellina* 属の一種	オキシジミ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	トガリユウシオガイ	コケゴカイ	オキシジミ	ウメノハナガイ	オキシジミ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	ヒメシラトリ
	3	ミズヒキゴカイ種群	ユウシオガイ	シオヤガイ	アサリ	ウメノハナガイ	トガリユウシオガイ	コケゴカイ	ソトオリガイ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	コケゴカイ	コケゴカイ	ヒメシラトリ	ヒメシラトリ	オキシジミ
	4	ユウシオガイ	ミズヒキゴカイ種群	*Nitidotellina* 属の一種	ミズヒキゴカイ種群	シオヤガイ	オキシジミ	ソトオリガイ	ウメノハナガイ	オキシジミ	シオヤガイ	オキシジミ	*Heteromastus* 属の一種	オキシジミ	オキシジミ	ミズヒキゴカイ種群
	5	オキシジミ	チロリ	オキシジミ	トガリユウシオガイ	ミズヒキゴカイ種群	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	トガリユウシオガイ	ソトオリガイ	ミズヒキゴカイ種群	*Heteromastus* 属の一種	トガリユウシオガイ	コケゴカイ

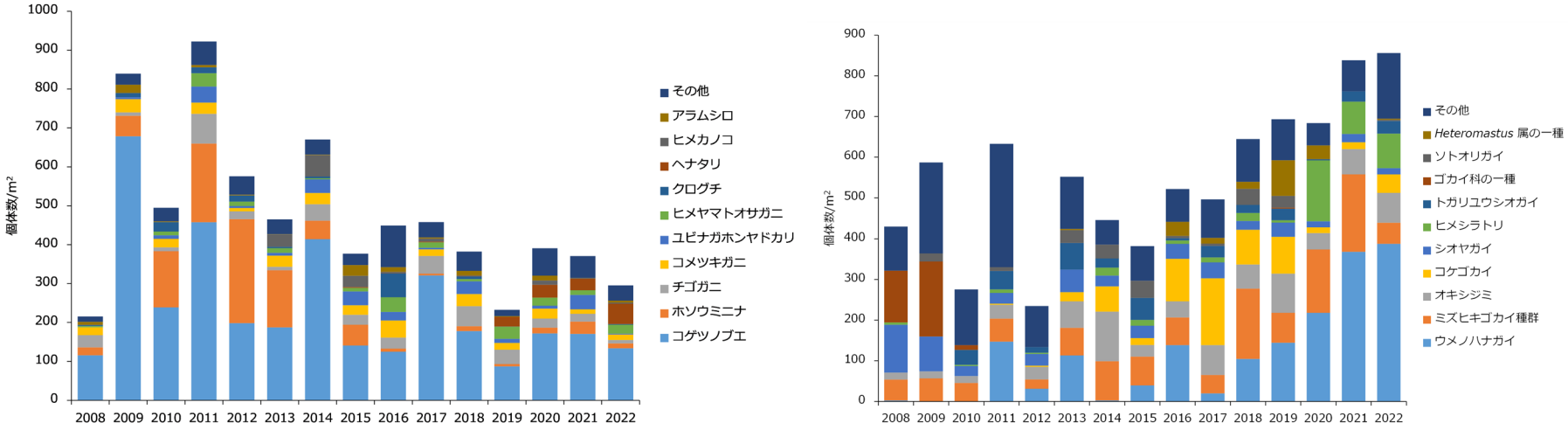


図 3-2-4-19.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

合計個体数密度の高かった調査年は、2022年（856 個体 / m^2）、次いで 2021 年（838 個体 / m^2）であった。一方、最も合計個体数密度の低かった調査年は、2012 年（234 個体 / m^2）、次いで 2010 年（275 個体 / m^2）であった。その他の調査年は 382～693 個体 / m^2 であった。

2016 年まで 0～139 個体 / m^2 を推移したウメノハナガイが、2017 年以降に年々増加しており 2022 年には 388 個体 / m^2 と調査期間を通して最高値であった。また、0～20 を推移していたヒメシラトリは、2020 年から 2022 年に急増し 80～150 個体 / m^2 を推移した。なお、本調査において 2011 年にコケゴカイが初めて記録され以降、継続して出現している一方で、2008～2010 年にはゴカイ科の一種が記録されており、これについてはコケゴカイに相当する可能性もある。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-20 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 29.5%と 28%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～g 及び個体数密度データのクラスターa～e のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは a、b を除く全群間で、個体数密度データでは全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、A エリアと B エリアでクラスターが明瞭に分岐し、さらに両エリアにおいて干潟上部（U）と下部（L）の間でクラスターが分かれた。個体数密度データにおいても、2008 年と 2009 年の BL を除いて同一ポイントのデータが同一クラスターに分類され、4 つのポイント間で群集構造が明瞭に異なることが示された。群集構造の経年変化としては、nMDS の図より、AL の在不在データにおいて 2008～2010 年と 2011 年以降で群集構造がクラスターe から f に移行した。

BL ポイントにおいては、在不在データと定量データの両方において、2008～2010 年の間に nMDS のプロットが大きく移動しており、群集構造が大きく変化したことが示された。

以上の結果から、南紀田辺サイトでは 4 つのポイント間で群集構造が明瞭に異なっており、経年的な変化よりもエリア間、ポイント間の差異が卓越することが示された。類似度百分率（SIMPER）解析の結果においても、AU ポイントではチゴガニ、オキシジミ、ホソウミニナ、

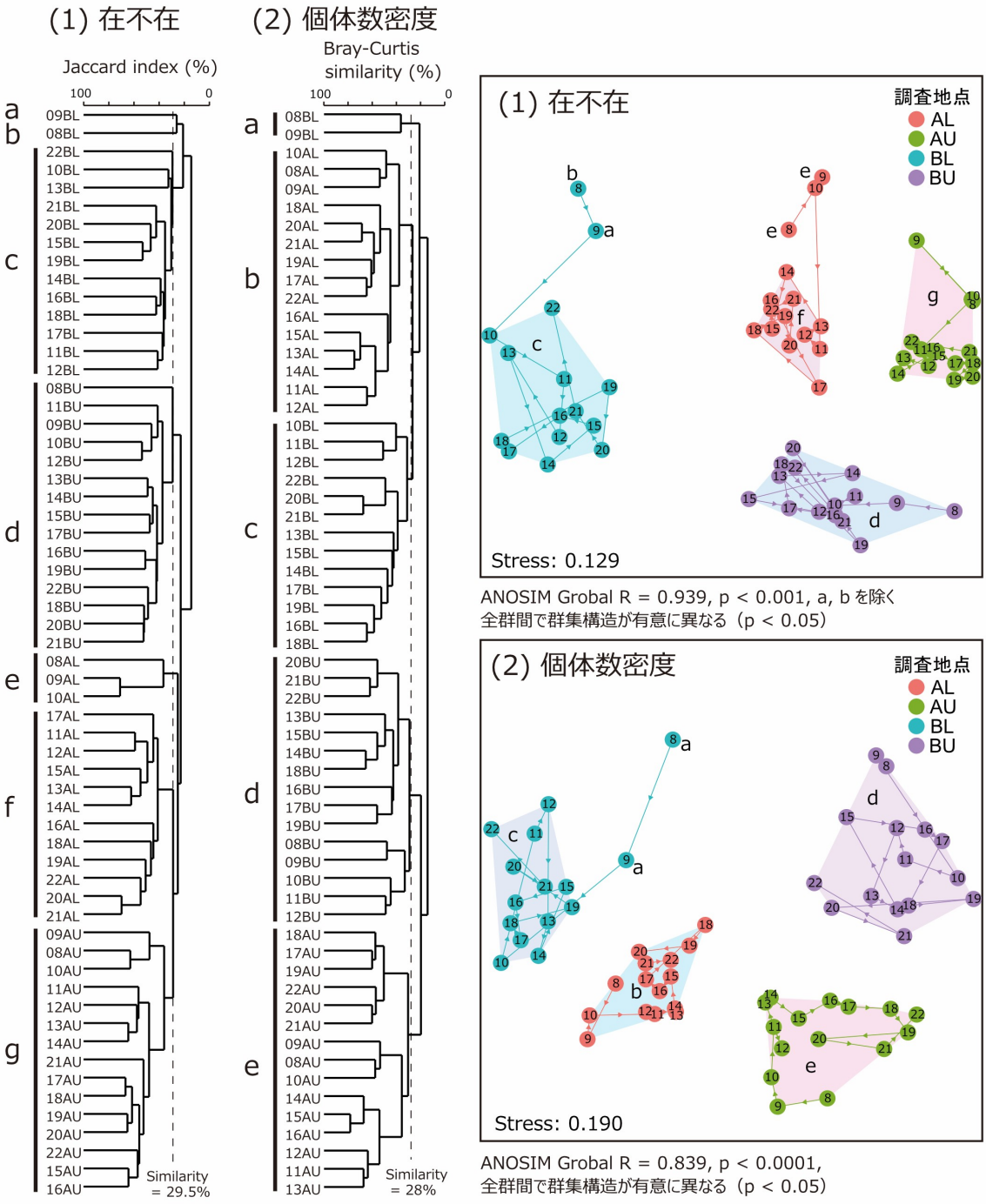


図 3-2-4-20.　南紀田辺サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）(1) および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し、Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは、期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し、平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を、アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 29.5%で a～g の，個体数密度データでは類似度 28%で a～e のクラスターをそれぞれ定義し、各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では、各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

AL ポイントではコゲツノブエ、シオヤガイ、オキシジミ、BU ポイントではコメツキガニ、BL ポイントではウメノハナガイ、コゲツノブエ、ユビナガホンヤドカリの寄与率が高いことが示され、構成種にも大きな違いが見られた。

まとめ（考察）

2018 年までの調査で経年的に底質の砂質化と有機物含有量の減少の傾向が見られるが、AL ポイントでは 2019 年から再びアオサが増えてきている。このことから、AL ポイントでは干潟表面がアオサで覆われることにより、底土内で還元化が進むことが予想される。それに伴い有機物含量が再び増加したり底土が再び泥質化したりする等の変化が生じる可能性がある。従って、今後も底質の変化を注視する必要がある。

総出現種数には多少の増減が見られるものの、2015 年以降は安定しているため、特に環境要因の変化との関連はないと考えられる。

AU ポイントにおいて、ウモレベンケイガニは 15 回の調査のうち 14 回で確認されており、比較的安定して生息していると言える。ユビアカベンケイガニは調査開始以降毎年確認されている。そのため、本サイトではこれらの種の生息に適した標高の比較的高い塩性湿地（日本ベントス学会 2012）がよい状態で維持されているものと考えられる。

BL ポイントで、ツバサゴカイの生体の確認は 2 回（2013 年と 2018 年）であったが、生体が生息していると思われる棲管のみの確認（2008、2010、2022 年）を含めると確認回数は 5 回となる。棲管のみの確認の場合でも、棲管に水が満ちていることを確認しているため、生体であった可能性は高い。最大干潮に近い日時で調査した年にはほぼ確認できていることから、本種は B エリアの潮間帯下部～潮下帯に安定して生息している可能性がある。上出・高橋（2008）によると、本サイトの近隣の新庄町滝内でスナタバムシが多数確認され、また内之浦（鳥の巣半島北側で本調査 A エリア潟湖の外側）で 2022 年にツバサゴカイの生体と生体が生息していると思われる棲管が確認されている（上出貴士氏、私信）。また、本調査で 2013 年のみであるが、ムギワラムシも確認している。従って、B エリアを含む鳥の巣半島東岸の前浜干潟は、ツバサゴカイ類の良好な生息場所となっていると考えられる。

絶滅危惧 II 類のうち、ハクセンシオマネキは 2015 年以降、カワアイは 2017 年以降、本調査において毎年確認されている。シオマネキは 2018～2021 年に本調査で確認され、2022 年には本調査とほぼ同じ日に同じ場所で紀伊民報の記者（山口一夫氏）が本種の大型個体を写真撮影しているため、継続して生存していることは間違いない。そのためシオマネキも、2018 年以降には少数ながら安定して生息していると言える。

ホソウミニナを除くキバウミニナ科の巻貝類は、1976 年以降、田辺湾内から消失していたが（足立・和田 1997；大垣ほか 2001）、古賀（2007）によりウミニナが、また本調査によりフトヘナタリが 2008 年、ヘナタリが 2012 年、カワアイが 2013 年に初めて再確認され、その後継続して確認されている。

1946 年の記録以降（波部 1950；大垣ほか 2001）、キバウミニナ科以外で消失していた種のうち、コゲツノブエは 2004 年以降（古賀 2007；古賀ほか 2018）、ヒメカノコは 2012 年以降、本調査でほぼ毎年見られるようになった。カニノテムシロは 1979 年にのみ記録されていたが（大垣ほか 2001）、本調査では 2014 年以降毎年確認されている。レッドリスト掲載種ではないものの、1946 年には記録されていたアラムシロとヒメシラトリは 1976～2001 年には消失し、カガミガイは 1976～2001 年には生体が確認されていなかった（波部 1950；大垣ほか 2001）。しかし、2002～2004 年（古賀 2007；上出・高橋 2008）及び本調査で生息が確認された。これらの種の生息環境の改善傾向が継続していることが考えられる。

一方、コゲツノブエは A エリアだけでなく B エリアでも表在性動物の優占種であるが、気になる兆候が見られる。本種は BL ポイントには 2021 年まで広く分布していたが、2022 年に

は局在化し、5 か所の方形区のうち出現したのは 1 か所のみであった。コゲツノブエは、日本ベントス学会(2012)によると内湾奥部の砂泥・軟泥干潟に生息するため、BL ポイントの底質の砂質化が本種の消失に影響している可能性がある。B エリアに比べより泥質の AL ポイントでは、今のところ特に減少の兆しはない。2024 年度には 5 年に一度の底質の調査があるため、B エリアの砂質化が進んでいるのかどうか、本種の在否と合わせて注視していく必要がある。

調査開始年から優占種であったホソウミニナは、2016 年以降は個体数密度が減少していた。かわって 2019 年からはヘナタリが優占種となった。ウミニナも増加しており、ホソウミニナがヘナタリとウミニナに置き換わっている可能性がある。なお和歌川河口干潟においても、ヘナタリが干潟一面に広がっている場所にホソウミニナはほとんど見られない（古賀私見）。

1976～2001 年の間、田辺湾内で見られなかったアラムシロ（大垣ほか 2001）は、本調査において表在性動物の出現個体数上位 5 種に 3 回（2008、2009、2015 年）入っていたため、個体数が回復していると考えられる。シゲヤスイトカケギリは本調査で 2011～2016 年に確認され、2013 年には上位 5 種に入ったものの、2017 年以降には確認されていない。本調査では 2012 年に初めて確認され、その後毎年見られるウミニナは、2017 年以降には上位 5 種にこそ入らないものの多く確認されるようになった。

近年各地で南方系種ナルトビエイの個体数が増加し、アサリ（口絵 4）への食害が指摘されている。本サイトでは、2010 年以降にシオヤガイの個体数密度が減少しているが、その原因として、古賀ほか（2018, 2019）で言及されているように、ナルトビエイによる捕食が考えられる。本調査で、オキシジミ等の他の二枚貝においてもシオヤガイと同様の特徴を示す死殻が散見されたものの、これらの個体数密度の減少は確認されなかった。これについては、地表近くの底土内に多いシオヤガイが捕食されやすいのに対し、地中の比較的深い底土内に多いオキシジミ等は捕食されにくいことが原因として考えられる。

ウメノハナガイは 2019 年以降、個体数密度が顕著に増加し、2022 年には 856 個体 / m^2 と最高値を記録し、B エリアの埋在性動物の優占種になっている。また、ヒメシラトリも 2020 年以降に増加している。奥谷（編）（2017）によると、ウメノハナガイは砂泥底に、ヒメシラトリは泥底に生息する。本調査では底土の砂質化が認められたが、これら 2 種が底質変化の影響を受けているとは直ちには考えにくい。上出・高橋（2008）では、滝内において最高値 5312 個体 / m^2 に達する高密度のウメノハナガイを記録しており、滝内及び内之浦（潟湖干潟の外側の前浜干潟域）においては、本種が微小貝であるにもかかわらず、個体数だけでなく湿重量でも優占している。そのため、本サイトのウメノハナガイ等の生息状況には、底質以外の要因が影響している可能性がある。

2010～2012 年に埋在性動物の出現個体数上位 5 種に連続し出現した *Nitidotellina* 属の一種は未記載種である（サクラガイ類、香田唯氏、私信）。

群集構造は、BL ポイントにおいて 2008～2010 年の間に大きく変化し、その後は安定しているが、2022 年には優占種の一種であるコゲツノブエが急減した（なお、2023 年には消失した）。この傾向が今後も続くのであれば、ヒメシラトリの急増と合わせて、群集構造が再び変化する可能性があると考えられる。しかしながら、エリア間、ポイント間の差異よりも経年的な変化が卓越する状況になることは、今後も考えにくい。

引用文献

足立 尚子, 和田 恵次 (1997) 田辺湾におけるホソウミニナの分布. 南紀生物, 39: 33-38

波部 忠重 (1950) 田辺湾における貝類の生態的分布. 貝類学雑誌, 16: 13-18

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research）

v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p
環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認
環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認
古賀 庸憲 (2007) 和歌山県沿岸域. 飯島明子 (編), 第 7 回自然環境保全基礎調査 浅海域生態系調査 (干潟調査) 業務報告書. 74-81. 環境省自然環境局　生物多様性センター, 山梨
古賀 庸憲, 青木 美鈴, 香田 唯, 渡部 哲也 (2018) 田辺湾の干潟生物の変遷：環境省モニタリングサイト 1000 干潟調査データの解析. 地域自然史と保全, 40: 129-141
古賀 庸憲, 青木 美鈴, 金谷 弦 (2019) 南紀田辺サイト. モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2016 年度とりまとめ報告書, 95-102. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨
日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑−海岸動物のレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川
奥谷 喬司 (編著) (2017) 日本近海産貝類図鑑第二版. 東海大学出版部, 神奈川
大垣 俊一, 田名瀬 英朋, 和田 恵次 (2001) 和歌山県田辺湾内之浦の海岸生物記録種、1976-2001. 南紀生物, 43: 102-108
R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/
上出 貴士, 高橋 芳明 (2008) 和歌山県田辺湾滝内及び内ノ浦の潮間帯のコアマモ群落におけるベントス群集. 日本ベントス学会誌, 63: 42-55

執筆：古賀庸憲、阿部博和、金谷　弦

中津干潟サイト

サイトの特徴

図 3-2-4-21. サイト位置図と景観（B エリア）
（2023 年撮影：上野綾子）

中津干潟サイトは、瀬戸内海南西端に位置する海域である周防灘に面している。大分県中津市に位置する自然干潟で、瀬戸内海では最大の面積を誇る。また、絶滅危惧種であるカブトガニ（口絵 4）が生息している数少ない干潟の一つであり、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。わが国で第二位の広大な面積を誇る干潟であり、その環境は一様ではない。本サイトの調査エリアは、中津川河口、東浜、大新田の 3 エリアとしている。それぞれのエリアは、底質（砂・泥等）や植生（ヨシ・コアマモ（口絵 6）・ハマサジ等）が異なっている。

A エリアは河口干潟で塩性湿地がある。底質は砂泥質で、一部に礫が混じる。植生としてハマサジやフクドが見られる。2012 年度調査の直前の 7 月 3 日にこの地方を襲った記録的豪雨により山国川が出水し、その後度々、豪雨による出水に見舞われている。

B エリアは広大な砂質干潟で一部に礫も混じる。底質は砂質で、潮間帯上部の一部にはヨシ原が見られる。

C エリアは、干潟の手前に塩性湿地が、沖合にはコアマモ帯や一部人工的に構築された転石帯がある。多様な環境が見られるエリアである。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

A エリアでは、2009 年に河川工事のため、ハクセンシオマネキの生息場所がかく乱されたが、翌年には別の場所で生息していることが確認された。近年、大分県中津市を含む九州北部地域は、たびたび集中豪雨による被害を受けており、それに伴う大規模出水により中津干潟も影響を受けている。中でも、2012 年 7 月 3 日と同月 11～14 日の豪雨では、A エリアの景観が大きく変化した。特に上流から運ばれてきた土砂により、集中豪雨以前よりも川底が固くなったため、埋在性動物の採集時に使用するコアサンプラーが深くまで入らなくなった。なお、2017 年 7 月 5～6 日には九州北部豪雨と称される豪雨被害が発生したが、各エリアにおける景観の変化は 2012 年の大規模出水より小さかったと考えられる。2023 年にも 2017 年に匹敵する降雨被害が発生するなど中津川河口干潟の景観は刻々と変化している。加えて、2009 年かに計画された中津川河口付近の道路等の改変作業が本格的に開始され、サイト周辺の陸域の変化が今後懸念されるようになった。

底質の変化については、A2U（A エリア潮間帯上部 2）で 2008 年と 2013 年では顕著に泥分（粒径が 0.063 mm 未満）率が上昇しているが、これは 2012 年の豪雨の影響によるものと考え

られる（図 3-2-4-22）。有機物含有量の変化については、A2U エリアでは、2008 年から 2013 年にわずかに上昇したものの、2018 年には大きく減少した。また、A2U 以外のエリアにおいては、過去 3 回の調査において、徐々に減少する傾向が見られた。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温
- 2012 年 7 月 11～14 日：九州北部を中心に大雨
- 2014 年 7 月 30 日～8 月 26 日：中国・四国地方に台風第 12 号、第 11 号及び前線による大雨と暴風
- 2016 年 8 月：西日本を中心に厳しい暑さとなり、周辺海域では記録的な高海面水温
- 2017 年 7 月 5～7 日：北九州北部において梅雨前線及び台風第 3 号による大雨と暴風
- 2017 年：8 月下旬から、黒潮の大蛇行が 12 年ぶりに発生
- 2019 年：日本の年平均気温が統計開始以降第 1 位を記録
- 2020 年 7 月 3～7 日：九州で記録的な大雨、球磨川など大河川での氾濫が相次ぐ
- 2020 年 8 月：日本の南を中心とした海域で海面水温が過去最高を記録
- 2021 年 8 月中旬～下旬：西日本～東日本の

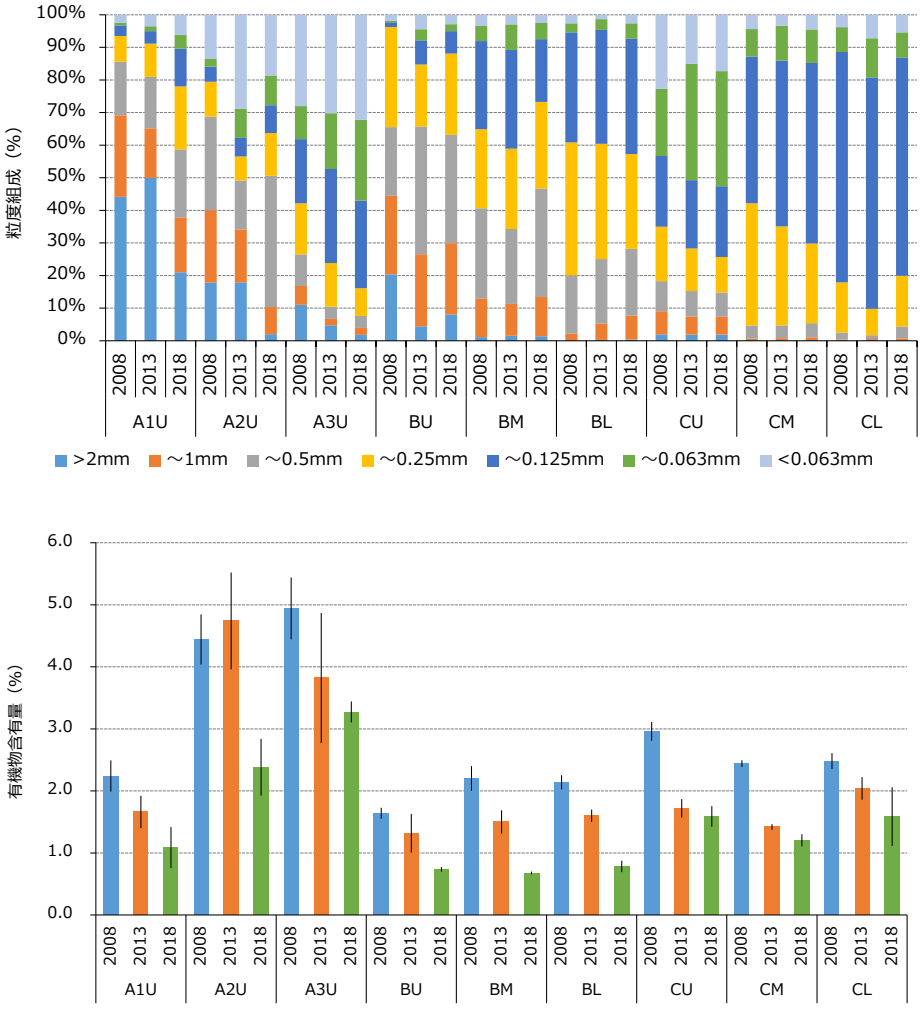


図 3-2-4-22. 中津干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。A1U：A エリア潮間帯上部 1、A2U：A エリア潮間帯上部 2、A3U：A エリア潮間帯上部 3、BU：B エリア潮間帯上部、BM：B エリア潮間帯中部、BL：B エリア潮間帯下部、CU：C エリア潮間帯上部、CM：C エリア潮間帯中部、CL：C エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

広い範囲で大雨が続き、総降水量が多いところで 1,400 mm を超える記録的な大雨
・2022 年夏：全国的に高温となり、特に 6 月下旬から 7 月初めにかけては東・西日本を中心に高温を記録
・2009 年：河川工事の実施
・2012 年 : 2017 年、2018 年 : 山国川（中津川）の出水
・2013 年～：コアマモの生育が増加から減少に転じる

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-11 に示す。

2009 年は総出現種数が少ないが、これは A エリアにおいて、調査の直前に前述の河川工事が行われたため、エリアの景観が全く変わるなど、生息場所が大きく変化し、採集や観察ができなかった種が多数生じたためと考えられる。2009 年を除くと、総出現種数は 2011 年が 69 種と最も少なく、2022 年が 132 種と最も多かった。

本サイトの総出現種数の変遷については、オオシンデンカワザンショウの出現密度に大きく左右されるということを考慮すべきであろう。本種が出現する際には、極めて高密度で出現するため、その計数に時間と労力を要し、それ以外の調査の精度に影響を与える場合があるためである。また、総出現種数の変遷には、種の同定技術の変化による影響もある。近年の野外調査において、形態学的に分類が困難な種については、DNA-barcoding を用いた遺伝子による同定方法が併用される場合が増えている。本サイトの調査では、補助的に調査開始時より遺伝子解析を使用している。それにより、2011 年には A エリアに生息するマガキの一部に有明海・八代海等にしか生息しないとされていたシカメガキが生息することを確認した（Hamaguchi et al. 2014）。その後も、西ほか（2013）による多毛類の研究結果も加わり、これまでの中津干潟における底生動物相に関する調査では確認されていなかった種が追加された（Nishi et al. 2014 ; 西ほか 2017 ; Hamaguchi et al. 2014 ; Hamaguchi et al. 2017 ; 浜口ほか 2017a ; 浜口ほか 2017b）。一方、2022 年以降はサイト代表者の都合により調査時期がこれまでの 6 月から一か月ほど遅くなり 7 月となったため、出現種数並びに個体数が変化している可能性も考えられる。

このように、同定技術の発達や調査時期によって出現種数が変化する場合もあるため、本サイトの出現種数の変遷については、それらの影響を考慮しなければならない。そのため、ここで全体の変化傾向の要因について明言することは避けたい。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」（環境省 2020）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」（環境省 2017）、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」（日本ベントス学会 2012）（以下「日本ベントス学会レッドデータ」という）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群（多毛類等）も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト（データ）のいずれかに該当する種を扱った。

調査期間中のレッドリスト掲載種の出現種数は 8～34 種で、総出現種数の 18.2～38.8%を占めていた（表 3-2-4-11）。

レッドリスト掲載種の出現種数が最も少なかった 2009 年に関しては、A エリアにおける河川工事の影響や、本事業が開始されたばかりで作業手順に不慣れであったほか、同定精度が充分に高められていなかった等の調査及び同定手法上の理由が影響したためと考えられる。2010 年以降の調査では、各分類群の専門家に

参加してもらい、それぞれの分類群の観察法や同定の精度を高めた。従って、2010 年以降の調査では、比較的安定した結果が得られるようになったものと考える。

本サイトの A エリアのヨシ原において、絶滅危惧 I 類のクロヘナタリやシマヘナタリがほぼ毎年安定して見られた。B エリアや C エリアの前浜干潟では、ほぼ毎年、準絶滅危惧のムギワラムシが安定して見られた。また、いずれのエリアでも 2013 年以降は絶滅危惧 IB 類のツバサゴカイ（口絵 5）が継続して見られた。

C エリアでは絶滅危惧 I 類の二枚貝類であるイチョウシラトリが安定して見られた。なお、瀬戸内海の一部の干潟でしか生息が確認されていない絶滅危惧種 I 類のカブトガニも 2014 年と 2015 年の調査で見られた。

本サイトではレッドリスト掲載種が高密度で生息しているという特徴がある。例えば、絶滅危惧 II 類のオオシンデンカワザンショウは、本サイトのある中津市大新田地区で見られる微小巻貝であるが、最大で 2,000 / m^2 が確認された年もある。また、同じく絶滅危惧 II のイボウミニナや準絶滅危惧種のヘナタリ（口絵 4）が、本サイトの干潟表面で高密度に生息している。このように、レッドリスト掲載種の個体数密度が高い理由としては、本サイトでは干潟の面積が他のサイトに比べて大きく、多様な環境が広大な範囲で維持されていることが挙げられる。つまり、中津干潟内に多様な環境が広大な範囲で維持されていることにより、干潟の内部で各種の個体群が維持され、さらに周辺干潟との連結性が加わり安定的に高密度で生息できるという状況を生み出しているのではないかと推測される。このことから、周辺地域の沿岸域の保全を考える上で、本サイトのような広大な干潟が持つ役割は重要な要素の一つとなりうる可能性がある。加えて、前述したように、本干潟を見る限り、いくつかの絶滅危惧種については個体数が多く確認された。そのため、地域的な視点から、絶滅危惧種のカテゴリーを再考してもよいかもしれない。

表 3-2-4-11.　各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	95	44	85	69	92	82	124	110	113	124	116	117	112	118	132
レッドリスト掲載種	20	8	33	24	24	23	34	31	28	27	30	29	26	31	34
出現割合（%）	21.05	18.18	38.82	34.78	26.09	28.05	27.42	28.18	24.78	21.77	25.86	24.79	23.21	26.27	25.76
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN（CRもしくはEN）	5	0	7	5	4	3	8	7	6	6	7	8	6	8	9
絶滅危惧II類:VU	3	2	8	4	4	5	8	6	5	6	6	6	5	6	7
準絶滅危惧:NT	12	6	15	14	15	13	16	16	15	13	14	14	13	15	17
情報不足:DD	0	0	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変化

表在性動物の優占種の変遷には、一定の傾向が見られず、オオシンデンカワザンショウとウミニナ類が年によって交替した。ウミニナ類については、複数種が高密度に分布するが、年によっては優占する種が異なり、ヘナタリ、フトヘナタリ、ホソウミニナ（口絵 3）が交替する傾向にあった。それ以外では、ユビナガホンヤドカリやアラムシロもよく確認された。

埋在性動物ではアサリ（口絵 4）、ホトトギス、オチバガイといった二枚貝類が優占した。2009 年、2010 年は“多毛類”が優占したが、それ以外の年でも“多毛類”が優占する上位 5 種に入っており、多種多様な多毛類が生息することも本サイトの特徴とも言える。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査に

表 3-2-4-12.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ホソウミニナ	オオシンデンカワザンショウ	オオシンデンカワザンショウ	チゴガニ	オオシンデンカワザンショウ	コメツキガニ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ヘナタリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	チゴガニ	イボウミニナ	シロスジフジツボ
	2	ユビナガホンヤドカリ	異尾下目の一種	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	イボキサゴ	イボキサゴ	ヘナタリ	ヘナタリ	チゴガニ	チゴガニ	チゴガニ	オオシンデンカワザンショウ	マガキ	オオシンデンカワザンショウ	イボウミニナ
	3	アラムシロ	チゴガニ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	チゴガニ	テナガツノヤドカリ	コメツキガニ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	ヘナタリ	イボウミニナ	チゴガニ	テナガツノヤドカリ	コメツキガニ	ホソウミニナ
	4	チゴガニ	アラムシロ	アラムシロ	ヘナタリ	ヘナタリ	フトヘナタリ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	イボウミニナ	イボウミニナ	ヘナタリ	チゴガニ
	5	ウミニナ	キバウミニナ科の一種	ヘナタリ	イボキサゴ	ウミニナ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	フトヘナタリ	イボウミニナ	イボキサゴ	ヘナタリ	アラムシロ	ヘナタリ	アラムシロ	オオシンデンカワザンショウ
埋在	1	ソトオリガイ	"多毛類"	"多毛類"	アサリ	アサリ	アサリ	オチバガイ	アサリ	アサリ	アサリ	ホトトギス	ホトトギス	マテガイ	ホトトギス	ミズヒキゴカイ種群
	2	マテガイ	アサリ	オチバガイ	"多毛類"	ソトオリガイ	オチバガイ	ホトトギス	ホトトギス	オチバガイ	オチバガイ	アサリ	コケゴカイ	ハザクラ	コケゴカイ	シオフキ
	3	イトゴカイ科の一種	マテガイ	ユウシオガイ	ユウシオガイ	イトゴカイ	"多毛類"	アサリ	ソトオリガイ	ソトオリガイ	ホトトギス	ソトオリガイ	アサリ	紐形動物門の一種	ミズヒキゴカイ種群	コケゴカイ
	4	アサリ	ニッコウガイ科の一種	ソトオリガイ	軟体動物門の一種1	"多毛類"	ユウシオガイ	ソトオリガイ	ミズヒキゴカイ種群	ホトトギス	コケゴカイ	コケゴカイ	ミズヒキゴカイ種群	ミズヒキゴカイ種群	マテガイ	アサリ
	5	ユウシオガイ	ユウシオガイ	シオフキ	マテガイ	ユウシオガイ	ソトオリガイ	コケゴカイ	オチバガイ	マテガイ	ソトオリガイ	マテガイ	ソトオリガイ	アサリ	オオノガイ	ハザクラ

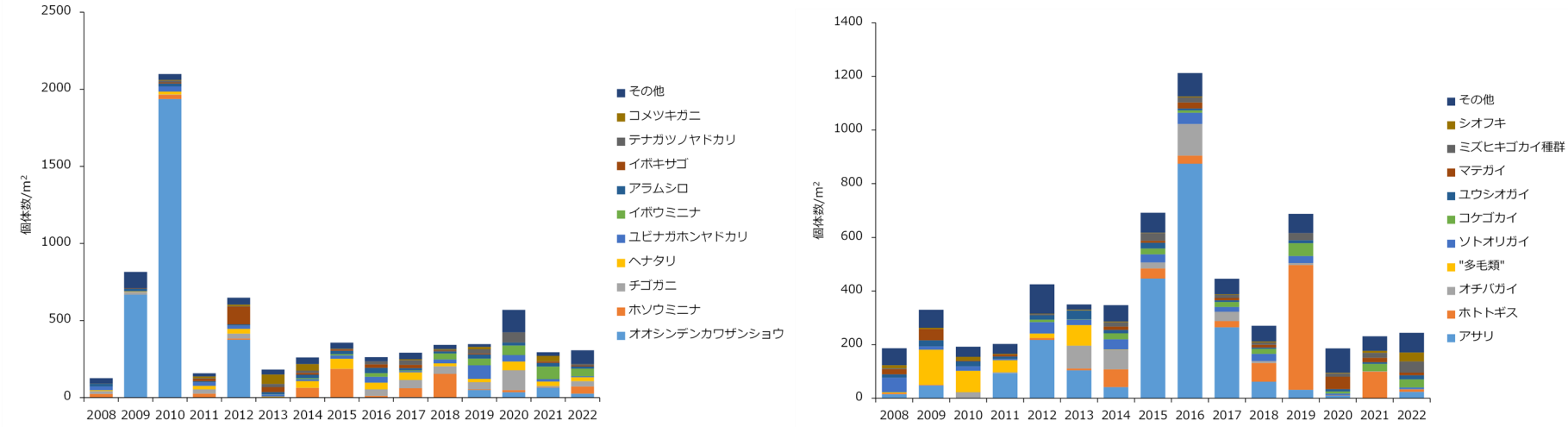


図 3-2-4-23.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

おいて出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-23 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

優占種の変化のうち、表在性動物において中津干潟サイトで特徴的なのは、絶滅危惧 II 類に該当するオオシンデンカワザンショウの出現状況である。本種は、出現する年は極めて高密度となるために、調査結果に大きな影響を与える。本種は、2009 年と 2010 年は高密度で出現しているが、2013 年以降は確認されなかった。本種が全く確認されない年もあるが、その要因は不明である。また、本種の生態的特性については不明な点が多いが、2012 年以降、本種がほとんど見られていない要因として、2012 年の集中豪雨や大規模出水の影響を受けた可能性がある。なぜなら、本種は微小巻貝であるため、出水の影響を受けて別の場所へ流された可能性が考えられるからである。その後、オオシンデンカワザンショウは 2017 年の調査では低密度ではあるが確認され、2018 年度には 0 個体 / m^2 となったものの、2019 年から 2022 年まで毎年確認されており、個体群が回復しつつある。なお、2013 年以降は、オオシンデンカワザンショウに変わり、ホソウミニナ（48 個体 / m^2）やヘナタリ（27 個体 / m^2）が高密度に生息していた。

埋在性動物ではアサリが多く、その個体数密度は変動が大きいものの、2014 年以降は増加する傾向が見られた。しかしながら、2017 年以降には多少の増減はあるものの個体数密度は低下する傾向を示している。中津干潟は 1980 年代には瀬戸内海で最大のアサリやバカガイ漁場であったため、今後もアサリやバカガイの出現動向を注視していく予定である。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-24 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 22%と 15%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～g 及び個体数密度データのクラスターa～i のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは a-b 間、a-c 間、a-d 間を除く全群間で、個体数密度データでは a、g、b-c 間を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、A2U と

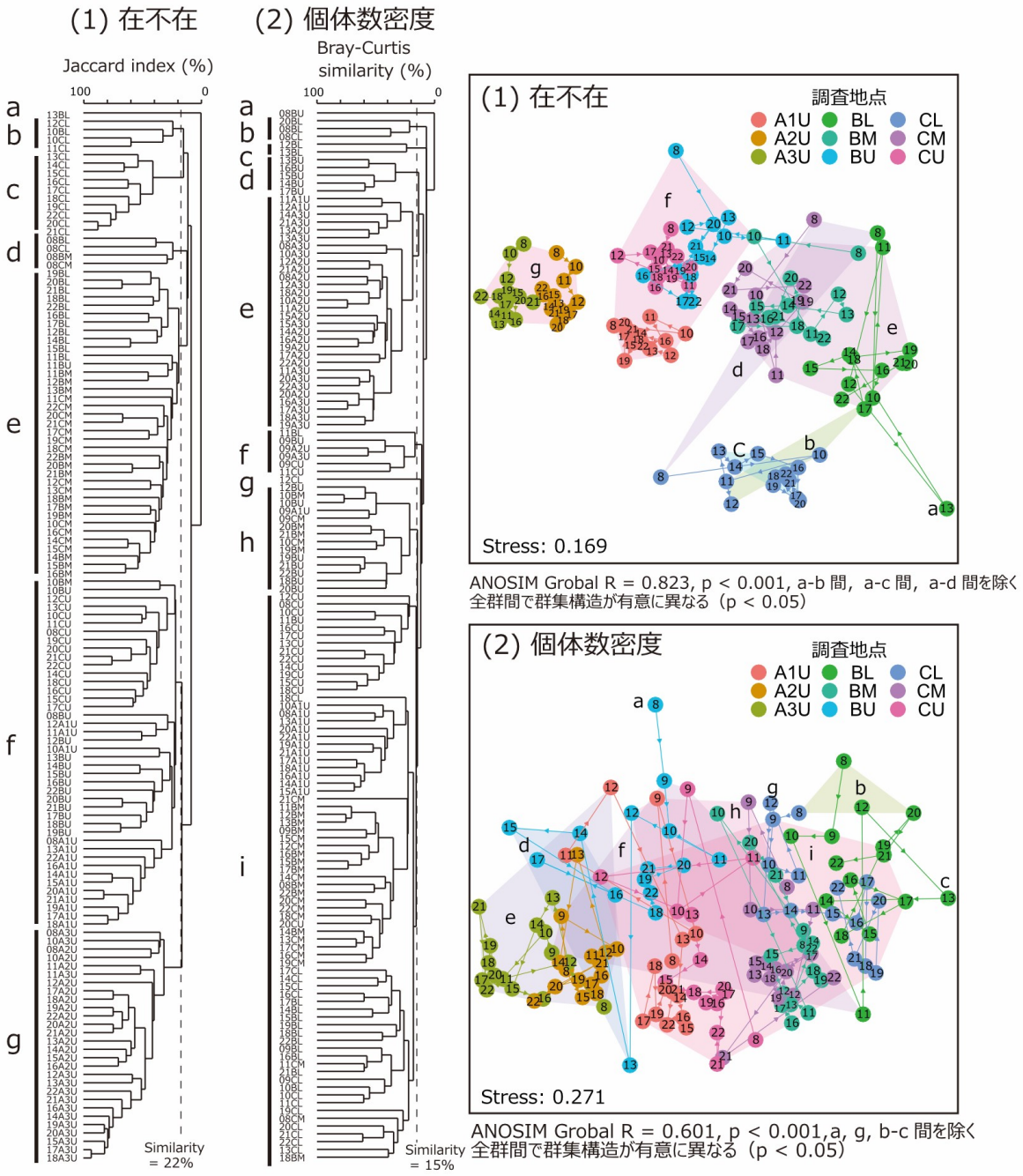


図 3-2-4-24．中津サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2009 年は定性調査を実施していないため在不在データは欠損。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A1，A2，A3，B，C）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯中部：M，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 22%で a～g の，個体数密度データでは類似度 15%で a～i のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では、各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

A3U のデータがクラスターg に A1U と CU、BU のデータがクラスターf に、BL、BM、CM のデータがクラスターd と e に、CL のデータがクラスターb と c に分類される傾向が見られた。nMDS では、干潟上部（U）のデータが左上側に、干潟下部（L）のデータが右下側に、干潟中部（M）のデータがその間にそれぞれまとまってプロットされる傾向が見られた。このことから、中津干潟サイトでは干潟上部から下部にかけて群集構造が連続的に推移していることが示された。また、B エリアと C エリアの間では、干潟下部で群集構造が異なるものの、干潟上部と中部においては群集構造の違いは相対的に小さいことが示された。A エリアにおいては、A1U は、B エリアと C エリアの干潟上部の群集構造と比較的類似するものの、A2U 及び A3U では B エリア、C エリアの干潟上部とは異なる群集構造が形成されていることが示された。

個体数密度データを用いたクラスター解析の結果、A2U と A3U のデータのほとんどはクラスターe に分類されたものの、その他のデータの多くはクラスターi に分類され、ポイント間における明瞭なグルーピングは見られなかった。nMDS の図より定量データにおいても干潟上部（U）のデータが左側に、干潟下部（L）のデータが右側にプロットされる傾向が見られたが、各ポイントのプロットは大きく変動しており、ポイント間の群集構造の差異に比べて群集構造の年変動が相対的に大きいことが示唆された。

類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、定量データにおいては、クラスターb でマテガイ、c でイボキサゴ、d でオチバガイ、e でヘナタリ、チゴガニ（口絵 4）、ソトオリガイ、f で“多毛類”の一種または複数種、h でオオシンデンカワザンショウ、i でアラムシロ、アサリ、ユビナガホンヤドカリと多くのクラスターで単一種が高い寄与率で典型種として検出された（a と g は含まれるデータが 1 つのみのため検出なし）。このことから、これらの種の生息密度の年変動が、クラスター解析や nMDS で示された各ポイントにおける群集構造の大きな変動に影響を与えていることが推察された。

以上の結果から、中津干潟サイトでは、エリア間よりも干潟の上部、中部、下部で群集構造が異なり、干潟上部から下部にかけて群集構造が連続的に変異することが示された。また、エリア間の群集構造は干潟の上部や中部では小さく、干潟下部では比較的大きいこと、A エリアでは、A1U と A2U・A3U の間で群集構造が異なることが示された。

まとめ（考察）

中津干潟は瀬戸内海の中で最大の干潟域であり、後背地に海岸開発の影響で減少しているヨシ原が残されている貴重な干潟域である。出現する生物種についても、国内各地で絶滅が危惧されている種が高密度で生息していることは本調査結果からも明らかである。このことからも、中津干潟は、底生動物の幼生を周辺の干潟へ供給するという重要な役割を持っている可能性が示唆される。従って、瀬戸内海の種多様性や生態系保全の観点からも、中津干潟をどのように保全していくかが今後重要になると考える。

今回のとりまとめでは、これまでの調査結果をもとに記録された生物種や個体数データから群集構造の変化が解析されており、エリア間よりも干潟の上部、中部、下部で群数構造が異なり、干潟上部から下部にかけて底生動物相の群集構造が連続的に変異することが示されている。この結果は、他のサイトと異なり、中津干潟において 3 つのエリアが必要であったことと関連する。本干潟は面積規模が大きいため、環境勾配を把握する必要性と、同干潟の二つの特異点であるヨシ原と干潟域における転石帯に生息する底生動物相も捉える必要があったためである。今回の結果より、これらの当初の目的をほぼ達していることが明らかとなった。クラスター解析では、この特異点に該当する A エリアと CL の群集構造の違いが明瞭に示されていると考えられる。本文中でも述べたように、中津干潟は広大で環境勾配があるために、中津

干潟周辺の地域の生物多様性の維持に貢献している。加えて、山国川河口から国東半島までの連続的な干潟の存在によって、相互に連結性が維持されており、干潟底生動物の各個体群がメタ個体群的に関連するために、他地域で絶滅が危惧される生物種も高密度で生息しているのではないかと考える。これらについては、本調査の継続性を担保するために高精度遺伝子マーカー等を用いるなど新たな手法を取り入れつつ、データを蓄積して個体群を解明していく必要があると考える。

一方で、中津干潟は、かつて瀬戸内海最大のハマグリ（口絵 5）、アサリ、バカガイの漁場でもあった。しかし、ハマグリは 1960 年代後半、アサリとバカガイは 1990 年代以降から減少している。さらにバカガイは、2000 年代以降に出現数が増えている亜熱帯性魚類であるナルトビエイが大発生し、瞬く間に捕食される状況が観察されている。浜口（2010）では、関連県の海洋環境モニタリング調査である、浅海定線調査と漁獲量のデータを解析し、瀬戸内海では地球温暖化による水温上昇や貧栄養化の進行に伴い、二枚貝類の資源量が減少している可能性を報告している。ナルトビエイの出現とその食害による漁業資源の減少等も、地球温暖化による海水温上昇が原因と考えられる。このように、長期生態系モニタリング調査は、沿岸域を利用する漁業資源の動向を検討する際にも重要となる。

加えて、中津干潟は一級河川山国川の河口干潟でもあるため、2010 年以降に国内で多発するようになった集中豪雨による影響を強く受けている。そのため、モニタリングサイト 1000 事業のように、長期生態系モニタリング調査を実施することによって、地球温暖化の進行する現状において、河口干潟の保全をどのように進めていくかに関連する、貴重な情報が得られると考えられる。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research）v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

浜口 昌巳 (2010) 一次生産の変化と有用種の関係 (二枚貝) . 水産総合研究センター研究報告，34: 33-47

浜口 昌巳, 林 芳弘, 山下 樹徹 (2017a) イタボガキ科 *Saccostrea* sp. non-mordax lineage E の国内初記録. 南紀生物, 59: 42-45

浜口 昌巳, 北村 章博, 中里 礼大, 真鍋 美幸, 中村 慶幸 (2017b) アツヒメガキ (新称) *Ostrea stentina* の生息状況. 南紀生物, 59: 102-104

Hamaguchi M, Manabe M, Kajihara N, Shimabukuro H, Yamada Y, Nishi E (2017) DNA barcoding of flat oyster species reveals the presence of *Ostrea stemtina* Payraudeau, 1826 (Bivalvia: Ostreidae) in Japan. Marine Biodiversity Records, 10, 4. DOI 10.1186/s41200-016-0105-7

Hamaguichi M, Shimabukuro H, Usuki H, Hori M (2014) Occurrences of the indo-west pacific rock oyster *Saccostrea cucullata* in mainland Japan. Marine Biodiversity Records, 7, e84. DOI 10.1017/S1755267214000864.

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

西 栄二郎, 伊藤 眞由子, 平野 幸希, 森田 遥, 井藤 大樹, 梶原 直人, 浜口 昌巳 (2017) 多毛綱ケヤリムシ科モバケヤリムシの瀬戸内海中津干潟からの記録. 南紀生物, 59: 179-180

西 栄二郎, 梶原 直人, 川根 昌子, 浜口 昌巳 (2013) 瀬戸内海周防灘中津干潟に産する多毛類. 南紀生物, 55: 67-69

Nishi E, Matsuo K, Wakabayashi MK, Mori A, Tomioka S, Kajihara H, Hamaguchi M, Kajihara N, Hutchings P (2014) Partial revision of Japanese Pectinariidae (Annelida: Polychaeta), including redescriptions of poorly known species.

Zootaxa, 3895: 433-445
R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

執筆者：浜口昌巳、阿部博和、金谷　弦

永浦干潟サイト

サイトの特徴

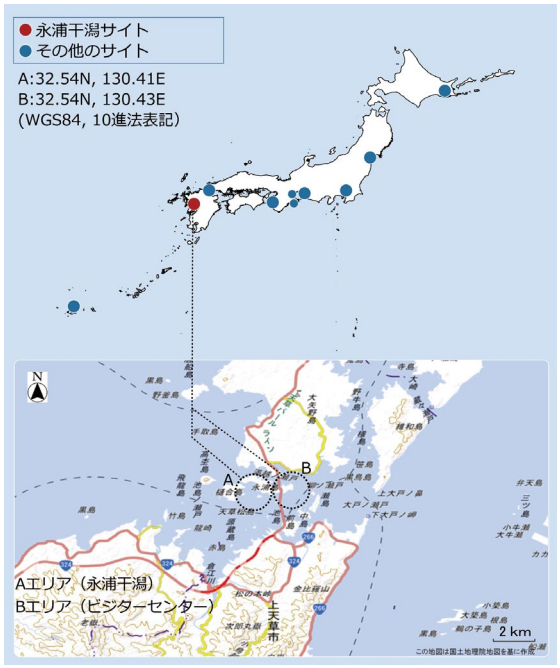


図 3-2-4-25. サイト位置図と景観（A エリア）
（2013 年撮影：逸見泰久）

永浦干潟サイトは、有明海と八代海を結ぶ瀬戸に位置する永浦島南部の干潟で、周囲は雲仙天草国立公園に指定されている。また、生物多様性保全上重要な湿地に選定されている。海岸は主に岩礁や転石地で、干潟は入り江奥部に小規模なものが発達するにすぎない。永浦島南西部に位置する A エリアは前浜干潟で、潮上帯は堤防、潮間帯上部は砂泥質、下部は泥質となっている。ハクセンシオマネキ（口絵 5）の群生地として有名で、南東部にはクルマエビの養殖場が隣接する。潮下帯には、アマモ場（アマモ（口絵 6））がある。また、永浦島南東部に位置する B エリアは前浜干潟で、潮上帯は自然海岸でハマボウ、ナガミノオニシバ等の植生がある。全体的に砂泥質で、転石や岩礁も見られ、潮間帯下部・潮下帯にはアマモ場（コアマモ（口絵 6）・アマモ）が見られる。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

景観の経時変化としては、A エリアでは、アマモの被度が 2015 年頃より増加した。また、塩性湿地の樋門が閉じられることが多く、塩分が低下したためかヨシの被度が増加した。B エリアでは、コアマモの被度が 2020 年頃より、アマモの被度が 2011 年頃より増加した。また、塩性湿地の優占種であるヨシの刈り取りが 2013 年頃より不定期に行われるようになった。

底質の粒度組成と有機物含有量を 2008、2013、2018 年で比べると、粒度組成においては A エリアの AU・AL（潮間帯上部・下部）ともに泥分（粒径 0.063 mm 未満）が増加したが、B エリアでは BU・BL（潮間帯上部・下部）ともに細粒化の傾向はあるものの、その程度は小さかった（図 3-2-4-26）。一方、有機物含有量においては、両エリアの潮間帯上部・下部ともに減少していた。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある変化として、A エリアでは 2015 年頃よりアマモの被度が増加した。また、塩性湿地では樋門が閉じられることが多く、ヨシの被度が増加した。B エリアでは、アマモの被度が 2011 年頃より、コアマモの被度が 2020 年頃より増加した。また、塩性湿地の優占種であるヨシの刈り取りが 2013 年頃より不定期に行われるようになった。A、B エリアとも、年によって *Ulva* 属の海藻（アオサ類・ボウアオノリ類）が干潟表面に繁茂し、場所によっては底質が還元的になった。

図 3-2-4-26.　永浦干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-13 に示す。2008～2022 年の総出現種数は 82～127 種で、1.5 倍程度の範囲で変動した。総出現種数は当初減少傾向にあり、2008 年の 103 種から 2012 年には 82 種まで減少したが、翌 2013 年には急増し（123 種）、その後増減を繰り返した。総出現種数の経年変化に方向性は見いだせず、*Ulva* 属（アオサ類、ボウアオノリ類）の被度の変化に加え、調査時の観察条件の違い（天候や干満差等）が影響した可能性が高い。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」（環境省 2020）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」（環境省 2017）、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」（以下「日本ベントス学会レッドデータ」という）（日本ベントス学会 2012）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方、環境省版海洋生物

レッドリストは、これまで未評価であった分類群（多毛類等）も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する全底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト（データ）のいずれかに該当する種を扱った。

2008～2022 年に確認された種のうち、レッドリスト掲載種は 20～31 種で、全出現種数の 21～28%であった。そのうち、調査期間中に確認された絶滅危惧種（CR、EN、VU）は 21 種と少なかったため、経年変化に傾向を見いだすことは難しいが、NT、DD を加えたレッドリスト掲載種全体では、特に増減はないようである。

なお、本サイトで確認されたカテゴリー別のレッドリスト掲載種数は、CR または EN が 8 種、VU が 13 種、NT が 38 種、DD が 2 種であった。CR または EN のうち、ツバサゴカイ（口絵 5）（EN）は毎年確認された。マルテンスマツムシ、ゴマフダマ（ともに CR+EN）は最近になって確認回数が増えた。シマヘナタリ（CR+EN）は A エリアの塩性湿地でヨシが繁茂して以降、確認されなくなった。ウモレベンケイガニ（口絵 3）（EN）は、B エリアの塩性湿地で 2 回のみ確認された。コオキナガイ（CR+EN）、アリアケヤワラガニ（EN）は 1 回のみの確認であった。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変移

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-14 に示す。

2008～2022 年の表在性動物の優占種 1 位は、ホソウミニナ（口絵 3）、またはユビナガホンヤドカリであった。また、2～3 位には、上記 2 種に加え、ウミニナ、カニモリガイ、アラムシロ、カワグチツボ、テナガツノヤドカリ、オサガニ、ハクセンシオマネキが加わった。ただし、カニモリガイ、カワグチツボ、オサガニは年変動が大きかった。

埋在性動物の優占種 1 位は、ホトトギス、多毛綱の複数種（コケゴカイ等を含む）、スジホシムシモドキ（口絵 3）であった。また、2～3 位には、上記 3 種（群）に加え、ユウシオガイ、ホシムシ類、クチバガイ、アサリ（口絵 4）が加わった。

ユビナガホンヤドカリは 2009 年に大量に出現した。ホトトギスは 2013 年以降に増加したが、年変動が大きかった。また、ホソウミニナ、ホシムシ類も年変動が大きかった。このように、種によっては年変動が大きかったが、優占種の入れ替わりはほとんどなかった。なお、優占種ではないが、イボウミニナ、ゴマフダマ、ミドリシャミセンガイ、テナガツノヤドカリは、この 15 年間、増加傾向にあった。また、A エリアの潮間帯下部（AL）では、2022 年に多数のカニノテムシロが確認された。

表 3-2-4-13. 各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	103	103	101	94	82	123	101	111	127	124	102	112	116	124	104
レッドリスト掲載種	25	23	23	24	20	26	28	25	28	31	27	26	24	29	26
出現割合（%）	24.27	22.33	22.77	25.53	24.39	21.14	27.72	22.52	22.05	25.00	26.47	23.21	20.69	23.39	25.00
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN（CRもしくはEN）	3	3	1	2	2	4	2	2	3	4	3	3	3	3	2
絶滅危惧II類:VU	6	3	4	5	3	4	8	6	6	7	7	7	5	8	6
準絶滅危惧:NT	16	17	18	17	15	18	18	17	18	20	17	16	16	17	18
情報不足:DD	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-2-4-14.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ
	2	ウミニナ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	ウミニナ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	アラムシロ	アラムシロ	カワグチツボ	ウミニナ	カニモリガイ
	3	ハクセンシオマネキ	ホソウミニナ	ウミニナ	テナガツノヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	テナガツノヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	アラムシロ	ホソウミニナ	オサガニ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	オサガニ	ハクセンシオマネキ
	4	アラムシロ	シロフジツボ	アラムシロ	ウミニナ	アラムシロ	オサガニ	アラムシロ	ハクセンシオマネキ	ウミニナ	ムツハアリアケガニ	オサガニ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	アラムシロ	ウミニナ
	5	ユビナガホンヤドカリ	ムツハアリアケガニ	ハクセンシオマネキ	ムシロガイ	ウミニナ	ヤマトオサガニ	ウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ムシロガイ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	ハクセンシオマネキ	テナガツノヤドカリ	テナガツノヤドカリ	テナガツノヤドカリ
埋在	1	"多毛類"	ホトトギス	"多毛類"	スジホシムシモドキ	"多毛類"	ホトトギス	ホトトギス	ホトトギス	ゴカイ科	ホトトギス	ホトトギス	ホトトギス	ホトトギス	ホトトギス	ホトトギス
	2	ホシムシ類	ゴカイ科	ホシムシ類	ホトトギス	タケフシゴカイ科の一種	"多毛類"	アサリ	ホシムシ類	ホトトギス	ゴカイ科	コケゴカイ?	コケゴカイ?	ホシムシ類	コケゴカイ	"多毛類"
	3	クチバガイ	アサリ	スジホシムシモドキ	アサリ	ミズヒキゴカイ科の一種	アサリ	ホシムシ類	"多毛類"	ホシムシ類	"多毛類"	アサリ	ホシムシ類	ケヤリムシ科	ユウシオガイ	ホシムシ類
	4	スジホシムシモドキ	スジホシムシモドキ	スナモグリ科の一種	"多毛類"	アサリ	端脚目	"多毛類"	トゲイカリナマコ	アサリ	アサリ	ホシムシ類	アサリ	"ヨコエビ類"	トウガタガイ科の一種	ユウシオガイ
	5	ホトトギス アサリ イトゴカイ科 チロリ科の一種 メナシピンノ トリウミアカイ ソモドキ	フサゴカイ科の一種 ミズヒキゴカイ	イトゴカイ科	テッポウエビ無足目の一種	ホトトギス	ユウシオガイ亜虫綱の一種	ユウシオガイ	アサリゴカイ科	シリス科の複数種	ホシムシ類	ゴカイ科	ゴカイ科	コケゴカイ	ホシムシ類	アサリ

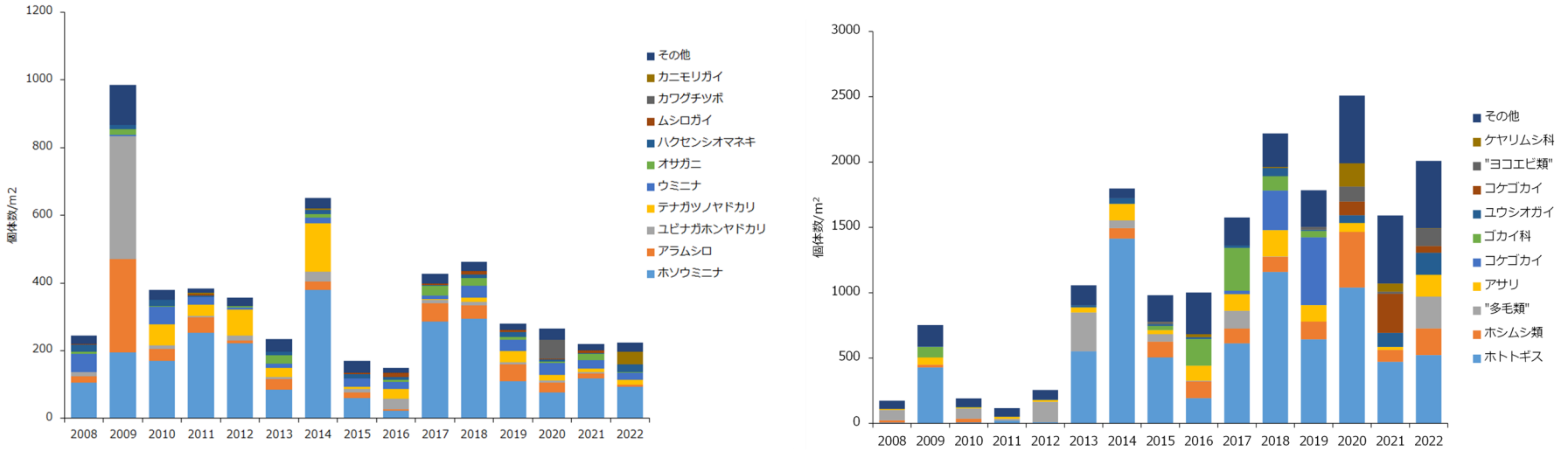


図 3-2-4-27.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-27 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

調査期間における出現上位の優占種は、表在性動物では、ホソウミニナ、ユビナガホンヤドカリ、ウミニナ、アラムシロ、テナガツノヤドカリ、ハクセンシオマネキ、オサガニ、ムシロガイ、カワグチツボ、カニモリガイで、ウミニナ類とヤドカリ類が上位を占めた。ホソウミニナは 1 位である年が多く、個体数密度は 22.0～378.8 個体 /m^2 と 17 倍程度の範囲で変動した。一方、ユビナガホンヤドカリ（0.4～362.5 個体 /m^2）、ウミニナ（4.8～53.0 個体 /m^2）、アラムシロ（5.2～274.6 個体 /m^2）の密度変化（最大値/最小値）はそれぞれ 906、11、53 であり、特にユビナガホンヤドカリとアラムシロで大きかった。また、テナガツノヤドカリ、ハクセンシオマネキは全く、あるいはほとんど確認されなかった年もあり、年変動が大きかった。

埋在性動物の優占種は年によって大きく変化した。これは、多毛類等を科に細分化した年もあれば、複数種としてまとめる年があった等、主として分類・整理方法に起因する。ただし、1 位のホトトギスについては、分類も確かであり、年変動が大きいものの 2013 年以降には常に多かったことが分かる。同様に、アサリ（5.7～200 個体 /m^2）、ホシムシ類（0～424.5 個体 /m^2、スジホシムシモドキを含む）、ユウシオガイ（0～107.9 個体 /m^2）も年変動が大きく、この点で表在性動物と大きく異なっていた。

なお、A エリアでは、熊本大学の学生実習や複数の研究者による生態的研究も行われており、表在性動物のシロスジフジツボやツボミ（口絵 4）も頻繁に見られる。また、埋在性動物のトゲイカリナマコも個体数の年変動が大きい種としてあげられる。この様に、本事業の干潟調査以外にも、非常に多くのデータの蓄積がある。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-28 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 30%と 31%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～e 及び個体数密度データのクラスターa～eのクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは a-b 間、b-c 間を除く全群間で、個体数密度データでは全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、2008 年の AL、BL、BU と 2010 年の AL を除いて、干潟上部（U）（クラスターe）と干潟下部（L）（クラスターc～d）でクラスターが明瞭に分岐

したことから、干潟上部と下部で群集構造が異なっていることが示された。AL と BL、AU と BU のデータはそれぞれ同一クラスターに分類される傾向が見られた。つまり、エリア間の違いよりも干潟上部と下部の方が群集構造の違いが相対的に大きいと考えられた。nMDS の図においては、AL と BL ではクラスターa からクラスターc を経由してクラスターd に移行するという経年変化が見られた。AU と BU では、クラスターe 内で左側から右側にプロットが移動する傾向が見られた。

個体数密度データを用いたクラスター解析の結果、主にクラスターe に分類された AU ポイントを除き、ポイント点でクラスターが分かれない傾向が見られた。nMDS の図では、AL、BL、BU ポイントのプロットが一か所にまとまらず、これらのポイントの群集構造は大きく変動する傾向が見られた。つまり、AL、BL、BU では、ポイント間の群集構造の違いに比べて、各ポイントの群集構造の年変動が相対的に大きく、AU を除くポイント間で群集構造の違いは相対的に小さいことが示された。AU ポイントのデータの大部分がクラスターe に分類された一方で、AL、BL、BU のデータはクラスター間を移動する経年変動が見られた。AL と BL ポイントはクラスターa を、BU ポイントはクラスターe から開始するという違いがあるものの、いずれのポイントもその後クラスターc、d を経由してクラスターb に移行するという群集構造の推移が見られ、同様の経年変動をたどっていることが推察された。

AL と BL ポイントでは、在不在データにおいてクラスターa からクラスターc を経由した後にクラスターd への、個体数密度データにおいてはクラスターa からクラスターc、d を経由した後にクラスターb への移行が見られた。類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、これらはいずれも埋在性の環形動物を主体とした群集構造から表在性の甲殻類や貝類を主体とした群集構造への変化を示していた。BU ポイントの個体数密度データにおいても、クラスターe、c、d を経由した後に 2015 年以降はクラスターb へと移行しており、クラスターb の典型種として検出されたホトトギスの影響が大きいものと推察された。

以上の結果から、永浦干潟サイトの群集構造は、在不在データではエリア間の違いよりも干潟上部と下部での違いの方が大きく、個体数密度データでは AU ポイントのみが他のポイントと異なっていた。個体数密度データでは AL、BU、BL ポイントで群集構造の経年変化が見られ、それぞれ異なる経緯をたどりながらも、近年はクラスターb に分類される類似した群集構造を示した。

まとめ（考察）

ポイント毎に永浦干潟サイトの環境と底生動物をまとめると以下のようになる。A エリアの潮間帯上部（AU）は砂泥質で、一部、岩礁、転石になっていた。AU に特徴的な種として、シロスジフジツボ、ホソウミニナ、ウミニナ、マガキ、コメツキガニ、ハクセンシオマネキを挙げることができる。潮間帯下部（AL）は泥質で、干潮時にも干潟上に海水が残る場所が多かった。また、潮下帯にはアマモが生育していた。AL に特徴的な種として、イボウミニナ、アラムシロ、ハボウキ、タイラギ、ツバサゴカイ、オサガニ、ヒメヤマトオサガニ（口絵 5）を挙げることができる。

一方、B エリアは、潮間帯上部（BU）、下部（BL）ともに砂泥質で、エリアの西端には岩礁が存在した。また、潮間帯にコアマモ、潮下帯にアマモが生育していたが、アマモ場は大潮干潮時には一部干出した。BU に特徴的な種として、シロスジフジツボ、ホソウミニナ、ウミニナ、マガキ、BL に特徴的な種として、アラムシロ、ゴマフダマ、ホトトギス、アサリ、マテガイ、ツバサゴカイ、ミドリシャミセンガイ、オサガニ、ヨツアナカシパン等の棘皮動物を挙げることができる。なお、これらの底生動物の分布に影響する要因として、干出時間、底質（粒度や含水量）、海藻類やアマモ類の存在が大きいと考えられる。

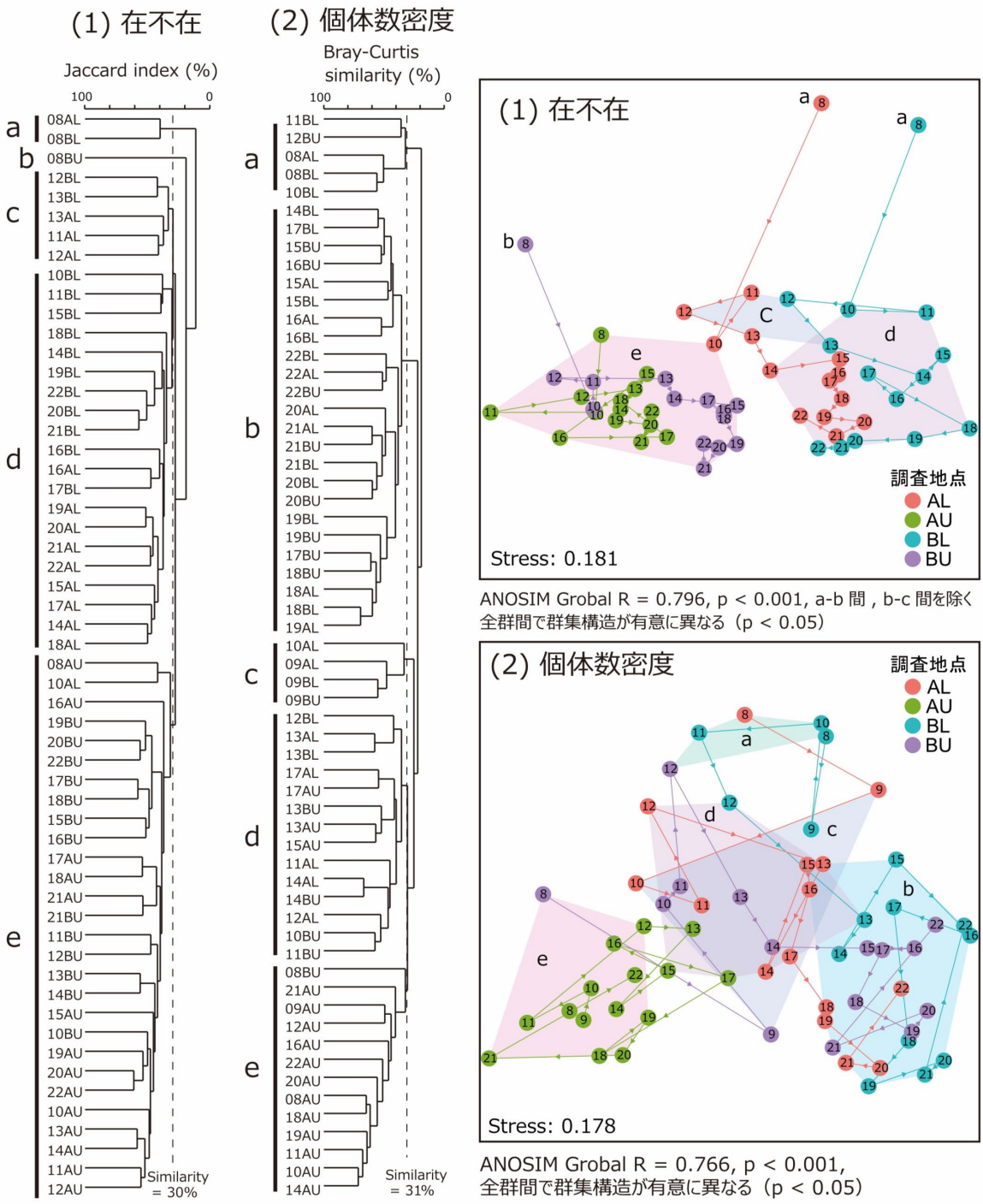


図 3-2-4-28.　永浦干潟サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2009 年の在不在データについては，U と L の区別されていないデータが一部含まれていたため解析から除外した。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 30%で a～e の，個体数密度データでは類似度 31%で a～e のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

なお、A・B エリアにはそれぞれ塩性湿地があった。A エリアの塩性湿地には、以前はカワザンショウガイの一種やシマヘナタリ等多くの底生動物が生息していたが、近年は、ヨシの被度が増加し、底生動物相が貧弱になった。おそらく、樋門が閉じられることが多いことで塩分が低下するため、ヨシが繁茂したことが原因と考えられる。一方、B エリアの塩性湿地では、優占的に広がるヨシの刈り取りが 2013 年頃より不定期に行われるようになり、一時的に底生動物相が変化することもあった。干潟の人為的な環境改変は底生動物の絶滅の主要因となりうる（逸見ほか 2014）。今後は、開発情報の共有や保全についての協議が必要である。

A・B エリアともに、調査年による優占種の入れ替わりはほとんどなかった（表 3-2-4-14、図 3-2-4-27）。A・B エリアの環境変化として、両エリアの潮下帯におけるアマモの増加が A エリアの塩性湿地における水位変化等が認められたものの、干潟の環境に大きな変化はなく、このことが優占種の入れ替わりがほとんどなかったことに繋がっていると考えられる。

ただし、優占種の個体数密度の年変動は大きく、特にホトトギスの密度の変化は、*Ulva* 属（アオサ類・ボウアオノリ類）の増減に関係している可能性が高い（ホトトギスは *Ulva* 属の葉体上に多く見られた）。一方、ホシムシ類の密度の変化が環境変化と関連しているかについては、十分なデータがないので判断が難しい。

なお、優占種ではないが、イボウミニナ、ゴマフダマ、ミドリシャミセンガイ、テナガツノヤドカリは、この 15 年間、増加傾向にあった。また、A エリアの潮間帯下部（AL）では、2022 年に多数のカニノテムシロが確認された。これらの種のうち、イボウミニナ、カニノテムシロは、永浦干潟の南西約 40 km にある羊角湾には以前から豊富に生息していた。また、ゴマフダマ、ミドリシャミセンガイは、永浦干潟の南東約 15 km にある球磨川河口でも 15 年程前から増加している。テナガツノヤドカリも永浦干潟周辺の多くの干潟で増加傾向にある。地球温暖化など多くの要因が関係していると思われるが、これらの種の増加の要因は分布域の拡大による可能性が高い。ただし、カニノテムシロは永浦干潟では大型個体しか見つかっておらず、単年度（2020 年頃）のみの偶発的な加入があったのかもしれない。

nMDS 分析の結果、本サイトでは、エリア間の群集構造の違いよりも干潟上部・下部の違いの方が大きく、特に、AL、BL、BU では群集構造のポイント間の違いよりも年による違いの方が大きいことが分かった。AU と AL の底質は前者が砂泥質、後者が泥質で、含水率も大きく異なり、AL では干潮時にも多くの場所に海水が残った。そのため、AU には乾燥した砂泥質の干潟を好むウミニナ、ハクセンシオマネキ、コメツキガニ等が、AL には湿った干潟を好むイボウミニナ、アラムシロ、オサガニ等が多かったと考えられる。一方、BU と BL の底質は似ていたが（砂泥質）、BL はアマモ場の影響が強く、ヨツアナカシパン等の棘皮動物等が多かったことが、BU・BL 間の群集構造の違いをもたらした可能性が高い。また、年によっては、AL、BL、BU に多くのアオサ類・ボウアオノリ類が堆積したが（AU は乾燥しているため、あまり堆積しない）、これらの海藻類の堆積が AL、BL、BU 間の群集構造の類似性をもたらしたのかもしれない。このことは、AL、BL、BU の群集構造が同様の経年変動をたどっていることからも類推される。

なお、エリア全体の分析結果は、埋在性の環形動物を主体とした群集構造から表在性の甲殻類や貝類を主体とした群集構造への変化を示していた。これについては、埋在性動物の密度上昇、特に、最優占種であり、かつ経年変動の大きいホトトギスの影響が大きいものと推察される。

最後に、2008、2013、2018 年の底質の分析の結果を見ると、粒度組成においては、A エリアでは泥分が増加し、B エリアでも細粒化の傾向があった。一方、有機物含有量においては、両エリアで、潮間帯上部・下部ともに減少していた。細粒化にもかかわらず有機物含有量が減少する事象はあまり一般的ではなく、底生動物の群集構造に与える影響もほとんどわかっていない。今後、多くのポイントの群集構造の変化

を比較することで、底質の変化がもたらす影響を明らかにする必要がある。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省, 山梨

逸見 泰久, 三好 美由紀, 川内 識史 (2013) 有明海北東部漁場におけるタイラギ *Atrina* spp.の大量死. 日本ベントス学会誌, 67: 64-72

逸見 泰久, 伊谷 行, 岩崎 敬二, 西川 輝昭, 佐藤 正典, 佐藤 慎一, 多留 聖典, 藤田 喜久, 福田 宏, 久保 弘文, 木村 妙子, 木村 昭一, 前之園 唯史, 松原 史, 長井 隆, 成瀬 貫, 西 栄二郎, 大澤 正幸, 鈴木 孝男, 和田 恵次, 渡部 哲也, 山西 良平, 山下 博由, 柳 研介 (2014) 日本の干潟における,絶滅の危機にある動物ベントスの現状と課題. 日本ベントス学会誌, 69: 1-17

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

執筆：逸見泰久、阿部博和、金谷　弦

サイトの特徴

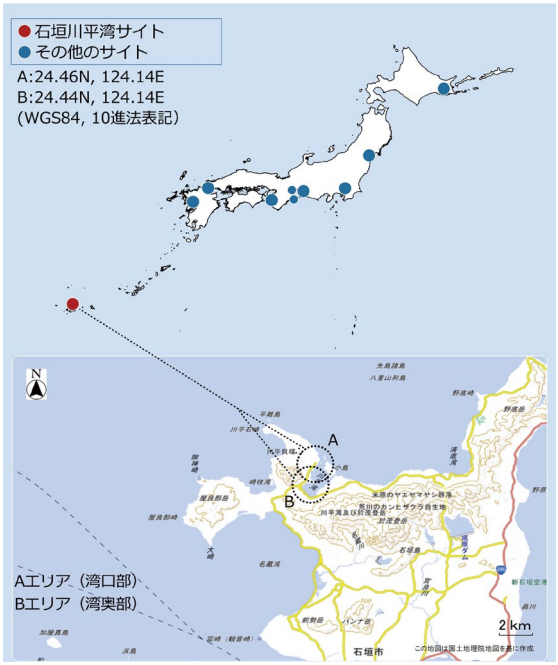


図 3-2-4-29. サイト位置図と景観（B エリア）
（2022 年撮影：岸本和雄）

石垣川平湾サイトが位置する川平湾は、石垣島西北岸にある内陸に入り込んだ湾で、サンゴ礁の切れ目である狭い水路により東シナ海に通じている。川平湾からその後背の於茂登岳にかけては、サンゴ礁性海岸から亜熱帯性の山岳が一体となった美しい景観と、地域固有の文化史的価値を背景に、国の名勝と西表石垣国立公園に指定されている。また、生物多様性保全上重要な湿地に選定されている。湾に面した前浜干潟は砂質から砂泥質で、後背地にはヤエヤマヒルギ等のマングローブ類、コウライシバやアダン等の海浜植物帯が確認される。また、潮間帯下部には、リュウキュウスガモやマツバウミジグサ等のアマモ類が生育している。

A エリアは川平湾湾口部の近くに位置し、干潟の後背には小河川、マングローブ林と石灰岩の岩礁海岸がある。

B エリアは川平湾の湾奥部に位置し、干潟の後背にはコウライシバやアダン等の海浜植物帯とトキワギョリュウ等の林がある。小河川も数本流入し、その河口部には小規模なマングローブ林が見られる。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

川平湾では、2008 年のサイト設置以降、調査区域周辺における護岸整備等の人為的な開発行為は行われていない。

干潟部においては、調査年によって、台風の来襲や大雨等の影響と思われる表層の砂の移動が見られ、転石が埋もれたり、逆に露出したりと、一部、状況の変化が見られた。

植生については、A エリアでは潮間帯下部で、主にリュウキュウスガモとベニアマモ（口絵 7）を中心とした混成アマモ場の発達が見られ、場所によっては 75%を超える高被度となる。B エリアでは同じく潮間帯下部に、おおよそ 5%程度の低被度で、ウミヒルモ（口絵 6）とマツバウミジグサの単一または混成のアマモ場が出現する。両エリアのアマモ場は、近年、その生育範囲が拡大していると思われる。

底質についてみると、両エリアともに、干潟にそそぐ小河川の流入部を除き、ほぼ全域で表層直下に還元層が発達しているが、これまでの調査では、外観上の変化は特に見られなかった。2008 年、2013 年及び 2018 年の粒度組成については、エリア間、及び各エリアの潮間帯上部・下部間で明確な差は見られなかった。また、粒径については、AU、AL、BU、BL のいずれにおいても、0.5～0.25 mm と 0.25～0.125 mm の範囲がそれぞれ約 20～30%台（2013 年 BU の 0.25～0.125 mm は約 51%）と割合が高く、0.5

～0.125 mm の粒径で全体の 50%以上を占めていた。粒径の年変動については、A エリアで 0.25～0.125 mm の範囲の細砂の比率に増加傾向が見られた（図 3-2-4-30 上）。有機物含有量は、両エリア共通して、減少傾向が見られた。（図 3-2-4-30 下）。

特筆すべき事象

近年、両エリアに共通して、後背地のマングローブ域等における砂の堆積が顕著であり、落ち葉等の分解による泥の供給が進む前に、砂が移動してきていると考えられた。転石帯においては、転石下の間隙が砂で詰まっている場所もあった。また、2022 年調査では、2021 年 8 月に噴火した小笠原の海底火山である福徳岡ノ場由来と見られる軽石の漂着が海岸付近で確認された。砂浜に打ち上げられていたものの他に、転石下等、生物の棲み処となる間隙への入り込みも見られた。

沖縄気象台によると、2008～2013 年までの石垣島への台風の接近数は 1 年に 2～6 回で年平均 3.7 回、2014～2018 年では 3～6 回で年平均 4.6 回と約 1 回増加していた（沖縄気象台 2022）。台風による干潟の砂の後背地への吹き上げの影響が少なからずあったと予想されるが、これまでも毎年台風は来襲していたことから、環境には吹き上げられた砂が元に戻っていく機構が存在したと考えられる。川平湾は、細い水路 2 本で外海との海水交換が行われてい

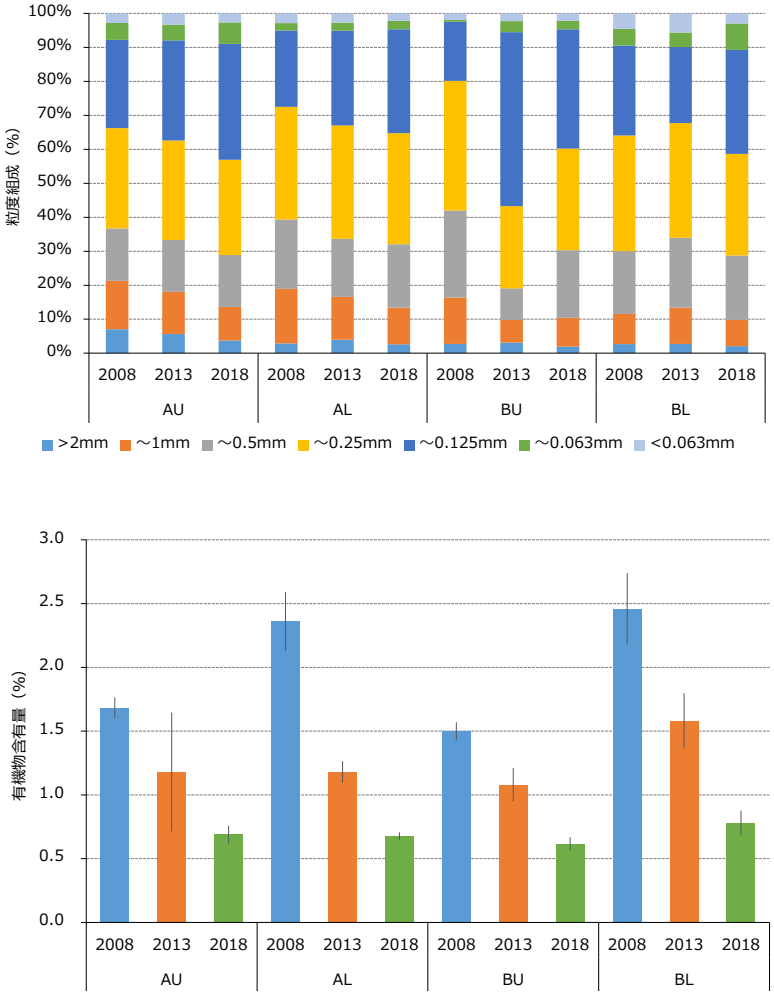


図 3-2-4-30. 石垣川平湾サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年・2013 年・2018 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

る閉鎖性が高い湾であることから、後背地に吹き上げられた砂が元に戻っていく作用が環境変化等で弱くなり、後背地への砂の堆積が進む要因となっていることも想定される。このような底質の変化は、特定の生物の棲み処の拡大や消失につながり、底生動物相の変化に直結することから、この現象が毎年の調査前に限った一時的な砂の移動なのか、それとも徐々に堆積が進んでいるのか、今後、継続した観察が必要である。

出現種数の変移

各調査年の総出現種数の経年変化を表 3-2-4-15 に示す。

2008～2013 年までは各調査年当たり 39～89 種を記録した。その後、調査員の専門性の向上や後背地調査の充実により、調査精度が安定したことから、出現種数は毎年 100 種を超え、2014 年以降は 110～143 種の範囲で、平均 126 種が確認されている。

なお、この出現種類には、本サイト後背地の多様な地形で確認される種が多く含まれている。調査干潟に注ぐ小河川とその河口に発達するマングローブ域では巻貝類のカヤノミカニモリ、二枚貝類のヤエヤマヒルギシジミ、甲殻類のコムラサキオカヤドカリ、石灰岩性岩礁域の落葉堆積部では巻貝類のアツクチハマシイノミ、シイノミミミガイ、ヒメシイノミミミガイ、ヘゴノメミミガイ等、定量調査実施海域には生息しない種が出現する。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」(環境省 2020) のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」(環境省 2017)、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」(以下「日本ベントス学会レッドデータ」という) (日本ベントス学会 2012) に掲載されている種 (以下「レッドリスト掲載種」という) を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群 (多毛類等) も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト (データ) のいずれかに該当する種を扱った。

レッドリスト掲載種は、調査開始当時から、総出現種数の 1 割から 2 割弱を占め、近年もその傾向に変化は見られなかった (表 3-2-4-15)。最も割合の高かった年は 2011 年で 28.4%を記録し、次いで 2022 年には 26. 7%であった。琉球列島では、各島々の成り立ちやサンゴ礁に代表される多種多様な地形の存在から、固有種が多く種多様性が高いことが知られており (安間 1982；池原・加藤 1997；木崎 1980)、本調査結果もこれを反映したものと思われた。

表 3-2-4-15.　各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	39	46	55	67	62	89	110	127	122	132	132	142	113	143	120
レッドリスト掲載種	6	4	9	19	10	18	20	26	18	34	30	37	23	32	32
出現割合 (%)	15.38	8.70	16.36	28.36	16.13	20.22	18.18	20.47	14.75	25.76	22.73	26.06	20.35	22.38	26.67
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN (CRもしくはEN)	0	0	0	0	0	1	0	3	1	3	1	3	1	5	4
絶滅危惧II類:VU	0	0	1	3	2	3	5	3	2	6	3	5	4	4	3
準絶滅危惧:NT	5	4	8	16	8	14	13	18	14	21	23	27	16	20	22
情報不足:DD	1	0	0	0	0	0	1	2	1	2	3	1	0	2	2
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

これまで本サイトで出現したレッドリスト掲載種は、ホシムシ類 2 種、甲殻類 25 種、二枚貝類 27 種、巻貝類 37 種の全 91 種であった。

希少性の高い種について、環境省レッドリスト 2020 で絶滅危惧 I 類（CR+EN）として掲載されているニッコウガイは、2013、2015、2016、2021 年と、この 15 年間で 4 回しか確認されなかった。その他、絶滅危惧 IA 類（CR）のキザハシクビキレ、絶滅危惧 I 類（CR+EN）のヒメシイノミミミガイ、シイノミミミガイ、ヘゴノメミミガイ及びアツクチハマシイノミは後背地に出現する種類である。シイノミミミガイのみが 2018 年調査以降、毎年確認されたが、その他の種は 1～4 回の確認にとどまった。

また、環境省版海洋生物レッドリストで絶滅危惧 IB 類（EN）に掲載されているウチノミカニダマシは 2 回、日本ベントス学会レッドデータで絶滅危惧 IB 類（EN）に掲載されているツノナシイボガザミも 3 回の確認にとどまった。

環境省レッドリスト 2020 で絶滅危惧 II 類（VU）に掲載されている種としては、この 15 年間でリュウキュウアリソガイが 6 回、チガイザクラが 4 回、オオトゲウネガイが 3 回、ロウイロトミガイが 3 回確認された。その他、後背地で出現する種類として、コゲツノブエ（口絵 4）が最も多く 12 回とほぼ毎年確認されているが、その他は少なく、ヤエヤマヒルギシジミが 5 回、エレガントカドカドが 3 回、ニワタズミハマシイノミが 2 回、アマミクビキレが 3 回、ウルシヌリハマシイノミが 1 回、ユキスズメが 1 回、ゴマツボモドキが 1 回の確認にとどまった。

本サイトで出現したレッドリスト掲載種は、初出現以降、継続して確認できない種がほとんどであり、レッドリストのカテゴリーに関わらず、本サイトでの各種の個体群維持が危惧される状況にあると考えられる。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変移

