

第8回

熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター講演会要旨集

沿岸域環境科学の最先端 －基礎研究から保全・再生・防災まで－

日時：2010年1月23日（土）13:00～17:30

会場：熊本大学工学部百周年記念館
熊本市黒髪2-39-1（熊本大学黒髪南地区）

熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター

ご挨拶

熊本大学沿岸域環境科学教育研究センターは、平成13年に設立された学内共同教育研究施設で、有明海・八代海を中心とする沿岸域環境に関する幅広い教育・研究を行い、地域社会に貢献することを目指しております。有明海・八代海は熊本県西側全域が接している海域で、我が国でも突出した干満差が大きく広大な干潟が形成されている特徴のある沿岸地域です。希少・貴重な動植物も数多く生息しており、閉鎖度の高い世界的にも特異な海域となっています。これらの沿岸域はまた、複数県にまたがる農業・工業・水産業の生産場ともなっており、人間によるこれらの生産活動の累積効果によるものと思われる、生物多様性の減少、漁獲量の激減、赤潮に伴う養殖漁業の被害等の海域水質変化に伴う環境問題や、台風による高潮災害等々、多くの沿岸域特有の問題が顕在化しています。

沿岸域センターでは、発足以来これら地域固有の環境問題への対処を目指した研究・教育活動を実施してきており、平成21年度の活動として、従来から展開中の2つの研究プロジェクト『沿岸域における生物多様性と生物資源の保全に関する研究』および『閉鎖性沿岸海域環境に関する先端科学技術研究』を推進すると共に、その支援体制としての学外協力研究者制度を機能させてきました。各研究グループは、2つのプロジェクトの下に、海産生物の多様性や水産生物資源の調査研究、有明・八代海底質環境の変遷分析、養殖海苔の色調発現機構の分子生物学的解明や有用新品種の分子育成、干潟沿岸域環境の保全・開発・防災などの研究を、他大学、国土交通省、環境省、農林水産省、熊本県、熊本県水産研究センター、熊本県内漁協、地元企業等と連携して実施しています。加えて平成20年度採択の熊本大学拠点形成研究B『閉鎖性沿岸海域における環境と防災、豊かな社会環境創生のための先端科学研究・教育の拠点形成』プロジェクトには、センターの専任教員全員が参加し、タイトルに則った成果に向けて一丸となって取り組んでおります。さらに平成17年度に採択された文部科学省の科学技術振興調整費による『有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証実験（代表滝川清教授）』も精力的に実施しており、今年度はその最終年度取りまとめ研究を引き続き遂行しています。

このようなセンター専任教員、客員教員、学外協力研究者による各種研究成果を地域の皆様に還元するための取り組みとして、市民公開講座の開催や、県内外の大学、県内の小中学生・社会人への臨海実習の実施、高校と大学の連携教育事業等様々な企画を実施・参画しております。またセンターの各スタッフは、それぞれの専門分野のプロとして国・県・地方自治体等の審議会・委員会の委員を務めたり、各種団体・企業に対する技術指導を行ったり、またNPOとの連携活動に協力すること等を通して、有明海・八代海の再生とより良い沿岸域環境の創造に向けた社会的取り組みにも広く貢献しています。

本講演会もこれらのセンター社会貢献活動の一環として実施されるもので、少し専門的ではありますが、日ごろ取り組んでいるセンター教員、客員教員、学外協力研究者らの研究活動の一端を報告するものです。今回は、沿岸域センターの5名の専任教員と2名の客員教員に加えて、1名の学外協力研究者（長崎大学）にも講演をお願いしています。講演内容は、沿岸域環境の基礎研究から応用分野としての保全・再生・防災まで含んだ多岐に渡るもので、限られた時間ではありますが、最新成果の報告をできればと思っております。活発なご討議と適確なアドバイスを頂ければ幸いです。

熊本大学沿岸域環境教育研究センター

センター長 鳴田 純

目 次

1. スナガニ類の巣穴が小型底生生物の微小空間分布に与える影響(13:10～13:40)	1
嶋永 元裕(生物資源循環系解析学分野 准教授)	
2. 有明海における1960年代以降の底質変化(13:40～14:10)	5
秋元 和寶(水・地圏環境科学分野 准教授)	
3. 養殖ノリの重金属ストレスに対する応答機構(14:10～14:40)	10
瀧尾 進(生物資源保全・開発学分野 教授)	
4. アオノリの繁殖におけるリズム現象(14:40～15:10)	14
桑野 和可(長崎大学大学院生産科学研究科 准教授;学外協力研究者)	
5. 沿岸帯における環境保全・自然再生の工夫を探る	17
-有明海と他海域の比較から-(15:30～16:00)	
五明 美智男(沿岸域社会計画学分野 客員教授)	
6. ハマグリの資源管理技術の開発(16:00～16:30)	21
逸見 泰久(生物資源循環系解析学分野 教授)	
7. 熊本県を対象とした水処理技術システム導入による環境効率の評価(16:30～17:00)	26
村野 昭人(沿岸域社会計画学分野 客員准教授)	
8. 有明・八代海の環境特性と再生への技術開発 -有明海沿岸干潟域における生物生息場の回復・創成・工夫による 自然再生へ向けた取り組み-(17:00～17:30)	32
滝川 清(水・地圏環境科学分野 教授)	

■ 司会進行／逸見 泰久

【注意】本講演要旨の著作権は、熊本大学沿岸域環境科学教育研究センターおよび著者に帰属しています。本資料の利用にあたっては、当センターおよび著者の両者に対して、書面等による許諾を必要とします。

スナガニ類の巣穴が小型底生生物の微小空間分布に与える影響

嶋永 元裕

【研究の背景と目的】

「一見一様な環境が広がる干潟で、小型底生生物の生物多様性はどのように維持されているのか？」

大きな河口や内湾に発達する干潟は、アサリなどの有用生物の苗床であるとともに、堆積した有機物を分解する浄化槽としての生態系サービスを人類に提供する（和田 2000）。この生態系サービスを支えるのが、干潟の堆積物表面や内部に生息する大小さまざまなサイズの底生生物（ベントス）である。ベントスは、体の大きさによって、いくつかのグループに分けられる。

メイオファウナは1mmの篩を通過する小型底生生物の総称である。干潟における彼らの生物量は大型底生生物（マクロファウナ）の数分の一だが、世代交代時間が短いため、生物生産量の点ではマクロファウナに匹敵し、それを凌駕する場合もある（ラファエリ&ホーキンズ 1996）。

一方、マクロファウナには、小型生物では不可能な、干潟内の構造を大規模に改変する能力がある。例えば、北海の干潟に普遍的に生息するタマシキゴカイの1種のU字型巣穴は、堆積物中の還元層を貫く形で形成されるが、この巣穴の周りには薄い酸化層が形成され、様々な好気性のメイオファウナが巣穴内の微細構造を種特異的に利用しており（図1），その結果、干潟全体のメイオファウナの種多様性や生物量の増加に、これらの巣穴が貢献している事が報告されている（ライゼ 1985）。つまりゴカイなどのマクロファウナの巣穴は、一様な平面構造の広がる干潟に三次元的な厚みを与え、酸素や食物を泥の奥まで行き渡らせる「毛細血管」の役割を果たし、より小型の生物たちに微細生息場所を提供しているのである。このように沿岸堆積物中では、マクロファウナの活動が、より小型の底生生物の生物量・種多様性を増大させる方向に堆積物環境を改変する「助長効果（promotional effects）」を及ぼす場合が非常に多い（ライゼ 1985）。

シオマネキ、コメツキガニなどのスナガニ類の仲間は、干潟に普遍的に分布するカニ類であるが、彼らの捕食活動は、堆積物表層のメイオファウナに負の影響を与える事が知られている（Reinsel 2004）。だが他方で、熱帯の干潟に生息するスナガニ類の巣穴近縁の堆積物中では、その周辺の堆積物よりもメイオファウナ全体、あるいは特定の分類群の個体数が多かったという報告もある（Dittmann 1996）。したがってスナガニ類の巣穴にも、タマシキゴカイなどと同様に、堆積物中のメイオファウナに対する助長効果があると思われる。しかし、例えればDittmann (1996)の研究がそうであったように、スナガニ類の巣穴に関しては、タマシキゴカイで示されたようなメイオファウナのcmスケールの微小な空間分布を解析した研究例が極めて少ないので現状である。

干潟の代表的マクロファウナであるスナガニ類の助長効果が、メイオファウナの群集構造に与える影響を解明する事は、干潟生態系において生物多様性が維持される仕組みや、有機物・エネルギーの流れを理解する上で必要不可欠であると考えられる。

そこで私は、スナガニ類のメイオファウナに対する助長効果を明らかにするために、天草諸島の一つ、前島に所在する合津マリンステーション前の干潟において、ハクセンシオマネキとコメツキガニ

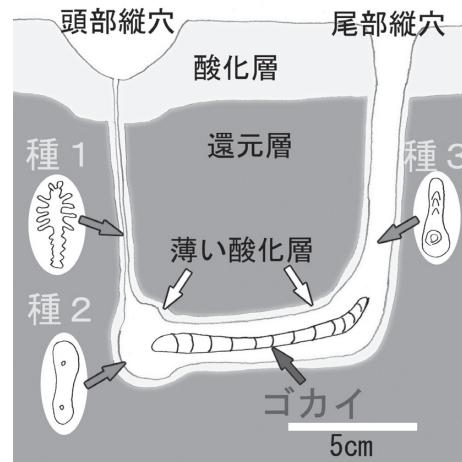


図1. ゴカイの巣穴と主なメイオファウナの分布。メイオファウナ各種のサイズは誇張されており、分布中心は矢印で示されている。ライゼ (1985) の図を元に著者が作成。

の巣穴周囲のメイオファウナの微小分布の調査を開始した。両種は、干潟上部の砂質部の代表的スナガニ類である。調査に当たっては、以下の二つの作業仮説を念頭に置いた（図2）。

仮説1. 堆積物表層は、カニの摂餌活動により搅乱され、また、酸素が外部から堆積物中に直接供給されやすい。したがって堆積物表層では、巣穴の助長効果は弱い、あるいは完全に打ち消されるため、メイオファウナの水平分布は、巣穴からの距離と無関係である。

仮説2. 堆積物深層では、巣穴がスノーケルの役割を果たすため、それに近いほど酸素濃度が高いと思われる。したがって堆積物深層では、巣穴の助長効果が強く働き、巣穴に近いほどメイオファウナ密度は高くなる。もしくは、巣穴からの水平距離に沿って、低酸素濃度に敏感な分類群が減少し、耐性のある分類群が増加するため、メイオファウナ全体の群集組成が変化する。

【材料と方法】

サンプル採取は2007（平成19）年、ハクセンシオマネキ、コメツキガニ両種の繁殖期にあたる8月と、両種の活動が弱まる11月（一部12月初め）に、天草前島の干潟において行われた。サンプル採取と処理の詳細は、以下のとおりである。

最大干潮時に、いずれかの種の巣穴を含むように、内径8cmのプラスティック製コアサンプラーを深さ10~15cmまで挿入して、堆積物コアサンプルを採取した。同時に、その巣穴付近（巣穴中心部から水平距離が10cm以上、20cm以内）の巣穴がない場所からも堆積物コアサンプルを採取した。これをサンプル1セットとし、同一干潟内のmスケールの変異をおさえるために、各時期において、数日かけて各種3セット、合計6セットの採取を行った（11月のコメツキガニは2セットのみの採取）。

採取された堆積物サンプルは、「巣穴アリ」「巣穴ナシ」とともに、実験室において、堆積物表面から垂直方向に2cm毎に、押し出し器を用いて層別に分けた。巣穴を含むサンプルの場合、巣穴近縁のメイオファウナの微小空間分布の変化を調べるために、それぞれの層において、巣穴壁面からの水平距離が0-1cm、2-3cmの位置で、先端を切り落としたシリング（断面積0.71cm²）を用いて堆積物サブサンプル（シリングにより2回採取、合計1.42ml）を採取した。巣穴のないサンプルの場合も、同じシリングを用いて、各層のコア中心付近から1.42mlの堆積物を採取した（図3）。

ハクセンシオマネキの巣穴はJ型をしているため、内径8cmのコアサンプルでは、堆積物表層下6-7cm以深の巣穴周辺の堆積物は採取できなかった。そこで本研究では、ハクセンシオマネキ、コメツキガニ共に、堆積物表面から0-1cmの層（以後、堆積物表層、あるいは表層と呼称）、2-3cmの層（中層）、4-5cm（漸深層）、6-7cm