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-16 に示す。

本サイトの表在性動物の優占種は、上位からミナミコメツキガニ、リュウキュウコメツキガニの順であり、それぞれコドラート内で複数個体確認されることも珍しくない。その他、マルテツノヤドカリ、アンパルツノヤドカリ、ホウシュノタマ、タケノコカニモリ、タテジマユムシは方形枠内に複数確認されることは稀であることから、調査年毎に順位は前後するものの、これまでの調査期間において、これら優占種の構成に大きな変動は見られなかった。

埋在性動物の優占種はウメノハナガイ（口絵 5）が最上位であり、次いで多毛類、チロリ科、タママキ、ナタマメケボリであり、これらの構成においても、これまでの調査期間で、大きな変化は見られなかった。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-31 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

表在性動物について、調査期間を通じて個体数密度が高かった種類は、リュウキュウコメツキガニとミナミコメツキガニであった。両種の存在は、摂餌後に干潟表面に残される砂団子で容易に確認できる。ミナミコメツキガニは 2009 年に 1 m^2 当たり約 90 個体を、次いで 2022 年に 82 個体を記録し、調査期間の平均は約 56 個体であった。調査時には殻幅が数ミリ程度の稚ガニも多く観察された。リュウキュウコメツキガニは 2013 年に 1 m^2 当たり 236 個体と突出して多く観察されたが、調査期間の平均は約 38 個体であった。その他の種類としては、タテジマユムシが 1 m^2 当たり平均 2.9 個体、ホウシュノタマが 2.6 個体、タケノコカニモリが 2.5 個体で、これらの種類は比較的毎年安定して観察された。ウズマキゴカイ亜科の一種（口絵 7）は、A エリアの潮間帯下部に出現するアマモ場のみで出現し、2018 年調査では、1 m^2 当たり約 68 個体調査時の印象では、アマモ場自体は

表 3-2-4-16.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ウズマキゴカイ亜科の一種	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ミナミコメツキガニ
	2	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	カンザシゴカイ科の一種	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ	ミナミコメツキガニ	ホウシュノタマ	ウズマキゴカイ亜科の一種	リュウキュウコメツキガニ	リュウキュウコメツキガニ
	3	ヤドカリ科	イソギンチャク目の一種	ヤドカリ科	タケノコカニモリ	キンランカノコ	アンバルツノヤドカリ	リュウキュウコメツキガニ	ホウシュノタマ	ウズマキゴカイ亜科の一種	ホウシュノタマ	リュウキュウコメツキガニ	マルテツノヤドカリ	マルテツノヤドカリ	マルテツノヤドカリ	タテジマユムシ
	4	タテジマユムシ	短尾下目の一種	オサガニ科の一種	ヤドカリ科	タケノコカニモリ	タテジマユムシ	ホウシュノタマ	タケノコカニモリ	ホウシュノタマ	タケノコカニモリ	マルテツノヤドカリ	フタハオサガニ	リュウキュウコメツキガニ	タテジマユムシ	ウズマキゴカイ亜科の一種
	5	カスリモミジガイ	異尾下目の一種 十脚目の一種	海綿動物門の一種	*Macrophthalmus* 属の一種 ガザミ科の一種	*Macrophthalmus* 属の一種	ホウシュノタマ	タケノコカニモリ	アマミマメコブシガニ	ガザミ科の一種または複数種	*Diogenes* 属	キンランカノコ	リュウキュウコメツキガニ	タテジマユムシ	フタハオサガニ	ガザミ科の一種
埋在	1	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	多毛類の一種または複数種	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ	ウメノハナガイ
	2	タママキ	多毛綱の一種	ウメノハナガイ	多毛類の一種	多毛類の一種または複数種	多毛類の一種または複数種	ホシムシ類の複数種	多毛類の複数種	刺胞動物門の一種	多毛類の複数種	"多毛類"	タママキ	*Glycera* 属の一種	"多毛類"	"多毛類"
	3	ゴカイ科の一種	チロリ科の一種	ホシムシ類の一種 または複数種	チロリ科の一種	ホシムシ類の一種 または複数種	ホシムシ類の一種	多毛類の複数種	刺胞動物門の一種 アシベマスオ	多毛類の複数種	チロリ科	チロリ科	"多毛類"	ナタマメケボリ	ナタマメケボリ	ナタマメケボリ
	4	ナタマメケボリ 線形動物門の一種	ナタマメケボリ タママキ フタバシラガイ科の一種 線形動物門の一種	チロリ科の一種	ナタマメケボリ	チロリ科の一種	チロリ科の一種	ナタマメケボリ アシベマスオ	チロリ科の複数種	チロリ科の複数種	ナタマメケボリ	ナタマメケボリ	チロリ科	タママキ	ムシモドキギンチャク科の一種	タママキ
	5	チロリ科の一種	ホシムシ類の一種	口脚目の一種	タママキ ホシムシ類の一種 または複数種 スジホシムシ	ナタマメケボリ タママキ *Pinguitellina* 属の一種 *Barrimysia* 属の一種	ナタマメケボリ	チロリ科の複数種	ナタマメケボリ *Pinguitellina* 属の一種	アシベマスオ	タママキ	タママキ	ナタマメケボリ	*Pseudopolydora* 属の一種	タママキ	クシケマスオ

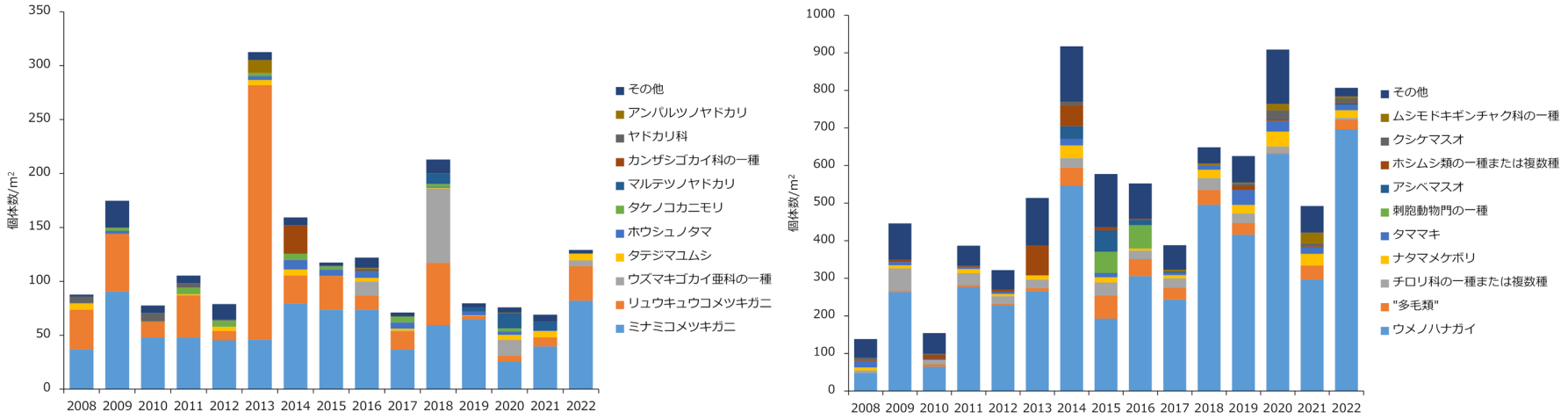


図 3-2-4-31.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

その範囲が拡大していると思われるものの、同じく葉上で観察されるキンランカノコが調査を重ねるごとに観察されなくなっており、2020 年以降には観察されていないことから、今後、これらの種類の出現動向を注視する必要がある。

埋在性動物について、調査期間を通じて個体数密度が高かった種類はウメノハナガイであった。本サイトの干潟のほぼ全域で表層直下に還元層が発達しているが、ウメノハナガイは鰓に硫黄酸化細菌を共生させていることが知られており、潮間帯上部から下部にかけて、多くの方形枠内で観察された。本種は年毎に増減はあるものの、その個体数密度に増加傾向が認められ、2022 年には調査開始後最高となる 1 m^2 当たり約 696 個体を記録した。調査期間の平均は約 331 個体であった。その他の種類としては、多毛類が平均で約 23 個体、チロリ科では約 22 個体、タママキが約 12 個体で、ほぼ毎年安定して観察された。

群集構造の経年変化

2008～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity（ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-32 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 18.5%と 38.5%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～d 及び個体数密度データのクラスターa～j のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは全群間で、個体数密度データでは a、b、d、f、h、c-g 間を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。

在不在データを用いたクラスター解析の結果、AL ポイントでは 2010 年以降のデータがクラスターa に、AU ポイントでは 2012 年以降のデータがクラスターc に、BU ポイントでは 2017 年以降のデータがクラスターc に分類され、同じポイントのデータが同一クラスターに分類される傾向が見られた。BL ポイントでは、nMDS の図から群集構造の年変動が大きい傾向が見られたが、2011～2019 年の間の多くは同一クラスター（クラスターb）に分類される傾向が見られた。2012 年以降の AU ポイントと 2017 年以降の BU ポイントでは同じクラスターc に分類され群集構造が似ていることが示された。一方で、AL、BL ポイントは異なるクラスターに分類され、ポイント間で群集構造は異なることが示された。クラスター解析と nMDS 解析の両方において、AL と BL、AU と BU 間で群集構造がより近いことが示され、群集構造はエリア間よりも干潟の上部（U）と下部（L）でより大きく異なることが示された。

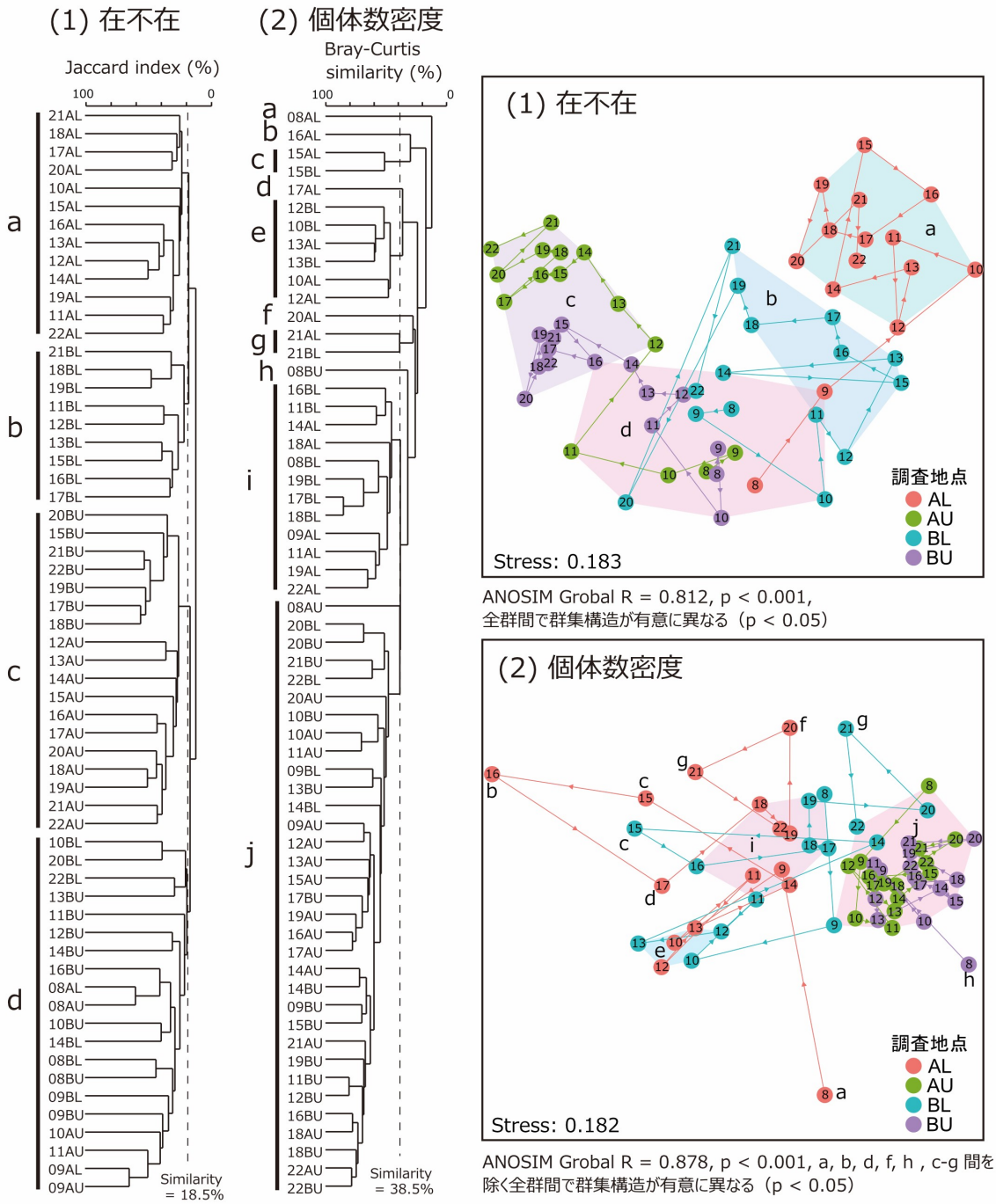


図 3-2-4-32　石垣川平湾サイトの 2008～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）(1) および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し, Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは, 期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し, 平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を, アルファベットは調査エリア（A, B）と調査ポイント（潮間帯下部 : L, 潮間帯上部 : U）を示す。在不在データは類似度 18.5%で a～d の, 個体数密度データでは類似度 38.5%で a～j のクラスターをそれぞれ定義し, 各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

なお、2008 年から 2011～2014 年頃までは、いずれのポイントもクラスターd に分類される傾向があり、各ポイントで群集構造が経年的に変化しながら、ポイント間の差異が徐々に大きくなっていることが示された。

個体数密度データにおいても、在不在データと同様に、干潟上部の AU ポイントと BU ポイントは同じクラスターj に分類され、群集構造が似ていることが示された。一方で、AL ポイントと BL ポイントにおいては、nMDS 解析の図を見るとプロットが大きく変動しており、ポイント間の違いよりも経年的な変動が大きいことが推察された。

2012 年以降の干潟上部（AU、BU）については、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、在不在データではリュウキュウコメツキガニ、オキナワハクセンシオマネキ、ミナミコメツキガニ、ウメノハナガイが高い寄与率で検出され、これらの表在性のカニ類と埋在性の二枚貝に代表される群集構造が形成されていることが示された。また、干潟下部（AL、BL）における典型種として、個体数密度データではいくつかのクラスターでウメノハナガイや"多毛類"の一種または複数種が高い寄与率で検出された。このことから、干潟下部では、これらの種の生息密度の年変動により、群集構造が大きく変動したことが推察された。

以上の結果から、石垣川平湾の群集構造はエリア間よりも干潟の上部（U）と下部（L）で大きく異なり、干潟の上部よりも下部においてポイント間の群集構造の差異や経年的な変動が大きいことが示された。

まとめ（考察）

これまで 15 年間継続された調査により、累計で 400 種を超える底生動物が確認された。また、希少種が毎年の総出現種数の約 2 割を占め、さらには、2018 年調査でキメンドロガニ（Komai and Fujita 2018）が、2019 年調査でカビラスナシャコエビ（Komai and Fujita 2019）が、それぞれ新種記載されるなど、本サイトの種多様性の豊かさを示す結果が得られた。その一方で、調査を重ねるごとに、特に定量調査における出現種と個体数の少なさが感じられ、底生動物全般の生物量の減少が懸念された。

近年、両エリアの干潟後背地における砂の堆積が顕著に認められた。後背地のマングローブ林周辺では、これまでは泥分を多く含んだ砂泥層が表層として存在したものが、砂の層に変化しており、スナモグリ類、シオマネキ類、オサガニ類の出現が減少し、または出現範囲が変化していた。

また、台風の吹き上げ等による砂の移動によって、特に転石帯における転石の埋没や転石下の間隙閉塞等の状況が確認された。こうした底質環境の変化は、短期的なかく乱の場合でも、転石表面に棲み、潮汐リズムにあわせた帰巣性を持つコウダカカラマツ等のキクノハナガイ科や、転石下に定在し、濾過食を営むコハクマメアゲマキ等のウロコガイ類の生息に悪影響が生じる可能性がある。

今後も、砂の堆積や移動状況と出現種の動向に注視する必要がある。

引用文献

安間 繁樹 (1982) 琉球列島 生物にみる成立の謎. 東海大学出版会, 東京

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

池原 貞雄, 加藤 祐三 (編著) (1997) 沖縄の自然を知る. 築地書館, 東京

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

木崎 甲子郎 (編著) (1980) 琉球の自然史. 築地書館, 東京

Komai T, Fujita Y (2018) A new genus and new species assigned to Macrophthalmidae (Decapoda: Brachyura: Thoracotremata) from

the Ryukyu Islands. Japan Zootaxa, 4531(1): 109-116

Komai T, Fujita Y (2019) A new species of the mud shrimp genus *Axianassa Schmitt*, 1924 (Decapoda: Gebiidea: Laomediidae) from the Ryukyu Islands, southern Japan. Japan Zootaxa, 4658(3): 452-460

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

沖縄気象台 (2022) 台風の石垣島への接近数 (1951 年～2022 年). https://www.jma-net.go.jp/okinawa/data/toukei/pdf/ishigaki.pdf, 2024 年 1 月 7 日確認

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

執筆者：岸本和雄、阿部博和、金谷　弦

サイトの特徴

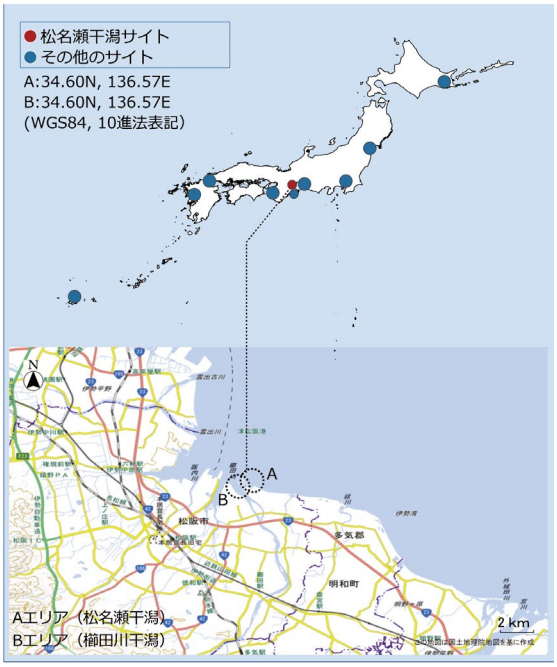


図 3-2-4-33.　サイト位置図と景観（A エリア）
（2016 年撮影：木村妙子）

松名瀬干潟サイトは日本の中央部に位置し、内湾としては三河湾とあわせて国内最大面積を誇る伊勢湾の西側に位置する。伊勢湾西岸の櫛田川の河口に前浜干潟と河口干潟が発達している。陸上植生からヨシ原湿地、後背の塩沼や感潮クリーク、泥質干潟と前浜に広がる砂質干潟、アマモ場といった実に多様な環境が残されている。また、干潟特有の産業であるアサリ（口絵 4）やハマグリ（口絵 5）、ヤマトシジミの好漁場が形成され、国内トップクラスの産業となっている（環境省 2007）。生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。本サイトは 2008 年度よりモニタリングサイト 1000（磯・干潟調査）の調査が開始され、2016 年度から協力サイトとして登録された。

A エリア（松名瀬干潟）は伊勢湾に面した前浜干潟である。上部は砂丘を挟んで後背湿地が発達し、ヨシ原が形成されている。潮間帯下部から潮下帯にかけてアマモ場が広がっている。

B エリア（櫛田川干潟）は櫛田川河口部に形成された河口干潟である。底質は砂であり、潮間帯上部にはヨシ原が形成されている。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

伊勢湾に面した A エリアは、潮間帯上部には砂丘を挟んで砂泥質干潟の後背湿地が発達し潟湖となり、ヨシ原が形成されている。ヨシ原よりも地盤高の高い部分は砂浜植生や松林が連結している。砂浜からは前浜干潟が広がり、潮間帯中部から下部にかけては砂質干潟が形成され、潮間帯下部から潮下帯にかけて安定したアマモ場が広がっている。A エリアは粒径 2～0.25 mm の砂の割合が高い。潮間帯上部から中部は粒径 2～0.5 mm の粗砂の割合が高く、上部はそれに加えて 0.063 mm 未満の泥を含む砂泥質だった。潮間帯下部は 0.5～0.25 mm の中砂の割合が高かった。2010 年から 2011 年に塩性湿地背後の堤防がトイレや駐車場の整備のため、改修された。これにより塩性湿地の一部が破壊され、A エリアの潮間帯上部の塩性湿地が一部消失した。この整備により人が通行できるようになり、底質が砂質化し固くなっている。

櫛田川河口の澪筋に沿って設定された B エリアは、粒径 0.5 mm 以上の粗砂・礫を多く含んでいた。潮間帯上部では泥分も含まれる。下部は川の影響が大きく、2018 年には礫の割合が大きく増加した。

特筆すべき事象

東海地方では台風等による災害級の大雨がしばしば起こっている。櫛田川のような大きな

河川の河口干潟は大雨の影響を受けやすい地域になっている。特に河川に近い B エリアでは、地形が変化するほどの影響を受けている。

調査期間中に東海地方に災害をもたらした大雨としては、2011 年 9 月の台風第 12・15 号、2013 年 9 月の台風第 18 号、2014 年 8 月 7 日から 11 日の台風第 11 号、2017 年第 10 月 21～23 日の台風第 21 号、2018 年 7 月の豪雨、9 月の台風第 24 号、2019 年 10 月の台風第 19 号、2021 年 7 月 1 日から 3 日の大雨がある。

2010 年から 2011 年には、駐車場やトイレ等の整備を伴った護岸工事が行われた。この工事により、堤防近くのヨシ原や陸上植生が一部失われた。護岸が行われていない場所でも重機が入った場所は未だに工事前の状態には回復していない。

松名瀬干潟は潮干狩り場として有名な場所で、毎年多くの観光客が訪れていた。ここでは採集量やサイズ等の制限が行われておらず、採集圧が懸念されていた。2020 年以降、新型コロナウイルスの感染予防、アサリ資源の減少から一部の水域を除き一般の潮干狩りは全面禁止され、現在に至っている。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-17 に示す。

定量調査と定性調査を合わせた底生動物の総出現種数は、2008 年で最も少なく 35 種であり、2015 年に最も多く 65 種であった。これらの出現種数においては、時間変化に伴う変動の傾向は見られなかった。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」(環境省 2020) のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」(環境省 2017)、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」(以下「日本ベントス学会レッドデータ」という) (日本ベントス学会 2012) に掲載されている種 (以下「レッドリスト掲載種」という) を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群 (多毛類等) も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト (データ) のいずれかに該当する種を扱った。

調査期間中の各年の全出現種数 35～65 種のうち、レッドリスト掲載種は 6～21 種の範囲で出現し、全出現種数の 17～38%を占めていた (表 3-2-4-17)。出現種数の変遷からは、年による変動は見られるが、経年的な傾向は見られず、明確な環境の変化等を示す徴候は確認できなかった。

レッドリスト掲載種の中でも、特に巻貝類のウミニナとヘナタリ (口絵 4)、フトヘナタリは調査期間中継続して出現し、全域で確認される優占種だった。また、英虞湾で優占していたイ

表 3-2-4-17. 各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	35	47	46	47	47	47	49	65	59	58	51	56	48	63	63
レッドリスト掲載種	6	13	13	10	11	12	10	16	15	13	13	14	18	21	17
出現割合 (%)	17.14	27.66	28.26	21.28	23.40	25.53	20.41	24.62	25.42	22.41	25.49	25.00	37.50	33.33	26.98
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN (CRもしくはEN)	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	1	0	1
絶滅危惧II類:VU	2	2	3	1	1	2	3	6	5	5	5	6	6	8	6
準絶滅危惧:NT	4	11	10	9	10	8	6	9	10	8	8	8	11	13	10
情報不足:DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ボウミニナは松名瀬干潟では確認されず、カワアイは調査開始以降に 3 回確認されたのみで、密度も低かった。水産重要種のハマグリは継続して確認されている。ツボミ（口絵 4）はウミニナ類、マキガイイソギンチャクはアラムシロやウミニナ類の殻上に共生していた。潮間帯下部において、ツバサゴカイ（口絵 5）やムギワラムシが確認された場合はその棲管にウチノミカニダマシやオオヨコナガピンノが共生していた。塩性湿地には、フトヘナタリ、オカミミガイ類、カワザンショウガイ類等の貝類、ハクセンシオマネキ（口絵 5）やハマガニ、ウモレベンケイガニ（口絵 3）等のカニ類が生息していた。松名瀬干潟サイトには多様な環境があるため、それぞれの環境にレッドリスト掲載種が生息していた。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変移

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 3-2-4-18 に示す。

表在性動物の優占種は巻貝類が多く、2008 年から 2012 年まではウミニナとホソウミニナ（口絵 3）が 1 位と 2 位を占めた。2013 年から 2018 年まではフトヘナタリとアラムシロが 1 位あるいは 2 位に見られるようになり、2016 年以降はカワザンショウガイも加わった。さらに、2019 年以降には、カワザンショウガイとホソウミニナがそれぞれ 1 位と 2 位となり、上位 1・2 位の種には年による推移が見られた。その他には甲殻類のチゴガニ（口絵 4）やコメツキガニ、ユビナガホンヤドカリが優占した。

埋在性動物の優占種は、アサリやソトオリガイ、カガミガイ等の二枚貝類やウニ類のハスノハカシパン、甲殻類のイソコツブムシ、ホヤ類のネズミボヤ、多毛類のゴカイ科やチロリ科等、様々な種が年によって交代し、安定していない状態であった。

出現上位 10 種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 3-2-4-34 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

表在性動物の個体数密度の上位 10 種は、ウミニナ、ホソウミニナ、フトヘナタリ、ヘナタリ、カワザンショウガイ、ヒラドカワザンショウ、アラムシロと巻貝類が多くを占め、その他は、甲殻類のユビナガホンヤドカリとチゴガニ、コメツキガニであった。ホソウミニナは調査期間を通じて出現していたが、個体数密度には変動があり、2013～2015 年は特に個体数密度が低かった。またウミニナやコメツキガニは調査期間前半の 2011 年までは密度が高かったが、後半にかけて徐々に減少した。さらに、カワザンショウガイは、2016 年以降に急激に増加した。それに対し、ヘナタリやアラムシロは安定した密度で生息していた。2013～2015 年においては、全体の個体数密度が 1 m^2 当たり 150 個体以下と低かった。

埋在性動物の個体数密度の上位 10 種の底生動物は、年によって高密度で出現するものの（2011・2016 年）、それが長期間継続することはなかった。1 m^2 当たり 100 個体以上の密度で出現したのは、2008 年と 2009 年のソトオリガイ、2011 年と 2012 年のアサリ、2016 年のネズミボヤのみで、その他の優占種は低密度で推移した。また、複数種の高密度の優占種が同年に出現することはなかった。2013 年から 2015 年、2018 年から 2021 年においては、全体の個体数密度が 1 m^2 当たり 110 個体以下と低かった。

表 3-2-4-18.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	アラムシロ	フトヘナタリ	フトヘナタリ	カワザンショウガイ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	カワザンショウガイ	カワザンショウガイ	カワザンショウガイ	カワザンショウガイ
	2	ホソウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	チゴガニ	ウミニナ	アラムシロ	ホソウミニナ	フトヘナタリ	カワザンショウガイ	フトヘナタリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ
	3	コメツキガニ	コメツキガニ	フトヘナタリ	ユビナガホンヤドカリ	ウミニナ	フトヘナタリ	チゴガニ	アラムシロ	ホソウミニナ	アラムシロ	アラムシロ	アラムシロ	ウミニナ	フトヘナタリ	フトヘナタリ
	4	ヘナタリ	チゴガニ	チゴガニ	アラムシロ	フトヘナタリ	チゴガニ	ウミニナ	ウミニナ	アラムシロ	フトヘナタリ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	フトヘナタリ	ウミニナ	ユビナガホンヤドカリ
	5	フトヘナタリ	ヘナタリ	コメツキガニ	コメツキガニ	アラムシロ	ウモレマメガニ	ヤドカリ科の一種	アシハラガニ	チゴガニ	ウミニナ	ヘナタリ	フトヘナタリ	チゴガニ	アラムシロ	アラムシロ
埋在	1	ソトオリガイ	ソトオリガイ	イソコツブムシ	アサリ	アサリ	ハスノハカシパン	ハスノハカシパン	ハスノハカシパン	ネズミボヤ	ゴカイ科	チロリ科	ハスノハカシパン	ネズミボヤ	ゴカイ科	ゴカイ科
	2	ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ	ゴカイ科	アサリ	ハスノハカシパン	チロリ	ユウシオガイ	ヒモイカリナマコ	シオフキ	ハスノハカシパン	ネズミボヤ	カガミガイ	ゴカイ科	*Pontodrilus* 属	アサリ	クチバガイ
	3	ゴカイ科	ハスノハカシパン	ハスノハカシパン	チロリ	ハスノハカシパン	シロガネゴカイ科の一種	シオフキ	ヒモイカリナマコ	マキガイイソギンチャク	アサリ	ゴカイ科	マキガイイソギンチャク	アサリ	ヒモイカリナマコ	イトメ
	4	*Capitella* 属の一種	シオフキ	イトゴカイ	シオフキ	ヨコエビ	アサリ	ギボシムシ科の一種	ギボシムシ科の一種	ギボシムシ綱	カガミガイ	ヒモイカリナマコ	"ヨコエビ類"	ハスノハカシパン	*Pontodrilus* 属	オチバガイ
	5	ハスノハカシパン	ギボシムシ綱	ミサキギボシムシ	ゴカイ科	イソコツブムシ	チロリニホンスナモグリ	ゴカイ科	マキガイイソギンチャク	ヒモイカリナマコ	ヒモイカリナマコ	オフェリアゴカイ科の一種	アサリ	ヒモイカリナマコ	ー	アサリ

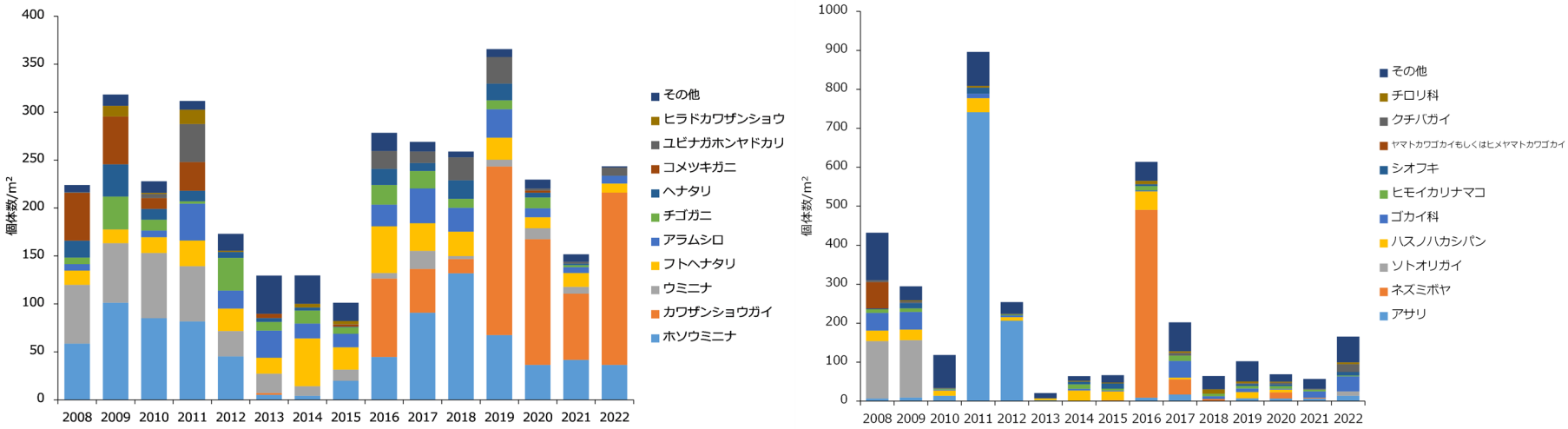


図 3-2-4-34.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す。

群集構造の経年変化

20011～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-35 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 24.5%と 24%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～k 及び個体数密度データのクラスターa～k のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは a、b、c、d、g、i を除く全群間で、個体数密度データでは a、b、c、d、g、h を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果、2018 年の BL ポイントを除いた、AL・AM ポイントがクラスターa～f に、AU・BL・BU ポイントがクラスターg～k に、それぞれ明瞭に分岐した。個体数密度のデータにおいても、2014 年と 2018 年の BL ポイントを除いた、AL・AM ポイントがクラスターa～f に、AU・BL・BU ポイントがクラスターg～k に、それぞれ明瞭に分岐した。これらのことから、松名瀬干潟サイトの群集構造については、干潟上部（U）と下部（L）の間で異なることが示された。さらに干潟上部（U）の A エリアと B エリアで群集構造が似ているが、干潟の中部（M）と下部（L）では A エリアと B エリアとで異なっていることが示された。

群集構造の経年変動については、在不在データと個体数密度のデータの両方において、クラスター解析の結果から、AM、AU、BU 地点は概ねそれぞれ同一のクラスターに分類された。また、nMDS 解析の結果からも、同ポイントのプロットが一か所にまとまる傾向が見られた。一方で、干潟下部の AL と BL ポイントにおいては、nMDS のプロットの移動が大きかったことから、群集構造の年変動が大きいことが示された。

類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、干潟上部（AU、BU）ではヤマトオサガニ、ホソウミニナ、ウミニナ、フトヘナタリ、ヘナタリ、カワザンショウガイといった表在性の巻貝類とカニ類が、干潟の中部（AM）ではホソウミニナとアラムシロ、ヒモイカリナマコが高い寄与率で検出され、それぞれのポイントでこれらの種が優占する安定した群集構造が続いていることが示された。干潟下部では、AL ポイントでハスノハカシパン、アラムシロ、ヤドカリ類や多毛類等が、BL ポイントでウミニナやケフサイソガニ、マガキ、イソシジミ等が典型種として検出され、年変動の大きい群集構造が形成されていることが示された。

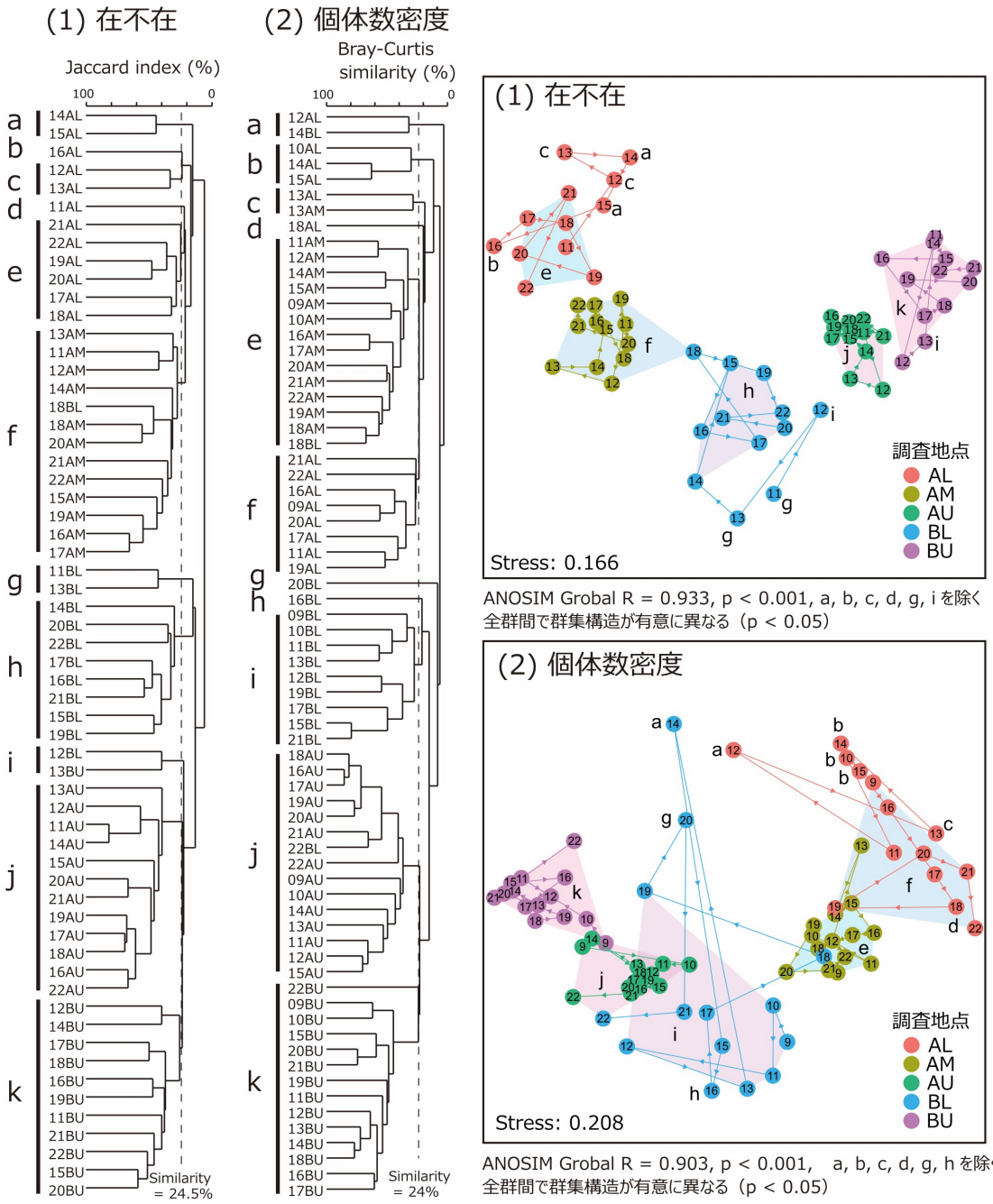


図 3-2-4-35. 松名瀬干潟サイトの 2011～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2008 の定量調査は 1 mm の篩が使用されたため，解析から除外した。2009 年と 2010 年の在不在データは定性調査のポイントが区別されていないため解析から除外した。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯中部：M，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 24.5%で a～k の，個体数密度データでは類似度 24%で a～k のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

まとめ（考察）

松名瀬干潟は、伊勢湾に流入する一級河川の櫛田川河口に発達した河口干潟、前浜干潟、潟湖干潟が複合した干潟で面積も広いため、多様な環境が形成され、それぞれに多様な生物が生息し、絶滅危惧種も水産重要種も多産することが特徴である。一方でこれまでのモニタリング調査で、群集構造の年変動が大きく、特に潮間帯下部のポイントでそれが大きいことが示された。これは近年頻発している大型の台風や大雨の出水の影響を大きく受けていると考えられる。特に埋在性動物の優占種の継続期間が短いことから、着底後に安定した個体群が維持できていないと考えられる。また、表在性動物のカワザンショウガイが近年増加していることは、本種が粒度の粗い砂からなる底質を好むことや、かく乱の大きい環境に適応した生態を持っていることが関係しているものと考えられる。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer（Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research）v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 p

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省, 東京

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

執筆者：木村妙子、阿部博和、金谷　弦

サイトの特徴

図 3-2-4-36.　サイト位置図と景観（A エリア）
（2016 年撮影：木村妙子）

英虞湾サイトは三重県中部に位置し、熊野灘に面した場所である。英虞湾には、リアス式の複雑な海岸地形が見られ、小さな支湾が数多く形成されている。周辺には、南日本に特有な海岸植生（ハイネズ、トベラ、ウバメガシ）が確認され、塩性湿地等が現存している貴重な沿岸域である（環境省 2007）。伊勢志摩国立公園にも指定されている。本サイトでの調査は 2008 年度から開始しているが、2016 年度よりモニタリングサイト 1000（磯・干潟調査）の協力サイトとして登録された。

A エリア（登茂山）は、英虞湾のほぼ中央部に位置し、急峻な崖に囲まれた小湾の奥にある前浜干潟である。崖付近には岩礁性の底生生物が見られる。潮間帯上部にはハマサジ、ハマゴウ、ハマボウ等の塩生植物が見られる。潮間帯下部にウミヒルモ（口絵 6）が見られることがある。

B エリア（小才庭）は英虞湾北部の支湾奥部に形成された前浜干潟である。登茂山よりさらに閉鎖的なリアス地形の内湾奥に位置している。潮間帯上部には、小規模なヨシ原が形成されている。潮間帯下部にはコアマモ（口絵 6）が見られる。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

英虞湾のほぼ中央部に位置する A エリアは、急峻な崖に囲まれているため、潮間帯上部には崖の岩石由来の粒径 2 mm 以上の礫が 2 割ほど含まれる。また、1.0～0.5 mm の粗砂が 3 割以上と多く、同時に 0.063 mm 未満の泥分も 1 割以上ある、粒径の不揃いな底質である。潮間帯下部は上部よりも全体的に粒度は細かく、調査年によって底質は還元的な環境であった。サイトの付近に真珠養殖場があり、廃棄した筏が放置されていたが、2021 年以降、養殖場は廃業し、遊漁船の船着き場になった。2019 年までは潮間帯下部の干潟表面に多数のツバサゴカイの棲管（口絵 5）が見られたが、2020 年以降、アナジャコ類が増加しており、それらの巣穴が多数見られるようになった。

B エリアは英虞湾の支湾奥部にあり、潮間帯上部は A エリアの潮間帯下部と底質が類似している。潮間帯下部においては、礫の割合が低く、砂泥底である。調査を開始した当初、潮上帯には干潟に接続する林が存在したが、2010 年に宅地開発され、林は消失した。

A エリアの潮間帯下部にウミヒルモが生育しているが、調査年によって見られないことも

あり、生育状況は不安定である。B エリアの潮間帯下部では、コアマモが継続して見られる。

特筆すべき事象

本サイトに影響を与えたと推測される外的な要因について以下に述べる。気象現象による干潟の大きな変動は見られていないが、真珠養殖業の廃業や宅地造成により、景観の変化が見られる。宅地造成により、潮上帯の林は失われた。また、これまでに生息が確認されていないハマグリ（口絵 5）の生貝が、2021 年と 2022 年に確認された。これらは大きさが揃った成貝であることや干潟表面から殻の半分が出ているなどの生息状況から判断して、人為的に導入された可能性がある。

出現種数の変移

総出現種数の経年変化を表 3-2-4-19 に示す。

定量調査と定性調査を合わせた底生動物の総出現種数は、2008 年で最も少なく 46 種であり、2022 年に最も多く 83 種だった。これらの出現種数においては、時間変化に伴う変動の傾向は見られなかった。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2022 年の 15 年間の調査において出現した底生動物に関して、「環境省レッドリスト 2020」（環境省 2020）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物、及び「環境省版海洋生物レッドリスト」（環境省 2017）、「干潟の絶滅危惧動物図鑑－海岸ベントスのレッドデータブック」（以下「日本ベントス学会レッドデータ」という）（日本ベントス学会 2012）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2020 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった分類群（多毛類等）も対象として評価している。さらに、日本ベントス学会レッドデータでは、干潟に生息する底生動物を対象とし、絶滅に対するリスクを評価している。これらのレッドリスト（データ）のいずれかに該当する種を扱った。

調査期間中の全出現種 46～83 種のうち、レッドリスト掲載種は 10～33 種の範囲で出現し、全出現種数の 20～40%を占めていた（表 3-2-4-19）。出現種数の変遷から、調査年による変動は見られたが、経年的な傾向は認められなかった。そのため、明確な環境の変化を確認することはできなかった。

レッドリスト掲載種の中でも、特に巻貝類のウミニナとイボウミニナ、ヘナタリ（口絵 4）は調査期間中継続して出現し、全域で確認される優占種であった。また、二枚貝のシオヤガイも調査期間中継続して確認された。

本サイトの干潟には多くの絶滅危惧 I 類や II 類の種が生息している。特に、ウミニナやヘナタリの殻上に付着するツボミ（口絵 4）やサラサフジツボ、ツバサゴカイの棲管に共生するウチノミカニダマシ・ムツアシガニ・ヤドリムツアシガニ・オオヨコナガピンノ等の甲殻類、ヒ

表 3-2-4-19.　各調査年における総出現種数とレッドリスト掲載種数の経年変化

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
総出現種数	46	51	64	48	65	56	49	57	54	64	57	74	64	55	83
レッドリスト掲載種	13	20	19	19	23	17	10	21	19	23	22	29	25	21	33
出現割合（%）	28.26	39.22	29.69	39.58	35.38	30.36	20.41	36.84	35.19	35.94	38.60	39.19	39.06	38.18	39.76
内訳															
絶滅危惧I類:CR＋EN（CRもしくはEN）	1	2	3	2	4	4	0	4	3	2	6	5	5	4	6
絶滅危惧II類:VU	3	3	4	3	6	2	1	3	5	5	4	8	5	3	9
準絶滅危惧:NT	9	15	12	14	13	11	9	14	11	15	10	16	15	14	18
情報不足:DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0

モイカリナマコに寄生する巻貝のヒモイカリナマコツマミガイ、スジホシムシモドキ（口絵3）に付着する二枚貝のスジホシムシモドキヤドリガイ等、宿主並びに寄生・共生する種のどちらも絶滅危惧種であるものが数多く生息していた。

潮間帯最上部には、シイノミミミガイ、オカミミガイ、ナラビオカミミガイ、ウスコミミガイ等のオカミミガイ科貝類や、ウモレベンケイガニ（口絵3）、クシテガニ等のカニ類が生息していた。また、潮間帯下部にはイチョウシラトリ、コゲツノブエ（口絵 4）、ホソコオロギ等の、絶滅が危惧される南方系の貝類が多数種生息していた。

優占種の個体数密度及び構成の経年変化

優占種の変移

各調査年における優占種（出現個体数上位5位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表3-2-4-20に示す。

表在性動物については、巻貝類のウミニナ、ホソウミニナ（口絵3）、イボウミニナ、ヘナタリが調査期間を通じて優占していた。近年、特にイボウミニナが上位種となっていた。その他、コメツキガニやチゴガニ（口絵4）、ヤドカリ類の甲殻類が主な優占種であった。

埋在性動物については、2018年まで、シオヤガイやオキシジミ（口絵3）、ゴカイ科の一種が上位だったが、2019 年以降アナジャコ類が急増し、それに寄生するマゴコロガイも優占種となった。

出現上位10種とその個体数密度の経年変化

ここでは、2008～2022 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位10番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図3-2-4-37に示す。また、それぞれの個体数密度は、1 m^2 当たりの個体数に換算した。

表在性動物の個体数密度は調査期間中安定して1 m^2 当たり300個体以上になっている。上位10種は、ウミニナ、ヘナタリ、イボウミニナ、ホソウミニナ、アラムシロの巻貝類が多くを占め、その他、甲殻類のチゴガニ、コメツキガニ、ヤドカリ類と、サラサフジツボが上位を占めていた。特に、調査期間の初期には少なかったイボウミニナの増加が著しい。

埋在性動物の個体数密度は年変動するが、汐川干潟より少ない。上位10種は二枚貝類のシオヤガイやオキシジミ、ユウシオガイ、ウメノハナガイ（口絵5）、マゴゴロガイ、多毛類のゴカイ科の一種や *Notomastus* 属、甲殻類のアナジャコ類、ナマコ類のヒモイカリナマコであった。シオヤガイは調査期間を通じて密度が高いが、オキシジミやゴカイ科は減少傾向にあった。一方、アナジャコ類とそれに寄生するマゴコロガイの密度は増加傾向にあった。

表 3-2-4-20.　各調査年における優占種（出現個体数の多い上位 5 種）

表在/埋在	順位	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
表在	1	ホソウミニナ	ヘナタリ	ホソウミニナ	ウミニナ	ホンヤドカリ上科	ウミニナ	ウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	イボウミニナ	ヘナタリ	イボウミニナ
	2	ヘナタリ	ホソウミニナ	ウミニナ	ヘナタリ	イボウミニナ	ヘナタリ	ヤドカリ科	イボウミニナ	イボウミニナ	イボウミニナ	イボウミニナ	イボウミニナ	ヘナタリ	イボウミニナ	ヘナタリ
	3	ウミニナ	イボウミニナ	ヘナタリ	ホソウミニナ	ウミニナ	ホンヤドカリ上科	イボウミニナ	トゲツノヤドカリ	ヘナタリ	ヘナタリ	ヘナタリ	ヘナタリ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ
	4	イボウミニナ	ウミニナ	イボウミニナ	イボウミニナ	ヘナタリ	イボウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	アラムシロ	サラサフジツボ	コゲツノブエ	テナガツノヤドカリ	テナガツノヤドカリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ
	5	サラサフジツボ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	ホンヤドカリ上科	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	チゴガニ	スガイ	チゴガニ	コメツキガニ	サラサフジツボ	コメツキガニ	フトヘナタリ	コメツキガニ
埋在	1	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	オキシジミ	オキシジミ	オキシジミ	オキシジミ	オキシジミ	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	ヨコヤアナジャコ	ヒモイカリナマコ	アナジャコ科
	2	*Notomastus* 属	ゴカイ科の一種	オキシジミ	アナジャコ	ゴカイ科の一種	アナジャコ	シオヤガイ	ゴカイ科の一種	ゴカイ科の一種	オキシジミ	オキシジミ	イトゴカイ科	マゴコロガイ	ハサミシャコエビ	マゴコロガイ
	3	ウメノハナガイ	オキシジミ	ゴカイ科の一種	ゴカイ科の一種	ヒモイカリナマコ	シオヤガイ	アナジャコ	ギボシイソメ科の一種	オキシジミ	ソトオリガイ	イチョウシラトリ	アナジャコ	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ
	4	スナイソゴカイ	ユウシオガイ	ユウシオガイ クチバガイ アサリ イオウハマグリ ニホンスナモグリ ホシムシ類	シオヤガイ	シオヤガイ	チロリ科	イシイソゴカイ	シオヤガイ	チロリ科	チロリ科 クチバガイ アサリ イオウハマグリ スジホシムシモドキ 紐形動物門 トガリユウシオガイ *Edwardsia japonica*	ヒモイカリナマコ	オキシジミ コアシギボシイソメ 紐形動物門 シラオガイ	オキシジミ	スナモグリ類	ヒモイカリナマコ
	5	ユウシオガイ	イオウハマグリ イトゴカイ	―	イトゴカイ科	アナジャコ ハサミシャコエビ	ハサミシャコエビ	ニカイチロリ科の一種	ヒモイカリナマコ チロリ科	ギボシイソメ科の一種	―	チロリ科	―	スナモグリ類	アナジャコ科	クシケマスオ

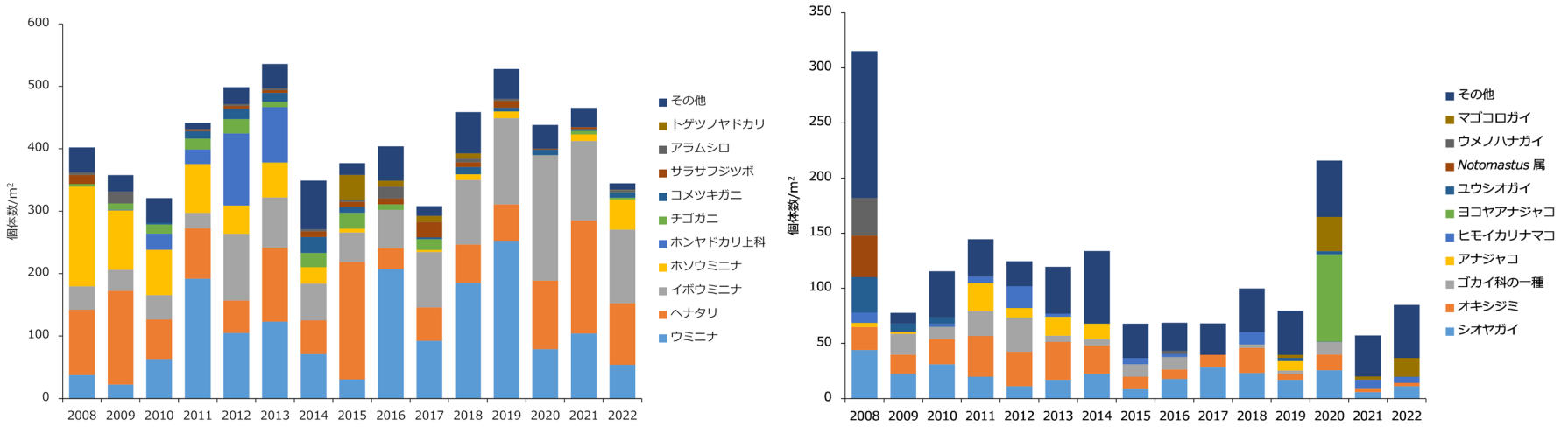


図 3-2-4-37.　各調査年における表在性動物の密度（左）と埋在性動物の密度の変移（右）を示す。それぞれ定量調査で確認された出現個体数の多い上位 10 種を示す

群集構造の経年変化

2011～2022 年に得られた定性データと定量データを用いて、ポイント毎に底生動物の群集構造解析を行った。各調査年における定性調査と定量調査における全出現種の在不在データと、各調査年の定量調査で得られた個体数密度データのそれぞれを用い、サンプル間の群集構造類似度を算出し、得られた類似度をもとに、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。サンプルを一定の群集構造類似度に基づいていくつかのグループ（クラスター）に分けるため、nMDS と同じデータによるクラスター解析を行った。解析に先立ち、1 個体のみ出現した種は解析から除外し、個体数密度データについては平方根変換した。群集構造類似度として、在不在データについては Jaccard 係数、個体数密度データについては Bray-Curtis 類似度を用いた。

次に、クラスター間の群集構造の違いについて、One-way Analysis of Similarity （ANOSIM）を用いて統計的な比較を行った。また、同じデータセットを用いて、類似度百分率（SIMPER）法により各クラスター群の群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を抽出した。一連の解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）及び R version 4.3.0（R Core Team 2023）を用いた。

クラスター解析による各ポイント間の類似性を表すデンドログラム並びに、nMDS によるポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 3-2-4-38 に示す。

One-way ANOSIM により類似度 24%と 30%でそれぞれ定義された在不在データのクラスターa～g 及び個体数密度データのクラスターa～d のクラスター間における群集構造の有意差を検討した結果、在不在データでは c、d、f を除く全群間で、個体数密度データでは a-c 間、a-d 間を除く全群間で群集構造が有意に異なっていることが示された。在不在データを用いたクラスター解析の結果より、干潟上部（U）のデータがクラスターa～b に、下部（L）のデータがクラスターc～g に分類された。個体数密度のデータにおいても、2019 年の BU と 2015 年の AL ポイントを除き、干潟上部がクラスターb に、下部がクラスターc～d に分類された。これらのことから、干潟上部（U）と下部（L）の間では群集構造が異なることが示された。また、在不在データでは、干潟上部と下部の両方において A エリアと B エリアでクラスターが分かれた。個体数密度のデータでも、干潟下部では AL と BL でクラスターが分岐し、干潟上部では同一クラスターに分類されたものの、nMDS 解析の結果からクラスター内で AU と BU のデータのプロットが分かれて配置された。このことから、干潟の上部と下部間の違いほどではないものの、A エリアと B エリア間でも群集構造が異なっていることが示された。

類似度百分率（SIMPER）法により各クラスターの群集を特徴づける典型種を推定した結果、干潟上部（AU、BU）では表在性の巻貝類であるウミニナとヘナタリ、埋在性二枚貝類のアサリ（口絵 4）が典型種として検出され、これに加えて AU ではチゴガニが、BU ではコメツキガニが典型種として検出された。このことから、AU と BU では群集構造に対する寄与率の高い典型種に違いが見られた。また、干潟下部の AL と BL では、表在性巻貝類の種構成に違いが見られ、AL ではイボウミニナに加えてアラムシロ、ウミニナ、ホソウミニナが、BL ではイボウミニナに加えてヘナタリが典型種として検出され、群集構造に対する寄与率の高い典型種に違いが見られた。

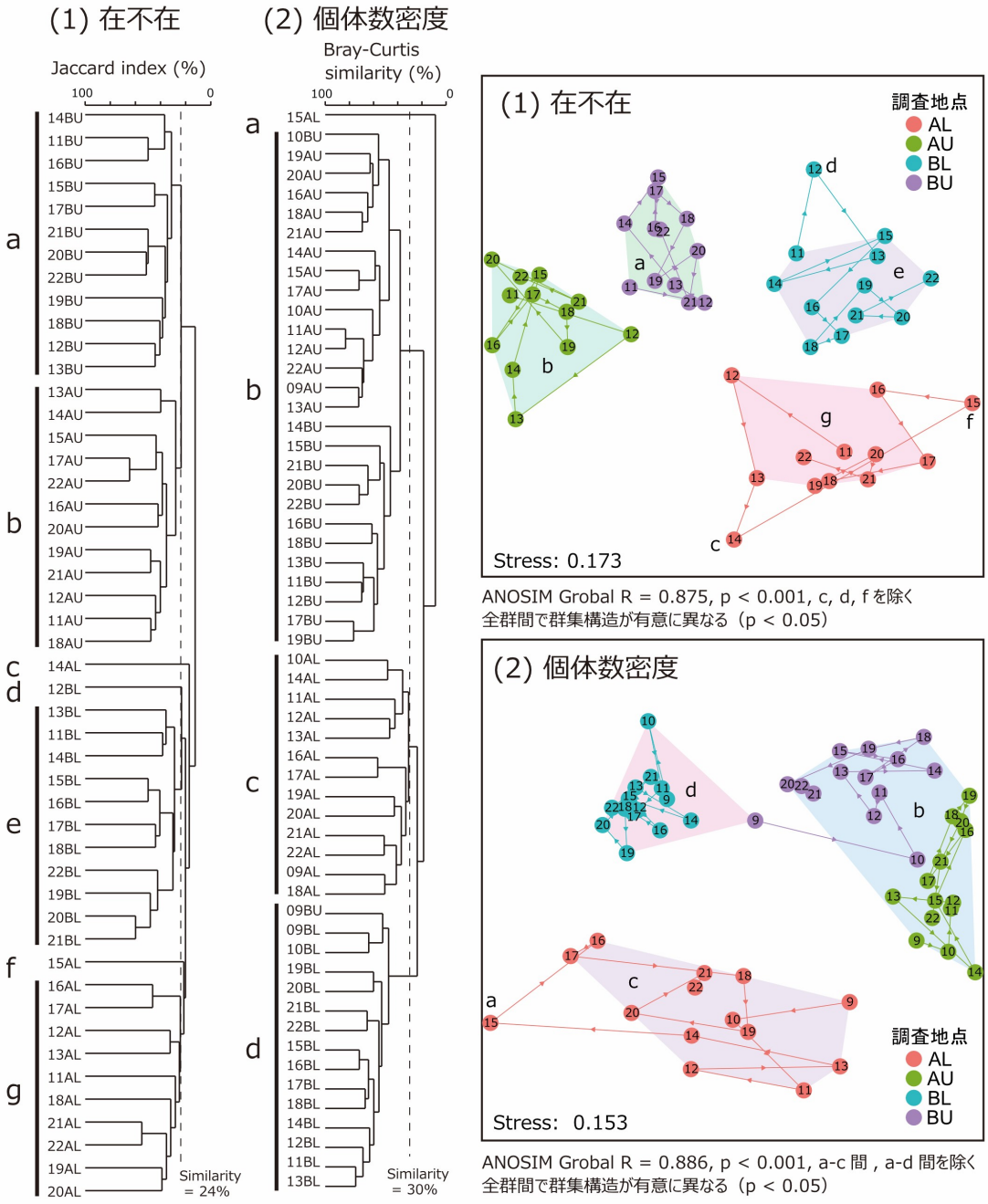


図 3-2-4-38.　英虞湾サイトの 2011～2022 年の在不在データ（定性＋定量調査）（1）および個体数密度データ（2）に基づくクラスター解析（左）と非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果（右）。2008 の定量調査では 1 mm の篩が使用され，定性調査はサイト全体で実施されているため，2008 年のデータは解析から除外。2009 年と 2010 年の在不在データはポイントが区別されていないため（定性調査はエリア毎に実施されているため），解析から除外。AM と BM は 2008 年と 2009 年のみの調査のため，解析から除外。在不在データでは期間を通して 1 回しか記録の無い種を除外し，Jaccard 係数を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。個体数密度データでは，期間を通して 1 個体のみ記録された種を除外し，平方根変換した個体数密度データから Bray-Curtis 非類似度を算出して群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルの数字は調査年の下 2 桁を，アルファベットは調査エリア（A，B）と調査ポイント（潮間帯下部：L，潮間帯上部：U）を示す。在不在データは類似度 24%で a～g の，個体数密度データでは類似度 30%で a～d のクラスターをそれぞれ定義し，各クラスター間で群集構造が有意に異なるかを検討するために One-way ANOSIM を行った。nMDS の図では各クラスターをポリゴンで囲うとともに同ポイントのプロットを経年的に直線で結んだ。

まとめ（考察）

英虞湾サイトでは、調査期間中に干潟内で大きな人為的な改変はなく、気象現象による顕著な影響も見られなかった。優占種の種構成にも大きな変動は見られなかったが、表在性のイボウミニナ、埋在性のアナジャコ類やマゴコロガイの増加が見られた。また、本サイトは、潮間帯上部の塩性湿地や岩礁等様々な生息環境を有することから、レッドリスト掲載種が継続的に生息できる干潟である。また、レッドリスト掲載種のうち絶滅危惧 I 類、II 類の種が多く確認されており、そのうち南方系種が多いことが特徴である。これらのうちシラオガイ、ユキガイ、シオヤガイについては、本サイト周辺が分布の北限である可能性がある。

引用文献

Clarke KR, Gorley RN (2001) Primer (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) v5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E Ltd., Plymouth, 91 pp.

環境省自然環境局生物多様性センター (2008) 環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/

執筆者：木村妙子、阿部博和、金谷　弦

5） レッドリスト掲載種の出現動向

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、逸見泰久、
阿部博和、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

はじめに

種の絶滅を防止することは、我々の暮らす地球の生態系を守るための緊急課題である。なぜなら、一度絶滅してしまった種は、もはや我々の手で再生することは不可能だからである。国際自然保護連盟（IUCN）が 1966 年に、世界の絶滅のおそれのある野生生物をレッドリストとして初めて公表したことに端を発し、この報告書の表紙が赤色であったことから、それ以降、絶滅危惧種の一覧や解説書がそれぞれレッドリストやレッドデータブックと呼ばれるようになった。このような背景を受け、環境省では、1986 年から緊急に保護を要する動植物の種の選定調査を開始し、1991 年には、その結果を「日本の絶滅のおそれのある野生生物 - 脊椎動物編」及び「同 - 無脊椎動物編」として発行した。これまでに、環境省のレッドリストは 5 回改訂され、2020 年に改訂された「環境省レッドリスト 2020」には、5,748 種の絶滅危惧及び準絶滅危惧種、情報不足等が掲載されている（環境省 2020）。これまで環境省レッドリストでは、干潟に生息する底生動物については、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっていたが、環形動物等は含まれていなかった。そのため、環境省では、これまで未評価であった主に海域に生息する底生動物を含めた環境省版海洋生物レッドリストを作成し、2017 年 3 月に公表した（環境省 2017）。また、日本ベントス学会レッドデータ「干潟の絶滅危惧動物図鑑―海岸ベントスのレッドデータブック 2012」では、干潟に生息する底生動物に特化して、各種の絶滅に対するリスクを評価し、各カテゴリーを付与している（日本ベントス学会 2012）。これにより、さまざまな分類群に属する干潟の底生動物に関して絶滅のおそれに対する評価基盤が整ったと言える。

これらのレッドリストにおいて「絶滅危惧種」は、絶滅の危機に瀕している種を「絶滅危惧 I 類（CR+EN）」、その中でもごく近い将来における野生での絶滅の危険性が極めて高いものを「絶滅危惧 IA 類（CR）」、IA 類ほどではないが近い将来における野生での絶滅の危険性が高いものを「絶滅危惧 IB 類（EN）」とし、絶滅の危険が増大している種を「絶滅危惧 II 類（VU）」として整理している。また、絶滅危惧種以外にも、現時点での絶滅危険度は小さいが生息条件の変化によっては「絶滅危惧」として上位カテゴリーに移行する要素を有するものを「準絶滅危惧（NT）」とし、「絶滅危惧種」である可能性が高いが、いずれのカテゴリーに含まれるかを評価するだけの情報が不足している種「情報不足（DD）」としている。

ここでは、全 10 サイト（2 つの協力サイトを含む）の 2008～2022 年の 15 年間における調査で記録された底生動物のうち「レッドリスト掲載種」について、各カテゴリー（絶滅危惧 I 類、IA 類、IB 類（CR+EN、CR、EN）、絶滅危惧 II 類（VU）、準絶滅危惧（NT）、情報不足（DD））の出現状況を取りまとめる。

各サイトのレッドリスト掲載種数

全 10 サイトの 2008～2022 年の 15 年間における調査で確認された底生動物の総出現種数とレッドリスト掲載種の数をサイト毎に表 3-2-5-1 に示す。

15 年間の調査において全 10 サイトで確認されたレッドリスト掲載種は合計 234 種であり、総出現種数（1,600 種（同定不可能種を含む））の 14.6%を占めていた。

最も多くレッドリスト掲載種が確認されたサイトは石垣川平湾サイトで 91 種であり、次いで南紀田辺と中津干潟、永浦干潟サイトで 61 種、英虞湾サイトで 58 種であった。最も少なかったサイトは厚岸サイトで 9 種、次いで松川浦、汐川干潟サイト（36 種）であった。特に石垣川平湾サイトでは、2 番目にレッドリスト掲載種が多かったサイトよりも、30 種を上回る、非常に多くの希少な種が確認された。

各サイトの総出現種数に占めるレッドリスト掲載種の割合が最も高かったサイトは、英虞湾サイトで 24.6%、次いで汐川干潟サイト（23.7%）、石垣川平湾サイト（20.9%）、松名瀬干潟サイト（20.6%）、中津干潟サイト（20.1%）であった。一方、最も低かったサイトは、厚岸サイトで 5.3%、次いで松川浦サイト（12.2%）であった。

レッドリスト掲載種のうち絶滅危惧種（I 類と II 類）に注目すると、絶滅危惧 I 類の種は厚岸サイトのみ確認されず、絶滅危惧 II 類は全サイトで確認された。また、絶滅危惧種の出現割合が最も高いサイトは英虞湾サイトで 10.2%、次いで中津干潟サイト（9.9%）、汐川干潟と松名瀬干潟サイト（8.6%）の順であり、他のサイトよりも倍近く高い値であった。なお、最も低かったサイトは厚岸サイトで 0.6%、次いで松川浦サイト（2.0%）、盤洲干潟サイト（3.2%）であった。

レッドリスト掲載種が出現する割合は、琉球列島に位置する石垣川平湾サイトと、中部太平洋沿岸の 3 サイト、瀬戸内海沿岸に位置する中津干潟サイトで高く、その一方で北海道と東北のサイトで少なかった。特に、絶滅危惧種の割合が高い中部太平洋沿岸と瀬戸内海の中津干潟サイトは、希少な種の生息場所として重要であることから、これらの生息環境の保全に対して十分に注意を払う必要がある。

表 3-2-5-1．各サイトのレッドリスト掲載種の総出現種数

	厚岸	松川浦	盤洲干潟	汐川干潟	南紀田辺	中津干潟	永浦干潟	石垣川平湾	松名瀬干潟	英虞湾
総出現種数	169	296	282	152	381	304	420	436	209	236
レッドリスト掲載種の出現種数	9	36	43	36	61	61	61	91	43	58
絶滅危惧I類:CR＋EN	0	0	0	0	2	10	5	5	1	4
絶滅危惧IA類:CR	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
絶滅危惧IB類:EN	0	1	5	2	2	4	3	2	4	5
絶滅危惧II類:VU	1	5	4	11	10	16	13	14	13	15
準絶滅危惧:NT	6	21	30	21	44	28	38	64	25	32
情報不足:DD	1	6	4	2	3	3	2	5	0	2
レッドリスト掲載種の出現割合（%）	5.3	12.2	15.2	23.7	16.0	20.1	14.5	20.9	20.6	24.6
絶滅危惧種の出現割合（%）	0.6	2.0	3.2	8.6	3.7	9.9	5.0	5.0	8.6	10.2

レッドリスト掲載種の出現動向

全 10 サイトにおける 15 年間の調査で出現した各サイトのレッドリスト掲載種（絶滅のおそれのある地域個体群を除く）について、カテゴリー毎に各年の出現動向をまとめる（表 3-2-5-2）。

出現したレッドリスト掲載種の数が最も多かった年は 2019 年の 126 種であり、次いで 2021 年（122 種）、2017 年（120 種）、2018 年（117 種）、2022 年（116 種）であった。最も少なかった年は 2009 年の 63 種であり、次いで 2008 年（67 種）であった。種数は、2010 年から 2012 年にかけては 90 種前後で、2013 年から 2016 年にかけては 100 種前後で推移した。2017 年には 120 種が確認され、やや増加傾向にあったが、2018 年以降も 120 種前後を推移し、高止まりの状態が続いていた。

調査開始から毎年継続して確認された種は、絶滅危惧 I 類で 2 種、絶滅危惧 II 類で 7 種、準絶滅危惧で 20 種、情報不足は 1 種で、合計 30 種であり、レッドリスト掲載種全体のうち 13%であった。

絶滅危惧 I 類で毎年確認された種は、シマヘナタリとツバサゴカイ（口絵 5）であった。次いで、クロヘナタリが 2009 年を除く 14 回、ゴマフダマが 2008～2009 年を除く 13 回、それぞ

れ確認された。2017 年以降に注目すると、2018 年に調査開始以降初めて確認されたイタボガキが、その年以降毎年継続して出現した。また、近年になって初めて確認された種として、2021 年にキザハシクビキレ、2017 年にヒメシイノミミミガイ、2019 年にアツクチハマシイノミが挙げられる。一方で、2011 年にオウギウロコガイが、2008 年にセンベイアワモチが、2013 年にウネハナムシロが、2012 年にバンズマメガニが、2015 年にムツアシガニが、2016 年にニンジンイソギンチャクが、それぞれ 1 回のみ確認されたもののそれ以降は確認されていない。さらに、オオヨコナガピンノは、15 年間の調査で 3 回出現したが、2019 年に記録されて以降は確認されていない。

絶滅危惧 II 類で毎年確認された種は、イボウミニナ、コゲツノブエ（口絵 4）、カワアイ、オカミミガイ、ヤミヨキセワタ、ハクセンシオマネキ（口絵 5）、ウモレベンケイガニ（口絵 3）であった。次いで、ハマグリ（口絵 5）とマツカワウラカワザンショウ（口絵 3）が 2011 年を除く 14 回、シオマネキが 2009 年と 2012 年を除く 13 回確認された。また、日本ベントス学会レッドリスト掲載種のマキガイイソギンチャクは 2008 年と 2009 年、2012 年を除く 12 回確認された。2017 年以降に注目すると、2018 年にアマミクビキレとオヤイヅオキナガイ、イリエゴウナが、2019 年に、ヒモイカリナマコツマミガイとウルシヌリハマシイノミが、調査開始以降初めて確認された。一方で、2008 年にテリザクラとハナグモリが、2014 年にゴマツボモドキが、2016 年にワカウラツボが、2013 年にウモレマメガニが、2011 年と 2012 年にアリアケモドキが、それぞれ 1 回あるいは 2 回のみ確認されたもののそれ以降は確認されていない。さらに、イオウハマグリは、15 年間の調査で 7 回出現したが、2019 年に記録されて以降、確認されていない。

準絶滅危惧で毎年確認された種は、貝類でウミニナやユウシオガイ等の 13 種、甲殻類でヒメヤマトオサガニ（口絵 5）やマメコブシガニ等の 7 種であった。2017 年以降に注目すると、2018 年にムラクモキジビキガイが、2017 年にキバウミニナとニセヒロクチカノコが、それぞれ調査開始以降初めて確認され、その後、概ね継続して記録された。また、キンランカノコ、リシケタイラギ、ニッポンマメアゲマキ、ハスメザクラ、コトツブ、スネナガイソガニは、それぞれ 15 年間の調査で 6 回以上出現したが、概ね 2020 年以降は確認されていない。さらに、ヒロクチソトオリガイは、2008～2014 年までに 4 回出現したが、2015 年からは確認されていない。

情報不足の種で毎年確認された種は、テナガツノヤドカリであった。また、ガタヅキとカハタレカワザンショウ、ウミサボテン、ヒメドロソコエビが 2010 年以降、概ね継続して確認された。2017 年以降に注目すると、カワラピンノとヤドリムツアシガニが 2017 年に、カネココブシガニとモバホソスナモグリ、ノコバスナモグリ、シモダギボシムシが 2018 年に、トーマスヒメシャコが 2021 年に初めて確認された。なお、2017 年まで概ね継続して確認されていたアシベマスオが、2018～2021 年にかけて記録されなかった。

表 3-2-5-2. 各調査年におけるレッドリスト掲載種の各カテゴリーの出現状況。各カテゴリーの下部は日本ベントス学会レッドデータ（NBRD）にのみ掲載されている種

				2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	
カテゴリー		和名	種類	67種	63種	88種	90種	87種	105種	100種	108種	99種	120種	117種	126種	107種	122種	116種	出現回数
絶滅危惧Ⅰ類	CR	キザハシクビキレ	貝類														●		1
(24)	CR+EN	シマヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	CR+EN	クロヘナタリ	貝類	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
	CR+EN	ゴマフダマ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	CR+EN	イチョウシラトリ	貝類	●		●			●	●	●		●	●	●	●	●	●	11
	CR+EN	シイノミミガイ	貝類		●	●	●	●				●	●	●	●	●	●	●	11
	CR+EN	マルテンスマツムシ	貝類			●	●		●				●	●	●	●	●	●	9
	CR+EN	ホソコオロギ	貝類						●	●	●			●	●	●		●	7
	CR+EN	コオキナガイ	貝類	●		●		●				●		●				●	6
	CR+EN	イタボガキ	貝類											●	●	●	●	●	5
	CR+EN	ニッコウガイ	貝類						●		●	●					●		4
	CR+EN	ヘゴノメミミガイ	貝類								●		●				●	●	4
	CR+EN	ヒメシイノミミミガイ	貝類										●					●	2
	CR+EN	オウギウロコガイ	貝類				●												1
	CR+EN	アツクチハマシイノミ	貝類												●				1
	CR+EN	センベイアワモチ	貝類	●															1
	CR+EN	ウネハナムシロ	貝類						●										1
	CR+EN	カブトガニ	甲殻類							●	●		●	●	●		●	●	7
	EN	ウチノミカニダマシ	甲殻類						●		●		●	●	●			●	6
	EN	オオヨコナガピンノ	甲殻類	●						●					●				3
	EN	バンズマメガニ	甲殻類					●											1
	EN	ツバサゴカイ	多毛類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
*絶滅危惧Ⅰ類	EN	ニンジンイソギンチャク	刺胞動物									●							1
(NBRD)	EN	ムツアシガニ	甲殻類								●								1
絶滅危惧Ⅱ類	VU	イボウミニナ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
(42)	VU	コゲツノブエ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	VU	カワアイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	VU	オカミミガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	VU	ヤミヨキセワタ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	VU	ハマグリ	貝類	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
	VU	マツカワウラカワザンショウ	貝類	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
	VU	ヒメマスオ	貝類			●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●		11
	VU	オオシンデンカワザンショウ	貝類		●	●		●					●		●	●	●	●	8
	VU	イオウハマグリ	貝類		●	●	●	●					●	●	●				7
	VU	リュウキュウアリソガイ	貝類				●	●	●		●		●					●	6
	VU	ドロアワモチ	貝類			●							●	●	●	●		●	6
	VU	ヤエヤマヒルギシジミ	貝類							●	●		●	●	●				5
	VU	ヒシガイ	貝類	●		●	●								●				4
	VU	チガイザクラ	貝類				●						●			●	●		4
	VU	ヌノメホソクチキレ	貝類							●				●	●			●	4
	VU	キヌカツギハマシイノミ	貝類	●		●								●			●		4
	VU	オオトゲウネガイ	貝類									●	●			●			3
	VU	エレガントカドカド	貝類							●			●			●			3
	VU	アマミクビキレ	貝類											●	●	●			3
	VU	ロウイロトミガイ	貝類			●			●								●		3
	VU	ナラビオカミミガイ	貝類									●	●					●	3
	VU	クリイロコミミガイ	貝類	●													●		2
	VU	ニワタズミハマシイノミ	貝類							●								●	2
	VU	オヤイヅオキナガイ	貝類											●					1
	VU	テリザクラ	貝類	●															1
	VU	ハナグモリ	貝類	●															1
	VU	ヒモイカリナマコツマミガイ	貝類												●				1
	VU	ゴマツボモドキ	貝類							●									1
	VU	ワカウラツボ	貝類									●							1
	VU	イリエゴウナ	貝類											●					1
	VU	ウルシヌリハマシイノミ	貝類												●				1
	VU	ユキスズメ	貝類							●									1
	VU	ハクセンシオマネキ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	VU	ウモレベンケイガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	VU	シオマネキ	甲殻類	●		●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	VU	ギボシマメガニ	甲殻類			●						●		●		●	●		5
	VU	コブシアナジャコ	甲殻類						●		●								2
	VU	ウモレマメガニ	甲殻類						●										1
*絶滅危惧Ⅱ類	VU	ミナミエラコ	多毛類							●	●	●	●	●	●	●	●	●	9
(NBRD)	VU	マキガイイソギンチャク	刺胞動物			●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
	VU	アリアケモドキ	甲殻類				●	●											2

（続き）表 3-2-5-2．各調査年におけるレッドリスト掲載種の各カテゴリーの出現状況。各カテゴリーの下部は日本ベントス学会レッドデータ（NBRD）にのみ掲載されている種

カテゴリー		和名	種類	2008年 67種	2009年 63種	2010年 88種	2011年 90種	2012年 87種	2013年 105種	2014年 100種	2015年 108種	2016年 99種	2017年 120種	2018年 117種	2019年 126種	2020年 107種	2021年 122種	2022年 116種	出現回数
準絶滅危惧	NT	クチバガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
（143）	NT	オオノガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ユウシオガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	サビシラトリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	シオヤガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ウミニナ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	アッケシカワザンショウ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	クリイロカワザンショウ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	フトヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ツボミ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	イボキサゴ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ヒロクチカノコ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ミヤコドリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	14
	NT	ムシロガイ	貝類	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
	NT	カワラガイ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	NT	トガリユウシオガイ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	NT	スダレハマグリ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	NT	ヒナタムシヤドリカワザンショウ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	NT	シラオガイ	貝類			●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	12
	NT	ヨシダカワザンショウ	貝類	●	●	●		●	●	●	●		●	●		●	●	●	12
	NT	ウスコミミガイ	貝類		●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
	NT	ヒメカノコ	貝類				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
	NT	シカメガキ	貝類				●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	11
	NT	ハザクラ	貝類	●		●	●	●	●	●	●	●				●	●	●	11
	NT	ケマンガイ	貝類				●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	11
	NT	カヤノミカニモリ	貝類		●		●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	11
	NT	カワグチツボ	貝類		●	●	●	●	●	●				●	●	●	●	●	11
	NT	カニノテムシロ	貝類		●	●				●	●	●	●	●	●	●	●	●	11
	NT	スジホシムシモドキヤドリガイ	貝類	●	●	●				●	●	●	●	●	●			●	10
	NT	ユキガイ	貝類		●	●	●		●		●		●		●	●	●	●	10
	NT	ヤマトシジミ	貝類	●					●	●	●	●	●		●	●	●	●	10
	NT	シゲヤスイトカケギリ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●			●	●		10
	NT	テングニシ	貝類						●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	10
	NT	クシケマスオ	貝類	●	●	●				●		●			●	●	●	●	9
	NT	ツブカワザンショウ	貝類		●	●		●			●	●		●		●	●		8
	NT	エドガワミズゴマツボ	貝類				●	●	●	●				●	●	●	●		8
	NT	キンランカノコ	貝類		●		●	●	●	●	●			●	●				8
	NT	リシケタイラギ	貝類				●	●	●		●	●	●	●					7
	NT	ミクニシボリザクラ	貝類			●	●		●		●	●			●		●		7
	NT	イロタマキビ	貝類					●					●	●	●	●	●	●	7
	NT	ニッポンマメアゲマキ	貝類		●			●			●	●	●		●				6
	NT	ハスメザクラ	貝類	●	●	●	●							●	●				6
	NT	オイノカガミ	貝類			●	●				●		●	●			●		6
	NT	コトツブ	貝類			●			●	●		●	●		●				6
	NT	マゴコロガイ	貝類			●									●	●	●	●	5
	NT	タイラギ	貝類	●	●	●									●			●	5
	NT	ムラクモキジビキガイ	貝類											●	●	●	●	●	5
	NT	キバウミニナ	貝類										●	●	●		●	●	5
	NT	ニセヒロクチカノコ	貝類										●	●	●		●	●	5
	NT	ヒロクチソトオリガイ	貝類	●			●	●		●									4
	NT	イソハマグリ	貝類				●		●				●					●	4
	NT	オキナワヒシガイ	貝類							●					●	●		●	4
	NT	ウズザクラ	貝類								●	●				●		●	4
	NT	シラギク	貝類				●		●	●							●		4
	NT	ミナミウロコガイ	貝類										●	●	●				3
	NT	ツマベニマメアゲマキ	貝類									●		●			●		3
	NT	ネジマガキ	貝類				●						●				●		3
	NT	オハグロガイ	貝類				●							●	●				3
	NT	ヒゲマキシイノミミミガイ	貝類						●	●		●							3
	NT	ヒメヒラシイノミ	貝類											●			●	●	3
	NT	クロヒラシイノミ	貝類						●		●					●			3
	NT	ヒラマキアマオブネ	貝類										●				●	●	3
	NT	コヤスツララ	貝類				●		●		●								3

（続き）表 3-2-5-2. 各調査年におけるレッドリスト掲載種の各カテゴリーの出現状況。各カテゴリーの下部は日本ベントス学会レッドデータ（NBRD）にのみ掲載されている種

カテゴリー		和名	種類	2008年 67種	2009年 63種	2010年 88種	2011年 90種	2012年 87種	2013年 105種	2014年 100種	2015年 108種	2016年 99種	2017年 120種	2018年 117種	2019年 126種	2020年 107種	2021年 122種	2022年 116種	出現回数
	NT	コケガラス	貝類					●			●								2
	NT	マスオガイ	貝類				●											●	2
	NT	サクラガイ	貝類			●			●										2
	NT	ザンノナミダ	貝類	●						●									2
	NT	リュウキュウナミノコ	貝類				●											●	2
	NT	タガソデモドキ	貝類		●						●								2
	NT	オミナエシハマグリ	貝類				●		●										2
	NT	クレハガイ	貝類													●	●		2
	NT	ムシヤドリカワザンショウ	貝類	●													●		2
	NT	フドロ	貝類			●	●												2
	NT	アダムスタマガイ	貝類									●	●						2
	NT	ネコガイ	貝類				●								●				2
	NT	ヌカルミクチキレ	貝類		●										●				2
	NT	ツバサカノコ	貝類													●		●	2
	NT	ゴマセンベイアワモチ	貝類										●		●				2
	NT	コハクマメアゲマキ	貝類												●				1
	NT	ユンタクシジミ	貝類				●												1
	NT	オサガニヤドリガイ	貝類					●											1
	NT	ベッコウマメアゲマキ	貝類								●								1
	NT	モモノハナ	貝類													●			1
	NT	ダイミョウガイ	貝類			●													1
	NT	ショウゴインツキガイ	貝類								●								1
	NT	クビキレガイモドキ	貝類		●														1
	NT	ハブタエセキモリ	貝類											●					1
	NT	テンセイタマガイ	貝類								●								1
	NT	ツツミガイ	貝類					●											1
	NT	ウネイトカケギリ	貝類						●										1
	NT	ネジヒダカワニナ	貝類										●						1
	NT	ヌノメチョウジガイ	貝類											●					1
	NT	マンガルツボ	貝類							●									1
	NT	ヒナユキスズメ	貝類						●										1
	NT	コウモリカノコ	貝類												●				1
	NT	シマカノコ	貝類												●				1
	NT	クサイロカノコ	貝類									●							1
	NT	オサガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ヒメヤマトオサガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	クシテガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ユビアカベンケイガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ハマガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	ヒメアシハラガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	NT	サラサフジツボ	甲殻類	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	NT	マングローブテッポウエビ	甲殻類	●	●	●	●	●	●		●	●	●		●	●	●	●	13
	NT	トリウミアカイソモドキ	甲殻類	●			●	●		●	●	●		●	●	●	●	●	11
	NT	アカホシマメガニ	甲殻類					●	●			●	●	●		●	●		7
	NT	フジテガニ	甲殻類						●				●		●	●	●	●	6
	NT	ベンケイガニ	甲殻類					●				●			●	●	●	●	6
	NT	ミナミアシハラガニ	甲殻類							●		●		●	●		●	●	6
	NT	コムラサキオカヤドカリ	甲殻類						●						●	●	●	●	5
	NT	ムツハアリアケガニ	甲殻類	●	●	●							●						4
	NT	メナシピンノ	甲殻類	●					●	●									3
	NT	オキナワヒライソガニ	甲殻類										●				●		2
	NT	ホルトハウスオサガニ	甲殻類										●	●					2
	NT	ヤドリカニダマシ	甲殻類							●									1
	NT	リュウキュウシオマネキ	甲殻類												●				1
	NT	ヨコナガモドキ	甲殻類															●	1
	NT	タイワンヒライソモドキ	甲殻類			●													1
	NT	スジホシムシモドキ	多毛類	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	14
	NT	イトメ	多毛類		●	●	●	●	●	●	●	●			●	●	●	●	12
	NT	スジホシムシ	多毛類	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		12
	NT	ムギワラムシ	多毛類			●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
	NT	ユムシ	多毛類		●								●				●		3
	NT	ミサキギボシムシ	ギボシムシ類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
準絶滅危惧	NT	マメコブシガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
(NBRD)	NT	チゴイワガニ	甲殻類		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
	NT	ツノメチゴガニ	甲殻類						●	●	●	●	●	●	●	●		●	9
	NT	マルテツノヤドカリ	甲殻類						●	●	●		●	●	●	●	●	●	9
	NT	ルリマダラシオマネキ	甲殻類						●	●		●	●	●	●	●		●	8
	NT	スネナガイソガニ	甲殻類	●	●	●				●			●	●	●				7
	NT	アンバルツノヤドカリ	甲殻類						●		●	●	●			●			5
	NT	ヒメメナガオサガニ	甲殻類				●		●									●	3
	NT	メナガオサガニ	甲殻類	●								●		●					3
	NT	ホソウデヒシガニ	甲殻類					●										●	2
	NT	フタバカクガニモドキ	甲殻類								●				●				2
	NT	ヒメシオマネキ	甲殻類														●		1
	NT	ツノガニ	甲殻類										●						1
	NT	ヒラモクズガニ	甲殻類											●					1
	NT	シダレイトゴカイ	多毛類					●		●									2
	NT	ニッポンフサゴカイ	多毛類					●		●			●	●	●				5
	NT	ホウザワイソギンチャク	刺胞動物	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	14

（続き）表 3-2-5-2. 各調査年におけるレッドリスト掲載種の各カテゴリーの出現状況。各カテゴリーの下部は日本ベントス学会レッドデータ（NBRD）にのみ掲載されている種

カテゴリー		和名	種類	2008年 67種	2009年 63種	2010年 88種	2011年 90種	2012年 87種	2013年 105種	2014年 100種	2015年 108種	2016年 99種	2017年 120種	2018年 117種	2019年 126種	2020年 107種	2021年 122種	2022年 116種	出現回数
情報不足	DD	ガタヅキ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
(25)	DD	カハタレカワザンショウ	貝類		●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	13
	DD	アシベマスオ	貝類	●		●			●	●	●	●	●					●	8
	DD	ヒガタヨコイトカケギリ	貝類						●	●	●	●	●		●		●	●	8
	DD	テナガツノヤドカリ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
	DD	ハサミカクレガニ	甲殻類					●			●		●	●	●	●	●		7
	DD	ブビエスナモグリ	甲殻類								●		●	●	●		●	●	6
	DD	アマミマメコブシガニ	甲殻類								●				●	●		●	4
	DD	ツノナシイボガザミ	甲殻類								●				●		●		3
	DD	カワラピンノ	甲殻類										●				●		2
	DD	ヤドリムツアシガニ	甲殻類										●	●					2
	DD	カネココブシガニ	甲殻類											●					1
	DD	アリアケヤワラガニ	甲殻類		●														1
	DD	モバホソスナモグリ	甲殻類											●					1
	DD	ノコバスナモグリ	甲殻類											●					1
	DD	ホンコンマメガニ	甲殻類				●												1
	DD	アナジャコウロコムシ	多毛類									●			●	●	●		4
	DD	シモダギボシムシ	ギボシムシ類											●					1
情報不足	DD	ヒメドロソコエビ	甲殻類			●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
(NBRD)	DD	トーマスヒメシャコ	甲殻類														●		1
	DD	ヒガタケヤリムシ	多毛類									●	●				●		3
	DD	カンテンフサゴカイ	多毛類								●		●				●		3
	DD	オロチヒモムシ	ヒモムシ類	●				●	●		●				●	●	●	●	9
	DD	ウミサボテン	刺胞動物			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
	DD	ウチワイカリナマコ	棘皮動物						●	●									2

まとめ

前回のとりまとめでは 2008～2016 年の 9 年間の調査において、環境省レッドリスト 2020 及び環境省版海洋生物レッドリストの掲載種が 161 種確認されており（鈴木ほか 2019）、今回は同レッドリスト掲載種の 211 種が確認された。本調査において確認されるレッドリスト掲載種の総数は、年々増加している傾向が認められる。