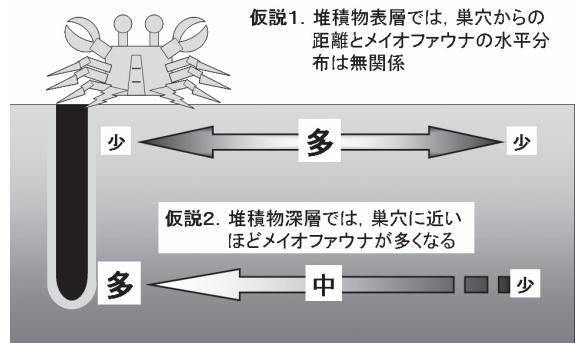


図2. スナガニの巣穴と、メイオファウナの堆積物中の分布に関する作業仮説

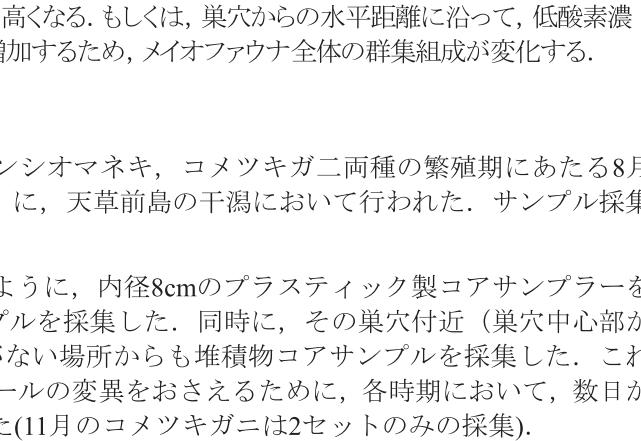


図3. 微小空間変異調査用サンプリングデザイン。四角い枠が堆積物サブサンプルを採取したポイントを示す。

(深層)のみを対象として解析を行った。この要旨では8月の結果のみを示す。11月の結果は講演時に示す予定である。

【結果と考察】

メイオファウナ全体の個体密度

2007年8月の、コメツキガニとハクセンシオマネキの巣穴周辺におけるメイオファウナ全体の微小空間分布をそれぞれ図4, 5に示す。

堆積物表層のメイオファウナの分布には、両種ともに、巣穴からの水平距離に沿った明確な傾向は見出されなかった。また、月を問わず水平距離間に有意差は検出されなかつた(ANOVA, $P > 0.05$)。この結果は仮説1と矛盾しない。

一方、堆積物中層、漸深層、深層部では、両種の巣穴周辺で異なる傾向が見られた。コメツキガニの巣穴の場合、堆積物表層と同様に、メイオファウナ個体数と巣穴からの水平距離との間に関連性は示されなかつた。それに対してハクセンシオマネキ巣穴周辺では、メイオファウナ平均個体数密度の最大値は、巣穴直近部で観察された。これは一見、仮説2を支持する結果である。しかしサンプル間の分散が大きく、堆積物のいづれの層においても水平距離間に有意差は検出されなかつた。

メイオファウナ高次分類群の組成

2007年8月にハクセンシオマネキ巣穴周辺から採集されたサブサンプル間のメイオファウナ高次分類群の組成の類似関係を、多次元尺度法(MDS)を用いて解析した結果を図6 Aに示す。堆積物の深い場所から採集されたサブサンプルが図の右側に固まってプロットされたのに対して、堆積物表層からのサブサンプルは左側の広い範囲にプロットされた。さらにANOSIMテストは、堆積物各層における組成に有意な差がある事を示した。これらにより、メイオファウナ高次分類群の組成は堆積物深度に沿って最も大きく変化する事、堆積物の深い場所の組成は一様である事が示された。さらに図6 Bが示すように、この組成変化に最も貢献するのが線虫類で、この分類群の割合は深度とともに増大した。しかし、巣穴からの水平距離に沿った明確な組成変化は、堆積物の表層から深層にいたるまで見出されなかつた。一方、コメツキガニの巣穴周辺では、巣穴からの水平距離、堆積物表面からの垂直

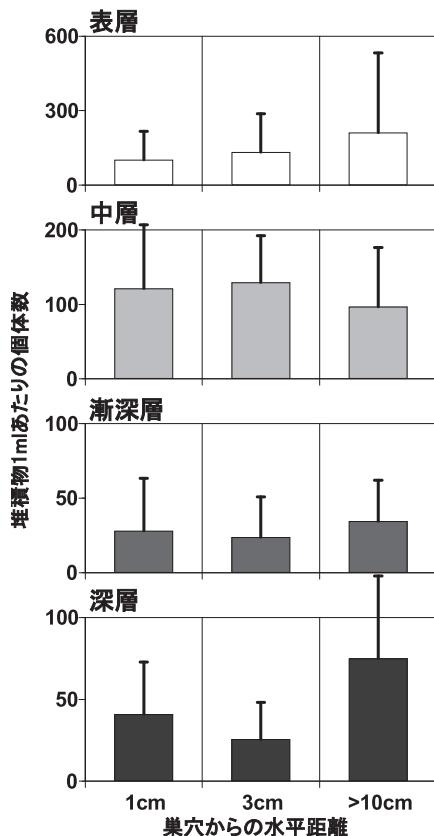


図4. コメツキガニの巣穴からの水平距離が0-1cm, 2-3cm, >10cmの堆積物中のメイオファウナ全体の個体密度(個体数/1ml堆積物)。バーは平均値、エラーバーは標準偏差をそれぞれ示す。

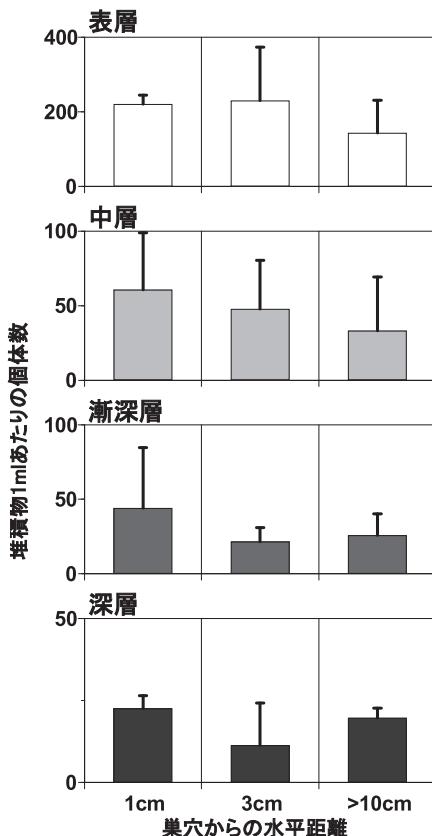


図5. ハクセンシオマネキの巣穴からの水平距離が0-1cm, 2-3cm, >10cmの堆積物中のメイオファウナ全体の個体密度(個体数/1ml堆積物)。以下の説明は図4と同じ。

距離に関連したメイオファウナの組成変化は見られなかった。

ハクセンシオマネキの巣穴周辺の堆積物粒子（中央粒径：約0.19mm）は、コメツキガニのそれ（0.08mm）より細かかった（増田龍哉氏情報提供）。したがって堆積物中の酸素濃度の減少は、前者の巣穴周辺でより顕著であると予想され、この種の巣穴周辺の堆積物深層で還元的環境に耐性のある線虫類の割合が増大するのはこのためだと考えられる。しかし予想外だったのは、ハクセンシオマネキとコメツキガニの巣穴周辺では、メイオファウナの群集組成の堆積物深度に沿った変化に顕著な違いが見られたにも関わらず、いずれの巣穴に関するても、助長効果を示す強い証拠が得られなかつたことである。

「有意差がない=効果がない」という事では必ずしもないのだが、粒径0.2mm以上の堆積物中では、酸素濃度の低下は深刻ではなく、スナガニ類の巣穴による助長効果も強く現われないのかもしれない。この推測の真偽を確かめるために、より堆積物粒子の細かい干潟に生息するスナガニ類（チゴガニなど）の巣穴に関する研究を引き続き行う必要がある。

【参考文献】

- Dittmann, S., 1996. Effects of Macrobenthic burrows on infaunal communities in tropical tidal flats. *Marine Ecology Progress Series*, 134, P119-130.
- ライゼ, K., 1985. 干潟の実験生物学（倉田博訳），生物研究社，東京。
- ラファエリ, D. & S. ホーキンズ, 1996. 潮間帯の生態学（朝倉彰訳），文一総合出版，東京。
- Reinsel K.A., 2004. Impact of fiddler crab foraging and tidal inundation on an intertidal sandflat: season-dependent effects in one tidal cycle. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 313, P1-17.
- 和田恵次. 2000. 干潟の自然史，京都大学学術出版会，京都

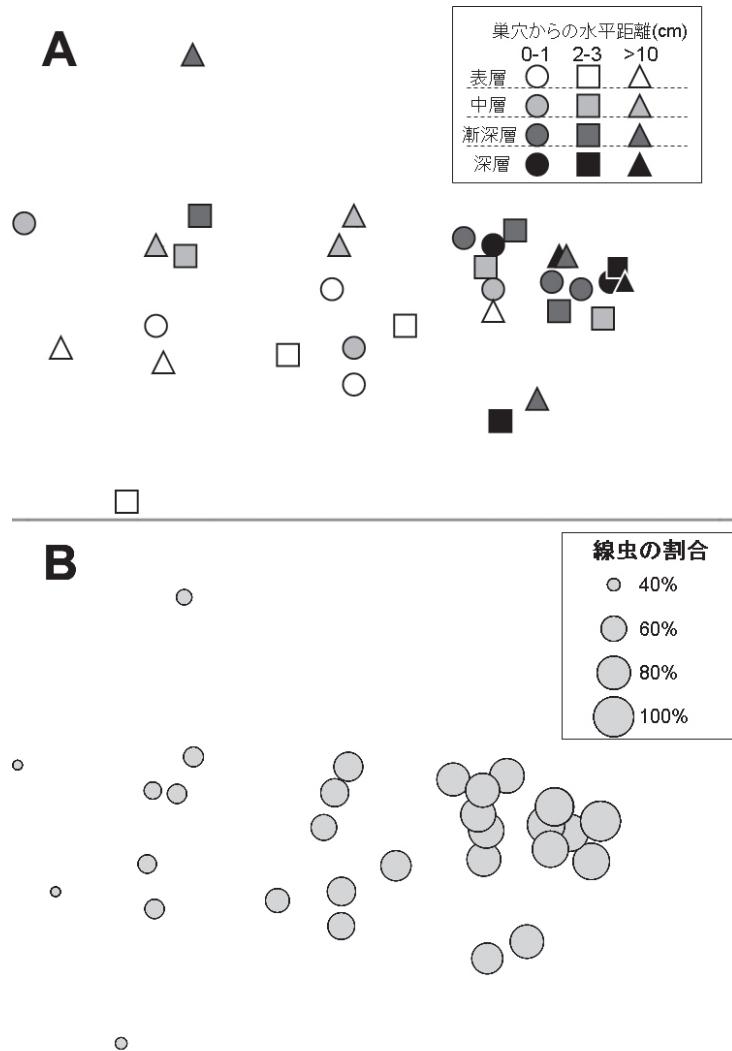


図6. A)ハクセンシオマネキ巣穴周辺のメイオファウナ群集組成の空間変異。記号の色の濃淡は堆積物各層の違い、記号の形は巣穴からの水平距離の違いを示す。群集組成が似ているサブサンプルは互いに近い位置にプロットされている。B) A の解析結果に、各サブサンプルにおけるメイオファウナ全体に占める線虫類の割合(%)の情報を重ねて示した結果。円の直径が大きいほど線虫類の割合が高い。

有明海における1960年代以降の底質変化

秋元 和實

観測資料、音響特性、柱状試料に基づいて、有明海における泥質堆積物の分布の経年変化を明らかにし、さらに粒度組成の変化が生物多様性に与える影響について検討した。底質の細粒化は、沿岸水と外海系水との潮目に堆積した泥質粒子が残差流によって拡散した結果と推定される。熊本沖では、アサリの漁獲量の急増と、貝殻片、砂、礫からなる粗粒粒子が混じる堆積物の分布の拡大が密接に関係していた。一方、海域環境を解析した結果によれば、1970-80年代に低塩分の沿岸水が強く影響していた。塩分の低下と底質の粗粒化が同時に発生したことが、アサリが急増した原因と判断される。このことは、逆に温暖化で外海系水が砂泥干渉にまで影響するようになれば、個体数の減少を引き起こす可能性を示している。

1. はじめに

有明海では、海図169号(1/10万島原湾)において、底質の概要が明らかにされた。満潮時に低鹹水が広がる沿岸に泥が、潮汐流が速い沖合に砂が分布し、泥が沿岸水と外海系水の境界における流速の低下、下降流の存在、塩分(陽イオン)の差に起因して沈殿することが指摘された^{1), 2)}。1957年には北部で、1959年には全域で系統的に底質が採集され、堆積学的分類に基づいて分布図が作成された^{3), 4)}。粗粒堆積物が分布する中央部および南部では、砂鉄^{5), 6), 7)}あるいは海砂⁸⁾が採取されていた。

1950年代～1960年代には、「有明海大干拓計画」の基礎資料として底質が調査された。その結果、堆積物の分布が湾奥と湾央に存在する反時計回りの恒流と関係し⁹⁾、潮汐が海底地形と底質分布に影響する¹⁰⁾ことが明らかになった。さらに、水深10m以浅の海底下に広がる地層が、下位の島原海湾層と上位の有明粘土層に2分された¹¹⁾。

全国の内湾で海洋汚染が顕在化した1980年代には、水質と底質が詳細に調査され、河口沖における懸濁粒子の拡散範囲が明らかにされた^{12), 13)}。また、1/2.5万海底地形図および底質分布図の作成のために、音響解析で地形および地質断面が明らかにされた^{14), 15), 16), 17)}。

諫早干拓地の潮受け堤防が閉鎖(1997年4月14日)された後にも、経年変化の比較資料として底質調査が実施された^{18), 19)}。

これらの文献のまとめることで、およそ10年間隔の底質分布の変化が理解できる。

一方、底質の粒度変化は、底生生物の分布に影響を与える主要な原因の一つである。底質の細粒化あるいは泥質堆積物の拡大が、漁獲対象とされる底生生物が減少した原因のひとつと考えられるようになり、底質の物理的・化学的特性が社会から注目されるようになった。大浦沖および熊本市沖では、浮遊性懸濁物の濃度が高く^{12), 13)}、泥の堆積機構が研究されている^{20), 21)}。

熊本沖の有明海では、アサリやワタリガニなどの有用資源の回復が急務の課題であり、その保全・回復のために多様な環境改善策が実施されている。とくに、底生生物の個体数および多様性の回復には、産卵および生育に直結する生息場の地形、底質、底層流および生物の空間分布が、重要な因子として関係する。多様性が増減するメカニズムの解明には、事象の発生前後の環境情報が必要である。底質には粒度組成の変化に伴う生物多様性の応答も記録されているので、粒度変化の影響を評価できる^{22), 23)}。

そこで、観測資料、音響特性、柱状試料に基づく底質の経年変化に加えて、粒度組成の変化が生物多様性に与える影響について講演する。

2. 泥質堆積物の分布域の経年変化

熊本沖において、緑川、白川および菊池川を起源とする低塩分の沿岸水塊と橘湾から流入した高塩分の外洋系水塊との境界が形成されている。この境界の直下に、酸揮発性硫化物が0.4ml/g以上含まれる泥が分布する²⁰⁾。干渉の干出に伴う海底地形の変化を考慮した3次元シミュレーションの東西断面において、境界では大きな鉛直循環流が形成されている。水塊の境界と硫化水素臭を伴う堆積物は、ほぼ同じ場所に位置している²⁴⁾。したがって、潮汐残差流の鉛直循環が、泥粒子と有機物の集積に関係している。

さらに、残差流は、この水塊の境界では上層で北向き、水深20m以下で南向きであり、境界の東側では北向き、西側では南向きである。境界の東側では泥の拡散は潮汐残差流の方向と一致する²⁵⁾。音波断面と柱状試料の結果から、境界の直下では、1979年以降に堆積した泥の分布の北限は菊池川沖と横島沖の間にあり²²⁾、南に向かって厚くなる(緑川沖以南では65cmに達する)。境界の西側にある白川—緑川沖のデルタ先端では、厚さ1-2cmの泥が極粗粒砂を覆っている。この西側の有明海中央(熊本—島原)では、泥が中粒砂を被覆しな

いが、細粒化が進行し、含泥率が30%～50%に達している¹⁸⁾。1979年以降に泥の分布が拡大した海域は、概ね潮汐残差流のシミュレーションの下流側にあたる²⁰⁾。

一方、白川河口沖では、局所的に含泥率が変動している地点も認められる。例えば、2003年5月には70～90%以上であったが、1年間で15～68%低下している²⁰⁾。1979年にも、沿岸から沖にむかって、帶状に含泥率が低い(30～50%)¹²⁾。河口および干潟では、大出水時の河川からのフラッシュ、北西の季節風による地形浸食²⁶⁾ならびに潮汐による底質の浸食・再堆積²⁷⁾が、含泥率の短期的変動に関係していると推定される。

大浦沖において、筑後川から流出して反時計回りの恒流により流入した泥粒子は、沿岸に堆積する²¹⁾。その後、波浪時に巻き上げられた泥粒子が、下げ潮最強時に南東に斜面上を移動し、再堆積している。この移動方向は、3次元流動シミュレーションによる潮汐残差流の方向とも一致している。この結果、泥質堆積物の厚さは、地形の高低と一致せず、斜面の下方に向かって厚化し、基部付近で最大である(3.5m以上)。しかし、東接の海底谷、南接の砂堆および西接の小長井沖では極めて薄い(最大でも0.5m以下)。

以上のことから、大浦沖および熊本沖において、泥は潮目に堆積し、残差流によって拡大していると推定される。そこで、1979年、1997年、2002～2003年、2006年の堆積物表層における泥含率が資料を基に、泥の分布の変遷を示した(図-1)。ただし、泥と砂との粒径境界は、1979年、1997年、2002年では63 μm、2006年では74 μmである。このため、2006年における泥の割合が高く表示されるが、2002～2003年の値より低い場所では泥化が収まっていることになる。

1979年には、90%を超える範囲は六角川—塩田川沖に限られていた。長洲から緑川にかけては、70%～90%であった。有明海中央においては、10%以下であった¹²⁾。1997年には、90%を超える堆積物が有明海西部では六角川—塩田川沖に加えて、大浦沖、諫早湾南部、島原湾東部の白川沖で拡大した。10%以下の範囲も狭くなり、有明海では筑後川沖海底谷の先端、島原湾の湾軸に限られる。緑川沖では、10-30%の範囲が沖に拡大した²⁸⁾。2001-2003年には、90%を超える堆積物が有明海では筑後川河口沖、塩田川—大浦沖、六角川沖海底谷、大浦沖、諫早湾南部、島原湾東部の横島—白川沖に拡大した。10%以下の堆積物は、有明海中央および深江以南の島原半島沿いに分布する¹⁸⁾。10-30%の範囲が長洲沖および大矢野島沖まで拡大し、白川—島原沖では30%を超える。これらのことから、有明海東部(筑後川—大牟田沖)および島原湾東部の干潟において、1962年から1979年にかけて泥質堆積物の分布が拡大した。1979年以降に泥の分布が拡大した海域は、概ね潮汐残差流のシミュレーションの下流側である。したがって、細粒化の原因是、長期にわたる残差流に伴う泥の拡散であることを示唆している。

なお、有明海北部、諫早湾南部、有明海東部(熊本沖)、有明海中央部(熊本—島原)では、2006年に含泥率が2002-2003年の値より約20%低下している。このことから、この場所では、泥化の進行が減衰している可能性がある。

3. 生物多様性に対する底質変化の影響

熊本県沖の沿岸では、アサリの漁獲量が1980年代以降は急速に減少し、漁獲量は最盛期の3%しかない²⁹⁾。地層から産出したアサリ化石の個体数に基づいた研究²²⁾では、放射年代値から1970年代後半と見積もられた砂層(含泥率が約60%以下)から多くの個体が産出されたが、1980年代以降に含泥率の増加とともに個体が減少していた。この個体数の時系列変化の傾向は、アサリの漁獲量の経年変化のそれ(<http://ay.fishjfrca.jp/ariake/gn/index.asp>: 2009)と一致している。さらに、熊本沖では1960年代には泥が分布していた⁴⁾が、1970年代後半には貝殻まじりの泥^{14), 17)}あるいは細粒砂が広く分布していた¹²⁾。このことから、底質の粒度組成変化と漁獲量の変動の関連が示唆された。

これに対して、全域に生息する非漁獲対象生物群の分類学的研究からは、新種を含めて高い生物多様性にあると報告されている³⁰⁾。多様性は、生息環境の再生と漁業資源を回復に向けた方策を検討するために、不可欠な情報である。そこで、漁獲対象種および非漁獲対象種で多様性が異なる原因、および沿岸に生息する採貝種に影響を与えた要因を解明するために、底生有孔虫の種多様度、均衡度および種数に基づいて、環境の影響が検討された²³⁾。

アサリの漁獲量が極大であった1970年代後半には、有孔虫化石群集では低塩分耐性種が優占している。この変化により、種数はほとんど同じであるのに、均衡度が低下して、種多様度が減少した。しかし、砂が分布していても、外海系水が優勢な状況では、種多様度は低下しない。したがって、アサリの漁獲量の極大期には、底質が粗粒化とともに沿岸水が強く影響していた。このことは、沿岸水域に生息するアサリの個体数の増加には、覆砂などの粒度組成を変える対策が有効であることを示唆している。逆に、温暖化で外海系水の影響が砂泥干潟まで及べば、個体数が減少する可能性を示している。

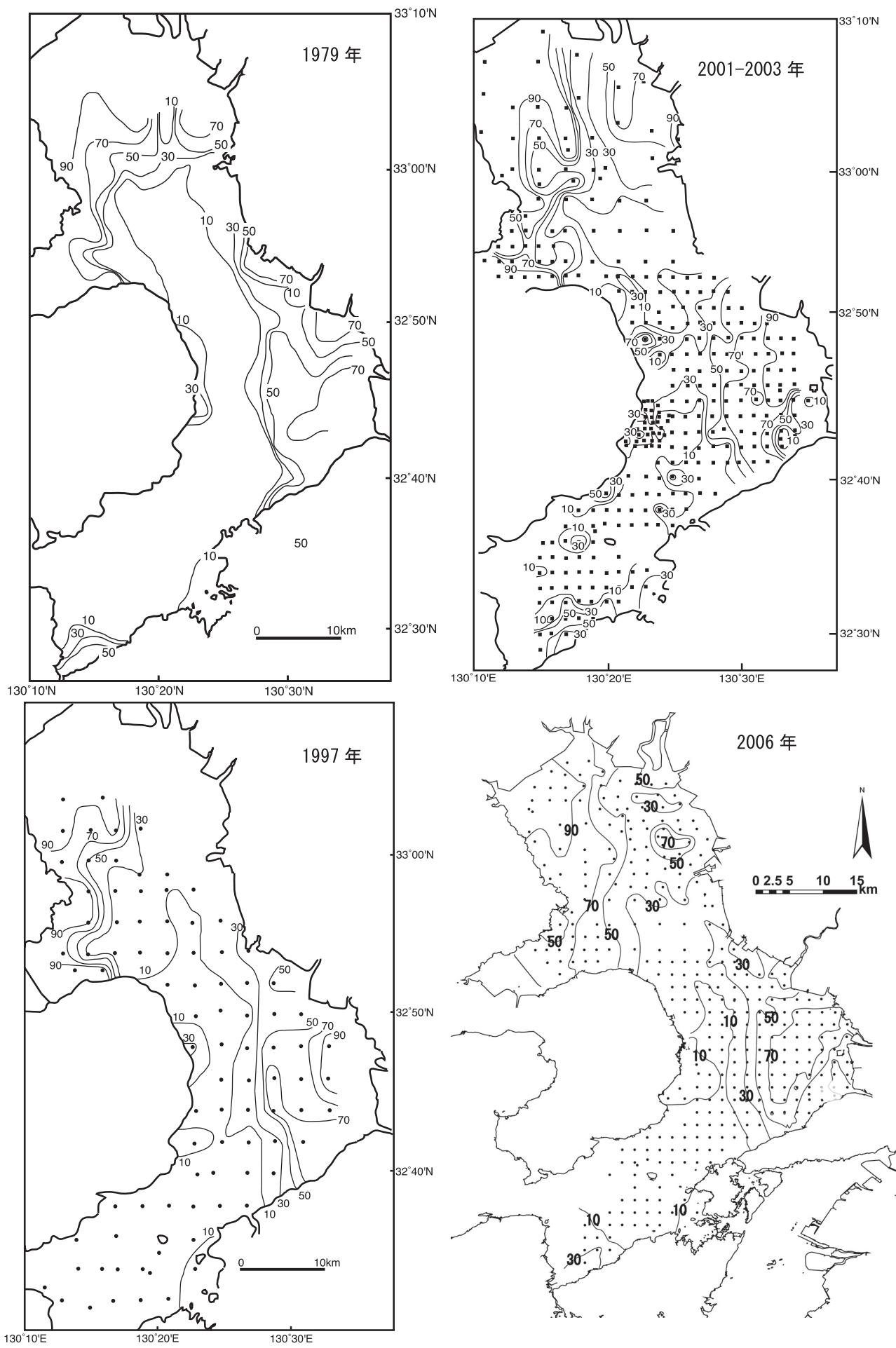


図-1 含泥率の経年変化

4. 結論

有明海における底質の細粒化は、沿岸水と外海系水との潮目に堆積した泥質粒子が残差流によって拡散した結果と推定される。

熊本沖では、アサリの漁獲量の急増と、貝殻片、砂、礫からなる粗粒粒子が混じる堆積物の分布の拡大が密接に関係していた。一方、海域環境を解析した結果によれば、1970~80年代に低塩分の沿岸水が強く影響していた。塩分の低下と底質の粗粒化が同時に発生したことが、アサリが急増した原因と判断される。このことは、逆に温暖化で外海系水が砂泥干潟にまで影響するようになれば、個体数の減少を引き起こす可能性を示している。

謝辞：本講演は、文部科学省科学技術振興調整費 重要課題解決型研究「有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証試験」（平成17~21年度）の成果の1部である。本講演要旨は、現在編集中の刊行本「蘇る有明海」（九州大学出版会）の内容を基に編集した。