レッドリスト掲載種のうち、これまで 15 年間にわたる調査で、一度しか記録されていない種は 51 種であった。また、数回にわたり記録されていたが近年の調査で確認されなくなった種が複数認められた。これらの種の確認の状況については、偶発的に出現したものなのか、あるいは生存してはいるが確認できなかった可能性も考えられる。しかしその他にもサイト周辺における生息環境の変化に左右されている可能性も否定できない。そのため、特にこれらの種の出現動向については、今後も引き続き注視していく必要がある。

引用文献

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html, 2024 年 2 月 21 日確認

環境省自然環境局 (2017) 環境省版海洋生物レッドリスト 2017. https://www.env.go.jp/press/103813.html, 2024 年 2 月 21 日確認

日本ベントス学会 (編) (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑 海岸ベントスのレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

鈴木 孝男, 木村 妙子, 古賀 庸憲, 多留 聖典, 浜口 昌巳, 逸見 泰久, 金谷 弦, 岸本 和雄, 仲岡 雅裕 (2019) レッドリスト掲載種の出現動向. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2016 年度とりまとめ報告書. 125-130. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

6） 底生動物の群集構造の経年変動

金谷　弦、阿部博和、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、
浜口昌巳、逸見泰久、岸本和雄、仲岡雅裕、鈴木孝男

はじめに

毎年調査では、干潟や植生帯、護岸・転石帯等で 15 分間の探索を行い、発見した底生動物を記録する定性調査と、単位面積（干潟の表面と底土中）当たりに生息する底生動物の個体数を計測する定量調査を実施している。

2008～2022 年までの 15 年分の在不在データ（在：1、不在：0、定性調査と定量調査における出現情報を合算したもの）並びに定量調査で得られた個体数密度データを用いて、それぞれのサイト・エリアにおける群集構造の経年変動と、全サイト間での群集構造の違いについて解析を行った。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、各サンプル間の群集類似度を算出した。得られた類似度をもとに、在不在データについては、非計量多次元尺度法（nMDS）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。また、サンプルを一定の群集構造類似度に基づいてグループ化するため、nMDS と同じデータによるクラスター解析も行った。個体数密度データについては、nMDS におけるストレス値が 0.2 を上回り、二次元平面上への投影に無理があると考えられたためクラスター解析のみを行った。

解析に先立ち、各サイト・各エリアの毎年の定性・定量調査で得られたデータを年毎に合算し、種の在不在データを作成した。一部の重複データ等を整理統合した 1,253 分類群のうち、1 サンプルにのみ出現した 390 分類群を除外した 863 分類群を解析に用いた。個体数密度データに関しては、643 分類群のうち、2 サンプル以下にのみ出現した 316 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いた。なお、除外した 316 分類群の個体数は全出現個体数の 0.93%であった、なお、汐川干潟・松名瀬干潟・英虞湾サイトの 2008 年データ（在不在データと個体数密度データ）及び中津干潟サイトの 2009 年在不在データは、調査手法等が異なるため解析から除外した。

結果及び考察

在不在データに基づく nMDS 及びクラスター解析の結果を図 3-2-6-1 と図 3-2-6-2 に、個体数密度データに基づくクラスター解析の結果を図 3-2-6-3 に示した。在不在データに基づく nMDS の結果を見ると、同じサイトのサンプルは二次元平面内で近い場所にプロットされていた。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされるため、これはサイト毎に特有の群集構造が成立していることを示している。

nMDS において、北海道（厚岸）及び沖縄県（石垣川平湾）のサンプルは、他のサイトと離れた位置にプロットされており、他のサイトとの間で群集構造の類似度が非常に低いことがわかる（図 3-2-6-1）。他の 8 サイトは、クラスター解析における樹形図の枝分かれパターンから、（1）関東・東北地方の 2 サイト（松川浦と盤洲干潟）に伊勢湾の松名瀬干潟 B エリアを加えたグループと、（2）伊勢三河湾以西の西日本に立地する 6 サイト（汐川干潟、松名瀬干潟 A エリア、英虞湾、南紀田辺、中津干潟、永浦干潟）からなる 2 グループに分けられた。

在不在データを用いた解析において、サンプルは類似度 38%を指標として a～s のクラスター群に分けられた（図 3-2-6-2）。クラスター群は概ねそれぞれのサイトやエリアと対応していたが、石垣川平湾（クラスターa～c）、松川浦（A エリア：g・j、B エリア：h・j）、中津干潟（B、C エリア共に k・l）、英虞湾サイト（A、B エリア共に o・p）では同じエリアのサンプルが異なるクラスター群に属し、経年的な変化が示唆された。また、南紀田辺の A エリアと中津干潟の A エリアは、サイトが異なるにもか

かわらず同一のクラスター群（s）に属していたことから、群集構造の類似性が高いと考えられた。

調査年とクラスター群を要因とした 2-way ANOSIM（Analysis of similarity）により、両要因による群集構造への影響を推定した。その結果、クラスター群については有意な効果が検出されたが（$p < 0.001$）、経年的な変動は有意では無かった（$p > 0.05$）。

次に、個体数密度データに基づいたクラスター解析の結果を見ると、在不在データの場合と同様に、サンプルは各サイトもしくはエリア毎にまとまってクラスターを形成していた（図 3-2-6-3）。石垣川平湾と厚岸のサンプルが他の 8 サイトとの類似度が最も低く、続いて東北地方の松川浦、盤洲干潟 B エリアと松名瀬干潟 B エリア、盤洲干潟 A エリアと中津干潟 B・C エリアがクラスターを形成した。伊勢三河湾以西の南紀田辺、汐川干潟、松名瀬干潟 A エリア、英虞湾、中津干潟 A エリアと永浦干潟は同一のクラスターを形成した。

個体数密度データを用いた解析において、サンプルは類似度 28%を指標として a〜x のクラスター群に分けられた。クラスター群は概ねそれぞれのサイトやエリアと対応していたが、厚岸 A エリア（クラスターe〜g）、松川浦（A エリア：b・j、B エリア：c・h・i）、松名瀬干潟 B エリア（l・s・w）、南紀田辺 B エリア（g・r）、中津干潟（A エリア：m・v・x、B エリア：m〜o、C エリア：n・o）では同じエリアのサンプルが異なるクラスター群に属し、経年的な変化が示唆された。個体数密度データを用いた解析においても調査年とクラスター群を要因とした 2-way ANOSIM を行ったところ、年・クラスター群ともに有意な効果が検出された（$p < 0.001$）。

今回の解析において、全国 10 サイトの干潟底生動物群集は、空間的に、また経年的にも変動していることが示された。nMDS の平面上では、同一サイト・エリアにおいて各調査年のサンプルが広い範囲に分布している場合、群集構造の経年変動が大きかったと考えることができる。例えば、松川浦サイトでは、東北地方太平洋沖地震の津波による大きなかく乱を受けたために 2011 年に群集構造が著しく変化し、その後徐々に回復しつつも震災前（2010 年）の状態には戻っていないことがわかる（図 3-2-6-1）。また、松名瀬干潟では、特に B エリアで 2011 年と 2013 年に他の調査年とは大きく異なる位置にサンプルがプロットされた。松名瀬干潟サイトの B エリアは河川の影響が大きい場所に位置しており、近年頻発する大型台風や大雨による河川の出水等のかく乱の影響と示唆される（本章の各サイトの状況「松名瀬干潟サイトー協力サイトー」を参照のこと）。石垣川平湾サイトにおいても、A・B 両エリアで各年のプロットが広い範囲に分布していたことから、底生動物の群集構造の経年変動が大きかったと推定された。石垣川平湾サイトにおける群集の経年変動とその要因については、第 4 章の「1. 磯と干潟における群集組成の時間的変動と緯度勾配との関連性」を参照されたい。

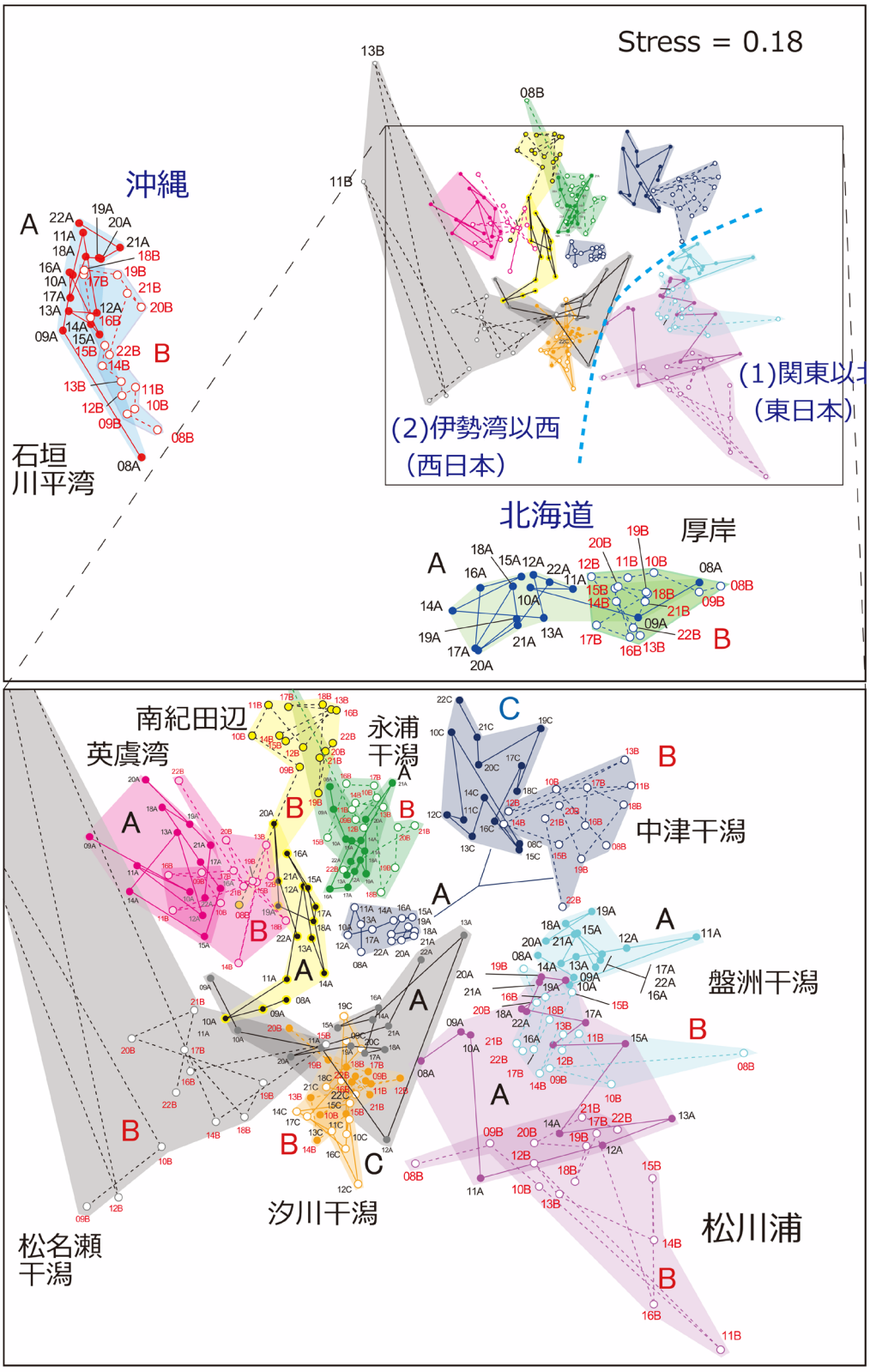


図 3-2-6-1. 在不在データ（定性＋定量調査）に基づく非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果。2008～2022 年のデータを用い、サンプル間の Bray-Curtis similarity 類似度を算出した．解析に際し、1 サンプルにのみ出現した種は除外した。サンプルラベルのアルファベット（A、B、C）は調査エリアを示し、数値は調査年（例：2020 年であれば 20）を示す。同サイト・同エリアのサンプルは経年的に直線・破線で結んだ。

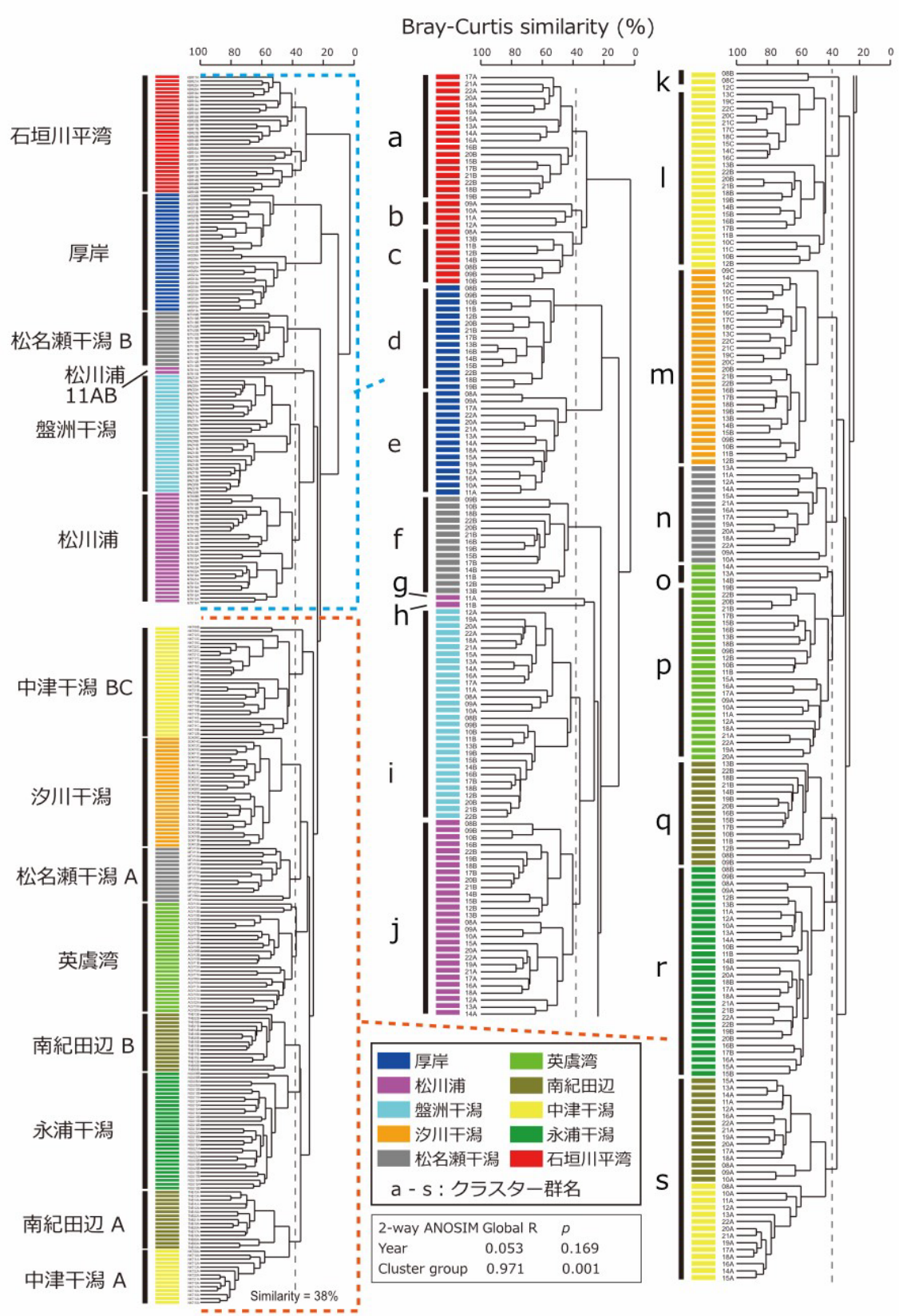


図 3-2-6-2. 在不在データに基づくクラスター解析の結果。nMDS（図 2-2-4-1）と同一のデータ（2008～2022 年）を用い、サンプル間の Bray-Curtis similarity 類似度を算出し、群平均法でデンドログラムを作成した。サンプルラベルのアルファベット（A、B、C）は調査エリアを示し、数値は調査年（例：2020 年であれば 20）を示す。解析に際し、1 サンプルにのみ出現した種は除外した。類似度 38%で a～s のクラスター群を定義し，年とクラスター群を要因とした 2-way ANOSIM の結果を示した。

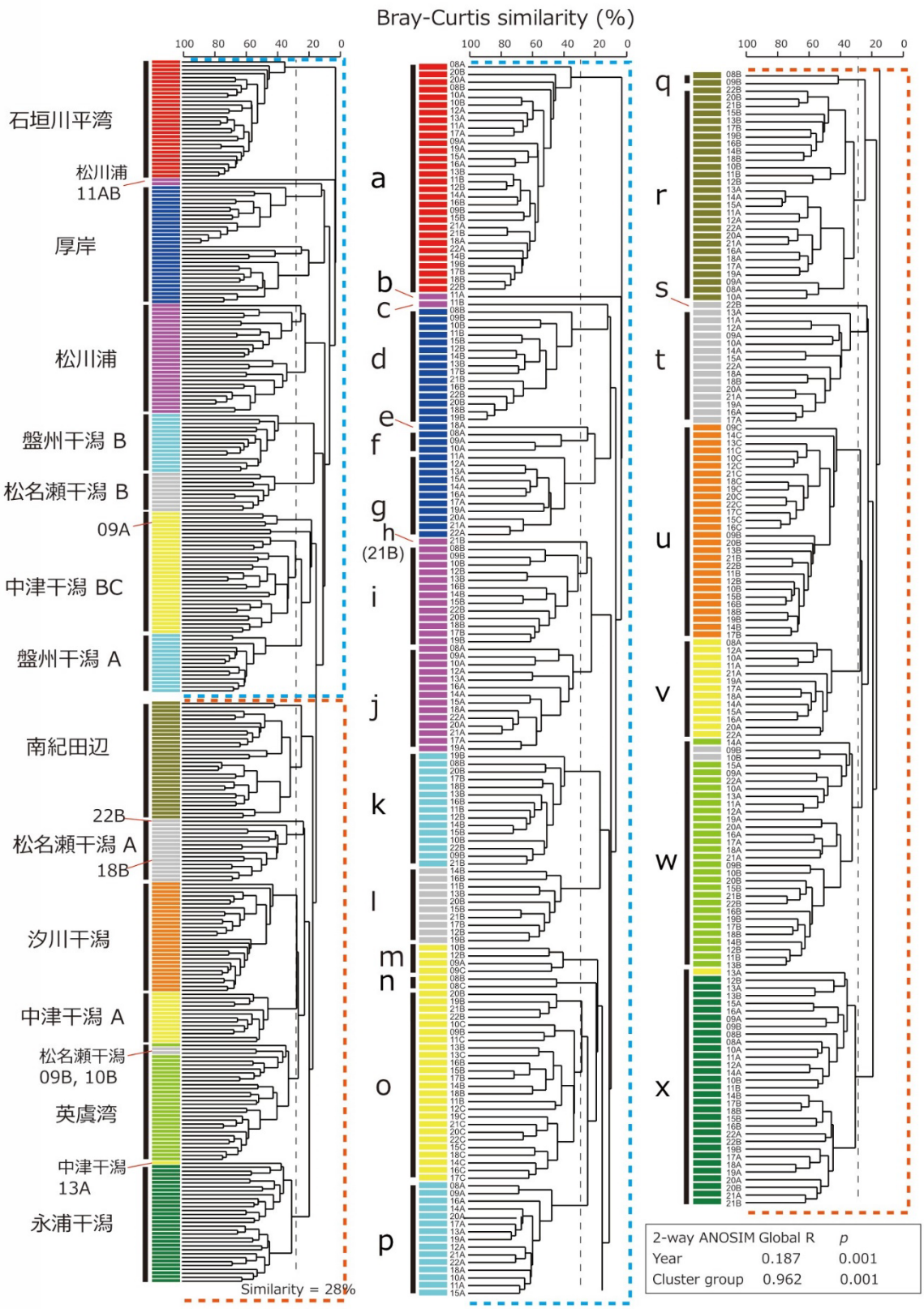


図 3-2-6-3.個体数密度データに基づくクラスター解析の結果。2008～2022 年のデータを用い、サンプル間の Bray-Curtis similarity 類似度を算出し、群平均法でデンドログラムを作成した。解析に際し、出現サンプル数が 2 サンプル以下の種は除外した。サンプルラベルのアルファベット（A、B、C）は調査エリアを示し、数値は調査年（例：2020 年であれば 20）を示す。類似度 28%で a～x のクラスター群を定義し、年とクラスター群を要因とした 2-way ANOSIM の結果を示した。

7） 干潟生態系のまとめと展望

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、逸見泰久、
阿部博和、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

まとめ

2008～2022 年の 15 年間のモニタリング調査において、各サイトで確認された底生動物の総分類群（未同定種を含む。以下「種」という）の数は、厚岸サイトで 169 種、松川浦サイトで 304 種、盤洲干潟サイトで 228 種、汐川干潟サイトで 152 種、南紀田辺サイトで 382 種、中津干潟サイトで 315 種、永浦干潟サイトで 427 種、石垣川平湾サイトで 442 種であった。また、協力サイトの松名瀬干潟サイトと英虞湾サイトでは、それぞれ 211 種と 240 種であった。総出現種数は、英虞湾サイト以北に位置するサイトに比べ、南紀田辺サイトより西南のサイトで多い傾向であった。この傾向は、2008-2012 年度とりまとめ報告書と 2008-2016 年度とりまとめ報告書の結果と同様であった（鈴木ほか 2013；鈴木ほか 2019）。

15 年間の調査で、全サイトで出現した種については、表在性動物ではホソウミニナ（口絵 3）が最も多く、次いでヘナタリ（口絵 4）、ウミニナ、コゲツノブエ（口絵 4）であり、軟体動物の巻貝類が安定して出現した。埋在性動物では、アサリ（口絵 4）が最も多く、次いでホトトギス、ウメノハナガイモドキ等の二枚貝類の出現頻度が高かった。また、環形動物の *Heteromastus* 属やミズヒキゴカイ種群（口絵 4）、コケゴカイ等も安定して出現した。各サイトでは優占種の入れ替わりが見られた。例えば、松川浦サイトでは表在性のホソウミニナとマツカワウラカワザンショウ（口絵 3）、盤洲干潟サイトでは埋在性のウメノハナガイモドキとアサリ、環形動物のツツオオフェリアが入れ替わりで優占種となった。

コアサイトにおいて 2008 年、2013 年、2018 年に実施された 5 年毎調査では、底質の粒度組成と有機物含有量を計測した。その結果、厚岸、盤洲干潟、汐川干潟、南紀田辺、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾のサイトで、有機物含有量が減少していた。

15 年間の調査において、底生動物の群集構造に経年変動が検出されたサイトは、厚岸、松川浦、汐川干潟、松名瀬干潟（協力サイト）、南紀田辺、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾サイトの 8 サイトであった。厚岸サイトでは、A エリアにおいて群集構造の経年変動が検出されたが、主要な要因については明らかにならなかった。松川浦サイトでは、東北地方太平洋沖地震に起因する津波の影響により、群集構造が大きく変化し、その後、密度と多様性が高くなる傾向を示した。汐川干潟サイトでは、特に C エリアにおいて群集構造の変動が大きかった。本エリアの変動要因としては、集中豪雨等の後、河川水の流入量が大きく変化することなど影響を受けやすい場所であることが考えられた。また、松名瀬干潟サイトの B エリアでも同様に、河川の影響と考えられる群集構造の変動が見られた。南紀田辺サイトでは、調査を開始した当初の 2008～2010 年にかけて、経年変動が見られたが、その後安定した状態が続いている。中津干潟サイトでは、特に定量調査で経年変動が大きく、地球温暖化による海水温上昇や貧栄養化、豪雨等での河川の氾濫等による影響と考えられた。永浦干潟では、経年変動の見られたポイントで、調査年によって海藻類の堆積が確認されており、変動要因の一つと考えられた。石垣川平湾サイトでは、他サイトと比較しても特に群集構造の経年変動が大きかった。一般的に、温帯域に比べ熱帯・亜熱帯域の低緯度地域ほど種が豊富であるとされている（Roberts et al. 2002；Tittensor et al. 2010）。亜熱帯域に位置する本サイトでは、その様な種の豊富さを要因とし、調査年毎に種組成が異なることで、群集構造の変動も大きくなると考えられる。また、ここ数年において、台風等の影響による砂の堆積や移動も確認されており、底質の環境の変化が底生動物の住み場所に影響を与えていると考えられる。本まとめで群集構造の経年変動が検出されたサイト全てにおいて、要因となる物理

環境要素を推定することは難しかった。しかし、いくつかのサイトでは、気候変動による集中豪雨や台風の発生頻度の上昇、あるいは海水温の上昇の影響等が考えられたため、今後も注視していく必要がある。

レッドリスト掲載種について、前回のとりまとめでは環境省レッドリスト 2020 及び環境省版海洋生物レッドリストの掲載種が 161 種確認されていたが、今回は同レッドリスト掲載種の 211 種が確認された。本調査において確認されるレッドリスト掲載種総数は、年々増加している傾向が認められることから、希少種の生息場所となる環境が十分に保持されていると考えられる。しかし中には、近年、確認されなくなったレッドリスト掲載種もあることから、これらの種の生息する環境等についても、引き続き監視する必要がある。

展望

本とりまとめにおいて、時間経過に伴う各サイトの底生動物相の変化の特徴を捉えるため、群集構造の経年変動の検出を試みたところ、8 サイト（うち協力サイト 1 サイトを含む）で経年変動が確認された。2008–2016 年度とりまとめ報告書の結果と比較すると、経年変動が検出されたサイト数は増加しており、これは解析に利用できるデータ量の増加により、検出の精度が上昇したためである可能性もある。群集構造の経年変動の要因として、中津干潟サイトでは、集中豪雨、海水温の上昇、貧栄養化の影響等が考えられている。松名瀬干潟サイトでは、近年頻発する大型台風や大雨の河川出水によるかく乱が要因として挙げられている。このように、河口部に形成された干潟では、気候変動による極端な気象現象による影響を受けやすい。今後、強力な台風の接近や豪雨のさらなる頻発が予想されるため、干潟に生息する生物はかく乱の影響をより高頻度に受け、群集構造の変動可能性も増すと考えられる。

一方、干潟の底質について複数のサイトで有機物含有量の減少が見られており、全国的に干潟の栄養塩濃度が低下している可能性が示唆される。このため、干潟では栄養塩濃度の低下により植物プランクトンや底生微細藻類が育たず、それらを餌資源とする底生動物の成長が抑制される環境に変化していく恐れがある。実際に、瀬戸内海において栄養塩濃度の低下が報告されており（阿保ほか 2018）、今後、栄養塩濃度の低下が全国的に見られるようになる可能性のあることが危惧される。

IPCC 第 6 次評価報告書によると、気候変動の影響によって、全熱帯低気圧に占める強い熱帯低気圧の発生割合は増加している可能性が高いとされ、今後も極端な気象現象の発生頻度は高まると考えられる。また、将来の影響予測として、少なくとも 21 世紀中に、平均の気温上昇は 1.5℃及び 2.0℃に達する可能性があるとされている（IPCC 2021）。実際に、海水温の上昇の影響により、底生動物群集の分布域、密度、種数等の変化や南方系種の増加が報告されている（Kröncke et al. 2011 ; Hiddink et al. 2015）。今後、気候変動がもたらす干潟への影響を検出するためには、モニタリング調査を継続するとともに、底生動物の群集構造に影響を及ぼすと考えられる環境要素について検討を重ねていくことが必要である。

引用文献

阿保 勝之, 秋山 諭, 原田 和弘, 中地 良樹, 林 浩志, 村田 憲一, 和西 昭仁, 石川 陽子, 益井 敏光, 西川 智, 山田 京平, 野田 誠, 徳光 俊二 (2018) 瀬戸内海における栄養塩濃度等の水質変化とその要因. 日本海洋学会沿岸海洋研究, 55 (2) 101–111

Hiddink JG, Burrows MT, Molinos JG (2015) Temperature tracking by North Sea benthic invertebrates in response to climate change. Global Change Biology, 21: 117-129

IPCC (2021) Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (eds.). In Press.

Kröncke I, Reiss H, Eggleton JD, Aldridge J, Bergman MJN, Cochrane S, Craeymeersch JA,

Degraer S, Desroy N, Dewarumez J-M, Duineveld GCA, Essink K, Hillewaert H, Lavaleye MSS, Moll A, Nehring S, Newell R, Oug E, Pohlmann T, Rachor E, Robertson M, Rumohr H, Schratzberger M, Smith R, Berghe Edward Vanden, Dalfsen J, Hoey G, Vincx M, Willems W, Rees HL (2011) Changes in North Sea macrofauna communities and species distribution between 1986 and 2000. Estuarine Coastal and Shelf Science, 94: 1-15

Roberts CM, McClean CJ, Veron JEN, Hawkins JP, Allen GR, McAllister DE, Mittermeier CG, Schueler FW, Spalding M, Wells F, Vynne C, Werner TB (2002) Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. Science. Science, 295: 5558: 1280-1284

鈴木 孝男, 金谷 弦, 木村 妙子, 古賀 庸憲, 多留 聖典, 浜口 昌巳, 逸見 泰久, 岸本 和雄, 仲岡 雅裕 (2013) 干潟生態系. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2012 年度とりまとめ報告書, 19-30. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

鈴木 孝男, 木村 妙子, 古賀 庸憲, 多留 聖典, 浜口 昌巳, 逸見 泰久, 金谷 弦, 岸本 和雄, 仲岡 雅裕 (2019) 干潟生態系. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2016 年度とりまとめ報告書, 59-136. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

Tittensor DP, Mora C, Jetz W, Lotze HK, Ricard D, Berghe EV, Worm B (2010) Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. Nature, 466: 1098-1101

3. アマモ場生態系

仲岡雅裕、田中義幸、堀　正和、山北剛久、早川　淳

1） アマモ場生態系について

アマモ場とは

アマモ類を主体として、沿岸域の静穏な砂底や泥底に形成される藻場を「アマモ場（海草藻場: seagrass bed）」と呼ぶ。アマモ類は、被子植物門単子葉植物綱に属する種子植物で、分子系統学的解析により、主に 3 つの異なる系統（アマモ科、ベニアマモ科、トチカガミ科）に分かれる。また、日本の沿岸には、世界で約 60 種知られているアマモ類のうち、おおよそ 16 種の分布が確認されている。このうち、「環境省レッドリスト 2020」において、絶滅危惧 II 類に 2 種（オオアマモ（口絵 6）、タチアマモ（口絵 6））、準絶滅危惧に 9 種（ウミジグサ、ウミショウブ（口絵 6）、ウミヒルモ（口絵 6）、カワツルモ、スゲアマモ、ベニアマモ（口絵 7）、マツバウミジグサ、リュウキュウアマモ（口絵 7）、リュウキュウスガモ）がそれぞれ選定されている（環境省 2020）。

アマモ場は、熱帯域から亜寒帯域までの世界各地に分布する（Green and Short 2003）。アマモ類のうち、ベニアマモ科及びトチカガミ科に属する種は、主に熱帯から亜熱帯に分布し、日本列島では、鹿児島県の奄美諸島以南に主に分布する。一方、アマモ科に属する種は、温帯から亜寒帯に分布し、日本列島では主に鹿児島県以北に見られるとともに、北日本には複数の固有種が見られる。

機能と役割

アマモ場は、沿岸域の中で多様な機能を担っている。第一に、主要な一次生産者として、沿岸域の高い生産性を支えている。その純一次生産量は非常に高く、陸域で最も生産性が高いとされる熱帯雨林の生産量の約半分に達するとも言われる（Duarte et al. 2010）。第二に、水産有用種や絶滅危惧種を含めたさまざまな魚類や底生生物の生息や生育、産卵場所として、沿岸生態系における高い生物多様性を支えている（Hemminga and Duarte 2000；Heck et al. 2003）。さらに、沿岸域の物理的・化学的環境に対しても、栄養塩類の吸収を通じて水質を変化させたり、地下茎や根を張り巡らせることにより底質を安定化させたりするなどの調整機能を持つ。特に、地下部に吸収した炭素（ブルーカーボン）を海底に隔離する機能については、地球温暖化の進行を緩和するという点で着目されている（Nellemann et al. 2009；堀・桑江 2017）。アマモ場の年間 CO_2 吸収量は 30 万トンと算出されており、これは浅海域生態系である海藻藻場、海草（アマモ類）藻場、マングローブ、干潟で吸収する CO_2 量の 23%に相当すると推定されている（桑江ほか 2019）。近年では、国際的にもブルーカーボンは注目されており、国連気候変動枠組条約（United Nations Framework Convention on Climate Change）並びにパリ協定に基づき、温室効果ガスの排出・吸収の目録（インベントリ）を条約事務局へ報告することが責務となっている。わが国においても、ブルーカーボンに関する温室効果ガスイベントリ算定に取り組んでおり、2024 年には、初めて海藻・海草藻場の CO_2 吸収量が報告された（国立環境研究所地球システム領域地球環境研究センター 2024）。

このように、沿岸域の生態系においてアマモ場は不可欠な存在であり、我々はその機能からさまざまな恵みを享受していると言える。

現状と課題

海藻及び海草の藻場面積は、1989～1991 年には 2,012 km² であったが、1998 年には 1,425 km² となり、10 年の間に約 30%が消失した（環境庁 1994、1998）。特に、内湾に形成されるアマモ場は、人為的な影響を受けやすく、水質悪化や海岸線の改変等により大幅に減少した（吉田 2012）。また、今後、進行が危惧される地球温暖化や海洋酸性化等といった地球規模の環境変化は、アマモ場を含む沿岸域の生態系にさらに深刻な悪影響を与えることが懸念されている（仲岡 2008）。

このように、人為的な影響も含むアマモ場に対する地域や地球規模の環境変化が、同時かつ相互作用しながら進行する状況下であるが、わが国のアマモ場についての基礎的なデータは少ない。また、環境変化がもたらすアマモ場への影響を検知するために必要となる長期的なデータも限られているのが現状である。

アマモ場を保全していくためには、基礎的なデータを蓄積し、その地域のアマモ場の特性を把握した上で、アマモ場の変化の要因の解明や今後の変動の正確な予測が重要である。そのため、国内の主要な海域において、統一化された方法によるアマモ場の生態系・生物多様性モニタリングの継続が求められる。本事業はその一端を担うものとして、非常に重要な意義を持っている。

2） アマモ場生態系の調査手法

わが国を代表するアマモ場のうち、太平洋沿岸を中心とする 6 サイトを選定し、2008 年から調査を行っている（図 3-3-2-1）。調査は、厚岸サイト（北海道）、大槌サイト（岩手県）、富津サイト（千葉県）、安芸灘生野島サイト（広島県）、指宿サイト（鹿児島県）、石垣伊土名サイト（沖縄県）において、毎年実施してきた。

調査の開始年は、指宿サイトを除く 5 サイトでは 2008 年、指宿サイトでは 2009 年である。調査時期は、厚岸サイトで 8～9 月上旬、大槌サイトで 7 月（ただし 2011 年は 10 月）、富津サイトで 5 月下旬～6 月上旬、安芸灘生野島サイトで 6 月下旬～7 月、指宿サイトで 4 月、石垣伊土名サイトで 8 月下旬～9 月としている。

各サイトには、サイトで優占的に生育するアマモ類の群落を含むように 6～13 か所の調査地点（= Station。本稿では「St. ●（●はナンバー）」で表記。ブイから半径 10 m 程度の範囲内）を設定している（図 3-3-2-2）。

毎年調査では、各調査地点内に 50 cm 四方の方形枠を無作為に 20 個配置し、各方形枠内に出現するアマモ類の種類と被度、優占するアマモ類の種及び全体被度を目視で記録している。

5 年毎調査では、各サイトで優占するアマモ類毎に複数の植生帯を設け、植生帯毎に直径 15 cm の円形内（10 cm 深）に生育するアマモ類の現存量のほか、植生帯に生息する葉上動物及び底生動物の個体数を計測している。採集したアマモ類については、種毎にシュートタイプ（生殖株または栄養株）、シュート数、草丈（シュート毎）を計測し、乾燥重量を測定している。また、アマモ類を利用する葉上動物や底生動物（表在性及び埋在性）については、1 mm 以上サイズを対象とし、個体数を計数し、計数後は液浸標本として保管している。なお、各サイトに生育するアマモ類の乾燥押し葉標本の作製もあわせて実施している。さらに、各植生帯の底土の粒度組成についても測定している。

これらの調査方法は「モニタリングマニュアル」（https://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/）に記載されており、詳細についてはそちらを参照されたい。

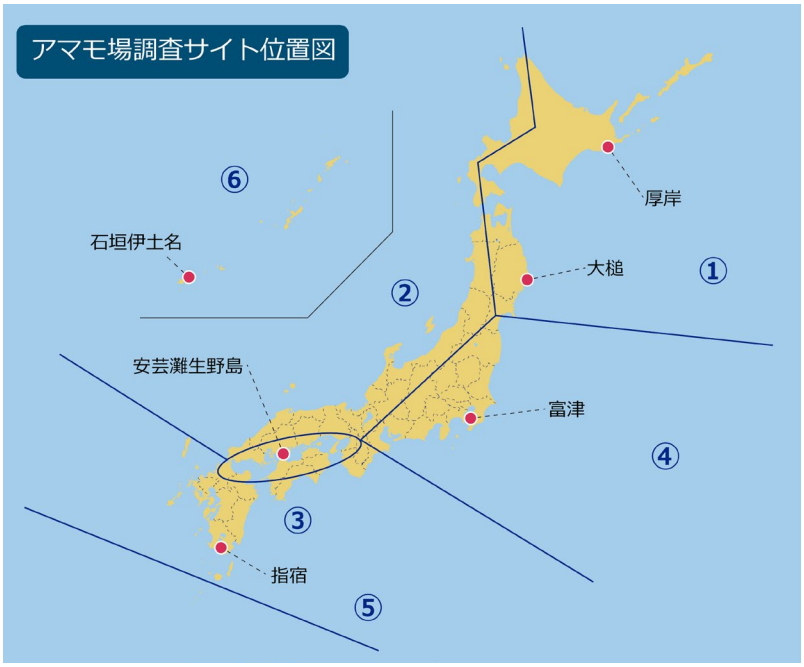


図 3-3-2-1. アマモ場調査サイト位置図。①～⑥は海域区分名を示し、①北部太平洋沿岸、②日本海沿岸、③瀬戸内海沿岸、④中部太平洋沿岸、⑤西部太平洋沿岸等、⑥琉球列島沿岸を示す。

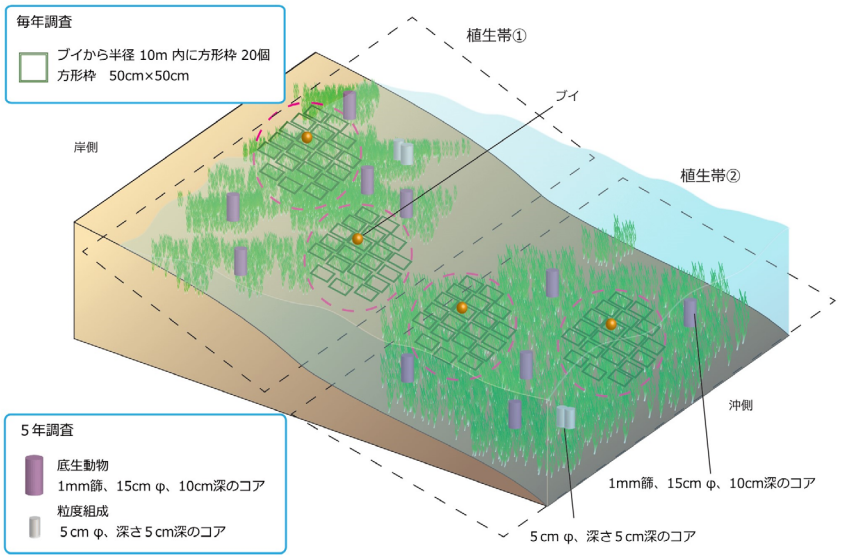


図 3-3-2-2. 調査サイトのイメージ図。

3） アマモ場生態系のとりまとめのポイント

本稿では、各サイト及びアマモ場生態系の現状や特徴等に加え、アマモ場における植生の量的時間変化を把握し、それらの変化と物理環境要素との関連性を明らかにすることを目的とした。

各サイトの状況では、2008 年（一部のサイトでは 2009 年から開始）から 2022 年における毎年調査で取得されたアマモ類の被度等を基に、各サイトの植生の変化を記述した。また、被度と外部機関で取得された海水温や降水量等の物理環境要素に関するデータを用いて、被度の経年変化や各物理環境要素との相関性の有無を調べた。

アマモ場の状況では、5 年毎調査で取得したアマモ類の現存量及び底生動物のデータを用いて、調査年間（2010 年、2015 年、2021 年）を比較した。

最後に「アマモ場生態系の現状と展望」として、調査結果及び今後の円滑な調査の実施に向けて結果を踏まえたまとめを行った。

引用文献

Duarte CM, Marbà N, Gacia E, Fourqurean JW, Beggins J, Barrón C, Apostolaki ET (2010) Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. Global Biogeochemical Cycles, 24: doi:10.1029/2010GB003793.

Green EP, Short FT (2003) Global overview: The distribution and status of seagrasses. Green EP, Short FT ed. World atlas of seagrasses by the UIMEP World Conservation Monitoring Centre. 5-19. University of California Press, Berkeley

Heck Jr KL, Hays G, Orth RJ (2003) Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Marine Ecology Progress Series, 253: 123-136

Hemminga MH, Duarte CM (2000) Seagrass Ecology. Cambridge University Press, Cambridge

堀 正和, 桑江 朝比呂 (2017) ブルーカーボン 浅海における CO_2 隔離・貯留とその活用. 地人書館, 東京

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書（干潟、藻場、サンゴ礁調査）第 2 巻 藻場. 環境庁自然環境局, 東京

環境庁自然保護局 (1998). 第 5 回自然環境保全基礎調査海辺調査総合報告書. 環境庁自然保護局生物多様性センター, 東京, 山梨

環境省自然環境局 (2020) 環境省レッドリスト 2020. https://www.env.go.jp/press/107905.html. 2024 年 2 月 21 日確認

国立環境研究所地球システム領域 地球環境研究センター (2024) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 2024 年. 温室効果ガスインベントリオフィス（編）, 環境省地球環境局総務課脱炭素社会移行推進室 (監修) . 国立研究開発法人国立環境研究所, つくば市. https://cger.nies.go.jp/ja/activities/supporting/publications/report/, 2024 年 7 月 24 日確認

桑江 朝比呂, 吉田 吾郎, 堀 正和, 渡辺 謙太, 棚谷 灯子, 岡田 知也, 梅澤 有, 佐々木 淳 (2019) 浅海生態系における年間二酸化炭素吸収量の全国推計. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 75: 10-20

仲岡 雅裕 (2008) 気候変動にともなう沿岸生態系の変化 −生物群集から考える. (大串 隆之, 近藤 倫生, 仲岡 雅裕 編) シリーズ群集生態学 4 生態系と群集をむすぶ, 179-204. 京都大学学術出版会, 京都

Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdes L, DeYoung C, Fonseca L, Grimsditch G (2009) Blue carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri

吉田 吾郎 (2012) 瀬戸内海の藻場と漁業生産. 水産工学, 49: 77-83

4） 各サイトの状況

厚岸サイト

サイトの特徴

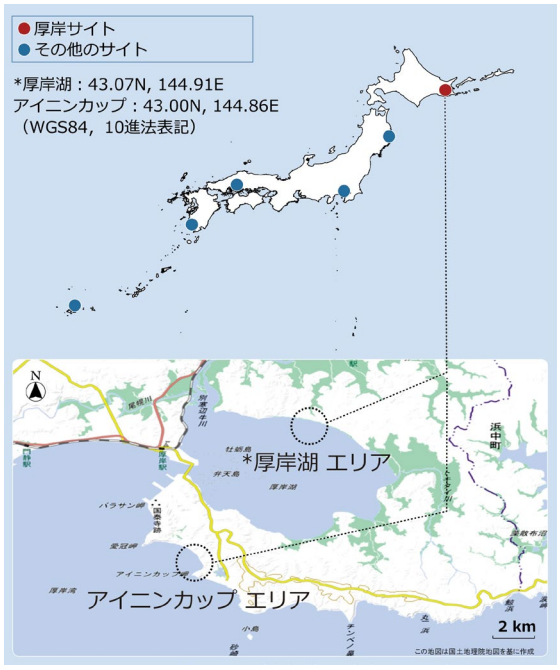


図 3-3-4-1.　サイト位置図とアイニンカップのアマモ（2014 年撮影：仲岡雅裕）

厚岸サイトは、北海道の厚岸湾東部の別寒辺牛（べかんべうし）・厚岸水系に位置し、アイニンカップと厚岸湖の 2 つのエリアが設定されている。

厚岸湾東部のアイニンカップエリアは、水深 –4 m 以浅に形成されるアマモ場で、オオアマモ（口絵 6）が優占しているほか、アマモ（口絵 6）、スガモも分布している。

厚岸湖エリアでは、潮間帯から水深 -2 m にかけてアマモ類が分布しており、コアマモ（口絵 6）、アマモ、カワツルモが生育している。

本サイトがある別寒辺牛・厚岸水系は、北海道東部に位置し、別寒辺牛川流域の湿原から、汽水湖である厚岸湖を通じて厚岸湾に至るエコトーン（水陸移行帯）を構成する。アマモ場は厚岸湖のほぼ全域と厚岸湾の数点に存在する。別寒辺牛川・厚岸湖・厚岸湾と続く一連の水系は、自然生態系が良好に残存しており、第 4 回自然環境保全基礎調査では、2,800 ha のアマモ場が厚岸湖に分布していた。また、厚岸湾には、アイニンカップの他に、湾奥部の真龍（しんりゅう）にまとまったアマモ場がある（環境庁自然保護局 1994）。アイニンカップでは、オオアマモが潮間帯から最深所まで分布しているが、潮間帯に分布が確認されているのは全国でここだけである。

両サイトを含む別寒辺牛・厚岸水系の湿原・河川・浅海域の大部分は、ラムサール条約登録湿地、および生物多様性保全上重要な湿地に選定されている。さらに、2021 年 3 月には周辺地域を含めて厚岸霧多布昆布森国定公園に指定された。また、厚岸湖は国指定厚岸・別寒辺牛・霧多布鳥獣保護区にも指定されている。

厚岸湖・厚岸湾のアマモ場については隣接する北海道大学北方生物圏フィールド科学センター厚岸臨海実験所を拠点として海洋生態系の研究が集中的に行われており、生態学的知見も集積している（仲岡ほか 2014）。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

アイニンカップエリアには大きな景観の変化はなかったが、2020 年に後背の海岸崖で比較的大規模な崖崩れが生じ、土砂の一部がアマモ場に流入・堆積した。これに伴い、藻場の潮間帯部分の植生に変化があったが、本モニタリングの測点への直接の影響は不明である。

厚岸湖エリアには調査開始以降、景観の大き

な変化はみられていない。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温。
- 2011 年 3 月 11 日：東北地方太平洋沖地震に伴う津波により厚岸湾・厚岸湖で大きなかく乱が発生。
- 2016 年 8 月：台風の上陸及び接近に伴う大規模かく乱、大雨の流入により塩分・透明度の低下。
- 2019 年 : 統計開始以降、全国の年平均気温偏差が最高値を示す。

アマモ類の種組成及び被度の経年変化

アイニンカップエリアにおけるアマモ類の被度変化を図 3-3-4-2 及び図 3-3-4-3 に示す。また、厚岸湖エリアのアマモ類の被度変化を図 3-3-4-4 及び図 3-3-4-5 に示す。

アイニンカップエリア

2008 年の時点で、アマモ、オオアマモ、スガモが分布し、全体ではオオアマモが最も優占した。ただし、これらの種が混生することはまれであり、それぞれの種のパッチがモザイク状に分布した。潮間帯下部から水深 -3 m にかけてはオオアマモが連続的に分布する。それ以深ではオオアマモはパッチ状に分布するようになり、水深とともにパッチの面積及び密度が減衰した。

2009～2022 年の間にアイニンカップエリアにおいては、種構成、各種の分布、被度に大きな変化はなかった。St. 5 においては 2008～2011 年に比べ、2012 年以降の被度が低い傾向が見られた。また、St. 6 では 2008 年及び 2020 年に被度が著しく高くなっているが、ここはアマモ場の周縁部であるためアマモ類の分布がパッチ状になっている。そのため、調査地点の被度を正確にとらえにくく、被度の経年的な増減を反映していない可能性が高い。

2011 年 3 月の東北地方太平洋沖地震の際に発生した津波でアイニンカップも物理的かく乱を受けたが、アマモ類の被度に大きな変化は確認されなかった。また、2020 年に後背の海岸崖で生じた比較的大規模な崖崩れによる土砂供給の影響も、本調査においては明確にならなかった。

厚岸湖エリア

2008 年の時点で、アマモ及びコアマモが分布し、全体ではアマモが多かった。潮間帯ではコアマモが、潮下帯ではアマモが優占し、これは 2022 年まで同じであった。また、2009 年にはカワツルモが新たに出現し、主に潮下帯の調査地点にて観察されたが、2017 年以降は確認されなかった。

エリア全体のアマモ類の平均被度は年により大きく変動した。平均被度は、2013 年、2016 年、2017 年には 20%以下になる一方で、2009 年、2012 年、2021 年、2022 年には約 50%を超えた。アマモ類の平均被度について、2016 年までは約 3 年周期の増減が見られたが、2016 年に最低被度を記録した以降、2022 年まで一貫した増加が見られた。

調査地点毎の変化については、基本的にはエリア全体の被度と同様に大きな経年変動を示したが、その詳細は各調査地点で異なっていた。St. 2 では 2012 年までの優占種はコアマモであったが、その後アマモに置き換わった。また、最も沖側の St. 9 では、2013 年までアマモの被度は 10%以下であったが、その後増加し、2021 年、2022 年には 50%を超えた。

なお、厚岸湖エリアでは緑藻や紅藻等の底生藻類も多く観察され、その被度も年により大きく変化した。特に、2012 年、2015 年には緑藻類と紅藻類の被度が高かった。また、2017 年にはフトジュズモ等の緑藻類が、2019 年には紅藻類の多くの種が観察された。

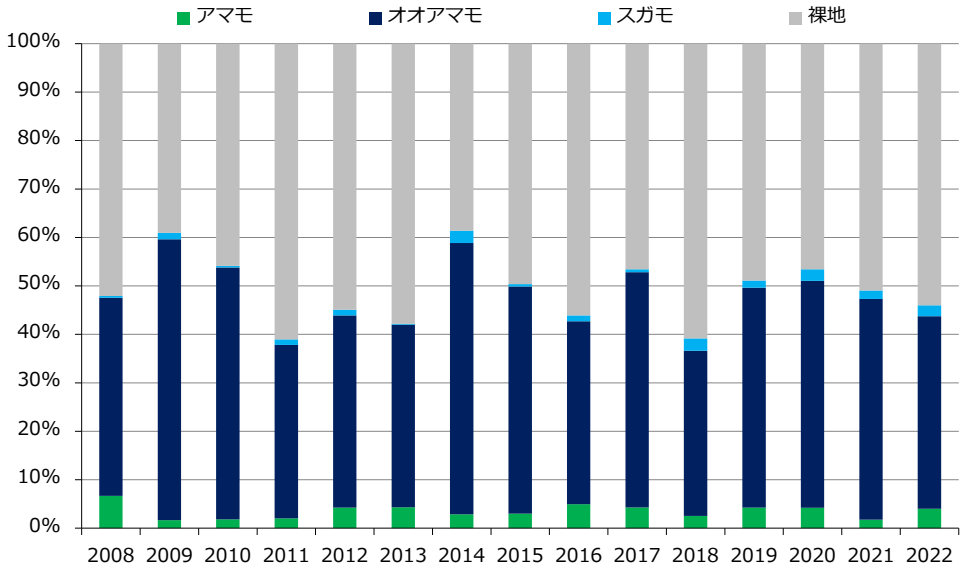


図 3-3-4-2.　アイニンカップエリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

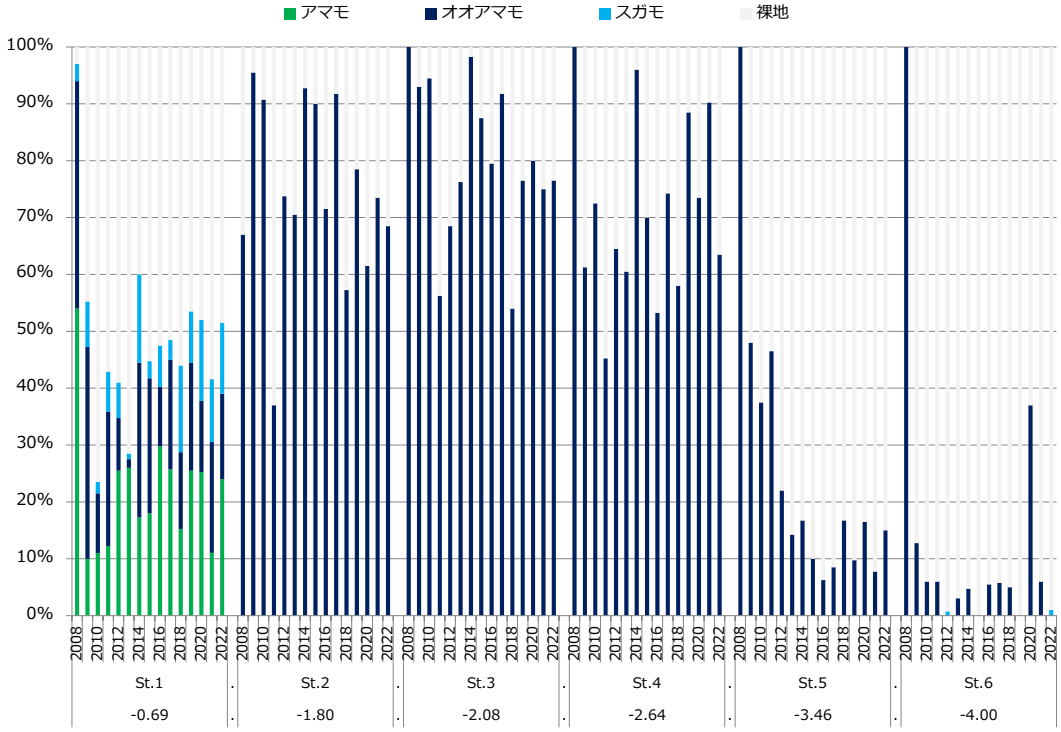


図 3-3-4-3.　アイニンカップエリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

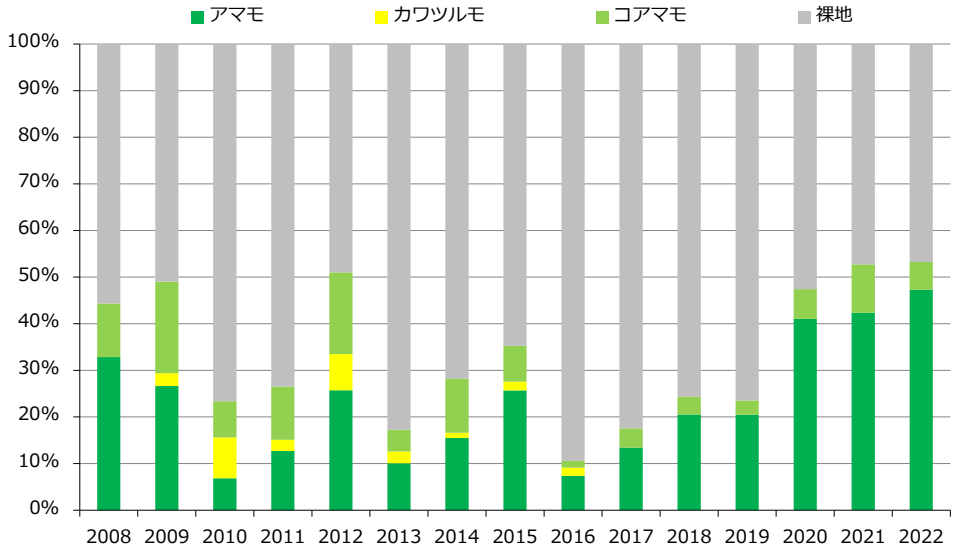


図 3-3-4-4.　厚岸湖エリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

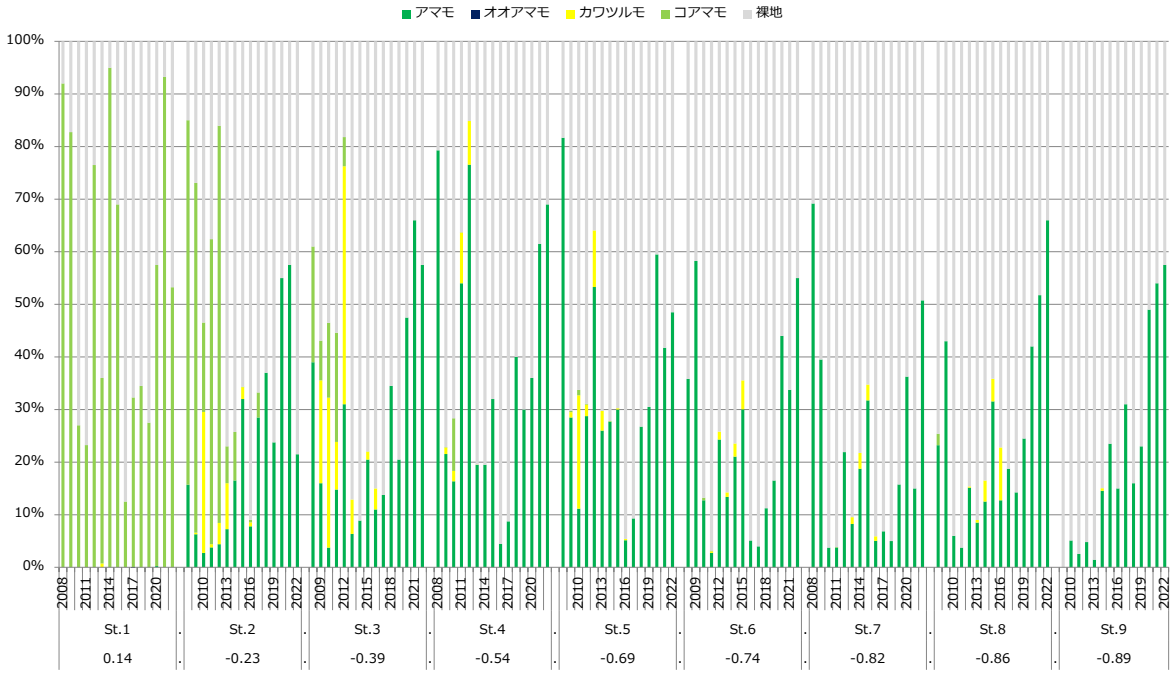


図 3-3-4-5.　厚岸湖エリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年（08：2008 年）を示す。

アマモ類 の平均被度の経年変化（トレンド）と物理環境要素との関係

物理環境要素の取得

本サイトのアマモ場の分布と被度の変化に影響を与えうる物理環境要素と植生の相関を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データを取りまとめた。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下のとおりである。

気象庁アメダスより、年間の「降水量」、「日照時間」、「気温（最高、最低、平均）」、「風速」。気象庁より、「台風接近回数」。NOAA（National Oceanic and Atmospheric Administration）Ocean Color MODIS より、表層の「水温（最高、最低、平均）」及び「クロロフィル a 量（平均、最大）」。公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の水質データより、「COD」、「DO」、「pH（最小、最大）」、「全窒素」、「全燐」。公共用水域調査（河川域）より、「SS 値」。

平均被度の経年変化（トレンド）

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（植生の平均被度）を調査年及び調査地点毎に算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。解析では、前年からの被度の変化について、調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 2008 年から 2022 年の 15 年分と少ないこと、植生の変化に応じた分画をしていないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

アイニンカップエリア

アイニンカップエリアでは、全体のアマモ類全種の平均被度ついては特に傾向はみられなかったが、種別の平均被度については変化傾向が見られた。特にスガモは St. 1 で増加、オオアマモは St. 4 と 5 で増加と減少する傾向が前回のとりまとめ期間に記録された。直近 5 年間での明確な変化の傾向は見られなかった。

St. 1 においては、スガモの平均被度はわずか 8%であるものの、過去 15 年間及び直近 5 年間ともに年 0.6%の増加が見られた（$r^2 = 0.33$、$t = 2.54$、$p = 0.02$）。St. 4 において、平均被度 67%を占めるオオアマモは、過去 15 年で年 16%の増加傾向であったものの（$r^2 = 0.23$、$t = 1.97$、$p = 0.07$）、直近 5 年間では平均被度 75%となり、その傾向はみられず高止まりの傾向である。St. 5 において、平均被度 21%を占めるオオアマモは、過去 15 年間で、一年当たり 2.6%と大きく減少していたが（$r^2 = 0.62$、$t = -4.59$、$p < 0.01$）、直近 5 年間は平均被度 12%の状態で減少傾向はみられていない。

物理環境要素とサイト全体の平均の被度との関係性について、植生の平均被度に対しては、日照との有意水準に満たない負の相関の傾向（$r^2 = 0.2$、$p = 0.10$）が見られるが、高い相関が得られるものは無かった。アマモについては日照と正、平均気温と負、pH の最大値と負の相関が見られた（$r^2 > 0.31$、$p \leq 0.04$）。オオアマモについては有意水準に満たない日照と負の相関傾向（$r^2 = 0.27$、$p = 0.05$）、スガモについては、$r^2 = 0.2$ 以上の相関が得られる変数は無かった。

厚岸湖エリア

種別の平均被度では、カワツルモの減少と、平均被度 8%のコアマモが一年当たり 1%減少する傾向（$r^2 = 0.29$、$t = -2.29$、$p = 0.04$）が見られた。また、平均被度 23%のアマモが、一年当たり 1%の増加する傾向がみられ（$r^2 = 0.26$、$t = 2.16$、$p = 0.05$）、特に直近 5 年間においては一年当たり 7%と増加傾向が強かった（$r^2 = 0.91$、$t = 6.35$、$p < 0.01$）。

St. 2 においては主にアマモとコアマモがみられ、過去 15 年間でコアマモは平均被度が 21%であり、一年当たり 5%の減少が見られた（$r^2 = 0.6$、$t = -4.39$、$p = 0$）。しかし、直近 5 年間の平均被度は 1%であり、$r^2 = 0.4$ の相関があるものの十分な変化の傾向は得られなかった。

アマモについては平均被度が 21%で、一年当たり 3%の増加が見られたが（r^2 = 0.54、t = 3.9、p = 0)、直近 5 年間の変化傾向はみられなかった（平均被度は 37%)。

St. 3 においては主にアマモとともにカワツルモが見られた。カワツルモは平均被度が 8%で、2017 年以降消失している部分も含め、一年当たり 2%で減少した（r^2 = 0.28、t = -2.23、p = 0.04)。一方で、アマモは平均被度が 26%で優占し、一年当たり 2%の増加が見られた（r^2 = 0.34、t = 2.58、p = 0.02)。直近 5 年間は一年当たり被度 10%の増加がみられ、平均被度は 40%であった（r^2 = 0.77、t = 3.7、p = 0.02)。

St. 8 から 9 において、アマモは過去 15 年で増加傾向にあり、また直近 5 年間も増加傾向が続いている。それぞれ、平均被度が 25%、20%、であり、一年当たり 2%、4%、の増加が見られた（r^2 > 0.3、t > 2.39、p < 0.03)。直近 5 年間でも、一年当たり 10%、8%、の増加が見られ、平均被度は 36%、38%、であった（r^2 > 0.70、t > 3.06、p < 0.04)。

また、過去 15 年間では変化傾向は見られないものの、以下の調査地点と種で近年 5 年間での増加傾向がみられている。St. 1 のコアマモの平均被度は一年当たり 9%の増加傾向（r^2 = 0.46、t = 1.85、p = 0.14)、St. 3 のアマモの平均被度は一年当たり 10%の増加（r^2 = 0.77、t = 3.7、p = 0.02)、St. 4、5、6、7 のアマモの平均被度は一年当たり 11%、8%、10%、8%の増加が見られた（r^2 > 0.64、t > 2,65、p < 0.06)。

物理環境要素と植生の平均被度との関係性について、アマモ類の平均被度に対しては、有意もしくは高い相関が得られるものは無かった。アマモについては最低気温と負の相関傾向（r^2 > 0.22、p = 0.13)、日照と正の相関傾向が得られた（r^2 > 0.18、p = 0.09)。コアマモについては平均気温と正の相関傾向（r^2 > 0.23、p = 0.09)、降水量、全窒素と負の相関傾向（r^2 > 0.23、p = 0.09；r^2 > 0.17、p = 0.15）であった。カワツルモについては唯一有意な相関が得られており、最低気温と正、最高水温と負の関係であった（r^2 > 0.33、p = 0.03；r^2 > 0.38、p = 0.02)。

まとめ（考察）

アイニンカップエリアにおいては、アマモ類の種構成及び被度ともに、大きな変化はなかった。一方、厚岸湖エリアについては、2009 年以降のカワツルモの増加や 2013 年以降の底生藻類（緑藻類と紅藻類）の増加、2016 年のアマモ類及び底生藻類（緑藻類と紅藻類）の急激な減少とそれ以降の増加等のさまざまな長期変動が見られた。

北海道東部一帯では、2009～2010 年にかけて春季から夏季の降水量が非常に多く、厚岸湖エリアの塩分が低下した。そのため、本来、別寒辺牛川河口より上流に分布するカワツルモが、厚岸湖に出現した可能性が考えられる。また、2016 年のアマモ類の被度の著しい減少は、2016 年 8 月以降に本サイトに接近した台風（7, 9, 10, 11 号）に伴うかく乱頻度の増加や、大雨に伴う塩分の低下及び濁度の増加が関連している可能性が高い。しかし 2017 年以降、そのような顕著な大雨や大規模かく乱は生じておらず、これが、2017 年から 2022 年にかけてのアマモ類の被度の回復や、カワツルモの消失に関連している可能性が高い。

また、厚岸湖の St. 2 では、調査期間中に、優占種がコアマモからアマモに置き換わっていることが確認された。当該期間の水深データでは、地形の変化に伴う水深の変化は生じておらず、優占種が置き換わった原因は不明である。

アイニンカップと厚岸湖エリアのいずれにおいても、海水温の上昇や、極端な気象現象の発生回数の増加に伴うかく乱や塩分の急激な変化、陸域の土地利用変化に伴う水質の変化が今後進行することが予想されている（Abe 2021)。また、厚岸湖では 2020 年代に入り、高潮による水位の上昇や、冬季の氷結エリアの減少等の新たな自然環境変化も観察されている。今後のアマモ場の動向について、継続調査により注意深く監視していく必要がある。

引用文献

Abe H (2021) Climate warming promotes Pacific oyster (*Magallana gigas*) production in a subarctic lagoon and bay, Japan: Projection of

future trends using a three dimensional physical-ecosystem coupled model. Regional Studies in Marine Science, 47: 101968

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書（干潟、藻場、サンゴ礁調査）第 2 巻 藻場. 環境庁自然環境局, 東京

仲岡 雅裕, 伊佐田 智規, 本多 健太郎, 北村 武文 (2014) 野外研究サイトから (26) 厚岸臨海実験所 (北海道大学) . 日本生態学会誌, 64: 87-91

執筆：仲岡雅裕、山北剛久

大槌サイト

サイトの特徴

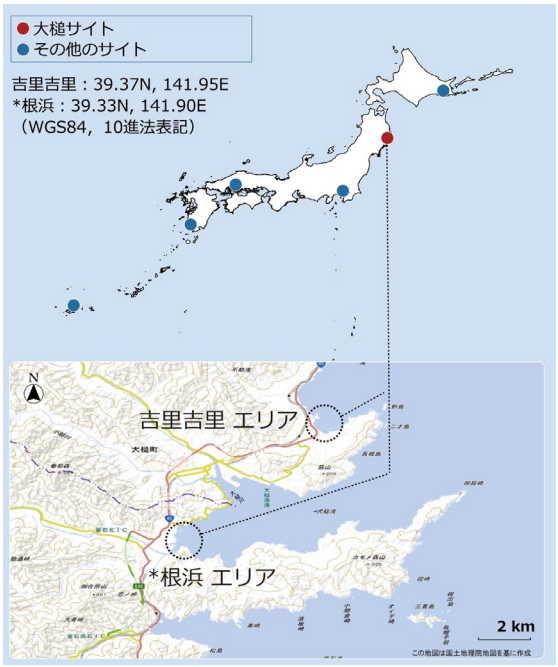


図 3-3-4-6.　サイト位置図とパッチ状に生育するアマモ（吉里吉里）（2015 年撮影：早川 淳）

大槌サイトの調査エリアである船越湾（吉里吉里）と大槌湾（根浜）は、三陸地方に見られるリアス式海岸域に位置している。特に吉里吉里エリアがある船越湾は、三陸復興国立公園に指定されており、根浜エリアがある大槌湾とともに生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。2011 年 3 月の東北地方太平洋沖地震に伴う津波等の影響を受け、両湾のアマモ場のほとんどが消失した。震災以前には、船越湾では、本州で唯一オオアマモ（口絵 6）の生育が確認されていた。また、大槌湾では、世界最長のアマモ類（タチアマモ（口絵 6））の生育が確認されていた。

宮城県から岩手県にかけての三陸沿岸リアス式海岸域では、各湾の奥部の堆積物底にアマモ場が形成されている場合が多く、当海域を音響探査により求めたアマモ場の面積は、約 50 ha であった（Tatsukawa et al. 1996）。第 4 回自然環境保全基礎調査の藻場調査結果（1991 年）では、当海域のアマモ場は調査範囲に含まれていないが、世界最長の海草（タチアマモ）が生育する場所として、また本州で唯一オオアマモの生育が確認されている場所として、非常に貴重なアマモ場である（環境庁自然保護局 1994；Aioi et al. 1998, 2000）。

隣接する大槌湾にある東京大学海洋研究所大槌沿岸センターを基地とした生態学的研究が集中的に行われており、生態学的知見も集積している（Nakaoka 2002；Nakaoka et al. 2003；Kouchi et al. 2006）。また、環境省が公募する「令和の里海モデル事業」で、NPO 法人おおつちのあそびによる「おらが海を町の財産に　～官民協働で町の産業を活性化する持続可能な藻場再生活動～」が決定され、取り組みが進められている（環境省 2024）。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

2011 年の東北地方太平洋沖地震による被災後、津波で破壊された防潮堤が再建され、吉里吉里エリア・根浜エリアともに震災以前よりも高い防潮堤となった。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2011 年 3 月：東北地方太平洋沖地震に伴う津波。
- 2012～2018 年：東北地方太平洋沖地震に伴う地盤変動。
- 2012～2018 年：東北地方太平洋沖地震後の復旧工事。
- 2020 年 7 月 3～31 日：「令和 2 年 7 月豪雨」

が発生。

・2018 年：根浜エリアにおける護岸工事が終了し、工事に伴う継続的な陸域からの流入がなくなった。

・2019 年：根浜エリア沿岸部にて砂浜海岸（海水浴場）の再生工事が進行。

アマモ類の種組成及び被度の経年変化

吉里吉里エリアにおけるアマモ類の被度変化を図 3-3-4-10 及び図 3-3-4-11 に示す。また、根浜エリアのアマモ類の被度変化を図 3-3-4-12 及び図 3-3-4-13 に示す。なお、根浜エリアでは、2011 年に室浜沖に調査地点（St. 8）を新設し、2014 年にも調査を実施した。

吉里吉里エリア

本エリアの海底は、岸側（西）から沖側（東）に向かって比較的なだらかに深くなり、底質は砂及び泥砂である。調査を開始した 2008 年においては、アマモ場は、St. 1 から St. 6 までを含む水深-2～-17 m 付近にかけて形成されており、水深-4～-6 m にアマモ（口絵 6）が、水深-5～-17 m にタチアマモが生育していた。水深が浅い場所では、アマモとタチアマモは混成するのではなく、それぞれのパッチがモザイク状に分布していた。水深の深い場所においては、タチアマモがパッチ状に分布するが、パッチの大きさと被度は水深とともに減少する傾向があった。

2010 年まで、両種の分布水深や被度には大きな変化は認められなかったが、2011 年には、3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波による海底の激しいかく乱により、アマモ場のほとんどが消失した。2012 年まで、調査枠外にアマモ類 3 種（アマモ、タチアマモ、オオアマモ）の草体が少数確認されるものの、ほとんどの調査枠内にアマモ類が全く出現しない状況が全ての調査点において継続した。

2013 年から 2017 年にかけ、水深の浅い調査地点である St. 1 及び St. 2 においては、アマモ類の被度に明瞭な増加傾向が認められ、特にアマモの被度の回復が顕著であった。一方、両調査地点よりも水深の深い調査地点および離れた場所にある St. 7 では、同期間においてアマモ類の被度は震災前に比べて著しく低い状況が継続した。特に St. 4 から St. 6 にかけては、2022 年においても、震災前に高い被度を示していたタチアマモが調査枠内にほとんど出現しない状況が継続している。St. 3 及び St. 7 においては、2018 年から 2021～2022 年にかけて、アマモ類の被度が増加傾向を示し、特に St. 7 では、アマモ及びオオアマモそれぞれのパッチが散在する震災以前の状態に戻ったものと考えられる。

アマモ場が回復した St. 1 では、アマモ類 3 種のそれぞれのパッチがモザイク状に分布する状況が維持されつつ、2018 年以降、アマモ類の被度は減少傾向にあり、同じくアマモ場が回復した St. 2 では 2018 年以降、特にアマモの被度の比較的大きな増減が認められる。また、St. 2 及び St. 3 においては、より水深の深い調査地点と同様に、震災以前に比してタチアマモの被度が著しく低い状況が 2022 年まで継続している。

根浜エリア

本エリアの海底は、岸側（西）から沖側（東）に向かって比較的なだらかに深くなり、底質は主に泥砂である。2008 年の調査開始時には、本エリアのアマモ場は水深-1～-7 m 付近にかけて認められ、水深 -2～-4 m にアマモが、水深-3～-7 m にタチアマモが生育していた。護岸堤が存在する付近では、アマモ類の分布が途切れていた。

2008 年から 2010 年にかけて、St. 2 においてはアマモ類の被度に明瞭な変化が認められず、St. 3 および St. 5 においてはタチアマモの被度が増加傾向にあったが、その他の調査地点ではアマモ類の被度は減少傾向にあり、特に St. 4 及び St. 7 では優占するタチアマモの被度が明瞭な減少傾向にあった。

2011 年には、3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波による海底の激しいかく乱により、調査地点のアマモ場のほとんどが消失した。2013 年まで、方形枠外にアマモ類 2 種（アマモ、タチアマモ）の草体が少数確認されるものの、ほとんどの枠内にアマモ類が全く出現しない状況が全ての調査地点において

継続した。

2014 年以降、水深の浅い調査地点を中心にアマモ及びタチアマモが調査枠内に出現し始め、St. 1 では 2019 年までアマモの被度の明瞭な増加が認められ、St. 4 においては、2018 年までアマモ及びタチアマモの被度の増加傾向が認められた。特に St. 1 においてはアマモの濃密な群落が形成され、2019 年において震災以前の被度の最高値を上回った。また、St. 2 及び St. 3 においては 2016 年以降、アマモ類の被度が増加傾向を示し、アマモの被度が増加後にタチアマモの被度が増加し、優占種がアマモからタチアマモに変化することが共通していた。2014 年から 2018～2019 年にかけて、アマモの被度が増加傾向にあった St. 1 及び St. 4 では、その後アマモの被度が減少傾向にあり、St. 4 においても優占種がタチアマモに変化した。2022 年の段階において、St. 1 から St. 4 にかけては、水深の浅い場所にアマモが優占し、より深い場所でタチアマモが優占するという震災以前の状況に戻ったものと考えられる。

一方、St. 5 では 2017 年から 2020 年にかけてタチアマモの被度が増加傾向を示したものの、震災以前の被度に比べて低く、また 2020 年以降は減少傾向に転じた。また、St. 6 及び St. 7 においては、東北地方太平洋沖地震以降、方形枠内にアマモ類が出現しない状況が 2022 年まで継続している。

なお、大槌湾においては、これらの調査地点と異なる室浜沖の調査地点において、東北地方太平洋沖地震の 2011 年においてスゲアマモ群落の残存が確認されたが、2014 年の調査においては孤生したスゲアマモの株が少数認められるだけとなっていた。

サイト全体について

吉里吉里エリア・根浜エリアともに、震災以前においては水深の浅い調査点ではアマモが優占しつつタチアマモのパッチが混在し、より深い調査点ではタチアマモが優占するというアマモ類の分布は共通していた（図 3-3-4-7）。また、両エリアともに、2011 年 3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震の津波によってアマモ場が非常に強いかく乱を受け、アマモ類の被度が急減し、エリア全体のアマモ類の平均被度が 0～数%と非常に低い状況が 2～3 年間継続したことも共通していた。

2013～2014 年以降、両エリアの水深の浅い調査地点において特にアマモの被度が増加傾向を示し、2017 年から 2020 年にかけて、両エリア全体のアマモの平均被度は震災以前の被度と比べて、同程度または上回っていた。これら水深の浅い調査点において、2020 年以降、アマモの被度が減少傾向か比較的大きな変動を示すことも両エリアに共通しており、2022 年のアマモの被度は 2021 年に比しておよそ半減した。

一方、より水深の深い調査地点におけるタチアマモの回復過程については、吉里吉里エリアと根浜エリアで差異が認められる。吉里吉里エリアにおいては、タチアマモが優占し高い被度を示していた St. 3 から St. 6 にかけて、2011 年以降、タチアマモの被度が著しく低い状況が 2022 年まで継続しており、特に水深の最も深い St. 6 では方形枠内に 2022 年においてもタチアマモが全く出現しない状況が続いている。一方、根浜エリアにおいては、エリア全体のタチアマモの平均被度は、震災以前に比べて低い状況が 2022 年においても継続しているものの、2017 年以降は増加傾向を示した。水深-6 m 以深の調査点において、方形枠内にタチアマモが全く出現しない状況が 2022 年まで継続していたが、水深-3～-5 m の調査地点ではタチアマモの被度が増加傾向にあり、2020～2021 年以降は優占種がアマモからタチアマモに変化していた。根浜エリアにおいては、水深の深い調査地点では震災後に強い濁りが確認されることが多く、透明度の低下による光条件の悪化がタチアマモの回復を妨げている可能性が考えられる。一方で、吉里吉里エリアにおいては海水の濁りが確認されておらず、水深の深い調査地点でタチアマモの被度が回復しない理由は不明である。

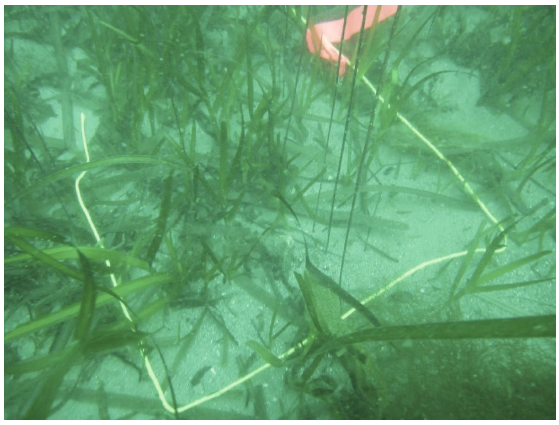


図 3-3-4-7：2010 年 7 月の方形枠調査の様子。タチアマモが繁茂していた。（2010 年撮影：仲岡雅裕）

図 3-3-4-8：2011 年 10 月の吉里吉里エリアの様子。植生はほとんど見られなかった。（2011 年撮影：仲岡雅裕）

図 3-3-4-9：2018 年 7 月の吉里吉里エリアの様子。タチアマモの小型パッチのみが確認される。（2018 年撮影：早川 淳）

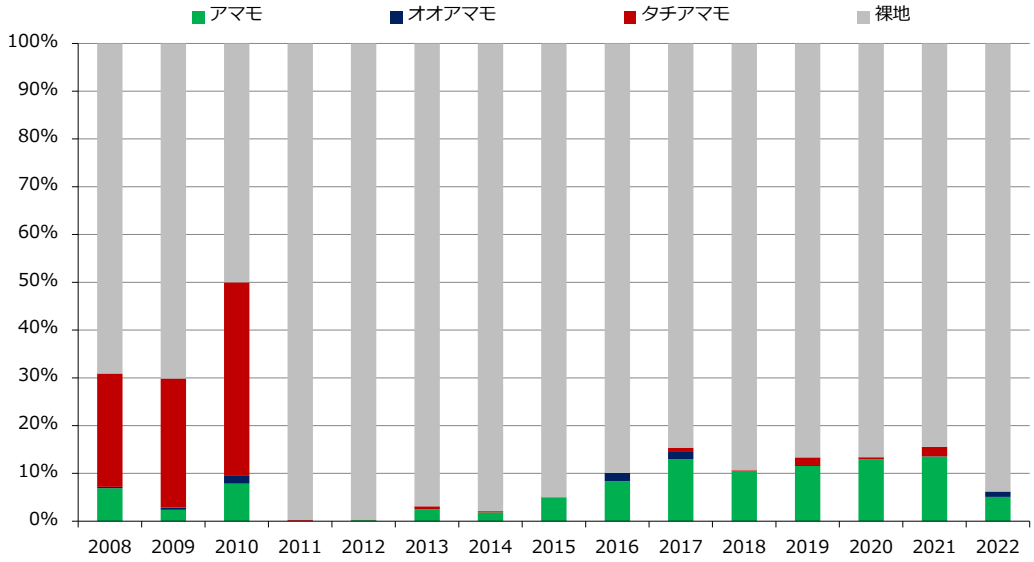


図 3-3-4-10.　吉里吉里エリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

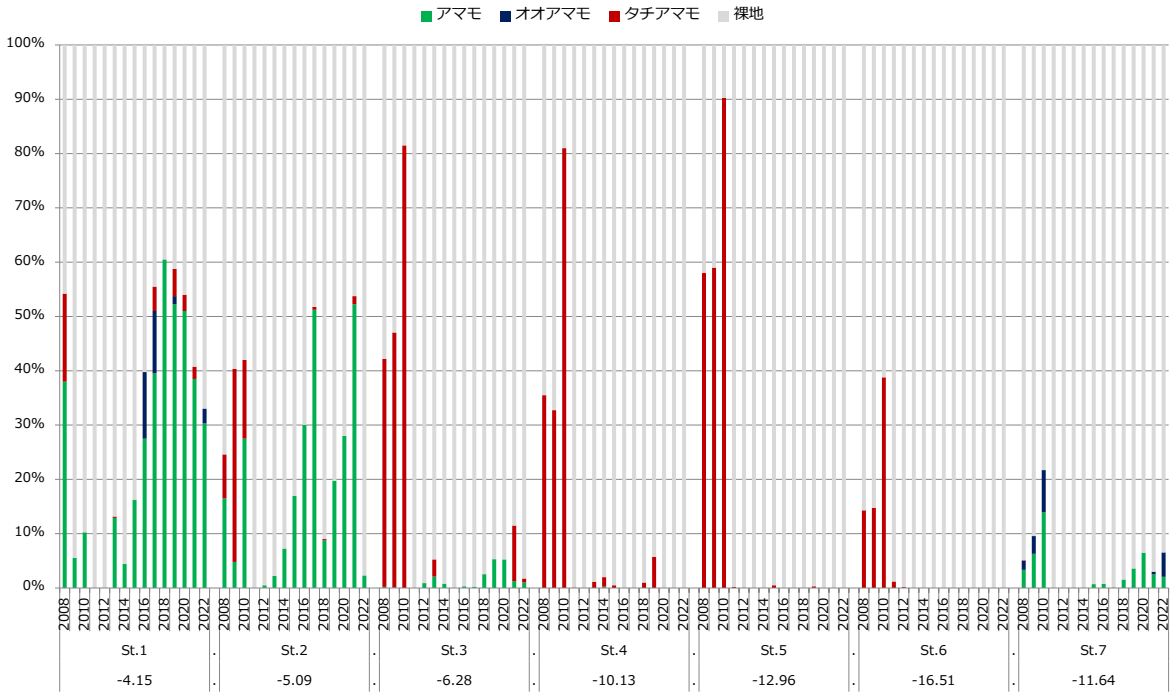


図 3-3-4-11.　吉里吉里エリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

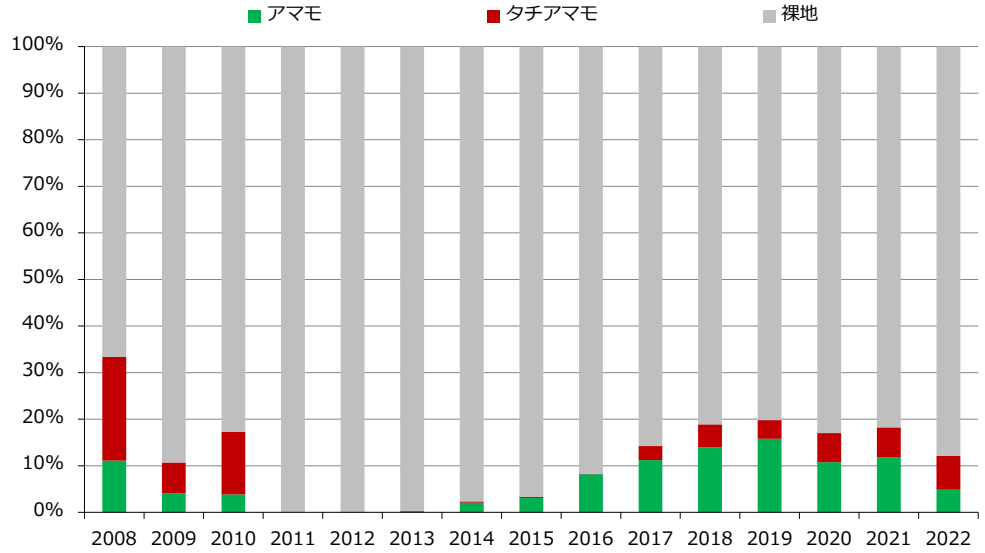


図 3-3-4-12.　根浜エリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

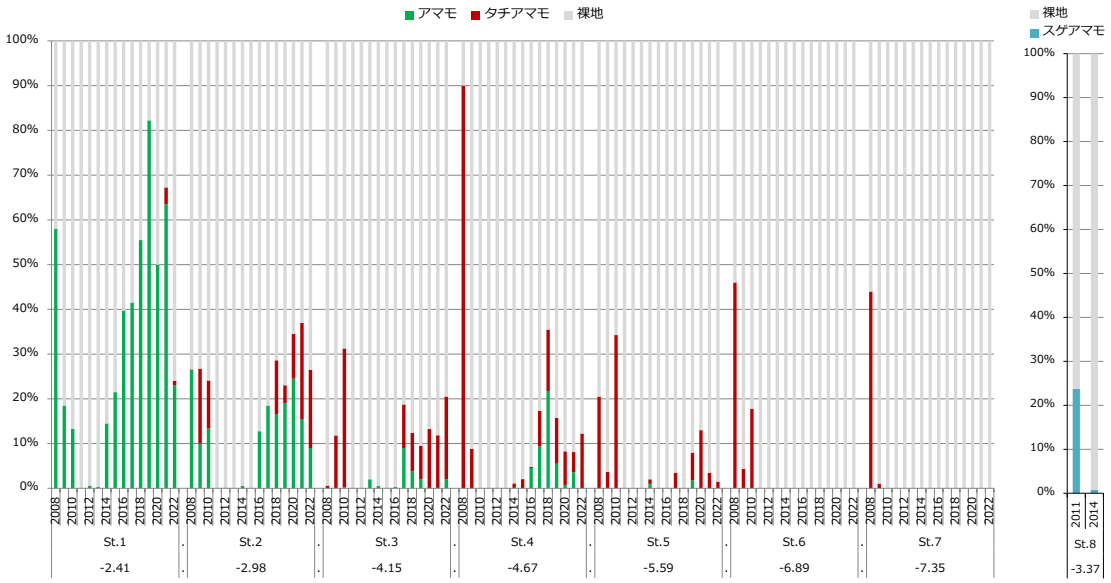


図 3-3-4-13.　根浜エリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。St.8 は、2011 年に室浜沖に新設し、その後 2014 年にも調査した。

アマモ類の平均被度の経年変化（トレンド）と物理環境要素との関係

物理環境要素の取得

本サイトのアマモ場の分布と被度の変化に影響を与えうる物理環境要素と植生の相関を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データを取りまとめた。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下のとおりである。

気象庁アメダスより、年間の「降水量」、「日照時間」、「気温（最高、最低、平均）」、「風速」。気象庁より、「台風接近回数」。NOAA（National Oceanic and Atmospheric Administration）Ocean Color MODIS より、表層の「水温（最高、最低、平均）」及び「クロロフィル a 量（平均、最大）」。公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の水質データより、「COD」、「DO」、「pH（最小、最大）」、「全窒素」、「全燐」。公共用水域調査（河川域）より、「SS 値」。

平均被度の経年変化（トレンド）

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（以下「アマモ類の平均被度」という）を調査年及び調査地点毎に算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。解析では、前年からの被度の変化について、調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であること及びサンプル数が 2008 年から 2022 年の 15 年分と少ないこと、植生の変化に応じた分画をしていないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

吉里吉里エリア

吉里吉里エリア全体において、アマモ類の平均被度については、2010 年以前の震災前も含めた過去 15 年間（平均 14%）と、直近 5 年間（平均 13%）ではトレンドは検出されなかった。タチアマモの被度は過去 15 年間で平均 7%であった。震災以前においては平均 30%であったが、震災以降では、わずかに見られるのみであった。この変化については減少トレンドがみられており、いまだに震災による減少から回復していないと判断できる（$r^2 = 0.4$、$t = -2.94$、$p = 0.01$）。アマモについて、サイト全体での平均被度は 7%であり、一年あたり 1%の増加がみられ、震災以降回復しつつあった（$r^2 = 0.39$、$t = 2.88$、$p = 0.01$）。特にグラフからは、2013 年から 2017 年にかけて増加が読み取れた。しかし、直近 5 年間において特段の傾向は得られなかった。

個別の調査地点については、St. 1 において、アマモの平均被度は 26%であり、一年当たり 3%の増加傾向が見られた。（$r^2 = 0.41$、$t = 3.01$、$p = 0.01$）。ただし、St. 1 においてアマモ類全体の過去 15 年間における平均被度は 30%であり、主にアマモの変化にともない、年あたり 3%の増加がみられた（$r^2 = 0.31$、$t = 2.42$、$p = 0.03$）。一方、直近 5 年間の平均被度は 50%であり、一年当たり 5%の減少がみられた（$r^2 = 0.73$、$t = -3.32$、$p = 0.03$）。

St. 3 から St. 5 では震災以前には主にタチアマモが優占していた場所であったが、震災後のタチアマモの回復はわずかであり、過去 15 年間にわたって減少傾向であった。タチアマモの平均被度は St. 3 から St. 5 にかけてそれぞれ 12%、11%、14%であり、一年当たり 3%の減少が見られた（$r^2 > 0.34$、$t < 2.58$、$p \leq 0.02$）。直近 5 年間の平均被度については、最大で St. 3 の 2%であり、変化の傾向は見られなかった。

St. 7 において、直近 5 年間でアマモ全体とオオアマモの被度に年 1%の増加傾向が見られた。（$r^2 = 0.66$、$t = 2.77$、$p = 0.05$；$r^2 = 0.50$、$t = 2.02$、$p = 0.11$）

なお、震災による減少トレンドは見られず、直近 5 年間のみで何らかの傾向が得られた地点もなかった。

根浜エリア

根浜エリアにおいては、2014 年から 2018 年にかけて、アマモ類の被度は震災前のレベルに

回復していた。その期間を含めた過去 15 年間で、アマモの平均被度は 7%であり、一年当たり 1%の増加傾向が見られた（$r^2 = 0.26$、$t = 2.15$、$p = 0.05$）。また、震災以降の変化が小さかったタチアマモについては、直近 5 年間の全調査地点の平均被度は 5%であり、一年当たり 1%の増加が見られた（$r^2 = 0.86$、$t = 4.91$、$p = 0.01$）。

個別の調査地点については、過去 15 年間では、St. 1 のアマモの平均被度は 32%であり、一年当たり 3%の増加がみられており、震災前よりも増加した（$r^2 = 0.25$、$t = 2.1$、$p = 0.06$）。

直近 5 年間のみでトレンドが見られた調査地点として、St. 2 と St. 3 のタチアマモの増加（平均被度 : 11%、8%、年毎の増加 : 3%、2%、（$r^2 = 0.66$、$t = 2.76$、$p = 0.05$; $r^2 = 0.62$、$t = 2.58$、$p = 0.06$）と St. 2 の平均被度の増加（$r^2 = 0.35$、$t = 1.46$、$p = 0.22$）、St. 2 のアマモの減少（平均被度：17%、年毎の減少：-1%、（$r^2 = 0.23$、$t = -1.09$、$p = 0.34$））、St. 4 の平均被度の減少（平均：16%、年毎の減少：-3%、（$r^2 = 0.37$、$t = -1.52$、$p = 0.2$）が挙げられる。

物理環境要素との関係

物理環境要素とサイト全体のアマモ類の平均被度との関係性については、震災による影響が明瞭であることから、標本を分画した解析を行うべきであるが、ここではほかのサイトと同様に過去 15 年間の傾向について、環境変数との関係の探索的比較の結果を示す。

吉里吉里エリア全体では、アマモ類の平均被度に対して、最低気温と正の相関傾向が、最高水温と負の相関傾向が見られた（$r^2 = 0.22$、$p = 0.09$; $r^2 > 0.19$、$p = 0.12$）。しかし、特にタチアマモについて、この傾向が強いことから、震災による減少のトレンドと相関した可能性が考えられる。

根浜エリア全体では、アマモ類の平均被度に対して、平均気温が負の相関、クロロフィル a 量が正の相関傾向を示した（$r^2 = 0.36$、$p = 0.02$; $r^2 = 0.26$、$p = 0.06$）。種毎においては、タチアマモがクロロフィル a 量と正の相関（$r^2 = 0.34$、$p = 0.03$）が見られた。また、アマモとタチアマモともに、平均気温と負の相関傾向が見られたが（$r^2 = 0.24$、$p = 0.07$; $r^2 = 0.24$、$p = 0.08$）、タチアマモについては震災の影響による減少の可能性もあるため、その影響による疑似相関と考えられる。

まとめ（考察）

大槌サイトの吉里吉里エリアおよび根浜エリアにおいて、調査期間中のアマモ類群落の動態に最も大きな影響を与えたのは 2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震によって発生した津波である。両エリアともに震災以前に存在していたアマモ類群落は津波により著しく減少し、津波後の 2011 年及び 2012 年にはアマモ類の平均被度が 0%またはそれに近い値を示す状態となった。2013 年以降、両エリアにおいてアマモ類の平均被度は増加傾向を示し、特に水深の浅い調査地点ではアマモを優占種とした群落が回復した。一方で、水深の深い調査地点においては、アマモ類の平均被度が震災以前に比べて著しく低い状況が 2022 年度まで継続している。

吉里吉里エリア及び根浜エリアともに、2013 年以降のアマモ類の被度の増加は主に水深の浅い調査地点でのアマモの被度の増加によるものであることは共通している。調査地点によって被度の年変動の大きさ、及び直近 5 年間の平均被度の傾向に差異はあるものの、震災後に回復したアマモを主体とするアマモ類群落は安定して維持されていると考えられる。

吉里吉里エリアの水深の深い調査地点では、タチアマモの小規模なパッチや単独で生育している草本が認められるものの、かつて存在した大規模なタチアマモ群落は震災後 10 年以上経過しても回復していない。これらの調査地点では、後述する根浜エリアの水深の深い調査地点のように明瞭な濁りが確認された年は無く、加えて水深の浅い調査地点でもタチアマモの被度が増加しておらず、タチアマモ群落が回復しない要因は不明である。吉里吉里エリアのオオアマモについては、震災以前から生育が確認される調査地点が 2 地点と少なく、エリア全体のアマモ類被度においてオオアマモが占める割合は高くない。しかしながら、オオアマモを含むアマモ類群落のほとんどが消失した東北

地方太平洋沖地震の直後から、オオアマモの実生が認められ、その後も毎年オオアマモのパッチが確認された。オオアマモの被度に増減はあるものの、小規模な群落が現在まで維持されているものと考えられる。

根浜エリアにおいても、水深の深い調査地点ではタチアマモを主体としたアマモ類群落が回復していない。これらの調査地点においては、視界が不良になるほどの濁りが毎年の調査で確認され、海底まで十分な光が届かないことによってアマモ類の生育を妨げている可能性がある。震災後の護岸工事では土砂を含んだ排水が調査地点に流入していたこと、この工事は2018 年に終了したものの震災により鵜住居川の河口地形が変化したこと、令和元年東日本台風や令和 2 年 7 月豪雨等の豪雨災害が東北地方で頻発したこと等、調査地点では土砂による濁りが発生しやすい状況が続いている可能性が考えられる。また、水深- 4～- 5 m 前後の調査地点では、直近 5 年間のタチアマモの平均被度は増加傾向を示しており、震災以前に比べると被度は低いものの、複数のタチアマモのパッチが確認されている。より水深の深い調査地点と比べ、海底まで届く光量が多いことで、タチアマモが生育可能であると考えられる。

大槌サイトにおいては、震災による群落の大規模な消失と、その後の浅所におけるアマモを主体とした群落の回復傾向により、そのほかの要因によるアマモ類群落の動態への影響が検出しづらい傾向にある。しかしながら、今後は浅所に形成されたアマモ類群落のモニタリングを継続することで、三陸沿岸域で顕著な水温上昇等の環境要因が与える影響を検出することも重要となってくると考えられる。

引用文献

Aioi K, Komatsu T, Morita K (1998) The world's longest seagrass, Zostera caulescens from northeastern Japan. Aquatic Botany, 61: 87-93

Aioi K, Nakaoka M, Kouchi N, Omori Y (2000) A new record of Zostera asiatica Miki (Zosteraceae) in Funakoshi Bay, Iwate Prefecture. Otsuchi Marine Science, 25: 23-26

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書（干潟、藻場、サンゴ礁調査）第 2 巻 藻場. 環境庁自然環境局, 東京

Kouchi N, Nakaoka M, Mukai H (2006) Effects of temporal dynamics and vertical structure of the seagrass Zostera caulescens on distribution and recruitment of the epifaunal encrusting bryozoa Microporella trigonellata. Marine Ecology, 27: 145-153

Nakaoka M (2002) Predation on seeds of seagrasses Zostera marina and Zostera caulescens by a tanaid crustacean Zeuxo sp.. Aquatic Botany, 72: 99-106

Nakaoka M, Kouchi N, Aioi K (2003) Seasonal dynamics of Zostera caulescens: relative importance of flowering shoots to net production. Aquatic Botany, 77: 277-293

Tatsukawa K, Komatsu T, Aioi K, Morita K (1996) Distribution of seagrasses off Kirikiri in Funakoshi Bay, Iwate Prefecture, Japan. Otsuchi Marine Research Center Report, 21: 38-47

執筆：早川　淳、山北剛久

サイトの特徴

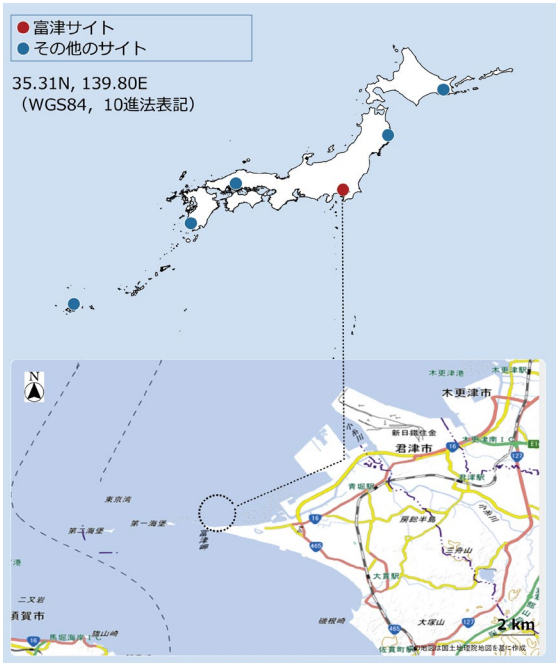


図 3-3-4-14.　サイト位置図と景観（2015 年撮影：田中義幸）

富津サイトは、東京湾内湾の最南部にあたる富津岬の北側に位置し、南房総国定公園に含まれる（図 3-3-4-14）。また、本サイトは東京湾のほかの干潟とともに環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」の一つにも選定されている場所である。

本サイトのアマモ場では、アマモ類が水深 -4 m 以浅に分布しており、アマモ（口絵 6）が優占するとともに、コアマモ（口絵 6）やタチアマモ（口絵 6）が生育している。また、後背地は砂浜・マツの植林である。海底は岸側から沖側に向かって深くなるが、潮間帯では複数の砂洲が存在するため、水深は複雑に変化する。底質は砂及び砂泥である。

本サイトは、東京湾に残存する最大のアマモ場である。その水平距離（砂洲に沿った東西方向の距離）は 3 km、垂直距離（岸側から沖側の分布下限までの距離）は 1 km 以上に達する。第 4 回自然環境保全基礎調査による調査結果では、1.03 km^2 のアマモ場が分布していた（環境庁自然保護局 1994）。一方、航空写真を利用したリモートセンシング解析による 1960 年代から現在までのアマモ場面積の長期変動の分析結果では、アマモ場全体の面積は最大 1.28 km^2（1987 年）から最小 0.39 km^2（2001 年）まで著しく変動している（Yamakita et al. 2011）。東京湾のアマモ類の遺伝的解析の結果では、富津のアマモ場は東京湾に分布するほかの小規模なアマモ場へのアマモ類の供給源となっている可能性が指摘されている（仲岡ほか 2007）。また、海の公園や三番瀬等複数の地域のアマモ場再生の事業でも種子や株の採取が実施されている。東京湾全体の沿岸生態系の保全を考える上で最も重要なアマモ場であると考えられる。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトでは、2010 年の夏の高海水温に伴い、東京湾の広い範囲でアマモ類の生物量の減少が確認された。また、2013 年には、砂洲の位置の移動に伴い、地形の変化が見られた。サイトにおける人為的な活動による変化として、2019 年にサイトに近い海域で突堤が設置された。さらに、2020 年にはサイト内に、砂の流出抑制のための多数の杭が設置された。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

・2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温となった。

・2017 年 8 月：黒潮の大蛇行が発生。
・2019 年 9 月 7～10 日：「令和元年房総半島台風（台風第 15 号）による大雨、暴風等」。千葉県を中心に記録的な暴風、大雨。
・2019 年 10 月 10～13 日：「令和元年東日本台風（台風第 19 号）による大雨、暴風等」。記録的な大雨、暴風、高波、高潮。

アマモ類の種組成及び被度の経年変化

サイトのアマモ類の被度変化を図 3-3-4-15 に、各調査地点の被度変化を図 3-3-4-16 に、それぞれ示す。

調査を開始した 2008 年には、潮間帯では、砂洲によって形成された複雑な地形によって、アマモとコアマモが共存していた。潮間帯下部から潮下帯の水深-2 m にかけては、連続的なアマモの分布が見られていたが、それ以深ではパッチ状に分布していた。特に、タチアマモは水深-2 m 以深を中心に、パッチ状に分布していた。2008 年から 2010 年にかけて、各種の分布周縁域で減少が見られた一方で、タチアマモの被度が最大となり、平均 34%に達する調査地点もあった。しかし、2011 年には沖合のタチアマモと岸近くの調査地点でアマモとコアマモの被度の減少が見られた。2012 年にはいずれの種においても多少の回復が見られたが、2013 年には岸側の調査地点でアマモからコアマモへの置き換わりが確認された。

岸側の調査地点（St. 1～3）において、コアマモは 2014 年に St. 1 で特に大きく減少したほか、St. 2 で 2014 年に、St. 1 で 2016 年にも顕著に減少し、わずかなパッチのみとなった。St. 1 では 2018 年にコアマモが消失し、St. 2 においては 2016 年にアマモ類が消失した。St. 3 では、調査開始時よりアマモ類の平均被度が低く、2009 年時点でコアマモの平均被度が 10%であった。その後、増減を繰り返し、2017 年にわずかに回復したのちに 2018 年には再び減少し、2019 年には消失した。St. 3 では、2017 年以降、約半数の調査方形枠で紅藻類のオゴノリの繁茂が確認され、それらの被度の増加傾向が続いた。2019 年には、St. 1～3 のアマモとコアマモは消失し、St. 3 ではオゴノリが大幅に増加した。その後、オゴノリは St. 3 において急減しており、この減少傾向は 2022 年まで続いている。さらに、2020 年には、St. 1～3 のアマモ類は消失し、スナモグリ類の巣穴と見られる穴が増加した。なお、2017 年以降には、St. 1～3 の浅い場所に砂が堆積する傾向が続いた。砂の堆積と関連すると推測されるサイト東側の突堤の工事は数年前に開始されていたが、2019 年の調査時点には完了していた。

本サイトのアマモ類の分布中心域の調査地点（St. 5～9）では、St. 9 を除く調査地点で調査開始から 2015 年頃にかけて、徐々に被度が増加した。特に St. 5 ではコアマモが 2014 年以降に増加し、St. 7 では 2014 年にタチアマモが見られたのち、わずかに増加した。アマモ類の分布中心域のうち、特に St. 5 において、2008 年にはアマモとコアマモがパッチ状に分布していたが、2009～2015 年にかけてはアマモが増加した。その後、2018 年からコアマモの平均被度が増加し 20%となった。2019 年には、St. 5 ではコアマモが引き続き増加し平均被度は 23%であった。一方、アマモを記録した方形枠数が大きく減少した。なお、同年、水深が -1.5 m 以深の St. 11 では、アマモの分布と被度が大きく増加していた。St. 5 より沖には、2019 年秋以降に、砂流出防止と思われる杭が設置された。この調査地点ではコアマモとアマモが 2018 年から増加しており、両種の混在が確認された。St. 5 では、2021 年にコアマモの平均被度は 90%となり、アマモの平均被度はわずかで 8%であった。その後、2022 年にはアマモの平均被度は 28%まで増加し、混在が進んだ。アマモ類の分布の中心のうち、St. 6～7 については、2019 年 10 月に大きな台風が二度接近し、陸域からのがれきの流出も確認され、アマモ場への影響が懸念されが、2020 年にはアマモ類の変化は検出されなかった。アマモ類の分布中心の調査地点のうち、例年アマモの被度が 4 割を超える St. 7 においては、2017 年にギャップが多く確認され、その後 2018 年にはアマモの加入が見られた。徒歩でのアプローチが可能な最沖の砂洲手前の St. 8 では、2017 年まで砂洲周辺にパッチ状のアマモ類が見られたが、2018

年にはほとんど消失した。2018 年には、St. 9 においても、アマモが 2017 年に比べやや減少した。砂洲に近い St. 8 では、2018 年にアマモが大きく減少して以降、2022 年までアマモが少ない状況が続いている。St. 9 では、2018 年に減少したアマモの平均被度は 2019 年にやや回復し 2021 年まで増加が続いた。しかし、2022 年には再び減少し、その平均被度は平年値を下回った。一方で波当たりが強く、これまでほとんどアマモ類の分布が確認されていなかった St. 10 において、小さいパッチが見られるようになった。

水深が-1.5 m 以深になる調査地点（St. 11～13）とその周辺において、タチアマモがパッチ状にわずかに記録された。St. 11 においては、2017 年の調査でアマモのパッチが消失したが、2018 年ではわずかに記録された。St. 11 のアマモは 2018～2022 年において存続した。調査開始以降からタチアマモのパッチがわずかに記録されていたが、2019 年以降には、St. 12 のみでわずかに確認されるのみであった。その後、2022 年にはタチアマモは消失した。

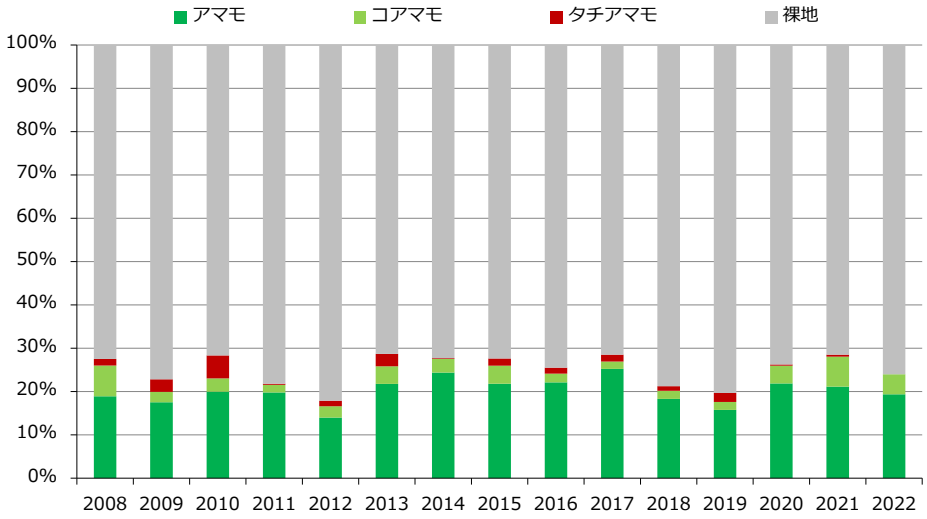


図 3-3-4-15.　富津サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

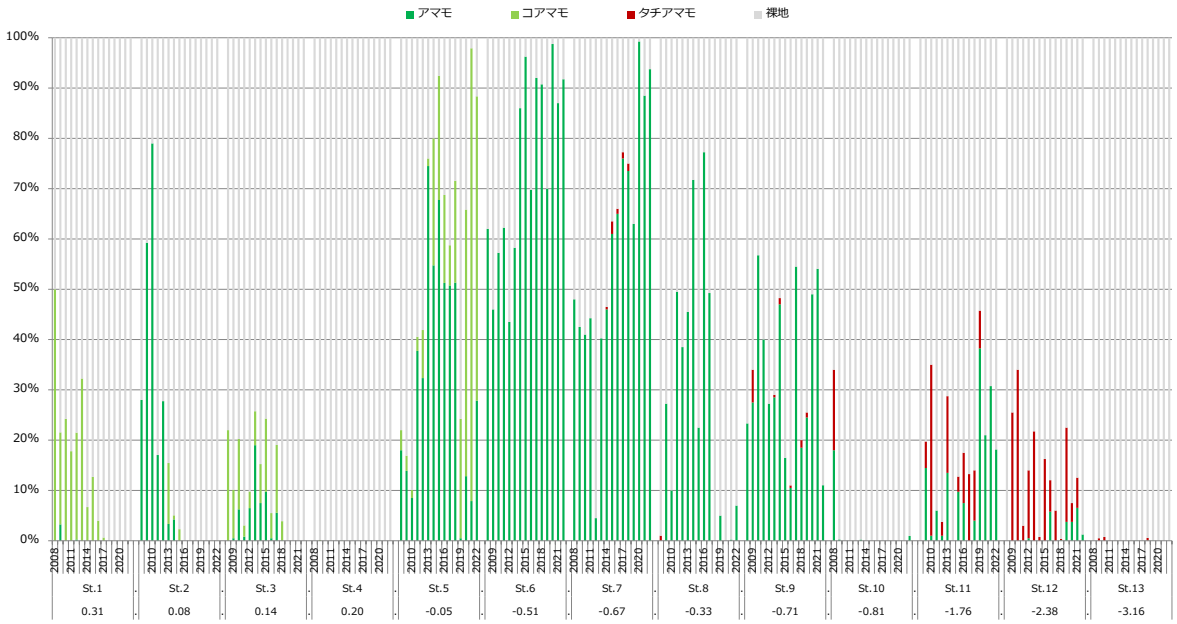


図 3-3-4-16.　富津サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

アマモ類の平均被度の経年変化（トレンド）と物理環境要素との関係

物理環境要素の取得

本サイトのアマモ場の分布と被度の変化に影響を与えうる物理環境要素と植生の相関を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データを取りまとめた。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下のとおりである。

気象庁アメダスより、年間の「降水量」、「日照時間」、「気温（最高、最低、平均）」、「風速」。気象庁より、「台風接近回数」。NOAA（National Oceanic and Atmospheric Administration）Ocean Color MODIS より、表層の「水温（最高、最低、平均）」及び「クロロフィル a 量（平均、最大）」。公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の水質データより、「COD」、「DO」、「pH（最小、最大）」、「全窒素」、「全燐」。公共用水域調査（河川域）より、「SS 値」。

平均被度の経年変化（トレンド）

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（植生の平均被度）を調査年及び調査地点毎に算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。解析では、前年からの被度の変化について、調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 2009 年から 2022 年の 14 年分と少ないこと、植生の変化に応じた分画をしていないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

サイト全体では過去 13 年間の平均被度が 24%であり、植生自体やアマモの被度について全体での変化の傾向は見られなかった。平均被度が 2%のタチアマモの減少傾向が見られた（$r^2 = 0.39$、$t = -2.88$、$p = 0.01$、直近 5 年間 $r^2 = 0.57$、$t = -2.31$、$p = 0.08$）。平均被度 3%のコアマモについて、直近 5 年間で増加傾向が見られた（$r^2 = 0.67$、$t = 2.85$、$p = 0.05$）。

次に、個別の地点で見られたトレンドについて、以下に示す。

岸に近い潮間帯では、St. 1 で平均被度 13%のコアマモは、一年当たり 3%の減少がみられ、2018 年には消失した（$r^2 = 0.7$、$t = -5.56$、$p < 0.05$）。

St. 2 では平均被度 15%のアマモは、一年当たり 4%の減少が見られ、2015 年に消失した（$r^2 = 0.52$、$t = -3.76$、$p < 0.05$）。この地点では 2016 年にはコアマモも消失し、全体の傾向も同様に減少傾向であった（全体 $r^2 = 0.56$、$t = -4.06$、$p < 0.05$）。

St. 3 における平均被度 7%のコアマモは、一年当たり 1%の減少が見られた（$r^2 = 0.44$、$t = -3.21$、$p = 0.01$）。St.3 のコアマモは直近 5 年間（被度 3%）でも、年あたり 2%減少し、2019 年には消失した（$r^2 = 0.61$、$t = -2.49$、$p = 0.07$）。この傾向は、アマモを含むアマモ類全体の平均被度（11%）でも同様であった（一年当たり 1%の減（$r^2 = 0.37$、$t = -2.77$、$p = 0.02$）。また、直近 5 年間ではアマモ類の平均被度 4%、一年当たり 3%の減少であった（$r^2 = 0.56$、$t = -2.27$、$p = 0.09$）。

アマモ類の分布の中心である潮下帯上部について、St. 5 においては平均被度 23%のコアマモが一年当たり 5%増加した（$r^2 = 0.64$、$t = 4.83$、$p < 0.05$）。直近 5 年間（平均被度 43%）では、年あたり 14%の増加であった（$r^2 = 0.76$、$t = 3.54$、$p = 0.02$）。アマモについては、過去 13 年間において有意な変化傾向は得られなかったが、直近 5 年間（平均被度 25%）では、一年当たり 7%の減少が見られた（$r^2 = 0.32$、$t = -1.38$、$p = 0.24$）。アマモ類全体（平均被度 57%）はコアマモと同様の傾向であり、一年あたり 4%の増加傾向であった（$r^2 = 0.44$、$t = 3.19$、$p = 0.01$）。直近 5 年間（平均被度 68%）では一年当たり 8%の増加傾向であった（$r^2 = 0.31$、$t = 1.34$、$p = 0.25$）。

主にアマモが安定して生育していた St. 6、7

（アマモの平均被度 74%、59%）では年あたり 3%、5%の増加傾向であった（$r^2 = 0.57$、$t = 4.17$、$p < 0.05$；$r^2 = 0.65$、$t = 4.95$、$p < 0.05$）。St. 7 では過去 5 年（平均被度 82%）でも年あたり 5%の増加傾向がみられた。（$r^2 = 0.44$、$t = 1.76$、$p = 0.15$）。

また、過去 13 年間で特段の傾向が見られなかった St. 8（アマモの平均被度 27%）において、直近 5 年間については、アマモの平均被度は 10%であり、一年当たり 6%の減少傾向がみられた（$r^2 = 0.35$、$t = -1.48$、$p = 0.21$）。

水深が-2 m 以深の深い場所については、アマモの平均被度が 11%である St. 11 において、年あたり 2%の増加傾向で（$r^2 = 0.36$、$t = 2.7$、$p = 0.02$）、直近 5 年間（平均被度 19%）においては、年 4%の増加傾向がみられた（$r^2 = 0.31$、$t = 1.33$、$p = 0.25$）。タチアマモについては有意な長期の傾向は見られなかったが、直近 5 年の平均被度は 5%であり、一年当たり 3%の減少傾向がみられた（$r^2 = 0.88$、$t = -5.48$、$p = 0.01$）。

物理環境要素との関係

物理環境要素と被度の変化との関係については、アマモ類全体の被度において、日照と負（$r^2 = 0.32$、$p > 0.05$）、水温と正（$r^2 = 0.38$、$p > 0.05$）の相関が得られた。アマモの被度においては、日照と負（$r^2 = 0.37$、$p > 0.05$）、全燐と正（$r^2 = 0.30$、$p > 0.05$）、コアマモの被度においては、濁度（SS）と負（$r^2 = 0.44$、$p > 0.01$）、タチアマモの被度においては、最高水温と負（$r^2 = 0.32$、$p > 0.05$）の相関が得られた。

まとめ（考察）

本サイトにおいて、特に岸に近い場所でのアマモ類に消失については、2010 年夏季の高海水温の影響が以前も指摘されており（梶山ほか 2018）、その後も水温がやや高かったことも含め、単に一時的な影響にとどまらなかった。それに加えて、突堤の改築や砂州の変動などの推測される要因によって砂の堆積も生じ、その結果、St. 1 から 3 のアマモ類が消失した（山北ほか 2005）。同時に St. 3 のみでオゴノリが一時的に増加したことや、St. 2 周辺でイボキサゴが一時期に多数見られたほか（山北 2019）、その後スナモグリとみられる穴が増加するなど、底生生物を含めた大きな変化が生じアマモ類の再定着を不可逆的に困難にした可能性も考えられる。

また、アマモ類の分布中心である潮下帯上部周辺では、岸に近い分布の縁でアマモが増加した後にコアマモに置き換わり、最終的にコアマモが優占しつつ、両種が混在する状況となっている。これらは、砂の流出防止柵の影響も考えられ、今後どのように変化が起こるか興味深い場所である。また、徒歩でいける最も沖の砂州上でアマモ類の減少が見られたものの、それより岸側ではアマモが比較的安定して高密度で生育している。

St. 11、12 周辺の深い場所では、もともとアマモ類はパッチ状に分布するため年変動が大きいものの、タチアマモがまったく生育しない年が見られ、これについては前年の最高水温との相関が得られており、南限に近いタチアマモの減少が懸念される。一方で、同時期に富津の漁港周辺ではタチアマモが増加したという情報もあり、サイトには目視での調査が困難である深い場所もあることから、限られた調査地点で全体を把握できているのかについては課題がある。

引用文献

梶山 誠, 濱岡 秀樹, 濱岡 明子 (2018) 富津干潟周辺海域におけるアマモ類の分布. 千葉県水産研究総合センター研究報告, 印刷中

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査海域生物環境調査報告書 (干潟、藻場、サンゴ礁調査). 環境庁自然保護局, 東京

仲岡 雅裕, 渡辺 健太郎, 恵良 拓哉, 石井 光廣 (2007) 内海性浅海域の生物多様性・生態系機能関係の評価の試み: 東京湾のアマモ場を実例に. 日本ベントス学会誌, 62: 82-87

山北 剛久, 仲岡 雅裕, 近藤 昭彦, 石井 光廣, 庄司 泰雅 (2005) 東京湾富津干潟における海草藻場の長期空間動態. 保全生態学研究, 10: 129-138

Yamakita T, Watanabe K, Nakaoka M (2011)

Asynchronous local dynamics contributes to stability of a seagrass bed in Tokyo Bay. Ecography, 34: 519-528

山北 剛久 (2019) およそ 40 年前に局所絶滅した イボキサゴ (古腹足目ニシキウズガイ科) の東京湾奥部 (三番瀬, 浦安市日の出沖) における 再発見と湾内の記録のレビュー. 千葉生物誌, 69(1): 5-14

執筆：山北剛久

サイトの特徴

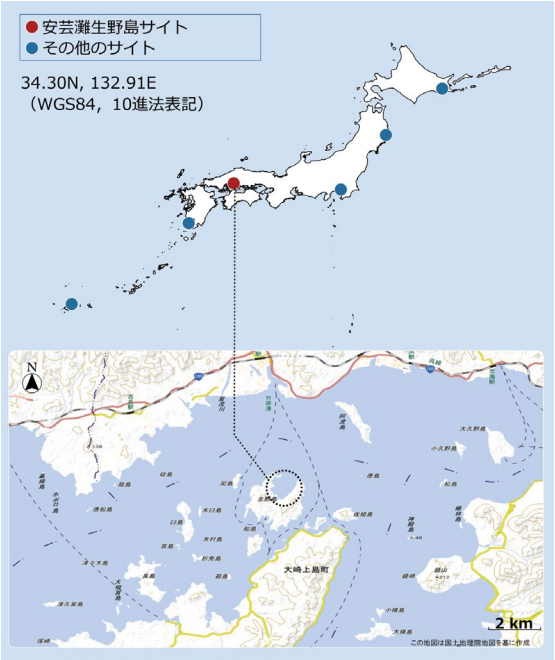


図 3-3-4-17.　サイト位置図と景観（2011 年撮影：堀 正和・島袋寛盛）

安芸灘北部に位置する島嶼群であり、各島にアマモ場が分散して点在する。本サイトを設置した生野島はその中央に位置し、北東に開口部を持つ入り江になっている。瀬戸内海国立公園に指定されており、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。第 4 回自然環境保全基礎調査によれば、本サイトが位置する島嶼群（生野島から周辺 10 km 内）に総計 800 ha 近いアマモ場があり、安定して長期的にアマモ場が維持されることが期待できる。また、本サイトが含まれるアマモ場群落は瀬戸内海で最大の規模を有する。

本サイトの海底は岸から沖側に向かって泥質のなだらかな斜面が約 300 m 続き、その後、水深-1.5～-20 m 付近まで急激に落ち込む。そのため、瀬戸内海のアマモ場の分布上限から下限まで全ての水深におけるアマモ（口絵 6）の形態変異を観察でき、また環境変化に伴う垂直方向の分布変化を捉えることにも適した海域である。

本サイトにおけるアマモの分布情報は 1960 年から存在し（瀬戸内海区水産研究所 1966）、60～70 年代にかけて本サイト周辺では大規模な分布面積の減少が報告されている（南西海区水産研究所 1974）。90 年代からは回復傾向にあり（第 4 回自然環境保全基礎調査）、近年は安定している（環境庁自然保護局 1994）。瀬戸内海では多くの場所でアマモ草体の小型化が報告されているが、本サイトは常時大型の草体が繁茂しているため、瀬戸内海西部の本来のアマモ場の特徴を知るために貴重な場所である。

最近ではアマモという種の移動分散について推定するため、北半球全域を対象とした遺伝子解析の結果が公開され、本サイトのアマモは本種の全域分布の起源集団に相当することが示唆されている（Yu et al. 2023）。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトが位置する生野島月の浦にあった人家が数年前に完全に無人となった。そのためか、周囲の傾斜地等の保全整備等が実施されなくなり、豪雨の際等に小規模ではあるが調査ライン陸側で土砂崩れ等が生じるようになっている。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2014 年 7 月 30 日～8 月 26 日：台風第 12 号、第 11 号と前線による大雨と暴風が発生。
- 2016 年 8 月：西日本の周辺海域で高い海面水温を記録。

・2017 年 8 月：黒潮の大蛇行が発生。
・2018 年 6 月 28 日～7 月 8 日：西日本から東海地方を中心に広い範囲で数日間大雨が継続。
・2019 年 : 統計開始以降、全国の年平均気温偏差が最高値を示す。
・2020 年 7 月 3～31 日：全国の広い範囲で大雨が発生。
・2020 年 8 月：日本の南を中心に、海面水温が平年より非常に高い値を示す。
・2017 年：サイト周辺で海水温が高い傾向。
・2019～2020 年：初夏の集中豪雨の頻度増加により、淡水流入の多い傾向。

アマモ類の種組成及び被度の経年変化

サイトのアマモ類の被度変化を図 3-3-4-18 に、各調査地点の被度変化を図 3-3-4-19 に、それぞれ示す。

アマモが優占種として本サイトのアマモ場景観を形成している。調査を開始した 2008 年には、アマモ場内には水深-2.0～-3.0 m 辺りにウミヒルモ（口絵 6）が点在し、さらに岸側の最上部にコアマモ（口絵 6）が帯状に分布していたが、このうちコアマモは 2015 年を境に各調査地点を繋ぐラインおよび調査地点のある入り江から消失した。アマモは水深 +1.2～-6.5 m の範囲に分布し、水深-0.9～-3.0 m の範囲で連続な群落を形成、それより水深が浅い場所と深い場所ではパッチ状に分布していた。本サイトは海底地形が水深-1.5 m から急激に深くなるため、そのかけ上がりの途中、水深-6.5 m 付近がアマモの分布下限であった。

調査地点全体では、優占種であるアマモの平均被度は 2014 年から徐々に減少を続け、2017 年に低い値となったが、その後は増加傾向に転じ、2022 年までは増加を続けた。ただし、この期間に浅場の St. 1～3 までの植生はほぼ消失し、水深勾配に沿ったアマモの分布帯中心（被度が最も高い分布帯）は St. 3～4 から St. 5～6 へと水深の深い場所へ移動していることが確認された。また、2017 年以降は平均被度の増加に反して多年生の栄養株の減少が顕著となり、その後の被度の増加は一年生の花株や栄養株から分枝した花枝が中心となっていた（調査項目に栄養株、花株割合は含まれていないが、調査時に追加情報として記録）。

アマモの平均被度を減少させる要因としては、2011 年以降、生野島の別の海岸や本サイト湾口部でアイゴによる摂食が確認されていた。また、2013 年には本サイト近隣で営業していた瀬戸内海最後の伝統的石風呂で利用する乾燥アマモの材料として、本サイトが位置する生野島月の浦海域の一部から大量のアマモが採集され、採集された場所は完全な裸地となった。しかしながら、現在は閉業しており、以降の採集は行われていない。加えて、2014 年以降は短期間集中型の豪雨の頻度が増加しており、浅い水深帯への淡水流入の影響が増加している。

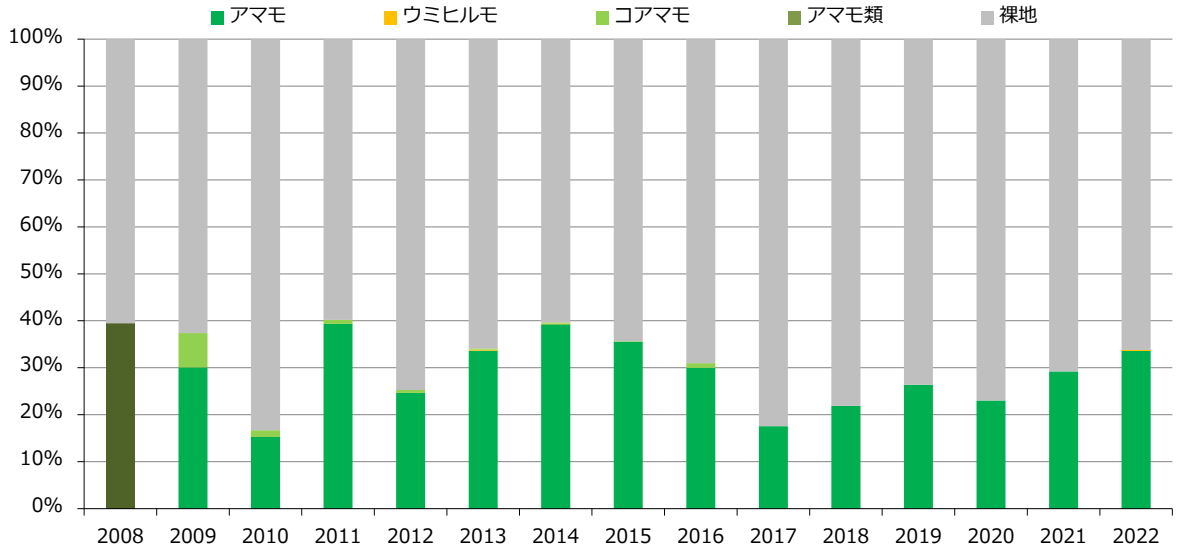


図 3-3-4-18.　安芸灘生野島サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

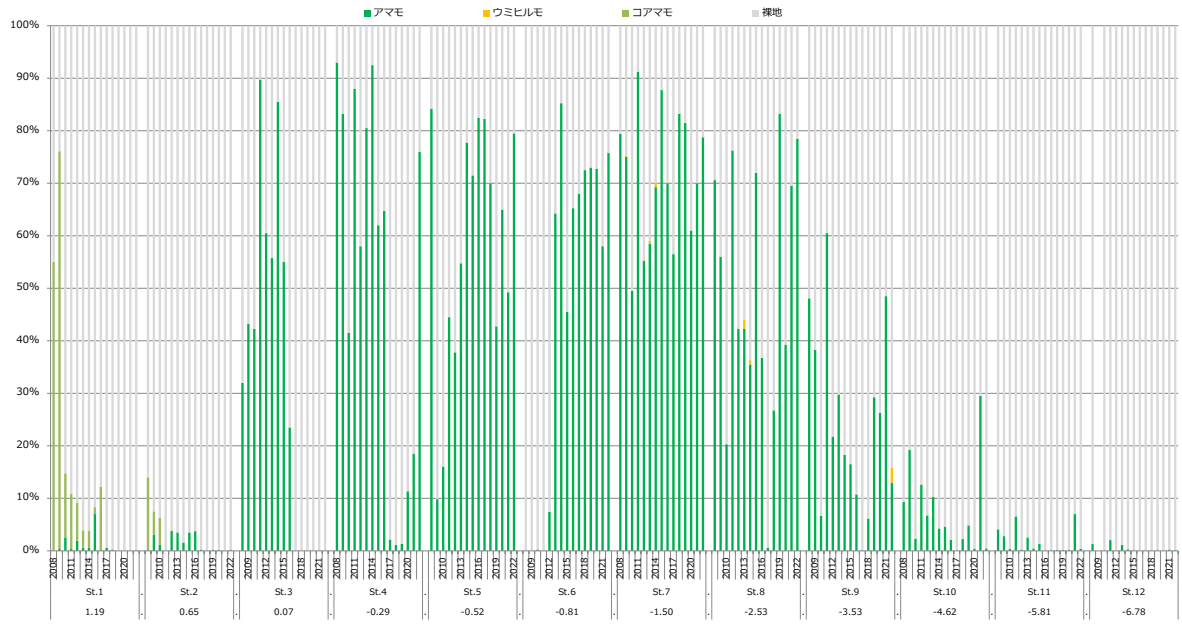


図 3-3-4-19.　安芸灘生野島サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

アマモ類の平均被度の経年変化（トレンド）と物理環境要素との関係

物理環境要素の取得

本サイトのアマモ場の分布と被度の変化に影響を与えうる物理環境要素を植生との相関から把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データを取りまとめた。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下のとおりである。

気象庁のアメダスより、年間の「降水量」、「日照時間」、「気温（最高、最低、平均）」、及び「風速」。気象庁より、「台風接近回数」。NOAA（National Oceanic and Atmospheric Administration）Ocean Color MODIS より、表層の「水温（最高、最低、平均）」及び「クロロフィル a 量（平均、最大）」。公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の水質データより、「COD」、「DO」、「pH（最小、最大）」、「全窒素」及び「全燐」。公共用水域調査（河川域）より「SS 値」。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類の被度の平均値（平均被度）を調査年及び調査地点毎に算出し、それらの値について増加や減少のトレンドの傾向を見るために時系列で相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度との関連性を同じく相関解析で比較した。ただし、この解析では、前年からの被度の変化データに対して、調査の前年の物理環境データを使用し、データ間相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 2009 年から 2022 年の 14 年分と少ないこと、植生の変化に応じた分画をしていないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多い。そのため統計的な関係性の解釈には注意しつつ、以下にその傾向を述べる。

サイト全体では、平均被度 27%で優占するアマモについて、過去 14 年間の変化に特段の傾向は見られなかったが、直近 5 年間については一年当たり 3%の増加がみられ、平均被度は 25%となった。（$r^2 = 0.86$、$t = 5$、$p = 0.01$)

個別の調査地点では、St. 1 と St. 3 のそれぞれコアマモとアマモが優占する調査地点で、過去 14 年間で一年当たり 2%、4%の減少が見られた（$r^2 = 0.23$、$t = -1.97$、$p = 0.07$；$r^2 = 0.32$、$t = -2.49$、$p = 0.03$)。St. 1 と St. 3 では期間中のアマモ類の平均被度が 9%と 30%となったが、St. 1 では 2019 年、St. 3 では 2017 年にアマモ類がほぼ消失しており、直近 5 年での変化傾向はみられなかった。

St. 5 と St. 6 はアマモが優占する地点であるが、過去 14 年間で一年当たり 4～6%の増加が見られた（$r^2 = 0.49$、$t = 3.53$、$p < 0.01$；$r^2 = 0.66$、$t = 5.07$、$p < 0.01$）。また、St. 7 においても同様の傾向が見られ（$r^2 = 0.2$、$t = 1.81$、$p = 0.09$）、平均被度が 52～46%となった。なお、過去 5 年間では特段の傾向は見られなかった。

直近 5 年間のみで得られた傾向では、St. 4、8、9 において、過去 14 年間では変化傾向は得られていないが、直近 5 年間の平均被度についてはそれぞれ、一年当たり 12%、14%、5%の増加が見られる傾向にあった（$r^2 = 0.63$、$t = 2.61$、$p = 0.06$；$r^2 = 0.59$、$t = 2.42$、$p = 0.07$；$r^2 = 0.32$、$t = 1.38$、$p = 0.24$）。

物理環境要素の変数では、全体被度及びアマモの平均被度に対して平均気温と最高水温が正の相関関係、コアマモの平均被度に対して平均気温が正の相関を示した（$r^2 > 0.29$、$p < 0.05$）。ウミヒルモの平均被度については SS の最大値が正の相関を示した（$r^2 = 0.43$、$p = 0.01$）。一方で、高い負の相関を示す変数は見られなかった。

まとめ（考察）

瀬戸内海では多くの場所でアマモ草体の小型化が報告されている。本サイトは常時大型の草体が繁茂していることに加え、堆積物の放射性同位体の分析結果から、本サイトのアマモ植生は少なくとも 5000 年以上継続して分布していることが判明していた場所であった。しかし、

本サイトでも多年生栄養株の大型草体に代わり一年生の花株の割合が増加してきた。そのため、繁茂期以降の夏季には株の密度及び分布面積が著しく減少することが、現地協力者により確認されている。一年生の生活史となる要因の一つとして夏場の高水温等の影響があげられており、海水温が高くなる南方海域ほど、あるいは水深の浅い海域ほど一年生の生活史が見られることが多い。しかしながら、単純な相関解析ではアマモ平均被度に対して平均気温、最高水温が正の相関となっている。気温や海水温が高いほどアマモの被度が大きくなることは、通常では考えられない。おそらく、海水温の上昇によって、多年生栄養株から一年生花株への変化が生じ、それにより被度が増加したと解釈せざるを得ない。この解釈を検討するには、多年生栄養株と一年生花株とで株密度の比較が必要となるため、5 年毎調査のコアサンプルデータについて多年生栄養株が優占していた過去データと一年生花株が優占する最新のデータを解析する必要がある。

最近5年間で起きた分布変化では、浅場の St. 1～3 でアマモ類の分布がほぼ消失したこと、アマモの分布帯の中心がより水深の深い St. 5～6 へ移行したことが最も大きい変化となる。その主な要因として、浅場ほど海水温が高くなること、淡水流入の影響を受けやすいことが考えられる。アマモ・コアマモを対象とした相関解析では水温と正の相関が出ているので、海水温の影響を判断することは難しい。一方で淡水流入の影響に関しては、厚岸サイトでアマモの減少が報告されており、本サイトでも淡水流入の頻度が増加しているため、その影響を受けている可能性は考えられる。

また、本サイトの調査でアマモ類の草体への食害はまだ確認されていないが、近年、植食性魚のアイゴの出現が増加しており、調査を実施していない夏季から秋季（衰退期に相当）にかけて食害が発生している可能性も除外できない。食害が生じる時期には多年生栄養株が分布の主体となるため、多年生栄養株が主に食害をうけ、そのため一年生花株の割合が増加した可能性も考えられる。本サイトにおけるアマモ場の増減にかかわる要因を推定していくためには、繁茂期に加えて衰退期の調査も行うことが有効な手段となるかもしれない。

引用文献

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書（干潟、藻場、サンゴ礁調査）第 2 巻 藻場. 環境庁自然環境局, 東京

瀬戸内海区水産研究所 (1966) 瀬戸内海域における藻場の現状. 瀬戸内海水産開発協議会, 広島

南西海区水産研究所 (1974) 瀬戸内海の藻場−昭和 46 年の現状−.南西海区水産研究所, 高知

Yu L, Khachaturyan M, Matschiner M, Healey A, Bauer D, Cameron B, Cusson M, Duffy JE, Fodrie FJ, Gill D, Grimwood J, Hori M, Hovel K, Hughes AR, Jahnke M, Jenkins J, Keymanesh K, Kruschel C, Mamidi S, Menning DM, Moksnes P-O, Nakaoka M, Pennacchio C, Reiss K, Rossi F, Ruesink J, Schultz S, Talbot S, Unsworth R, Ward DH, Dagan T, Schmutz J, Eisen JA, Stachowicz JJ, Van de Peer Y, Olsen JL, Reusch TBH (2023) Ocean current patterns drive the worldwide colonization of eelgrass (Zostera marina), the most widespread marine plant. Nature Plants 9: 1207-1220. DOI: 10.1038/s41477-023-01464-3

執筆：堀　正和、山北剛久

指宿サイト

サイトの特徴

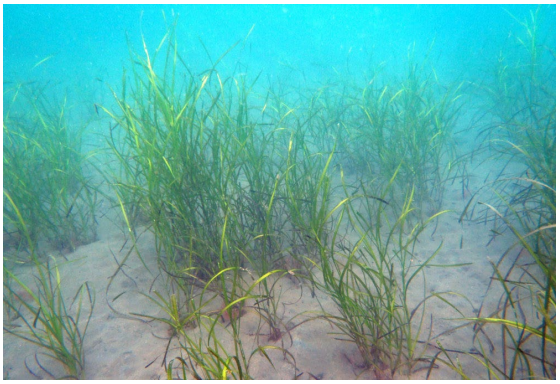


図 3-3-4-20.　サイト位置図と景観（2015 年撮影：堀　正和）

指宿サイトを設定した指宿市山川児ヶ水海岸は、鹿児島湾の湾口部西側に位置し、霧島錦江湾国立公園に指定されている。海岸線は護岸等の人工物が少ない自然海岸である。海底は砂質で岸から沖に向かってなだらかな斜面が続く。本サイトはアマモ（口絵 6）の分布南限とされており、特に台風や水温等といった夏場の生育環境が厳しい。また、ほかのアマモ場から遠隔した場所に位置しており（東北区水産研究所 2007）、隣接する鹿児島湾側の生育地からは約 8 km、東シナ海側の生育地からは約 60 km の距離にある。

これまで 1978 年、1995 年、2004 年の過去 3 回にわたって鹿児島湾全域でアマモ場面積調査が行われており、1978 年には約 183 ha、1995 年には約 8 ha、2004 年には約 73 ha との報告がある（吉満ほか 2005）。アマモの世界的な分布南限は太平洋東岸のカリフォルニア半島先端に位置し（Green and Short 2003）、この周辺海域は寒流であるカリフォルニア海流の勢力下にある。本サイトはそれより数度ほど高緯度に位置するとはいえ、暖流である黒潮の勢力下にあるため、アマモが生育可能な地域としては最も厳しい環境にあると言える。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

調査を開始した 2009 年から 2022 年において、サイト周辺（後背湿地等）の変化は見られなかった。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2009 年 7 月 19～26 日：九州北部・中国・四国地方等で大雨が発生。
- 2010 年 6～8 月：全国的に記録的な高温。
- 2012 年 7 月 11～14 日：九州北部を中心に大雨が発生。
- 2015 年：2014 年に多発した台風の直撃により実生が多く逸散。
- 2016 年 8 月：西日本の周辺海域では、記録的な高海面水温を示す。
- 2017 年 7 月 5～6 日：梅雨前線及び台風第 3 号による大雨と暴風が発生。
- 2017 年 8 月：黒潮の大蛇行が発生。
- 2018 年 6 月 28 日～7 月 8 日：西日本から東海地方を中心に広い範囲で数日間大雨が継続。
- 2019 年：統計開始以降、全国の年平均気温偏差が最高値を示す。
- 2020 年 7 月 3～31 日：九州で記録的な大雨。
- 2020 年 8 月：南日本を中心に海面水温が平年より高い値を示す。

アマモ類の種組成及び被度の経年変化

サイトのアマモ類の被度変化を図 3-3-4-23 に、各調査地点の被度変化を図 3-3-4-24 に、それぞれ示す。

2009 年に調査を開始して 2011 年に平均被度が最大となった以降、徐々に平均被度は減少していたが、アマモとしては健全な草体を 2014 年までは維持していた。ところが 2015 年からアマモの分布面積の縮小が始まり、分布面積の縮小とともに草体長（草丈）も年々矮小化していった。残念ながら、2017 年に観察されたわずかな分布を最後に、2018 年にはアマモは消失した。その後、毎年観測を継続しているが、本サイトの調査地点におけるアマモの被度回復のみならず、サイト内での天然での実生の生育も 2023 年まで一度も確認されていない。ただし、現地で進められているアマモ再生活動では、苗床シート等で当サイト内に移植したアマモは結実するまで生育しており、加入さえあればアマモ場が再び形成される可能性があることは確認されている。

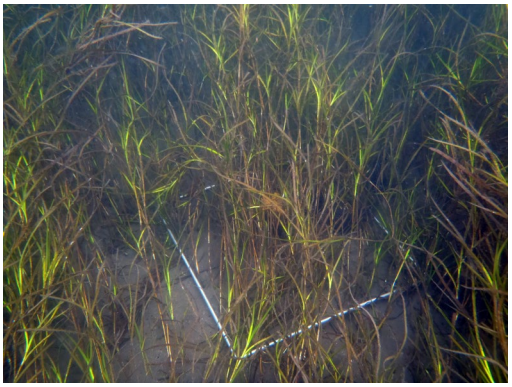


図 3-3-4-21：2012 年 4 月の方形枠の様子。アマモの生育は良好であった。（2012 年撮影：島袋寛盛）

図 3-3-4-22：2018 年 4 月の水深の深い調査地点（St. 5）の様子。アマモは見られなかった。（2018 年撮影：島袋寛盛）

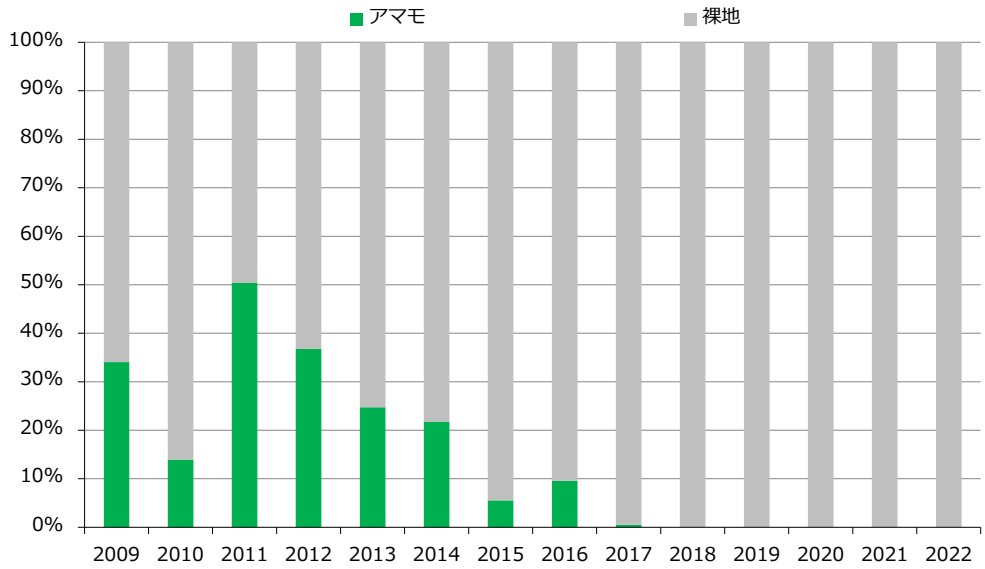


図 3-3-4-23.　指宿サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

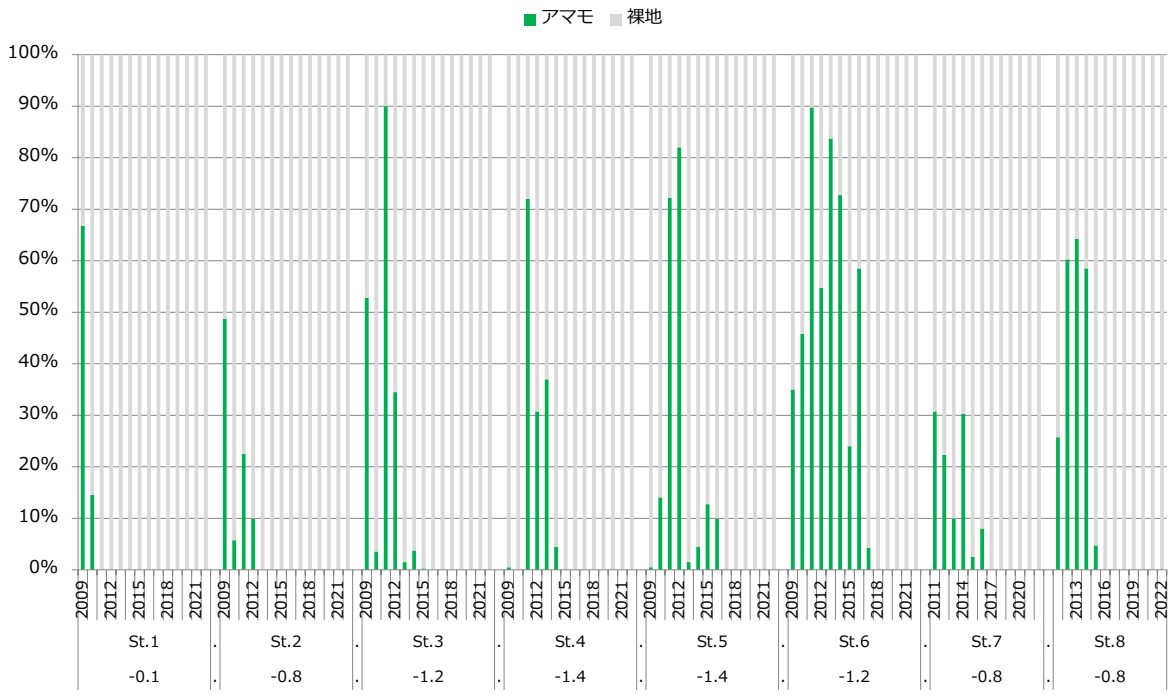


図 3-3-4-24.　指宿サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

物理環境要素の取得

本サイトのアマモ場の分布と被度の変化に影響を与えうる物理環境要素を植生との相関から把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データを取りまとめた。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下のとおりである。

気象庁のアメダスより、年間の「降水量」、「日照時間」、「気温（最高、最低、平均）」、及び「風速」。気象庁より、「台風接近回数」。NOAA（National Oceanic and Atmospheric Administration）Ocean Color MODIS より、表層の「水温（最高、最低、平均）」及び「クロロフィル a 量（平均、最大）」。公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の水質データより、「COD」、「DO」、「pH（最小、最大）」、「全窒素」及び「全燐」。公共用水域調査（河川域）より、「SS 値」。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモの被度の平均値（平均被度）を調査年及び調査地点毎に算出し、それらの値について増加や減少のトレンドの傾向を調べるために時系列で相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ平均被度との関連性を同じく相関解析で比較した。ただしこの解析では、前年からの平均被度の変化データに対して、調査の前年の物理環境データを使用し、データ間での相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 2009 年から 2022 年の 14 年分と少ないこと、植生の変化に応じた分画をしていないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多い。そのため統計的な関係性の解釈には注意しつつ、以下にその傾向を述べる。

サイト全体では、過去 14 年間のアマモの平均被度は 13%であり、一年当たり 2%の減少が見られた（$r^2 = 0.39$、$t = -2.86$、$p = 0.01$）。個別の調査調査では、St. 2 において一年当たり 2%の減少が見られた。（$r^2 = 0.28$、$t = -2.23$、$p = 0.04$）、St. 3 と St. 6 においても一年当たり 3%、4%の減少が見られた（$r^2 = 0.24$、$t = -2.01$、$p = 0.07$；$r^2 = 0.29$、$t = -2.29$、$p = 0.04$）。なお、アマモ場が消失したため、直近 5 年間の変化の傾向を得ることはできなかった。

物理環境要素の変数では、アマモの平均被度の年変化に対して平均気温、最低気温が正の相関関係、全燐が負の相関関係を示した（$r^2 < 0.31$、$p < 0.04$）。そのほかの要素では、日照が負の要因としてやや相関する傾向を示した（$r^2 = 0.22$、$p = 0.09$）。アマモ消失の直接的要因と考えられている前年の台風接近数との相関は $r^2 = 0.14$ であった（$p = 0.18$）。

まとめ（考察）

本サイトのアマモは一年生の生活史を示すため、毎年結実（口絵 7）し、草体が枯死したのち、分散した種子から発芽した新しい実生が群落を形成する（田中ほか 2012）。種子の分散程度や発芽率等により群落の密度や規模、位置が変化することが特徴である。従って、本サイトで生じた草丈の縮小は、発芽可能な結実数の減少を意味している。草丈が縮小する要因は多々考えられ、分布面積の縮小によってアマモ場の波浪緩和効果が弱まって波浪の影響を強く受けたり、豪雨や海水温の変化等により発芽が遅れたり、あるいは成長初期に食害を受けることによってその後の生育が阻害されるなど、これらが複合的に作用したことが想定される。

鹿児島湾内のアマモ場は、かつて分布面積が減少した際に鹿児島港内の健全なアマモ場で種を採集し、湾内各地へ人為的に種子散布され、それにより 2000 年代に一部回復した経緯がある。そのため鹿児島湾内のアマモは鹿児島港内と遺伝的に類似しているはずであるが、種子散布された湾内の各地域で遺伝的差異が大きく、日本全国 137 か所のサンプルで測定された遺伝的分化度の全国平均値とほぼ同等であった（島袋ほか 2012）。例えば、千葉県と愛知県間、

あるいは佐賀県と宮崎県間での遺伝的差異に匹敵し、これらの遺伝的分化度は鹿児島湾内と同等の値を示している。鹿児島湾内では距離が近くとも遺伝的交流、すなわち種子等の自然分散がほとんど起こっていないことが示唆される。従って、消失したアマモ場の回復には、新たな種子供給を人為的に実施することが必要となるかもしれない。

2015 年の調査では前年（2014 年）の台風の多発によりアマモ場が大幅に減少した年に当たり、2010 年よりもアマモの株数と草丈は減少傾向となった。一年生の生活史を示すアマモ場であるにも関わらず、地下部重量の比率が増加していたことから、波浪の影響を強く受けていることが示唆されていた。台風等の波浪の多発は底質をかく乱するため、アマモ場内に堆積した種子の散逸にもつながることが予想される。アマモ場の分布面積の縮小から、草丈が矮小化し、種子数の減少が生じる。さらに、波浪によって底質がかく乱することで、残存種子数も減少し、さらなる面積の縮小、といったフィードバックが生じていた可能性は否めない。

物理環境要素との関係については、アマモ被度と海水温に正の相関があることが示されたが、本サイトがアマモ場の分布南限であることを考えれば、高海水温ほど被度が増えるとは考えにくい。海水温そのものの影響は考えにくく、むしろ波浪の影響がない年には海水が混ざらずに高水温になることや、海水温の低い年の夏以降に台風が頻発するなど、海水温がほかのアマモ場制限要因の間接的指標になっている可能性も考えられる。

引用文献

Green EP, Short FT (2003) Global overview: The distribution and status of seagrasses. Green EP, Short FT ed. World atlas of seagrasses by the UIMEP World Conservation Monitoring Centre. 5-19. University of California Press, Berkeley

島袋 寛盛, 堀 正和, 吉満 敏, 徳永 成光, 猪狩 忠光, 佐々木 謙介, 仲岡 雅裕, 川根 昌子, 吉田吾郎, 浜口 昌巳 (2012) 鹿児島湾に生育する一年生アマモ局所個体群間の遺伝的分化. 日本水産学会誌, 78: 204-211

田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2012) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌, 79: 20-30

東北区水産研究所 (2007) 水産庁委託生物多様性に配慮したアマモ場造成技術開発調査事業：アマモ類の遺伝的多様性の解析調査：平成 18 年度報告書. 独立行政法人水産総合研究センター東北区水産研究所, 宮城

吉満 敏, 田中 敏博, 今吉 雄二, 上野 剛司 (2005) アマモ類分布実態・多様性解析調査. (鹿児島県水産技術開発センター編) 鹿児島県水産技術開発センター平成 16 年度事業報告書, 35. 鹿児島県水産技術開発センター, 鹿児島

執筆：堀　正和、山北剛久

サイトの特徴

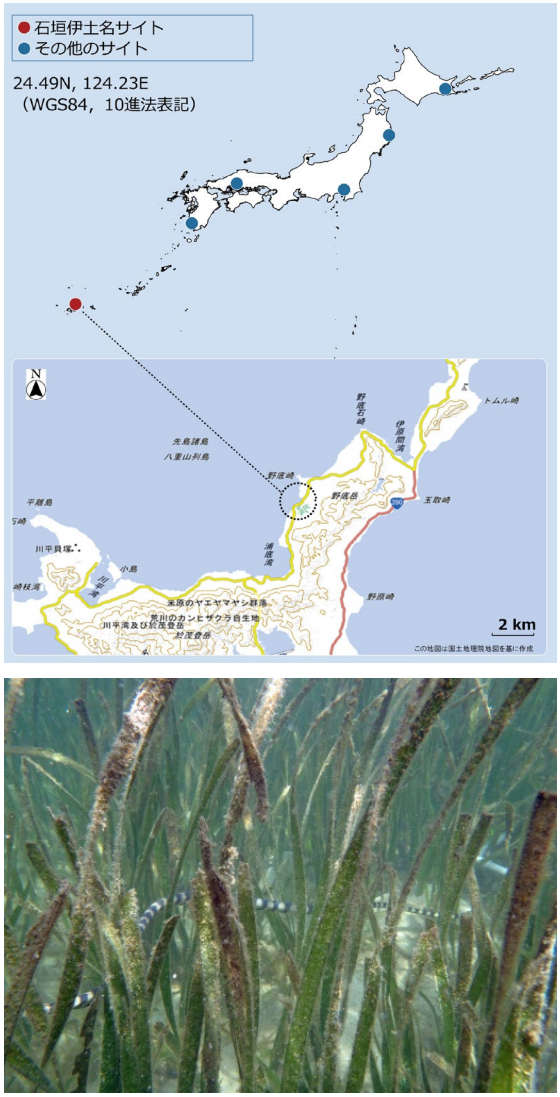


図 3-3-4-25.　サイト位置図と石垣伊土名サイトのウミショウブ（2015 年撮影：堀　正和）

石垣伊土名サイトは、石垣島北部の吹通川河口地先に位置する。西表石垣国立公園に指定されており、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。

調査地点の陸側にある河口周辺にはマングローブ林が発達する。また、調査地点の沖側には、石垣島東岸と比較すると発達の悪いサンゴ礁地形が形成され、起伏に富む。

調査地点はライン状に設定しており、全長およそ 250 m である。ライン起点から沖合に向かって、なだらかに水深が増す（水深差 2 m）。底質は砂である。

本サイトにおいては、9 種のアマモ類（マツバウミジグサ、コアマモ（口絵 6）、ウミヒルモ（口絵 6）、ベニアマモ（口絵 7）、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ（口絵 7）、ボウバアマモ、ウミジグサ、ウミショウブ（口絵 6））が観察されている。日本国内において、アマモ類の分布種数が最も多い場所の一つである。Nozawa（1972）、当真（1999）、Kuo et al.（2006）、Tanaka and Kayanne（2007）等の記載によると、大型種ウミショウブの全球的な分布の北限は石垣島であり、特に本サイトから野底崎周辺が最北限にあたる可能性が高い。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

石垣伊土名サイトでは、調査開始以降、台風や豪雨等の影響により、景観の変化が生じた。2012 年には、大型台風の通過直後の調査となったため、岸側のいくつかの調査地点で堆砂が確認された。また、2015 年には、例年以上に台風の影響が強かったためか、水深の浅い調査地点（St.）では海底の砂の流動が大きかった。さらに、2017 年には、調査開始以降初めて吹通川河口の位置が変化し、干潮時に河川水が調査ラインを横切る流路に変わった。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2010 年（6～8 月）：全国的に記録的な高温。
- 2016 年 8 月：西日本では厳しい暑さとなり、周辺海域では記録的な高海面水温。
- 2018 年 6 月 28 日～7 月 8 日：「平成 30 年 7 月豪雨」。西日本から東海地方を中心に広い範囲で数日間大雨が継続。
- 2018 年：アオウミガメと思われる動物の捕食圧が目立つようになった。
- 2019 年：統計開始以降、全国の年平均気温偏差が最高値を示す。

アマモ類の種組成及び被度の経年変化

サイトのアマモ類の被度変化を図 3-3-4-26 に、各調査地点の被度変化を図 3-3-4-27 に、それぞれ示す。

2008 年の時点で、調査地点において、9 種のアマモ類（マツバウミジグサ、コアマモ、ウミヒルモ、ベニアマモ、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ、ボウバアマモ、ウミジグサ、ウミショウブ）が見られた。日本国内において、アマモ類の分布種数が最も多い調査地点の一つである。岸側の調査ラインの基点からおよそ 150～300 m の範囲に小型種（マツバウミジグサ、コアマモ）、250～400 m の範囲に中型種（ベニアマモ、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ）、350～450 m の範囲に大型種（ウミショウブ）がそれぞれ優占し、岸に対して平行に帯状の分布が見られた。なお、ウミヒルモ（*Halophila* sp.）については、種の区分について議論の余地があり、形態による目視観察からの判断は困難である。

2009 年には、前年（2008 年）9 月もしくは 1998 年 9 月に実施されたアマモ類の分布調査と比較して、出現種数や主要種が水深帯毎に帯状に分布する様子及び地形断面に顕著な変化は認められなかった。

2010 年には、前年（2009 年）と比べてアマモ場全体の分布状況に大きな変化は見られなかった。しかし、岸側の調査地点でコアマモが減少している傾向、最も沖側の調査地点でウミジグサ属が増加している傾向及びウミショウブの分布下限付近の被度が減少している傾向が確認された。

2011 年には、調査地点でボウバアマモを除く 8 種類のアマモ類が確認された。各調査地点の被度に大きな変化は見られなかったが、岸側の調査地点に分布しているコアマモの葉が黒色化している様子が多く見られ、また小型種から中型種が優占する調査ライン中間（St. 5、St. 6）付近では付着珪藻に類似した葉上付着物が多数確認された。視認できた大型動物相では、ナマコ類の出現が減少したことに加え、モニタリングを開始してから初めて、沖側のウミショウブ群落内でオニヒトデが確認された。

2012 年は調査地点で全出現種 9 種類のアマモ類が確認された。大型台風の通過直後の調査となったため、岸側のいくつかの調査地点で堆砂が確認されたが、各調査地点の被度状況に大きな変化は見られなかった。加えて、前年（2011 年）と同様に岸側の調査地点に分布しているコアマモの葉が黒色化している様子が多く見られた。また、台風直後であったためか、視認できた大型動物相では、フエフキダイ属やギンガメアジ属等の大型魚類の幼魚群（口絵 7）が多数視認され、その一方でナマコ類等の大型底生動物は著しく少ない傾向にあった。

2013 年はボウバアマモが調査地点で確認されず、8 種類の出現であった。例年同様に調査前に台風が通過し、岸側の調査地点で堆砂が確認された。堆砂上にはすでにアマモ類の植生が出現しており、加入・成長の早いウミヒルモ、ベニアマモ、コアマモ実生が優占する結果となった。また、調査ライン中間付近の調査地点（St. 5、St. 6）における中型種の混生アマモ場では被度状況に大きな変化は見られなかったが、優占種がリュウキュウスガモからベニアマモに若干シフトしており、リュウキュウアマモの分布も増加傾向であった。沖側の調査地点では安定したウミショウブ群落が形成されていたが、本モニタリングを開始した際にウミショウブの分布下限であった最も沖側の調査地点（St. 10）において、ウミショウブは出現しておらず、分布の下限が若干岸側に後退している傾向を確認した。動物相では、フエフキダイ属やギンガメアジ属等の大型魚類の幼魚は多数視認されたが、その一方でナマコ類等の大型底生動物は前年（2012 年）に比べてさらに少ない傾向にあった。

2014 年も前年（2013 年）と同様にボウバアマモを除く 8 種類のアマモ類の生育が確認された。例年と異なる点としては、台風の到達回数が少なかったため、小型種のマツバウミジグサ、ウミヒルモ、コアマモ、さらに中型種のベニアマモ、リュウキュウアマモ、ウミジグサ、リュウキュウスガモが例年より高密度で分布する傾向が確認された。最も沖側の調査地点（St. 10）において、2014 年もウミショウブは

出現しておらず、分布の下限が若干岸側に後退したままであった。また、2014 年の特徴としてはウミショウブの葉に植食魚の食み跡らしき欠損が多く確認されたことが挙げられる。動物相では、フエフキダイ属の大型個体やそのほか小型魚種が多く見られた一方で、ナマコ類や巻貝類等の大型底生動物は前年に引き続きほとんど確認できなかった。

2015 年は例年以上に台風の影響が強かったためか、水深の浅い調査地点では海底の砂の流動が大きかったようで、ウミジグサ等において、垂直地下茎が例年の数倍伸長している株が多数確認された。また、中型種が混生する調査地点にボウバアマモが出現し、本サイトに出現するアマモ類 9 種が全て確認された。また、水深の深い調査地点ではウミショウブの生育が順調であり、最も水深の深い St. 10 付近では、前年（2014 年）は確認されなかったウミショウブの株や小さな群落が確認された。

2016 年は調査日まで台風の直撃がなかったためか、底質のかく乱が少ないようであった。特に最も水深の深い St. 10 において、例年見られないリュウキュウアマモを中心に分布下限の伸張が確認された。中型種が混生する植生帯（St. 3～4）においても、種組成に若干の変化が見られ、リュウキュウスガモの被度が減少し、ベニアマモの被度が増加している印象を受けた。また、ウミショウブ植生内の小さなサンゴ群落では白化現象が確認された（環境省那覇自然環境事務所 2017）。前年（2015 年）の調査では中型種の混生する調査地点でボウバアマモが見られたが、2016 年は出現しなかった。従って、調査地点に出現したアマモ類は 8 種であった。

なお、2017 年は調査開始後はじめて吹通川河口の位置が変化し、干潮時に河川水が調査ラインを横切る流路に変わった（St. 1～2）。そのため、岸側に近い調査地点では被度と種構成に大きな変化が見られた。また、全体的にアマモ類の被度は前年（2016 年）より減少傾向にあり、各調査地点の種組成が大きく変わるほどではなかったが、一部の調査地点でコアマモの出現が減り、その一方でボウバアマモが出現した。沖側の調査地点においてはウミショウブの分布下限の伸張が確認され、最も水深の深い調査地点での種数が若干増加していたが、被度はほかの調査地点同様に前年より減少していた。

2018 年には、前年（2017 年）同様、吹通川の流路が調査ラインを横切っており、St. 1 ではマツバウミジグサがわずかに観察されるだけだった。サイト全体では、アマモ類の平均被度は前年と比較して回復しており、ボウバアマモを除く 8 種類の海草が観察された。流れ藻が確認できたことから、ボウバアマモは調査ライン上には分布しないものの、その近傍には生育していたことが示唆された。本サイトにおいて調査開始以降初めて、水深の深い調査地点のウミショウブにアオウミガメのものと考えられる摂食痕が確認され、局所的にウミショウブの地上部が消失していた。

2019 年も、河川流路が調査ラインを横切る状態が継続し、St. 1 では調査開始以降初めてアマモ類が観察されなかった。本サイト全体では、アマモ類の平均被度は前年（2018 年）と同等であった。しかし、9 種類のアマモ類が観察されるようになり、そのうちマツバウミジグサ、ベニアマモ、コアマモの被度が上昇した。水深の深い地点において、アオウミガメによるものと考えられる摂食痕が確認され、その範囲は前年と比較して拡大した。

2020 年においても、St. 1 ではアマモ類は観察されなかった。本サイト全体では、アマモ類の被度は前年（2019 年）と同等であり、9 種類のアマモ類が観察された。小型のコアマモ、ウミヒルモ、ウミジグサの被度は上昇した一方で、大型のウミショウブの被度は激減した。地上部の大部分を消失したウミショウブの株が非常に多く、それらの葉にはアオウミガメによると思われる引きちぎられたような食痕が確認された。本サイトにおいて、調査開始以降初めてアオウミガメを視認した。

2021 年には、コアマモを除く 8 種類のアマモ類が観察され、アマモ類全体の平均被度は前年（2020 年）と比較して半減した。特に、アオウミガメによるウミショウブに対する摂食圧は深刻であった。前年には、アオウミガメに摂

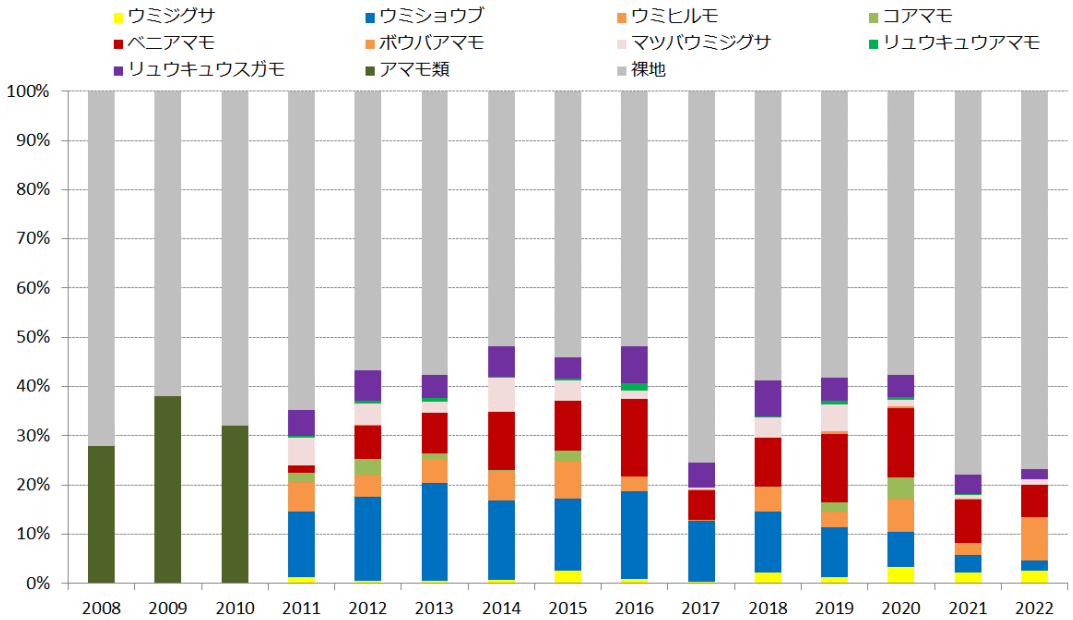


図 3-3-4-26.　石垣伊土名サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

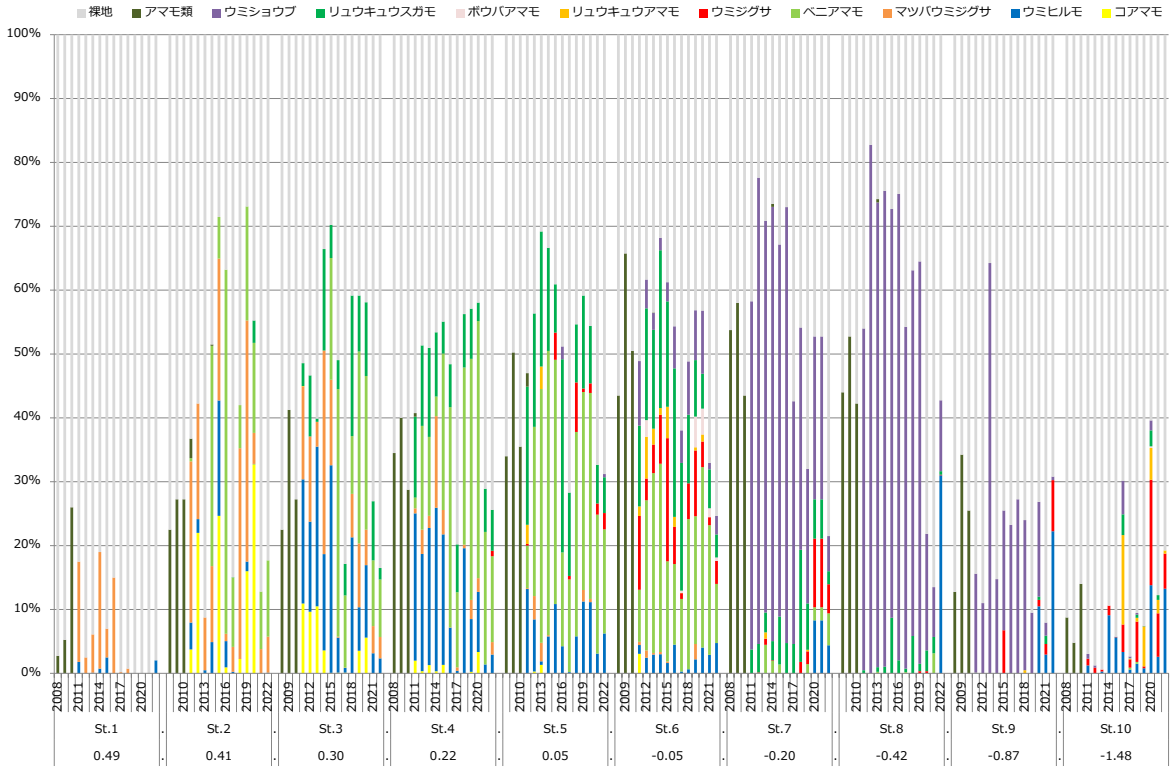


図 3-3-4-27.　石垣伊土名サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

食されず長い葉を維持したウミショウブが確認されたが、2021 年には、摂食されていない草体は確認されなかった。調査サイト周辺海域において、アオウミガメを視認した。

2022 年は、2021 年に引き続き、コアマモを除く 8 種類のアマモ類を観察した。サイト全体のアマモ類の平均被度は前年（2021 年）と同等であったが、小型種のウミヒルモの被度は上昇した。前年と同様に、大型種ウミショウブにはアオウミガメによる摂食痕が残され、長い葉を持つ株は確認されなかった。さらに、2022 年には、中型種のリュウキュウスガモの葉にも、アオウミガメによる摂食痕が確認された。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

物理環境要素の取得

本サイトのアマモ場の分布と被度の変化に影響を与えうる物理環境要素を植生との相関から把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データを取りまとめた。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下のとおりである。

気象庁のアメダスより、年間の「降水量」、「日照時間」、「気温（最高、最低、平均）」、及び「風速」。気象庁より、「台風接近回数」。NOAA（National Oceanic and Atmospheric Administration）Ocean Color MODIS より、表層の「水温（最高、最低、平均）」及び「クロロフィル a 量（平均、最大）」。公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の水質データより、化学的酸素要求量「Chemical Oxygen Demand（COD）」、生物化学的酸素要求量「Biochemical Oxygen Demand（DO）」、水素イオン濃度「pH（最小、最大）」、「全窒素」及び「全燐」。公共用水域調査（河川域）より浮遊物質量「Suspended Solids（SS）値」。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類の被度の平均値（平均被度）を調査年及び調査地点毎に算出し、それらの値について増加や減少のトレンドの傾向を見るために時系列で相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度との関連性を同じく相関解析で比較した。ただし、この解析では、前年からの被度の変化データに対して、調査の前年の物理環境データを使用し、データ間相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 2008 年から 2022 年の 15 年分と少ないこと、植生の変化に応じた分画をしていないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多い。そのため統計的な関係性の解釈には注意しつつ、以下にその傾向を述べる。

サイト全体で変化の傾向が見られたものとして、過去 15 年間で、ベニアマモの平均被度は 8%であり、一年当たり 1%の増加傾向が見られた（$r^2 = 0.45$、$t = 3.23$、$p = 0.01$）。ウミジグサも過去 15 年間で増加傾向が見られたが、平均被度は 1%であった（$r^2 = 0.48$、$t = 3.43$、$p < 0.01$）。

各調査地点では、St. 1 において、過去 15 年間で、マツバウミジグサの平均被度は 6%であり、一年当たり 1%の減少傾向がみられ、2019 年には植生が消失した（$r^2 = 0.26$、$t = -2.14$、$p = 0.05$）。St. 1 のアマモ類の平均被度は 7%で、2019 年には植生が消失しており、マツバウミジグサと同様の傾向が見られた。

St. 3、4、6 においては、ベニアマモの増加傾向が見られており、それぞれ過去 15 年間の平均被度は 11%、17%、15%であり、一年当たり 2%、2%、1%の増加傾向であった（$r^2 = 0.30$、$t = 2.35$、$p = 0.04$；$r^2 = 0.47$、$t = 3.42$、$p < 0.01$；$r^2 = 0.24$、$t = 2.01$、$p = 0.07$）。

St. 6 のリュウキュウスガモについては、過去 15 年間の平均被度は 12%で、年あたりの変動傾向はみられなかったが、直近 5 年間の平均被度は 10%で、一年あたり 3%の減少が見られた（$r^2 = 0.81$、$t = -4.12$、$p = 0.01$）。また、この地点のウミショウブは、過去 15 年間の平均被度

が 5%で、一年当たりの増減傾向はみられなかったが、直近 5 年間の平均被度は 6%であり、一年当たり 1%の減少傾向がみられた（$r^2 = 0.23$、$t = -1.10$、$p = 0.33$）。

St. 7 においては、過去 15 年間で、ウミショウブの平均被度は 44%であり、一年当たり 3%の減少傾向がみられた（$r^2 = 0.27$、$t = -2.20$、$p = 0.05$）。直近 5 年間においても減少傾向がみられ、一年当たり 5%の減少傾向で、平均被度は 25%であった（$r^2 = 0.75$、$t = -3.44$、$p = 0.03$）。一方、この調査地点のリュウキュウスガモは、過去 15 年間で、一年当たり 0.5%とわずかに増加傾向がみられ、平均被度は 5%であった（$r^2 = 0.25$、$t = 2.08$、$p = 0.06$）。

St. 8、9 における、過去 15 年間のウミショウブの平均被度は、それぞれ 49%、20%と比較的高い値。しかし、直近 5 年間では平均被度は 35%、13%であり、一年当たり 12%、6%の減少傾向が見られた（$r^2 = 0.73$、$t = -3.29$、$p = 0.03$；$r^2 = 0.88$、$t = -5.33$、$p = 0.01$）。また、この 2 地点のアマモ類の平均被度は、過去 15 年間で 53%、23%、直近 5 年間では 43%、21%となり、植生全体でもウミショウブと同様の傾向が見られた。

物理環境要素との関係について、アマモ類の平均被度では、最高気温と正の相関傾向であった（$r^2 = 0.34$、$p = 0.03$）。種類別では、ベニアマモで平均気温と（$r^2 = 0.23$、$p = 0.08$）、ウミショウブで日照（$r^2 = 0.34$、$p = 0.03$）及び最高水温（$r^2 = 0.22$、$p = 0.09$）と、マツバウミジグサで SS の最大値（$r^2 = 0.31$、$p = 0.04$）及びクロロフィル a 量（$r^2 = 0.23$、$p = 0.08$）と、リュウキュウスガモで台風接近数（$r^2 = 0.36$、$p = 0.02$）と、それぞれ負の相関傾向が見られた。また、ウミジグサと SS の最大値（$r^2 = 0.33$、$p = 0.03$）及び最低気温（$r^2 = 0.24$、$p = 0.08$）、コアマモと SS の最大値（$r^2 = 0.25$、$p = 0.07$）、リュウキュウスガモとクロロフィル a 量の最大値及び最高気温（$r^2 = 0.30$、$p = 0.04$；$r^2 = 0.23$、$p = 0.09$）にそれぞれと正の相関傾向が得られた。

まとめ（考察）

本サイトは、日本国内において、アマモ類の分布種数が最も多いサイトの一つである。また、Nozawa（1972）、当真（1999）、Kuo et al.（2006）、Tanaka and Kayanne（2007）等の記載によると、大型種ウミショウブの全球的な分布の北限は石垣島であり、特に本サイト、吹通川河口地先である可能性が高いとされている。

2013 年の調査までは台風によるかく乱があったにも関わらず植生が維持されている様子が見られていたが、2015 年には種組成や分布の変化が見られた。また、台風が少なかった 2014 年及び 2016 年には植生の増加や回復が見られた。今後も台風によるかく乱と回復可能性については注視する必要がある。また、動物相の変化が大きいため、注意を要する。

物理環境要素との相関では表層海水温と DO の値が選択されたが、台風等の海水かく乱が少なければ海水温は上昇するため、かく乱が少なくなっていることを示していると考えられる。現に種組成の変化では、かく乱頻度が高い場所で優占するマツバウミジグサ、ウミヒルモが減少傾向となり、ベニアマモの被度が増加傾向にある。また、本サイトは後背地にマングローブを有するため、DO が低いことは、アマモ類にとってマイナス要因となる後背地からの有機物の流入があることを示している可能性がある。

2018 年に確認されたアオウミガメの摂食による大型種ウミショウブへの影響は、その後年々拡大していた。2022 年には、ウミショウブの根元の部分を残すのみで、長い葉を持つ株は全く確認されなかった。さらに、その影響はリュウキュウスガモ等の中型種にもおよんでいた。そのため、成長の早い小型種のウミヒルモが相対的に分布を拡大していた。アオウミガメによる摂食圧が、本サイトのアマモ類の種構成の変化にも大きな影響を与えていることが示唆された。

引用文献

Kuo J, Kanamoto Z, Iizumi H, Aioi K, Mukai H(2006)Seagrasses from the Nansei Islands,

Southern Japanese Archipelago: species composition, distribution and biogeography. Marine Ecology, 27: 290-298

Nozawa Y (1972) On the sea- grass from Ishigaki Island. Memories of Kagoshima Junshin Junior College, 2: 56-65