参考文献

- 1) 星野通平：日本近海大陸棚上の泥質堆積物について。地質学雑誌，58巻，pp.41-53, 1952.
- 2) 星野通平：日本近海大陸棚上の堆積物について。地団研専報，7号，pp.1-41, 1958.
- 3) 鎌田泰彦：有明海の底質(概報)。堆積学研究，16巻，pp.5-8, 1957.
- 4) 鎌田泰彦：有明海の海底堆積物。長崎大学教育学部自然科学研究報告，18巻，pp.71-82, 1967.
- 5) 松石秀之：有明海における海底砂鉄の地質及び鉱床—海底砂鉄探査の研究 その I. 九州鉱山学会誌，34巻，pp. 23-60, 1966a.
- 6) 松石秀之：有明海における海底砂鉄の地質及び鉱床—海底砂鉄探査の研究 その II. 九州鉱山学会誌，34巻，pp. 89-114, 1966b.
- 7) 松石秀之：有明海における海底砂鉄の地質及び鉱床—海底砂鉄探査の研究 その III. 九州鉱山学会誌，34巻，pp. 115-171, 1966c.
- 8) 熊本県土木部：熊本県海域海底砂賦存量調査委託報告書. pp.1-267, 1992.
- 9) 長崎海洋気象台：有明海の総合開発に関連した海洋学的研究(1). pp.1-40, 1954.
- 10) 海上保安庁水路部：島原海湾の海底地形・底質分布および潮流。海上保安庁水路部調査報告，pp.1-42, 1959.
- 11) 有明海研究グループ：有明・不知火海域の第四系。地団研専報，11号，pp.1-86, 1965.
- 12) 木下泰正，有田正史，小野寺公児，大嶋和雄，松元英二，西村清和，横田節哉：61-2 有明海および周辺海域の堆積物，通商産業省工業技術院地質調査所公害特別研究報告書(環境特研)，61巻，pp.29-67, 1980.
- 13) 代田昭彦，近藤正人：第 21 章 有明海 III 化学. (日本海洋学会沿岸海洋研究部会編) 日本全国沿岸海洋誌，pp. 846-862, 1985.
- 14) 建設省国土地理院：沿岸海域基礎調査報告書(熊本地区), pp. 1-89, 1979a.
- 15) 建設省国土地理院：沿岸海域基礎調査報告書(三角地区), pp. 1-112, 1979b.
- 16) 建設省国土地理院：沿岸海域基礎調査報告書(島原地区), pp. 1-195, 1982.
- 17) 建設省国土地理院：沿岸海域基礎調査報告書(荒尾地区), pp. 1-129. 1985.
- 18) 秋元和實，滝川 清，島崎英行，鳥井真之，長谷義隆，松田博貴，小松俊文，本座栄一，田中正和，大久保功史，筑紫健一，松岡數充，近藤 寛：「がらかぶ」が見た有明海の風景 -環境変化をとらえるための表層堆積物データベース-, 熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター, NPO みらい有明・不知火, 2004.
- 19) 近藤 寛，東 幹男，西ノ首英之：有明海における海底堆積物の粒度分布と CN 組成. 長崎大学教育学部紀要—自然科学—，68巻，pp. 1-14. 2003.
- 20) 滝川 清，秋元和實，吉武弘之，渡辺 枢：有明海大浦沖における海底搅拌の効果. 海岸工学論文集，52巻，1141-1145, 2005a.
- 21) 滝川 清，秋元和實，平城兼寿，田中正和，西村啓介，島崎英行，渡辺 枢：有明海熊本沖の水塊構造と表層堆積物分布特性. 海岸工学論文集，52巻，956-960, 2005b.
- 22) 秋元和實，七山太，安間恵，滝川 清：音響および底質特性に基づく熊本市沖有明海の海域環境の解析. 海洋開発論文集，24巻，pp. 639-644, 2008.
- 23) 秋元和實，田中正和，滝川 清：有明海熊本沖における海域環境の変動に対する生物多様性の応答の解析，海洋開発論文集，25巻，pp. 527-532, 2009.
- 24) 田中正和，島崎英行，長谷義隆，松田博貴，小松俊文，小田真優子，大久保功史，平城兼寿，秋元和實：九州西部島原湾の春季の水塊分布，熊本大学理学部紀要(地球科学)，18巻(1号), pp.1-9, 2004.
- 25) 佐藤聰美，松田博貴：有明海緑川河口付近の堆積過程，熊本大学理学部紀要(地球科学)，17巻(2号), pp.1-14, 2003.
- 26) 柿木哲也，滝川 清，山田文彦，木下栄一郎，外村隆臣：干潟地形変化数値シミュレーション解析，平成 13 年度～平成 15 年度科学研究費補助金(基盤研究(A)(2))「有明・八代海域における高潮ハザードマップ形成と干潟環境変化予測システムの構築」研究成果報告書，pp.165-185, 2004.
- 27) 栗山善昭，滝川 清，榎園光廣，野村 茂，橋本孝治，柴田貴徳：熊本市白川河口における土砂収支の検討，海岸工学論文集，50巻，pp.556-560, 2003.

- 28) 近藤 寛, 東 幹夫, 西ノ首英之, 山口恭弘 : 1 水無川河口沖における底質の粒度組成の変化. 有明海水産事業復興対策基礎調査事業報告書, pp. 15-80,
- 29) 菊池泰二 : 干潟浅海系の保全の意義, 佐藤正典 (編), 有明海の生きものたち, 海遊舎, pp. 306-317, 2001.
- 30) 森 敬介 : 生息生物の種類と分布. 産官学連携による有明海を再生させる取り組み成果報告会講演要旨集, pp. 28-31, 2008.

養殖ノリの重金属ストレスに対する応答機構

瀧尾 進

ノリ養殖に利用されている紅藻スサビノリ (*Porphyra yezoensis*) は、我国の海面養殖産業における重要な資源植物のひとつである。ノリ養殖は日本各地で行われているが、なかでも有明海・八代海は生産量の高さだけでなく高品質のノリを生産する点で貴重な海域である。ノリの色調は商品価値を決定する最も重要な形質であるが、様々な環境要因により「色落ち」が起こる。特に、養殖期の海水温上昇や赤潮などによる「色落ち」問題は深刻であり、環境変異に強い品種の開発が進められている。

スサビノリは実験生物としても有用な特徴をもつことから大型海藻のモデル生物にむけた基礎研究が進められていた。有明海のノリが大凶作に見舞われた2000年は、大型海藻としては初めて、スサビノリEST（発現している遺伝子の部分断片）の約1万クローニングがかずさDNA研究所から公開され、スサビノリの遺伝子研究への道が開かれた年でもあった。沿岸域センターはその翌年に発足し、私達は、これを機に従来の研究テーマに加えて新たに「養殖ノリの環境ストレス応答機構」について遺伝子レベルでの研究を開始した。当初の研究目標である「色落ちの分子機構解明」（文献1）や養殖ノリの分子育種法の開発を目的として「転移能のあるレトロトランスポゾンの分離」（献2～5）を中心に研究を行ってきた。

赤潮によるノリの色落ちは、赤潮プランクトンの増殖により海水中の窒素やリンなどの栄養分の濃度が低下し、その結果ノリが栄養欠乏状態になるためであると考えられている。私達は、このような赤潮による色落ちのモデル系として、スサビノリを実験室内で培養し、窒素欠乏により人工的に色落ちノリを作成し研究を行ってきた。一方、窒素欠乏以外の様々なストレス条件による色落ちも同時に試みてきた。今回は、重金属処理によるスサビノリの色落ちについて、窒素欠乏による色落ちとの違いを中心に紹介したい。

「ノリの色」について

植物は外部環境の変化に対し様々な応答を示す。なかでも、エネルギー生産の場である葉緑体では反応中心複合体やアンテナ色素複合体は光条件だけではなく栄養欠乏などの各種ストレスにも応答しダイナミックな変動を示す。紅藻やラン藻はフィコエリスリンやフィコシアニンなどの光合成色素タンパクより構成される光合成アンテナ装置（フィコビリソーム）をもつ（図1）。紅藻類は紅色色素であるフィコエリスリンを多量にもつため植物体は紅色を呈する。しかし、赤潮プランクトンの発生などにより海水中の栄養窒素濃度が低下するとフィコビリソームが分解して、いわゆる「色落ち」が起こる。

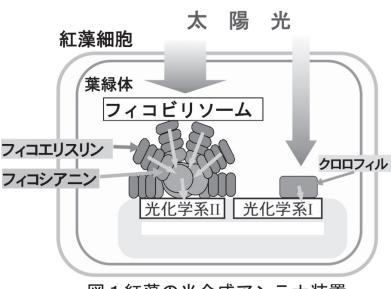


図1 紅藻の光合成アンテナ装置

ラン藻の「色落ち誘導遺伝子」

フィコエリスリン遺伝子 (*Cpe*) やフィコシアニン遺伝子 (*Cpc*) は富栄養状態では活発に発現しているが、窒素欠乏などの栄養欠乏条件では発現が停止し、フィコビリソームの分解が起こる（図2）。ラン藻では窒素欠乏時にも退色しない変異体が分離され、その原因遺伝子のひとつとして *NblA* (non-bleaching A) が同定されている。*NblA* は通常の栄養状態では発現が強く抑制されているが、窒素欠乏、リン欠乏、イオウ欠乏など

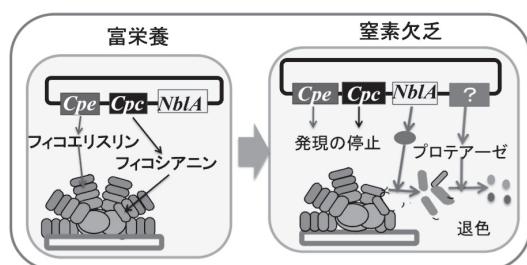


図2 ラン藻の窒素欠乏によるフィコビリソーム分解

の栄養欠乏により発現が増大しフィコビリソームの分解を誘導する。Nb1Aは約60アミノ酸からなる小さいタンパク質でフィコビリソームタンパク質との結合により分解を誘導すると推定されている。Nb1Aはプロテアーゼ活性をもたないことから、フィコビリソームの分解に働くプロテアーゼが存在するはずであるが、その実体は不明である。

スサビノリの窒素欠乏による色落ち

スサビノリの葉緑体ゲノムにはラン藻 *Nb1A* と相同意のある遺伝子 *Ycf18* がコードされているが、その機能は不明であった（図3）。我々は、スサビノリの栄養欠乏による色落ちの仕組みを知るために、*Ycf18* 遺伝子がどのような環境条件で発現するのか調べてきた。

スサビノリ *Ycf18* 遺伝子はフィコエリスリン遺

伝子 (*Cpe*) の隣にコードされていた（図3 A）。スサビノリを通常の培養液から窒素源を完全に取り除いた培養液に移すと、5日後にはフィコエリスリンやフィコシアニンの色素タンパク量は通常の30%以下に減少した（図3 B）。フィコエリスリン遺伝子やフィコシアニン遺伝子の発現量は窒素欠乏に移して1日目から減少していたが、*Ycf18* 遺伝子の発現量は変化しなかった（図3 C）。その後、*Ycf18* 遺伝子の発現を誘導する培養条件の検索を続け、*Ycf18* はラン藻 *Nb1A* とは異なり、窒素欠乏には応答せず、栄養窒素を硝酸塩からアンモニアに切り替えると発現が誘導されるという奇妙な性質をもつことが明らかになった（文献1）。スサビノリの培養には窒素源として硝酸塩のみを含む人工海水を使用しているが、窒素源をアンモニアに切り替えるても正常に生育し、藻体の色調も顕著な変化は見られなかった。アンモニア培養における *Ycf18* の機能は不明のままであるが、少なくとも窒素欠乏におけるフィコビリソーム分解には *Ycf18* は関与していないと考えられた。

スサビノリの鉄欠乏、亜鉛欠乏による色落ち

海水中には約45種類の元素が存在し、海藻体内にもこれに匹敵する程多種類の生元素が含まれている。鉄、亜鉛、マンガン、銅などの必須元素の場合、それらが不足すると欠乏症状を呈し成長が低下するが、一方高濃度になっても有害に作用し、ついには枯死すると考えられる（図4）。スサビノリの色落ちを考えたとき、必須元素の欠乏状態や過剰状態のどちらでも「色落ち」は起こるのか？その場合、両者に違いはないのか？さらには、窒素欠乏による「色落ち」との違いは？など、様々な疑問が想定される。

スサビノリは市販の人工海水に栄養塩類（ESS2）を添加した培養液を用いて継代培養している。通常の塩分濃度の海水中に含まれる重金属の濃度は非常に低く、多くの元素が $1 \mu M$ 以下である。重金属欠乏の実験では、これら微量の重金属を除去するために、培養液は完全合成培地 ASP1 を用いて実験を行った。スサビノリを ASP1 培養液に移し、2週間以上培養した後、窒素、鉄、亜鉛を除去した ASP1 培養液に移し、3日毎に同じ組成の新鮮培地に移植し、継代培養した。フィコエリスリン（PE）とフィコシアニン（PC）は、いずれの欠乏条件においても培養とともに減

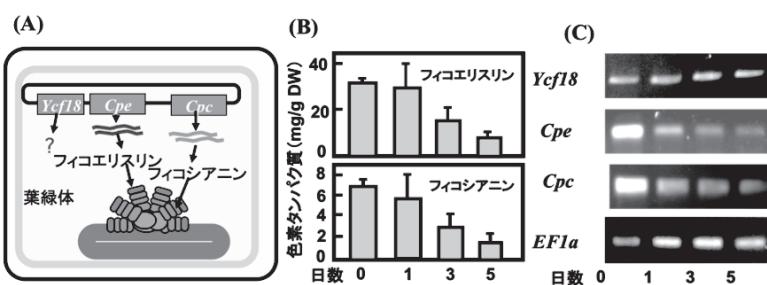


図3 スサビノリの葉緑体遺伝子(A)と窒素欠乏によるフィコビリソームタンパク質(B)と遺伝子発現量(C)の変化

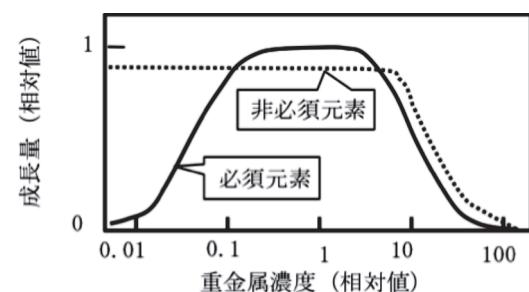


図4. 重金属濃度と生長量

少するが、その速度は窒素欠乏と比べて重金属欠乏は緩やかであった（図5 A）。また、培養約2週間後から鉄欠乏と窒素欠乏では葉状体の色調が変化し始め、30日後には、鉄欠乏では赤色化し、窒素欠乏では緑色化していた。一方、亜鉛欠乏では顕著な変化が見られなかった。また、マンガン欠乏で30日間継代培養すると、PE量およびPC量は培養前の10%以下に低下したが、亜鉛欠乏の場合と同様に顕著な色調変化はみられなかった。