環境省那覇自然環境事務所 (2017) 西表石垣国立公園 石西礁湖のサンゴ白化現象の調査結果について（お知らせ）. 環境省報道発表資料（平成 29 年 1 月 10 日付）

Tanaka Y, Kayanne H (2007) Relationship of species composition of tropical seagrass meadows to multiple physical environmental factors. Ecological Research, 22: 87-96

当真 武 (1999) 琉球列島の海草 (1) 種類と分布. 沖縄生物学会誌, 37: 75-92

執筆者：田中義幸、山北剛久

5）5 年毎調査のアマモ類の現存量及び葉上･底生動物相

仲岡雅裕、田中義幸、堀　正和、山北剛久、早川　淳

はじめに

アマモ場調査では、5 年に一度、アマモ場の生物量等を把握する目的で、5 年毎調査を実施している。この 5 年毎調査では、各サイトの植生帯において、定量的な手法を用いたアマモ類の採集を行い、アマモ類の乾燥重量（以下「現存量」という）や葉上・底生動物（表在性及び埋在性動物を含む）（口絵 7）の種類や個体数に関するデータを取得している。現存量からはアマモ場を構成するアマモ類の生育状態等、葉上･底生動物の種類や個体数からはアマモ場を利用する小型動物の種多様性の状況等を知ることができる。また、アマモ場においてアマモ類の分布に影響を与える底土についても、底土の粒度組成に関するデータを取得している。

各サイトにおけるアマモ類及び底土は、厚岸（アイニンカップ）サイトではオオアマモ（口絵 6）帯の St. 2 で、大槌（吉里吉里）サイトではアマモ（口絵 6）帯の St. 2 とタチアマモ（口絵 6）帯の St. 4 で、富津サイトではコアマモ（口絵 6）帯の St. 1 とアマモ帯の St. 7 及びタチアマモ帯の St. 12 で、安芸灘生野島サイトではコアマモ帯の St. 1 近傍とアマモが優占する調査地点で、それぞれ採集した。また、石垣伊土名サイトでは、マツバウミジグサ等の小型種が優占する小型種帯 St. 2、大型のウミショウブ（口絵 6）が優占する St. 8、中型種のベニアマモ（口絵 7）やリュウキュウスガモ等が優占する St. 2 から St. 8 の中間部で採集した。指宿サイトはアマモ単独のアマモ場であるため、アマモが比較的繁茂している地点で採集した。

ここでは、これらの 5 年毎調査で得られたデータを基に、2010 年と 2015 年、2021 年の調査年間におけるアマモ類の現存量及び葉上･底生動物相を比較した。なお、本調査では、小型の動物を対象としているが、1 mm 以下サイズの葉上・底生動物は含まれていない。

厚岸（アイニンカップエリア）

本サイトにおけるアマモ類の現存量について、地上部の現存量は 2010 年（18.9 ± 2.5 g/コア）から 2015 年（12.6 ± 3.4 g/コア）にかけてわずかに減少し、2021 年（27.3 ± 6.7 g/コア）には増加した。地下部の現存量については、3 回の調査で大きな変化は認められなかった（図 3-3-5-1）。

底土の粒度組成については、3 回の調査でシルト・クレイ（0.063 mm 以下の粒度）の割合が徐々に増えた一方、0.063～0.125 mm の割合が減少した（図 3-3-5-2）。

葉上動物・底生動物の出現分類群について、2010 年には軟体動物門の腹足綱を主とし、次いで節足動物門の軟甲綱、二枚貝綱が見られた（図 3-3-5-3）。2015 年には腹足綱の個体数が大幅に減少し、二枚貝綱と節足動物の軟甲綱を主とする分類群構成になった。また、2021 年の調査では二枚貝綱が減少し、構成する分類群は環形動物門の多毛類と腹足綱、軟甲綱であった。全体の個体数については、2010 年に 1,129 個体であったが、2015 年と 2021 年には約 350 個体であった。

大槌（吉里吉里エリア）

本サイトでは、2010 年の 5 年毎調査は実施されたが、2011 年 3 月の東北地方太平洋沖地震に伴う津波等の影響で調査データの一部が消失した。そのため、アマモ類の現存量に関して、震災前と比較をすることはできなかった。アマモの現存量について、2015 年と 2021 年の間で、地上部の現存量は増加した（4.0 ± 1.1 g/コア；5.9 ± 3.8 g/コア）が、地下部は減少した（1.5 ± 0.5 g/コア；0.6 ± 0.5 g/コア）。また、タチアマモの現存量についても、2015 年

と 2021 年の間で、地上部の乾燥重量が増加した（4.0 ± 3.2 g/コア ; 8.8 ± 5.7 g/コア）が、地下部は減少した（2.1 ± 0.7 g/コア ; 0.9 ± 0.5 g/コア）（図 3-3-5-1）。

底土の粒度組成については、アマモ帯において、2010 年から 2015 年に 0.125 mm より小さい粒径の割合が減少し、2015 年から 2021 年にかけてもわずかに減少した（図 3-3-5-2）。また、タチアマモ帯では、3 回の調査で 0.063～0.125 mm の粒径の割合が徐々に減少した。

葉上動物・底生動物の出現分類群について、2010 年には腹足綱を主とし、次いで軟甲綱と多毛類等で構成された（図 3-3-5-3）。2015 年には主に軟甲綱と多毛類で構成された。2021 年には軟甲綱を主とし、次いで苔虫動物門の裸喉綱、腹足綱、多毛類が確認された。全体の個体数については、2010 年（1,352 個体）から 2015 年（853 個体）にかけて減少し、2021 年（1,539 個体）には 2010 年と同程度に増加した。

富津サイト

アマモの現存量に関して、地上部の現存量については、2010 年（2.9 ± 0.8 g/コア）から 2015 年（14.3 ± 2.0 g/コア）にかけて増加したが、2015 年から 2021 年（8.4 ± 4.2 g/コア）には減少した（図 3-3-5-1）。地下部の現存量については、過去 3 回の調査でわずかに増加した。また、タチアマモの現存量に関して、過去 3 回の調査で、地上部の現存量はわずかに増加した（2010 年 : 19.0 ± 3.5 g/コア、2015 年 : 19.6 ± 5.3/コア、2021 年 : 21.5 ± 5.3 g/コア）が、地下部の乾燥重量は減少した（2010 年 : 7.3 ± 2.3 g/コア、2015 年 : 4.7 ± 2.6 g/コア、2021 年 : 2.6 ± 2.5 g/コア）。なお、コアマモについては、過去 3 回の調査で大きな変化は見られなかった。

底土の粒度組成については、コアマモ帯において、過去 3 回の調査で 0.063～0.125 mm の粒径の割合が減少した一方、0.25～0.5 mm の粒径の割合は増加した（図 3-3-5-2）。また、アマモ帯では、2010 年から 2015 年の間に大きな変化は見られなかったが、2015 年から 2021 年にかけて 0.25～0.5 mm の粒径の割合が増加した。タチアマモ帯の底土の粒度組成については、大きな変化は認められなかった。

葉上動物・底生動物の出現分類群について、2010 年には軟甲綱と二枚貝綱等で構成され、2015 年には、軟甲綱を主とし腹足綱と二枚貝綱等で構成された（図 3-3-5-3）。2021 年には、軟甲綱と多毛類を主とした分類群構成であった。全体の個体数については、過去 3 回の調査で増加しており、2010 年には 1,222 個体であったのが、2015 年に 16,997 個体、2021 年には 30,735 個体に増加した。これは、2015 年の軟甲綱と 2021 年の多毛類の増加によるものと考えられる。

安芸灘生野島サイト

アマモの現存量に関して、過去 3 回の調査で、地上部の現存量は徐々に減少した（2010 年 : 9.3 ± 2.8 g/コア、2015 年 : 7.4 ± 2.2 g/コア、2021 年 : 4.8 ± 1.9 g/コア）が、地下部の現存量に変化は認められなかった（図 3-3-5-1）。なお、コアマモの現存量について、2010 年（0.5 ± 0.5 g/コア）から 2015 年（2.5 ± 1.5 g/ コア）にかけてわずかに増加したが、2021 年（0.6 ± 0.2 g /コア）には 2010 年と同程度となった。

底土の粒度組成について、コアマモ帯では、2010 年から 2015 年にかけて 0.25 mm 以下の小型の粒径の割合が増加したが、2021 年には 2010 年と同程度の粒度組成を示した（図 3-3-5-2）。また、アマモ帯では、2010 年から 2015 年にかけて変化は見られなかったが、2015 年から 2021 年において 0.125～0.25 mm の割合が増加した。

葉上動物・底生動物の出現分類群について、2010 年には主に多毛類と軟甲綱、腹足綱等で構成され、2015 年にはそれらに加え棘皮動物門のナマコ綱が多く見られた（図 3-3-5-3）。2021 年には二枚貝綱を主とした軟甲綱と多毛類による分類群構成であった。全体の個体数については、過去 3 回の調査で増加しており、2010 年には 195 個体であったのが、2015 年に 469 個体、2021 年には 533 個体に増加した。

指宿サイト

アマモの現存量に関して、2010 年から 2015 年にかけて、地上部の現存量に大きな変化は見られなかったが、地下部は増加していた（図 3-3-5-1）。また、本サイトについては、2017 年以降、植生がほぼ消失した状態が継続している。そのため、2021 年の調査ではアマモの株が採集できていない。

底土の粒度組成について、2010 年から 2015 年にかけて大きな変化は見られなかった（図 3-3-5-2）。また、2021 年においては、無植生の調査地点の底土の粒度組成を調べたが、過去 2 回の結果と同程度であった。

葉上動物・底生動物の出現分類群について、過去 3 回の調査で軟甲綱と多毛類を主とした構成であった（図 3-3-5-3）。全体の個体数については、2010 年の 401 個体から、2015 年の 1,874 個体に大きく増加した。これは軟甲綱の個体数が大幅に増加（261 個体から 1,381 個体）したことによると考えられる。ただし、2021 年の個体数は 407 個体であったが、2021 年の調査では植生消失のため、底生動物のみのデータであることに留意する必要がある。

石垣伊土名サイト

アマモ類の現存量に関して、マツバウミジグサを主とする小型種帯では、過去 3 回の調査で地下部の現存量がわずかに減少した（2010 年：1.2 ± 0.5 g /コア、2015 年：0.8 ± 0.5 g /コア、2021 年：0.5 ± 0.4 g /コア）（図 3-3-5-1）。また、ベニアマモやリュウキュウスガモを主とする中型種帯においても、地上部と地下部ともに過去 3 回の調査で減少した（地上部　2010 年：2.6 ± 2.6 g /コア、2015 年：0.7 ± 0.4 g /コア、2021 年：0.3 ± 0.3 g/コア、地下部　2010 年：3.5 ± 3.6 g /コア、2015 年：1.7 ± 1.1 g /コア、2021 年：1.0 ± 0.7 g /コア）。ウミショウブを主とする大型種帯においては、2010 年（6.3 ± 3.0 g /コア）から 2015 年（8.2 ± 1.3 g /コア）にかけて現存量は増加していたが、2021 年（0.4 ± 0.2 g /コア）には大幅に減少した。

底土の粒度組成について、小型種の分布帯では、2010 年から 2015 年にかけて 0.063～0.125 mm の小型の粒径の割合が減少し、さらに 2021 年には 2 mm 以上の大きな粒径の割合が増加した（図 3-3-5-2）。また、中型種の分布帯では、過去 3 回の調査で 2～4 mm の大きな粒径の割合がわずかに増加した。なお、大型種の分布帯では、2010 年から 2015 年にかけて 0.125～0.25 mm の割合が増加したが、2021 年には 2010 年と同程度の割合であった。

葉上動物・底生動物の出現分類群について、2010 年には主に有孔虫門と環形動物門、軟甲綱、二枚貝綱、腹足綱で構成された（図 3-3-5-3）。2015 年の出現した分類群構成は 2010 年と大きく変わらなかったが、有孔虫門が減少した。2021 年には環形動物が主となり、2015 年には見られなかった節足動物のカイアシ亜綱と線形動物門が分類群に加わった。全体の個体数については、2010 年（177 個体）と 2015 年（154 個体）は同程度であったが、2021 年には 262 個体となりやや増加した。ほかのサイトと比較して、本サイトの構成分類群は多様であった。

まとめ

アマモ類の現存量の変化について、過去 3 回の調査で比較したところ、全てのサイトにおいて変化が見られた。石垣伊土名サイトでは、大型種帯におけるアマモ類の現存量が 2021 年に大きく減少した。本サイトでは、大型種帯で優占するウミショウブがアオウミガメによって摂食されている様子が見られており、それに起因するものと考えられる。また、大槌サイトではアマモとタチアマモ共に地上部の現存量が増加し、地下部の現存量が減少した。本サイト底土の粒度組成において、アマモ帯とタチアマモ帯ともに小型の粒径の割合が減少した。底土が粗い環境がアマモ類の成長に影響を与える可能性も考えられるが、ほかのサイトでは同様の傾向は見られていないため、今後も引き続きアマモの現存量とアマモに影響を与える環境要因の変化を監視する必要がある。

葉上動物及び底生動物について、北海道から九州のサイトでは、軟体動物門の腹足綱、二枚貝綱、節足動物門の軟甲綱、環形動物門の多毛類が主要な構成分類群となっていたが、亜熱帯

域に位置する石垣伊土名サイトでは、それらに加えて有孔虫門やカイアシ類、線形動物門も確認された。従来、温帯域に比べ亜熱帯域に生息する底生動物種は多様であるため、本調査においてもその様な傾向が捉えられたと考えられる。また、全サイトにおいて、調査年によって個体数が大きく変動したが、経年的変化によるものかは、データが蓄積されていないため不明である。小型の底生動物種は環境への応答が早く、アマモ場の密度や生態系の状態の指標となる可能性もあり、今後、種の特性に応じた検討が必要である。

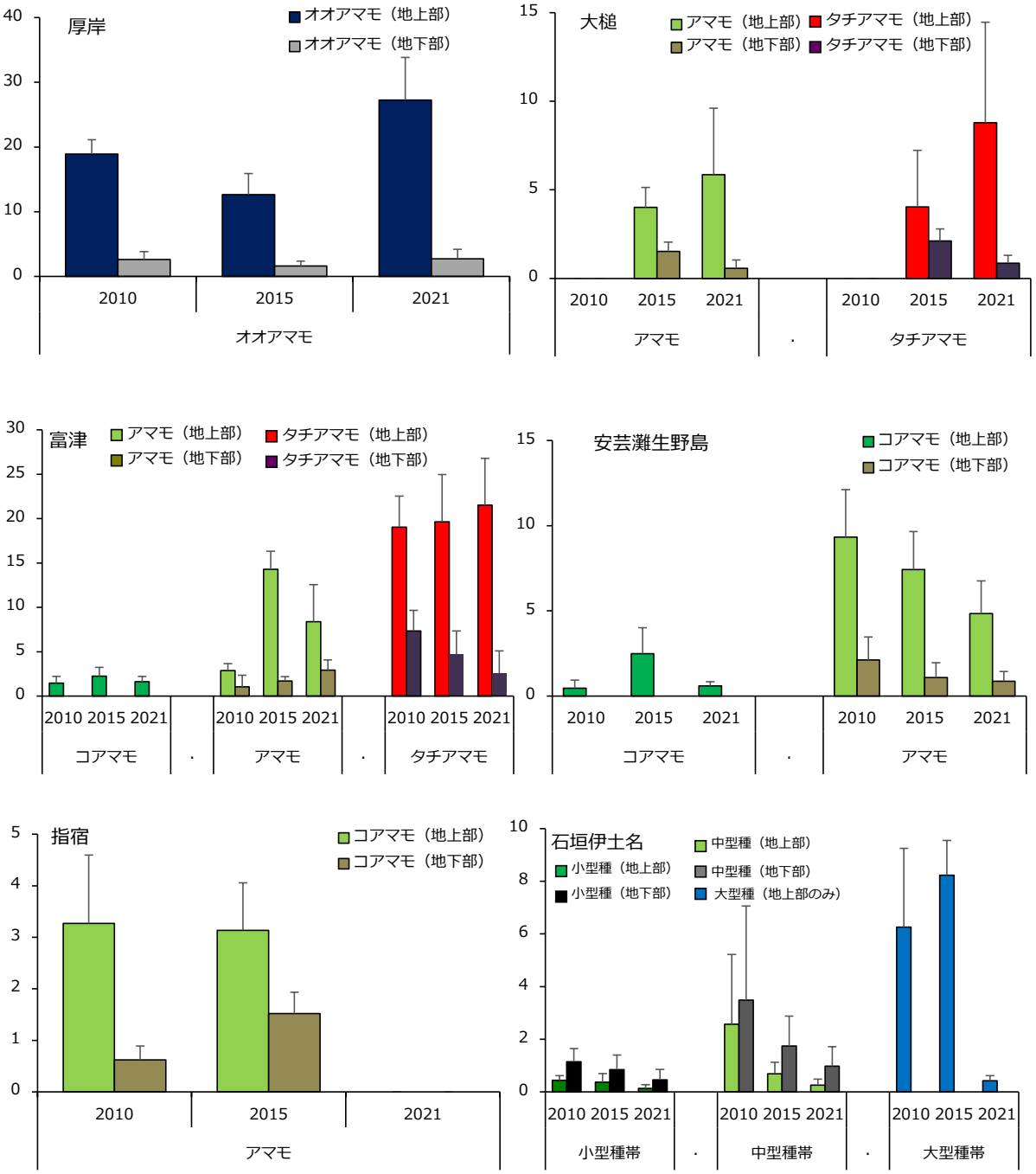


図 3-3-5-1.　各サイトにおけるアマモ類のコア（0.0177 m^2）当たりの現存量（平均乾燥重量）を調査実施年ごとに示す。平均値は 5 サンプルから算出した。縦軸はアマモ類の乾燥重量（g）/コアを、バーは標準偏差を示す。

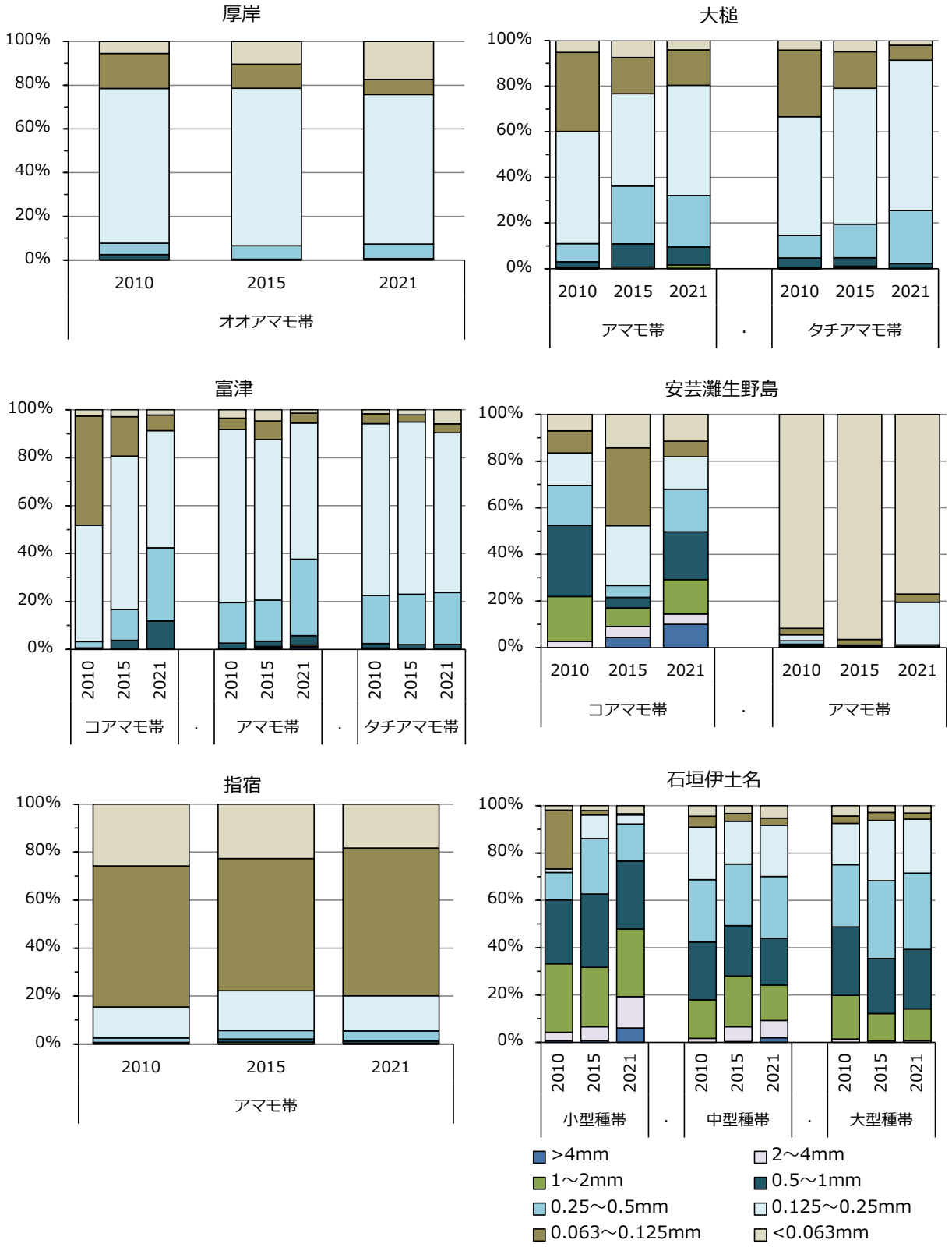


図 3-3-5-2.　各サイトにおけるアマモ類が生育する調査地点の底土の粒度組成を調査実施年ごとに示す。粒度組成は、底土の粒径区分を（>4 mm、2~4 mm、1~2 mm、0.5~1 mm、0.25~0.5 mm、0.125~0.25 mm、<0.063 mm）に分け、各区重量の全体重量に対する割合を示す。指宿サイトの 2021 年は底土を採取したが、2017 年以降に植生が確認されていないため無植生であった。

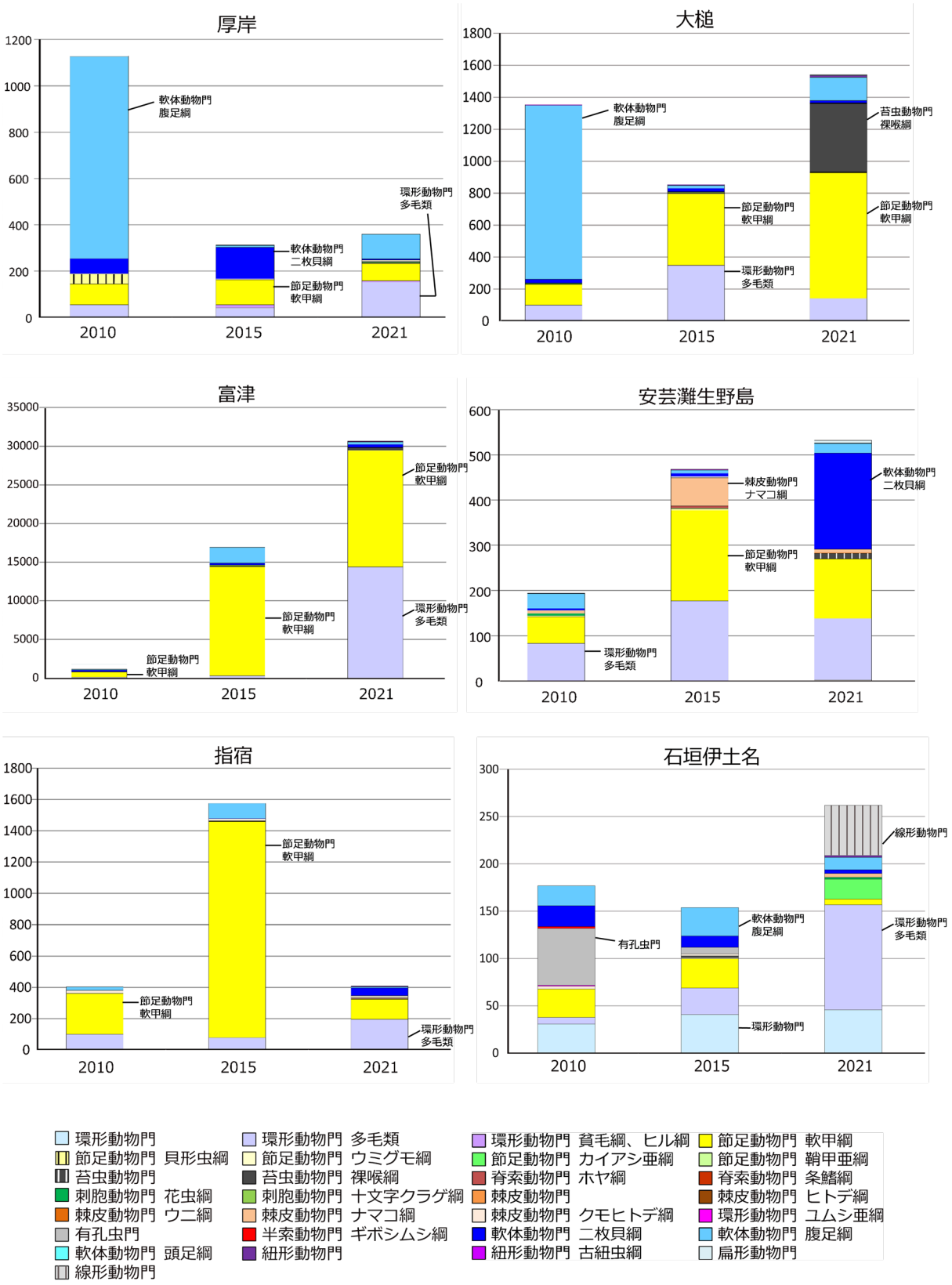


図 3-3-5-3. 各サイトにおける葉上動物及び底生動物等の平均個体数を調査実施年ごとに示す。出現した個体数を分類群（動物門もしくは綱レベル）ごとに表示した。縦軸は個体数を表す。なお、各サイトにおいて各調査年（2010 年、2015 年、2021 年）で出現した個体数が最多もしくは最多と 2 番目に多かった動物門名もしくは綱名を表示した。

6）アマモ場生態系のまとめと展望

仲岡雅裕、田中義幸、堀　正和、山北剛久、早川　淳

まとめ

調査開始から 2022 年までの約 15 年間のモニタリング調査で、全サイトにおいてアマモ類の植生の変化が確認された。

台風接近や豪雨等の突発的な気象現象の影響と推測されるアマモ類の変化は、複数のサイトで見られた。厚岸サイトの厚岸湖エリアでは、2016 年にアマモ類の被度の減少が確認された。これは、台風の接近回数の増加による海底のかく乱頻度の増加や、豪雨に伴う淡水の流入による低塩分化や濁度の上昇が要因と考えられた。また、指宿サイトでは、2014 年に頻発した台風の接近によるかく乱の影響により、2015 年以降にアマモ（口絵 6）の被度の減少が確認された。その後、アマモは 2017 年にわずかに確認されたが、2018 年にはサイト周辺を含め完全に消失し、2022 年においてもその状態が続いている。本サイトでは、2015 年に、アマモの分布面積の縮小とともに、草丈も年々矮小化しており、散布される種子も減少したと考えられる。さらに、2014 年以降も台風の接近や豪雨等のかく乱により、多くのアマモの種子が流失したために、新たな年級群の加入が激減したと推測される。なお、アマモ場の植生の衰退とその要因の推定については、第 4 章の「2.アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失」で詳細にまとめており、そちらも参照されたい。

安芸灘生野島サイトでは、2017 年以降に岸側の調査地点においてアマモ類がほぼ消失し、アマモの分布の中心は水深の深い調査地点へ移行した。本サイト周辺の浅い海域では、淡水の流入の影響を受けやすく、アマモ類消失の要因の一つであると考えられた。また、富津サイトにおいても安芸灘生野島サイトと同様に、2015 年以降に岸に近い調査地点においてアマモ類の消失が確認された。本サイトでは、2010 年以降に確認された夏季の高水温や、サイト近傍の突堤の改築及び砂洲の変動による砂の堆積の増加等、様々な要因が複合的に影響していると考えられた。

石垣伊土名サイトでは、ウミショウブ（口絵 6）等の大型のアマモ類の衰退が確認された。本サイトの近傍ではアオウミガメがウミショウブを摂食する様子が観察されており、大型のアマモ類の衰退要因の一つであると推測される。

大槌サイトでは、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波のかく乱により、2012 年にはアマモ類がほぼ消失した。その後、水深の浅い調査地点では 2013 年以降にアマモ場の回復が確認されたが、水深の深い調査地点では 2022 年においても被度の低い状態が続いている。震災に伴う津波のアマモ場へ与えた影響とその後の回復過程に関する情報を捉えたことは、本調査の成果の一つと言える。

本とりまとめでは、アマモ類の被度の経年変化と物理環境要素との関連性についても解析を試みた。その結果、富津サイトでは、水深の深い調査地点においてタチアマモ（口絵 6）の被度の減少が見られており、最高水温と負の相関関係を検出した。本サイトはタチアマモの南限付近に位置しており、海水温の上昇によってタチアマモの減少も懸念される。一方で、アマモの衰退が見られた指宿サイトでは、衰退した調査地点のアマモ類の被度と平均気温及び最低気温が正の相関関係を示した。通常、海水温が高くなるほど、アマモ類の被度も増加することは考えにくい。そのため、海水温がアマモの生育に与える制限要因の間接的な指標となっている可能性が高い。アマモ類の植生変化の要因を推定するためには、要因と考えられる物理環境要素をある程度絞り込むなど、解析方法の検討も必要である。

展望

約 15 年間のモニタリング調査において特に

大きな変化としてあげられるのは、複数のサイトで確認されたアマモ類の衰退と消失である。アマモの衰退はモニタリングサイト 1000 のサイト周辺のみならず、東京湾や三浦半島周辺、九州地方の長崎等、全国的な規模で確認されている（横須賀西部水産振興事業団 2022；タウンニュース 2022；読売新聞 2024）。また、このようなアマモ場の消失に関連して、アマモ場が持つ一次生産者としての役割や海洋動物の生育場、炭素の吸収・貯留といった機能の衰退も予想される。

瀬戸内海の安芸灘生野島サイトは、調査を開始した当初、多年生栄養株の大型草体の繁茂する安定した群落を維持していた。しかし、近年では一年生花株の小型のアマモが増加しており、今後、サイト全域で置き換わる可能性も高い。さらに、太平洋沿岸や瀬戸内海において、アイゴ等の植食性魚類が多数確認されており、今後、摂食圧によるアマモへの影響も懸念される。

将来、気候変動に伴う海水温の上昇や極端気象の頻発が更に加速する予想であり（IPCC 2019）、上記に述べたアマモ場の変化が、日本沿岸域で起こる可能性が高い。今後も、本調査では同一の手法による長期モニタリング調査を継続することで、アマモ場の変化を捉える必要がある。

引用文献

IPCC (2019) 変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する IPCC 特別報告書 政策決定者向け要約(SPM). 環境省, 東京

一般財団法人横須賀西部水産振興事業団. 小田和湾周辺の藻場分布の変化. 2022 年 2 月 25 日公開. 小田和湾の藻場環境. https://www.yokosuka-seibusuisan.org/wp/wp-content/uploads/2022/06/seaweed_2022.pdf. 2024 年 2 月 21 日確認.

読売新聞. 生態系支える海草「アマモ」磯焼けで減少 長崎県対馬市の島起こし協働隊員、周知に奮闘. 2024 年 2 月 6 日公開. 読売新聞オンライン. https://www.yomiuri.co.jp/local/kyushu/news/20240205-OYTNT50186/. 2024 年 2 月 21 日確認

タウンニュース三浦編集室. 「海のゆりかご」再生へ－小網代湾でアマモ植えー. 2022 年 6 月 24 日公開. 神奈川県全域・東京多摩地域の地域情報紙「タウンニュース」. https://www.townnews.co.jp/0502/2022/06/24/630843.html. 2024 年 2 月 21 日確認.

4. 藻場生態系

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
阿部拓三、上井進也、長里千香子

1） 藻場生態系について

藻場とは

海藻藻場（以下「藻場」という）とは、褐藻類を中心とした大型海藻の高密度な群落であり、沿岸域の海面付近から水深 -10 m 前後の岩礁等で見られる（田中 2012；寺田 2011）。藻場は、林冠部を構成する主要な海藻類に応じていくつかに分けられており、褐藻コンブ類によるコンブ場、ホンダワラ類のガラモ場、アラメ・カジメ類の海中林（アラメ場、カジメ場）等が知られている。なお、海産顕花植物（海草）の群落はアマモ場と呼ばれている。

日本列島の沿岸域には、約 1,500 種の海藻類が知られているが（吉田ほか 2015）、藻場を構成する種類は地域によって異なる。例えば、亜寒帯から温帯域北部に位置する北海道や東北地方の太平洋沿岸の一部では、亜寒帯性種のコンブ類やチガイソ類の藻場が主に見られる。一方、本州中南部の太平洋沿岸や日本海沿岸、瀬戸内海、四国沿岸では温帯性種のアラメ（口絵 8）やカジメ（口絵 8）、ホンダワラ類（口絵 8）が主な構成種となっている（田中 2012）。九州北部沿岸にもアラメ等が見られるが、九州南部は温帯性種と亜熱帯性種の分布推移帯となっており、温帯性種のアントクメ（口絵 9）やワカメ（口絵 9）等が分布の南限となっている。また、琉球列島では亜熱帯性種のホンダワラ類を中心とした群落が内湾やサンゴ礁リーフの礁池等に形成されている（寺田 2011）。

陸上植物の分布は、緯度と標高がもたらす温度の勾配と密接な関係にあるが、海藻類の地理的分布も温度の影響を強く受けている。ただし、海藻類の分布は、海水温の緯度勾配に加え海流（暖流や寒流）の存在と流路等も沿岸域の海水温に強く影響を受けており、複雑となる要因となっている（徳田ほか 1987；寺田 2011）。例えば、東北地方の太平洋沿岸には、千島海流（親潮、寒流）の影響で亜寒帯性種のコンブ類が見られるが、東北地方の日本海沿岸には同じ緯度でも温帯性種のツルアラメ等が見られる（川嶋 1993）。また、黒潮（暖流）の大蛇行等、海流の不定期な流路の変更も沿岸域の海水温に影響を与える要因となっており、本州中南部太平洋沿岸や伊豆諸島の海藻類の植生に変化が生じることもある（高瀬ほか 2008；駒沢ほか 2012）。

藻場の環境は、生育する種類によって多様である。アマモ場は一般に、内湾等の砂泥底に多く見られる一方で、海藻類の藻場は岩礁域に形成される。また、コンブ場やアラメ場、カジメ場は、波当たりの強い場所や流れのある場所で多く見られるが、ガラモ場は静穏な沿岸域に形成されることが多い（田中 2012）。アラメ場やコンブ場等では、林冠を構成する主要種が単一の種の場合もあるが、複数の種類からなる藻場（混生群落）も多い。さらに、藻場の内部には小型の海藻類が下草として陰生的に多数生育していることから、藻場では純群落がほとんど見られない。

海藻類は、一年で成熟して枯死流失する種類（一年生種）と、複数年にわたって繁茂する多年生種に大きく分けることができる。多年生種は一般に、2 年から数年にわたって繁茂することから、多年生種主体の藻場は年間を通して見られ、枯死流失したギャップに新たな個体等が加入することで藻場が維持されている。一方、一年生種のみの藻場は、繁茂期が春先等の一部の季節に限られており、枯死流失によって裸地になる。これらのことから、藻場の季節消長や更新には、藻場を構成する各種の生態と生育環境の影響が密接に関連している。藻場の長期モニタリングや観察では、これらの生態に関する

知見が不可欠であり、現存量が最大となる繁茂期に行うことが望ましい。

機能と役割

藻場にはさまざまな機能が知られており、沿岸域の生物多様性を維持する上で欠かせない場所となっている。また、沿岸域における主要な基礎生産者でもあり、炭素固定や水質浄化にも寄与している。例えば、藻場の海底にはアワビやサザエ、ウニ等の底生動物が多く生息し、海藻類の葉上にもワレカラ類やヨコエビ類等の小型の甲殻類が生息する。藻場は、これらの小動物の生息の場であるとともに、海藻類や小動物を餌とする多種多様な生物も集まり、採餌の場や隠れ家としても利用されている。また、イカは藻場の海藻類やアマモ類等に卵を産みつけることから、藻場は産卵の場としても利用されている。一方、藻場を構成する海藻類や、藻場を利用する底生生物・魚類は、資源としても捉えられており、資源の持続的利用の観点においても、藻場は重要視されている。

炭素固定や水質浄化の機能では、藻場を構成する海藻類のほかに、海藻類等に付着する微細藻類による光合成や化学合成も、炭素固定や水質浄化に寄与している。また、ろ過食生物（ヒドロ虫、ゴカイ類、コケムシ、ホヤ等）による水中懸濁物の除去作用も、水質浄化に大きく貢献している。

海藻類は沿岸域における炭素循環の中で重要な役割を担っており、単位面積当たりの生産力は陸上の熱帯雨林に匹敵することが知られている（Smith 1981）。陸上植物と異なり、海藻類は、水中透過によって散乱した光でも効率よく吸収できる光合成色素を持つことで、藻体の表面全体で光合成を行っている（Kirk 1994）。これらのことから、藻場のバイオマスは陸上の植物群落に比べてはるかに低いにも関わらず、単位面積当たりの純生産量では陸上植物と同等かそれ以上の値を示すことが知られている（横浜 2001）。また、藻場は大気中の CO_2 の貯留（ブルーカーボン）の役割としても非常に優れている。さらに、浅海域生態系の藻場、アマモ場、マングローブ、干潟の 4 生態系うち、藻場は年間の CO_2 吸収量が最も高く、54%を占めると推定された（桑江ほか 2019）。近年では、ブルーカーボンの重要性が世界的に注目されており、国連気候変動枠組条約（United Nations Framework Convention on Climate Change）並びにパリ協定に基づき、温室効果ガスの排出・吸収の目録（インベントリ）を条約事務局へ報告することが責務となっている。わが国においても、ブルーカーボンに関する温室効果ガスインベントリ算定に取り組んでおり、2024 年には、初めて藻場・アマモ場の CO_2 吸収量が報告された（国立環境研究所地球システム領域地球環境研究センター 2024）。このように、沿岸域の生態系において藻場は不可欠な存在であり、我々はその機能からさまざまな恵みを享受していると言える。

現状と課題

わが国の沿岸域には、アマモ類や海藻類の広大なアマモ場、藻場が各地で見られていた。しかし、1960 年代後半からの高度経済成長期には、社会基盤整備に伴う沿岸域の埋立てや護岸改修による自然海岸の減少、工場・生活排水による富栄養化や水質汚濁等によって、沿岸環境の劣化が進行した。また、「磯焼け」として知られる藻場の消失現象も各地で見られるようになり、全国の藻場は急速に減少した。「磯焼け」は、海流の流路の変化による海水温の変化や、栄養塩類の減少等の外部的な環境要因が引き金となり、海藻の生産力の低下が起こるとともに、海藻を食べる動物の食圧が相対的に高まり、海藻の消失へと繋がる現象である（水産庁 2018）。これらの背景から、1989～1991 年に環境庁によって実施された第 4 回自然環境保全基礎調査では、文献・資料調査、航空写真の確認、聞き取りによる調査により、全国の藻場面積は 2,012 km^2 と報告された。その後、1998 年に実施された第 5 回自然環境保全基礎調査では、1,425 km^2 と報告されており、約 10 年の間に約 30%の藻場が消失した（環境庁自然保護局 1994, 1998）。なお、2018～2020 年に実施された藻場分布調査では 1,226 km^2 と報告されたが、この調査は衛星画像解析による手法であるた

め、第 4 回・第 5 回自然環境保全基礎調査の結果とは単純な比較はできない（環境省自然環境局生物多様性センターホームページ 2024 年 2 月 16 日確認）。

2002 年から 5 年間にわたり実施された第 6・7 回自然環境保全基礎調査において、海藻類とアマモ類の藻場でそれぞれ全国 120 か所以上の調査地を選定し、植生及び生態学的な調査を行った結果（環境省自然環境局生物多様性センター 2008）、北海道から沖縄県に至る沿岸域から約 700 種のアマモ・藻類が報告された。一方で、藻食性魚介類による藻場構成種の食害や、暖温帯（亜熱帯に接する温帯域南部）における温帯性藻場の衰退、亜熱帯性海藻類の増加等の現象も 2000 年代になって見られるようになり、藻場の変化が懸念されるようになってきた（田中 2006；二村ほか 2007；田中ほか 2013）。

高度経済成長期に懸念された富栄養化に関しては、汚濁負荷量の削減が関係法令の整備等によって進められており、現在では一定の成果を挙げるようになった（吉田ほか 2011）。一方で、有明海や博多湾、瀬戸内海等の内湾域では、栄養塩不足によるアマノリ類やワカメ等の色落ちが見られるようになり、深刻な水産被害が出るようになってきた（堀ほか 2008；川口・高辻 2010；後川・中本 2015）。

変化し続ける自然環境において、わが国の沿岸環境の保全に有効な対策を講じるためには、長期にわたってモニタリングし、植生と生育環境の現況把握するとともに、経年変化の迅速な把握することが重要性であると指摘されている。

2） 藻場生態系の調査手法

本調査では、わが国を代表する藻場のうち、海流による影響を考慮し、琉球列島を除いた海域に 6 つのサイトを選定している（図 3-4-2-1）。調査は、北から室蘭サイト（北海道）、志津川サイト（宮城県）、伊豆下田サイト（静岡県）、竹野サイト（兵庫県）、淡路由良サイト（兵庫県）、薩摩長島サイト（鹿児島県）において毎年実施してきた。なお、琉球列島の海藻群落は藻場としての独立した生物群集を形成しにくく、サンゴ礁生態系の一部として機能することから、サイトを設置していない（図 3-4-2-1）。

調査の開始年はサイトによって異なり、志津川サイト、淡路由良サイト、薩摩長島サイトは 2008 年から、伊豆下田サイトと竹野サイトは 2009 年から、室蘭サイトは 2011 年から調査を開始している。なお、薩摩長島サイトでは、2016 年にアントクメがほぼ消失し、2017 年以降は全く見られない状態が続いている。このことから、2021 年より、従来の堂崎に位置する薩摩長島サイト（薩摩長島 A サイトと呼ぶ）での調査に加え、諸浦島に位置する薩摩長島 B サイトでのモニタリングも実施している。

調査は、毎年実施する調査項目に加え、5 年毎に実施する調査項目がある。毎年の調査では、定点における定量的な植生変化を捉えるために永久方形枠調査を実施するとともに、水深勾配による海藻群落の帯状分布の変化を把握するためにライン調査を実施している（図 3-4-2-2）。

永久方形枠調査では、サイトに成立する藻場の代表的な植生内に永久方形枠（5 m × 5 m）を 3～6 か所（A～F）設置し、方形枠内に出現した海藻類を林冠部と下草に分けて、各種の被度を記録している。また、ライン調査は、各サイトを代表する海藻群落を通るように岸側から沖側に向かって設けられた調査ライン上に、一定間隔の調査地点（10～20 か所程度）を設けて実施する。各調査地点では方形枠（50 cm × 50 cm）を配置し、その方形枠内に出現した優占種の被度を林冠部と下草に分けて記録している。

5 年毎の調査では主な生育種の採集と現存量（乾燥重量）の調査を行っており、2011 年と 2016 年、2022 年に実施した。調査方法の詳細は「モニタリングマニュアル」（https://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/）に記載されているとおりである。

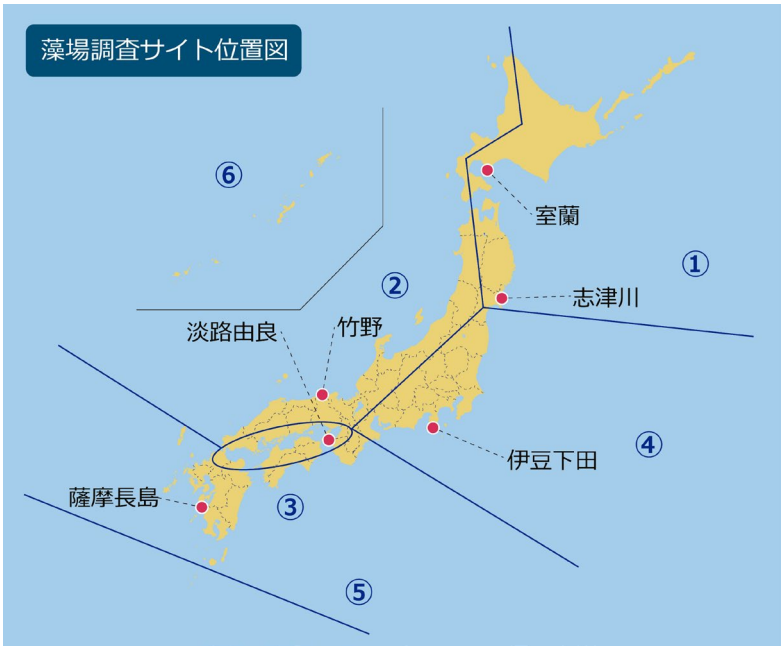


図 3-4-2-1. 藻場調査サイト位置図。①～⑥は海域区分名を示し、①北部太平洋沿岸、②日本海沿岸、③瀬戸内海沿岸、④中部太平洋沿岸、⑤西部太平洋沿岸等、⑥琉球列島沿岸を示す。

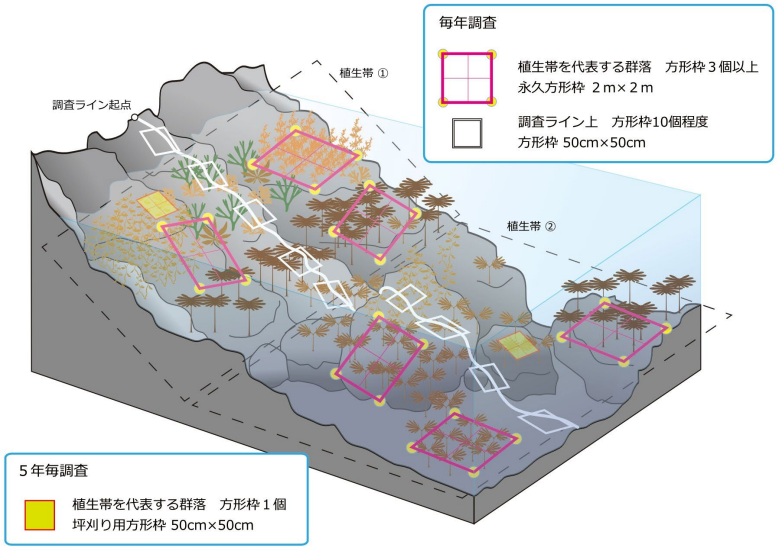


図 3-4-2-2. 調査サイトのイメージ図。

3） 藻場生態系のとりまとめのポイント

本稿では、2008 年からの調査で得られた生物データに基づき、各サイト及び藻場生態系の現状や捉えられた変化等について記す。各サイトの状況では、2008～2022 年の毎年調査で得られた藻場の林冠部を構成する種の被度データから、経年変化を捉えることを試みた。また、植生の被度に影響を及ぼし得る物理環境要素をとりあげて、植生の変化との関連性を考察した。

藻場生態系の状況では、2008～2022 年の調査で確認された海藻種とその出現状況から、各サイトの藻場の概観を把握することを試みた。また、海藻類の現存量の変化を把握するため、5 年毎調査で得られた主な海藻類の乾燥重量を用いて、調査年間で比較した。さらに本調査を通じて得られた知見をまとめ、モニタリング開始からの 15 年を総括した。藻場生態系の現状と展望として、調査結果及び今後の調査を踏まえたまとめを行った。

引用文献

堀 豊, 望月 松寿, 島本 信夫 (2008) 播磨灘北部海域におけるノリ色落ちと漁場環境の変遷. 水産海洋研究, 72: 107-112

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書（干潟、藻場、サンゴ礁調査）第 2 巻 藻場. 環境庁自然環境局, 東京

環境庁自然保護局 (1998). 第 5 回自然環境保全基礎調査海辺調査総合報告書. 環境庁自然保護局生物多様性センター, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (2008) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (藻場調査) 報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センターホームページ. 藻場分布調査. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨. https://www.biodic.go.jp/moba/index.html, 2024 年 2 月 16 日確認

川口 修, 高辻 英之 (2010) 広島県東部海域における溶存無機窒素動態とノリの色落ちへの影響. 日本水産学会誌, 76:849‐854

川嶋 昭二 (1993) 日本産コンブ類図鑑. 北日本海洋センター, 札幌

Kirk JTO (1994) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, England

国立環境研究所地球システム領域 地球環境研究センター (2024) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 2024 年. 温室効果ガスインベントリオフィス (編) , 環境省地球環境局総務課脱炭素社会移行推進室 (監修) . 国立研究開発法人国立環境研究所, つくば市. https://cger.nies.go.jp/ja/activities/supporting/publications/report/, 2024 年 7 月 24 日確認

駒澤 一朗, 高瀬 智洋, 田中 優平, 早川 浩一 (2012) 八丈島におけるマクサの生長と成熟におよぼす黒潮流路変動の影響. 水産増殖, 60: 169‐177

桑江 朝比呂, 吉田 吾郎, 堀 正和, 渡辺 謙太, 棚谷 灯子, 岡田 知也, 梅澤 有, 佐々木 淳 (2019) 浅海生態系における年間二酸化炭素吸収量の全国推計. 土木学会論文集 B2 (海岸工学) , 75: 10-20

二村 和視, 高辻 裕史, 増田 傑, 嶌本 淳司 (2007) 静岡県榛南海域へ移植したカジメ・サガラメ種苗の生長・成熟とアイゴによる食害. 水産増殖, 55: 541‐546

後川 龍男, 中本 崇 (2015) DIP 濃度がワカメ幼体の生長に及ぼす影響. 福岡県水産海洋技術センター研究報告書, 25: 11-16

Smith SV (1981) Marine macrophyte as aglobal carbon sink. Science, 211: 838-840

水産庁 (編) (2011) 水産白書, 平成 23 年度版. 農林統計協会, 東京

水産庁 (2018) 藻場の働きと現状. http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/tamenteki/kaisetu/moba/moba_genjou, 2018 年 2 月 23 日確認

高瀬 智洋, 田中 優平, 黒川 信, 野原 精一 (2008) 伊豆諸島八丈島におけるテングサの磯焼け. 日本水産学会誌, 74: 889-891
田中 次郎 (2012) 藻場生態系. 渡邊 信 (監修) 藻類ハンドブック, 株式会社エヌ・ティー・エス, 東京, pp. 145-151
田中 敏博 (2006) 南日本における磯焼けと藻場回復. 水産工学, 43: 47-52
田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌 79: 20-30
寺田 竜太 (2011) 藻場の長期モニタリング, 背景と課題. 海洋と生物, 195: 291-297
徳田 廣, 大野 正夫, 小河 久朗 (1987) 海藻資源養殖学. 緑書房, 東京
横浜 康継 (2001) 海の森の物語. 新潮社, 東京
吉田 吾郎, 新村 陽子, 樽谷 賢治, 浜口 昌巳 (2011) 海藻類の一次生産と栄養塩の関係に関する研究レビューーおよび瀬戸内海藻場の栄養塩環境の相対評価ー. 水産総合研究センター研究報告書, 34: 1-31
吉田 忠生, 鈴木 雅大, 吉永 一男 (2015) 日本産海藻目録 (2015 年改訂版) . 藻類, 63: 129-189

4） 各サイトの状況

室蘭サイト

サイトの特徴

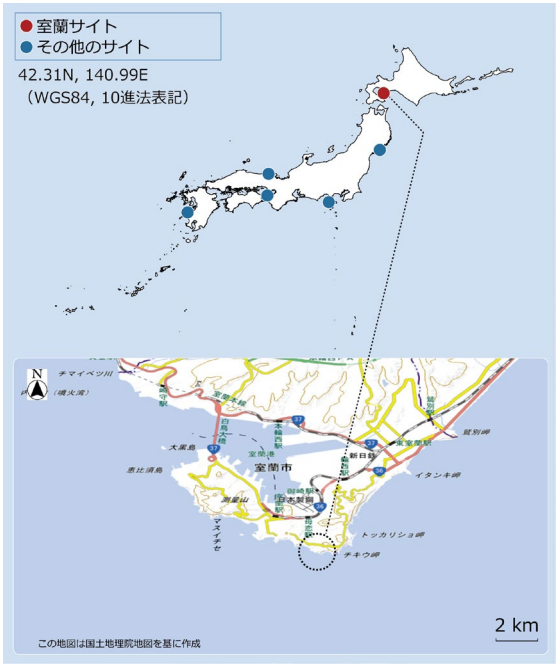


図 3-4-4-1.　サイト位置図とマコンブ群落（2022 年撮影：寺田竜太）

室蘭サイトは、北海道南部の内浦湾（噴火湾）に面した室蘭市母恋南町のチャラツナイ浜に位置し、亜寒帯性コンブ目海藻類を中心とした植生が見られる。当該海域は、親潮と津軽暖流の影響を受けており、親潮は冬から春に反時計回りに、津軽暖流は夏から秋に時計回りに内浦湾に流入する（大谷・秋葉 1970；大谷 1971）。海底は緩やかに傾斜しており、沖合 100 m で水深-3 m 前後、底質は岩盤や岩塊となっている。後背地は急峻な崖であり、間隙水を除いてサイトに直接流入する河川はない。周辺に人家はなく、自然海岸となっている。チャラツナイ浜は南南西に面した海岸となっていることから、南からうねりが入る場合は、波高が高くなる傾向にある。

本サイトの調査対象群落では、褐藻マコンブ（口絵 8）、ミツイシコンブ、ガゴメコンブ、スジメ、アナメ、チガイソ（口絵 8）、ワカメ（口絵 9）（コンブ目）が混生するコンブ藻場が見られるほか、岩盤や岩塊上には海産顕花植物（アマモ類）のスガモが点在する。コンブ類の周辺や、より水深の深い場所では、ハケサキノコギリヒバ（イギス目）が繁茂する。また、潮間帯ではエゾイシゲ（ヒバマタ目）やフクロフノリ（口絵 1）（スギノリ目）、アナアオサ（アオサ目）、漸深帯上部にはクロハギンナンソウやアカバ（スギノリ目）、ウラソゾ（イギス目）等が見られる。

景観の変化と特筆すべき事象

本サイトの藻場は、マコンブを主体とした群落に、スジメやアナメ、チガイソ等のほかのコンブ目藻類が混生するコンブ藻場である。調査範囲内では、マコンブが水深-1 m から-4 m 前後にかけて見られ、岸側にスガモがパッチ状に混生する。コンブ類は種によって生育水深や場所がやや異なり、チガイソは波当たりの強い岩場に多く見られる。スジメはマコンブと同じような水深帯に見られるが、アナメはほかのコンブ類よりもやや深く、水深-5 m 以深の場所に生育する。また、サイトの近傍には、ミツイシコンブの群落も水深-3 m 前後に見られる。

モニタリングを開始した 2011 年から 2022 年までの調査では、出現種に顕著な変化は見られていないが、2018 年以降はマコンブの生育範囲が岸側に縮小傾向にあり、水深-3 m から-4 m にかけての沖側は、磯焼けに近い状態となっている。

マコンブは一般に、水深-2 m から-10 m の岩

礁域に繁茂し、比較的水深の深い場所まで届く青色光を利用して光合成できることから、漸深帯の光環境によく適応していることが報告されている（川嶋 1993；Shindo et al. 2022a、b）。生育地の海水の透明度等はモニタリングしていないが、特に顕著な変化は見られていない。マコンブが水深-3 m から-4 m にかけての沖側で衰退し、回復が見られないのは透明度の悪化等、海水や光環境の変化による影響とは考えにくい。

実際、マコンブは調査側線の起点（岸に設置）から 60 m 前後より沖側で広範囲に消失し、ウニ（エゾバフンウニとキタムラサキウニ）が登れないような岩塊の上部だけに残存している。さらに、残存しているマコンブの葉状部にも、ウニによると思われる形状の摂食痕が多く見られたことから、過剰な食圧等の影響が推察された。下草のハケサキノコギリヒバはマコンブの衰退後も繁茂していたが、本種も 2021 年に衰退し、磯焼けのような景観となった。

一方、岸側に近い場所（調査側線の 30 m から 60 m）では、マコンブの良好な群落が引き続き見られ、ウニの食圧の影響は見られていない。実際、ウニは沖合の方で多く見られたが、岸側では少なく、岩陰等に限られていた。岸に近い場所では、絶え間ない波浪によるかく乱によってウニの加入が抑制されていると考えられるが、加えてウニの摂食は波浪の影響を強く受けていることが実験系で明らかになっており、水深-2 m 前後の振動流ではほとんど摂食できないことが知られている（Kawamata 1998）。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2011～2016 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という）の経年変化を図 3-4-4-2 に示す。また、各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という）を図 3-4-4-3 に示す。

永久方形枠は、岸側の藻場内に設置されており、ウニの食圧等の顕著な影響は見られていない。永久方形枠内にはコンブ類やスガモが毎年見られ、被度は最も少なかった 2018 年で平均 54%、多い年はほぼ 100%に達する（例：2022 年等）。

永久方形枠内の優占種は枠によって異なり、永久方形枠 A、D、F はマコンブ、B と C はマコンブとスガモ、E ではチガイソが見られる。各永久方形枠内の植生は、概ね例年どおりの種類が見られ、藻場は継続して存在する。しかし、枠によっては優占種の交代が見られたり、枯死流失と幼体の加入によるギャップ更新が見られたりするなどの変化がある。

永久方形枠 A、D、F はマコンブが優占しているが、枯死流失等によって被度が数年に一度低下している。特に、永久方形枠 D と F では、マコンブが 2016 年から 2017 年にかけてほぼ消失した。この時に生じたギャップには一年生種のスジメやチガイソ、ワカメが加入したが、2018 年にマコンブの幼体が加入し、2019 年以降はマコンブが再び優占し続けている。

永久方形枠 A では、マコンブの被度が数年に一度低下するが、その翌年には回復していた。このことから、枯死流失に伴って生じたギャップに再びマコンブ幼体が加入することで、マコンブが優占する状態が継続しているものと推察される。一方、永久方形枠 B と C は、2011 年の当初はマコンブとスガモの混生群落だったが、両種の競合が見られている。永久方形枠 B ではモニタリング開始以降、スガモが概ね優占する状態が 2020 年まで続いていたが、2021 年に大きく減少し、マコンブが 2022 年に加入して優占種が交代した。永久方形枠 C では 2013 年から 2019 年までマコンブが優占する状態が続いた。その後、マコンブは 2020 年に見られなくなりスガモが優占したものの、2021 年にマコンブが加入し、2022 年にはマコンブ優占の群落が回復した。

永久方形枠 E はチガイソとほかのコンブ類が混生しているが、波当たりとうねりが強いことから、このような生育環境によく見られるチガイソが優占する傾向にある。

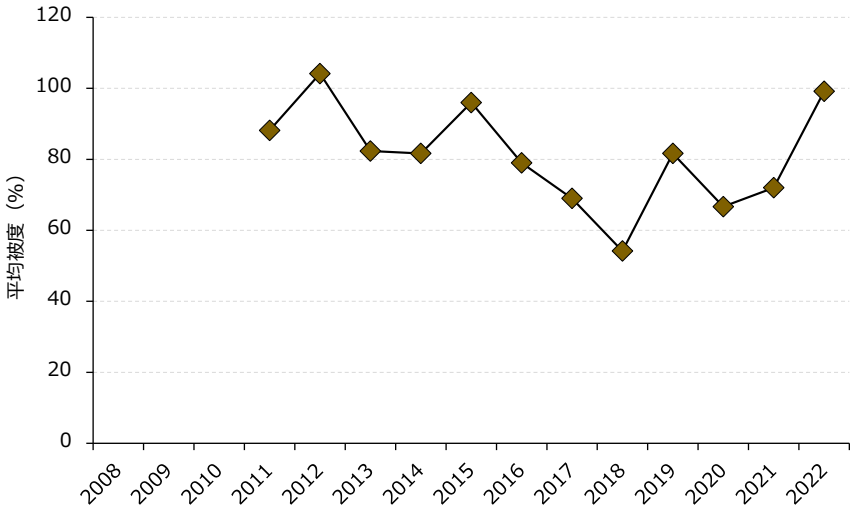


図 3-4-4-2.　林冠構成種の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

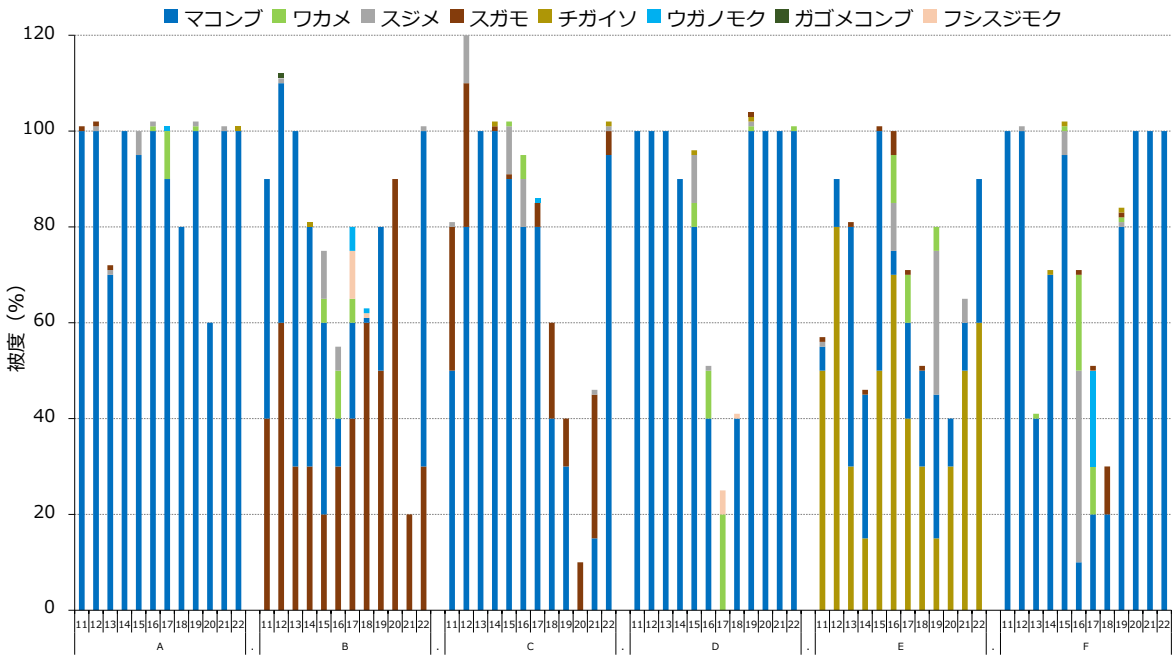


図 3-4-4-3.　各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（11：2011 年）を示す。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

サイト周辺の物理環境要素（海水温・水深・かく乱等）の変化

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所が継続的に測定している海水温データによると、本サイト付近の年間水温（表面海水温の月平均値）の概要は、冬季の3℃前後から夏季の20℃前後の間で推移し、月平均の最高水温と最低水温は年によって約2℃程度の違いが見られた（「北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所ホームページ」、https://www.fsc.hokudai.ac.jp/muroran/lab.html、2023年12月20日確認）。具体的には、2012年9月の平均水温は22.6℃に達したが、2008年8月の平均水温は18.8℃に留まった。一方、2013年2月の平均水温は1.8℃まで低下したが、2008年2月の平均水温は4.3℃に留まった。また、夏季の最高水温（月平均）は1978～2009年にかけては、20℃未満だった年の方が多かったが、2010年以降は20℃以上に達する傾向にある。

一般に、マコンブ胞子体は夏季に葉状部の先端が末枯れによって短くなるが、1年目の藻体（胞子体）自体は生残し、冬から翌春にかけて再び成長する。マコンブでは、巨視的な胞子体と微小な配偶体の両方で、24℃が光合成活性の閾値として報告されており、培養試験においても胞子体は25℃で生残できないことが報告されていることから、現在の夏季の水温環境では高温の閾値の温度に至っていない（桐原ほか2003；Borlongan et al. 2020；Shindo et al. 2022a）。2012年等で22℃台になる年もあることから、温暖化等による夏季水温の高温化へのシフトは、亜寒帯性種であるコンブ類の生残に影響を与える要因に将来なり得る可能性もある。また、亜寒帯性コンブ類の衰退に伴って、ワカメがさらに繁茂する可能性も示唆される。

まとめ（考察）

室蘭サイトの藻場は2018年以降、ウニの食圧等で沖側のマコンブ群落が衰退し、藻場は岸側に縮小した状態となっている。一方、岸よりに残存している部分は高密度で良好な藻場となっており、マコンブを中心としたコンブ藻場が見られる。長期モニタリングによって数年単位のギャップ更新や、競合するスガモとの優占種の交代も見られ、見かけ上安定している藻場においても、枯死流失と加入が常に起こっていることが明らかになった。夏季における海水温が長期的に上昇する場合、マコンブの生残の閾値に近づく可能性もあることから、引き続き長期的なモニタリングが求められる。また、函館周辺や東北地方の太平洋沿岸等より南の地域に生育するマコンブの生育状況等も注視していくことが重要と考える。

引用文献

Borlongan IA, Arita R, Nishihara GN, Terada R (2020) The effects of temperature and irradiance on the photosynthesis of two heteromorphic life history stages of *Saccharina japonica* (Laminariales) from Japan. Journal of Applied Phycology, 32: 4175-4187

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所 (2014) 「実験所について」. 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所ホームページ, https://www.fsc.hokudai.ac.jp/muroran/lab.html, 2023年12月20日確認

Kawamata S (1998) Effect of wave-induced oscillatory flow on grazing by a subtidal sea urchin *Strongylocentrotus nudus* (A. Agassiz). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 224: 31-48

川嶋 昭二 (1993) 日本産コンブ類図鑑（改訂普及版）. 北日本海洋センター

桐原 慎二, 藤川 義一, 能登谷 正浩 (2003) 水槽中で培養したマコンブ胞子体の子嚢斑形成と生長におよぼす水温及び光周期の影響. 水産増殖, 51: 385-390

大谷 清隆 (1971) 噴火湾の海況変動の研究: Ⅱ. 噴火湾に流入・滞留する水の特性. 北海道大学水産学部研究彙報, 22: 58-66

大谷 清隆, 秋葉 芳雄 (1970) 噴火湾の海況変動の研究: Ⅰ 湾水の周年変化. 北海道大学水産学部研究彙報, 20: 303-312

Shindo A, Borlongan IA, Nishihara GN, Terada R

(2022a) Interactive effects of temperature and irradiance including spectral light quality on the photosynthesis of a brown alga *Saccharina japonica* (Laminariales) from Hokkaido, Japan. Algal Research, 66: Article 102777

Shindo A, Nishihara GN, Borlongan IA, Terada R (2022b) The effects of desiccation and salinity gradients in the photochemical efficiency of a subtidal brown alga, *Saccharina japonica* (Laminariales) from Hokkaido, Japan. Phycology Research, 70: 89-96

執筆：長里千香子、寺田竜太

志津川サイト

サイトの特徴

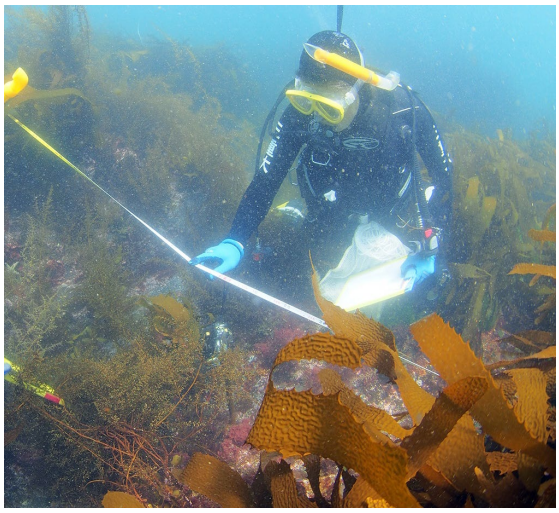


図 3-4-4-4. サイト位置図と調査の景観
（2016 年撮影：青木優和）

志津川サイトは宮城県北部の志津川湾内に浮かぶ島（椿島）の外洋に面した海域に位置する。椿島を含め志津川湾周辺は、三陸復興国立公園に含まれ、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている。また、志津川湾は 2018 年 10 月にラムサール条約湿地に登録された。

当該海域は、亜寒帯性と温帯性のコンブ目褐藻が混生して見られる場所である。調査対象群落は、沖側の湾口部に面した場所に成立し、海水の流動が活発で透明度は高い。海岸からの距離と水深で底質が異なり、岸側は岩盤だが、沖合 50～80 m にかけては小転石、転石が混じるほか、転石のみとなる部分もある。沖合 90 m 以遠は巨礫又は岩盤となる。調査対象群落は、アラメ（口絵 8）が主体の藻場であり、下草として、アサミドリシオグサ、フクロノリ、アミジグサ、マクサ、ユカリ等が見られる。なお、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震による急激な地盤沈下（Imakiire and Koarai 2012）の影響を受けて、調査海域の水深が変化していることが確認されている（Sakanishi et al. 2018）。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

2008 年 7 月からモニタリングを行っている本サイトの藻場は 2011 年 3 月に起きた地震の影響を受け、その景観を大きく変えた。モニタリング開始時に分布下限水深付近に設置された永久方形枠内のアラメは、地震を境に比較的長い時間（2 年以上）をかけてゆっくりと衰退し、2014 年には消失が確認された。また、水深勾配に沿った調査ライン上のアラメも、地震後、沖側（水深の深い場所側）の群落限界付近から徐々に消失し、調査ライン上の群落限界は岸方向（水深の浅い場所方向）にシフトする傾向を示した。その後、永久方形枠及び調査ライン上の群落景観に大きな変化はない。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

・2011 年 3 月：東北地方太平洋沖地震（M9.0 は日本の観測史上最大）による津波と地盤変動。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2008～2022 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という）の経年変化を図 3-4-4-8 に示

す。また、また、各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類(以下「林冠構成種」という)とそれらの合計被度(以下「林冠部植生の被度」という)を図 3-4-4-9 に示す。

2008 年にアラメ群落の下限水深付近に設置した永久方形枠（A～C）における林冠部植生（ほぼ全てがアラメ）の平均被度は地震前（2008～2010 年）には目立った変化はなく、高い値（> 80%）を示していた（図 3-4-4-5)。しかし、地震の 3 か月後（2011 年 6 月）の調査では低下が認められ、1 年 3 か月後（2012 年 6 月）には 50%にまで低下した（図 3-4-4-8)。その後もアラメの被度は低下し続け、2013 年には 10%、2014 年に 0%となり、群落の消失が確認された。永久方形枠 A～C では、2015 年以降の調査で何度かアラメ幼体が確認されているが、いずれの場合も翌年の調査で消失しており、被度に反映されるレベルでの個体の成長・繁茂は確認されていない（図 3-4-4-6)。また、大地震の翌年の 2012 年に限り、これらの永久方形枠ではワカメ（口絵 9）が出現しており、この年はライン調査でもワカメの著しい繁茂が観察された。

2014 年にアラメとエゾノネジモク（口絵 8）の混成群落に設置した岸側の永久方形枠（D、E）では、2016 年から 2017 年にかけて林冠部植生の被度は 97%から 74%と著しく低下したが、2019 年には増大し、その後は高いレベル（89～97%）を維持している（図 3-4-4-7)。この変化は外的なかく乱要因による群落の変化を反映したものではなく、寿命によるアラメ個体の枯死脱落（自然死）とそれにより生じる空間（ギャップ）への速やかな新個体の加入と生長、いわゆるギャップ更新によるアラメ群落の更新過程を反映した被度の変化と考えられる。

図 3-4-4-5：沖側の永久方形枠（地震前の 2008 年 6 月)。(2008 年撮影：太齋彰浩)

図 3-4-4-6：沖側の永久方形枠（地震から 9 年後の 2020 年 7 月)。(2020 年撮影：青木優和)

図 3-4-4-7：2014 年に設置した岸側の永久方形枠（2020 年 7 月)。(2020 年撮影：田中次郎)

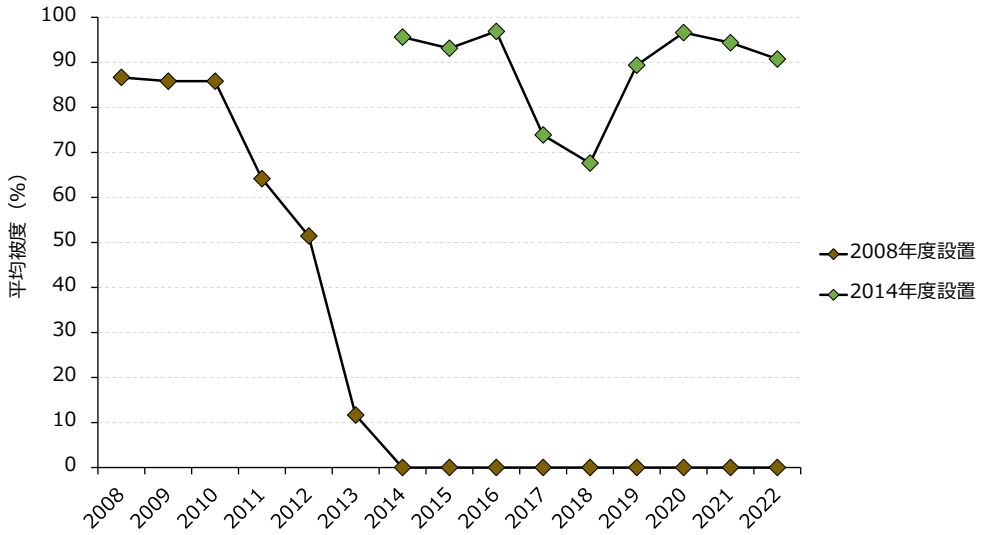


図 3-4-4-8.　林冠構成種の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

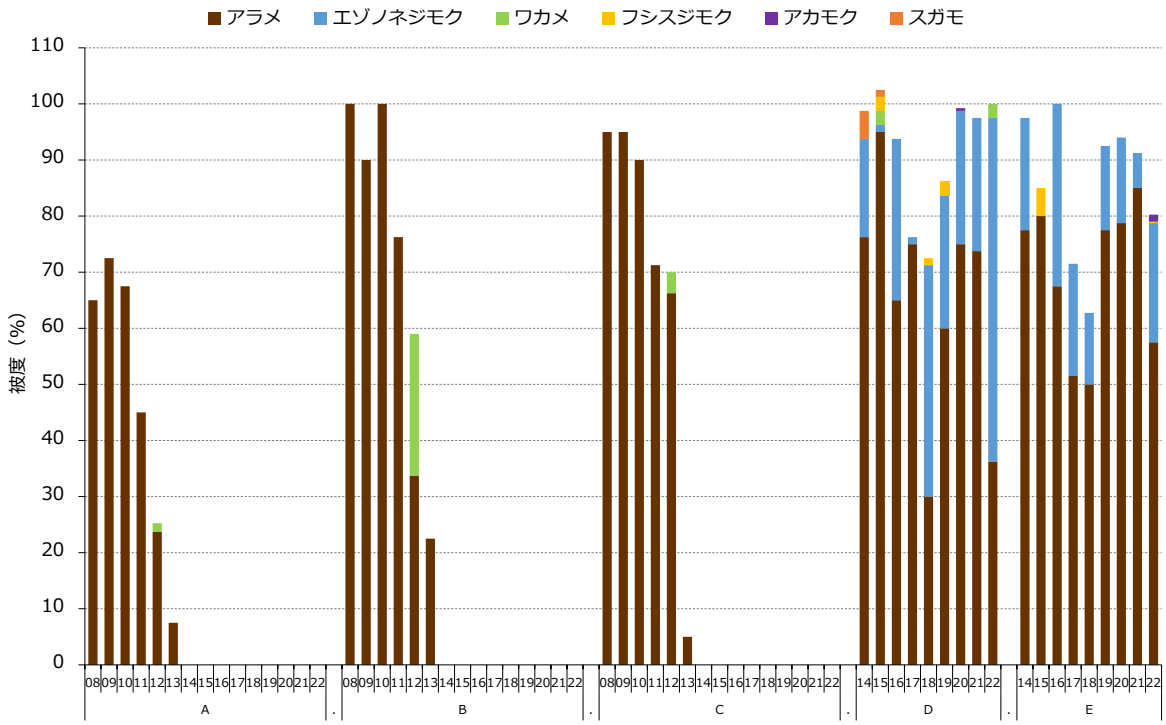


図 3-4-4-9.　各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

サイト周辺の物理環境要素（海水温・水深・かく乱等）

2011 年の巨大地震が引き起こした地盤沈下（Imakiire and Koarai 2012）に伴う水深の変化は本サイトのアラメ群落に大きな影響を及ぼしている。地震前の群落下限水深（-4.0 m）付近に設置された永久方形枠内のアラメについては地震直後から徐々に衰退し、2 年以上を経て消失が確認された。調査ライン上のアラメ群落についても下限水深付近からの消失及び群落下限の岸側（水深の浅い場所側）へのシフトが地震後に確認されている。これらの現象は地震による地盤沈下に伴う水深の変化が原因と考えられる。下限水深付近のアラメ群落の消失については、地震が引き起こした地盤沈下によりアラメ群落が基質ごと生育困難な水深帯に移送された結果と考えられる。調査ライン上のアラメ群落の水深の浅い場所側へのシフトについても、地盤沈下により基質ごと水深の深い場所へ移送された群落が再び地震前の浅い生育水深帯へ戻る過程を示していると考えられる。

大型植物を含む沿岸海洋生物に及ぼす巨大地震の影響に関する報告は、地震に伴う津波や地盤隆起の影響に関するものが多かったが（Johansen 1972 ; Bodin and Klinger 1986 ; Castilla 1988 ; Castilla and Oliva 1990 ; Castilla et al. 2010）、2011 年 3 月の巨大地震は大津波とともに広範囲にわたる地盤沈下を引き起こしたことから、この地震に関する研究では沿岸海洋生物への地盤沈下の影響について多くの知見が集積された（Noda et al. 2016；Suzuki et al. 2017；鈴木 2018；青木ほか 2018；Sakanishi et al. 2018；Terada et al. 2021）。

最近では、地震直後に沈下した東北各地の地盤は徐々に隆起しつつあることが明らかになっている（国土地理院 2021）。志津川（測地観測システム GEONET の電子基準点）についても、巨大地震で 68 cm 沈下した地盤はその後緩やかに隆起を続け、地震直後から 10 年間の地盤隆起（2021 年 3 月までの累積変動）は 55 cm に達し、地盤の高さは地震前のレベルに近づきつつあることがわかっている（国土地理院 2021）。志津川の地盤変動データ（国土地理院 2021）と調査で得られた水深データ（ライン調査における方形枠設置場所の水深）との関係を解析すると、志津川サイトの水深は陸域の地盤変動量（地震直後の急激な地盤沈下とその後の緩やかな隆起）と強い相関（$r = 0.76$、$p < 0.01$）を持つことから、地震直後に急激な地盤沈下により深くなった志津川サイトの水深は、その後緩やかに進行する地盤隆起により地震直後に比べ浅くなっている可能性が高い。しかし、現時点で地盤隆起との関連が示唆される海藻群落の変化は認められていない。

2012 年に観察されたワカメの繁茂も地震の影響を受けている可能性がある。海底の基質上のセジメント（堆積物）はコンブ目藻類の遊走子の基質への付着や配偶体の生残・生長に悪影響を及ぼすほか、様々な海洋生物の生態に影響を及ぼすことが知られているが、今回の地震で、津波による海水流動が基質上のセジメントを洗い流した可能性が指摘されている（河村ほか 2017）。従って、地震により発生した津波が岩盤上のセジメントを一掃し、一時的ではあるが、微小世代を含むワカメの生育にとって良好な底質環境を提供した可能性が考えられる。

まとめ（考察）

本サイトの藻場は 2011 年 3 月に起きた地震の影響を受け大きく変化した。アラメ群落は地震を境に沖側の群落限界付近からから徐々に衰退し、群落限界は岸側（水深の浅い場所側）にシフトする傾向を示した。群落の下限水深付近に設置した永久方形枠内の濃密なアラメ群落も地震を境に比較的長い時間をかけてゆっくりと衰退し、2014 年には消失が確認された。2014 年に設置した岸側の永久方形枠では、安定したアラメとエゾノネジモクの混成群落がみられ、高い林冠被度を維持している。アラメのギャップ更新過程を反映した林冠被度の低下（2018 年）が認められたものの、外的なかく乱要因による群落の変動は確認されていない。

志津川サイトで観察された地震後の海藻群落の変化（Sakanishi et al. 2018）は、牡鹿半島西部沿岸で観察された地震後の海藻群落の変

化（Suzuki et al. 2017）とともに、地震に伴う地盤沈下が岩礁潮下帯生物群集に与える影響を考える上で、重要な数少ない事例である（青木ほか 2018）。地震による地盤隆起が引き起こしたコンブ目褐藻の分布域の変化（Castilla and Oliva 1990）を参考にすれば、地盤沈下が起きた岩礁域の海藻の分布は、隆起の場合とは反対に水深の浅い場所で拡大、水深の深い場所で縮小し、全体として水深の浅い場所側に移ると予想される。しかし実際には、予想とは異なる分布変化を示す事例（Suzuki et al. 2017；鈴木 2018）もあり、海藻の分布変化は水深に伴う物理的環境の変化のみに依存しているわけではなく、生物間の相互関係（植食動物による摂食、海藻の種間競争）とも関連していると考えられる（青木ほか 2018）。今後もモニタリングを継続し、基礎データの収集・公表に努めるとともに、利用可能な生物間の相互関係に関する情報や環境データを加えながら藻場の変動について検討することが重要である。

引用文献

青木 優和, 鈴木 はるか, 青木 智也, 猪股 英里, 吾妻 行雄 (2018) 東北地方太平洋沖地震に伴う地盤沈下が牡鹿半島の岩礁潮下帯生群集に及ぼした影響. 日本水産学会誌, 84: 1058-1061

Bodin P, Klinger T (1986) Coastal uplift and mortality of intertidal organisms caused by the September 1985 Mexico earthquakes. Science, 233: 1071-1073

Castilla J (1988) Earthquake-caused coast uplift and its effects on rocky intertidal communities. Science, 242: 440-443

Castilla J, Oliva D (1990) Ecological consequences of coseismic uplift on the intertidal kelp belts of *Lessonia nigrescens* in central Chile. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 31: 45-56

Castilla JC, Manriquez PH, Camano A (2010) Effects of rocky shore coseismic uplift and the 2010 Chilean mega-earthquake on intertidal biomarker species. Marine Ecology-Progress Series, 418: 17-23

Imakiire T, Koarai M (2012) Wide-area land subsidence caused by “the 2011 Off the Pacific Coast of Tohoku Earthquake”. Soils and Foundations, 52: 842-55

Johansen HM (1972) Effects of elevation changes on benthic algae in Prince William Sound. In Committee on the Alaska Earthquake of the Division of Earth Sciences National Research Council (ed.) The Great Alaska Earthquake of 1964: biology. National Academy of Sciences, 35-68. Washington D.C.

河村 知彦, 高見 秀輝, 早川 淳, 村岡 大祐, 玉木 仁 (2017) 三陸沿岸の岩礁藻場における地震と津波の影響およびその後の変化. 日本水産学会誌, 83: 672‐676

国土交通省国土地理院 (2021) 特集・平成 23 年(2011 年)東北地方太平洋沖地震から 10 年. 国土地理院ホームページ, https://www.gsi.go.jp/kanshi/h23touhoku_10years.html, 2023 年 12 月 20 日確認

Noda T, Iwasaki A, Fukaya K, (2016) Recovery of rocky intertidal zonation: two years after the 2011 Great East Japan Earthquake. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 96: 1549-55

Sakanishi Y, Kurashima A, Dazai A, Abe T, Aoki M, Tanaka J (2018) Long-term changes in a kelp bed of *Eisenia bicyclis* (Kjellman) Setchell due to subsidence caused by the 2011 Great East Japan Earthquake in Shizugawa Bay, Japan. Phycological Research, 66: 253-261.

鈴木はるか (2018) 地盤沈下した海域における褐藻アラメ個体群の動態と遺伝構造に関する研究. 博士論文. 東北大学, 仙台

Suzuki H, Aoki T, Kubo Y, Endo H, Agatsuma Y, Aoki MN, (2017) Distributional changes of the kelp community at a subtidal reef after the subsidence caused by the 2011 Tohoku Earthquake. Regional Studies in Marine Science, 14: 73-83

Terada R, Abe M, Abe T, Aoki M, Dazai A, Endo H, Kamiya M, Kawai H, Kurashima A, Motomura T, Murase N, Sakanishi Y, Shimabukuro H, Tanaka

J, Yoshida G, Aoki M (2021) Japan's nationwide long-term monitoring survey of seaweed communities known as the "Monitoring Sites 1000": Ten-year overview and future perspectives. Phycological Research, 69: 12-23.