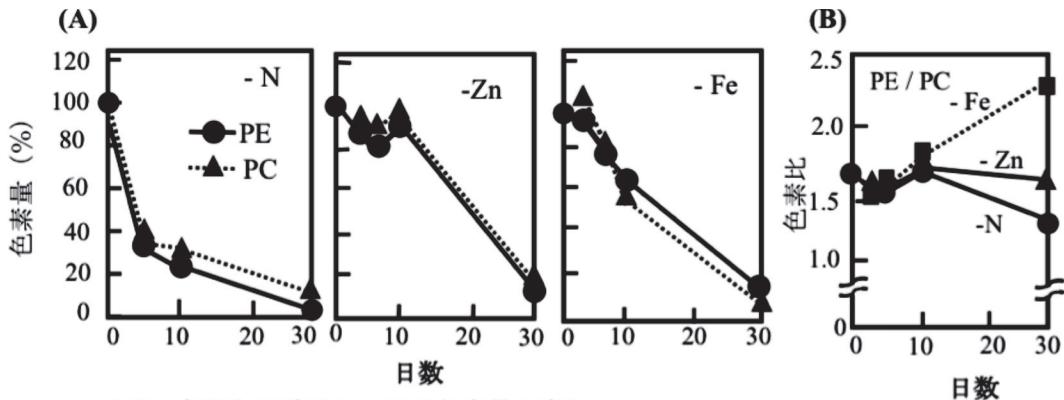


図5. 各種欠乏培地における色素量の変化

(A)乾燥重量あたりのフィコエリスリ(PE)とフィコシアニン(PC)量の相対値
(B)フィコエリスリン量/フィコシアニン量

鉄欠乏における赤色化は、青色のフィコシアニンに対して紅色のフィコエリスリンの相対量が増加したことが一因であると考えられた（図5 B）。フィコビリソームはチラコイド基部から複数のロッドが放射状に張り出した構造となる（図1参照）。ロッドはフィコエリスリンとフィコシアニンより構成され、フィコシアニンは基部側にフィコエリスリンは外縁部に存在する。いずれの欠乏でも各色素は培養期間を通じて減少していることから、フィコビリソームの分解機構はいずれの条件でも作動していると考えられる。しかし、鉄欠乏の場合にはこの分解機構の他に再構築機構が働いていると推定された。なお、いずれの金属欠乏においても色落ちは見られたが、*ycf18*遺伝子の発現が増大することはなかった。

スサビノリの過剰銅添加による色落ち

完全合成培地 ASP1 に含まれる重金属濃度は、鉄 ($1.7 \mu M$)、マンガン ($7.3 \mu M$)、亜鉛 ($0.76 \mu M$)、銅（無添加）である。これら4種の重金属塩類 $100 \mu M$ をそれぞれ別々の ASP1 培地に添加して、色落ちの効果を調べたが、顕著な効果はみられず、色落ちは $500 \mu M$ 以上の濃度を添加する必要があった。その後、ESS2 添加の人口海水では、 $100 \mu M$ 硫酸銅で著しい成長阻害が見られることが分かった。そこで、ESS2/人口海水を用いて各種重金属の過剰濃度での色落ちに対する効果を調べた（図6）。マンガン、亜鉛、鉄、銅の4種の重金属のうち、 $100 \mu M$ で色落ちを誘導するのは、銅だけであった。 $30 \mu M$ 硫酸銅添加での色落ちでは、フ

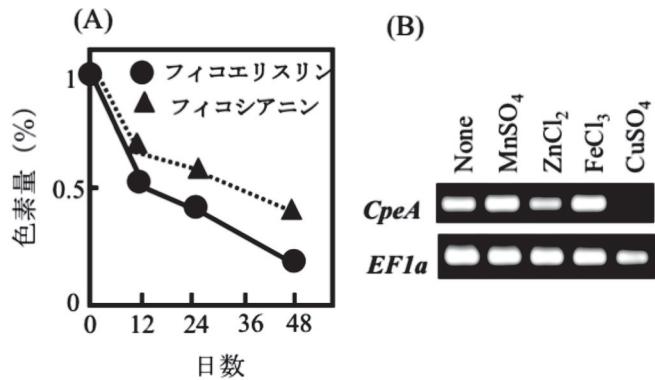


図6. 過剰重金属過剰添加に対するスサビノリの応答
(A) $30 \mu M$ 硫酸銅添加による色落ち (B) 各種重金属 $100 \mu M$ 添加、24時間培養後のフィコエリスリ遺伝子(*CpeA*)の発現量

イコエリスリン量とフィコシアニン量の減少は同調していたことや（図6A），フィコエリスリン遺伝子の発現が停止していたことは（図6B），窒素欠乏の場合と同様であった。しかし，色落ち過程でみられる葉緑体の構造変化やストレス条件から通常条件に戻したときの細胞の応答は窒素欠乏の場合とは異なっていた（図7）。通常状態では，葉緑体は細胞膜に足を伸ばした金平糖様の構造をしている。窒素欠乏では金平糖様の形態は保持したまま，葉緑体が収縮していた。また，窒素欠乏細胞を正常培地に移すと，成長が再開し，フィコビリン色素量や葉緑体の形態はもとに戻る。一方， $30\mu\text{M}$ 銅処理細胞では，フィコビリン量が約30%低下した色落ちの初期段階の細胞では，葉緑体は金平糖様から球形へと変化し，処理時間の経過とともに葉緑体は崩壊した。また，色落ちの初期段階の硫酸銅処理細胞を正常培地に移しても葉緑体の崩壊や細胞死がみられた。

私達は，紅藻スサビノリがもつ「色落ちの仕組み」のうち少なくとも一部は，葉緑体の祖先であるラン藻から受け継がれないと予想し研究を進めましたが，残念ながら未だにこの考え方を支持する証拠は得られていない。一方，スサビノリは真核生物であり，ラン藻とは異なるフィコビリソーム合成・分解システムを獲得している可能性はある。種子植物では栄養欠乏における細胞内成分の分解・再生システムとしてオートファジーが知られている。また，病原菌に対する感染応答のなかには，感染細胞が積極的に自殺する過敏反応もある。スサビノリのESTデータベースにもプログラム細胞死やオートファジー関連の遺伝子が登録されていることから，今後は，スサビノリの色落ちをこのような真核生物のストレス応答遺伝子の点からも解析を進める予定である。

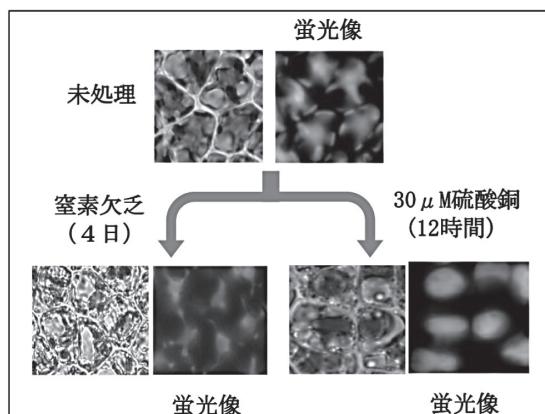


図7. 窒素欠乏と硫酸銅処理による葉緑体構造変化

文献

- (1) Kawakami, T., Sakaguchi, K., Takechi, K., Takano, H. and Takio, S. 2009. Ammonium induced expression of the red algal chloroplast gene *Ycf18*, a putative homolog of the cyanobacterial *NblA* gene involved in nitrogen deficiency-induced phycobilisome degradation. Biosci. Biotechnol. Biochem. 73:740-743.
- (2) Peddigari, S., Zhang, W., Takechi, K., Takano, H., and Takio, S. 2008 Two different clades of *copia*-like retrotransposons in the red alga, *Porphyra yezoensis*. Gene 424:153-158.
- (3) Peddigari, S., Zhang, W., Sakai, M., Takechi, K., Takano, H., and Takio, S. 2008. A *copia*-like retrotransposon gene encoding gypsy-like integrase in a red alga, *Porphyra yezoensis*. J. Mol. Evol. 66:72-79.
- (4) Zhang, W., Lin, X., Suresh, P., Takechi, K., Takano, H., Takio, S. 2007. Characterization of short interspersed elements (SINEs) in a red alga, *Porphyra yezoensis*. Biosci. Biotech. Biochem. 71:618-622.
- (5) Zhang, W., Sakai, S., Lin, X., Takechi, K., Takano, H., Takio, S. 2006. Reverse transcriptase-like sequences related to retrotransposon in a red alga, *Porphyra yezoensis*. Biosci. Biotechnol. Biochem. 70:1999-2003.

キーワード： 養殖ノリ色落ち，遺伝子，葉緑体，光合成

アオノリの繁殖におけるリズム現象

桑野 和可

アオサとアオノリ

アオサやアオノリは、日本の沿岸で普通に見られるとても身近な海藻であり、食用のため養殖も行われている。その一方で、富栄養化した場所では、海岸がアオサやアオノリで埋め尽くされてしまい、腐敗して汚染の原因となることもある。分類学的には、二層の細胞層が平面に広がり葉状になったものをアオサ属 (*Ulva*)、一層の細胞層が管状になったものをアオノリ属 (*Enteromorpha*) として区別してきたが、最近の分子系統学的研究により、この2属はアオサ属に統一するべきであると考えられるようになった。しかし、食品としての「アオサ」と「アオノリ」は別ものであり、価格にもかなりの違いがある。分類学的にアオサ属とアオノリ属が統一されたからといって、「アオサ」と「アオノリ」が同じ海藻になったわけではない。「アオサ」といえば、アナアオサ (*Ulva pertusa*) を指すことが多く、「アオノリ」といえば、スジアオノリ (*Ulva prolifera*) やヒラアオノリ (*Ulva compressa*) を指すことが多い。北京オリンピックのヨット競技の行われた青島で大発生して問題になった海藻は、一般に「アオサ」として報道されているため、アナアオサが大発生したと勘違いされやすいが、大発生したのはスジアオノリである。アオサ、アオノリは、これまで日本人にとってなじみ深い海藻であったが、最近では、海洋環境の保全・回復や新エネルギーの生産のための利用が模索されており、今後ますます注目される海藻である。しかし、その生物学的理解は十分ではなく、成長や成熟制御、生活環などの基本的なことにさえ未解決な問題が多く残されている。本講演では、我々の研究室で行ってきた細胞周期の制御機構に関する研究と配偶子形成の制御機構に関する研究について紹介する。

日周的に細胞が分裂するしくみ

ヒラアオノリの細胞分裂には日周性があり、細胞は主に暗期に分裂する。これは、G1期に存在するゲートが日周的に開閉するために起きる現象で、日中はこのゲートが閉まっているため、全ての細胞は G1 期に留まっている。連続明期下に移行すると、細胞分裂の日周性は直ちに消失するため、内生時計がこのゲートを制御しているとは考えにくい。(1) 昼夜逆転させると、分裂リズムは直ちに新しい周期に同調し、(2) 明暗周期の位相をずらすと、

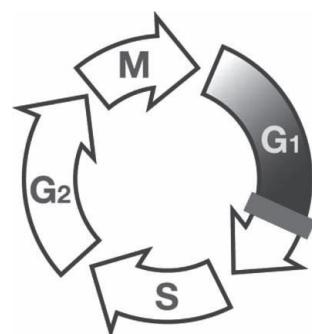


図 1 細胞周期

細胞分裂する時間帯も同様にずれ、(3) 暗期が 6 時間以上ある場合には細胞分裂の日周性が維持されるが、暗期が 4 時間以下になると、細胞分裂の起きない時間帯が消失し、日周性が認められなくなるという 3 つの結果は、明暗リズムが直接ゲートの開閉を制御していることを示唆している。暗期中に細胞に蓄積される何らかの物質が閾値を超えたときにゲートが閉じ、一方、明期中には別の物質が蓄積され、この濃度が閾値を超えたときにはゲートが開く右図のような制御系が働くことによって、通常の光周期条件下では、細胞分裂が主に暗期中に起きるよう制御されていると考えている。光は単に光合成のエネルギー源になっているだけでなく、情報源としても重要な役割を果たしていることがわかった。

配偶子形成のタイミングを決めるしくみ

ヒラアオノリの配偶子形成は、藻体を新鮮な培養液に移すことによって人工的に誘導することができる。この現象は、藻体自身から放出される成熟抑制物質が、培養液交換によって取り除かれることで引き起こされると考えられている。通常の光周期 (14h明期 5:00～19:00, 10h暗期 19:00～5:00)において明期中に成熟誘導処理 (培養液交換) を行うと、処理後 2 日目に大量の配偶子が放出された。配偶子が放出された時間帯は、成熟誘導処理時刻にかかわらず、ほぼ同じだった。暗期になってから暗室中で成熟誘導処理を行うと、配偶子の最大放出日は 1 日遅れたが、この場合も配偶子はほぼ同じ時間帯で放出された。これらの結果は、配偶子の形成や放出のタイミングは成熟誘導処理時刻だけで決まるのではなく、日周的な要因もかかわっていることを示唆している。

成熟誘導処理時に光が必要

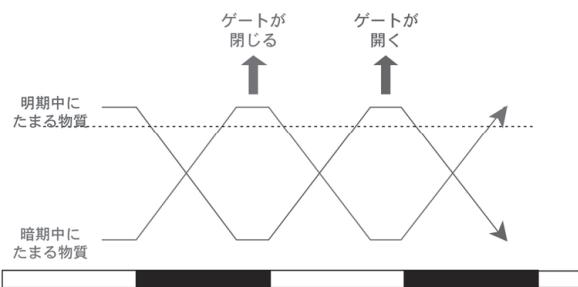


図2 細胞周期の制御系モデル

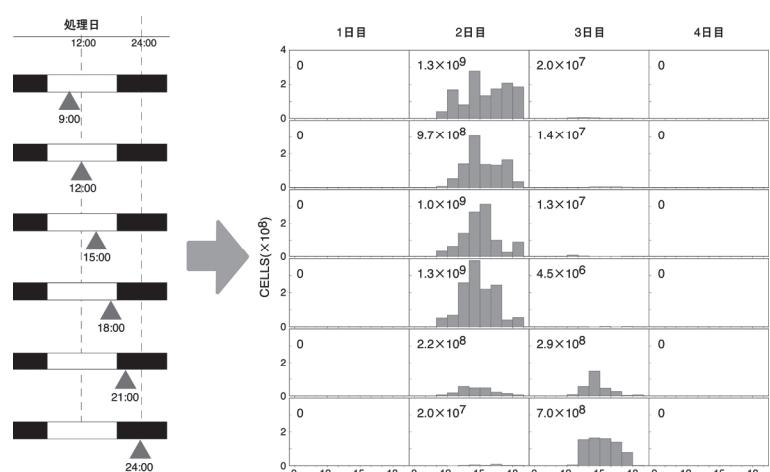


図3 成熟誘導処理時刻と配偶子放出時刻の関係

かどうか検討するため、通常よりも明期を延長して成熟誘導処理した結果、22:00 以降に成熟誘導処理を行うと、光の有無に関係なく配偶子の最大放出日は 1 日遅れたことから、成熟誘導処理時の光は必須ではないことがわかった。成熟誘導処理後、連続明期にして放出時刻が早まるかどうか検討した結果、10 時間の暗期が 2 回分なくなったにもかかわらず、配偶子の放出時刻は通常よりも約 6 時間早まっただけであった。成熟誘導処理後すぐに暗期が始まるように光周期の位相を前にずらすと、成熟誘導処理時刻にかかわらず 2 回目の明期中に配偶子が放出された。これらの結果から、明暗リズムが成熟のタイミングを決めるうえで重要な役割を果たしていることが明らかになった。位相をさらに前にずらし、1 回目の暗期を短くしていくと、成熟誘導処理から 21 時間以上経過した後に 2 回目の暗期が始まる場合には、次の明期で多量の配偶子が放出された。1 回目の暗期を明期に変えても、最初の暗期が成熟誘導処理から 21 時間以上経過した後に始まる場合には、この暗期の直後の明期で多量の配偶子が放出された。放出直前の暗期は少なくとも 4 時間必要で、それよりも短くなると、配偶子放出の顕著なピークが見られなくなり、比較的長い時間放出が続いた。また、放出前日には 8 時間以上の明期が必要で、それよりも短くなると 1 日遅れて配偶子が放出された。以上の結果から、配偶子放出直前の暗期が配偶子形成の開始シグナルとして働き、成熟の同調性を高めていることが示唆された。配偶子放出直前の暗期が配偶子形成の開始シグナルとして働くためには、(1) 暗期が 4 時間以上持続し、(2) 成熟誘導処理後少なくとも 21 時間の準備期間が必要で、(3) 直前に 8 時間以上の明期が必要であると考えられる。

文献

- Kuwano K., Sakurai R., Motozu Y., Kitade Y., Saga N. 2008. Diurnal cell division regulated by gating G1/S transition in *Enteromorpha compressa* (Chlorophyta). Journal of Phycology 44: 364–373.
- Pang, S.J., Liu F., Shan T.F., Xu N., Zhang Z.H., Gao S.Q., Chopin T., Sun S. 2009. Tracking the algal origin of the *Ulva* bloom in the Yellow Sea by a combination of molecular, morpho-logical and physiological analyses. Marine Environmental Research, doi:10.1016/j.marenvres.2009.10.007.
- Stratmann J., Paputsoglu G., Oertel W. 1996. Differentiation of *Ulva mutabilis* (Chlorophyta) gametangia and gamete release are controlled by extracellular inhibitors. Journal of Phycology 32: 1009-1021.

キーワード：ヒラアオノリ，細胞分裂，細胞周期，日周性，配偶子，成熟誘導

沿岸帯における環境保全・自然再生の「工夫」を探る －有明海と他海域の比較から－

五明美智男

1. 沿岸域の保全・再生の技術的掘り下げ = 「工夫」に着目する

海の自然再生ハンドブック（2003）において、自然再生は「保全、再生、創出等の様々な取り組みを含み、人間の側から積極的に、より望ましい環境を生み出す取り組み」として定義され、表1に示すように8つの区分に分類されている。一方、沿岸域の保全・再生の最近の特徴としては、沿岸域生態系の有する構造性・機能性・多様性・階層性などの特性のために、その取り組みが土木的・複合的・包括的・俯瞰的であること、多様な主体の関心ならびに行動の対象となってきたことが挙げられる。これらの結果として、各地域における様々な事業の保全・再生の場面で、研究者、行政のみならず多様な主体によりいろいろな工夫がなされてきている。

一般的に、工夫とは「よい方法や手段を見つけようとして考えをめぐらすこと。またその方法や手段」（大辞泉）として定義されるが、沿岸域の保全・再生における工夫については上述のように多くの事例があると思われる一方で、滝川ら（2009）による報告以外に学術的に言及したものは少ない。そこで、本報告では、沿岸域の保全・再生における工夫に着目し、工夫の定義を検討した上で、沿岸域の保全・再生における工夫の事例、最近の研究開発での工夫を探り考察することにする。

表1 自然再生の区分と定義（海の自然再生ハンドブックより）

区分		定義	
創出	Reclamation	改変	人手により水域を平均水面以上の陸域に変える
	Creation	創出	人手により湿地でない場所を湿地にする
再生	Restoration	復元	一度失われた自然を以前の状態に近づける
	Remediation	改善	汚染された湿地における汚染物質の浄化
	Rehabilitation	修復	損害を受け制限されている生態系の機能を人手により回復する
保全	Conservation	保全	目的とする生態系の健全性を保つために最低限の管理を行う
	Protection	防護	繊維のコントロールなどを現状を維持する
	Preservation	保存	自然の成り行きに任せ一切人的な管理を行わない

2. ハンドブック・ガイドラインを探る = 「工夫」を定義する

沿岸域の保全・再生を進める上でいくつかの技術指針等が発行されている。これらの記述から工夫にかかる一般論を抽出し、工夫の定義について検討する。

(1) 海の自然再生ハンドブック(2003)総論編

まず自然再生ができる根拠として、「生態系が成り立つ環境条件を整理し、その条件に適合した場所の選定、無理のない計画・目標設定、注意深い施工を行うことで、沿岸の生態系の再生は可能である」という前提を述べた上で、「生態系が再生されるためには、安定した生息基盤、その他ふさわしい環境条件が必要であり、満たされない条件に関して、自然の自己修復機能（セルフデザイン）能力や周囲への影響などに配慮しながら、人為的に制御できる手法を検討することができる」としている。ここでいう手法としては、①場づくりの技術（安定した生息基盤・基質づくりのための土木工学的な技術、複合した場の整備などにおける配置や組み合わせ技術）、②生物生息にふさわしい環境条件を整える技術（生物生息にふさわしい環境条件を整えるために、それぞれの生態系が求める条件を満たすための技術）の2つが挙げられている。

(2) 海の自然再生ハンドブック(2003)干潟編

各論の1つである干潟編では、上述の場づくりの技術については「生息基盤としての干潟地形の設計」手法として、また生物生息にふさわしい環境条件を整える技術としては「生物生息のための工夫」手法としてまとめられている。特に、後者については、①タイドプール・クリークなどの微地形、②干潟周辺の植栽、③

杭の配置・石積み・転籍・砂利等の各種材料を用いた工夫が示されている。

(3) 干潟生産力改善のためのガイドライン(2008)

最近発行された水産庁のガイドラインであり、図1に示すように、干潟の現状診断から生産力を低下させている阻害要因を見極め、改善のための対策を探る診断チャートが提示されている。各対策には、全体的な計画から局所的な構造物に至るまでの階層的な工夫が紹介されている。なお、ここでは干潟環境からみたものであるが、別途二枚貝からみたものも示されている。

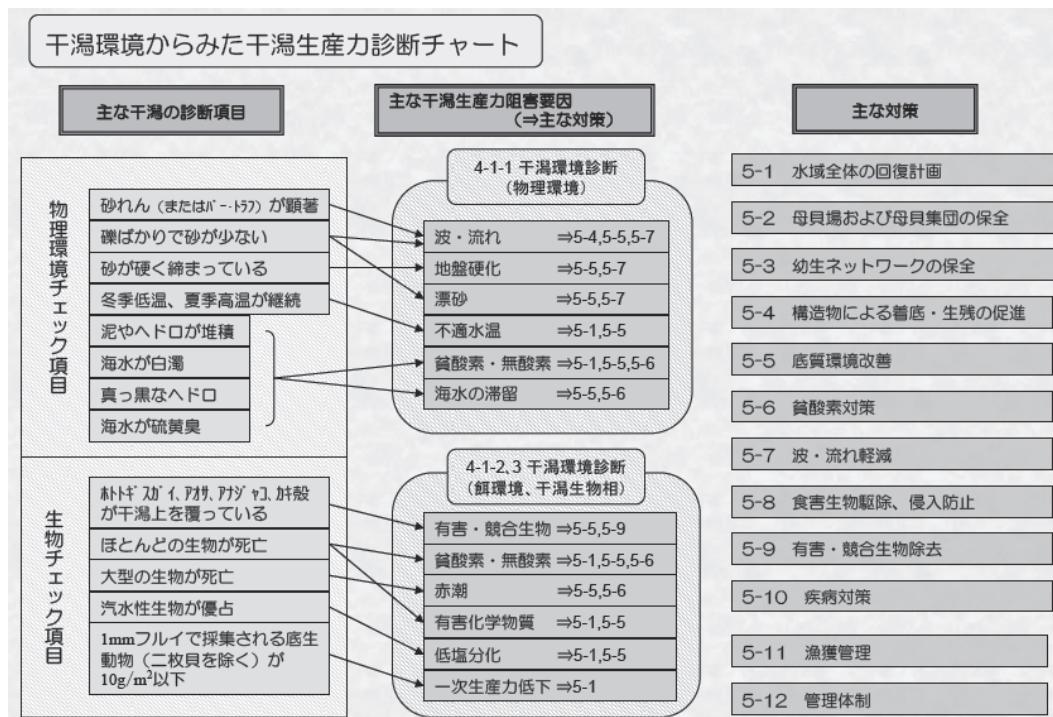


図1 干潟生産力診断チャート（干潟生産力改善のためのガイドラインより）

(4) 水辺の小わざ(山口県、2008)

河川や生きものなどの専門家がチームを組み、その川の生きものの生活を正しく理解し、洪水や日常の川をよく理解し、従来の考え方とらわれずに知恵を出し合ってその現場に応じた工夫をすれば、効果的で経済的な改善策を見出すことができるという考え方にもとづくものである。小規模でありながらもその水辺にふさわしい効率的な改善策を様々な視点で工夫しようとする山口独自の取り組みであり、その基本概念は以下の6項目となっている。①見かけは小規模、考え方は本質的、②安く広く効率的に、③異なる専門家のプロジェクトチームで、④マニュアルからの脱却を、⑤通し回遊性の生きものをポイントに、⑥現場意識の向上につなげる。

これらより、沿岸域の保全・再生における工夫として、広義には「生息基盤の場づくりおよび生物生息に資する方法や手段」、狭義には「それらのうち材料・構造・形狀的要素の付加・改善」と定義することとする（図2）。いろいろな工夫から学ぼうとする際には、工夫がなされた目的や期待する場の変化、場への効果、場への影響などを明確にする必要がある。また、実際の工夫においては、経済性・効率性、防災・維持補修、利用、リサイクル等との両立も考慮される必要がある。