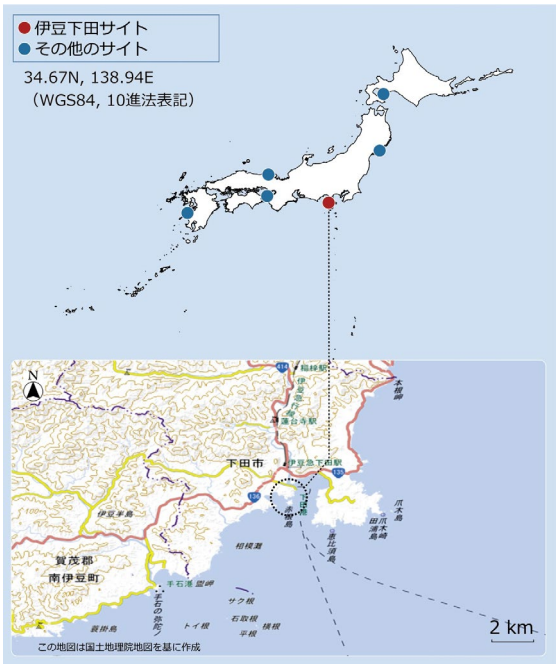
謝辞

ダイビングステージアリエルの小玉志穂子氏には調査補助をしていただいた。謹んで御礼申し上げる。

執筆：阿部拓三・坂西芳彦

伊豆下田サイト

サイトの特徴



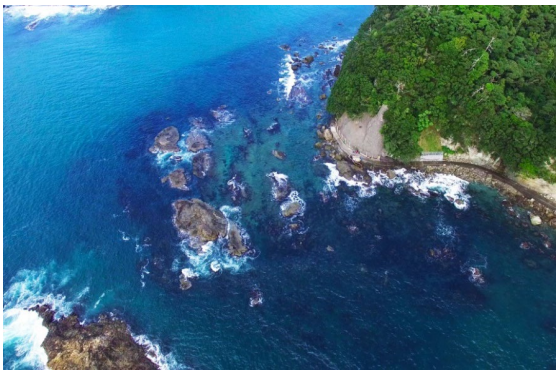


図 3-4-4-10.　サイト位置図と調査地景観（2015 年撮影：青木優和・坂西芳彦・田中次郎）

伊豆下田サイトは、静岡県伊豆半島南東岸の下田湾の支湾（志太ヶ浦）の外洋に面した海域に位置する。伊豆半島南東部沿岸は、富士箱根伊豆国立公園に指定されているとともに、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている場所である。

当該海域では、特に温帯性コンブ目海藻（アラメ（口絵 8）とカジメ（口絵 8））からなる日本有数の面積、被度、現存量を誇る海中林が形成されていた。

調査対象群落は、外海に開けた場所に成立し、海水の流動が活発で透明度は高い。ただし、外洋側に大きな岩礁があるため波浪等の影響は受けにくい。海底の底質はほぼ岩盤で、一部巨礫、転石が混じる。

調査対象群落は、岸側ではヒジキ（口絵 1）、イソモク、ヤツマタモク（口絵 9）、マメタワラ等のホンダワラ類（口絵 8）が、水深-3～-4 m にはオオバモク、アラメが、水深 -3 m 以深はカジメが優占する群落となっていた。しかし、2018 年以降これらの藻場は衰退、消失した。下草としてはマクサ、キントキ、エツキイワノカワ、カニノテ、ヘリトリカニノテ、フサカニノテ、ハイミル等が見られる。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトは、伊豆半島南東部の志太ヶ浦にある。志太ヶ浦は下田湾の支湾で、周辺を岩礁に囲まれているため、比較的波浪の影響を受けにくい。また、市街地には近いが民家や商業施設には接しておらず、人為的な影響は少ないと考えられる。本調査開始時には、志太ヶ浦の藻場は、主として褐藻の多年生コンブ目であるアラメ、カジメからなる海中林の中に、オオバモクやヤツマタモク等のホンダワラ類が混生していた。2017 年まではアラメ、カジメの被度が漸減傾向にあったものの比較的安定しており、大きな変化は見られなかった。しかし、2018 年からアラメ・カジメやホンダワラ類等の大型褐藻が減少し始め、2020～2021 年に被度が激減して、2022 年には消失した。

下草には紅藻の有節サンゴモ類が多い。有節サンゴモのうち、カニノテは本調査開始時と比較して増加したが、ヘリトリカニノテ、フサカニノテは減少し、オオシコロは 2012 年以降では確認されていない。そのほかの紅藻ではマクサ、オバクサ、ユカリが本調査開始時より増加した。緑藻ではハイミル、タマミル、シオグサ類等が一貫して見られる。なお、ライン調査においては下草（樹冠構成種の幼体を含む）の種数は 2018 年以降に少なく、調査ライン上の出現種数は 2009～2017 年は平均 23.7 種だったの

に対し、2018～2022 年は 16.8 種であった。また、調査ライン上ではサンゴの被度が増えた。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境としては、2017 年 8 月から発生ている黒潮の大蛇行があげられる。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2009～2022 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という）の経年変化を図 3-4-4-11 に示す。また、各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という）を図 3-4-4-12 に示す。

下田サイトの永久枠内の林冠構成種は 2020 年に被度が急激に低下し、2022 年には消失した。本サイトの主要な林冠構成種はカジメであり、被度は永久方形枠の 60～100%を占める。そのため、藻場全体の被度の推移はカジメの被度に大きく左右される。永久方形枠内のカジメの被度については、2017 年まで 40～90%を占めていたが、2018～2019 年には 20～40%、2020～2021 年には多くの藻体が茎状部のみとなり 1.0～7.5%まで低下した。その後 2022 年には、茎状部も消失し 0%となった。そのほかの林冠構成種であるアラメとオオバモクもカジメ同様に 2020 年から減少した。アラメは 2020 年以降、オオバモクは 2021 年以降、確認されていない。

Maegawa and Kida（1989）によれば、三重県志摩半島のカジメ群落は約 3 年の更新周期を持つ。その群落更新過程では、大型個体の流失による空間（ギャップ）の出現と、ギャップへの幼体の加入を繰り返す。本サイトの永久方形枠のカジメの被度は、調査開始から 2017 年までは、数年毎に増減していた。この間、カジメ成体の被度が低い年に、幼体の被度が高くなる傾向が見られたことから、カジメ群落の年変動の範囲内であったと考えられる。しかし、2018 年以降は、永久方形枠内だけでなく調査ライン上においても、カジメの被度が低下し、さらに幼体も見られなくなった。このことから、サイト全体で、通常の変動を逸脱してカジメが減少したと考えられる。

永久方形枠内のアラメとオオバモクにおいて、消失するまで被度の変動には一定の傾向は見られなかった。これは永久方形枠内において両種の個体数が少なく、少数の加入や枯死によって大きく被度が変化するためと考えられる。なお、調査ライン上のアラメの被度は、本調査開始時から低下する傾向にあった。低下が大きかった調査ラインの地点は、10 m 地点（水深の浅い場所）と 50～90 m 地点（水深の深い場所）であり、この範囲のアラメは 2019 年までに消失した。調査ライン中間の 20～40 m 地点のアラメは 2022 年までには消失した。オオバモクは調査ライン上でも被度が低かったため、一定の傾向は見られなかった。

2018 年以降、アラメ、カジメ、オオバモク等の林冠構成種の葉状部に、魚類の摂食痕が目立つようになった。また、周辺にブダイやアイゴ等の植食性魚類の群れが見られた。

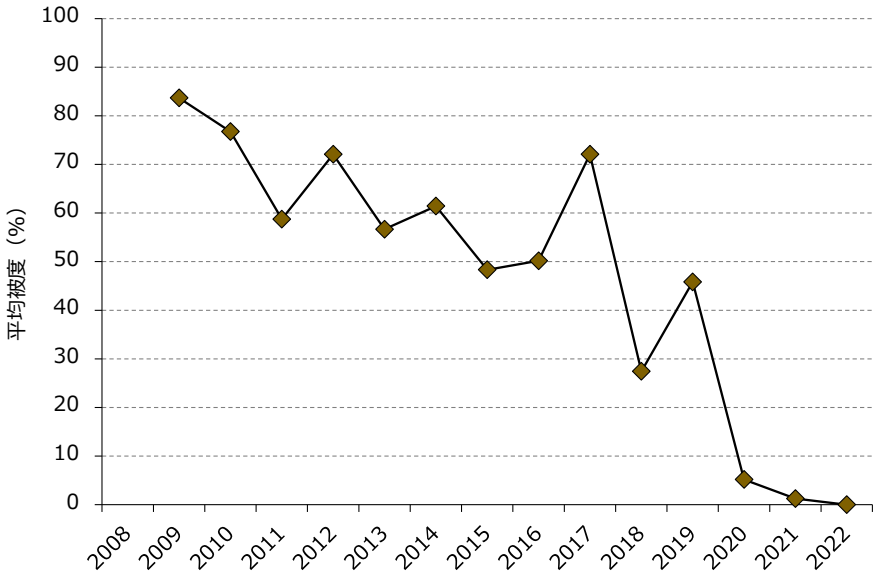


図 3-4-4-11.　林冠構成種の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

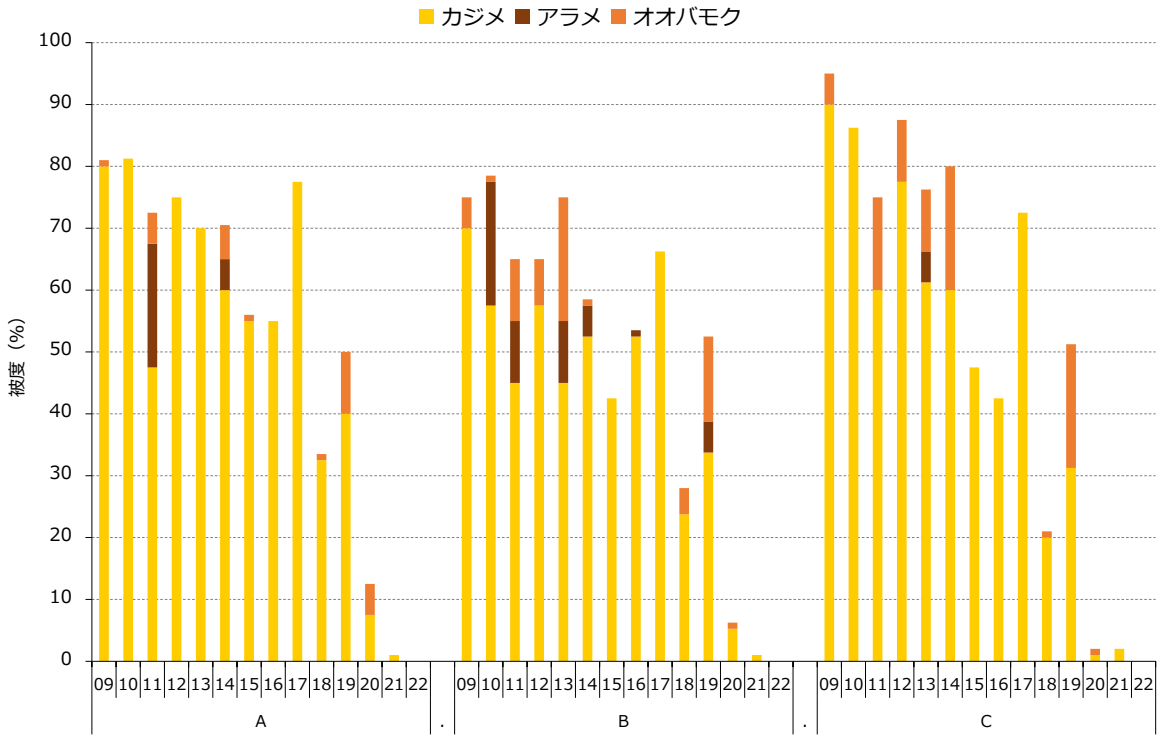


図 3-4-4-12.　各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。

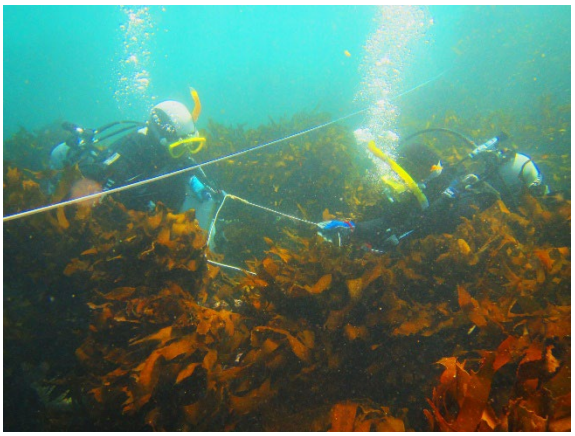


図 3-4-4-13.　2015 年におけるライン調査の様子。カジメが繁茂していた。（青木優和・坂西芳彦・田中次郎　撮影）。

図 3-4-4-14.　2021 年における調査ライン周辺の様子。葉状部がほとんどなくなったカジメ群落。（倉島 彰　撮影）。

サイト周辺の物理環境要素（海水温・水深・かく乱等）の変化

下田サイトでは、2011 年 10 月から永久方形枠に温度ロガーを設置し、30 分間隔で海水温を記録している（2015 年 10 月～2016 年 10 月のデータは欠落）。

本サイトの水温は 2018 年 6 月から高くなる傾向を示した。年平均水温を比較すると、2012～2018 年が 18.3～19.6℃の範囲で平均 19.1℃であったのに対し、2019 年以降は 19.9～20.2℃の範囲で平均 20.0℃であった。年間最高水温は 2012～2018 年で 26.6～27.2℃で平均 27.2℃であり、2019 年以降は 26.7～28.0℃で平均 27.6℃であった。年間最低水温は 2012～2018 年で 11.2～13.3℃で平均 12.1℃であり、2019 年以降は 12.4～14.9℃で平均 14.1℃であった。2019 年以降の水温をそれ以前と比較すると、年平均水温は 0.9℃、最低水温は 2.0℃、最高水温は 0.4℃高くなった。この様な本サイトにおける海水温上昇の要因は、黒潮大蛇行によるものと考えられる（JAMSTEC 2024）。

本サイトの永久枠内の基質は、岩盤を主体とし、そこに巨礫、小礫、砂等が点在した状態で、調査開始時から大きな変化はない。2019 年には本サイトの近くで崖崩れがあったが、調査ラインおよび永久方形枠の地形には直接の影響は見られなかった。また、水深も大きな変動はなかった。

まとめ（考察）

アラメ、カジメ類の生育上限水温は 28.0～29.0℃とされている（馬場 2010；村瀬 2010）。実際に、長崎県壱岐市では 2013 年に海水温がアラメ、カジメの生育限界水温の 29.0℃ を超え、藻場の衰退現象が発生した（八谷ほか 2014）。しかし、黒潮大蛇行が始まった 2018 年以降、下田サイトで記録された最高水温は 28.0℃、平均最高水温も 27.6℃であり、両種の生育限界水温を超えていない。従って、本サイトにおける主要な藻場衰退要因は最高水温の上昇とは考えにくい。

下田サイトでは、2018 年 10 月の調査で、植食性魚類の摂食によって、側葉の消失したアラメやカジメが認められた。それ以降、葉状部の消失した藻体が増え、2020 年には多くのアラメ・カジメが茎状部のみとなった。また、2020 年から、調査ラインや永久方形枠の周辺で、植食性魚類のアイゴやブダイの群れが多数確認されるようになった。伊豆半島先端部の南伊豆町においてはアイゴ、ブダイ、ニザダイなどによるカジメの摂食が報告されている（中山・新井 1999）。また、下田市白浜では春から秋にアイゴ、河津町谷津では秋から冬にブダイよる、カジメの食害が発生することが確認されている（霜村ほか 2005）。

水槽実験において、アイゴは、16.0℃を切る水温下ではカジメを摂食しないことが確認さ

れている（川俣・長谷川 2005; 霜村ほか 2005）。冬季に海藻を摂食するブダイも、水温 14.0～19.0℃における摂食量は、23.0～28.0℃での 6 割程度まで低下する（桐山ほか 2001）。本サイトの平均水温は、2012～2018 年の 1～3 月において、いずれの年も 16.0℃未満であった。それに対し、2019 年以降の 1～3 月において、16.0℃未満となった月は 2022 年の 1 月と 2 月のみであった。これらのことから、本サイトの藻場の衰退要因は、黒潮大蛇行に伴う冬季の水温上昇により、年間を通してアイゴが海藻を摂食するようになったことや、ブダイの摂食量が増えたことが主な要因と考えられる。

引用文献

馬場将輔 (2010) 室内培養によるアラメ配偶体と幼胞子体の生育に及ぼす温度と光量の影響. 海生研研報, 13: 75-82

JAMSTEC. 黒潮親潮ウォッチ. https://www.jamstec.go.jp/aplinfo/kowatch/, 2024 年 1 月 17 日確認

川俣 茂, 長谷川 雅俊 (2005) アイゴによるアラメ・カジメ摂食に及ぼす流動と水温の影響. 日本水産工学会学術講演, 243-246

桐山 隆哉, 野田 幹雄, 藤井 明彦 (2001) 藻食性魚類数種によるクロメの摂食と摂食痕. 水産増殖, 49: 431-438

Maegawa M, Kida W (1989) Regeneration processs of *Ecklonia* marine forest in the coastal area of Shima Peninsula, central Japan. Japanese Journal of Phycology, 37: 194-200

村瀬 昇 (2010) 第 3 章 藻場の衰退で検討すべき環境要因. 藻場を見守り育てる知恵と技術. 藤田 大介, 村瀬 昇, 桑原 久美 (編) , 成山堂書店, 東京

中山 恭彦, 新井 章吾 (1999) 南伊豆・中木における藻食性魚類 3 種によるカジメの採食. 藻類, 47: 105-112

霜村 胤日人, 長谷川 雅俊, 山田 博一, 相楽 充紀, 柳瀬 良介 (2005) 藻食性魚類による大型褐藻類に対する食害の実態把握に関する研究. 水産業関係特定研究開発促進事業報告書, 静岡県水産試験場伊豆分場

八谷 光介, 桐山 隆哉, 清本 節夫, 種子 田雄, 吉村 拓 (2014) 2013 年に発生した長崎県壱岐市郷ノ浦地先におけるアラメ・カジメ場の衰退過程について－夏季の高水温による発生と秋季の食害による拡大－. Algal Resources, 7: 79-94

執筆：倉島　彰

竹野サイト

サイトの特徴

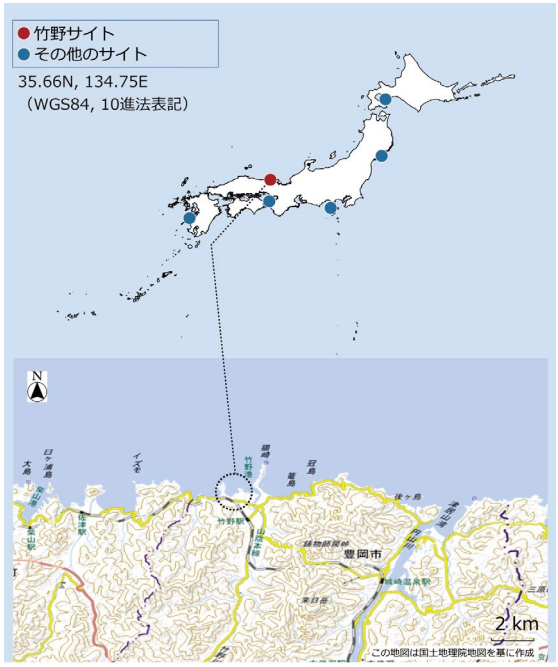


図 3-4-4-15. サイト位置図と竹野サイトのクロメ（2012 年撮影：川井浩史・寺田竜太）

竹野サイトは兵庫県但馬海岸にある大浦湾の岩礁海岸の入り口付近の海域に位置する。但馬海岸一帯は山陰海岸国立公園に指定されており、本サイトは竹野海域公園地区内にある。

当該海域は日本海側におけるアラメ（口絵 8）の生育分布の北限にあたる。

調査対象群落は、陸域からの水の流入が少ない場所にあるため、透明度が非常に高い。海底の地形は、岩盤と砂地が混じる地形で、一部の岩は砂の上に乗っているため移動する可能性がある。

調査対象群落は、ナラサモ、ノコギリモク、ヨレモク、ヤツマタモク（口絵 9）、フシスジモク、ノコギリモク等のさまざまなホンダワラ類（口絵 8）とクロメ（口絵 9）が混生する大規模な群落である。下草としてはヒライボ等の無節サンゴモ（口絵 1）が多く、直立するものではフクロノリ、アミジグサ、ヒビロウド、カバノリ、マクサ、カニノテ類等が見られる。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトでは、調査開始時の 2009 年において、永久方形枠 A、B を設置した調査地点の岩盤にはクロメが優占する群落が形成されていたが、その後 2 年程度でクロメは衰退し、数種のホンダワラ類とクロメが混生する群落に変化し、その状況が継続していた。しかしながら、2019 年頃からクロメの回復が見られ、2022 年には調査開始時と同様のクロメが優占する群落に戻った。

一方、それ以外の調査地点（永久方形枠 C、D、E、F 周辺）は、複数種のホンダワラ類が繁茂する群落であり、その景観は概ね安定している。ただし、調査地点によっては、年により優占する種が変化する。そのため、藻体サイズの違いや年による繁茂の程度の差異により、景観がやや異なる調査地点（永久方形枠 E、F）もある。

調査ライン周辺は、数種のホンダワラ類が混生し、繁茂の程度は年によってある程度異なるが、景観に大きな変化は認められなかった。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2011 年 8 月 26 日～9 月 5 日：平成 23 年台風第 12 号
- 2014 年 7 月 29 日～8 月 11 日：平成 26 年台風第 11 号
- 2014 年 10 月 5～16 日：平成 26 年台風第 19 号
- 2015 年 7 月 4～28 日：平成 27 年台風第 11 号

以下、2020～2021 年にかけて物理的なかく乱をもたらした可能性のある自然環境の変化例をあげる。

・2020 年 7 月 3～31 日:「令和 2 年 7 月豪雨」。西日本から東日本、東北地方の広い範囲で記録的な大雨。
・2020 年 12 月末～1 月：冬型の気圧配置により西日本から北日本の日本海側で断続的な大雪を記録。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2009～2016 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という）の経年変化を図 3-4-4-16 に示す。また、各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という）を図 3-4-4-17 に示す。

調査開始時の 2009 年において、隣接する永久方形枠 A、B ではクロメが優占する群落が形成されていた（図 3-4-4-17）。また、永久方形枠 C～F を設置した調査地点はホンダワラ類が優占する群落であった。このうち、永久方形枠 A において、2009 年と 2010 年には 60～70%であったクロメの被度が 2011 年以降には 30%以下となり顕著に減少した（図 3-4-4-17）。永久方形枠 B では、クロメの被度は 2009 年に 40%であり、2012 年までは 30%程度を維持していた。しかしながら、2013 年以降にはクロメの被度が顕著に減少した。一方、これらの永久方形枠では、クロメの被度の減少と並行してアカモク、ジョロモク、ノコギリモク、フシスジモク等のホンダワラ類が増加した。2009 年以降、おそらく、寿命により枯死したクロメの更新が起こらなかったために、数種のホンダワラ類が混生している状態にあることが考えられる。この様な状態は 2018 年度の調査まで継続したが、2019 年からヤナギモク（口絵 9）の減少と合わせてクロメの被度の増加が見られ、合計被度も高い状態で推移している。2022 年度の調査においては、調査開始時と同程度のクロメの純群落に近い状態となっていることが確認された。

一方、永久方形枠 C では、2009～2017 年までヤナギモクの被度が 50～80%の状態を維持し、非常に安定していた。同じく、永久方形枠 D でも、クロメ、ヤツマタモク、ヤナギモク等が混生し、それらの構成比率や全体的な被度は比較的安定していた。一方、永久方形枠 E、F では、ヨレモク、ヤツマタモク、ヤナギモクが混生し、その比率は比較的安定していた。しかし、2015 年及び 2016 年にはヤツマタモクやヨレモクが繁茂したことにより、藻場全体の植生被度が非常に高くなった。この結果、林冠部における植生の平均被度が 2015 年と 2016 年に上昇した。なお、2017 年には、林冠部における植生の平均被度の僅かな減少が確認された。ホンダワラ類が優占する永久方形枠 C～F においては、2018 年に合計被度の顕著な減少が確認された。永久方形枠 C においては、その後、ワカメ（口絵 9）の増加が 2022 年まで継続し、合計被度は上昇傾向にある。永久方形枠 D においてはヤツマタモクとクロメが減少したものの、ヤナギモクの被度の回復とともに、ワカメやアカモク等の一年生の海藻と混生することで合計被度が回復している。永久方形枠 E、F においては、2018 年以降、ヤナギモクが減少し、ヤツマタモクやヨレモクが優占した状態となった。2021 年にはサイト全体でホンダワラ類の衰退が見られたが、永久方形枠 E、F においてもホンダワラ類の被度が減少し、ワカメが優占した状態が記録された。2022 年の調査では、被度は高くないものの、ホンダワラ類の回復が見られた。

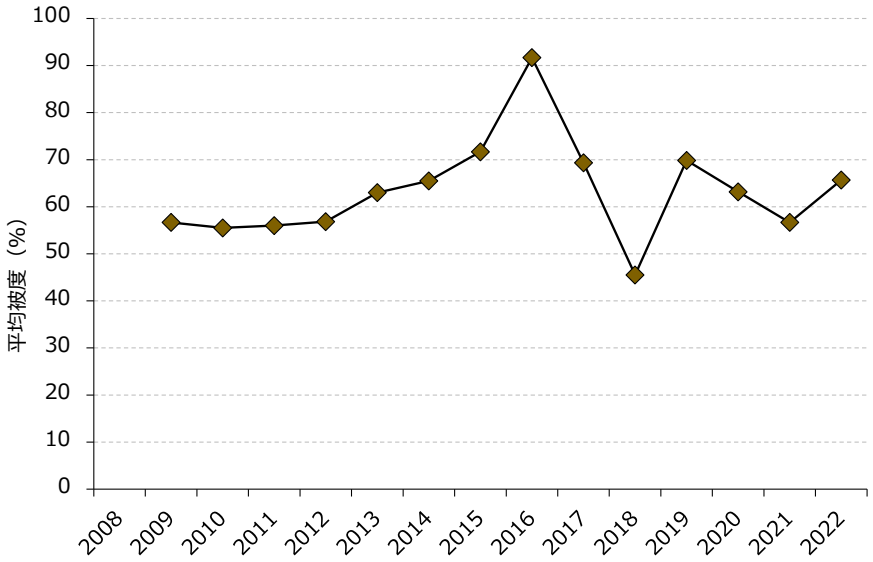


図 3-4-4-16.　林冠構成種の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

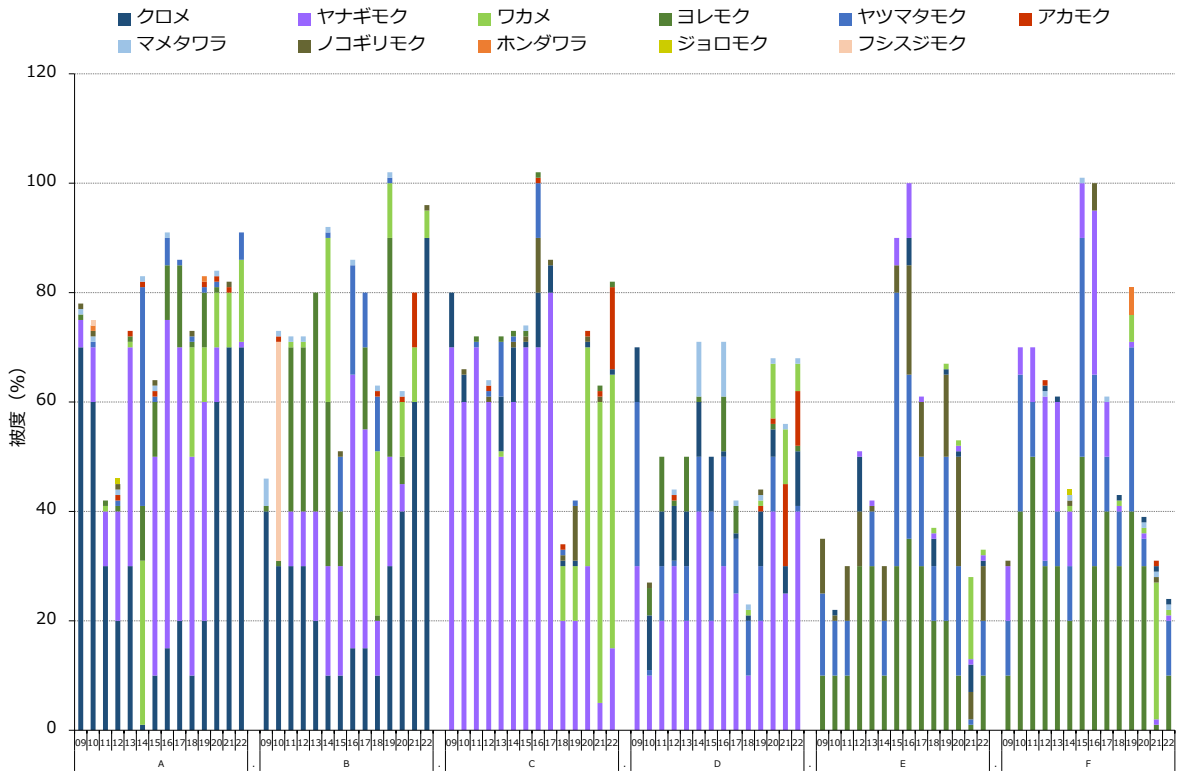


図 3-4-4-17.　各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

サイト周辺の物理環境要素（海水温・水深・かく乱等）の変化

本サイトでは、2011～2022 年の海水温について、永久方形枠のコーナーマーカーに設置した水中温度ロガー（TidbiT v2）により、底層海水温のデータを取得した。取得したデータによると、日平均の海水温はおおよそ 10.0～29.5℃の範囲で推移し、最高海水温及び最低海水温は年によって約 2.0℃程度の違いが見られた。具体的には、夏季の最高海水温は 2011 年と 2012 年には比較的高く 29.0℃を超えたが、2013～2015 年、2018 年、2019 年、2021 年は 28.0℃以下であった。月別で見ると、7～10 月にかけて海水温に数日単位の大きな変動が認められ、1 週間の間に 5.0℃程度の温度変動が見られることもあった。最低水温は 2014 年には 10.0℃以下となったが、2015 年以降は 10.0℃を下回ることはなかった。

2009～2016 年の間に付近を通過した台風は 2011 年 9 月、2014 年 7 月、2014 年 10 月、2015 年 7 月等に記録されたが、台風による波浪で大型の岩が動くほどの地形変化は確認されていない。本サイトでは、冬季に頻繁に大きな波浪を受けているが、それを超える規模の台風による物理的かく乱はなかったと推測される。そのため、2009～2017 年までの間における海藻植生の変化は通常の変動または遷移によるものと考えられる。一方、2021 年には、それまでに確認されなかった規模のホンダワラ類の衰退が生じ、高さ 2 m を超える大型の藻体はほとんど見られなくなった。2020～2021 年にかけて、水温に極端な高温や低温は観測されていない。さらに、藻体がより小型で比較的水深の深い場所に生えることから、波浪の影響を受けにくいと考えられるクロメの群落には、顕著な変化は見られなかった。これらのことから、ホンダワラ類の衰退は、この期間の台風や時化等による物理的なかく乱による変化であったと推定される。

まとめ（考察）

本サイトは、さまざまなホンダワラ類とクロメが混生する大規模な群落であり、永久方形枠もクロメの優占する 2 枠（永久方形枠 A、B）とホンダワラ類の優占する 4 枠（永久方形枠 C～F）が設置されている。永久方形枠 A、B においては、2013 年から、おそらく寿命による枯死と更新の失敗によるクロメ群落の衰退と、ヤナギモクの優占が観察された。しかしながら、2019 年からいずれの永久方形枠においてもクロメの被度が増加し、2022 年にはヤナギモクはほぼ見られなくなり、クロメの純群落に近い状態（被度 70%と 90%）となった。

本サイトでは、2018 年に顕著な被度の減少が観察された。永久方形枠 C（2017 年比で合計被度 52%減）において、ヤナギモクが顕著に衰退したように、ホンダワラ類の衰退が合計被度の減少の要因となっている。2018 年のホンダワラ類の衰退が、クロメ（永久方形枠 A、B）やワカメ（永久方形枠 C）の増加の呼び水になったと考えられる。また、2021 年においても、永久方形枠 E、F で確認されたように、ヨレモクやヤツマタモク等のホンダワラ類の大規模な衰退が見られた。以上のように、本サイトでは、ホンダワラ群落の衰退が 2 度にわたって観察された。今後も引き続き、衰退以降の回復の推移を注視する必要がある。

執筆：上井進也、川井浩史

淡路由良サイト

サイトの特徴

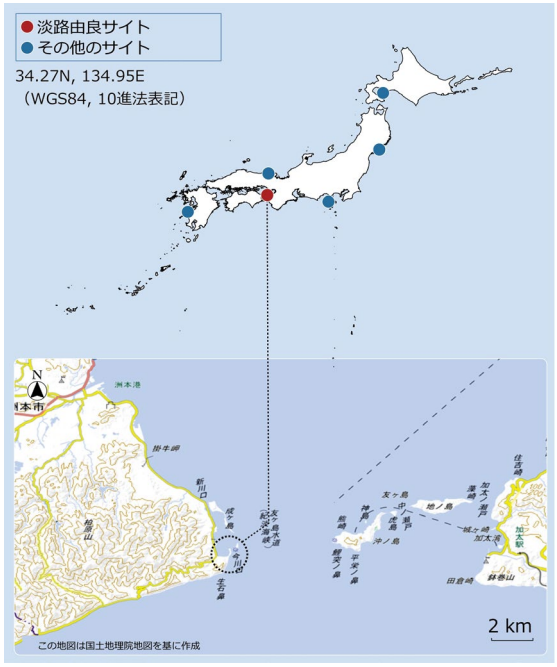


図 3-4-4-18.　サイト 位置図と淡路由良サイトの多様な海藻類（2015 年撮影：川井浩史）

淡路島の大阪湾と紀伊水道を結ぶ紀淡海峡（友ヶ島水道）の外海に面した海域に位置する。淡路島は瀬戸内海国立公園（淡路地域）に含まれており、本サイトはその海域公園地区に含まれるとともに、生物多様性保全上重要な湿地にも選定されている場所でもある。

当該海域は、潮汐による強い潮流が存在し、透明度等が海水の由来（大阪湾もしくは紀伊水道）により著しく異なる。調査対象群落は、大阪湾湾口部における大規模な藻場として希少性が高い。海底は沖合 100 m で水深約-2.5 m と緩やかに傾斜し、波高の浅水変形が著しい。本サイト以南の後背地は急傾斜の山林で人家はなく、自然度の高い場所である。

調査対象群落は、潮間帯ではヒジキ（口絵 1）が優占し、漸深帯ではカジメ（口絵 8）、ヤナギモク（口絵 9）、ワカメ（口絵 9）、アカモク等で構成される藻場が見られる。また、テングサ類、ホソバナミノハナ、ウミウチワ、タマゴバロニア、ウスカワカニノテ、ハイミル、ユカリ等が下草として多く見られ、無節サンゴモ（口絵 1）の被度も高い。

景観の変化と特筆すべき事象

景観の変化

本サイトは、調査開始時の 2008 年には、いずれの永久方形枠においてもカジメ、ヤナギモクが優占する群落が形成されていた。景観全体として、年々ヤナギモクの被度が減少傾向にある。2012 年と 2015 年には、カジメ、ヤナギモクの両種とも顕著な被度の減少が認められた。その後、カジメはある程度回復が見られたが、ヤナギモクはほぼ消失し、一方で、2020 年ころからヨレモクモドキ（口絵 9）が優占するようになった。

特筆すべき事象

サイトの生物相等に影響を与えた可能性のある自然環境の変化等を以下に示す。

- 2008 年 9 月 9～21 日：平成 20 年台風第 13 号
- 2009 年 9 月 30 日～10 月 9 日：平成 21 年台風第 18 号
- 2011 年 7 月 12～24 日：平成 23 年台風第 6 号
- 2011 年 8 月 26 日～9 月 5 日：平成 23 年台風第 12 号
- 2011 年 9 月 13～22 日：平成 23 年台風 15 号
- 2012 年 6 月 11～20 日：平成 24 年台風第 4 号
- 2012 年 9 月 21 日～10 月 1 日：平成 24 年台風第 17 号
- 2014 年 7 月 30 日～8 月 26 日：「平成 26 年 8 月豪雨」。台風第 12 号、第 11 号と前線による大雨と暴風により、四国を中心に広い範囲

で大雨。
・2014 年 10 月 4～16 日：平成 26 年台風第 19 号
・2015 年 7 月 4～18 日：平成 27 年台風第 11 号
・2016 年 9 月 13～20 日：平成 28 年台風第 16 号

林冠部の構成種と被度の経年変化

2008～2022 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という）の経年変化図 3-4-4-19 に示す。また、各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という）を図 3-4-4-20 に示す。

本調査地点（永久方形枠設置場所）は、2008 年の調査開始時には、多年生（胞子体の寿命が一年を超える）褐藻のカジメとヤナギモクを中心とする藻場であった。両種の被度は十分に高く、一部にワカメ、アカモク等の一年生（胞子体の寿命が一年未満）の大型褐藻が混生していた。

このような植生の特徴は、2008 年の調査開始以後、概ね安定して見られたが、2012 年には、いずれの永久方形枠においてもカジメの被度の減少が見られた。その後、カジメの被度は 2013 年及び 2014 年においてやや回復したが、2015 年には再び減少した。さらに 2015 年以降には、ヤナギモクの被度も大きく減少した。カジメとヤナギモクの減少によって生じたギャップ（空間）には、一年生海藻のワカメが比較的多く見られた。2016、2017 年には、一部の永久方形枠（B、C）でカジメの被度が回復したが、そのほかの永久方形枠では多年生海藻の被度が低い状況が観察された。さらに 2018、2019 年には、一年生海藻（ワカメ）の被度も減少し、全ての永久方形枠で合計被度が低い状態となり、2019 年には永久方形枠の平均被度は約 30%まで低下した。その後 2020～2022 年にかけて合計被度は全ての枠で急速に回復したが、合計被度の回復は、従来は観察されなかったヨレモクモドキの被度の増加によるものである。ヨレモクモドキは、2019 年までは永久方形枠 A と D でごく限られた被度（< 5%）が記録されたのみであったが、2020 年から急激に増加し、2022 年には、全ての永久方形枠で優占した状態となっている。

なお、永久方形枠近傍では 2015 年以降、それ以前の調査ではあまり観察されていなかったヒビロウド、フサノリ、ヤブレグサのような暖海性要素の強い種が比較的多く観察された。

サイト周辺の物理環境要素（海水温・水深・かく乱等）の変化

本サイトでは、2011～2022 年の海水温について、永久方形枠のコーナーマーカーに設置した水中温度ロガー（TidbiT v2）により、底層海水温のデータを取得した。取得したデータによると、日平均の海水温はおおよそ 9.4～27.5℃の範囲で推移し、最高海水温及び最低海水温は年によって約 2.0℃程度の違いが見られた。具体的には、夏季の最高海水温は 2011 年と 2012 年、2014 年、2018 年には 26.5～27.0℃を超え比較的高い状態であったが、2013 年と 2015 年には 25.0℃程度であった。中でも 2012 年においては、27.0 ℃を超える期間が比較的長かった。最低海水温は 2012 年と 2013 年、2014 年には 10.0℃以下となったが、2015 年以降には 2018 年を除いて 10.0℃を示し、2020 年には 12.0℃であった。

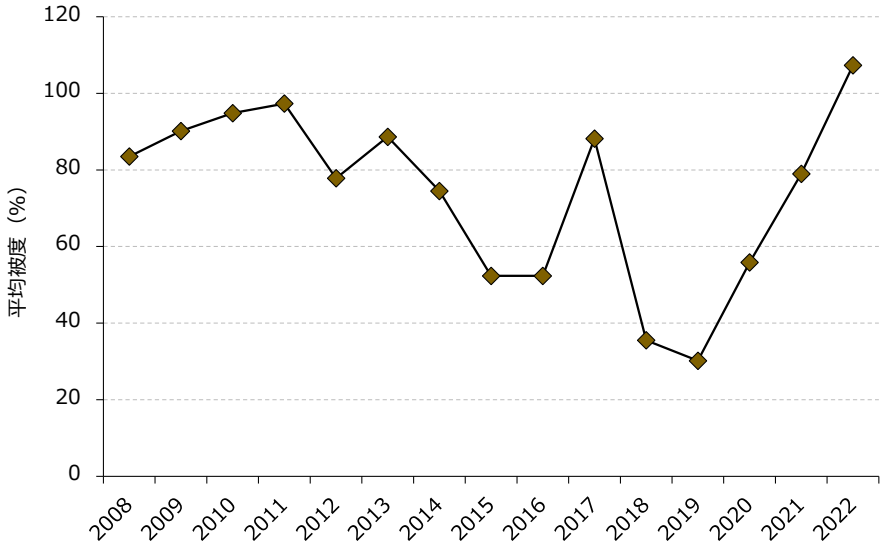


図 3-4-4-19.　林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

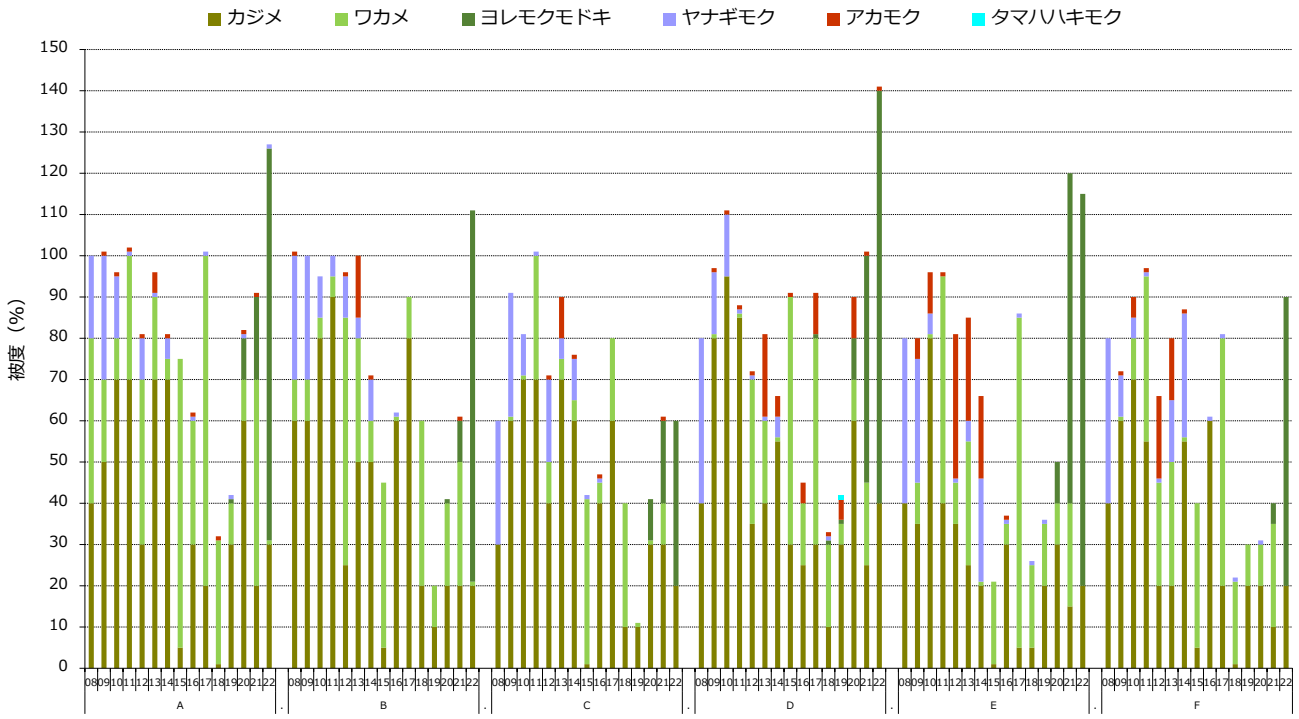


図 3-4-4-20.　各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

永久方形枠付近の藻場植生は、2008～2014年にかけて、林冠構成種及び各種の被度が比較的安定していた。しかしながら、2015年には、カジメとヤナギモクといった主要な藻場構成種の被度が顕著に減少し、その状況が数年程度継続している。2015年の調査では、永久方形枠Aの周辺において、コーナーマーカーのボルトが礫の下 20 cm 程度に埋もれた状態になっており、2014 年の調査以降に大きなかく乱があったことを示していた。調査期間において、本サイトでは2008年9月、2009年9月、2011年7月、同年9月、2012年6月、同年9月、2014年8月、同年10月、2015年7月、2016年9月に、台風が接近または近傍を通過した。特に2014年 10 月の台風 19 号は淡路島を直撃し、強風や大量な降雨量により土木施設等に大きな被害をもたらした。このため、台風 19 号による激しい波浪が調査地点付近の海岸地形及び藻場に大きなかく乱をもたらしたと推測される。

まとめ（考察）

本サイトでは、2008 年の調査開始時から2015 年まで、カジメ及びヤナギモクという多年生褐藻を中心とし、ワカメ、アカモク等の一年生褐藻の混生する藻場が安定的に維持されていた。2015年及び2016年にカジメとヤナギモクが衰退し、ワカメが優占する状態が生じたが、2017 年にはカジメの被度に回復の傾向が見られ、平均被度も回復した。しかしながら、2018年及び2019年には、再び全ての永久方形枠で被度の低下が確認された。2020 年以降には、次第にヨレモクモドキの被度が高くなり、2022 年にはカジメよりも高い被度となるような状態が観察された。一方で、継続して観察されていたヤナギモクは、2018年以降、いくつかの永久方形枠でごく少数が記録されるのみとなっている。本サイトでは、2015～2019年の藻場の衰退をきっかけに、優占種が交代した状態である。

執筆：上井進也、川井浩史

薩摩長島サイト

サイトの特徴

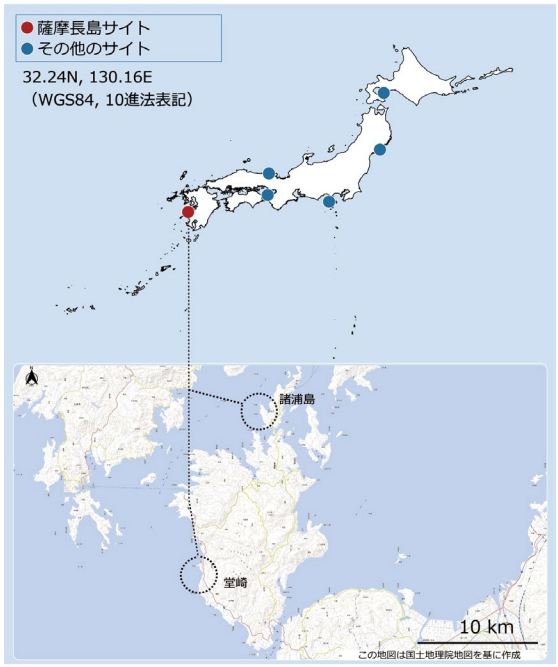


図 3-4-4-21. サイト位置図と薩摩長島 B サイトのアントクメ（2022 年撮影：寺田竜太）

薩摩長島サイトは、鹿児島県北西部の出水郡長島町に設置されている。長島町は長島や諸浦島、獅子島等の島々からなるが、町内で最も大きな島である長島は、島の西岸が東シナ海、北岸と東岸が八代海に面する（寺田ほか 2021）。

当該海域には元々、温帯性の海藻主体の藻場が見られ、アラメ・カジメ類で最も低緯度地域にまで分布するアントクメ（口絵 9）（褐藻コンブ目）の藻場や、アカモクやヤツマタモク（口絵 9）（ヒバマタ目）等のガラモ場が見られる（寺田ほか 2021）。なお、温帯域で広く見られるカジメ（口絵 8）クロメ（口絵 9）を含む、コンブ目の分布南限は九州中部（熊本県天草や宮崎県北部）までであり、当地にはカジメが分布していない（Terada et al. 2021）。近年では、ヒイラギモクやマジリモク（ヒバマタ目）等の暖海性ホンダワラ類（口絵 8）も見られるようになり、亜熱帯性海藻も見られる混成藻場の様相を呈する（寺田ほか 2021）。薩摩長島サイトでは、鹿児島県が分布の南限となっているアントクメの藻場を主な対象としてモニタリングを行っている。

サイト調査地は、東シナ海に面した A サイト（城川内堂崎）と八代海内の諸浦島の西岸に位置する B サイト（諸浦島）の 2 ヶ所に分かれている。調査は A サイトで 2008 年度より開始されたが、2016 年にアントクメがほぼ消失し、2017 年以降は全く見られない状態が続いていることから、2021 年度より B サイトでのモニタリングを追加した。

調査対象の藻場構成種は、大規模な藻場を形成するアントクメであり、トサカノリ（スギノリ目）、タマイタダキ（カギノリ目）、ユカリ（ユカリ目）、シマオオギ、ヘラヤハズ、シワヤハズ、ウミウチワ（アミジグサ目）、フクロノリ（シオミドロ目）等が下草として混生する。

景観の変化と特筆すべき事象

アントクメは、一般に水深 -30 m 前後までの漸深帯の岩礁域に生育する（駒澤ほか 2006；Akita et al. 2014；Terada et al. 2016；寺田ほか 2021）。アントクメが衰退・消失した 2016 年以前の A サイト（堂崎）では、本種が水深 -3 m から -15 m 前後にかけて見られ、トサカノリやシマオオギ等が周辺に混生していた（寺田ほか 2021；Terada et al. 2021）。一方、B サイトでは、アントクメが水深 -8 m から約 -30 m まで、海底を覆うように繁茂している。また、水深 -5 m 前後は枝サンゴ群集が卓越しており、温帯性の藻場とサンゴ群集の両方が見られる生態系となっている（Terada et al. 2016）。

アラメ・カジメ類の多くは多年生だが、アントクメは一年生の種である。本種は冬から夏に

かけて繁茂し、成熟後の 11 月頃までに枯死流失する（駒澤ほか 2006；Akita et al. 2014）。藻場は一旦裸地となった後、1 月ごろから新規加入のアントクメの幼体が見られるようになる。

A サイトでは、調査開始時にはアントクメの高密度な群落が見られていたが、群落は新規加入の個体で毎年更新されることから、年によって変動が著しく、本種の繁茂状況によって藻場の景観が大きく変化していた（Terada et al. 2021）。また、A サイト周辺には、本種のほかにヤツマタモク等のガラモ場も広範囲に見られていた（寺田ほか 2021）。潮間帯に繁茂するヒジキ（口絵 1）は、新芽が再生する付着器を残して刈り取るなどの資源管理をしつつ、漁業者によって春先に収穫されていた。鹿児島県本土では各地にガラモ場が見られるが、温帯性種の衰退と熱帯・亜熱帯性種の増加が指摘されており、サイト周辺でもヒイラギモクやマジリモク等の暖海性種が繁茂している（田中ほか 2013；寺田ほか 2021）。

A サイトのアントクメの消失を受けて、サイト周辺海域も含めた長島全域の藻場を 2019 年に調査した結果、長島の東シナ海に面した沿岸の全域で本種の藻場が消失したことが確認された（寺田ほか 2021）。なお、アントクメ群落周辺に混生していたトサカノリやシマオオギ等の植生に大きな変化は見られないが、潮間帯のヒジキ等のホンダワラ類もアントクメと同時期に消失した。

アントクメが衰退・消失した 2016 年度の調査では、摂食痕が見られた小型個体や、葉状部を欠損した小型個体が確認されたことから、本種の成長期に魚による過度な食圧があった可能性が考えられている。また、アントクメは調査地周辺で広範囲に消失したため、新たな遊走子が供給される可能性も低く、今後もこの状況が継続する可能性が高い。

2022 年時点で、アントクメの分布の西端は長島北部の芽屋（ぼや）地区となっており、藻場が A サイトから海岸線に沿って北北東方向に約 15 km 後退した。一方、芽屋より東の八代海内では、アントクメの藻場が現在でも広範囲で見られている（寺田ほか 2021）。B サイトは、2021 年に本調査サイトが設置される以前からアントクメの調査が不定期に実施されている。最も古い 2005 年の調査記録以来、本種の藻場が確認されており（Terada et al. 2016；寺田ほか 2021）、種構成や垂直分布、繁茂状況に顕著な変化は見られていない。また、八代海内部ではヒジキやヤツマタモク等のホンダワラ類も引き続き見られている。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2009～2016 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という）の経年変化を図 3-4-4-22 に示す。また、各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という）を図 3-4-4-23 に示す。

A サイトでは、2011 年や 2015 年には、全ての永久方形枠でアントクメの被度が 80%に達する高密度となる一方、2012 年には 10～60%と低くなるなど、年によってアントクメの繁茂状況は顕著に変化した（図 3-4-4-24）。なお、調査を開始した 2008 年度には本種の繁茂期に調査することが出来なかったことから、芽生え期である翌年の 2009 年 3 月に調査を実施している。2008 年度の被度が低い理由は、芽生え期のアントクメ幼体を調査したためである。

A サイトでは、2016 年にはアントクメが著しく減少してほとんど見られなくなり、下草として混生するトサカノリやシマオオギ等の群落となっていた。残存したわずかなアントクメはいずれも小型個体で、葉状部の基部のみの個体が多く見られたことや摂食痕があったことから、魚による過度な食圧があったと推察された。また、2017 年には、サイト周辺にアントクメが全く確認されず、藻場が完全に消失していた（図 3-4-4-25）。

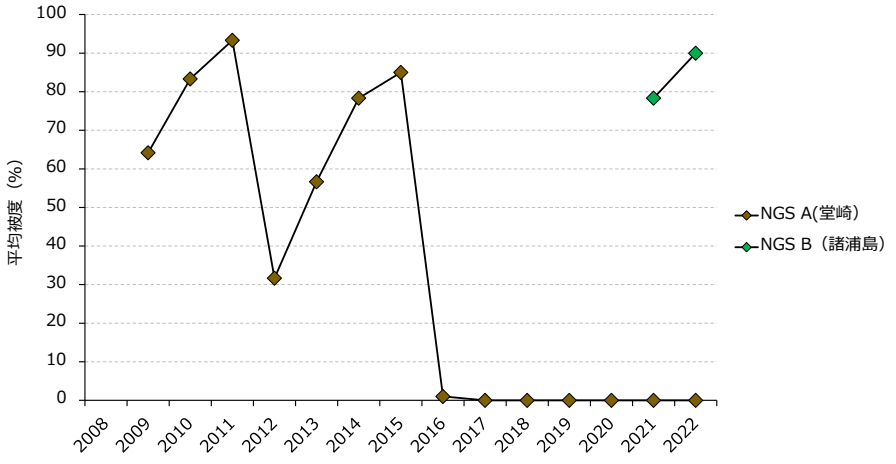


図 3-4-4-22.　林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

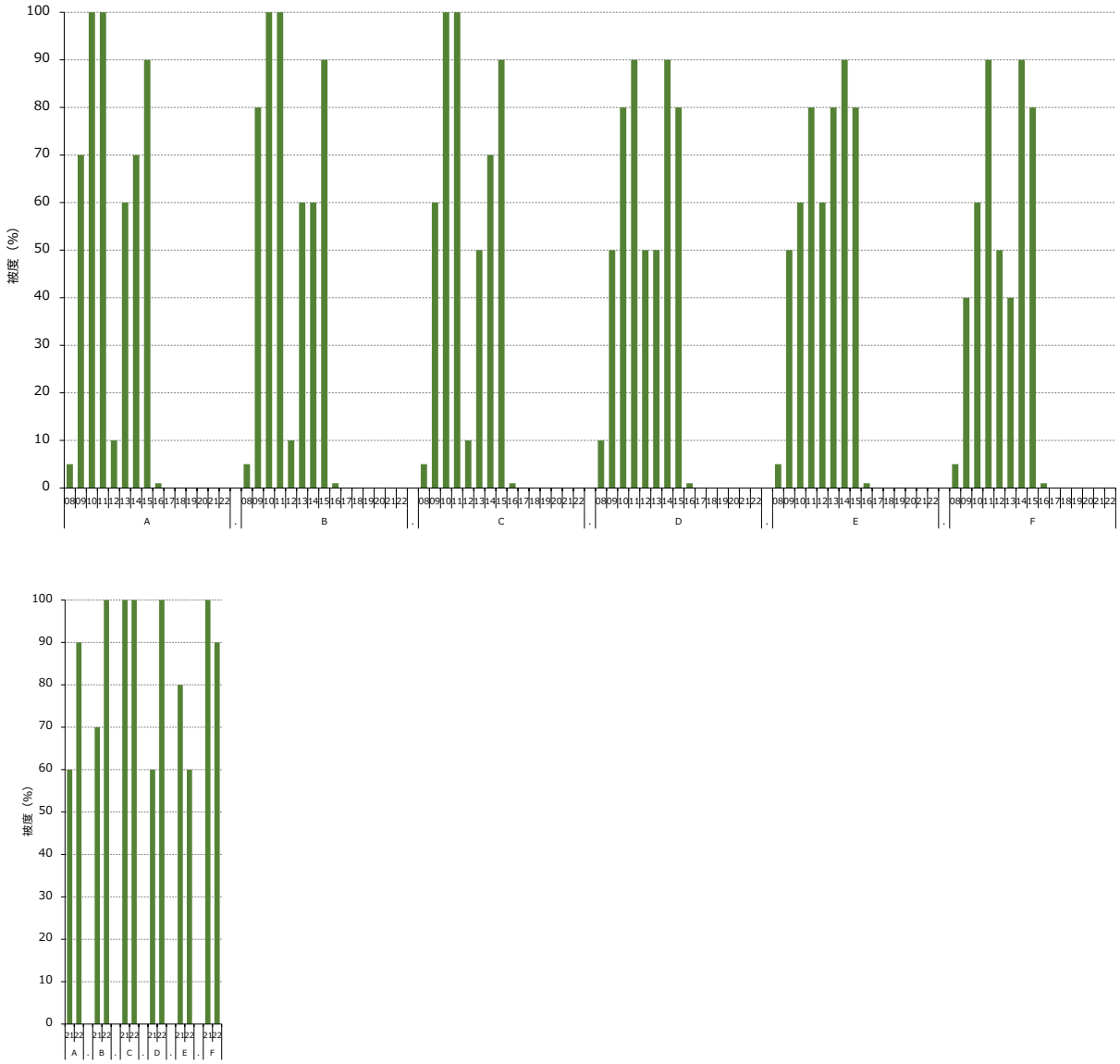


図 3-4-4-23.　各永久方形枠における林冠構成種（アントクメ）とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。上図は A サイト（堂島）、下図は B サイト（諸浦島）を

図 3-4-4-24.　2013 年における A サイト永久方形枠 A のアントクメ群落の様子（寺田竜太　撮影）。

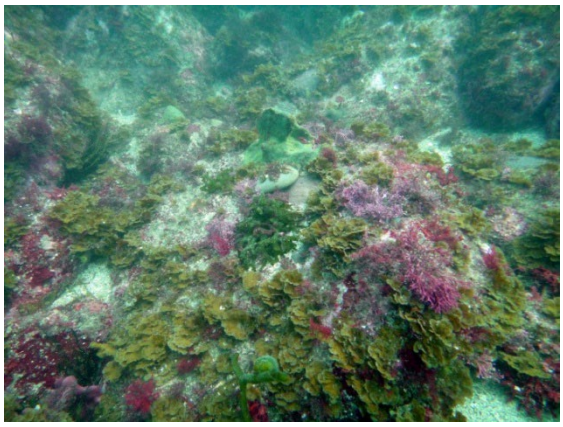


図 3-4-4-25.　2017 年における A サイト永久方形枠 A のアントクメ群落の様子（寺田竜太　撮影）。

2021 年と 2022 年の B サイトの永久方形枠では、アントクメは 60～100%の高い被度で推移した。アントクメ生育帯におけるライン調査では被度がほぼ 100%であったことに対し、永久方形枠調査での被度が 60～100%の間で推移した点については、調査で使用する方形枠の大きさの違いに起因する。本サイトで見られるアントクメの体長は 1 m に達することから、ライン調査に使用する 50 cm 四方の方形枠よりもアントクメの方が大きいため、枠内の被度はほぼ 100%となる。一方、永久方形枠調査では、2 m 四方の方形枠を用いて被度を調べるため、アントクメが高密度に繁茂して 100%になる場合もあるが、砂泥等の基質の分布によってアントクメがモザイク状に繁茂する場合には、被度が 100%に至らない場合もある。このような局所的な裸地は存在するが、群落全体の景観ではアントクメが高密度に優占する群落となっていた。

サイト周辺の物理環境要素（海水温・水深・かく乱等）の変化

アントクメ群落の成立と衰退には、水温や栄養塩、光等の物理的な環境条件に加え、藻食生物の食圧等も強く影響していると考えられる。高水温はアントクメの生残に直接影響する場合も考えられるが、アイゴやイスズミ等の藻食魚の食圧の長期化をもたらし、間接的に藻場の衰退に影響を与えていると推察される。具体的には、秋から冬にかけて海水温が高止まりする場合、アントクメの幼体が新規加入する 12 月から 1 月に魚の食圧が高く維持される可能性が考えられる。

特に長島では、東シナ海に面した西岸と八代海に面した東岸で水温環境が異なり、冬季は内湾である八代海の方が常に 2～3℃低い傾向にある。実際、B サイトに近い鹿児島大学水産学部附属東町ステーションにおいて測定した海水温データによると、海水温は冬季の約 13℃から夏季の 27 ℃の間で推移する（Watanabe et al. 2014；Terada et al. 2016）。一方、A サイトの海水温は冬季の約 15℃から夏季の 28℃の間で推移する（Terada et al. 2021）。

一般に藻食魚の食圧は、冬季の低水温で低下することが知られている（桐山ほか 2001）。以前は秋から冬にかけて海水温がすみやかに低下していたことから、芽生え期のアントクメ幼体への食圧は深刻な問題となっていなかった。しかし、近年においては冬季の海水温が高止まりする傾向にあり、A サイトのアントクメの食害の一因となった可能性が推察される。この点で、八代海の方が、冬季により早く低水温になりやすく、芽生えの時期に食害を受けにくい傾向にあると推察される。

アントクメは、巨視的な胞子体と微小な配偶体の異形世代交代の生活史を有する。胞子体は、通常冬から夏に繁茂し秋に枯死流失するが、配偶体は夏から秋にかけて生育する。海水温がアントクメの生残に影響を及ぼす可能性としては、夏季の海水温の高温化の影響が考えられる。例えば、アントクメと同じアラメ・カジメ類のアラメ（口絵 8）については、2013 年に玄海灘

で見られた夏季の高水温下では、胞子体の葉状部が広範囲に消失した（八谷ほか 2014）。また、胞子体が生残できたとしても、配偶体の高温閾値に至った場合は、次世代に世代交代できずに枯死する場合も懸念されている。実際に、伊豆大島産のアントクメ配偶体の成長適温は雄で24℃から 27℃、雌で 20℃から 28℃と報告されている（駒澤・坂西 2009）。この報告では、30℃でも生残したものの、成長率は顕著に低下した（駒澤・坂西 2009）。

また、近年、サイト周辺では、造礁サンゴやソフトコーラルの増加も指摘されており、特にソフトコーラルの増加が顕著である。造礁サンゴやソフトコーラルは、アントクメやホンダワラ類と生育水深と底質が競合することから、これらの今後の変化についても注視する必要がある。

まとめ（考察）

九州南部では、温帯性ホンダワラ類のガラモ場やアントクメ藻場、海草のアマモ場の衰退や消失が各地で観察されており、沿岸生態系の急激な変化が危惧されている（中島ほか 2013；寺田ほか 2021）。モニタリングサイト 1000 のアマモ場生態系においても、指宿サイトのアマモ場が、薩摩長島 A サイトのアントクメ消失とほぼ同時期に消失した。鹿児島湾のアマモ場を 2021 年に調査した結果、湾内のアマモ場の面積は 2006 年の調査結果と比べて約 12%にまで減少したことが報告されている（新北・寺田 2023）。薩摩長島サイトの藻場モニタリングについても、A と B の両サイトの調査を継続するだけでなく、周辺海域におけるアントクメやホンダワラ類の生育状況も注視したモニタリングが望まれる。

引用文献

Akita S, Yamada H, Ito M, Kobayashi M, Fujita D (2014) Phenology of annual kelp *Eckloniopsis* (Phaeophyceae, Laminariales) forest on a *Diadema* barren in Uchiura Bay, Central Pacific Coast of Honshu, Japan. Journal of Applied Phycology, 26: 1141-1148

桐山 隆哉, 野田 幹雄, 藤井 明彦 (2001) 藻食性魚類数種によるクロメの摂食と摂食痕. 水産増殖, 49: 431-438

駒澤 一朗, 坂西 芳彦 (2009) 暖海性コンブ目アントクメ配偶体の生長および成熟におよぼす水温の影響. 藻類, 57: 129-133

駒澤 一朗, 杉野 隆, 滝尾 健二, 安藤 和人, 横浜 康継 (2006) 伊豆大島におけるアントクメの生長と成熟. 水産増殖, 54: 489-494

中島 広樹, 田中 敏博, 吉満 敏, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島県笠沙におけるにおけるホンダワラ属藻類 3 種の季節変化と藻場垂直分布の長期変化. 藻類, 61: 97-105

新北 成実, 寺田 竜太 (2023) 鹿児島湾のアマモ場 : 2021 年の分布状況と長期的な衰退. 日本水産学会誌, 89: 510-520

田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌, 79: 20-30

Terada R, Abe M, Abe T, Aoki Ma, Dazai A, Endo H, Kamiya M, Kawai H, Kurashima A, Motomura T, Murase N, Sakanishi Y, Shimabukuro H, Tanaka J, Yoshida G, Aoki Mi (2021) Japan's nationwide long-term monitoring survey of seaweed communities known as the "*Monitoring Sites 1000*": Ten-year overview and future perspectives. Phycology Research, 69: 12-30

Terada R, Shikada S, Watanabe Y, Nakazaki Y, Matsumoto K, Kozono J, Saino N, Nishihara GN (2016) Effect of PAR and temperature on the photosynthesis of Japanese alga, *Ecklonia radicosa* (Laminariales), based on field and laboratory measurements. Phycologia, 55: 178-186

寺田 竜太, 進藤 蒼, 田中 美和, 江﨑 聡 (2021) 鹿児島県長島における藻場の長期変化, 特に東シナ海に面した沿岸からの藻場の消失. 日本水産学会誌, 87: 631-641

Watanabe Y, Nishihara GN, Tokunaga S, Terada R (2014) Effect of irradiance and temperature on the photosynthesis of a cultivated red alga, *Pyropia tenera* (= *Porphyra tenera*), at the

southern limit of distribution in Japan. Phycology Research, 62: 187-196
八谷 光介, 桐山 隆哉, 清本 節夫, 種子田 雄; 吉村 拓 (2014) 2013 年に発生した長崎県壱岐市郷ノ浦町地先におけるアラメ・カジメ場の衰退過程について －夏季の高水温による発生と秋季の食害による拡大－. Algal Resources, 7: 79-94

執筆：寺田竜太

5） 植生の特徴と現存量の変化

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
阿部拓三、上井進也、長里千香子

はじめに

本調査では、サイトの藻場を代表する定点に永久方形枠を設置し、その植生と被度の変化を捉えるための定量調査（＝永久方形枠調査）によって植生と被度を毎年把握している。また、海藻類の繁茂状況は、成熟や枯死流失、ギャップ更新等で大きく季節変化することから、各サイトで最も繁茂する時期に調査を実施している。ここでは、永久方形枠調査で得られた定量的なデータを用いて、サイトの植生の特徴を捉えることを目的とした。

目別の海藻種数と総出現種数

調査を開始した 2008 年から 2022 年までの 15 年間（ただし、室蘭サイトは 2011 年から、伊豆下田、竹野、薩摩長島サイトでは 2009 年から調査開始）の調査において、各サイトで観察された目別の海藻の種数と総出現種数を表 3-4-5-1 に示す。全 6 サイトで確認された海藻の総出現種数は合計 219 種であった。そのうち、室蘭サイトでは 35 種、志津川サイトでは 57 種、伊豆下田サイトでは 42 種、竹野サイトでは 67 種、淡路由良サイトでは 81 種、薩摩長島（A サイト：堂崎）（以下「薩摩長島 A サイト」という）では 38 種、2021 年に設置した薩摩長島（B サイト：諸浦島）（以下「薩摩長島 B サイト」という）では 6 種が確認された。特に淡路由良サイトにおいて記録された種数が多かった。

緑藻綱に注目すると、中緯度に位置する伊豆下田、竹野、淡路由良サイトで、比較的多くの種が出現した。特に竹野サイトでは、シオグサ目の種が、ほかのサイトに比べて多く確認された。

褐藻綱に注目すると、北に位置する室蘭と志津川サイトにおいて、コンブ目とヒバマタ目の種が多く確認された。また、中緯度から南のサイトの竹野、淡路由良、薩摩長島サイトにおいて、アミジグサ目の種が比較的多く確認された。

紅藻綱に注目すると、志津川、竹野、淡路由良サイトで多く出現した。特に、淡路由良サイトにおいてスギノリ目の種が、志津川サイトでイギス目の種が多く確認された。

藻場構成種の出現状況

全 6 サイトにおける藻場を構成する出現種について、調査開始から 2022 年までの約 15 年間における出現の有無を整理した。サイト毎に、藻場の林冠部と下草に分けて確認された調査回数の多い順に表 3-4-5-2～3-4-5-7 に示す。

室蘭サイトでは、林冠部を構成する種としてスガモ（アマモ類）、チガイソ（口絵 8）、マコンブ（口絵 8）、スジメ、ワカメ（口絵 9）、ウガノモク、フシスジモク、ガゴメコンブの 8 種が、下草としてハケサキノコギリヒバ、アナアオサ、アカバ、クロハギンナンソウ、ホソバフジマツモ等の 27 種が確認された。また、林冠部にはスガモ、チガイソ、マコンブが、下草にはハケサキノコギリヒバが毎年継続して確認された。

志津川サイトでは、林冠部を構成する種としてアラメ（口絵 8）、エゾノネジモク（口絵 8）、フシスジモク、スガモ（アマモ類）、ワカメ、アカモクの 6 種が、下草としてアサミドリシオグサやタンバノリ、ユカリ等の 50 種が確認された。また、アラメ、アサミドリシオグサの 2 種は毎年継続して確認された。ただし、植生が衰退した永久方形枠 A～C では 2016 年以降に確認されていない。なお、2013 年まで確認されていなかったエゾノネジモクとフシスジモクの 2 種は 2014 年以降ほぼ毎年確認されたが、新設した永久方形枠 D、E でのみ見られており、経年的な変化とは断言できない。

表 3-4-5-1.　各サイトで観察された目別の海藻の種数と総出現種数

綱	目＊	室蘭	志津川	伊豆下田	竹野	淡路由良	薩摩長島 A	薩摩長島 B
緑藻綱		**3**	**7**	**10**	**10**	**11**	**4**	**1**
	アオサ目	1	2	2	2	3	1	0
	シオグサ目	1	1	3	6	4	0	0
	クダネダシグサ目	0	0	0	0	1	0	0
	イワズタ目	0	0	0	0	1	1	0
	ミル目	0	4	5	2	2	2	1
	ハネモ目	1	0	0	0	0	0	0
褐藻綱		**13**	**12**	**9**	**27**	**22**	**10**	**4**
	シオミドロ目	0	0	1	0	1	0	0
	イソガワラ目	0	0	0	3	0	0	0
	クロガシラ目	0	0	0	1	1	0	0
	アミジグサ目	1	2	2	6	10	6	1
	ナガマツモ目	0	0	0	4	1	0	0
	カヤモノリ目	1	1	0	2	2	1	1
	ムチモ目	0	0	0	0	1	0	0
	ケヤリモ目	0	0	0	0	0	0	1
	ウルシグサ目	2	2	0	0	0	0	0
	コンブ目	5	2	2	2	2	1	1
	ヒバマタ目	4	5	4	9	4	2	0
紅藻綱		**18**	**37**	**23**	**30**	**48**	**24**	**1**
	ダルス目	1	0	0	0	0	0	0
	ウミゾウメン目	0	1	1	2	1	2	0
	サンゴモ目	4	4	7	7	6	2	0
	テングサ目	1	3	6	3	3	3	0
	カギケノリ目	0	1	0	0	0	2	0
	スギノリ目	6	15	7	10	27	8	1
	オゴノリ目	0	0	0	2	2	0	0
	マサゴシバリ目	0	2	0	1	5	2	0
	イギス目	6	11	2	5	4	5	0
単子葉植物綱		**1**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
	オモダカ目	1	1	0	0	0	0	0
総計		**35**	**57**	**42**	**67**	**81**	**38**	**6**

＊　目名と並記順は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。

伊豆下田サイトでは、林冠部を構成する種としてカジメ（口絵 8）、オオバモク、アラメの 3 種が、下草としてハイミル、カニノテ、キントキ、マクサ、ユカリ等の 39 種が確認された。また、毎年継続して確認された種はなかったが、カジメとオオバモクは 2021 年まで継続して確認されていた。

竹野サイトでは、林冠部を構成する種としてクロメ（口絵 9）、ノコギリモク、ヤツマタモク（口絵 9）、ヤナギモク（口絵 9）、ヨレモク、マメタワラ、アカモク、ワカメ、ホンダワラ、フシスジモク、ジョロモクの 11 種が、下草としてフクロノリやヘリトリカニノテ、ヒライボ、アミジグサ、ササダグサ、フクリンアミジ、ヒビロウド等の 56 種が確認された。また、クロメ、ノコギリモク、ヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモク、フクロノリの 6 種が毎年継続して確認された。

淡路由良サイトでは、林冠部を構成する種としてワカメ、カジメ、アカモク、ヤナギモク、ヨレモクモドキ（口絵 9）、タマハハキモクの 6 種が、下草としてタマゴバロニア、ウミウチワ、マクサ、スギノリ、ユカリ、ハイミル、ヘラヤハズ、アミジグサ、エチゴカニノテ、オニクサ等の 74 種が確認された。また、ワカメ、カジメ、アカモク、タマゴバロニア、ウミウチワ、マクサ、スギノリ、ユカリの 8 種が毎年継続して確認された。さらに、ヨレモクモドキは 2017 年に林冠構成種として初めて記録され、その後毎年継続して出現した。

薩摩長島 A サイトでは、林冠部を構成する種としてアントクメ（口絵 9）1 種が、下草としてシマオオギ、トサカノリ、マクサ、シワヤハズ、タマイタダキ等の 37 種が確認された。また、下草のシマオオギ、トサカノリの 2 種が毎年継続して確認され、林冠構成種のアントクメは 2017 年以降確認されていない。なお、薩摩長島 B サイトでは、アントクメが林冠構成種として、ナガミルやケヤリ等が下草として確認された。

以上の結果から、各サイトの藻場の林冠部を構成する種に関して、主にコンブ目コンブ科、チガイソ科、カジメ科、ヒバマタ目ホンダワラ科に属する種が確認され、日本列島のそれぞれの地域で特徴付けられる藻場を構成する主要な種（本章の 1）藻場生態系について参照のこと。）とおおよそ相違ないようであった。ただし、北海道から東北地方の太平洋沿岸域ではコンブ類やチガイソ類が主要な海藻類であるが、志津川サイトにおいてはホンダワラ類（口絵 8）やアラメが林冠構成種であった。また、経年的な変化に注目すると、淡路由良サイトで 2017 年に林冠構成種として初めて記録されたヨレモクモドキはその後毎年継続して確認された。林冠部を構成する群落のギャップ更新により、新たな種の加入が生じたと考えられる。

表 3-4-5-2.　室蘭サイトで確認された海藻種の年毎の出現状況

	室蘭												
海藻名*	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	出現回数**
スガモ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
チガイソ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
マコンブ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
スジメ	●	●	●		●	●			●		●	●	8
ワカメ			●		●	●	●		●			●	6
ウガノモク				●	●		●	●	●				5
フシスジモク							●	●					2
ガゴメコンブ		●											1
ハケサキノコギリヒバ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
アナアオサ	●		●	●	●	●	●	●	●		●	●	10
アカバ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			10
クロハギンナンソウ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			10
ホソバフジマツモ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			10
ヒラコトジ	●	●	●	●	●	●	●	●		●			9
サンゴモ	●			●	●	●	●	●	●	●			8
マルバツノマタ			●	●		●	●	●	●	●	●		8
ウラソゾ	●	●			●	●	●		●		●		7
エゾヤハズ				●		●	●		●		●	●	6
ユナ				●		●	●	●	●		●		6
イトフジマツ		●	●	●	●			●	●				6
ケウルシグサ		●			●	●	●						4
カサキノコイシモ				●			●		●	●			4
ウルシグサ		●			●	●							3
ヒライボ								●	●	●			3
マクサ	●				●			●					3
フクロノリ						●	●						2
ホンダワラ属の一種			●	●									2
ダルス		●						●					2
クシベニヒバ									●			●	2
ジュズモ属の一種				●									1
ハネモ				●									1
ホンダワラ科の一種		●											1
ピリヒバ	●												1
アカバギンナンソウ						●							1
ユカリ		●											1

＊　海藻名は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。黄色は藻場の林冠部、白色は下草を構成する種を示す。

＊＊　調査開始 (2011 年) から 2022 年までの 12 回のうち、出現回数の多い種から示す。同数の種は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)の順に従う。

表 3-4-5-3.　志津川サイトで確認された海藻種の年毎の出現状況

	志津川															
海藻名*	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	出現回数**
アラメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
エゾノネジモク							●	●	●	●	●	●	●	●	●	9
フシスジモク								●		●	●	●	●	●	●	7
スガモ					●		●	●								3
ワカメ					●			●							●	3
アカモク													●		●	2
アサミドリシオグサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
タンバノリ	●	●	●	●	●		●		●	●	●	●	●	●	●	13
ユカリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●		●			11
ヒライボ	●					●	●		●	●	●	●	●	●		9
マクサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●							9
ハリガネ				●	●		●	●	●			●	●	●	●	9
ウラソゾ							●	●	●	●	●			●	●	7
フクロノリ								●		●	●	●		●	●	6
マクサ/オバクサ										●	●	●	●	●	●	6
マルバツノマタ							●	●	●	●		●				5
スギノリ属の一種								●	●	●	●	●				5
フクリンアミジ										●	●	●	●			4
ハイウスバノリ		●	●	●							●					4
イトグサ属の一種										●	●			●	●	4
ハイミル										●			●	●		3
エゾシコロ						●	●						●			3
カイノリ													●	●	●	3
ツノムカデ										●	●		●			3
タオヤギソウ													●	●	●	3
ヌメハノリ			●	●			●									3
ウスバノリ属の一種													●	●	●	3
アナアオサ														●	●	2
アオサ属の一種							●					●				2
ハイミルモドキ						●						●				2
ウルシグサ					●	●										2
ケウルシグサ					●										●	2
ヒメヒビロウド						●		●								2
アカバ属の一種						●		●								2
コメノリ					●							●				2
トサカマツ														●	●	2
オキツノリ													●		●	2
ハイウスバノリ属の一種								●	●							2
ミル															●	1
ミル属の一種												●				1
アミジグサ								●								1
ホンダワラ科の一種						●										1
ウミゾウメン							●									1
エチゴカニノテ	●															1
サンゴモ											●					1
オバクサ			●													1
カギケノリ								●								1
スギノリ科の一種					●											1
ヒヂリメン								●								1
ベニスナゴ				●												1
ワツナギソウ											●					1
イギス													●			1
イギス科の一種							●									1
スジウスバノリ											●					1
コノハノリ科の一種					●											1
ショウジョウケノリ															●	1

＊　海藻名は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。黄色は藻場の林冠部、白色は下草を構成する種を示す。

＊＊　調査開始 (2008 年) から 2022 年までの 15 回のうち、出現回数の多い種から示す。同数の種は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)の順に従う。

表 3-4-5-4.　伊豆下田サイトで確認された海藻種の年毎の出現状況

	伊豆下田														
海藻名*	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	出現回数**
カジメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		13
オオバモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		13
アラメ		●	●		●	●		●			●				6
ハイミル	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	13
カニノテ	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
キントキ	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	13
マクサ	●	●		●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	12
ユカリ		●	●		●	●		●	●	●	●	●	●	●	11
タマミル	●		●	●				●	●	●	●	●	●		9
ヘリトリカニノテ	●	●	●	●	●	●			●	●					8
ヤブレグサ	●	●	●								●		●	●	6
オバクサ	●		●		●	●		●					●		6
ヒライボ					●				●			●	●	●	5
アオサ属の一種								●				●	●	●	4
シオグサ属の一種			●									●	●	●	4
オオバノコギリモク				●				●	●		●				4
ホンダワラ属の一種						●		●	●			●			4
フサカニノテ		●				●		●						●	4
エツキイワノカワ			●		●	●		●							4
フタエオオギ		●	●		●										3
サキブトミル	●			●											2
エチゴカニノテ					●	●									2
ピリヒバ												●	●		2
クサノカキ									●					●	2
ユイキリ			●									●			2
ヒラクサ	●		●												2
ベニイワノカワ					●	●									2
イワノカワ科の一種		●										●			2
ホソジュズモ														●	1
チャシオグサ												●			1
モツレミル														●	1
コブシミル					●										1
シオミドロ科の一種													●		1
ウミウチワ			●												1
ヨレモク										●					1
ヒラガラガラ		●													1
オニクサ									●						1
オオブサ		●													1
タンバノリ		●													1
キジノオ								●							1
アヤニシキ														●	1
ウスバノリ属の一種					●										1

＊　海藻名は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。黄色は藻場の林冠部、白色は下草を構成する種を示す。

＊＊　調査開始 (2009 年) から 2022 年までの 14 回のうち、出現回数の多い種から示す。同数の種は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)の順に従う。

表 3-4-5-5.　竹野サイトで確認された海藻種の年毎の出現状況

	竹野														
海藻名*	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	出現回数**
クロメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ノコギリモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ヤツマタモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ヤナギモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ヨレモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
マメタワラ	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
アカモク		●		●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	11
ワカメ		●	●	●	●	●				●	●	●	●	●	10
ホンダワラ		●		●			●	●		●	●	●	●	●	9
フシスジモク	●	●	●	●	●						●				6
ジョロモク				●	●	●									3
フクロノリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ヘリトリカニノテ		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
ヒライボ	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
アミジグサ		●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
サナダグサ			●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
フクリンアミジ		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	12
ヒビロウド	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●	●		●	12
シワヤハズ			●	●	●	●	●		●	●	●	●		●	10
フサカニノテ	●	●	●	●	●	●	●	●		●	●				10
カバノリ		●	●	●	●	●	●	●		●		●		●	10
シオグサ属の一種	●	●		●	●	●			●			●	●	●	9
ハイミル	●	●	●			●	●			●		●	●	●	9
ヒラガラガラ						●	●		●	●		●	●	●	7
ユカリ		●				●	●			●	●	●	●		7
アサミドリシオグサ					●	●	●	●		●	●				6
モズク					●	●	●		●	●	●				6
ホソバナミノハナ		●	●	●	●							●		●	6
カゴメノリ						●				●	●	●	●		5
ビリヒバ								●			●	●	●	●	5
ススカケベニ				●		●					●	●	●		5
ベニスナゴ			●			●				●	●			●	5
ウミウチワ											●	●	●	●	4
タンバノリ									●			●	●	●	4
エゴノリ						●	●		●		●				4
ソゾ属の一種					●	●				●	●				4
コザネモ		●					●			●	●				4
イソガワラ	●							●		●					3
イソガワラ目の一種		●	●	●											3
クロガシラ属の一種												●	●	●	3
シマオオギ												●	●	●	3
エチゴカニノテ												●	●	●	3
モサズキ属の一種												●	●	●	3
ユイキリ						●			●	●					3
フダラク		●					●			●					3
フイリグサ			●	●				●							3
ホソジュズモ	●								●						2
チャシオグサ			●	●											2
ミル						●					●				2
ソデガラミ											●			●	2
マクサ		●	●												2
ボウアオノリ						●									1
アオサ属の一種									●						1
ジュズモ属の一種														●	1
ツヤナシシオグサ					●										1
イソイワタケ											●				1
キシュウモズク						●									1
オキナワモズク属の一種					●										1
ネバリモ														●	1
カニノテ属の一種									●						1
Gelidiophycus freshwateri		●													1
ムカデノリ					●										1
ナミノハナ						●									1
ミゾオゴノリ		●													1
ヒラワツナギソウ											●				1
イトグサ属の一種									●						1
ウスバノリ属の一種					●										1

＊　海藻名は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。黄色は藻場の林冠部、白色は下草を構成する種を示す。

＊＊　調査開始 (2009 年) から 2022 年までの 14 回のうち、出現回数の多い種から示す。同数の種は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)の順に従う。

表 3-4-5-6.　淡路由良サイトで確認された海藻種の年毎の出現状況

	淡路由良															
海藻名*	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	出現回数**
ワカメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
カジメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
アカモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
ヤナギモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●	14
ヨレモクモドキ										●	●	●	●	●	●	6
タマハハキモク						●						●				2
タマゴバロニア	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
ウミウチワ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
マクサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
スギノリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
ユカリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	15
ハイミル		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ヘラヤハズ		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
アミジグサ		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
エチゴカニノテ		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
オニクサ		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
ヒトツマツ	●	●	●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
ホソバトサカモドキ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●			●	13
フシツナギ		●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	13
ヤハズグサ			●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
シワヤハズ		●	●		●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	12
モサズキ属の一種		●	●		●	●	●	●	●	●			●	●	●	11
ネザシノトサカモドキ					●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	11
イワノカワ科の一種		●	●	●	●	●	●		●	●			●	●	●	11
オキツノリ		●	●	●	●			●	●	●		●	●	●	●	11
アオサ属の一種		●	●	●	●	●			●	●			●	●	●	10
フクロノリ			●		●	●	●	●	●	●	●	●	●			10
ビリヒバ					●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	10
フダラク		●			●		●	●	●	●	●		●	●	●	10
カバノリ		●	●	●	●		●	●	●	●	●				●	10
オバクサ					●	●		●		●	●	●	●	●	●	9
アツバコモングサ					●		●	●	●	●			●	●	●	8
ベニスナゴ		●	●		●	●	●	●	●	●						8
ハイウスバノリ属の一種			●	●	●	●	●		●	●					●	8
オオシオグサ		●	●	●	●	●	●					●				7
ヤブレグサ								●		●		●	●	●	●	6
フサノリ			●		●	●		●			●				●	6
ヒビロウド			●				●	●	●			●	●			6
ツノマタ								●	●	●	●	●	●			6
サナダグサ			●			●	●	●		●						5
ヘリトリカニノテ											●	●	●	●	●	5
マサゴシバリ			●	●	●		●							●		5
シオグサ属の一種			●		●					●			●			4
シキンノリ								●		●	●	●				4
オオバツノマタ		●	●										●	●		4
サクラノリ											●	●	●		●	4
ワツナギソウ												●	●	●	●	4
カギウスバノリ							●	●					●	●		4
フトジュズモ		●	●									●				3
クロガシラ属の一種			●			●									●	3
フクリンアミジ												●	●		●	3
ススカケベニ					●	●	●									3
キントキ								●			●	●				3
アナアオサ							●	●								2
コモングサ				●				●								2
キントキ属の一種				●	●											2
ジュズモ属の一種															●	1
Caulerpa okamurae										●						1
ミル															●	1
シオミドロ科の一種													●			1
フタエオオギ			●													1
ネバリモ												●				1
カゴメノリ												●				1
ムチモ								●								1
カニノテ属の一種		●														1
サンゴモ科の一種						●										1
ツノマタ属の一種							●									1
ムカデノリ												●				1
ツノムカデ			●													1
ムカデノリ属の一種						●										1
ヒラキントキ								●								1
スジムカデ										●						1
ヒロハノトサカモドキ			●													1
エツキイワノカワ											●					1
ホソバナミノハナ														●		1
ミゾオゴノリ			●													1
ヒラワツナギソウ								●								1
ヒメヒシブクロ														●		1
コノハノリ科の一種				●												1
クロソゾ											●					1

＊　海藻名は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。黄色は藻場の林冠部、白色は下草を構成する種を示す。

＊＊　調査開始 (2008 年) から 2022 年までの 15 回のうち、出現回数の多い種から示す。同数の種は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)の順に従う。

表 3-4-5-7.　薩摩長島サイト（上は薩摩長島 A サイト、下は薩摩長島 B サイト）で確認された海藻種の年毎の出現状況

薩摩長島 Aサイト

海藻名*	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	2021年	2022年	出現回数**
アントクメ	●	●	●	●	●	●	●	●							8
シマオオギ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
トサカノリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	14
マクサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		13
シワヤハズ	●	●			●	●	●	●	●	●	●	●	●		11
タマイタダキ	●				●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	11
キントキ	●		●	●	●		●	●	●	●	●		●	●	11
ベニヤナギノリ	●	●	●	●				●	●	●	●	●	●		10
フクロノリ	●	●	●	●				●	●	●	●	●			9
ナミイワタケ	●		●	●					●	●	●	●	●	●	9
ユカリ	●	●					●	●	●	●	●	●	●		9
フタエオオギ	●							●	●	●	●	●	●	●	9
オバクサ	●		●	●	●			●	●	●	●				8
ホソバナミノハナ								●	●	●	●	●	●	●	7
カニノテ	●	●	●		●	●		●							6
ヒラガラガラ	●	●				●	●	●							5
チャボキントキ										●	●	●	●	●	5
アヤニシキ	●								●	●	●	●			5
モツレミル									●	●	●	●			4
イワノカワ属の一種								●	●	●	●				4
アミジグサ	●											●	●		3
ガラガラ	●							●	●						3
チャボオバクサ												●	●	●	3
Caulerpa verticillata								●	●						2
ウスバモク					●		●								2
カギケノリ	●								●						2
モツレテングサモドキ												●	●		2
フシツナギ	●						●								2
ソゾノハナ													●	●	2
ヤブレグサ	●														1
ナガミル									●						1
コモングサ	●														1
フクリンアミジ	●														1
ヒイラギモク							●								1
エチゴカニノテ											●				1
キクトサカ	●														1
ササバヤナギノリ									●						1
コブソゾ	●														1

薩摩長島 Bサイト

海藻名*	2021年	2022年	出現回数**
アントクメ	●	●	2
ナガミル	●	●	2
ケヤリ	●	●	2
オオバアミジグサ		●	1
フクロノリ	●		1
トサカノリ	●		1

＊　海藻名は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)に従う。黄色は藻場の林冠部、白色は下草を構成する種を示す。

＊＊　調査開始（2009 年、B サイトでは 2021 年）から 2022 年までの 14 回のうち、出現回数の多い種から示す。同数の種は日本産海藻目録 (2015 年改訂版)の順に従う。

LFD 指数の変化

海藻類の中でも褐藻綱のコンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目に属する分類群は、特定の分類階級で寒帯性種、温帯性種、熱帯性種の 2〜3 グループに分けられる。例えば、コンブ目は属の階級で寒帯性、温帯性に、ヒバマタ目は科、属、亜属の階級で寒帯性、温帯性、熱帯性に、アミジグサ目は属の階級で温帯性、熱帯性にグループ分けができる。LFD 指数とは、褐藻類 3 目（コンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目）の海水温帯別の種数を用いて算出する指数であり、以下の式で求められる（田中 1997）。全てが寒帯性種であれば 0、温帯性種であれば 1、熱帯性種であれば 2 をとる。

$$LFD = (C \times 0 + W \times 1 + H \times 2) / (C + W + H)$$
$$(0 \leq LFD \leq 2)$$

C：寒帯性種数
W：温帯性種数
H：熱帯性種数

一般に、海藻類の分布は海水温と海流の影響を強く受けると言われており、本サイトに出現する海藻類を基に算出した LFD 指数は、サイト周辺の平均海水温と高い相関を示すことが明らかとなっている（寺田ほか 2013）。そこで、各年に出現した海藻類のリストを基に、各サイトの年毎の LFD 指数を算出し、その結果を図 3-4-5-1 に示す。なお、調査年との相関の有無についても調べた。

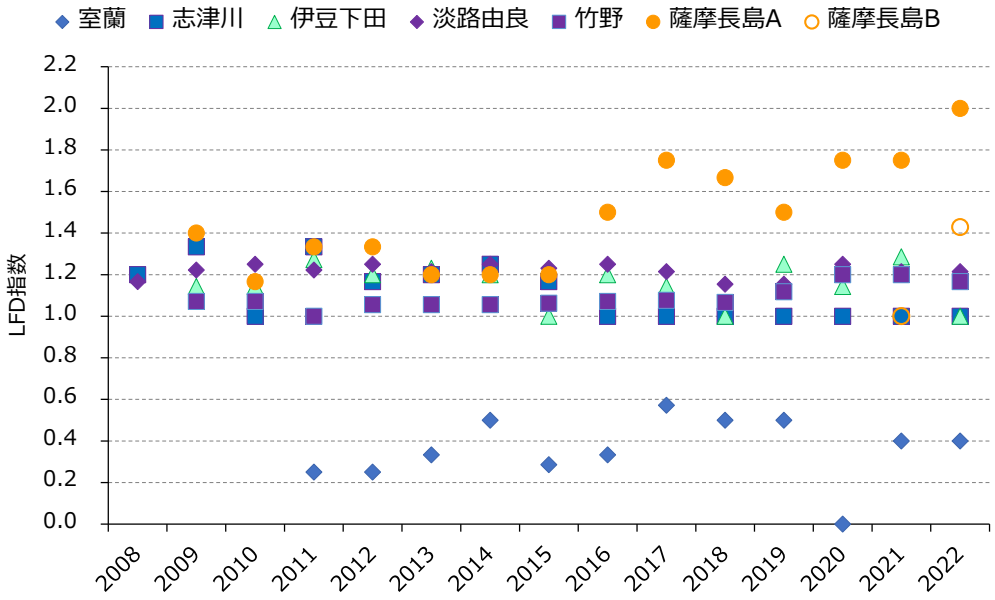


図 3-4-5-1.　全サイトにおける LFD 指数を調査年ごとに示す。

調査開始から 2022 年までの各サイトにおける LFD 指数の平均値と標準偏差は、室蘭サイトでは 0.36 ± 0.16、志津川サイトでは 1.11 ± 0.13、伊豆下田サイトでは 1.16 ± 0.10、竹野サイトでは 1.09 ± 0.06、淡路由良サイトでは 1.22 ± 0.03、薩摩長島 A サイトでは 1.48 ± 0.26 であった。なお、薩摩長島 B サイトについては 2 年間のデータであるため、平均値と標準偏差は算出していない。今回の結果より、LFD 指数は低緯度のサイトほど高い値を示した。