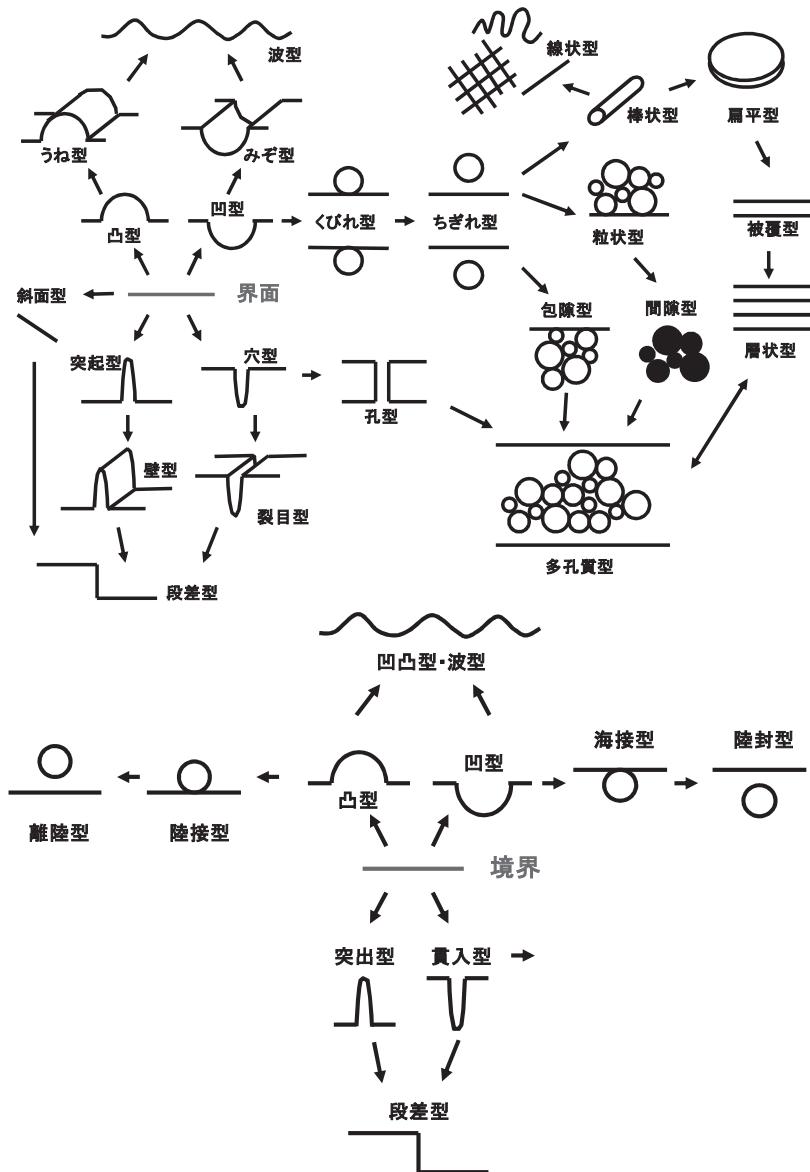


図2 材料・構造・形狀的要素の付加・改善（狭義の工夫）の伝搬図

3. 事例を探る = 工夫を知る

有明海・八代海については、本講演会において「回復」・「創成」・「工夫」による自然再生へ向けた取り組みが報告される。ここでは、他地域における広義の工夫、狭義の工夫の事例を紹介する。

- ①人工干潟のゾーニングの工夫:葛西海浜公園の2つの干潟
- ②セルフデザインの工夫:多摩川河口干潟の湾入干潟(五明、2005)
- ③護岸構造における生物生息の工夫:東京都の取り組み(手塚、2009)
- ④淡水供給の工夫:東京港野鳥公園における淡水供給
- ⑤生物生息場としての微地形の工夫:阪南2区(国土技術政策総合研究所、2007)など

4. 最近の技術開発テーマを探る = 工夫を重ねる

(1) 生息基盤の材料としての浚渫土砂利用の工夫

沿岸域利用の恒久的な課題として、港湾整備および航路や泊地の維持により発生する浚渫土砂の問題がある。我が国の重要港湾での年間発生量は約 1800 万 m³、港湾整備の活発な中国では 3 億 m³にも達するといわれ（港湾空港技術研究所、2009）、図 3 に示すように処理処分に始まり発生場所での利用に至るまで、いろいろな取り組みがなされている。ここでは、一例として、木曾ら（2008）の報告例からリサイクル材を用いた浚渫土砂の改質利用について紹介する。

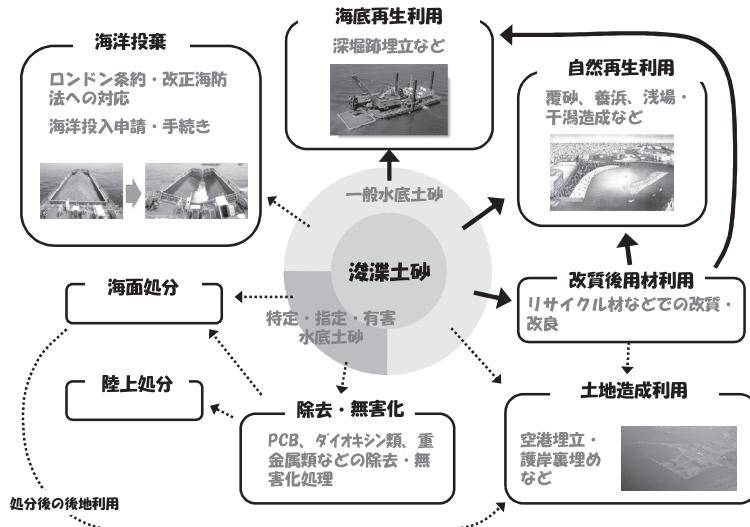


図 3 浚渫土砂の処分・利用の模式図

(2) 生息基盤の構造要素としての既存施設利用の工夫

臨海部工業地帯の空洞化や再編成によって、老朽化した護岸の補修や護岸前面の水域利用と限られた空間の中での多様な干潟環境の造成とその維持管理が、横浜港湾空港技術調査設計事務所前面の水域で試みられている。ここでは、既設の護岸を利用した工夫について、諸星ら（2008）の報告例から紹介する。

文献

- 海の自然再生WG (2003) : 海の自然再生ハンドブック、第1巻総論編、第4巻干潟編、ぎょうせい.
 水産庁 (2008) : 干潟生産力改善のためのガイドライン、206p.
 山口県 (2008) : 水辺の小わざ、271p.
 五明美智男 (2006) : 多摩川河口干潟におけるトビハゼの生息環境に関する調査研究－泥質干潟形成との関連性について、第12回とうきゅう環境浄化財団ワークショップ講演集.
 手塚博治 (2009) : 生物共生型構造物の事例と課題、NPO法人リサイクルソリューション講演会資料.
 国土技術政策総合研究所 (2007) : 干潟を創る、22p.
 港湾空港技術研究所 (2009) : 浚渫土砂の有効利用に関する日中ワークショップ配布資料.
 木曾ら (2008) : 転炉系製鋼スラグの混合による浚渫土の固化改良技術、海洋開発論文集、第24巻、pp. 327-332.
 諸星ら (2008) : 自然再生・利用・防災機能の向上のための都市型干潟・磯場の整備計画、海洋開発論文集、第24巻、pp.759-764.

キーワード: 保全、再生、工夫、生息基盤、生物生息、事例

ハマグリの資源管理技術の開発

逸見 泰久

1. はじめに

ハマグリの有効な資源活用と付加価値を高めるブランド化を進めるために、演者らはリーフレット（肥後ハマグリの資源管理; 2008年12月）と書籍（肥後ハマグリの資源管理とブランド化; 2009年3月）を出版した（図-1）。本講演では、その後の取り組みも含め、熊本県におけるハマグリの資源管理技術の開発研究について紹介する。

移動能力の乏しい水産資源（例えば貝類など）は、厳格な管理を行うことで持続的な漁獲が可能となり、漁獲総量も増加することが見込まれる。例えば、熊本県緑川河口では10年ほど前からアサリの漁獲制限が行われるようになり、最近になってやっと資源量の増加が観察されるようになった。

しかし、このような管理漁業が行われているのは、熊本県では一部の魚貝類であり、地域も限られている。近年の漁具漁法の性能向上と流通の近代化により、「根こそぎ採り、遠隔地に高く売る漁業」が行われている漁場が少なくなった。そのような場所では漁業資源が枯渇するのは当然であるが、同時に周辺の漁場の資源量にも悪影響を及ぼしている。

本研究は、ハマグリ *Meretrix lusoria* の持続的利用のための資源管理技術の開発を目標としている。ハマグリは、縄文時代の貝塚から最も普通に産出する貝類で、熊本市内でも新幹線の工事現場などで多産している（図-2）。また、最近までは全国の砂質干潟においてシオフキと共に優占種であった（山下ほか 2004）。しかし、1980年頃より多くの地域で漁獲量が激減し、多くの県では絶滅危惧種にさえ指定されている（図-3）。ハマグリは砂質干潟の食物連鎖の基盤となる種であり、また、生物搅乱により底質改善を行う種であることから、資源量の回復は、単に水産上の意義だけでなく、砂質干潟の生物多様性や干潟環境を改善する上でも意義がある。



図-1 昨年度出版した書籍とリーフレット



図-2 新幹線工事現場から出土した
ハマグリ化石

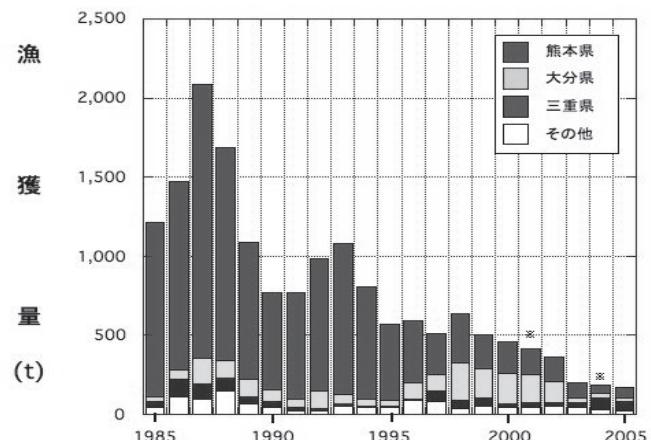


図-3 ハマグリ漁獲量の年変動

熊本県はハマグリ生産量日本一の県であり、緑川・白川の個体は殻の模様が美しいため、京阪神などに高値で出荷されている。しかし、このことは地元（熊本市など）においてあまり知られていない。また、省内いずれの漁場においてもハマグリは乱獲状態であり、絶滅が危惧されるほど資源量が減少している地域もある。今後、正確な基礎データとモニタリングに基づいた資源管理を進める必要があるが、それには漁業者間の合意形成が不可欠である。

講演では、1) 厳密なハマグリの漁獲管理が行われている加布里湾（福岡県前原市）とほとんどハマグリの漁獲管理が行われていない白川河口（熊本市）において、稚貝加入・成長・生残などを比較し、そのデータを元に、熊本県におけるハマグリの漁獲管理策を作成したので、それを紹介する。また、2) 現実的な資源管理方法として、ハマグリ漁場における畜養とクルマエビ養殖場や真珠貝養殖場を再利用した養殖研究を開始したので、これについても紹介する。

2. 研究方法

ハマグリの資源管理の技術を確立するために、ハマグリの厳格な資源管理が行われている加布里湾と、乱獲に近い形でハマグリが漁獲されている白川河口で、ハマグリの棲息状況や漁獲状況を比較した。

加布里湾は、福岡県糸島半島西部にある玄界灘に面した湾である。小河川の泉川（雷山川ともいう）が流入し、湾奥部には泥質ないし砂質の干潟が発達している。海岸部には糸島漁協の漁業権があるため、地元の加布里支所の組合員によってのみハマグリが採られているが、漁業権のない河川内では市民による採集も日常的に行われている。なお、糸島漁協ではハマグリの厳格な資源管理を行っており（殻長制限：50mm以上、漁期：11月～翌年3月、採捕量の制限：1人1日10kg以内、漁業区のみでの採貝、操業日の設定）、密漁や違反がないように厳しく監視している。

ハマグリの現地調査は、漁業権のある地域で行った（33°33'N, 130°10'E）。河川・海域にそれぞれ50cm四方の方形区を10カ所設置し、1mm目の篩で深さ5cmまでの砂泥をふるって、その中からハマグリを選別した。また、深さ5cm以深については手探りでハマグリを採集し、取り残しがないようにした。採集したハマグリは研究室に持ち帰り、方形区毎に殻長等を測定すると共に、密度を算出した。なお、採集は2006年1月～2009年9月に行った。ただし、2006年8月、2007～2009年のそれぞれ9月については、漁業権のない地域でも採集を行った。

一方、白川は、熊本市にある有明海に注ぐ河川である。河口域には、緑川河口から坪井川河口まで連なる泥質あるいは砂質の広大な干潟が発達している。河口域では、網田漁協・川口漁協・沖新漁協・小島漁協などによりアサリ・ハマグリなどの二枚貝が漁獲されている。アサリは共販を中心とした資源管理が行われているが（殻幅制限12.9～13.5mm、殻長制限35mm、採捕量の制限、操業日の設定など）、ハマグリについては殻長30mmの制限しかない。

調査は、加布里と同様の方法で行った。河川・海域にそれぞれ50cm四方の方形区を20～30カ所設置し（32°47'N, 130°36'E）、深さ5cmまでの砂泥を1mm目の篩でふるって、その中からハマグリを選別した。また、深さ5cm以深については手探りでハマグリを採集し、取り残しがないようにした。採集したハマグリは研究室に持ち帰り、方形区毎に殻長等を測定すると共に、密度を算出した。なお、採集は2006年3月～2009年9月に行った。

また、2006年9月から2009年11月（継続調査中）には、加布里・白川の各地点で、表層2cmの砂泥を各10カ所採泥し、篩でふるわずに稚貝の棲息状況を調査した。さらに、2007年8月～2008年1月には、加布里と白川に40cm四方、高さ30cm、目合い5mmのケージを各3個設置し、それにハマグリを投入して、成長・生残を追跡した。

3. 研究結果と考察

厳しい資源管理の行われている加布里では、干潟の底生動物の中でハマグリが最も多く（優占種）、場所によっては1平方メートルあたりの個体数が殻長3cm以上に限っても30個体、資源量（湿重）が1kgを超えるほどであった（図-4）。一方、資源管理がほとんど行われていない白川河口では、殻長3cm以上のハマグリはほとんど見られず（図-5）、殻長5cm以上に至っては加布里の50分の1以下の密度しかなかった。しかし、稚貝は多く、特に2007年以降白川河口では稚貝の着底が多く、殻長1cm未満のハマグリの密度は加布里のそれをしのぐほどであった（図-6）。これら