調査年と有意な負の相関を示したサイトは、志津川サイト（$r = -0.72$、$p < 0.005$）であった。また、有意な正の相関を示したサイトは、竹野サイト（$r = 0.78$、$p < 0.005$）、薩摩長島 A サイト（$r = 0.81$、$p < 0.005$）であった。特に、薩摩長島 A サイトの LFD 指数については、林冠部を構成する植生の消失が見られた 2017 年から

高い値を示した。本サイトでは、2009 年から 2015 年まで LFD 指数が 1.17 から 1.40 の間で推移したが、2016 年以降には 1.50 から 2.00 で推移しており、明らかに高い値を示すようになった。これは、2015 年から 2017 年にかけて温帯性の種（アントクメ、ウスバモク、ヘラヤハズ）が記録されなくなり、温帯性種の出現割合が減少したことによるものと考えられる。

2008-2016 年とりまとめの結果（寺田ほか 2019）では、おおよそ同じ緯度帯である太平洋沿岸の伊豆下田サイトと日本海沿岸の竹野サイトの LFD 指数はそれぞれ同程度の値を示した（1.20 ± 0.06、1.21 ± 0.03）が、今回のとりまとめでは伊豆下田サイトの方が高い値であった。また、前回のとりまとめより高い値を示したサイトは、室蘭サイトと薩摩長島 A サイトであった。伊豆下田サイトの変化については、2019 年以降に見られた植生の衰退により、田中（1997）で定義づけられた温帯性の褐藻綱のコンブ目やヒバマタ目、アミジグサ目がほとんど見られなくなったためと考えられる。

現存量の変化

本調査では、2011 年及び 2016 年、2022 年において、5 年毎調査を実施している。5 年毎調査では、各サイトの永久方形枠近傍の海藻類の現存量（単位面積当たりの乾燥重量）を把握するため、50 cm 四方の方形枠を用いて枠内の植物を坪刈りする（以下「枠取り」という）調査も実施している。ここでは、枠取り調査において得られた海藻類の乾燥重量を 1 m^2 当たりの重量（以下「現存量」という）に換算し、2011 年、2016 年、2022 年の調査結果を比較した。ただし、新型コロナウイルス感染症拡大の影響により、2020 年度のアマモ場 5 年毎調査は中止となり、翌年の 2021 年に延期された。それに伴い、藻場 5 年毎調査の 3 回目も 1 年延期し、2022 年に実施した。各サイトにおける海藻類の現存量を表 3-4-5-8 に示す。

室蘭サイトでは、2011 年において 2791.4 g / m^2、2016 年には 3212.4 g / m^2、2022 年には 2733.3 g / m^2 であった。過去 3 回の調査において、現存量に大きな変化は見られなかった。主な出現種については、マコンブやチガイソ、ハケサキノコギリヒバ等であった。

志津川サイトでは、2011 年において 1080.0 g / m^2、2016 年には 1625.4 g / m^2、2022 年には 3515.4 g / m^2 であった。過去 3 回の調査において、現存量の増加が見受けられた。しかし、本サイトでは、震災の影響によりアラメ群落が岸側に移動したため、2011 年と 2016 年の調査地点が異なっていることに留意したい。また、主な海藻類として、2011 年と 2016 年と同様に、2022 年もアラメとマクサの現存量として占める割合が高かった。

表 3-4-5-8.　各サイトにおける海藻類の平均乾燥重量（g / m^2）

		2011年			2016年			2022年			
		全海藻類	各種の重量		全海藻類	各種の重量		全海藻類	各種の重量		
サイト名		平均値	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	主な海藻
室蘭		2791.4	0.4	4282.9	3212.4	<0.1	3720.0	2733.3	68.0	4452.0	マコンブ、チガイソ、ハケサキノコギリヒバ等
志津川		1080.0	96.8	1024.8	1625.4	<0.1	3250.8	3515.4	1.0	3361.2	アラメ、マクサ
伊豆下田*		1230.0	−	−	907.2	−	−	699.2	118.4	422.8	カジメ及びアラメ、カニノテ、マクサ等
竹野		1095.2	<0.1	820.0	954.4	<0.1	993.6	1170.4	<0.1	1131.6	クロメ、ヤツマタモク、ヨレモク等
淡路由良		2179.7	<0.1	2217.6	1570.9	<0.1	1696.8	1204.9	<0.1	794.8	カジメ、ワカメ、マクサ等
薩摩長島	A	1227.8	<0.1	1289.7	411.3	11.1	104.0	41.6	0.0	67.2	アントクメ、シマオオギ、エチゴカニノテ等
	B**	−	−	−	−	−	−	845.2	2.8	887.6	アントクメ、ナガミル、ケヤリ等

値は少数点第 2 位を四捨五入している。薩摩長島 A サイトの 2022 年の各種の重量の最小値「0.0」の実数値は「0.016」。

＊　伊豆下田サイトでは 1 枠で坪刈りを実施している。2011 年と 2016 年調査では林冠構成種のカジメ・アラメを合わせて測量しているため、各種の重量における最小値と最大値は示していない。

＊＊　薩摩長島 B サイトでは 2016 年よりモニタリング調査を開始したため、2011 年と 2016 年には 5 年毎調査を実施していない。

伊豆下田サイトでは、2011 年において 1230.0 g / m^2、2016 年には 907.2 g / m^2、2022 年には 699.2 g/m^2 であった。過去 3 回の調査において、現存量は徐々に減少していた。2022 年に見られた主な海藻類はカニノテとマクサであり、2011 年と 2016 年に主要であったカジメは見られなかった。本サイトの毎年調査の結果でも、林冠部を構成するカジメ群落の減少が見られていたため、現存量の減少はこれらの影響によるものと考えられる。

竹野サイトでは、2011 年において 1095.2 g / m^2、2016 年には 954.4 g / m^2、2022 年には 1170.4 g / m^2 であった。過去 3 回の調査において、現存量に大きな変化は見られなかった。2011 年と 2016 年の調査では、クロメやヤツマタモク、ヨレモクが主な海藻類として見られていた。しかし、2022 年の調査では、主な海藻類としてヤナギモクが現存量に占める割合が高くなっていた。

淡路由良サイトでは、2011 年において 2179.7 g / m^2、2016 年には 1570.9 g / m^2、2022 年には 1204.9 g / m^2 であった。過去 3 回の調査において、現存量の減少が見受けられた。主要な海藻類は、2011 年と 2016 年ではカジメとマクサ等であった。しかし、2022 年における主要な海藻はヨレモクモドキであり、全体の現存量に占める割合が最も大きかった。本種は、2016 年以前の調査では全く見られていなかったが、2017 年に新たに加入し、その後、2022 年には全方形枠で優占種となった。この様に、本サイトでは、優占種の交代という大きな変化が起こっていた。

薩摩長島 A サイトでは、2011 年において 1227.8 g / m^2、2016 年には 411.3 g / m^2、2022 年には 41.6 g / m^2 であった。薩摩長島 B サイトでは、2022 年には 845.2 g / m^2 であった。薩摩長島 A サイトでは、過去 3 回の調査において、現存量の減少が見受けられた。これは、2016 年にアントクメがほぼ消失しており、2017 年以降も消失した状態が続いているためと考えられる。また、主な海藻類としては、2022 年ではシマオオギやエチゴカニノテ等の下草のみであった。これは 2016 年と変わらない状態であった。

引用文献

田中 次郎 (1997) 褐藻 (コンブ目,ヒバマタ目, アミジグサ目) の分布にもとづく海藻相解析. 藻類, 45: 5-13

寺田 竜太, 川井 浩史, 倉島 彰, 坂西 芳彦, 田中次郎, 村瀬 昇, 吉田 吾郎, 太齋 彰浩, 本村 泰三 (2013) 藻場生態系. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2012 年度とりまとめ報告書, 74-80. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

寺田 竜太, 川井 浩史, 倉島 彰, 坂西 芳彦, 島袋 寛盛, 田中 次郎, 村瀬 昇, 吉田 吾郎, 青木 優和, 阿部 拓三, 太齋 彰浩, 本村 泰三 (2019) 藻場生態系 植生の特徴と変化. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2016 年度とりまとめ報告書, 209-220. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

6） 15 年間の藻場生態系モニタリングで確認された変化

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎
阿部拓三、上井進也、長里千香子

はじめに

本調査では、海藻群落がサンゴ礁生態系の一部として見られる琉球列島を除き、海流による影響を考慮した海域区分に基づいて 6 つのサイトを選定している。これらのサイトにおける約 15 年間にわたるモニタリング調査では、構成種の変化やギャップ更新、自然災害の影響、藻場の衰退等、様々な変化が迅速に捉えられている。例えば、室蘭、伊豆下田、竹野、淡路由良の各サイトでは、群落の林冠（キャノピー）を構成する種類の枯死流失とその後の幼体の大量加入である「ギャップ更新（ギャップダイナミックス）」が見られた。ギャップ更新の多くは成熟や老齢個体の枯死流失よるものが多いが、竹野及び淡路由良サイトでは、物理的環境要因のかく乱によるギャップの形成が見られ、台風の波浪等による一時的な藻場の衰退と新規加入が確認された。また、志津川サイトでは、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震による地盤の沈降により、生育下限水深に設置していた永久方形枠自体の設置水深が下がり、方形枠内のアラメ（口絵 8）の衰退と消失が見られた（Sakanishi et al. 2018）。さらに、気候変動に伴う海水温上昇の影響と思われる暖海性種の加入等も確認された（寺田ほか 2021）。

ここでは、藻場生態系のモニタリングにおける特徴的な変化として、2008 年から 2022 年の本調査で確認された群落の更新や、物理的環境要因によるかく乱と植生の変化について取り

まとめた。約 15 年間のモニタリング調査で見られた最も顕著な変化の一つとしては、藻場の急激な衰退と消失、出現種の減少があげられる。伊豆下田及び薩摩長島サイトでは、植食性魚類の摂食圧の高まりにより、キャノピー構成種であるカジメ（口絵 8）やアラメ、アントクメ（口絵 9）の衰退と消失が見られた（Agostini et al. 2021；寺田ほか 2021）。また、室蘭サイトのコンブ藻場の沖側の場所では、ウニの摂食圧によりマコンブ（口絵 8）が衰退し、磯焼けの状態となった。このような植生の衰退・消失の過程とその要因については、第 4 章の「2.アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失」で詳細にまとめていることから、本稿ではそれ以外の事象について記述した。

藻場群落の更新

海藻藻場では、キャノピーを構成する大型の海藻類が成熟や老成個体の枯死流失で裸地（ギャップ）となったり、物理的環境要因等によってギャップが形成されたりした後、同種もしくは異なる種類の幼体が加入し、群落が置き換わる現象をギャップ更新（ギャップダイナミックス）と呼んでいる。このような藻場のギャップ更新の捉え方は、森林等の陸上植物生態系の遷移とギャップ更新を基にしているが、藻場のギャップ更新は数年単位で極相に達して更新される点や、台風等の物理的なかく乱が頻繁に見られる点で特徴的であり、藻場の安定性を乱す要因の一つとなっている（Saito et al. 1976；Terada et al. 2021）。また、海藻類の生活史は種によって多様であり、複数年にわたって繁茂する多年生種（アラメ、カジメ、ヤナギモク（口絵 9）、ヒジキ等）が生育する一方で、一年で成熟して枯死流失する一年生種（ワカメ（口絵 9）、アカモク、アントクメ等）も多く見られる。また、大形で肉眼的な世代と微小で顕微鏡的な世代が交互に異形世代交代する種類（例：コンブ目藻類）もあり、藻場の成立には大形の世代のみならず、微小世代の生育状況も影響を及ぼすことが知られている。このような多様な種類とその生き方によって成立している藻場では、数年毎のギャップ更新にもかかわらず、同一種が安定した群落を形成する藻場がある一方で、頻繁な

ギャップ更新やかく乱により、経年変動や構成種の更新が見られる群落もある（Saito et al. 1976；Terada et al. 2021）。

混生群落である竹野サイトでは、複数の多年生種による競合や更新が見られており、永久方形枠の一つではクロメ（口絵 9）とヤナギモクが交互に藻場のキャノピーを形成する優占種となった。このような種の交代は、ギャップ形成の際に加入する種間の競合や、加入した種が一年生種か多年生種かによる違いが影響することが知られている（Endo et al. 2019）。また、同じ混生群落である淡路由良サイトでは、非常に大きな群落の更新が確認された。多年生種のカジメやヤナギモクの枯死流失によって生じたギャップに、一年生種のワカメが加入し 2 年ほど優占し、その後多年生のヨレモクモドキ（口絵 9）が急増し優占種となった。淡路由良サイトの変化については、単なるギャップ更新による優占種の交代ではなく、本サイトを含む海域で藻場生態系に大きな影響を与えうる環境の変化等があった可能性も考えられる。

さらに、本調査では、同じ種のギャップ更新による藻場の維持も確認されている（Terada et al. 2021）。室蘭サイトでは、藻場の主要構成種のマコンブの枯死流失によって生じたギャップに、マコンブの幼体が数年毎のサイクルで加入しており、その後数年は成体として繁茂していた（Saito et al. 1976；Terada et al. 2021）。伊豆下田サイトにおいても、藻場が衰退する 2017 年までは、カジメ群落は数年毎に増減を繰り返しており、成体の被度が低い年には幼体の被度が高くなる傾向にあった。これらの結果から、藻場が一見安定して維持されている場所でも、長期的には構成種の交代や同種による更新が起こっていることが明らかとなった。

台風等によるかく乱

ギャップの形成は、成熟や老齢個体の枯死流失のほかに、台風等の物理的環境要因によるかく乱によっても起こり、藻場の成立に影響を及ぼす要因の一つとなっている。2021 年の竹野サイトでは、調査開始以降最大規模のホンダワラ類（口絵 8）の衰退が確認された。この衰退の要因となる気象現象は明らかになっていないが、2020 年は夏から秋にかけて全国的に前線が長期的に停滞しており、特に 7 月には西日本で災害級の大雨「令和 2 年 7 月豪雨」が発生した（気象庁 2020）。また、淡路由良サイトでは、2015 年に主要なキャノピー構成種であるカジメやヤナギモクの被度が大きく減少し、ワカメが優占する状態となった。淡路島では、2014 年 8 月に台風 11 号が近傍を通過し、2014 年 10 月には台風 19 号が直撃しており、これらの台風による波浪等が藻場に大きなかく乱をもたらしたと考えられる（気象庁 2015）。

近年、気候変動による突発的な気象現象（豪雨や台風等）の発生・接近回数は増加している。今後も、それぞれのサイトにおいて、突発的なかく乱の影響を受ける可能性が考えられるため、本調査の結果と併せて気象現象も注視していく必要がある。

震災による地盤沈下が引き起こした植生変化

2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震では沿岸域の地盤沈下が発生し、志津川サイトの永久方形枠の設置場所の水深がやや深くなった（Sakanishi et al. 2018）。この水深の変化により、キャノピー構成種であるアラメの生育下限水深付近に設置した永久方形枠内では、アラメが徐々に衰退し、2014 年には消失した。これは、地盤沈下による光量減衰が影響したと推測され、アラメの老齢個体が枯死した後のギャップに幼体が新規加入できなかったと考えられた（Sakanishi et al. 2018）。

地震や津波等の災害が沿岸生物へ及ぼす影響については、これまで津波や地盤隆起に関するものが多く報告されているが、地盤沈下の影響はほとんど報告されていない。このことから、本調査で捉えられた植生の変化は、海底の地盤沈下がもたらした沿岸生物への影響を示す重要な知見の一つとして評価できる。一方で、東北各地で沈下した沿岸域は近年少しずつ隆起し、地震前と同じ水深に戻りつつあると報告されている。しかし、本サイトの海藻群落が消失した永久方形枠周辺の植生は、2022 年に幼体がわずかに加入したものの、2023 年現在にお

いても元の状態には戻っていない。今後も、志津川サイトにおいて本調査を継続し、植生の変化を注視し続けることが重要である。

出現種の変化

藻場のモニタリングでは、サイト周辺における出現種等の変化も確認されており、サイト周辺の海水温の長期的な変化等との関連が示唆されている。淡路由良サイトでは 2015 年以降、それまで確認されていなかったヒビロウドやフサノリ、ヤブレグサ等の暖海性の要素の強い種が永久方形枠外で多く観察されるようになった。薩摩長島 A サイト（堂崎）では、キャノピー構成種であったアントクメの衰退以降、サイト周辺で造礁サンゴやソフトコーラル等が増加し、暖海性種のトサカノリ等が多く見られている（寺田ほか 2021）。実際、同サイトでは、アントクメの衰退した 2016 年以降に下草を含めた植生の LFD 指数（田中 1997）が高い値を示しており、暖海性の種類の増加が懸念された（第 3 章の 4.藻場生態系「5）植生の特徴と現存量の変化」を参照のこと。）。九州南部では、温帯性種主体の藻場が元々見られていたが、2000 年代以降は熱帯・亜熱帯性のホンダワラ類がよく見られるようになり、藻場からサンゴ群集に変化した場所も報告されている（中島ほか 2013；田中ほか 2013；寺田ほか 2021）。

まとめ

一般に、森林で見られるような数十年から百年以上の時間軸の遷移と異なり、短命である海藻類の藻場では、1 年から数年単位での極相形成とギャップの発生、新規幼体の加入（ギャップダイナミクス）が起こることが知られているが（Saito et al. 1976）、本調査の永久方形枠のモニタリングからも、キャノピー構成種のギャップダイナミクスの詳細が明らかになった。また、海藻類の成熟や老齢個体の枯死流失のほか、物理的な環境要因のかく乱によってもギャップが発生し、植生の変化は台風等の突発的な気象現象によるかく乱や、災害による生育環境の変化によっても生じることが示された。

わが国に見られる地域によって異なる多様な藻場の変化を捉えるためには、統一された調査手法を用いて長期にわたり継続してモニタリングすることが重要である。また、調査者には潜水調査の技術のみならず、水中で種の同定や植生の状態を把握できる専門知識等が求められる。そのため、本稿で述べた藻場群落の変化を捉えたことは、15 年にわたるモニタリング調査の大きな成果であると評価できるとともに、調査に貢献した全ての協力者の尽力の賜物によるものであり、心より感謝申し上げる。気候変動による海洋環境の変化と海洋生態系への影響が予想されており（IPCC 2019）、わが国の藻場生態系への影響も大いに懸念される。そのため、今後も、毎年のモニタリング調査によって藻場の変化を迅速に捉え、変化の要因を把握し保全対策に資するためにも、本事業の継続が必要不可欠であると考える。

引用文献

Agostini S, Harvey BP, Milazzo M, Wada S, Kon K, Floc'h N, Komatsu K, Kuroyama M, Hall-Spencer JM (2021) Simplification, not "tropicalization", of temperate marine ecosystems under ocean warming and acidification. Global Change Biology, 27: 4771-4784

Endo H, Nishigaki T, Yamamoto K, Takeno K (2019) Subtidal macroalgal succession and competition between the annual, *Sargassum horneri*, and the perennials, *Sargassum patens* and *Sargassum piluliferum*, on an artificial reef in Wakasa Bay, Japan. Fisheries Science, 85: 61-69

IPCC (2019) 変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する IPCC 特別報告書 政策決定者向け要約 (SPM). 環境省. https://www.env.go.jp/earth/ipcc/special_reports/srocc_spm.pdf, 2024 年 2 月 7 日確認

気象庁 (2015) 2014 年(平成 26 年)の台風について(確定). https://www.jma.go.jp/jma/press/1412/22d/typhoon2014_kakutei.pdf, 2024 年 2 月 7 日確認

気象庁 (2021) 気候変動監視レポート 2020. 気象庁. https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/moni-

tor/2020/pdf/ccmr2020_all.pdf, 2024 年 2 月 7 日確認

中島 広樹, 田中 敏博, 吉満 敏, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島県笠沙におけるにおけるホンダワラ属藻類 3 種の季節変化と藻場垂直分布の長期変化. 藻類, 61: 97-105

Saito Y, Sasaki H, Watanabe K (1976) Succession of algal communities on the vertical substratum faces of breakwaters in Japan. Phycologia, 15: 93-100

Sakanishi Y, Kurashima A, Dazai A, Abe T, Aoki M, Tanaka J (2018) Long-term changes in a kelp bed of *Eisenia bicyclis* (Kjellman) Setchell due to subsidence caused by the 2011 Great East Japan Earthquake in Shizugawa Bay, Japan. Phycological Research, 66: 253-261

田中 次郎 (1997) 褐藻 (コンブ目,ヒバマタ目, アミジグサ目) の分布にもとづく海藻相解析. 藻類, 45: 5-13

田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌, 79: 20-30

Terada R, Abe M, Abe T, Aoki Ma, Dazai A, Endo H, Kamiya M, Kawai H, Kurashima A. Motomura T, Murase N, Sakanishi Y, Shimabukuro H, Tanaka J, Yoshida G, Aoki Mi (2021) Japan's nationwide long-term monitoring survey of seaweed communities known as the "*Monitoring Sites 1000*": Ten-year overview and future perspectives. Phycological Research, 69: 12-30

寺田 竜太, 進藤 蒼, 田中 美和, 江﨑 聡 (2021) 鹿児島県長島における藻場の長期変化, 特に東シナ海に面した沿岸からの藻場の消失. 日本水産学会誌, 87: 631-641

7） 藻場生態系のまとめと展望

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
阿部拓三、上井進也、長里千香子

まとめ

各サイトの調査開始から 2022 年までのモニタリング調査で、複数のサイトにおいて藻場の林冠部を構成する植生の衰退とその後の消失が確認された。具体的には、志津川サイト、伊豆下田サイト、薩摩長島 A サイト（堂崎）において、林冠部を構成する植生の被度が減少した。志津川サイトでは、2011 年の東北地方太平洋沖地震による地盤沈下の影響による水深の変化によって、生育下限水深付近に設置した永久方形枠内のアラメ（口絵 8）群落が比較的長い時間をかけて衰退し、2014 年には消失が確認された。また、海水温上昇に伴うアイゴやイスズミ等の暖海性の植食性魚類の摂食圧の高まりによって、林冠構成種は、伊豆下田サイトでは 2019 年から衰退しその後 2022 年に消失、薩摩長島 A サイトでは 2016 年にほぼ消失し 2017 年以降は見られていない。今回の本調査の結果を含め、これまで植食性魚類による摂食の影響が見られていなかった海域においても、ここ数年で植食性魚類の北上と活発化による植生の顕著な変化が見られるようになった。

海水温上昇の影響と推測される藻場群落の構成種等の変化も確認された。例えば、薩摩長島 A サイトの LFD 指数は 2016 年以降に高い値を示しており、暖海性の種の増加が予想される。また、淡路由良サイトの周辺では、2015 年以降にそれまで確認されていなかった暖海性の要素の強い種が多く観察された。

複数のサイトにおいて、ギャップ更新による藻場群落の変化が見られており、特に藻場の林冠部が複数の海藻種により構成される竹野サイトと淡路由良サイトでは、多年生種と一年生種による非常に複雑な種の交代が起こっていた。竹野サイトでは、クロメ（口絵 9）とヤナギモク（口絵 9）が交互に藻場林冠部の優占種となり、その間にも優占種以外のワカメ（口絵 9）、ヨレモク、ヤツマタモク（口絵 9）等が加入・増加を繰り返した。また、淡路由良サイトでは台風の襲来等の物理的なかく乱によって、2014 年にホンダワラ類（口絵 8）、2021 年にカジメ（口絵 8）やヤナギモクの大規模な衰退が確認され、その後一年生種のワカメの加入が確認された。

展望

陸上の森林やそのほかの植生に比べ、藻場では海水温や光等の物理環境変化の影響に対する反応が著しく早い。約 15 年間のモニタリング調査によっても、植生の衰退と消失、物理的かく乱による種構成の交代等の変化を捉えることができた。植食性魚類の海藻類への摂食圧の高まりの要因は、植生の衰退が見られるサイトの位置から 2017 年に発生した黒潮大蛇行によるものと考えられる一方、地球規模での海水温上昇の影響も考えられる。また、今後も海水温上昇によって、暖海性の海藻類やサンゴ類の分布域の更なる北上も予想される。

また、ギャップ更新による頻繁な藻場群落の構成の変化を捉えたことも、本調査の成果の一つと言える。竹野サイトや淡路由良サイトで見られた複雑な藻場構成種の交代は、地球規模の長期的な変化と連動している可能性も考えられるため、100 年に渡ってモニタリング調査を継続することの意義とも言える。

さらに、国際的にもブルーカーボンの活用が推し進められており、年間の CO_2 吸収量が最も高い海藻藻場は注目すべき生態系の一つである。本調査のデータについては、将来的にも、日本における温室効果ガスの排出削減目標「国が決定する貢献（Nationally Determined Contribution：NDC）」や温室効果ガスインベントリ報告の基礎的な情報となることが期待される。

今後も、同一の手法によるモニタリング調査を継続し、藻場の変化を捉えるとともに、変化の要因を迅速に把握することが求められる。

第4章 沿岸域の現状及び変化

1. 磯と干潟における群集組成の時間的変動と緯度勾配との関連性

深谷肇一、阿部博和、金谷　弦

1. はじめに

海岸域の底生生物の種の豊富さは、西太平洋の熱帯域を中心とし、高緯度になるにつれて低下する特徴が知られている（Roberts et al. 2002 ; Tittensor et al. 2010）。日本は南北に長く、海に囲まれた島国であり、さらに黒潮や親潮両方の影響を受けることで、多くの底生生物種が生息している。特に、奄美や沖縄、小笠原諸島などの南方の島々では、黒潮等による高い温度の海水の流入と、それに伴う多様性の中心と呼ばれるフィリピンやインドネシア周辺の低緯度帯からの影響を受けやすい場所に位置する。また、高温環境の低緯度帯ほど、底生生物の世代時間は短く、種の入れ替わりが激しい（Andrew 1993）。このように、日本沿岸域に生息する底生生物は、海域毎に非常に異なった生物相を形成している。

ここでは、磯と干潟調査の各サイトにおける底生生物・動物群集の種組成あるいは群集構造（ここでは「群集組成」と呼ぶ。）について、時間経過に伴う変動性（変わりやすさ）の日本列島の配置に沿った勾配との関連性を調べた。ただし、磯では各サイトの解析対象種を、サイトの群集を代表する情報とした。

2. 材料と方法

磯

磯生態系の 6 サイトにおいて、2009 年（大阪湾サイトのみ 2010 年）から 2022 年の毎年調査により得られた解析対象種の在不在データを用いて解析を行った。解析対象種はサイト毎に 5〜10 種が選定されている。磯生態系調査の概要については第 3 章「磯生態系の概要」を参照のこと。これ以降の解析では、解析対象種が 1 種も出現しなかった永久方形枠のデータと、解析対象種の在不在の記録に欠測がある永久方形枠データを除外した。

干潟

干潟生態系の 10 サイトにおいて、2008 年から 2022 年の毎年調査で得られた底生動物の在不在データ及び個体数密度データを用いて解析を行った。在不在データは定性及び定量調査、個体数密度データは定量調査によってそれぞれ得られたものである。干潟生態系の調査の概要については第 3 章「干潟生態系の概要」を参照のこと。在不在データの解析では、2010 年以降の調査が行われていない汐川干潟サイト A エリアを除外した。また、汐川干潟、松名瀬干潟、英虞湾サイトでは 2008 年に、中津干潟サイトでは 2009 年に定性調査が実施されなかったため解析から除外した。個体数密度データの解析では、通常の毎年調査とは異なり 1 mm メッシュの篩が使用された 2008 年の汐川干潟、松名瀬干潟、英虞湾サイトと、2010 年以降に調査が行われていない汐川干潟サイト A エリアを除外した。

解析方法

まず、永久方形枠（磯）またはエリア（干潟）ごとに隣接する 2 時点の間で群集組成の非類似度を計算し、その時間平均を取ることで、一年間に生じる群集組成の変化の大きさを方形枠またはエリア毎に指標化した。群集組成の非類似度は、在不在データでは 3 つの指数（β_{Sim} 非類似度、Sørensen 非類似度、Jaccard 非類似度）を、定量データでは Bray-Curtis 非類似度を用いて評価した。

次に、線形回帰分析を用いて群集の平均非類似度の地理勾配を評価した。磯と干潟のサイトは北東―南西方向に伸びる日本の太平洋岸に配置されており、海流の影響を強く受ける沿岸環境も同じ北東―南西方向に勾配が見られる。そのため、磯と干潟の全てのサイトの緯度経度データに対して主成分分析を行うことでサイトの座標値の標準偏差（ばらつき）が最大となる北東―南西方向の座標軸を特定し、この軸上

での各サイトの座標値（第一主成分）に平均非類似度を回帰することで、北東―南西方向の軸に沿った非類似度の変化を解析した。特定された北東―南西方向の座標軸は南北方向の緯度軸を時計回りに約 38 度回転させたものであり、この軸上における各サイトの座標値は表 4-1-1 のようになった。

表 4-1-1. 各サイトの北東−南西方向の座標軸、赤セルは磯生態系、青セルは干潟生態系

サイト	座標値（第一主成分）
厚岸浜中	12.9589258
厚岸	12.8381358
松川浦	6.5752912
安房小湊	4.2845724
盤洲干潟	4.2377641
汐川干潟	1.7369602
英虞湾	1.133351
松名瀬干潟	1.1262223
大阪湾	−0.2014334
南紀田辺	−0.3747236
南紀白浜	−0.4145278
中津干潟	−3.7307672
永浦干潟	−5.0063078
天草	−5.2431855
石垣川平湾	−14.9251542
石垣屋良部	−14.9951235

3. 磯の代表的な底生生物種の時間的・空間的変化

磯の解析対象種の在不在に関する時間変動性の地理的勾配を図 4-1-1 に示す。非類似度の時間平均は南西に位置するサイトで高く、北東に位置するサイトで低くなる傾向が見られた。β_{Sim} 非類似度（$p = 0.0016$）、Sørensen 非類似度（$p = 0.0015$）、Jaccard 非類似度（$p = 0.0051$）のいずれにおいても回帰直線の傾きは統計的に有意であった。

しかし、最も南西に位置するサイト（石垣屋良部サイト）では特に非類似度の大きな永久方形枠が複数見られており（図 4-1-1）、全体の傾向に石垣屋良部サイトのデータが強く影響している可能性も考えられた。そこで、石垣屋良部サイトを除く 5 サイトを対象に同様の解析を繰り返す追加解析を行った。その結果、統計的な有意性は弱まったものの（β_{Sim} 非類似度：$p = 0.083$、Sørensen 非類似度：$p = 0.044$、Jaccard 非類似度：$p = 0.073$）、3 つの非類似度指数のそれぞれで元の解析と同様に負の傾きが推定された。そのため、磯生態系で見られた群集変動性の地理勾配は、必ずしも石垣屋良部サイトの特異な群集変動によって説明されるわけではないと考えられる。

今回の解析では、解析対象種の在不在データに基づき群集組成の時間変動を評価しているため、群集の変動性はコドラートスケールで見られる解析対象種の加入（種が不在の永久方形枠に新たに種が定着すること）と絶滅（種が定着していたコドラートから消失すること）の過程に関連しているはずである。そのため、本解析結果は、解析対象種の加入率か絶滅率、またはその両方が北東―南西方向の地理的な環境勾配に沿って変化している可能性を示唆している。磯生態系では、幼生や胞子の供給量、餌や栄養塩の利用可能性、生物学的・非生物学的かく乱のタイプや強度等が地理的に大きく異なる場合があり、今回の結果は日本沿岸の環境勾配に沿ったこれら生態学的背景の違いを反映したものと考えられる（Andrew 1993）。

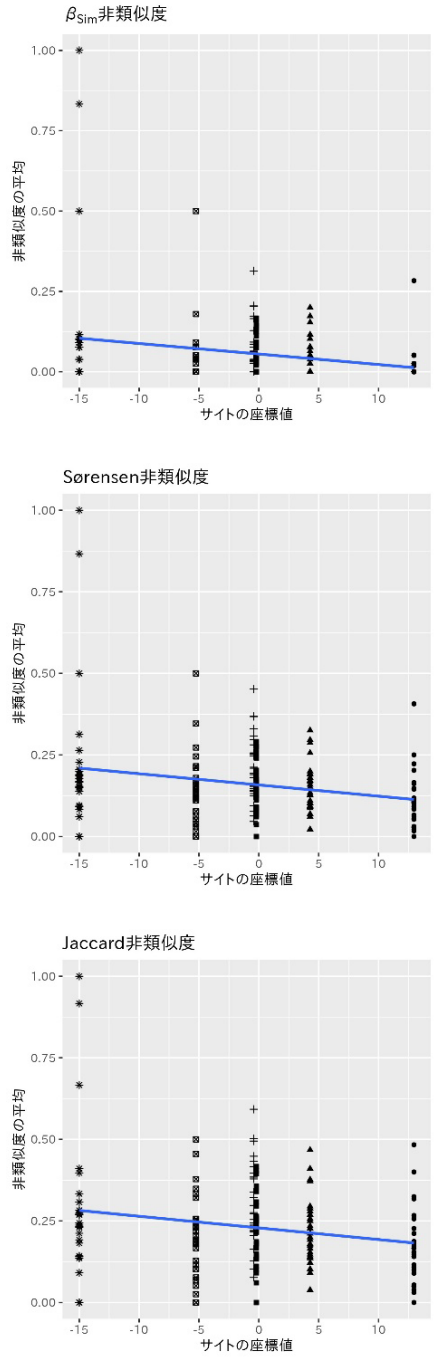


図4-1-1. 地理的勾配による磯の解析対象種の在不在の時間的変動性の解析結果。各コドラートの群集組成の時間変動性の指標として隣接する 2 時点の非類似度の時間平均を採用し、3 つの非類似度指数（β_{Sim} 非類似度、Sørensen 非類似度、Jaccard 非類似度）を用いて評価した。上から、β_{Sim} 非類似度、Sørensen 非類似度、Jaccard 非類似度の結果を並べた。座標値の大きなサイトは日本の北東部に、小さなサイトは南西部にそれぞれ位置している（表 4-1-1 を参照）。

4. 干潟の底生動物群集の時間的・空間的変化

地理的勾配による干潟の底生動物種の在不在と個体数密度の時間変動性に関する解析結果を図 4-1-2、4-1-3 に示す。在不在データの解析（図 4-1-2）では、非類似度の時間平均は南西に位置するサイトで高く、北東に位置するサイトで低くなるように見えるものの、β_{Sim} 非類似度（$p = 0.0741$）、Sørensen 非類似度（$p = 0.1273$）、Jaccard 非類似度（$p = 0.1631$）のいずれにおいても回帰直線の傾きは統計的に有意でなかった。個体数密度データの解析（図 4-1-3）でも同様に、非類似度の時間平均は南西に位置するサイトで高く、北東に位置するサイトで低くなるように見えるものの、回帰直線の傾きは統計的に有意でなかった（$p = 0.1273$）。

干潟での解析結果は、南西諸島で群集の時間的変動性が特に大きい傾向を示し、これは磯での解析結果と同様であった。中緯度地域（石垣川平湾サイトと厚岸サイトを除いた 8 サイト）でサイト間、ポイント間でのばらつきが大きいこともあり、サイト座標値と非類似度の間に有意な関係性は検出されなかった。中緯度地方のサイトのうち、松川浦サイト（サイト座標値≒7）で見られた比較的大きな時間変的動性は、2011 年の東北地方太平洋沖地震及びそれに伴って発生した津波等の影響による群集構造の大きな変化（第 3 章の 2.干潟生態系の「松川浦サイト」を参照。）を反映していたと考えられる。また、松名瀬干潟サイトも非常に大きな時間的変動性を示したが、これは近年頻発する大型台風や大雨による河川出水がもたらすかく乱に起因した可能性がある（第 3 章の 2.干潟生態系の「松名瀬干潟サイトー協力サイトー」を参照のこと）。

南西諸島で群集の時間的変動性が特に大きい傾向を示した要因として、(1) 種多様性が極めて高く、一方で出現種の密度や現存量が小さい（偶発的出現・発見種が多い）という亜熱帯海域の群集特性、(2) 地理的に種の分布域の辺縁となる地域では個体群の不安定性が高まること（Eckert et al. 2008；Gaston 2009）、(3) 高温や台風のようなかく乱イベントによる影響、といった幾つかの仮説が考えられる。

今回の可視化された群集の時間的変動性について、今後、サイト毎にその要因を検討していく必要がある。また、将来的な気候変動により、地理的勾配による群集の時間的変動性が変化する可能性があるため、長期的な定点観測と

得られたデータの解析が重要と考えられる。

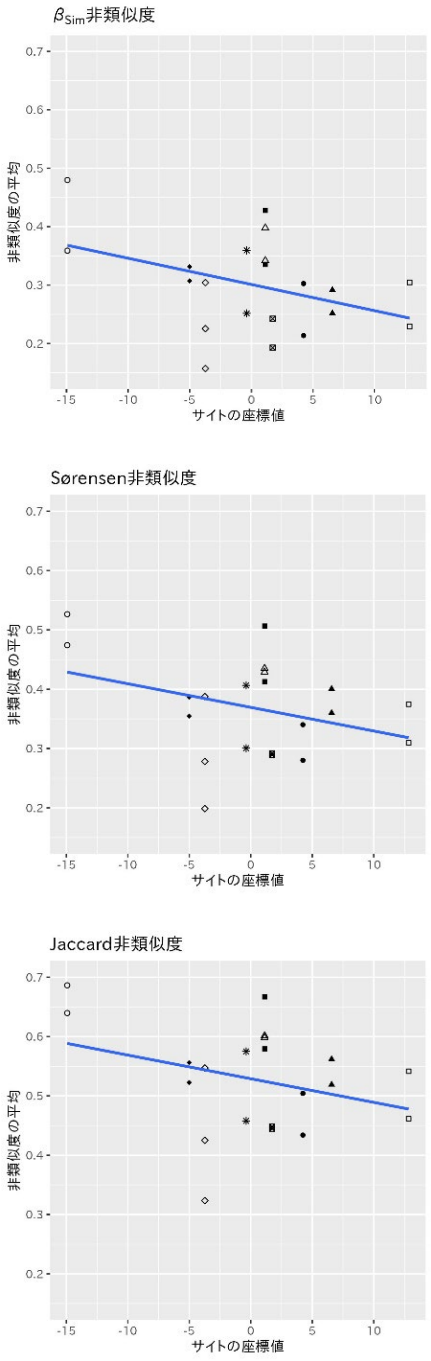


図 4-1-2. 地理的勾配による底生動物群集の時間的変動性。出現種の在不在データ（定性調査＋定量調査）を用いた解析。上から、β_{Sim} 非類似度、Sørensen 非類似度、Jaccard 非類似度による解析結果。各エリアにおける群集組成の時間的変動性指標として、隣接する 2 時点の非類似度の時間平均を用いて評価した。座標値の大きなサイトは日本の北東部、小さなサイトは南西部に位置する（表 4-1-1 を参照）。

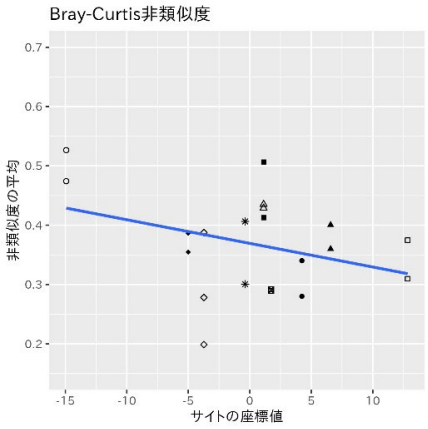


図 4-1-3. 地理的勾配による底生動物群集の時間的変動性。個体数密度データ（定量調査）を用いた解析。各エリアにおける群集組成の時間的変動性指標として、隣接する 2 時点の Bray-Curtis 非類似度指数の時間平均を採用した。座標値の大きなサイトは日本の北東部、小さなサイトは南西部に位置する（表 4-1-1 を参照）。

5. 引用文献

Andrew C. (1993) Temperature and extinction in the sea: a physiologist's view. Paleobiology, 19: 499-518

Eckert CG, Samis KE, Lougheed SC (2008) Genetic variation across species' geographical ranges: the central–marginal hypothesis and beyond. Molecular Ecology, 17: 1170-1188

Gaston KJ (2009) Geographic range limits: achieving synthesis. Proceedings of the royal society, 276: 1395-1406

Roberts CM, McClean CJ, Veron JEN, Hawkins JP, Allen GR, McAllister DE, Mittermeier CG, Schueler FW, Spalding M, Wells F, Vynne C, Werner TB (2002) Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. Science, 295: 1280-1284

Tittensor DP, Mora C, Jetz W, Lotze HK, Ricard D, Berghe EV, Worm B (2010) Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. Nature, 466: 1098-1101

2. アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失

台風によるアマモ場への影響

山北剛久

1. はじめに

アマモ場の分布に台風や豪雨等によるかく乱が影響することは容易に想像できる。近年、西日本における線状降水帯の頻発や北海道への台風の上陸、台風の大型化の可能性等が指摘されており、調査期間中にもいくつか大きな台風の通過や豪雨等が発生している。例えば、2019 年に千葉県や東日本の広い範囲に影響した台風第 15 号(9 月 7～10 日）と第 19 号（10 月 10～13 日)、2018 年に広島県と岡山県を中心に広い範囲に影響した 7 月豪雨（6 月 28～7 月 8 日)、2018 年に近畿地方を中心に最大瞬間風速 50 m/s を超える暴風と、高潮や空港の閉鎖をもたらした台風第 21 号(9 月 3～5 日)、2014 年に広島での土砂災害をもたらした 8 月豪雨（8 月 15～20 日)、2013 年に関東・東海地方で総降水量 300 mm を超え、西日本から北日本の広い範囲に大雨をもたらした台風第 26 号（10 月 14～16 日)、2011 年に紀伊半島大水害をもたらした台風第 12 号（8 月 30～9 月 5 日)、さらには観測史上最大である 10 個の台風が上陸した 2004 年のうち、特に被害の大きかった 2 つの台風として、広島で最大瞬間風速 60.2 m/s を記録した台風第 18 号（9 月 4～8 日)、四国地方や大分県で期間降水量 500 mm 以上、近畿北部や東海・甲信地方で 300 mm の大雨をもたらし、特に兵庫県において被害の大きかった台風第 23 号（10 月 18～21 日）等があり、これらが日本で大きな被害を与えたものとして挙げられる（気象庁「災害をもたらした気象事例」、https://www.data.jma.go.jp/stats/data/bosai/report/index_1989.html、2023 年 11 月 1 日確認；気象庁「台風について・台風による災害の例」、https://www.jma.go.jp/jma/kishou/know/typhoon/6-1.html、2023 年 11 月 1 日確認)。ここでは、特にアマモ場の分布に台風が影響した事例として、北海道東部と鹿児島湾の 2 つのサイトを取り上げる。

2. 北海道における事例

近年、北海道において、台風が熱帯低気圧にならないまま接近する例が相次いでおり、2016 年には 8 月 17 日に台風第 7 号、21 日に台風第 11 号、23 日に台風第 9 号の 3 つの台風が相次いで北海道に上陸したほか、30 日には台風第 10 号が暴風域を伴ったまま岩手県に上陸したのち日本海へと通過した。特に台風第 10 号は勢力が強く、日高山脈や石狩山地周辺で大きな被害があった。これらの台風接近による度重なる荒天によって道東に位置する厚岸サイトの 2 つのエリアのうち、特に厚岸湖エリアにおいてアマモ場が影響を受けたことが指摘される。

厚岸湖エリアのアマモ類の平均被度は、2015 年の 35.3%から 2016 年には 10.6%（9 月 6～7 日に調査実施）に急激に減少しており、台風による直接的なかく乱や土砂流入等も考えられるが、特に大量の淡水が流れ込んだことにより厚岸湖全体で塩分が低い状態（35.3%から 10.6%）が続いたことが大きく影響したと考えられる。その後、アマモ類の平均被度は、特に水深の浅い場所で回復し、2018 年には平年並みとなり、その後 2020 年以降に増加が見られた。種構成については、水深の浅い St. 2 でコアマモ（口絵 6）からアマモ（口絵 6）への優占種の置換が生じている。また、カワツルモについて、台風による影響かどうかは不明だが、水深の深い St. 8 において、台風による低塩分状態が続いた 2016 年に一時的に増加したものの、その翌年以降には見られなくなった。

これらのアマモ類の被度の変化について、環境要因との相関や被度の変化のトレンドとしての検出が可能であったかについて議論する。まず、厚岸湖エリアの全調査地点での被度の減少について、カワツルモ、コアマモに関しては調査期間全体での決定係数 r^2 がそれぞれ 0.31、0.29 であり、負のトレンドを示した。一方、被度としての割合の大きいアマモに関しては、2020 年から 2022 年の間に被度が増加しており、r^2 が 0.26 の正のトレンドを示した。調査地点ごとの長期変化のトレンドに関しては、アマモの被度が、St. 2、St. 3、St. 8、及び St. 9 で増加傾向（$r^2 > 0.3$、$p < 0.04$）であり、St. 8 及び St. 9 ではアマモ類全体の被度もそれに準じて増加傾向であった。コアマモ

とカワツルモの被度については、それぞれ St. 2、St. 3 で減少傾向（$r^2 > 0.28$、$p < 0.04$）であり、St. 2 ではアマモ類全体の被度も減少傾向であった。また、近年 5 年間の短期変化のトレンドに関しては、St. 4 から St. 7 のアマモの被度について、年当たり 7%以上増加するトレンドが St. 7 を除き有意に観測された（$r^2 > 0.64$、$p < 0.06$）。

変動要因としての台風の接近数とアマモ類の被度変化との相関係数は、調査期間全体での r の値でカワツルモが-0.19、コアマモが-0.11、アマモが-0.01 であり、有意な相関関係は検出されなかった。一方で、カワツルモの被度の変化に対し、最低気温が正に、最高水温が負に、それぞれ有意な相関を示した（$r = 0.57$、-0.61 ; $p < 0.05$）。また、コアマモについては平均気温が正に、アマモについては最低気温が負に相関する傾向が見られた（$r = 0.48$、-0.47 ; $p < 0.10$）。

このように、主に台風の影響を受けたと考えられるタイミングにおいて、アマモ類の被度の変化量とその後の回復過程のトレンドについて確認することができた。また、台風等のイベント以外では、気温・水温の影響がアマモ類の被度を変化させる可能性が示唆された。一方で、期間を指定しないトレンド解析では短期間での減少要因を統計的に把握することは困難であり、観測時期やイベントの発生等の現地観測者からの情報を基に、変化の要因を検討することが特に重要であると考えられた。

3. 鹿児島湾における事例

次に、アマモの分布最南端である鹿児島湾において、アマモ被度が台風の影響で減少した例を挙げたい。鹿児島湾の調査サイトである指宿サイトでは、2017 年にアマモが最後に観測されて以降、調査ライン周辺でのアマモ植生が消失している。そもそもこの地域はアマモの分布南限に位置し、夏季に高水温によって植生が完全に消失するという特徴がある。そのため、種子によってのみ再生産が行われる、一年生の生活史を示すアマモ場であった。

アマモの被度の減少傾向は、水深の浅い場所では調査開始の数年後である 2010 年にはすでに始まっていた。調査地点毎にアマモ被度の変化を見ると、St. 1 では 2010 年の減少後、2011 年には消失し、St. 2 では 2012 年に確認されたのを最後に消失している。St. 3 では、2010 年を除いた 2012 年までは 30%を超える高い平均被度であったものの、2013 年に減少した後、2015 年を最後に消失した。St. 4 ではもともと植生が少なかったが、2011 年に急増した後、2014 年の急減を最後に消失した。St. 5 では 2009 年及び 2010 年には被度は小さかったものの、2011 年に被度 60%以上に増加後、2013 年に激減した。その後、わずかに回復傾向が見られたものの、2016 年を最後に消失した。St. 6 では、平均被度が 2015 年に約 25%であったことを除けば、2016 年まで約 40%の被度を保っていたが、2017 年に激減したのを最後に消失した。St. 7 では、2011 年に調査を開始し、2013 年を除いた 2014 年まで 20%以上の平均被度であったが、2015 年に減少が始まり、2016 年に微増するも、それ以降消失した。St. 8 においても 2011 年の調査開始以降、2011 年を除いた 2014 年まで 50%以上の被度であったが、2015 年に減少し、以後消失した。

St. 1 から St. 8 の植生の消失年はそれぞれ、2011 年、2013 年、2016 年、2015 年、2017 年、2018 年、2017 年、2016 年となっており、水深の浅い St. 1 と St. 2 で、より早い時期に消失している。また、被度の大きな減少は、2010 年（St. 1、St. 2、St. 3）、2013 年（St. 2、St. 3、St. 5）、2014 年（St. 4）、2015 年（St. 6、St. 7、St. 8）に見られた。一方、被度の大きな増加は 2011 年（St. 3、St. 4、St. 5、St. 7、St. 8）、2014 年（St. 7）、2016 年（St. 6）に見られた。このように、調査地点ごとにある程度の増減のばらつきが見られたことから、アマモの分布はその大きさや位置を変えながら、2017 年まではアマモ場全体として植生を維持していたことが示唆された。

毎年のアマモの被度の減少要因として、水温変化、水質変化、植食者、台風による種子等のかく乱が想定される。そこで、アマモの被度の変化とこれらの環境要因との相関について議論する。まず、探索的な相関関係の抽出を行った結果、植生

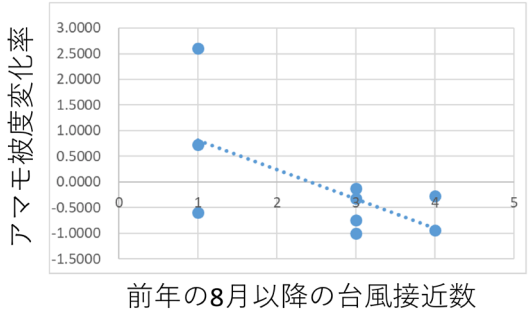


図 4-2-1. 前年 8 月以降の台風接近回数によるアマモの被度変化率の変化。

の被度と各環境変数について、最低気温及び平均気温と正の有意な相関、全リンと負の有意な相関が見られた（$r^2 > 0.27$、$p < 0.05$）。また、日照及び台風接近数と負の相関を示す傾向が見られた（$r^2 > 0.14$、$p < 0.10$）（図 4-2-1）。

次に、要因を絞り込んだ詳細な検討のために、変数を再構築したのちに重回帰モデルによるモデル選択を実施した（堀ほか 準備中）。まず、一年生アマモの生活史を考慮して、アマモ場が成立する 7 月までと、アマモが枯死して種子のみとなった状態の 8 月以降とに解析期間を分け、各期間の台風の接近数について集計した（図 4-2-2）。次に、アマモ被度について、被度変化率（（前年ー当年）／前年）を算出し、応答変数とした。その後、独立変数として、7 月までの台風接近数、8 月以降の台風接近数、年間台風接近数、草丈（種子量の指標：長いほど種子量が多くなる）を用いて、赤池情報量規準：Akaike Information Criterion（以下、「AIC」と呼ぶ。）によるモデル選択を行った。その結果、8 月以降の台風接近数のみを用いた短相関が最も低い AIC を得られた。このことは、8 月以降の台風による埋土種子へのかく乱が（8 月以降は植生が消失し、全て種子となっている）、翌年のアマモ場の変化率を決めている可能性を示唆している。

その他のサイトのうち、東北地方太平洋沖地震及びそれに伴って発生した津波等の影響を受けていない東京湾の富津サイト及び瀬戸内海の安芸灘生野島サイトのアマモ場についても、台風の接近回数との相関を検討した。その結果、富津サイトにおいて、アマモ類の被度に対して、全リンと最低水温が正の相関、日照が負の相関を示し（$r^2 > 0.25$、$p < 0.10$）た。しかし、台風の接近回数とは、ごくわずかな負の関係を有する傾向のみが得られた（$r^2 = 0.07$、$p > 0.10$）。安芸灘生野島サイトでは、アマモ類の被度に対して、平均気温と最高水温が正の相関を示し（$r^2 > 0.25$、$p < 0.05$）、台風接近回数はわずかな負の関係を有する傾向のみが得られた（$r^2 = 0.10$、$p > 0.10$）。

以上の結果から、温帯域の 4 つのサイトでは、台風による影響は少なくともアマモ類の被度に対し正に相関していなかった。一方で、厚岸サイトでは、特定の台風による一時期の被害の影響がおよそ 3 年間におよんでいることが示唆された。

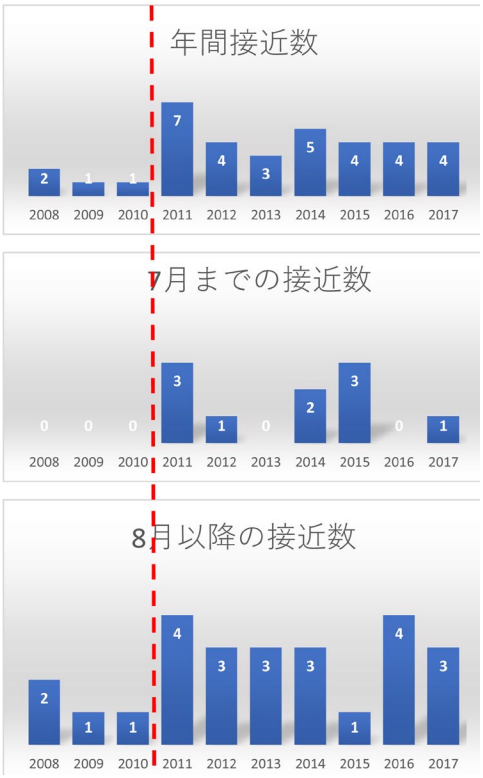


図 4-2-2. 指宿サイトにおける各期間（年間、7 月まで、8 月以降）の台風の接近数。

また、指宿サイトでは、毎年継続的な台風の接近により、およそ 7 年間にわたって被害と影響が続いたことが示唆された。それぞれのサイトで台風がアマモ場に影響を及ぼしたプロセスは異なっているものの、特に分布南限に位置するアマモ場の消失には台風が関係した可能性が高い。この海域に関しては、アマモの被度と気温等との相関関係も見られているため、台風の激化を含め気候変動がもたらす複合的な要因としての、アマモの生育量や生育速度、枯死の時期等の変化や植食者に対する脆弱性等によって、他の海域よりも植生の回復が妨げられる結果となった可能性が容易に想像できる。さらに、こうした直接的な減少要因以外を推測するためにも、現在鹿児島湾内で行われている地域住民によるアマモ場の再生活動等の情報から、再生後のアマモの分布の変動や成長等の活性を検証することも、今後の課題の一つと考えられる。

摂食圧の高まりによるアマモ場と藻場の減少

寺田竜太、山北剛久

近年のアマモ場の変動要因としての植食者の状況

1. 変動要因としての植食者

近年のアマモ場の減少について、黒潮の大蛇行や気候変動による海水温の変化による長期的な影響や、台風等の短期的なイベントによるダメージとともに、植食者による影響が懸念されている。しかし、これまで、それらの情報は海藻類への影響に比べあまり集約されていないため、本項でトピックとしてまとめたい。また、植食者の影響に関する論文や継続的なモニタリングとしての発表は限られており、ここでは主に新聞記事や観察記録を収集した。

一般に、アマモ類を直接摂食する生物として、ジュゴン、ウミガメ、ハクチョウ、カモ類等の大型の脊椎動物や、植食性魚類が知られている。その他にも、ウニや小型甲殻類、巻貝類等が知られている。このうち、近年、特にアマモ類に対する摂食圧の高い生物として注目されているのが、亜熱帯域に生息する植食性の強いアオウミガメと、温帯域で分布を拡大・北上している植食性の強い魚類のアイゴやブダイ、イスズミである。

現在、本調査では、これら魚類のアマモ（口絵 6）の被度に対する明確な影響は検出できていない。しかし、鹿児島湾の指宿サイトの一年生のアマモ場では、台風等のかく乱によって植生が減少した後、上記の生物の影響により回復が阻害されていた可能性も考えられる。また、石垣伊土名サイトの調査地周辺でも、アオウミガメの影響が深刻化している。さらに、東京湾の富津サイトにおいても、近隣の海域ではアマモ類・海藻類への植食性魚類の影響により、アマモ場の減少が指摘されている。

2-1. ウミガメ類の影響について

アオウミガメについて、近年では個体数増加によって西表島におけるアマモ類への摂食圧の高まりが深刻であると報告されている。例えば、琉球新報の記事によると、西表島西岸の網取湾におけるウミショウブは 2009 年頃から減少し始め、2013 年にはほぼ全滅したと報告されている。また、同記事では、網取湾近隣の崎山湾でも、アオウミガメの摂食圧によりウミショウブ群落が 23 万平方メートルほど減少し、残ったのは防護柵内の 684 平方メートル程度であったと報告されている。さらに、黒島周辺に生息するアオウミガメの推定個体数は、2011 年に 200 頭程度であったのが、2019 年にはその 2 倍以上に増加したと報告されている（西銘 2022）。また、読売新聞の小笠原海洋センターへの取材記事によると、アオウミガメの主要な生息地である小笠原諸島では、アオウミガメの自然孵化数が 1984 年の 5000 頭弱から 2015 年には 5 万頭超へ増加したと報告されている（坂田 2022）。さらに、NHK 鹿児島の報道では、奄美海洋生物研究会によりアオウミガメ調査が始められた 2012 年から 2022 年までに、アオウミガメの個体数が 2 倍ほどに増加したと報告された（NHK 2022）。こうした状況から、漁業へ与える影響も大きく、漁業者がアオウミガメを駆除する事態も発生している（矢野 2022）。また、本調査結果から、アオウミガメによる摂食圧が、サイトのアマモ類の種構成の変化にも大きな影響を与えていることが示唆されているが、ウミガメによる植食や来訪個体数に関する定量的な調査を実施していないことから、時系列を伴う対応関係を示すデータは得られていない。

2-2. 関連研究の動向

本調査における観察記録によると、石垣伊土名サイトのアマモ場に及ぼすウミガメの影響を示す証拠として、サイト周辺においてウミガメによる摂食痕のあるウミショウブが多数発見された（図 4-2-3）。

また、定量的な検討については、堀ほか（未発表）による調査が進行中である。石垣

図 4-2-3.　アオウミガメの食痕（石垣伊土名サイト）。2021 年撮影：島袋寛盛。

伊土名サイト周辺におけるアマモ類のウミガメによる摂食の影響について、ウミガメからウミショウブを保護するゲージの有無によってウミショウブの分布状況を比較している。この調査の予備的な結果の一部として、ゲージ内外におけるウミショウブの草丈階級による株数の違いを図 4-2-4 に示す。その結果、ゲージ内では 20～50 cm の草丈の大きい株が確認された一方で、ゲージ外では確認されなかった。このことから、ゲージ内外でウミショウブの生育に違いがある可能性が示唆されている。

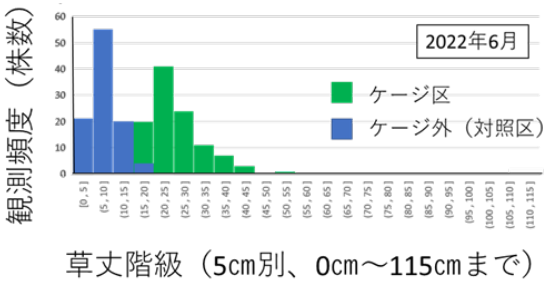


図 4-2-4.　ケージ内外でのウミショウブ草丈変化のヒストグラム（堀ほか未発表）。

3-1. 魚類の影響について

植食性の魚類であるアイゴやブダイ、イスズミ等では、分布北上の事実や予測結果等いくつか報告が上がっている。

アイゴ：生息水温は成魚 10～10.5℃以上、未成魚 10.0～13.5℃以上。摂餌水温は未成魚・成魚で 15℃以上。産卵期の水温は福岡で 21～27℃、沖縄で 25～29℃。飼育適温は 15℃以上とされる（日本水産資源保護協会 1995；海洋生物環境研究所 1978；下茂ほか 2000）。

ブダイ：水温 22.5～27.6℃で孵化率 80%以上（海洋生物環境研究所 1978）。

イスズミ：現状では水温に関する生態情報はほとんどない。

クロダイ：生息水温は成魚 10～30℃（致死限界 3.5℃）。飼育適温は 21～30℃（32℃で異常）。産卵期の水温は 14.5～22℃（日本水産資源保護協会 1980, 1986；海洋生物研究所 1991；下茂ほか 2000）。

これらの魚類については、水温上昇に伴って活動期間が長くなっている。特に分布の北限付近では、これまで活発でなかった冬季に摂食頻度が増加することで、アマモ類・海藻類に急速な被害をもたらすと考えられる。

報道資料や本調査関係者らの私信等によると、静岡県の伊豆半島でも、アイゴとブダイによる主に海藻類への被害が確認されている（NHK 2023）。さらに近年では、「アマモ」に対する被害についての報道は関東地方で多く見られる。例えば、神奈川県の地域情報誌による神奈川県水産技術センターへの取材記事によると、三浦半島の相模湾側では、2010～2011 年ごろからアイゴの食害による磯焼けが確認されている（タウンニュース 2016）。また、朝日新聞の記事によると、小田和湾では 2012 年夏から磯焼けが顕著になったと報告された。ここでは、カジメ等の藻場は 2006 年の 348.3 ha から 2022 年 2 月には 5.3 ha へ減少し、またアマモ場は 42.2 ha から 2.1 ha とほぼ消失したと紹介された（上林 2022）。さらに、山北らによる未発表の観察記録では、これらの魚類だけではなく鳥類による食害の可能性も考えられている。記録によると、横須賀市地先の海域に移植されたアマモ場において、アマモが葉先を斜めに切り取られた様に食べられており、根本 10 cm を残した状態のアマモが撮影された（図 4-2-5）。

また、東日本放送では、東北地方の志津川湾においても近年アイゴが急増しており、磯

焼けの進行が懸念されていると報道された（khb 東日本放送 2022）。

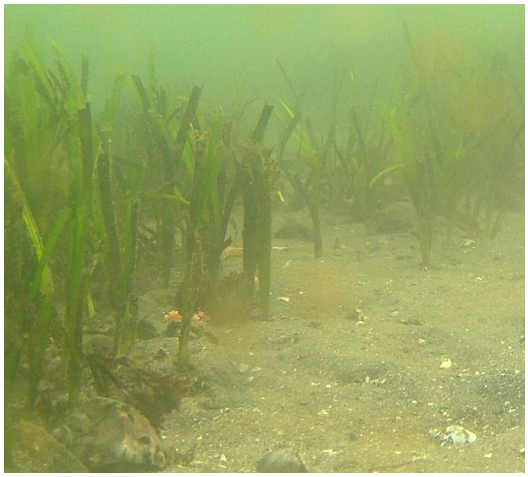


図 4-2-5. 横須賀市地先においてアマモの葉先を何者かに食べられた様子。(協力、よこすか海の市民会議・よこすか海遊クラブ　川口　将人ら)

3-2. 関連研究の動向

笠原ほか（未発表）は、現在これらの植食性魚種の分布域について、日本沿岸の環境 DNA による 2019 年から 2022 年までの主な魚種（ブダイ、アイゴ、イスズミ、メジナ類、クロダイ、ウマヅラハギ、カワハギ）の記録を基に、分布適地を簡易的に推定した（図 4-2-6）。その結果、これらの魚類については、現時点で南三陸付近を南限としているが、今後数十年かけ北海道にまで到達する可能性が示されている。このことからも、今後、アマモ場だけでなく海藻藻場を含めて、それらの変化要因を考慮したモニタリング方法や、変化していく状態に応じた対応策を考える必要がある。

4. まとめ

本まとめにおいて、新聞記事や観察記録を収集調査したところ、アマモ場についても藻場と同様に植食者の個体数の増加や分布の拡大、活動の活発化によって、植生に影響を与えている可能性が示唆された。アマモ場に影響を及ぼすこれらの生物に関しては本調査だけでは捉えきれず、統計資料も十分に収集されていない。しかし、関連研究からはその影響の定量化や、将来の課題を見ることができる。今後は本調査の情報を基礎データとして、影響の評価や対策、より応用的な研究とも連携を強化したい。

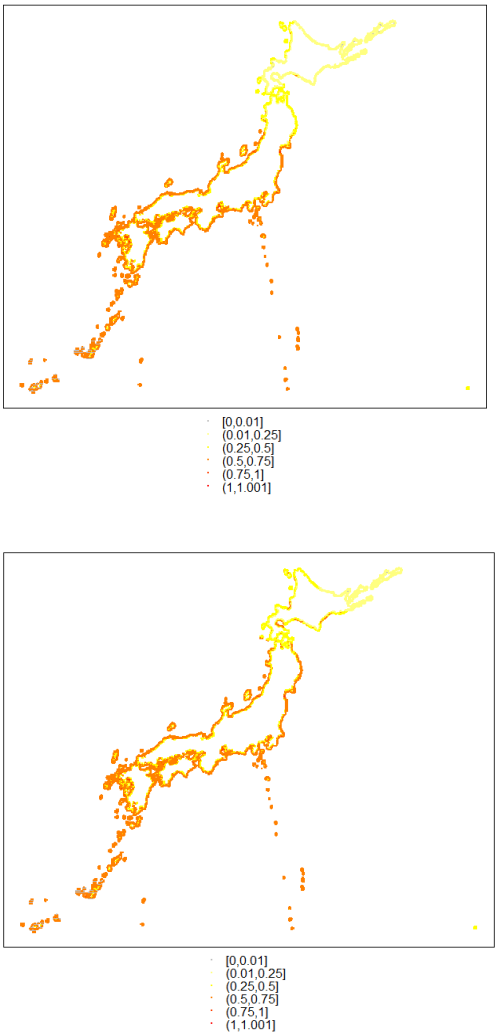


図 4-2-6. 主な植食性魚類の現在の分布適地と将来の分布適地の予備的な推定結果。上図は現在（2000 年前後の気候値の水温を使用)、下図は将来(2050 年前後の水温推定値を使用)を示す。植食性魚類の 2019 年から 2022 年の環境 DNA（ANEMONE のデータベースを使用）による分布に基づき、Yamakita et al. （2022）の変数を用いて最大エントロピー法による簡易的な解析を実施したもの。上図は 2000 年前後の気候値を用いた分布適地の推定結果。下図は 2050 年前後の推定気候値を用いた分布適地の将来予測結果。（未発表。協力：東北大学近藤研究室、笠原、田辺ほか）

5. 引用文献

海洋生物環境研究所 (1978) 沿岸海域水生生物と水域環境の関係に関する文献調査報告書.

khb 東日本放送 (2022) 「宮城・志津川湾に異変　海藻類を食べる厄介者「アイゴ」が急増　磯焼け拡大の懸念」khb 東日本放送 2022 年 3 月 15 日, https://www.youtube.com/watch?v=sIAtwcAlvk8, 2024 年 2 月 20 日確認

NHK (2022) 「NHK 鹿児島 アオウミガメの講座開催 個体数急増 増えすぎの影響も懸念」. 2022 年 8 月 19 日 https://www3.nhk.or.jp/lnews/kagoshima/20220819/5050019981.html, 2024 年 2 月 20 日確認

NHK (2023) 「静岡日本一の“海中林”　復活への挑戦！天敵はアイゴ」. 2023 年 01 月 27 日 https://www.nhk.or.jp/shizuoka/lreport/article/000/36/, 2024 年 05 月 02 日確認

日本水産資源保護協会 (1980) 水生生物生態資料. 日本水産資源保護協会, 東京

日本水産資源保護協会 (1986)水生生物の生活史と生態 (続). 日本水産資源保護協会, 東京

日本水産資源保護協会 (1995) 水産生物の生活史と生態 (続). 日本水産資源保護協会, 東京

西銘研志郎 (2022) 「アオウミガメが増加、希少な海草が全滅の危機 沖縄・西表島で食害深刻、生態系崩れ漁業にも影響 環境省は管理計画を検討」. 琉球新報 2022 年 8 月 4 日. https://ryukyushimpo.jp/news/entry-1560482.html, 2024 年 2 月 20 日確認

坂田元司 (2022) 「捕食者おらず、ウミガメのパラダイス」アオウミガメ急増で食害 希少海草群生地消失の危機…沖縄・西表島」. 読売新聞. 2022 年 6 月 27 日. https://www.yomiuri.co.jp/local/kyushu/news/20220627-OYTNT50087/, 2024 年 2 月 20 日確認

下茂 繁, 秋本 泰, 高浜 洋 (2000) 海生生物の温度影響に関する文献調査 ［含 対温度反応総括表］. 海洋生物環境研究所研究報告, 2: 1-351

海洋生物環境研究所 (1991) 沿岸至近域における海洋生物の生態知見 魚類・イカタコ類編. 海洋生物環境研究所.

タウンニュース (2016) 「海の厄介者 活用探る 「アイゴ」による食害が深刻」. タウンニュース 横須賀版. 2016 年 7 月 29 日. https://www.townnews.co.jp/0501/2016/07/29/342472.html, 2024 年 2 月 20 日確認

上林 格 (2022) 「ワカメやアマモが消えた透明度が高い海 藻場再生へ期待の特効薬は？」. 朝日新聞 デジタル. 2022 年 12 月 27 日. https://www.asahi.com/articles/ASQDP5V-6WQDCOXIE004.html, 2024 年 2 月 20 日確認

矢野恵祐 (2022) 「絶滅危惧アオウミガメ、漁師が 30 頭超の首元を刺す…刺し網から放流時に暴れ「身の危険」」. 読売新聞. 2022 年 8 月 31 日. https://www.yomiuri.co.jp/science/20220831-OYT1T50209/, 2024 年 2 月 20 日確認

Yamakita T, Sodeyama F, Iguchi A, Kitano YF, Teshima KM, Shimura A, Nakabayashi A, Nagai S, Nakamura T, Aizawa H, Yasuda N (2022) Consideration of Genetic Structure in the Ecologically and Biologically Significant Marine Areas (EBSA) Criteria: A Review of Convention on Biological Diversity (CBD) Regional Workshops and A Case Study of Coral Reef Conservation Planning. Frontiers in Marine Science, doi: 10.3389/fmars.2022.823009

1. 日本の藻場：分布と植生の特徴

南北に長い日本は、海水温の緯度的な勾配が見られると共に、寒流や暖流が複雑に影響し、地域によって最高水温と最低水温の幅が異なる（Terada et al. 2021）。北海道や東北地方の太平洋沿岸では、亜寒帯性のコンブ類（コンブ目）の藻場（コンブ藻場）が見られるのに対し、本州中南部太平洋沿岸や日本海沿岸、四国、九州沿岸では、黒潮や対馬海流域に沿って温帯性のアラメ・カジメ類（コンブ目）の藻場（アラメ・カジメ場）が見られる。ホンダワラ類（ヒバマタ目）（口絵 8）は亜寒帯から温帯、熱帯・亜熱帯域にかけて広く見られるが、温帯域と熱帯・亜熱帯域では構成種が大きく異なっている（寺田ほか 2004；田中ほか 2013；Terada et al. 2021）。なお、南西諸島にはコンブ目藻類の藻場が見られず、ホンダワラ類が唯一の海藻藻場を形成するが、サンゴ礁生態系の一部としてサンゴ群集やアマモ場とともに成立する点で、海藻単独で成立する温帯や亜寒帯の藻場とは異なっている。

2. モニ 1000 藻場のモニタリングで見られる藻場の変化

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査では、環境や植生区分を基に、全国 6 か所にサイトを設置して藻場のモニタリングを実施している（Terada et al. 2021）。北海道の室蘭サイトでは、亜寒帯性のコンブ藻場、本州太平洋沿岸の宮城県南三陸町の志津川サイトでは温帯性種のアラメ（口絵 8）、静岡県下田市の伊豆下田サイトではアラメやカジメ（口絵 8）を中心にモニタリングを行っている。日本海に面した兵庫県豊岡市の竹野サイトでは、クロメ（口絵 9）とともにヨレモクモドキ（口絵 9）等のホンダワラ類をモニタリングしている。同様に、紀淡海峡に位置する淡路由良サイトでは、カジメとともにヤナギモク（口絵 9）等のホンダワラ類をモニタリングしている。また、九州南西部に位置する鹿児島県長島町の薩摩長島サイトでは、アラメ・カジメ類で最も低緯度まで分布するアントクメ（口絵 9）を中心にモニタリングを行っている。

調査サイトでは、室蘭サイトのマコンブ（口絵 8）や志津川サイトのアラメなど、林冠を構成する優占種が安定して高密度で繁茂する藻場が見られている。一方で、複数の林冠構成種が混生する藻場では、枯死流失等のギャップに他の種が加入するギャップダイナミクスが頻繁に観察され、数年程度での優占種の交代等が見られる（Terada et al. 2021）。さらに、マコンブやカジメ等の多年生種の安定群落においても、老成体の枯死流失によるギャップに幼体が加入する群落更新も見られている。また、台風の強い波浪等によるかく乱が藻場に重大な影響を及ぼすことも事象として観察されている。さらに、東北地方太平洋沖地震の津波や地盤低下による影響も、志津川サイトにおける震災前からのモニタリングにより、影響の有無や程度が的確に把握されている（Sakanishi et al. 2018）。

しかし近年、これらの動態とは異なる藻場の衰退や消失が見られるようになってきた。室蘭サイトでは 2017 年以降、マコンブが水深 2 m より深い沖側で広範囲で衰退し、ウニの食害が目立つようになった（図 4-2-7）。波浪の強い岸側ではマコンブが引き続き繁茂しているが、衰退した沖側では、ウニが登れないような岩塊の上を除き、磯焼け状態が続いている。

図 4-2-7. 岩塊の上部のみに見られる室蘭サイトのマコンブ（2020 年 9 月 10 日：寺田竜太 撮影）

薩摩長島サイト（堂崎）のアントクメは、魚によると思われる摂食圧により、2016 年にほぼ消失し、2017 年以降は見られなくなった（図 4-2-8）。アントクメは東シナ海に面した沿岸から広範囲で消失したが、八代海内では引き続き見られることから、2 か所目のサイト（諸浦）を増設してモニタリングを継続している（Terada et al. 2016；寺田ほか 2021）。

図 4-2-8．葉状部を欠損した薩摩長島サイトのアントクメ（2016 年 7 月 7 日：寺田竜太 撮影）。

伊豆下田サイトのカジメは 2009 年のモニタリング開始以来、2018 年までは安定した状態が続いていた。しかし、2019 年から 2021 年にかけて顕著に衰退し、2022 年には見られなくなった（図 4-2-9）。2018 年以降、黒潮大蛇行によって冬季の海水温が高くなったことや、藻体に魚の摂食痕が多数見られたことから、藻場衰退の原因は高水温とそれに伴う藻食性魚類の摂食活動の活発化であると考えられている。

図 4-2-9．葉状部を欠損した伊豆下田サイトのカジメ（2021 年 10 月 15 日：倉島　彰 撮影）。

志津川サイトと竹野サイト、淡路由良サイトについては良好な藻場が見られているが、竹野サイトでは 2021 年にホンダワラ類の大型個体の衰退が見られ、今後の動向が注視されている。淡路由良サイトについても良好な藻場が維持されているが、優占種の交代が頻繁に見られている。

3. 藻場の変化や衰退に影響を及ぼす要因

本調査で見られている藻場の衰退や消失といった現象は、日本に留まらず、オーストラリアやヨーロッパ西部、米国カリフォルニア州沿岸でも報告されており、沿岸生態系の種多様性や資源の持続的な利用を図る点で深刻な問題となっている（Vergés et al. 2014；Straub et al. 2016；Krumhansl et al. 2016；Wernberg et al. 2016, 2019；Smale 2020；馬場 2021）。

海藻類の分布と植生において、九州南部や四国の太平洋沿岸は、温帯性種の分布の南限に近い。一方、南西諸島は熱帯・亜熱帯性種の分布域となっており、植生と藻場景観が大きく変化する。例えば、アラメは九州北部の玄海灘、カジメ（クロメを含む）は熊本県天草や宮崎県中部が分布南限となっている（Terada et al. 2021）。また、アントクメは鹿児島県が分布南限となっており、ワカメ（口絵 9）についても、薩摩半島や大隅半島が日本における分布南限となっている（田中ほか 2013；Watanabe et al. 2014；Terada et al. 2016, 2021）。

このような海域では、分布南限域の藻場の衰退や各種の分布南限の北上、構成種の変化が報告されており、沿岸生態系の急速な変化が懸念されている。海藻類の分布の南限（南半球では北限）の個体群は、地球温暖化等で海水温が長期的に上昇する場合、夏季の水温が生理的な閾値を超える可能性もあり、地球温暖化の影響の一つとして、海水温が個々の種の生残に直接及ぼす影響が考えられている（Wiens 2016；Smale 2020；馬場 2021）。実際、高知県の土佐湾では、2000 年代にカジメが広範囲に衰退するとともに、熱帯性・亜熱帯性種のガラモ場に置き換わったと報告され

ており、海水温の長期的な上昇との関係が指摘されている（Tanaka et al. 2012）。

九州南部においても藻場構成種の交代が報告されている。鹿児島県本土や宮崎県では温帯性種主体の藻場が元々見られていたが、2000 年代以降は熱帯・亜熱帯性のホンダワラ類がよく見られるようになり、藻場からサンゴ群集に変化した場所も報告されている（荒武ほか 2007；中島ほか 2013；田中ほか 2013；畳谷ほか 2014；寺田ほか 2021）。また、本州中南部の愛知県沿岸でも、サガラメ・カジメ類の衰退が報告されている（蒲原ほか 2007；阿知波ほか 2014；服部ほか 2014）。

一方、津軽海峡周辺の亜寒帯と温帯の分布推移帯においても、温帯性種の北上や亜寒帯性種の衰退が報告されている。青森県下北半島の大間周辺では、マコンブやチガイソ（口絵 8）、スジメ等の亜寒帯性種が減少し、アオワカメやツルアラメ、ワカメが増加したが、冬季水温の上昇傾向との関連が指摘されている（Kirihara et al. 2006）。また、青森県の日本海沿岸は暖流である対馬海流の影響を受けることから、日本海におけるマコンブの分布の南限に位置するが、2000 年以降はマコンブの分布が約 15 km 北上したとされている（藤川・桐原 2018）。ただし、藻場を構成する海藻 30 種の文献に基づく分布情報を基に、各種の分布中心の推移速度と方向、増減傾向を解析した結果、分布の北限が拡大した種よりも、分布の南限が縮小した種が多いことが報告されている（熊谷 2020；Kumagai et al. 2018）。

水温の影響は、長期的な変化に加えて、短期的な高水温が影響を与えることも報告されている。例えば、オーストラリア南西部では、短期的な高水温（Marine heat wave）が *Ecklonia radiata*（コンブ目）と *Scytothalia dorcarpa*（ヒバマタ目）の分布に影響を及ぼし、前者の分布域が広範囲に衰退した一方で、後者の分布域が拡大したことが報告されている（Smale and Wernberg 2013；Wernberg et al. 2016）。この違いは、両種の温度特性、特に高温の耐性の差によることが指摘されている（Wernberg et al. 2016）。似たような事象は、九州北部のアラメ場でも見られ、アラメが玄界灘周辺で衰退傾向にある一方、アラメ場からガラモ場への変化が見られている（日髙ほか 2016；清本ほか 2021）。

短期的な高水温は日本でも見られており、2013 年に玄海灘で見られた夏季の高水温では、アラメ胞子体の葉状部が広範囲に消失した（八谷ほか 2014）。また、コンブ目海藻は大形の胞子体と小形の配偶体の異形世代交代の生活環を持つことから、胞子体が生残できたとしても、配偶体の高温閾値に至った場合は次世代に世代交代できずに枯死する場合も懸念されている（Watanabe et al. 2014；馬場 2021）。実際、ワカメの分布南限である鹿児島湾の夏季水温（28～29°C）は、ワカメ配偶体の高温閾値に近いことが知られている（Watanabe et al. 2014）。

しかし、藻場の衰退や構成の変化は、海水温の変化だけでは説明できない場合も多く知られている。鹿児島湾の栽培漁業施設で 1970 年代から 2010 年頃までの約 40 年間に測定された海水温は、冬季水温を直線に近似した結果は有意に増加していたが、夏季水温の傾きは正だったものの、有意と言えるほどではなかった（土屋ほか 2011）。2013 年に玄海灘で見られた 30℃以上に達する高水温は、温帯性種の生残に影響を与えるインパクトがあったが、本調査でモニタリングしていたアラメやカジメ、アントクメ等の衰退や消失が、温度のみによって生じたとは考えにくい。

本調査においてアラメやカジメ、アントクメが衰退した際は、葉状部の多くが魚の食害で失われていた。温帯域の藻場では、魚やウニの食圧が藻場構成種の生残に大きく影響を及ぼしていることが報告されている（桐山ほか 1999, 2001, 2002, 2005a, 2005b；野田ほか 2002, 2011, 2014, 2018；山内ほか 2009；藤﨑 2017）。温帯域の藻場は、以前よりウニの食圧を受けた上で成立しているが、魚の食圧が加わることで衰退することも知られている（Vergés et al. 2014；熊谷 2020）。また、温帯性の藻場生態系が「熱帯化」する過程を下田と式根島で実験的に調査した報告では、暖海性の藻食性魚類の食圧の増加が藻場を衰退させることが明らかになっている（Agostini et al. 2021）。このような藻食性魚類としてはアイゴやイスズミ類が知られているが（図 4-2-10）、これらの魚は冬季の水温で食圧が低下することが知られている（桐山ほか 2001）。

アントクメは一年生種であることから、薩摩長島サイトでは 12 月から 1 月にかけて、新規の幼体が加入する。この時期は、海水温が顕著に低下する時期に重なり、アイゴやイスズミの摂食量も低下している。しかし、近年は秋から冬の水温が高留まりする傾向にあり、アントクメの芽生えの時期でも魚の食圧が高い可能性が考えられる。伊豆下田サイトのアラメやカジメの衰退についても、2018 年以降は黒潮大蛇行の影響によって冬季の海水温が高くなったことにより、冬場の高水温とそれに伴う藻食性魚類の摂食活動の活発化によるところが大きいと思われる。

図 4-2-10. 薩摩長島サイトで見られたアイゴ（2019 年 6 月 21 日：寺田竜太撮影）。

室蘭サイトのコンブ藻場では、ウニの食圧が強い沖側は磯焼け状態だが、永久方形枠を設置している岸側の場所は高密度な藻場が維持されている。この要因としては、絶え間ない波浪とうねりにより、岸側の群落内へのウニの侵入が阻まれていることが大きいと思われるが、沖側はウニが登れない岩塊の上を除き、食圧の影響を強く受けている。実際、ウニの接食は波浪の影響を強く受けていることが実験系で明らかになっており、水深 2 m 前後の振動流ではほとんど接食できないことが知られている（Kawamata 1998）。なお、ウニの食害が顕著になった当初は、コンブ類のみが消失してハケサキノコギリヒバ等は残存したが、その後は無節サンゴモ類（口絵 1）を除いてほとんどの海藻が消失した。ウニの食圧による磯焼けは国内外で古くから知られているが、近年では米国のカリフォルニア沿岸でウニが大発生し、ジャイアントケルプの藻場の衰退が報告されるなど、世界的な問題ともなっている。また、藻場から磯焼けやその逆方向のシフトは、大規模な海洋変動のレジームシフトを反映している場合もあるが、藻場から磯焼けへのシフトの閾値と逆方向のシフトの閾値は異なる場合もあり、藻場の再生の可能性に関する評価は環境条件によって多様である（Filbee-Dexter and Scheibling 2014；Hong et al. 2021）。

藻食魚介類の藻場への影響の詳細については今後の研究が待たれるが、水温環境の変化が海藻の生長や生残に直接的に影響を及ぼす要因となりうる一方で、生物を介した間接的な影響による要因も多いと思われる。特に、本事業のモニタリングサイトでは、水温環境の変化が魚介類の分布や摂食圧とその期間に変化をもたらし、藻場の衰退や消失を加速させる要因になっていると考えられる（桐山 2009；村瀬・野田 2018）。このような食圧の変化はオーストラリア等の海外でも報告されており、モデルによる将来予測でも魚の食圧の影響が示唆されている（Vergés et al. 2014；Kumagai et al. 2018；熊谷 2020）。

4. 将来予測と今後の動向

藻場分布の将来予測においても、海水温の今後の変化の可能性を基に、藻場を形成する種の分布がより高緯度にシフトすると予測されている（桑原ほか 2006；Takao et al. 2015；Kumagai et al. 2018；熊谷 2020；Sudo et al 2020）。実際、桑原ほか（2006）の解析による 100 年後の予測では、アラメの分布の北限と南限が北海道南部と福島県沿岸になると推定している。Sudo et al.（2020）の予測でも、北海道産のコンブ類のうち、ネコアシコンブやガッガラコンブ、ナガコンブ等はより高緯度や低水温域に分布がシフトし、北海道東部から消失する可能性を示唆している。また、Takao et al.（2015）の報告では、気候予測モデルと CO_2 排出シナリオによって違いは生じるが、カジメの分布の将来の変化とアイゴによる食害が予測されている。

5. おわりに

本調査の藻場モニタリングのデータは、構成種と被度の変化が主体となることから、変化の要因を本調査のデータのみで示すことは難しい。また、全国 6 か所の観測「点」でのモニタ

リングであることから、本調査で見られる事象が局所的なのか、広範囲で生じていることなのかも把握が難しい。しかし、統一した手法による長期モニタリングの実施は、藻場の変化を迅速に捉えることに成功しており、高く評価できる。また、得られた結果を基に、サイト周辺での状況を把握する補完調査を行うことで、変化の規模をより的確に捉えることができる。その成果の例として、藻場生態系では、実際、薩摩長島サイトのアントクメについて、藻場消失後の 2019 年にサイトの周辺で広範囲に調査を実施し、東シナ海に面したサイト周辺で広範囲に生育していることを明らかにした一方で、八代海内部では藻場が維持されていることを確認した（寺田ほか 2021）。また、アマモ場生態系でも、指宿サイトにおいてアマモの消失を確認したが、鹿児島湾全域で 2021 年に生育調査をした結果、鹿児島湾内のアマモ場は、2006 年の調査結果と比較して約 1/10 に減少したことが明らかになった（新北・寺田 2023）。

本調査サイトにおける藻場の衰退や消失の要因については、本稿で紹介した藻場消失に関する既存の文献を整理した結果、ウニの食圧による磯焼けや、藻食性魚類の摂食活動の活発化による影響が大きいと考えられたが、この影響が継続する場合、藻場の衰退や消失は長く継続することも懸念される。地球温暖化が藻場生態系に及ぼす影響は、海域や藻場の種類によって異なるものの、今後数十年継続することも指摘されており（Smale 2020）、本事業による長期観測が担う役割はますます高いものになると考える。

6. 引用文献

阿知波 英明, 落合 真哉, 芝 修一 (2014) 愛知県沿岸におけるサガラメ・カジメ分布面積の変動と衰退要因. 愛知県水産試験場研究報告, 19: 38-43

Agostini S, Harvey BP, Milazzo M, Wada S, Kon K, Floc'h N, Komatsu K, Kuroyama M, Hall-Spencer JM (2021) Simplification, not "tropicalization", of temperate marine ecosystems under ocean warming and acidification. Global Change Biology, 27: 4771-4784

荒武 久道, 清水 博, 渡辺 耕平, 吉田 吾郎 (2007) 宮崎県南部串間市沿岸のホンダワラ藻場の変遷. 宮崎県水産試験場研究報告, 11: 1-13

馬場 将輔 (2021) 温暖化による大型褐藻類の生育反応および分布変動. 海生研研報, 26: 1-28

Filbee-Dexter K, Scheibling RE (2014) Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. Marine ecology progress series, 495: 1-25

藤川 義一, 桐原 慎二 (2018) 青森県日本海沿岸の藻場に関する漁業者からの聞取り結果. 日本水産工学会誌, 55: 65-70

藤崎 博 (2017) 佐賀県玄海海域における藻場の現状と課題. 佐賀県玄海水産振興センター研究報告, 8: 11-15

服部 克也, 阿知波 英明, 宮向 智興 (2014) 豊浜西之浦地先に見られたホンダワラ科藻体と混生しているコンブ科藻体のアイゴによる採食程度. 愛知県水産試験場研究報告, 19: 25-31

日高 研人, 森 慎也, 梨木 大輔, 後川 龍男, 内藤 剛 (2016) 筑前海における藻場の現状および藻場造成に関する研究. 福岡県水産海洋技術センター研究報告, 26: 47-55

Hong S, Kim J, Ko YW, Yang KM, Macias D, Kim JH (2021) Effects of sea urchin and herbivorous gastropod removal, coupled with transplantation, on seaweed forest restoration. Botanica Marina, 64: 427-438

蒲原 聡, 原田 靖子, 服部 克也 (2007) 小型定置網の漁獲物から推察した伊勢湾東部沿岸及び三河湾沿岸におけるアイゴ *Siganus fuscescens* の分布とサガラメ *Eisenia arborea* 藻場の消失との関係. 日本水産工学会誌, 44: 139-145

Kawamata S (1998) Effect of wave-induced oscillatory flow on grazing by a subtidal sea urchin *Strongylocentrotus nudus* (A. Agassiz). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 224: 31-48

桐山 隆哉, 藤井 明彦, 吉村 拓, 清本 節夫, 四井 敏雄 (1999) 長崎県下で 1998 年秋に発生したアラメ類の葉状部欠損現象. 水産増殖, 47: 319-323

桐山 隆哉, 野田 幹雄, 藤井 明彦 (2001) 藻食性魚類数種によるクロメの摂食と摂食痕. 水産増, 49: 431-438
桐山 隆哉, 藤井 明彦, 四井 敏雄 (2002) 長崎県下で広く認められたヒジキの生育阻害の原因. 水産増殖, 50: 295-300
桐山 隆哉, 藤井 明彦, 藤田 雄二 (2005a) 藻食性魚類によるヒジキの摂食と摂食痕の特徴. 水産増殖, 53: 355-365
桐山 隆哉, 藤井 明彦, 藤田 雄二 (2005b) 長崎県沿岸におけるヒジキ生育不良現象を摂食によって誘発している原因魚種. 水産増殖, 53: 419-423
桐山 隆哉 (2009) 長崎県沿岸の近年における大型褐藻群落の衰退現象に関する研究. 長崎県水産試験場研究報告, 35: 15-78
Kirihara S, Nakamura T, Kon N, Fujita D, Notoya M (2006) Recent fluctuations in distribution and biomass of cold and warm temperature species of Laminarialean algae at Cape Ohma, northern Honshu, Japan. Journal of applied phycology, 18: 521-527
清本 節夫, 山仲 洋紀, 吉村 拓, 八谷 光介, 邵 花梅, 門田 立, 玉置昭夫 (2021) 九州北西部壱岐島和歌地先におけるカジメ科海藻藻場の消失までの長期変動. 日本水産学会誌, 87: 642-651
Krumhansl KA, Okamoto DK, Rassweiler A, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh KC, Novak M, Bolton JJ, Cavanaugh KC, Connell SD, Johnson CR, Konar B, Ling SD, Micheli F, Norderhaug KM, Pérez-Matus A, Sousa-Pinto I, Reed DC, Salomon AK, Shears NT, Wernberg T, Anderson RJ, Barrett NS, Buschmann AH, Carr MH, Caselle JE, Derrien-Courtel S, Edgar GJ, Edwards M, Estes JA, Goodwin C, Kenner MC, Kushner DJ, Moy FE, Nunn J, Steneck RS, Vásquez J, Watson J, Witman JD, Byrnes JE (2016) Global patterns of kelp forest change over the past half-century. Proceedings of the National Academy of Sciences, 113: 13785-13790
熊谷 直喜 (2020) 気候変動に伴う藻場群集の地理的分布変化. 藻類, 68: 91-97
Kumagai NH, Molinos JG, Yamano H, Takao S, Fujii M, Yamanaka Y (2018) Ocean currents and herbivory drive macroalgae-to-coral community shift under climate warming. Proceedings of the national academy of sciences, 115: 8990-8995
桑原 久実, 明田 定満, 小林 聡, 竹下 彰, 山下 洋, 城戸 勝利 (2006) 温暖化による我が国水産生物の分布域の変化予測. 地球環境, 11: 49-57
村瀬 昇, 野田 幹雄 (2018) 水温の変動が藻場構成種および植食性魚類に与える影響. 海洋と生物, 40: 226-232
中島 広樹, 田中 敏博, 吉満 敏, 寺田竜太 (2013) 鹿児島県笠沙におけるホンダワラ属藻類 3 種の季節変化と藻場垂直分布の長期変化. 藻類, 61: 97-105
野田 幹雄, 北山 和仁, 新井 章吾 (2002) 響灘蓋井島の秋季と春季における成魚期のアイゴの食性. 日本水産工学会誌, 39: 5-13
野田 幹雄, 大原 啓史, 浦川 賢二, 村瀬 昇, 山元憲一 (2011) 響灘蓋井島のガラモ場に出現したアイゴ成魚の餌利用−大型褐藻類の採餌との関連−. 日本水産学会誌, 77: 1008-1019
野田 幹雄, 大原 啓史, 村瀬 昇, 池田 至, 山元憲一 (2014) アイゴによるアラメおよび数種のホンダワラ類の被食過程と群落構造の関係. 日本水産学会誌, 80: 201-213
野田 幹雄, 木下 淳司, 棚田 教生, 村瀬 昇 (2018) 短期間で発生したカジメ科海藻の磯焼けにおけるアイゴの食痕の特徴. 水産大学校研究報告, 66: 111-122
Sakanishi Y, Kurashima A, Dazai A, Abe T, Aoki M, Tanaka J (2018) Long-term changes in a kelp bed of *Eisenia bicyclis* (Kjellman) Setchell due to subsidence caused by the 2011 Great East Japan Earthquake in Shizugawa Bay, Japan. Phycological Research, 66: 253-261
新北 成実, 寺田 竜太 (2023) 鹿児島湾のアマモ場: 2021 年の分布状況と長期的な衰退. 日本水産学会誌, 89: 510-520
Smale DA (2020) Impacts of ocean warming on kelp forest ecosystems. New Phytologist, 225: 1447-1454
Smale DA, Wernberg T (2013) Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 280: 20122829
Straub SC, Thomsen MS, Wernberg T (2016) The dynamic biogeography of the Anthropocene: The speed of recent range shifts in seaweeds. In:

Hu ZM, Fraser C (ed) Seaweed phylogeography: Adaptation and evolution of seaweeds under environmental change, 63-93. Springer

Sudo K, Watanabe K, Yotsukura N, Nakaoka M (2020) Predictions of kelp distribution shifts along the northern coast of Japan. Ecological Research, 35: 47-60

Takao S, Kumagai NH, Yamano H, Fujii M, Yamanaka Y (2015) Projecting the impacts of rising seawater temperatures on the distribution of seaweeds around Japan under multiple climate change scenarios. Ecology and evolution, 5: 213-223

Tanaka K, Taino S, Haraguchi H, Prendergast G, Hiraoka M (2012) Warming off southwestern Japan linked to distributional shifts of subtidal canopy-forming seaweeds. Ecology and evolution, 2: 2854-2865

田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌, 79: 20-30

畳谷 伊織, 倉堀 宇弘, 島袋 寛盛, 寺田 竜太 (2014) 鹿児島県大隅半島西岸における藻場構成種と分布の特性. 藻類, 62: 152-160

Terada R, Abe M, Abe T, Aoki Masakazu, Dazai A, Endo H, Kamiya M, Kawai H, Kurashima A, Motomura T, Murase N, Sakanishi Y, Shimabukuro H, Tanaka J, Yoshida G, Aoki Misuzu (2021) Japan's nationwide long-term monitoring survey of seaweed communities known as the “Monitoring Sites 1000”: Ten-year overview and future perspectives. Phycological Research, 69: 12-30

Terada R, Shikada S, Watanabe Y, Nakazaki Y, Matsumoto K, Kozono J, Saino N, Nishihara, GN (2016) Effect of PAR and temperature on the photosynthesis of the Japanese alga, *Ecklonia radicosa* (Laminariales), based on field and laboratory measurements. Phycologia, 55: 178-186

寺田 竜太, 進藤 蒼, 田中 美和, 江﨑 聡 (2021) 鹿児島県長島における藻場の長期変化, 特に東シナ海に面した沿岸からの藻場の消失. 日本水産学会誌, 87: 631-641

寺田 竜太, 田中 敏博, 島袋 寛盛 (2004) 温帯・亜熱帯境界域におけるガラモ場の特性. 月刊海洋, 36: 784-790

土屋 勇太郎, 坂口 欣也, 寺田竜太 (2011) 鹿児島湾桜島におけるホンダワラ属 (ヒバマタ目) 藻類 4 種, マメタワラ, ヤツマタモク, コブクロモク, キレバモクの季節的消長と生育環境. 藻類, 59: 1-8

Vergés A, Steinberg PD, Hay ME, Poore AG, Campbell AH, Ballesteros E, Heck KL, Booth DJ, Coleman MA, Feary DA, Figueira W, Langlois T, Marzinelli EM, Mizerek T, Mumby PJ, Nakamura Y, Roughan M, van Sebille E, Gupta AS, Smale DA, Tomas F, Wernberg T, Wilson SK (2014) The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 281: 20140846

Watanabe Y, Nishihara GN, Tokunaga S, Terada R (2014) The effect of irradiance and temperature responses and the phenology of a native alga, *Undaria pinnatifida* (Laminariales), at the southern limit of its natural distribution in Japan. Journal of Applied Phycology, 26: 2405-2415

Wernberg T, de Bettignies T, Joy BA, Finnegan PM (2016) Physiological responses of habitat‐forming seaweeds to increasing temperatures. Limnology and Oceanography, 61: 2180-2190

Wernberg T, Krumhansl K, Filbee-Dexter K, Pedersen MF (2019) Status and trends for the world’s kelp forests. In: Sheppard C (ed), World seas: An environmental evaluation. Volume III: Ecological issues and environmental impacts, 2nd ed., 57-78. Academic Press, London

Wiens JJ (2016) Climate-related local extinctions are already widespread among plant and animal species PLOS Biology 14: e2001104

山内 信, 木村 創, 高橋 芳明, 野田 幹雄 (2009) アイゴの摂食行動に及ぼすクロメ密度の影響について. 水産増殖, 57: 429-435

八谷 光介, 桐山 隆哉, 清本 節夫, 種子田 雄, 吉村 拓 (2014) 2013 年に発生した長崎県壱岐市郷ノ浦町地先におけるアラメ・カジメ場の衰退過程について-夏季の高水温による発生と秋季の食害による拡大. Algal resources, 7: 79-94

3. 東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証

仲岡雅裕、金谷　弦、鈴木孝男、坂西芳彦、阿部拓三、早川　淳

1. はじめに

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査では、東北地方太平洋沿岸にある 3 サイト（松川浦：干潟、大槌湾：アマモ場、志津川湾：藻場）において、東北地方太平洋沖地震（以下「地震」という）に伴い発生した津波や地盤沈下が、海洋生態系に与えた影響を解析してきた（仲岡ほか 2013, 2019）。本事業による定期調査は地震発生の 3 年前にあたる 2008 年から開始されているため、事前事後の比較により、地震の影響及び回復過程の定量的な評価が可能である。

2019 年に公開された「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2016 年度とりまとめ報告書」では、上記 3 サイトで 2008～2016 年にかけて取得された干潟の底生動物の個体数、アマモ場のアマモ類の被度、及び藻場の海藻類の被度のデータを用いた解析を行った。その結果、津波のかく乱を受けた干潟とアマモ場では、その後の長期的な生物の回復過程が大きく異なること、また、藻場については地盤沈下に伴う被度の低下が時間の経過とともにさらに進行することが明らかになった。また、同じサイト内においても、干潟内の位置やアマモ場、藻場の水深の違いによって、回復パターンや回復速度が大きく異なることも判明した。さらに、復興事業に伴う防潮堤の建設や土地改良工事等により、震災後の沿岸の自然生態系に負荷がかかっていることや、現在進行しつつある気候変動に伴う海水温上昇等が、かく乱からの回復過程に影響を与える可能性があることが示唆された（仲岡ほか 2019）。

その後、本調査の継続に伴い、地震後 11 年間（2012～2022 年）のデータが集積されている。そこで本章では、前回に引き続き、3 サイトのデータを同一の方法で比較することにより、震災後の各生態系の長期的な変化について把握するとともに、その変動要因について検討した。

なお、上記 3 サイトにおける生物相及び周辺環境の地震前後の長期変化の詳細は、それぞれ第 3 章の干潟生態系「松川浦サイト」、アマモ場生態系「大槌サイト」、藻場生態系「志津川サイト」の中で詳しく述べられているので、参照されたい。

2. 材料と方法

上述の 3 サイトについて、2008～2022 年に年 1 回ずつの調査で得られた干潟の底生動物、アマモ類、海藻類の定量データの比較を行った。調査方法とデータ解析方法は、前回の報告書（仲岡ほか 2019）と同じであり、以下に説明する。なお、各サイトの詳細は、各生態系の報告を参考にされたい。

松川浦サイト（干潟）については、潟湖開口部に近い A エリアと潟湖奥部の B エリアの 2 か所で得られた底生動物のデータより、それぞれのエリアの潮間帯上部、下部について、個体数密度の時間変化を求めた。大槌サイト（アマモ場）については、吉里吉里エリア、根浜エリアに水深軸に沿って設置された調査地点毎に得られたアマモ類の全体被度のデータを経年的に比較した。志津川サイト（藻場）については、ライン調査で水深軸に沿って設置された方形枠（50 cm × 50 cm）、及び永久方形枠調査で設定された 3 つの永久方形枠（2 m × 2 m）に出現する大型海藻類の被度のデータを比較した。

各目的変数について、まず地震前である 2008～2010 年の 3 年間のデータより、平均値及びその 95%信頼区間を求めた。次いで、地震直後の 2011 年のデータをこの値と比較して、95%信頼区間より低い値は、地震（津波や地盤沈下）により数値が有意に減少したと判定した。有意な減少と判定した調査地点についてはさらに、2012 年以降の値を上記 2008～2010 年の平均値と信頼区間、及び 2011 年の値と比較して、回復過程を下記のように区分した。

１：過回復：数値が地震前の信頼区間より高いケース
２：回復：数値が地震前の信頼区間内に収まるケース
３：回復途上：数値が 2011 年の値よりも高いものの、地震前の信頼区間よりも低いケース
４：未回復：数値が 2011 年の値と同じレベルにとどまるケース
５：減少継続：数値が 2011 年の値より低いケース

なお、３、４、５における 2011 年の値と比較しての増減は、被度で 10 ポイント以上の変化が生じたかどうかで判定した。

2011 年とそれ以前で数値の有意な変化が検出されなかった観測点の 2012 年以降の変化については、次の 3 つの変動パターンを識別した。

６：地震後に増加：2011 年を含めて数値が地震前の信頼区間より高いケース
７：変化なし：2011 年を含めて数値が地震前の信頼区間内に収まるケース
８：時間的遅れを伴った減少：2012 年以降に初めて地震前の信頼区間を下回るケース

アマモ場、藻場の被度データはアークサイン変換をして解析を行った（表 4-3-1 では変換前の値を表示している）。なお、震災前の平均被度が 5%未満であった調査地点（大槌サイト；根浜エリアの St. 7、志津川サイト；ライン調査の St. 9、St. 10）は解析から省いた。

表 4-3-1．地震前後の底生動物の個体数密度（松川浦サイト）、アマモ類の被度（大槌サイト）、大型海藻類の被度（志津川サイト）の時間変化と回復過程の判定結果。

松川浦　　密度(m^2)

エリア	潮位	2008	2009	2010	地震前平均	95%信頼区間下限	95%信頼区間上限	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	判定
A	上部	363	2265	1643	1424	326	2522	57	1665	994	6273	1786	4151	2475	5055	2819	7566	3338	5420	1 ：過回復
A	下部	506	2141	673	1107	89	2125	7	1251	2465	5074	5483	9780	2887	7443	5410	6962	13669	8265	1 ：過回復
B	上部	982	1551	657	1063	552	1575	81	1855	2764	4229	5739	1603	1256	3979	2499	2467	479	636	1 ：過回復
B	下部	515	1165	576	752	346	1158	0	1376	2010	4755	2309	781	3616	2762	480	4390	215	508	1 ：過回復

大槌　　被度(%)

	水深 (m)	2008	2009	2010	地震前平均	95%信頼区間下限	95%信頼区間上限	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	回復状況
吉里吉里																				
St.1	5	54	6	10	23	1	54	0	0	13	4	16	40	56	61	59	54	41	33	2 ：回復
St.2	5.9	25	40	42	36	25	47	0	1	2	7	17	30	52	9	20	28	54	2	2 ：回復？
St.3	7.4	42	47	82	57	32	81	0	1	5	1	0	0	0	3	5	5	12	2	3 ：回復途上
St.4	11.2	36	33	81	50	20	81	0	0	1	2	1	0	0	1	6	0	0	0	4 ：未回復
St.5	13.8	58	59	90	69	46	90	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	4 ：未回復
St.6	18.1	14	15	39	23	9	38	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4 ：未回復
St.7	11.6	5	10	22	12	4	22	0	0	0	0	1	1	0	2	4	7	3	7	2 ：回復
根浜																				
St.1	3.2	58	19	13	30	7	58	0	1	0	15	22	40	42	56	82	50	67	24	1 ：過回復
St.2	4.3	27	27	24	26	24	27	0	0	0	1	0	13	19	29	23	35	37	27	1 ：過回復
St.3	5.3	1	12	31	15	0	53	0	0	2	1	0	0	19	12	10	13	12	21	7 ：変化なし
St.4	6.2	90	9	0	33	0	156	0	0	0	1	2	5	17	36	16	8	8	12	7 ：変化なし
St.5	6.8	21	4	34	19	4	57	0	0	0	2	0	0	4	0	8	13	4	2	2 ：回復
St.6	7.9	46	4	18	23	1	76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4 ：未回復

（続き）表 4-3-1．地震前後の底生動物の個体数密度（松川浦サイト）、アマモ類の被度（大槌サイト）、大型海藻類の被度（志津川サイト）の時間変化と回復過程の判定結果。

志津川　　被度(%)　　※ライン２の2019：アラメ90　エゾノネジモク15＝105は「100」で算出

	水深 (m)	2008	2009	2010	地震前平均	95%信頼区間下限	95%信頼区間上限	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	回復状況
ライン1	0.8	100	100	1	67	1	79	100	100	100	100	100	100	80	25	0	70	80	100	6：地震後に増加？
ライン2	1.9	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	40	45	70	100	30	70	10	8：時間的遅れを伴った減少
ライン3	2.1	75	80	100	85	63	100	100	85	90	90	100	100	55	75	5	30	5	70	8：時間的遅れを伴った減少
ライン4	3	90	100	100	97	90	99	90	65	5	15	55	25	71	50	80	65	60	10	8：時間的遅れを伴った減少
ライン5	3.1	90	100	100	97	90	99	80	40	70	20	100	0	40	5	90	15	10	10	5：減少継続？
ライン6	3.6	100	100	100	100	100	100	80	30	40	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5：減少継続
ライン7	3.4	80	100	100	93	80	98	30	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5：減少継続
ライン8	3.7	5	80	90	58	5	99	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8：時間的遅れを伴った減少
永久区A	4.6	65	73	68	68	64	73	60	35	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5：減少継続
永久区B	4.3	100	90	100	97	90	99	76	59	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5：減少継続
永久区C	4.6	95	95	90	93	90	96	71	81	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5：減少継続

凡例

地震前の信頼区間より高い値

地震前の信頼区間に入る値

地震前の信頼区間より低い値（2011年）および2012年以降（10ポイント以上）増減がない値

2012年以降、2011年よりも減少した値（10ポイント以上）

2012年以降、2011年よりも（10ポイント以上）増加したものの地震前の信頼区間には達しない値

3. 結果

3 サイトにおける底生動物の個体数密度（松川浦サイト）、アマモ類の被度（大槌サイト）、林冠を形成する大型海藻類の被度（志津川サイト）の調査地点ごとの時間変化を表 4-3-1 に示す。

松川浦サイトにおいては、2011 年にはいずれのエリア、潮位においても底生動物の個体数密度が著しく減少したが、2012 年までに以前の密度レベルに回復した。さらに 2012 年以降、地震前よりも密度が高くなる場所や年も出現したことから、4 地点とも「過回復」と判定した。B エリアの方が A エリアよりも震災後の密度の増加率が高かったが、エリア内の潮位帯間では顕著な違いは検出されなかった。過回復の状態は 2020 年までほとんどのエリア、潮位帯で継続したが、B エリアの密度は 2021 年以降、地震前と同等もしくはそれ以下に減少した。

大槌サイトの吉里吉里エリアでは、全 7 地点において 2011 年にアマモ類の被度が 0〜1%まで減少した。その後、St. 1 では 2013 年と 2015〜2016 年に、St. 2 では 2016 年に、地震前の被度まで回復した（「回復」と判定）。この 2 地点においては、2017 年以降、震災前の平均被度より高い年と低い年が一部あるものの、概ね震災前の被度が継続して観測されている。その他の調査地点では、2018 年まで被度の回復は全く見られなかった（「未回復」と判定）。St. 3 では 2021 年に、St. 7 では 2019、2020、2022 年に回復途上もしくは回復と判定される被度が記録されているが、St. 4、5、6 では被度がほぼ 0%の状態が 2022 年まで継続した。根浜エリアでは、2011 年にいずれの調査地点においても被度が 0%になったが、その後の回復は吉里吉里エリアより早い場所が多かった。St. 1 では 2014 年以降に地震前の被度まで回復し、「過回復」と判定される年（2019、2021 年）もあった。St. 2 では 2016〜2017 年に「回復途上」となり、2018 年以降には「回復」もしくは「過回復」となった。St. 3 と St. 4 では 2010 年までの信頼区間の幅が広いため、2011 年以降は全て「変化なし」と判定されているが、被度は 2016 年以前よりも 2017 年以降の方が高い値を示している。St. 5 では 2011 年に被度が減少した後、2017、2019〜2021 年に「回復」と判定されている。水深の最も深い調査地点である St. 6 では、2022 年まで被度は 0%のままであった。吉里吉里、根浜エリアのいずれにおいても、地震後に被度の回復が見られた場所は、水深の浅い調査地点で多かった。

志津川サイトにおいて、2011 年に大型海藻類の被度の減少が認められたのは、ライン調査の St. 5、6、7 及び永久方形枠 A、B、C であったが、いずれも被度は 30%以上であった。しかし、2012 年以降、被度の減少が続く調査地点が多く、「減少継続」の判定が 2022 年まで続いた。ライン調査の St. 4 と St. 8 では、地震直後の 2011 年の被度は地震前と変わらないと判定された。しかし St. 4 の被度はその後減少している年が多く、St. 8 の被度は 2012〜2022 年まで 0%であり、この 2 地点については「時間的遅れを伴った減少」と判定した。ライン調査の St. 6、7、8 及び永久方形枠の 3 地点では、2014 年までに被度は 0%となり、2022 年までその状態のままとなっている。一方、ライン調査の St. 1、2、3 では地震前後での被度は変わらず、2015 年まで 85%以上で推移した。St. 1 については「地震後に増加」と判定したが、これは、地震前の 2010 年の被度が著しく低かったことによる。St. 1 の被度は 2018〜2019 年に減少したが、その後再び回復している。St. 2 では 2016 年に、St. 3 では 2017 年に、被度が初めて 80%以下となり「時間的遅れを伴った減少」と判定され、その後も一部の年を除き被度が低い状態が続いている。水深の深い調査地点ほど地震後の被度の減少は早い時期に見られる傾向があり、水深 3.4 m 以深の調査地点では 2022 年まで被度が 0%の状態が続いている。

4. 考察

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査の継続により、東北地方に配置された 3 サイトにおいて、地震を挟む 15 年間の長期変動を捉えるデータを取得することができた。今回の解析では、地震後 6〜12 年のデータを追加することにより、地震の影響および回復過程に係るより新た

な知見が得られた。

2016 年までのデータを用いた前回の解析（仲岡ほか 2013, 2019）では、地震直後の 2011 年における変化は、干潟においてアマモ類の底生動物の個体数、アマモ場において被度の激減として現れた一方、岩礁帯にある藻場での大型海藻類の被度の減少はそれほど認められなかったことを明らかにした。この変化の違いが生じた要因として、干潟とアマモ場が堆積物を基盤とするために津波による大規模かく乱を直接受けたのに対し、岩礁を基盤とする藻場は津波の影響を大きく受けなかったことや、藻場では地盤沈下に伴う光量不足の方が変化に関与していることが示された。一方、2012 年以降については、干潟では底質や周辺環境の変化に伴い底生動物の種構成が大きく変わり、かつ密度が震災以前より高くなる「過回復」の現象が見られるのに対し、アマモ場では特に水深の深い調査地点においてアマモ類が震災後 5 年を経ても回復しないことが明らかになった。また、藻場については、水深の深い調査地点で大型海藻類の被度が地震後 2 年目以降にさらに減少し続けており、地盤沈下による影響が地震から時間的遅れを伴って表れることが判明した（仲岡ほか 2019）。

新たに 2017 年以降の 6 年分のデータを加えた今回の再解析では、地震後 5 年間で見られた上記の変化の傾向が、各サイトの多くの調査地点で継続していることが確認された。特に、アマモ場や藻場の深い水深帯の調査地点においては、アマモ類や大型海藻類が 10 年以上にわたって被度 0%のままである場所もある。これらの場所では遷移の進行が極めて遅い可能性がある一方、環境条件（地形や水深、光条件等）の不可逆的な変化により、植生の回復が今後も見られない可能性もある。なお、地震直後に大きく沈下した東北各地の地盤は、その後少しずつ隆起を続けており、志津川サイトにおいても地盤高が地震前のレベルに戻りつつあることが指摘されている（第 3 章「志津川サイト」より）。これが海藻類の植生回復につながるかどうかについては、より長期的なモニタリングの継続による追跡調査が重要である。

一方、一部の調査地点においては新たな傾向も認められた。松川浦サイトでは、B エリアでこれまで過回復状態だった底生動物の個体数密度が 2020～2021 年にかけて急減している。これには、2020 年前後の台風や豪雨による出水等が関与している可能性が指摘されている。大槌サイトの深い水深帯の調査地点では、2021 年に地震前に優占していたタチアマモ（口絵 6）の回復が漸く確認されたが、一部では 2022 年に被度の減少が再び確認されており、地震以外の要因が関与していることが考えられる。志津川サイトでは、特に水深の浅い調査地点で大型海藻の被度及び優占種の年変動が 2016 年以降著しくなっているが、これについては自然状態での遷移に伴う変化の可能性が指摘されている（第 3 章の 2.干潟生態系の「松川浦サイト」、3.アマモ場生態系の「大槌サイト」、4.藻場生態系の「志津川サイト」を参照のこと）。

地震から時間が経過するにつれ、これらのサイトで観測される種多様性や生態系の変化には、地震以外の環境変動に起因するものも増加していくことが予想される。震災の被害を受けた東北太平洋沿岸域の復興工事の多くは 2018 年ごろまでに終了しているが、それに伴う沿岸域のかく乱（土砂や濁水の流入、堤防建設や護岸工事に伴う景観の変化）の影響は、底質組成の変化等を通じてより長期に及ぶかもしれない。また、2010 年代後半以降には太平洋沿岸一帯で海流の蛇行等に伴う海水温上昇等が頻繁に観測されるようになり、それに伴う植食者の摂食活動の活発化等を通じた藻場の衰退等が、本調査の一部のサイトでも認められている（第 4 章の「2. アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失」を参照のこと）。本事業の調査サイトの周辺域でも、2010 年以降、海水温上昇や海洋熱波の発生が報告されるようになっており（Miyama et al. 2021, Kuroda and Setou 2021）、これに伴う海洋生態系や生物群集の変化が本調査で今後検出されることも十分に考えられる。モニタリングを長期的に継続することにより、沿岸生態系に対する地震に伴う影響とそれ以外の環境要因の影響の解明に取り組むことが求められる。

5. 引用文献

仲岡 雅裕, 鈴木 孝男, 太齋 彰浩, 坂西 芳彦, 倉島 彰, 青木 優和, 田中 次郎 (2013) 東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響. (環境省自然環境局生物多様性センター 編) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2008-2012 年度とりまとめ報告書, 74-80. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

仲岡 雅裕,鈴木 孝男,坂西 芳彦,早川 淳 (2019) 東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証.モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 (磯・干潟・アマモ場・藻場) 2013-2017 年度とりまとめ報告書, 224-228. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

Miyama T, Minobe S, Goto H (2021) Marine heatwave of sea surface temperature of the Oyashio region in summer in 2010–2016. Frontiers in Marine Science, 7: 576240

Kuroda H Setou T (2021) Extensive marine heatwaves at the sea surface in the northwestern Pacific Ocean in summer 2021. Remote Sensing, 13: 3989

第5章　総括

1. 調査結果の全体のまとめ

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査では、本調査で得られた結果より、各生態系の生物相等の変化及び変動の把握や種多様性の損失に関連した事象を検出し、沿岸域生態系の保全に資する科学的かつ客観的な基礎情報を確立することを目的としている。本章では、各生態系で取りまとめた結果をもとに、検出された生物相等の経年変化及び変動について把握するとともに、それらに関連すると考察された自然環境の変化等についてまとめた。

1） 各生態系の経年変化に関する解析のまとめ

磯生態系

各サイトの解析対象種の出現頻度に関して、調査開始から 2022 年度までの期間で取得された約 15 年間のデータを使用し、時系列的なトレンドの検出を試みた。その結果、大阪湾のヒジキ（口絵 1）について、有意な増加傾向のトレンドが検出された。その他のサイトの解析対象種については、トレンドは検出されなかった（表 5-1-1-1、図 5-1-1-1）。大阪湾のヒジキの増加傾向に関して、国内の沿岸域におけるヒジキの消長に関する研究例によると海水温や草食性魚類の摂食圧、波浪等の複数の要因があげられている（桐山ほか 2002, 2005a, b ; 中西 2008）。しかし、今回のとりまとめでは、これらの要因との関連性について解析を行っていないため、評価ができなかった。

約 15 年間の全サイトにおける岩温の月別データ（平均値、最大値、最小値）を用いて、時間経過に伴う温度のトレンドの有無を解析した。解析の結果より、天草サイトの岩温の月最大値について、一貫した上昇傾向が検出された。本サイトでは、2022 年時点の岩温の月最大値は調査開始時点に比べて 5℃近く上昇していた。また、気象庁の「海洋の健康診断表」においても東シナ海北部の海面水温平年差は約 100 年間で有意に上昇していることを示している（気象庁 2024）。これらのことから、本調査においても、気候変動による海水温の上昇が捉えられた可能性が考えられた。その他のサイトの岩温のデータについては、上昇・下降傾向は検出されなかった（表 5-1-1-1）。

なお、全サイトにおける解析対象種と岩温について、共通した一方的な変化（例えば、サイトで共通する解析対象の増加／減少等）は見られなかった。

干潟生態系

協力サイトを含む各サイトの底生動物の群集構造に関して、調査開始から 2022 年度までの期間で取得された約 15 年間のデータを使用し、経年変動を検出する解析を試みた。その結果、厚岸、松川浦、汐川干潟、松名瀬干潟（協力サイト）、南紀田辺、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾サイトの 8 サイトで、群集構造の経年変動が検出された（表 5-1-1-1、図 5-1-1-1）。

検出された群集構造の経年変動について、松川浦サイトでは、地震による津波の影響が主な要因と考えられた。本サイトでは、震災直後に群集構造が大きく変化し、その後、底生動物の密度と多様性が高まり続ける傾向を示した。汐川干潟サイトと松名瀬干潟サイトは集中豪雨等の後、河川水の流入量の増加による影響を受けやすい調査地点であることから、これらによるかく乱が変動の要因であると考えられた。また、中津干潟サイトでは、特に個体数の密度データを用いた解析で経年変動が大きい結果であり、海水温上昇や貧栄養化、豪雨等での河川の氾濫等の様々な影響が推測された。石垣川平

湾サイトでは、ここ数年において台風等の影響による砂の堆積や移動が確認されており、底質環境の変化が底生動物の生息場所に影響を与えている可能性が示唆された。

なお、底生動物の群集構造に関して、協力サイトを含む全 10 サイトに共通する経年変動（例えば、全サイトでの共通種の増減）はないと考えられた。なお、5 年毎調査の結果から、複数のサイトで底土の有機物含有量の減少が見られており、全国的に干潟の栄養塩が低下している可能性も示唆された。

アマモ場生態系

各サイトのアマモ類の平均被度に関して、調査開始から 2022 年度までの期間で取得された約 15 年間のデータを使用し、経年変化の有無を検出する解析を試みた。その結果、大槌サイトの根浜エリアと指宿サイトにおいて有意な減少傾向が検出された（表 5-1-1-1、図 5-1-1-1）。これらの要因として、大槌サイトでは、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波のかく乱の影響が考えられる。本サイトの根浜エリアでは、2012 年にはアマモ類がほぼ消失し、その後も水深の深い調査地点では 2022 年においても被度の低い状態が続いている。地震から時間が経過するにつれ、大槌サイトで観測されるアマモ場の変化には、かく乱や海水温上昇等の地震以外の環境変動に起因するものも増加していくことが予想される。なお、安芸灘生野島サイトでは、直近 5 年間においてアマモ類の増加傾向が見られた。

各サイトのアマモ類の平均被度と海水温や水質の指標となる物理環境との関連性について検出を試みた。その結果、大槌（吉里吉里及び根浜エリア）、富津、安芸灘生野島、指宿、石垣伊土名サイトで有意な相関が検出された（表 5-1-1-2）。これら厚岸サイトを除く 5 つのサイト全てで、気温もしくは海水温に関連した物理環境要素との相関を得ており、大槌サイトの吉里吉里エリアでは最低気温と最高水温、根浜エリアでは平均気温、富津サイトでは最低水温、安芸灘生野島サイトでは平均気温と最高水温、指宿サイトでは平均・最低気温、石垣伊土名サイトでは最高気温と関連性が確認された。ただし、大槌サイトについては、震災による影響の方が植生に強い影響を与えている可能性が高い。また、最高水温と負の相関関係を検出した富津サイトでは、水深の深い調査地点においてタチアマモ（口絵 6）の被度の減少が観察された。本サイトはタチアマモの南限付近に位置しており、今後、海水温の上昇によってタチアマモの減少が懸念される。また、アマモ（口絵 6）の衰退が見られた指宿サイトでは、衰退した調査地点のアマモ類の被度と平均気温及び最低気温が正の相関関係を示した。しかし、海水温が高くなるほどアマモ類の被度が増加することは考えにくく、海水温はアマモの生育の制限要因の間接的な指標となっている可能性が高い。その他のサイトについては、明確な要因を評価できなかった。アマモ類の植生変化の要因を推定するためには、要因と考えられる物理環境要素を絞り込むなど、解析方法の検討も必要である。

なお、全 6 サイトにおけるアマモ類の平均被度の変化や物理環境との関連性に関して、全サイトに共通する明瞭なトレンドは見られなかった。

藻場生態系

各サイトの調査開始から 2022 年度までの期間で取得された約 15 年間のデータから、藻場の林冠部を構成する海藻類の平均被度に関して経年的な変化が見られたサイトは志津川サイト、伊豆下田サイト、薩摩長島 A サイト（堂崎）であり、3 サイト全てで林冠部の平均被度が減少した（表 5-1-1-1、図 5-1-1-1）。志津川サイトでは、2011 年の東北地方太平洋沖地震に伴う地盤沈下に伴う水深の変化によって、アラメ（口絵 8）の生育下限の水深付近に設置した永久方形枠内のアラメ群落が、長い時間をかけて衰退し 2014 年には完全に消失した。また、伊豆下田サイトと薩摩長島 A サイトでは、海水温上昇に伴うアイゴやイスズミ等の暖海性の植食性魚類の摂食圧が主要な減少要因と考えられた。

林冠構成種の平均被度の変化と物理環境要

素や自然環境変化との関連性として、志津川サイトでは震災による地盤沈下、伊豆下田サイトでは海水温上昇、薩摩長島 A サイトでは海水温上昇に伴う植食性魚類の摂食圧の高まりが観察もしくは確認された（表 5-1-1-2）。また、淡路由良サイトでは、台風の襲来等によるかく乱によるものと思われれる、2014 年のホンダワラ類（口絵 8）、2021 年のカジメ（口絵 8）やヤナギモク（口絵 9）の大規模な衰退が確認された。

なお、全 6 サイトにおける林冠構成種の平均被度の経年的変化に関して、全サイトに共通する明瞭な変化は見られなかった。

表 5-1-1-1. 各生態系の調査で取得された生物相・生物量・物理環境要素のデータについて、経年変化もしくは経年変動が確認されたサイト

生態系	地域及びサイト				経年変化・経年変動
	北海道／東北	関東／中部	関西	九州／沖縄	
磯			大阪湾		解析対象種の出現頻度のトレンド
				天草	岩温の時系列的なトレンド
干潟	厚岸	汐川干潟	南紀田辺	中津干潟	底生動物の群集構造の経年変動
	松川浦	松名瀬干潟		永浦干潟	
				石垣川平湾	
アマモ場	大槌			指宿	アマモ類の平均被度の年変動のトレンド
藻場	志津川	伊豆下田		薩摩長島	林冠構成種の海藻類の平均被度の経年的な変化

表 5-1-1-2. 各生態系における生物量もしくは生物相の経年変化と物理環境要素（外部データ）あるいは自然環境の変化との関連性が確認されたサイト

生態系	サイト	エリア	項目	物理環境要素等	傾向
磯	ー		ー	ー	ー
干潟	ー		ー	ー	ー
アマモ場	大槌	吉里吉里	アマモ類の平均被度	最低気温	正相関
				最高水温	負相関
		根浜	アマモ類の平均被度	平均気温	負相関
				クロロフィルa	正相関
	富津		アマモ類の平均被度	最低水温	正相関
				日照時間	負相関
	安芸灘生野島		アマモ類の平均被度	平均気温、最高水温	正相関
	指宿		アマモの平均被度	平均気温、最低気温	正相関
				全リン	負相関
	石垣伊土名		アマモ類の平均被度	最高気温	正相関
藻場	志津川		林冠構成種の海藻類の	地盤沈下	ー
	伊豆下田		平均被度	海水温、光量	ー
	淡路由良			台風	ー
	薩摩長島A			海水温上昇による魚類の摂食圧	ー

図 5-1-1-1.　生物相もしくは生物量について経年変化もしくは経年変動が確認されたサイト。経年変化が確認されたサイトを緑（減少傾向）とピンク（増加傾向）で示し、経年変動が確認されたサイトを黄色で示す。

磯と干潟における群集組成の時間的変動と緯度勾配との関連性

磯と干潟の各サイトの底生生物あるいは底生動物の群集（磯：解析対象種の集合、干潟：出現種全体）について、時間経過に伴う種組成の変動性（変わりやすさ）と日本列島の配置に沿った勾配との関連性を明らかにした。その結果、磯生態系では、時間経過に伴う変動性は、南西に位置するサイトで高く、一方で北東に位置するサイトで低くなる傾向が見られた。干潟生態系では、非類似度の時間平均は、南西に位置するサイトで高く、北東に位置するサイトで低くなるようであった。ただし、回帰直線の傾きは統計的に有意でなかった。

これらの結果から、磯では、解析対象種の加入率もしくは絶滅率、またはその両方が、北東―南西方向の地理的な環境勾配に沿って変化している可能性が示唆された。つまり、磯においては、底生生物の幼生や胞子の供給量、餌や栄養塩の利用可能量、生物学的・非生物学的かく乱のタイプや強度等が、地理的に大きく異なっている可能性がある。今回の結果は、日本沿岸の環境勾配に沿ったこれら各生態系の持つ特徴の違いを反映したものと考えられた。また、干潟の解析結果において、南西諸島のサイトで群集の時間変動性が特に大きい傾向を示した主要な要因としては、下記の 3 点の可能性が高いと考えられた。1 つ目に、種多様性が極めて高い一方で、出現種の密度や現存量が小さい（偶発的出現・発見種が多い）という亜熱帯海域の群集の特性。2 つ目に、地理的に生物の分布域辺縁となる地域では、個体群の不安定性が高まること。3 つ目に、高温や台風のようなかく乱による影響。

アマモ場と藻場で確認された植生の衰退と消失

アマモ場及び藻場調査で植生の衰退と消失が確認もしくは観察されたサイト（アマモ場：指宿・石垣伊土名サイト、藻場：室蘭・志津川・伊豆下田・薩摩長島サイト）に注目し、衰退の過程をまとめるとともに、考え得る要因について関連性の解析や既存の研究等の情報を取りまとめた。

台風によるアマモ場への影響

アマモ（口絵 6）の分布南限である指宿サイトでは、2018 年以降、アマモ場が消失した状態が続いている。主な要因として考えられた台風の接近回数の増加との関連性について解析を試みた。

指宿サイトのアマモは一年生の生活史を有しており、種子となる 8 月以降は海底の底土中で生活する。この生活史を考慮して解析を行ったところ、7～8 月以降の台風の接近回数が 2011 年以降増加しており、アマモの被度変化率に最も影響を与えていることが明らかになった。つまり、アマモが埋土種子となって生活する 8 月以降の、台風による海底のかく乱回数の増加によって、アマモの種子が流出した可能性が考えられた。

なお、他サイトにおいても、台風の接近回数等と解析を試みたところ、厚岸サイトにおいて、特定の台風による影響が約 3 年間に渡って続いていることが示唆された。

動物の摂食圧の高まりによるアマモ場と藻場の衰退・消失

アマモ場生態系の石垣伊土名サイト周辺では、アオウミガメによる摂食痕のあるウミショウブ（口絵 6；大型のアマモ類）が多数発見された。また、近年、本サイト以外の海域においても、アオウミガメによるアマモへの摂食圧の高まりが深刻であると新聞等で報道されている。今後、アオウミガメが増加した場合、ウミショウブや他の大型のアマモ類へ与える影響は大きくなると考えられるため、注視していく必要がある。

藻場生態系の室蘭サイトでは 2017 年以降、沖側の水深 2 m より深い場所でマコンブ（口絵 8）が広範囲に衰退した。近年の調査時に多数

のウニ類がマコンブを摂餌する様子が観察されており、主な要因はウニの摂食圧の高まりによるものと考えられた。本サイトでは、ウニが接近しにくい波浪の強い岸側ではマコンブが繁茂しているが、マコンブが衰退した沖側では、岩塊の上を除き磯焼け状態が続いている。

薩摩長島 A サイト（堂島）のアントクメ群落において、植食性魚類によると思われる摂食圧により、2016 年にはアントクメ（口絵 9）はほぼ消失し 2017 年以降には見られなくなった。さらに、伊豆下田サイトのアラメ・カジメ群落は、2019 年から 2021 年にかけて顕著に衰退し、2022 年には消失に近い状態であった。これらの藻場衰退・消失の要因としては、2018 年以降に発生している黒潮大蛇行によって、中部地方から関東地方の冬季の海水温が高くなったことや、藻体に魚の摂食痕が多数見られたことから、高水温に伴う植食性魚類の摂食活動の活発化であると考えられた。

東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証

東北地方の 3 サイト（干潟の松川浦サイト、アマモ場の大槌サイト、藻場の志津川サイト）の東北地方太平洋沖地震の発生前後のデータから、3 つの生態系における地震の影響及び回復過程について、2008-2016 年度とりまとめ報告書と同様の手法で解析することで再評価した。

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 2008-2016 年度とりまとめ報告書の結果では、津波のかく乱を受けた松川浦で、干潟の底生動物の密度が地震以前より高くなる「過回復」の状態であった。一方、大槌サイトでは、地震から 5 年を経ても、アマモ類の被度は未回復の状態であった。また、志津川サイトでは、地盤沈下の影響によって、海藻類の被度低下が徐々に進行する「減少継続」の状態であった。

本とりまとめで新たに 6 年分（2017～2022 年）のデータを追加して再解析を行った結果、松川浦サイトでは 2017 年以降も「過回復」の状態が継続していた。しかし、B ポイントでは、底生動物の密度が 2020 年から 2021 年にかけて急激に低下した。これは台風や豪雨によるかく乱の影響によるものと考えられた。また、大槌と志津川サイトでは、近年、サイト周辺の地盤や地形等は震災前の状態に戻りつつあると報告されているが、アマモ場や藻場の被度は約 10 年にわたり回復していない状態であった。地震から時間が経過するにつれて、これらのサイトで確認される生物の変化には、震災以外の自然環境の変化によるものも増えていくことが予想された。

3） 全体の総括

本とりまとめで特に注目すべき沿岸域の変化は、アマモ場・藻場生態系調査の複数のサイトで確認された植生の衰退と消失である。本とりまとめでは、藻場の衰退や消失の要因について、地球温暖化による植食性動物の活発化や台風の影響の増大等の様々な気候変動が影響している可能性が高いことが明らかになった。特に、植食性動物の活発化は本調査の結果のみならず、他の海域でも同様に報告されている（桐山 2009；藤崎 2017；野田ほか 2018）。また、今後も地球温暖化の影響が続く場合、植生の衰退はさらに継続し、藻場を形成する種の分布が高緯度へシフトすることも予測される（桑原ほか 2006；熊谷 2020；Sudo et al. 2020）。さらに、それらにともなって、藻場やアマモ場の衰退した場所では、造礁サンゴが定着する可能性も考えられる（Kumagai et al. 2018）。また、近年、頻発する集中豪雨や強力な台風の接近による影響と推測される植生の変化が、指宿サイトのアマモ場で確認された。本サイトでは、強力な台風の接近による底土のかく乱が新規加入による回復速度を上回るスピードで連続的に発生し、アマモの埋土種子の流出が繰り返され、アマモ場の消失へと繋がった。なお、干潟においても、台風や豪雨等による河川からの出水量の急激な増加や海域からの波浪による底土のかく乱によって、河口干潟に生息する底生動物相が大きく変動したことが示唆された。

磯と干潟生態系における解析結果では、アマモ場と藻場生態系のような複数のサイトで共通する顕著な変化は捉えられなかった。しかし、磯生態系の天草サイトでは岩温の有意な上昇傾向が検出された。また、干潟生態系では一部のサイトで、南方系種であるナルトビエイによる二枚貝の摂食の高まりも危惧される。実際に、Hiddink et al.（2015）や Kröncke（2011）は、野外調査において、海水温上昇に伴う底生生物群集の分布域の変化や底生生物の密度・種数の変化、南方系種の増加について報告している。さらに、干潟生態系では底質の有機物含有量の減少が確認された。実際に瀬戸内海でも栄養塩濃度の低下が報告されており（阿保ほか 2018）、全国的に干潟の栄養塩濃度の低下が起こっている可能性が考えられる。また、栄養塩の低い状態の継続は、底生生物やその他の海洋生物の生育に影響を及ぼし、将来、海域の生態系のバランスが崩れる恐れがある。

本調査では、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震の影響による、沿岸域の生態系の生物相や生物量の変化を捉えた。本とりまとめでは、3 サイトにおける震災前のデータと震災後 11 年間のデータを比較し、震災後の回復過程を評価した。継続的なモニタリング調査のデータは、将来、災害直後の生態系の変化やその後の回復経過について、客観的なデータに基づいた評価に利用できる可能性が考えられる。

本事業では、沿岸域の 4 生態系の状態を長期的かつ定量的にモニタリングすることで、生物相や生物量の変化をいち早く捉え、環境保全に資することを目的としている。よって、2008-2022 年度とりまとめで、上記で述べたように各生態系における生物相等の変動や変化を検出できたことは大きな成果である。IPCC は「変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する特別報告書」の中で、気候変動に伴う自然環境変動により、21 世紀中には海洋生物群集の生物量の減少や種の構成の変化等が起こることを予測している（IPCC 2019）。また、「IPCC 第 6 次評価報告書」の中では、21 世紀中に平均気温の上昇は 1.5℃あるいは 2.0℃を超えることを予測している。さらに、同報告書は、強力な台風や急激な豪雨等の短期的な気象現象の発生頻度は、さらに増加すると述べている（IPCC 2021）。将来、これらの自然環境の変化に伴い、沿岸域の生態系の変化が拡大する可能性がある。そのため、今後も引き続き、沿岸域の生態系における生物相及び生物量の変化を注視していく必要がある。さらに、沿岸域の生態系の変化や変動を評価するための基盤情報として、今後もモニタリング調査による長期的な生態系の観測はさらに重要なものとなる。

4） 引用文献

阿保 勝之, 秋山 諭, 原田 和弘, 中地 良樹, 林 浩志, 村田 憲一, 和西 昭仁, 石川 陽子, 益井 敏光, 西川 智, 山田 京平, 野田 誠, 徳光 俊二 (2018) 瀬戸内海における栄養塩濃度等の水質変化とその要因. 日本海洋学会沿岸海洋研究第 55 巻 2 号, 101-111

Hiddink JG, Burrows MT, Molinos JG (2015) Temperature tracking by North Sea benthic invertebrates in response to climate change. Global Change Biology, 21: 117-129

藤崎 博 (2017) 佐賀県玄海海域における藻場の現状と課題. 佐賀県玄海水産振興センター研究報告, 8: 11-15

IPCC (2019) 変化する気候下での海洋・雪氷圏に関する IPCC 特別報告書 政策決定者向け要約 (SPM). (環境省 訳). https://www.env.go.jp/content/900442318.pdf, 2024 年 2 月 22 日確認

IPCC (2021) Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (eds.). In Press.

気象庁 (2024)「海面水温の長期変化傾向（東シナ海北部）」. 気象庁ホームページ 海洋の健康診断表, https://www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/cfig/warm_area.html?area=C#title, 2024 年 3 月 5 日確認

桐山 隆哉, 藤井 明彦, 四井 敏雄 (2002) 長崎県下で広く認められたヒジキの生育阻害の原因. 水産増殖, 50: 295-300

桐山 隆哉, 藤井 明彦, 藤田 雄二 (2005a) 藻食性魚類によるヒジキの摂食と摂食痕の特徴. 水産増殖, 53: 355-365

桐山 隆哉, 藤井 明彦, 藤田 雄二 (2005b) 長崎県沿岸におけるヒジキ生育不良現象を摂食によって誘発している原因魚種. 水産増殖, 53: 419-423

桐山 隆哉 (2009) 長崎県沿岸の近年における大型褐藻群落の衰退現象に関する研究. 長崎県水産試験場研究報告, 35: 15-78

Kröncke I, Reiss H, Eggleton JD, Aldridge J, Bergman MJN, Cochrane S, Craeymeersch JA, Degraer S, Desroy N, Dewarumez J-M, Duineveld GCA, Essink K, Hillewaert H, Lavaleye MSS, Moll A, Nehring S, Newell R, Oug E, Pohlmann T, Rachor E, Robertson M, Rumohr H, Schratzberger M, Smith R, Berghe Edward Vanden, Dalfsen J, Hoey G, Vincx M, Willems W, Rees HL (2011) Changes in North Sea macrofauna communities and species distribution between 1986 and 2000. Estuarine Coastal and Shelf Science, 94: 1-15

熊谷 直喜 (2020) 気候変動に伴う藻場群集の地理的分布変化. 藻類, 68: 91-97

Kumagai NH, Molinos JG, Yamano H, Takao S, Fujii M, Yamanaka Y (2018) Ocean currents and herbivory drive macroalgae-to-coral community shift under climate warming. Proceedings of the national academy of sciences, 115: 8990-8995

桑原 久実, 明田 定満, 小林 聡, 竹下 彰, 山下 洋, 城戸 勝利 (2006) 温暖化による我が国水産生物の分布域の変化予測. 地球環境, 11: 49-57

中西 達也 (2008) 海部郡におけるヒジキの減少要因について～ヒジキの生育の鍵を握るのは夏！？～. 徳島水研だより, 67

野田 幹雄, 木下 淳司, 棚田 教生, 村瀬 昇 (2018) 短期間で発生したカジメ科海藻の磯焼けにおけるアイゴの食痕の特徴. 水産大学校研究報告, 66: 111-122

Sudo K, Watanabe K, Yotsukura N, Nakaoka M (2020) Predictions of kelp distribution shifts along the northern coast of Japan. Ecological Research, 35: 47-60

2. 事業全体のレビュー

本章では、これまでの事業における取り組みと今後の展望を含めて、サイト配置、調査手法、持続可能な調査体制、情報の共有・管理及び発信、保全施策へ活用、国際的枠組みとの連携、社会への貢献の 7 つの項目に沿って整理した。

1）サイト配置

＜第 3 期までの成果と課題＞

第 1 期（2008～2012 年度）では、日本周辺の海域を 6 海域に区分し、各海域を代表する場所を含むよう北海道から沖縄県まで合計 26 か所（磯 6 サイト、干潟 8 サイト、アマモ場 6 サイト、藻場 6 サイト）のコアサイトを設置した。コアサイト選定の際には、海域区分に加え、調査の継続性や利便性、過去の調査記録の有無、国際的なモニタリングプログラムとの連携等を考慮した。一方で、わが国の沿岸域全体の長期変化を的確に捉えるためには、日本海側及び琉球列島のサイトが不足し、これらの地域を対象としたサイトを追加することが課題として挙げられた。

第 2 期（2013～2017 年度）では、サイトの拡充に関して検討し、合計 14 か所（磯 3 か所、干潟 6 か所、アマモ場 3 か所、藻場 2 か所）に新設候補地を絞ったが、予算や人材確保等が課題となりコアサイトの設置に至らなかった。一方、本事業に対する調査協力の申し出を受け付けるための枠組み（以下「協力サイト」という）を作り、干潟生態系では、2016 年度に 2 つの協力サイト（松名瀬干潟、英虞湾）を設置し、合計で 10 サイトとなった。第 3 期（2018～2022 年度）では、サイト数に変更はないものの、藻場調査の薩摩長島サイトとアマモ場調査の指宿サイトで調査対象の藻場や植生が消失したため、近隣に代替の調査サイトを設けてモニタリングを継続した。

＜第 4 期の課題と展望＞

今後は、現サイトにおける調査の継続を最優先にすることとし、協力サイトとして本事業への協力の申し出があった場合にサイトを拡充することや、モニタリングサイト 1000 以外の調査等で明らかになった情報も踏まえたうえで、沿岸域生態系の変化を捉えていくことを検討する。

2）調査手法

＜第 3 期までの成果と課題＞

第 1 期では、各生態系をモニタリングする上で有効な生物調査として、主に底生生物を対象として、その種類や個体数、植物の種組成や被度について、目視を中心に定量的に調査する「毎年調査」と、標本・環境試料の収集を伴う「5 年毎調査」の 2 つの調査手法を策定した。これらの調査手法は調査マニュアルとしてまとめられ、調査を実施しながら各分科会等で検討を行って細部を見直すとともに、その変更内容をモニタリングサイト 1000 のウェブサイトにおいて一般公開してきた。第 2 期では、磯に設置している温度ロガーに保護カバーを装着し、かつ機器を毎年交換するといった対策を施したことで、データの回収率を向上させることができた。また、各生態系において 2 回目の 5 年毎調査を実施した際に、調査手法に関して細部を見直し、調査マニュアルを改訂した。これにより毎年調査だけでなく 5 年毎調査の手法も確定し、各生態系におけるモニタリング手法を確立した。これまで底生動物の同定及び標本作製に関しては専門的な知識と技術が必要とされ、人材確保や相応の費用・時間を要する点が継続的な課題であったが、底生動物標本の同定精度を担保する試みとして、干潟生態系では種まで同定することが難しい分類群を対象に各分類群の専門家による同定を実施し、同定精度を高めた標本リストを作成した。また、アマモ場生態系では、過年度の標本を含めて同定結果を見直し、サイト間での比較が可能となる標本リストを作成した。第 3 期では、手法を継続するとともに、より安全に調査を実施

できるように各サイトにおける安全管理情報をまとめ、調査マニュアルを改訂した。

＜第 4 期の課題と展望＞

今後は、長期的な各生態系の状態の変化を捉えるために現手法を継続しつつ、現手法の目的を満たす基準を引き続き検討し調査手法の効率化・省力化を図っていくことが重要である。また、調査開始から 15 年が経過しており、調査機材等の変更が余儀なくされる場合は、モニタリングで得られる情報への影響を検討した上で変更方法等を判断する。

3）持続可能な調査体制

＜第 3 期までの成果と課題＞

全サイトにおいて順調に調査が実施された。また、一部のサイトにおいて、サイト代表者の交代があった。交代に伴う引継ぎは円滑に実施された。第 2 期以降に生じたサイト代表者の交代に際しては、サイトが設置されている地域に立地する研究機関や自治体等の職員に代表者を引き継ぐことができた事例もあった。このようなサイトでは、将来にわたって安定した体制で調査を継続することが期待できる。また、可能な限り調査の継続性及び調査データの精度を担保するために、本事業の各分科会において次期サイト代表者となりうる人材の情報収集を行うとともに、承認を得てサイト代表者の交代を行った。さらに、引き継ぎ前に、次期サイト代表者に対して分科会や調査への参加を依頼して、本事業に関する現状の把握を促し、円滑な交代が可能となるように努めた。調査員を確保するための取り組みとしては、学会等で本事業の紹介や成果を取りまとめた内容を発表するなど、事業の認知度向上に努めた。また、将来の調査員となる人材を育成する試みとして、藻場の淡路由良・竹野サイトでは、本調査の実施にあわせて大学の臨海実習の一部として学生向けのワークショップを開催した。これらの取り組みは、関係者（調査体制を参照のこと）による継続的かつ積極的な協力（調査員の確保、ワークショップの開催、学会等での発表による呼びかけなど）によってじっしされた。将来的には研究者以外の人員（民間企業、自治体、地元 NPO 団体等）の参加の下に調査を実施していくことも視野に入れ、調査目的や調査精度を担保した上での調査手法の簡略化等、調査を長期的に継続していくための体制作りを検討することも課題として挙げられた。第 3 期では、調査実施体制の維持や強化を図り、調査精度を確保するため、調査実施体制の維持が困難となってきているサイトの現地調査に適宜人材を派遣した。

＜第 4 期の課題と展望＞

沿岸域調査では、調査対象と環境の性質上、調査を実施できる人材は限られており、特に潜水作業を伴うアマモ場や藻場における調査では著しく人材が不足している。また、磯や干潟では調査対象となる生物の分類群が多岐にわたっているため、広範かつ高度な専門知識を有する調査員を確保することが必要となるが、そのような人材の確保はますます難しくなっている。そのため、本事業では、これまで行われたサイト代表者の交代のように、関係者間のネットワークによる調査員候補の情報収集及び選定や、サイトの近傍において沿岸域に関する調査を行っている研究機関・団体等を調査主体として確保していくことも重要である。それらに加え、サイト代表者の交代を見据えて段階的に調査への参加を促すことは、調査体制を維持していく上で大変有効であると考えられる。今後も、持続可能な調査体制を担保するため、現地調査への人材の派遣を継続するとともに、学会をはじめとした本事業以外等での活動を通じて本事業を周知していくことも重要である。

4）情報の共有・管理及び発信

＜第 3 期までの成果と課題＞

これまで、沿岸域調査では調査報告書、データファイル、速報、調査マニュアルといった情報を発信しており、順次内容やデザインの更新を進めてきた。また、データベースファイルについては、利用者がファイルをダウンロードする際に利用者の所属やデータの利用目的等の情報をアンケート形式で収集して

おり、公開から 2023 年 3 月末までにダウンロードされたデータセット数は沿岸域全体で 3,747 件であった。その他、データベースファイルの一部は、環境省自然環境局生物多様性センターが運営する生物情報収集・提供システム「いきものログ」や海洋生物の分布・多様性データを集約する国際的なデータベースである「海洋生物地理情報システム（Ocean Biogeographic Information System: OBIS）」に登録しており、これらのデータを利用した報告や発表が多数なされている。一方で、蓄積されていく膨大なデータや標本を一元的に保管・管理していくための体制の整備が重要な課題として挙げられた。

＜第 4 期の課題と展望＞

自然環境の異変に対する有効な保全施策の検討・実施に当たっては、本事業で得られた情報を、環境行政の施策担当者をはじめ、多くの人に理解しやすい形で、速やかに公開していく必要がある。そのためには、本事業の成果物を公開するとともに、事業の認知度を高める必要がある。関連する環境省課室や自治体への情報共有はもちろん、学会での発表、マスコミ等に対するわかりやすい内容での公表等を行うことも重要である。また、公開するデータは環境省生物多様性センターが令和 5 年に公表した「自然環境調査に係る生物多様性情報の整備と発信のガイドライン」に基づいた内容への更新を進めるとともに、いきものログや OBIS といったシステムへのデータファイル登録も積極的に行う必要がある。

5）保全施策への活用

＜第 3 期までの成果と課題＞

モニタリングサイト 1000 の成果は、環境省自然環境局生物多様性センターに集約され、環境省の事業等に貢献している。例えば、国立・国定公園における海域公園地区の指定や公園区域及び公園計画の点検の際に重要なデータとして活用されている。また、2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震による津波等（以下「震災」という）の影響を受けた地域には、本事業のサイトが含まれていた（松川浦、大槌、志津川の 3 サイト）。同じ場所における同一手法による震災前後の調査事例は極めて貴重であり、それらの調査で得られたデータは環境省東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査事業において、干潟や藻場生態系への震災の影響を把握するために活用された。一方で、本事業の成果を自然環境保全や希少生物の保護をはじめとする各種施策に役立てていくためには、蓄積されたデータを詳細に解析し、その結果を現地へわかりやすい形でフィードバックすることが必要であるが、そのための具体的なプロセスの検討や体制作りが課題として挙げられた。また、「生物多様性保全上重要な湿地」の見直しや「生物多様性の観点から重要度の高い海域」の選定、ラムサール条約（湿地の保全と賢明な利用を進める条約）への登録、都道府県レッドリストの掲載種の選定をはじめとした多くの施策において、本調査で得られた情報が活用されている。

＜第 4 期の課題と展望＞

30by30 並びに昆明・モントリオール生物多様性枠組等の目標の達成のため、自然環境保全施策等に資する施策は不可欠である。本事業の成果が保全施策等に活用されることを目指すに当たっては、行政ニーズを踏まえつつ、今後の沿岸域の生態系に起こり得る変化や生態系に影響を与える要因等について情報提供が必要である。そのためには、報告書等において、各生態系もしくは各サイトについて、その特徴や現状の評価ならびに過去からの経年変化とその傾向、さらにはその変化の要因等に関して、取りまとめたうえで、本事業の成果を分かりやすい形で示していく必要がある。一方で、保全施策等に活用された事例を積極的に収集することも重要となる。関連する省庁や自治体に対して、情報共有をするとともに活用事例の報告を受ける仕組み作りについても検討を進める必要がある。

6）国際的枠組みとの連携

＜第 3 期までの成果と課題＞

本事業では、日本長期生態学研究ネットワーク（JaLTER）等の環境モニタリングプロジェクトとの連携を図るため、一部の調査ではそれらの調査内容も取り入れた設計となっている。本事業で得られた生物データは、OBIS の日本拠点としての機能を担う国立研究開発法人海洋研究開発機構が運営する海洋生物多様性情報のデータシステム（Biological Information System for Marine Life: BISMaL）を経由して、OBIS へ登録した。OBIS は地球規模生物多様性情報機構（Global Biodiversity Information Facility: GBIF）と相互にデータを交換しており、本事業で OBIS に登録したデータはさらに GBIF へ提供されることとなっている。また、アマモ場調査のデータを MBON（Marine Biodiversity Observation Network）に提供しており、グローバルなデータ解析に利用されることが期待されている。データ提供を進める一方で、提供データの精度管理や提供フォーマットの更新等といった、連携を継続する上で生じる対応が課題として挙げられた。

＜第 4 期の課題と展望＞

本事業で得られた調査結果について、今後も OBIS、GBIF 等の国際的な枠組みとの連携が重要であり、国内外での活用の増加が期待される。また、国外利用者に向けたデータファイルの英語版説明書の作成等を行い、国際的なデータ活用の推進をはかることが課題としてあげられる。なお、持続可能な開発目標（SDGs）の主に SDG14（豊かな海を守ろう）の達成のための行動計画として、2021 年に国連で「持続可能な開発のための国連海洋科学の 10 年（2021–2030 年）」が宣言された。ここでは、行動目標として海洋の生態系の異変の検出や海洋調査の情報開示等が掲げられており、本調査の公開データ等はこれに貢献できるものとなるだろう。

7）社会への貢献

＜第 3 期までの成果＞

本事業においては、継続的なモニタリングを通して、沿岸域に関する状況等の情報を提供・公開することが、主要な社会貢献と言える。例えば、本事業で明らかになったアントクメやアマモ場の消失といった調査結果は、水産資源等への影響が生じ人々が享受できる生態系サービスが減少する可能性を示している。そのような情報を人々が利用可能な形で社会に発信することは価値のある社会貢献と言える。

また、わが国の沿岸域において各生態系をモニタリングするための標準手法を、専門家による検討を通して確立したことは、学術的な面で価値のある社会貢献と言える。これらの手法に則して取得したデータは、客観性を担保しているため、各生態系における生物相等を定量的に比較・評価できる。実際に環境省東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査事業では、本事業の調査マニュアルに基づいた調査が実施されている。さらに、わが国の沿岸域においては、全国規模に配置された調査地点で同一手法を用いた長期的なモニタリング調査は初めての試みであり、その調査で取得されたデータは学術的に極めて貴重である。

教育的な貢献として、学生に野外調査を体験してもらう機会を提供するために、本調査を大学の公開臨海実習の一部に組み込んで利用している例がある。また、本調査で得られるデータを大学の講義で使用している例もある。このような取り組みは限定的ではあるものの、本事業が専門的知識や調査技術を学生に提供する実践的な学習の場の 1 つとなっている。

＜第 4 期の課題と展望＞

本事業では、沿岸域における種多様性や生物量の変化を把握できる情報やデータが継続的に取得されており、わが国の生物多様性の保全と持続可能な利用に関する取り組みにおいて、基盤情報として活用されている。このようなデータは貴重であるばかりでなく、一度継続性を失うと二度と取り戻すことができ

ないため、この事業を今後も引き続き形を変えることなく継続する必要がある。

本事業の成果が保全施策等に活用されることを目指すに当たっては、行政ニーズを踏まえつつ、報告書等において各生態系もしくは各サイトそれぞれについて、その特徴や現状評価及び過去からの経年変化とその傾向、さらには変化の要因等を取りまとめた上で、今後の沿岸域生態系に起こりうる変化やその他の生態系に対する影響等を、分かりやすい形で示していく必要がある。また、沿岸域における生態系サービスの重要性や沿岸域を利用する生物の多くが希少となりつつある現状は、一般的に十分認識されているとは言えない。そのため、多くの人が沿岸域の各生態系に関心を持ち理解を深めることができるように、よりよい情報の発信方法を引き続き検討していくことが重要である。

参考情報

・モニタリングサイト 1000 ウェブサイト
https://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html
・モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 調査報告書
https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html
・モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 速報
https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsflash/index.html
・モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 調査マニュアル
https://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/index.html
・モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 データファイル
https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/data/index.html
・モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）
2008-2012 年度とりまとめ報告書
https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/h25-20_coasts_and_shallow_seas.pdf
・モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）
2008-2016 年度とりまとめ報告書
https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/FY2008-2016_Coastal_Area_Survey.pdf
・環境省グリーン復興プロジェクト しおかぜ自然環境ログ
https://www.shiokaze.biodic.go.jp/
・日本長期生態学研究ネットワーク（Japan Long-Term Ecological Research Network: JaLTER）
http://www.jalter.org/
・地球規模生物多様性情報機構（Global Biodiversity Information Facility: GBIF）
https://www.gbif.org/
・地球規模生物多様性情報機構日本ノード（Japan Node of GBIF: JBIF）
https://gbif.jp/
・海洋生物センサス（Census of Marine Life: CoML）
https://www.jamstec.go.jp/jcoml/
・Natural Geography in Shore Areas（NaGISA）
http://www.coml.org/natural-geography-shore-areas-nagisa/
・Ocean Biogeographic Information System（OBIS）
http://www.iobis.org/
・Biological Information System for Marine Life（BISMaL）
http://www.godac.jamstec.go.jp/bismal/e/
・Marine Biodiversity Observation Network（MBON）
https://geobon.org/bons/thematic-bon/mbon/

調査体制

＜検討会・分科会委員＞

飯島明子　神田外語大学イベロアメリカ言語学科（～2015）
石田　惣　大阪市立自然史博物館
神谷充伸　東京海洋大学学術研究院海洋環境科学部門（2018～）
川井浩史　神戸大学内海域環境教育研究センター
木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
倉島　彰　三重大学大学院生物資源学研究科
栗原健夫　水産研究・教育機構水産技術研究所（～2019）
古賀庸憲　和歌山大学教育学部
坂西芳彦　日本藻類学会
島袋寛盛　水産研究・教育機構水産技術研究所（藻場 2014～）（磯 2020～）
白山義久　京都大学 名誉教授
鈴木孝男　みちのくベントス研究所
田中次郎　東京海洋大学　名誉教授
田中義幸　八戸工業大学工学部
多留聖典　東邦大学理学部東京湾生態系研究センター（2009～）
寺田竜太　鹿児島大学大学院連合農学研究科
仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
野田隆史　北海道大学大学院地球環境科学研究院
浜口昌巳　福井県立大学海洋生物資源学部
風呂田利夫　東邦大学理学部（2008）
逸見泰久　熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
堀　正和　水産研究・教育機構水産資源研究所
向井　宏　海の生き物を守る会（～2016）
村瀬　昇　水産研究・教育機構水産大学校生物生産学科（～2017）
村田明久　千葉県環境生活部（2016～）
山本智子　鹿児島大学水産学部
山北剛久　海洋研究開発機構地球環境部門（2017～）
吉田吾郎　水産研究・教育機構水産技術研究所（～2013）

＜*サイト代表者・調査者・調査協力者＞

厚岸浜中サイト（磯）

*野田隆史　北海道大学大学院地球環境科学研究院
阿部俊朗、新井　慧、飯田光穂、石田　拳、稲冨　楽、岩崎藍子、
岩渕邦喬、海老原良太、大平昌史、小川日咲乃、織田さやか、金森由妃、
河内直子、久保田畔菜、胡　之陽、胡　之陽、小池育代、小林由佳理、
小松江梨子、坂口勝行、佐藤洸紀、佐原良祐、敷根有理紗、竹中映美、
立花道草、辻野昌広、仲岡雅裕、野口遥平、萩野友聡、平賀優大、
平賀優大、深谷肇一、藤井玲於奈、彭　燁帆、六車秀士、矢澤佳子、
山北剛久、山下友実、游　静如、姚　遠、米田智樹、劉　小河

安房小湊サイト（磯）

*村田明久　千葉県環境生活部
相澤章仁、青木美鈴、上野綾子、菊地則雄、熊谷直喜、齋藤紹太、
田畑早紀、多留聖典、仲岡雅裕、野田隆史、深谷肇一、桝本輝樹、
山下友実、山本智子

大阪湾サイト（磯）

*石田　惣　大阪市立自然史博物館
有山啓之、大谷道夫、柏尾　翔、長江眞紀子、西澤まり、半田裕子、
山西良平、山本智子、渡部哲也

南紀白浜サイト（磯）

*石田　惣　大阪市立自然史博物館
青木美鈴、有山啓之、乾　偉大、上野綾子、栗原健夫、小林元樹、中山　凌、
野田隆史、山本智子、渡部哲也、和田葉子

天草サイト（磯）

*森　敬介　ひのくにベントス研究所
青木美鈴、上野綾子、カミーラ キクチ、香田　唯、竹下文雄、
田中丈士、鶴田信光、増田龍哉、森　亜紀、森　七海、山下友実、
山田勝雅、山本智子、ユサック ダウト、渡部哲也

石垣屋良部サイト（磯）

*栗原健夫　水産研究・教育機構水産技術研究所（～2019）
*島袋寛盛　水産研究・教育機構水産技術研究所（～2020）
青木美鈴、新垣誠司、大島陽太、大嶽若緒、加藤雅也、岸本和雄、
久保弘文、小菅丈治、島津信彦、鈴木　豪、西本篤史、山下　洋、
山田秀秋、山本智子

厚岸サイト（干潟）

*仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
Angela Quiros、Carter Smith、Linda Hemmetzberger、Markus Franz、Vanessa Herhoffer、Venus Leopardas、Yun-Ting Jang、安　孝珍、
飯尾千賀子、井口華菜子、井坂友一、伊佐田智規、石山元喜、伊藤美菜子、
伊藤柚里、入谷鈴華、太田百音、大塚　賢、桂川英徳、金谷　弦、
鎌内宏光、河内直子、川島有貴、北　悠樹、北村武文、楠崎真央、
甲田聖志郎、斉藤勝也、齋藤昂大、佐藤あかり、佐藤楓真、佐藤允昭、
須貝洋海、鈴木一平、鈴木孝男、鈴木夢乃、須藤健二、関岡寛知、
高尾航平、高下聖崇、高橋知里、高星和浩、田原　聖、張　沛東、
寺西琢矢、ナパクワン ワンペッチ、難波瑞穂、能重光希、橋本真理菜、
長谷川貴章、濱野章一、林奈津美、本多健太郎、枡本和真、桝山海里、
松井風河、向井　宏、百田恭輔、山口武瑠、山本麻衣、頼末武史、
ローラ レイノルズ、若山健太郎、渡辺健太郎

松川浦サイト（干潟）

*鈴木孝男　みちのくベントス研究所（～2015）
*金谷　弦　国立環境研究所（2016～）
青木美鈴、阿部博和、上野綾子、上村了美、内野今日子、内野　敬、
海上智央、風間健宏、加藤翔子、加藤大和、菅　孔太朗、桐生基史、
齊藤　誠、佐藤慎一、志賀　薫、多留聖典、千葉友樹、鳥居　洋、
成田正司、西田樹生、平間拓人、逸見泰久、安田駿冬、安野　翔、
山下友実、山中崇希、柚原　剛

盤洲干潟サイト（干潟）

*多留聖典　東邦大学理学部東京湾生態系研究センター
青木美鈴、阿部博和、飯島明子、伊藤　萌、井藤大樹、上野綾子、
海上智央、尾島智仁、尾島雅子、小原ヨシツグ、金谷　弦、志賀　薫、
自見直人、菅原万里恵、鈴木孝男、鈴木竜太郎、髙山順子、田中正敦、
朴　惠眞、風呂田利夫、桝本輝樹、山北剛久、山田勝雅、柚原　剛、
横井謙一、横岡博之、依田浩太郎

汐川干潟サイト（干潟）

*木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
井上暁広、今井達郎、川上七恵、北村　優、木村昭一、小泉沙樹、佐崎建人、
島田英樹、高沢悦子、武馬弘幸、田中綾子、中野秀彦、秀島佑典、日向智大、
藤岡エリ子、藤岡純治、伯耆匠二、宮　映日、村山　椋、本野智之、
森　真梨奈、森本正俊、山田　裕、山田友範、吉岡志帆

南紀田辺サイト（干潟）

*古賀庸憲　和歌山大学教育学部
青木美鈴、荒巻陽介、池田早登司、石田　惣、石原（安田）千晶、
井上健彦、上野綾子、内野　透、大古場正、大畠麻里、沖彩矢香、
加藤健司、上出貴士、香田　唯、合田直人、小林元樹、坂田直彦、
塩﨑祐斗、辻　美穂、中村謙太、浜田友世、日向智大、安岡法子、
和田恵次、渡部哲也

中津干潟サイト（干潟）

*浜口昌巳　福井県立大学海洋生物資源学部
青木美鈴、井藤大樹、上野綾子、上村了美、大越健嗣、大谷健二、
岡田直也、鬼塚　剛、梶原直人、金子誠也、川根昌子、川村美南、北西　滋、
佐々木美穂、渋谷優太、島袋寛盛、手塚尚明、西　栄二郎、松尾香菜子、
三羽達也、森田　遥、山田勝雅、和田恵次

永浦干潟サイト（干潟）

*逸見泰久　熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
泉　大智、追立泰久、岡本浩太朗、岳野春菜、笠原悠生、片岡椋子、
北岡　匠、北橋　倫、久保　茜、河野容子、小島太一、佐久川尚人、
佐藤　優、嶋永元裕、瀬戸口友佳、高野茂樹、竹下文雄、田中恭子、
田中源吾、野島　崇、林　悠真、福田ゆか、渕本大地、逸見高志、前川　匠、
増田龍哉、廻田　健、宮﨑　南、村田泰一、森川太郎、山口純平、
渡部哲也

石垣川平湾サイト（干潟）

*岸本和雄　沖縄県農林水産部水産課
大島寛俊、狩俣洋文、木村昭一、木村妙子、久保弘文、熊谷直喜、
栗原健夫、藤田喜久、村山雅庸、矢野暁嗣

松名瀬干潟サイト（干潟、協力サイト）

*木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
青山大貴、青山優希、浅田　要、石井智也、石神優季、石川恵雅、
井出直希、岡崎隼人、岡崎隼人、岡田健太朗、沖田龍之介、片平浩孝、
角野百千、金井健太郎、金子優斗、北浦惇貴、喜多海斗、木村昭一、
桐生基史、櫛谷圭介、小島慧音、小島佑太、五島虹星、小西伴尚、小林　隼、
小山裕暉、齋藤綾太、嶋田　凪、鈴木汰知、高野智紀、高橋　稜、
谷口誓風、塚本一心、冨山大翔、中島　駿、永田晃久、中谷唯人、
永田昇久、中田幸弘、仲ノ宮脇壮良、名倉歌衣奈、西井康高、西口真呂、
西村佳直人、野嶋剛至、野村彩希、野村郁馬、林　嘉音、林　花穂、
林　祥太朗、福田侑真、伯耆匠二、松島寧音、水本凱也、三宅冴佳、
三宅唯斗、宮田陽斗、村林　樹、村山　椋、本野智之、山田友範、
山本敦也、山本奏弥、山本智輝、山本洋輝、山本凌大、渡辺晃史

英虞湾サイト（干潟、協力サイト）

*木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
木村昭一、近藤展布、島田英樹、自見直人、波々伯部夏美、宮　映日、
村山　椋、本野智之、山田友範、吉田圭汰

厚岸サイト（アマモ場）

*仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
Andrew Carlson、Angela Quiros、Chang Yu-Ling、Franz Gajewski、Heather Glon、
Lucas Felix、Michael Jacob C. Dy、Nitipat Boonsong、Wahyu Adi Setyaningsih、
Warut Kongsongduang、Willy Angraini、青江翔太郎、赤松知音、安　孝珍、
アンドレアス パンシュ、井坂友一、伊藤美菜子、伊藤柚里、今川知美、
桂川英徳、河内直子、川島有貴、甲田聖志郎、斉藤勝也、齋藤昂大、
澤　健悟、島袋寛盛、須藤健二、関岡寛知、田原　聖、寺西琢矢、
長坂有希、中村　歩、中本健太、ナパクワン ワンペッチ、難波瑞穂、
橋本真理菜、濱野章一、早川　淳、堀　正和、本多健太郎、向井　宏、
山北剛久、山口遥香、渡辺健太郎

大槌サイト（アマモ場）

*仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター（～2013）
*早川　淳　東京大学大気海洋研究所国際・地域連携研究センター（2014～）
大土直哉、河内直子、小玉将史、島袋寛盛、関岡寛知、田原　聖、
寺西琢矢、中本健太、ナパクワン ワンペッチ、福田介人、堀　正和、
本多健太郎、山北剛久、山田勝雅、渡辺健太郎

富津サイト（アマモ場）

*田中義幸　八戸工業大学工学部（～2017）
*山北剛久　海洋研究開発機構地球環境部門（2018～）
青木美鈴、石井光廣、伊藤美菜子、上野綾子、梶山　誠、北村武文、
熊谷直喜、クリストファー J. ベイン、小山智行、斉藤勝也、佐藤允昭、
島田裕至、島袋寛盛、髙木香里、田原　聖、張　沛東、仲岡雅裕、中丸　徹、
ナパクワン ワンペッチ、橋本真理菜、濱岡秀樹、古島靖夫、堀　正和、
向井　宏、山田勝雅、渡辺健太郎、渡邉裕基

安芸灘生野島サイト（アマモ場）

*堀　正和　水産研究・教育機構水産資源研究所
伊藤美菜子、岩崎貞治、クリストファー J. ベイン、小路　淳、佐藤允昭、
島袋寛盛、須藤健二、田中義幸、仲岡雅裕、濱岡秀樹、別所和博、向井　宏、
山北剛久、山田勝雅、吉田吾郎

指宿サイト（アマモ場）

*堀　正和　水産研究・教育機構水産資源研究所
猪狩忠光、川畑友和、久保　満、クリストファー J. ベイン、佐々木謙介、
佐藤允昭、塩先尊志、島袋寛盛、須貝洋海、須藤健二、寺田竜太、
東條智仁、徳永成光、仲岡雅裕、ナパクワン ワンペッチ、橋本真理菜、
濱岡秀樹、山田勝雅、吉田吾郎、吉満　敏

石垣伊土名サイト（アマモ場）

*堀　正和　水産研究・教育機構水産資源研究所（～2017）
*田中義幸　八戸工業大学工学部（2018～）
青木美鈴、上野綾子、甲斐清香、クリストファー J. ベイン、佐川鉄平、
佐藤允昭、澤山周平、澁野拓郎、島袋寛盛、鈴木　豪、須藤健二、名波　敦、
橋本真理菜、濱岡秀樹、町口裕二、宮島利宏、向井　宏、渡辺健太郎

室蘭サイト（藻場）

*本村泰三　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター（～2019）
*長里千香子　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター（2020～）
市原健介、川井浩史、岸林秀典、北林紗恵子、木ノ下菜々、倉島　彰、
島袋寛盛、田中厚子、寺田竜太、富岡輝男、吉田吾郎、渡邉裕基郎

志津川サイト（藻場）

*太齋彰浩　デザイン・バル（～2016）
*阿部拓三　南三陸町自然環境活用センター（2017）
青木美鈴、青木優和、秋田晋吾、伊藤浩吉、大島宗明、加藤　将、
神谷充伸、川瀬　摂、倉島　彰、黒田和真、小玉志穂子、坂西芳彦、
佐藤長明、鈴木将太、鈴木はるか、関口　周、田中次郎、平井和也、
福岡将之、本多正樹

伊豆下田サイト（藻場）

*青木優和　東北大学大学院農学研究科（～2014）
*倉島　彰　三重大学大学院生物資源学研究科（2015～）
阿久津崇、石川達也、伊藤浩吉、江川隆昭、岡遼太郎、小高友実、加藤　葉、
久保祐貴、小山知洋、坂西芳彦、佐藤壽彦、品川秀夫、柴田大輔、
鈴木はるか、高野治朗、太齋彰浩、田中次郎、土屋泰孝、能勢敦子、
比嘉　瑠、福岡将之、山田雄太郎、横浜康継

竹野サイト（藻場）

*川井浩史　神戸大学内海域環境教育研究センター（～2019）
*上井進也　神戸大学内海域環境教育研究センター（2020～）
青木沙耶、阿部真比古、池田祐太、伊藤友洋、牛原康博、内田博子、
遠藤　光、大沼　亮、小川　拓、神谷　隆、神谷充伸、亀山　諒、沓間　領、
倉島　彰、栗原　暁、小園淳平、島田菜摘、島袋寛盛、杉江　透、
鈴木雅大、竹内和沙、竹森明光、寺田竜太、冨岡弘毅、冨岡由紀、
永田昭廣、西村文秀、丹羽一夫、橋本一輝、橋本孝司、畑　千夏、
羽生田岳昭、姫野絢圭、福沢風人、本庄四郎、簑田治樹、村瀬　昇、
山村健将、吉田吾郎、四本　泉、米盛裕希子、渡部雅博、渡邉裕基

淡路由良サイト（藻場）

*川井浩史　神戸大学内海域環境教育研究センター（～2019）
*上井進也　神戸大学内海域環境教育研究センター（2020～）
青木美鈴、浅岡　聡、阿部真比古、池田祐太、伊集盛人、井藤大樹、
伊藤友洋、牛原康博、遠藤　光、大沼　亮、小川　拓、神谷　隆、
神谷充伸、亀山　諒、沓間　領、倉島　彰、栗原　暁、高　旭、小園淳平、
坂西芳彦、島田菜摘、島袋寛盛、杉江　透、鈴木雅大、孫　忠民、
竹内和沙、田中次郎、寺内　真、寺田竜太、冨岡弘毅、冨岡由紀、
永田昭廣、西村文秀、西山　眞、丹羽一夫、橋本一輝、畑　千夏、
羽生田岳昭、姫野絢圭、福沢風人、堀江　諒、堀口範奈、簑田治樹、
村瀬　昇、安田裕紀、山村健将、吉田吾郎、四本　泉、米盛裕希子、
渡部雅博、渡邉裕基

薩摩長島サイト（藻場）

*寺田竜太　鹿児島大学大学院連合農学研究科
天野裕平、池上栄司、遠藤　光、尾上敏幸、加世堂照男、川島千明、
北村洋明、鹿田創空、島田菜摘、進藤　蒼、新北成実、田中美和、中島広樹、
新山美侑、橋本一輝、松岡　翠、松田宗之、丸儀雅孝、渡邉裕基

謝辞

本事業の遂行にあたっては、以下のとおり、多くの研究機関、行政機関、地方自治体、漁業協同組合などの皆様に多大なご協力をいただきました。ここに記して深謝申し上げます。

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 厚岸臨海実験所
厚岸漁業協同組合
散布漁業協同組合
北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 室蘭臨海実験所
海上保安庁室蘭海上保安部
北海道胆振総合振興局
室蘭漁業協同組合
東京大学大気海洋研究所 国際沿岸海洋研究センター
フクダ海洋企画
南三陸町自然環境活用センター
南三陸町農林水産課
ダイビングステージアリエル
みちのくベントス研究所
福島県相馬双葉漁業協同組合
国立環境研究所
東邦大学理学部東京湾生態系研究センター
千葉県水産総合研究センター 東京湾漁業研究所
千葉大学海洋バイオシステム研究センター 小湊実験場
千葉県立中央博物館
千葉県立中央博物館分館海の博物館
千葉県農林水産部
金田漁業協同組合
株式会社自然教育研究センター
海洋研究開発機構
水産研究・教育機構
筑波大学下田臨海実験センター
水産研究・教育機構 日本海区水産研究所
竹野スノーケルセンター・ビジターセンター
大阪市立自然史博物館
大阪府立環境農林水産総合研究所 水産技術センター
西宮市貝類館
京都大学フィールド科学教育研究センター 瀬戸臨海実験所
神戸大学内海域環境教育研究センター
水産研究・教育機構 瀬戸内海区水産研究所
広島大学竹原ステーション
熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
水産研究・教育機構 西海区水産研究所
鹿児島大学水産学部海洋資源環境教育研究センター 東町ステーション
鹿児島県水産技術開発センター
山川町漁業協同組合
ダイビングショップ SB
株式会社丸扇
沖縄県農林水産部
沖縄県海洋深層水研究所
沖縄県水産海洋技術センター 石垣支所
石垣市教育委員会
アクアガーデン株式会社

執筆･編集

編著者

白山義久	京都大学 名誉教授	沿岸域検討会座長
石田　惣	大阪市立自然史博物館	磯分科会座長
鈴木孝男	みちのくベントス研究所	干潟分科会座長
仲岡雅裕	北海道大学北方生物圏フィールド科学センター	アマモ場分科会座長
寺田竜太	鹿児島大学大学院連合農学研究科	藻場分科会座長 とりまとめ作業部会座長兼任

執筆者（五十音順）

阿部拓三	南三陸町農林水産課
阿部博和	石巻専修大学理工学部（とりまとめ作業部会委員）
上井進也	神戸大学内海域環境教育研究センター
金谷　弦	国立環境研究所地域環境保全領域（とりまとめ作業部会委員）
神谷充伸	東京海洋大学学術研究院海洋環境科学部門
川井浩史	神戸大学内海域環境教育研究センター
岸本和雄	沖縄県農林水産部
木村妙子	三重大学大学院生物資源学研究科
倉島　彰	三重大学大学院生物資源学研究科
古賀庸憲	和歌山大学教育学部
坂西芳彦	日本藻類学会
島袋寛盛	水産研究・教育機構水産技術研究所
田中次郎	東京海洋大学
田中義幸	八戸工業大学工学部
多留聖典	東邦大学理学部東京湾生態系研究センター
長里千香子	北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
野田隆史	北海道大学大学院地球環境科学研究院
浜口昌巳	福井県立大学海洋生物資源学部
早川　淳	東京大学大気海洋研究所国際・地域連携研究センター
深谷肇一	国立環境研究所生物多様性領域（とりまとめ作業部会委員）
逸見泰久	熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
堀　正和	水産研究・教育機構水産資源研究所
村田明久	千葉県環境生活部
森　敬介	ひのくにベントス研究所
山北剛久	海洋研究開発機構地球環境部門（とりまとめ作業部会委員）
山本智子	鹿児島大学水産学部

事務局

上野綾子	日本国際湿地保全連合
青木美鈴	日本国際湿地保全連合

各年度業務名、請負者及び共同実施者

平成 20 年度（2008 年度）

業務名	平成 20 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 21 年度（2009 年度）

業務名	平成 21 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 22 年度（2010 年度）

業務名	平成 22 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 23 年度（2011 年度）

業務名	平成 23 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 24 年度（2012 年度）

業務名	平成 24 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	一般財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 25 年度（2013 年度）

業務名	平成 25 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	一般財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 26 年度（2014 年度）

業務名　平成 26 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務

業務名　平成 26 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 27 年度（2015 年度）

業務名　平成 27 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務

業務名　平成 27 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 28 年度（2016 年度）

業務名　平成 28 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務

業務名　平成 28 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 29 年度（2017 年度）

業務名　平成 29 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務

業務名　平成 29 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

平成 30 年度（2018 年度）

業務名　平成 30 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務

業務名　平成 30 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

平成 31 年度・令和元年度（2019 年度）

業務名　平成 31 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務

業務名　平成 31 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

令和 2 年度（2020 年度）

業務名	2020 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	2020 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

令和 3 年度（2021 年度）

業務名	2021 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	2021 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

令和 4 年度（2022 年度）

業務名	2022 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	2022 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

令和 5 年度（2023 年度）

業務名	2023 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	2023 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）
2008-2022 年度とりまとめ報告書
令和 7（2025）年 2 月
環境省自然環境局　生物多様性センター
〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1
電話：0555-72-6033　FAX：0555-72-6035

リサイクル適性の表示：印刷用の紙にリサイクルできます。
この印刷物は、グリーン購入法に基づく基本方針における「印刷」に係る判断の基準にしたがい、印刷用の紙へのリサイクルに適した材料［Aランク］のみを用いて作製しています。