の稚貝は順調に成長し、現在白川河口には殻長15～30mm前後（2009年9月現在）のハマグリが多量に生息している（図-7）。

なお、稚貝の成長は遅く、孵化2年後の殻長は平均12mmに過ぎなかった。一方、成貝の成長は速く、2006年1月に殻長平均22mmの年級群は2007年7月には殻長平均35mmに成長した。したがって、2009年秋の時点では殻長20mmのハマグリは本年秋には漁獲可能なサイズに達すると思われる。また、両海域共に成貝の生残率は高く、急激な成貝の密度減少は梅雨の降雨期や冬期にも見られなかつた。これらのこととは、白川河口でも、稚貝の供給は十分に行われており、漁獲管理さえ行えば十分に資源が回復し、大型のハマグリも増加することを示唆している。

また、ハマグリの稚貝の着底場所として、砂地、特に河川内の砂地の重要性が明らかになった。加布里では多くの稚貝が河川内に着底し、成長と共に海域に移動した。白川河口でも、夏季の大雨の後に河川内のハマグリが減少し、逆に海域のハマグリが増加したが、これは、河川から海域へのハマグリの受動的な移動であると考えられる。これらの事実は、砂地、特に河川内の砂地の環境の悪化がハマグリ資源の壊滅に直結することを示唆している。ハマグリ激減の原因として、河川内の砂利採取や砂防ダム建設による流下砂量の減少が指摘されているが、本研究の結果もそれを支持している。

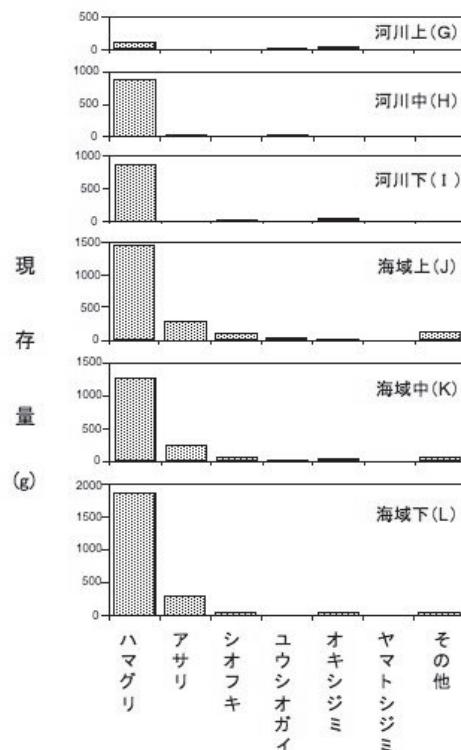


図-4 加布里海岸の底生動物の現存量(1平方メートルあたり)

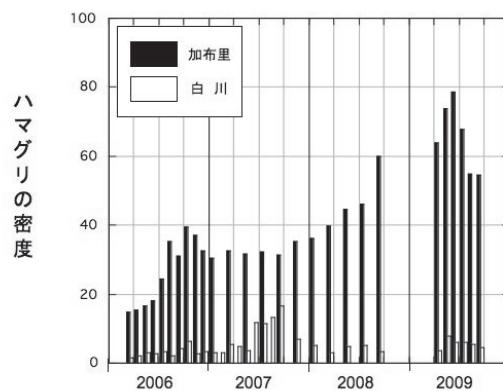


図-5 殻長30mm以上のハマグリの密度(1平方メートルあたり)

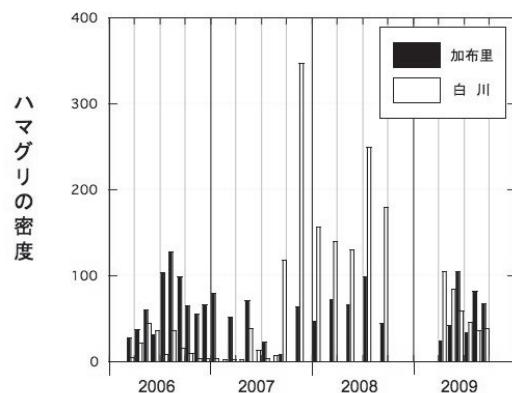


図-6 殻長10mm未満のハマグリの密度(1平方メートルあたり)

4. おわりに

水産資源の管理には、対象種の生活史や棲息状況の把握だけでなく、漁業者の合意形成や漁獲規制の制定などが必要である。現在、熊本県・熊本市だけでなく、漁連・漁協に対しても、研究結果の説明や資源保全に関する協議を重ね、ハマグリの資源保全のための実効的な技術開発を進めている。

資源管理のための協議や提言を進めるうちに、多くの漁業者から「田圃の水を落とす秋に、大型のハマグリが死んでしまう。農薬による影響と考えられる。」という危惧が多数寄せられた。我々の研究では秋の死亡個体はそれほど多くはないが、確かに、繁殖期の終わった秋の時期に体力の低下した大型のハマグリが死亡し易いのは事実である。これらの問題を解決するために、現在、以下の2つの養殖実験を進めている。これについても本講演で紹介する。

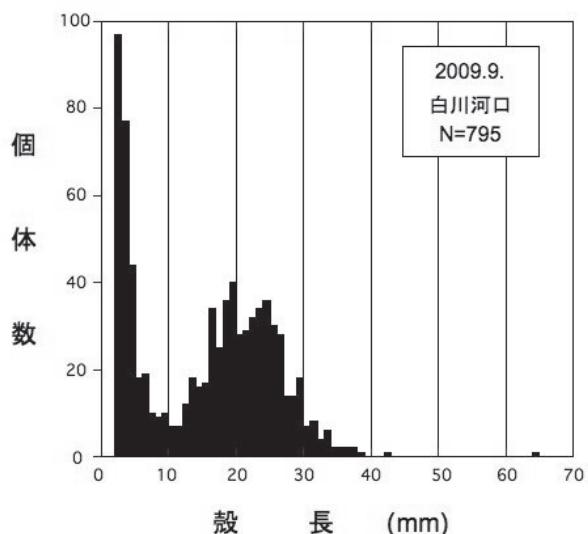


図-7 白川河口におけるハマグリの殻長組成(2009年9月)

1) 車海老養殖地を再利用したハマグリの地まき養殖 (図-8)

種苗生産した稚貝または漁場で採集した幼貝（殻長 1cm ほど）を車海老養殖場の砂地にまき、無給時で養殖する。現在、上天草市大矢野町維和島で飼育実験の準備を進めている。

2) 真珠養殖場を再利用したハマグリの垂下養殖 (図-9)

干潟で採集した殻長 3~4cm 程度のハマグリを真珠養殖筏に垂下し、無給時で養殖する。現在、網田地区で採集したハマグリを上天草市大矢野町貝場の筏に垂下し、実験中である。



図-8 上天草市大矢野町維和島におけるハマグリの地まき養殖



図-9 上天草市大矢野町貝場におけるハマグリの垂下養殖

文献

逸見泰久・中熊健二・内野明徳・福田靖・上村彰・畠中寛 (2008). 肥後ハマグリの資源管理 (A4 版リーフレット) . 熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター.

内野明徳・福田靖・上村彰・逸見泰久・中熊健二・畠中寛 (2009). 肥後ハマグリの資源管理とブランド化. 熊本大学政創研叢書6. 237pp. 成文堂.

山下博由・佐藤慎一・金敬源・逸見泰久・長田英己・山本茂雄・池口明子・水間八重・名和純・高島麗 (2004). 沈黙の干潟ハマグリを通して見るアジアの海と食の未来. 高木基金助成報告集 325 市民の科学をめざして. Vol. 1.

キーワード: ハマグリ, 資源管理, 合意形成, 養殖, 生物資源の持続的利用

熊本県を対象とした水処理技術システム導入による環境効率の評価

村野 昭人

1 研究の背景・目的

閉鎖系水域の環境を保全するためには、海や湖における浄化を推進するだけでなく、水域に流入する汚濁負荷を適切にマネジメントすることが不可欠である。平成18年度末の日本における汚水処理人口普及率は、東京都の99.1%を始めとして都市部では高い値となっているが、全国平均では82.4%にとどまっている。さらなる整備を進める上では、地球温暖化問題によるCO₂排出制約、人口減少といった社会的動向を踏まえ、処理規模や人口密度といった地域特性に応じた環境負荷削減効果の大きい水処理技術を適用することが求められる。

しかし、下水道システムや浄化槽などの個別の技術を対象として、環境負荷排出量を算出した研究事例は存在する一方で、地域特性を考慮して、各地域に適した水処理技術を導入することの効果を定量的に分析した研究例は少ない。

そこで本研究では、ほぼ県全域が近年環境悪化の著しい有明海・八代海に流れ込む河川の集水域となっている熊本県を対象として、流入負荷軽減策の一つとして有機性廃棄物の循環利用を推進するために、水処理技術システムの導入による環境負荷削減効果を定量的に評価することを目的とする。

2 陸域から発生する汚濁負荷量の算出

排水や有機性汚濁負荷の発生源となるセクターごとに、複層的な社会統計情報のデータを地理情報システム(GIS)上で統合化して、環境資源のデータベースを構築する。発生汚濁負荷として、家計、工業、商業、農業、畜産業を取り上げて各セクターから排出される汚濁負荷を算定する。工業については工業統計中分類の全ての業種からの汚濁負荷を、商業は商業統計大分類の全業種からの汚濁負荷を、農業では稻作、麦、野菜からの汚濁負荷を、畜産業では肉用牛、乳用牛からの汚濁負荷を対象として算出している。

データの収集にあたって、家計のデータは(財)日本地図センターから、平成17年国勢調査 地域メッッシュ統計を、工業、商業のデータは、(財)経済産業調査会の経済統計情報センターから、工業メッッシュ統計、商業メッッシュ統計を、農業・畜産業は、(財)農林統計協会が発行する農業集落カードを用いた。第二に、家計、工業、商業の活動量データをGISのメッッシュポリゴンに帰属させる。農業・畜産業のデータについては、市区町村単位で表示されており、市区町村メッッシュポリゴンに帰属させる。家計の活動量は人口、工業は製造品出荷額、商業は従業者数、農業の稻作、麦、野菜は作付面積、畜産業の肉用牛、乳用牛は販売目的で飼育されている家畜の頭数を用いる。家計、工業、商業、農業、畜産業の活動量に汚濁負荷発生量原単位を掛け発生汚濁負荷量を算出するフローを図1に、熊本県周辺の工業統計メッッシュデータを図2に、熊本県周辺の商業統計メッッシュデータを図3に示す。

3 水処理技術システムの評価方法

水処理技術システムの導入に伴う環境負荷量を、LCAを用いて評価する。本研究では建設段階と運用段階を対象として、年間のCO₂排出量を算出する。下水道システムのCO₂排出量の算出フローを図4に、浄化槽のCO₂排出量の算出フローを図5に示す。評価の対象は、下水道の管渠の建設、処理場の建設、運用段階、浄化槽の設置、使用段階とする。まず、評価対象とする区域を、下水道システムを導入する区域と、浄化槽を導入する区域に区分し、それぞれの面積、人口を求め、水処理

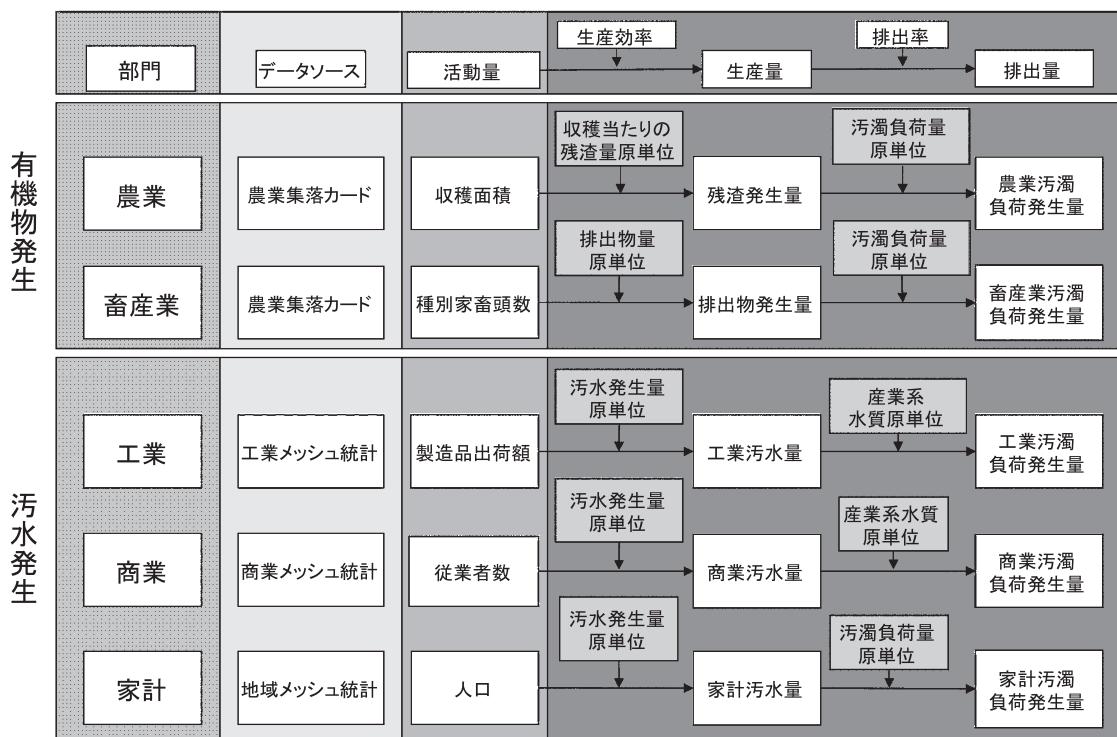


図1 発生汚濁負荷算出フロー図

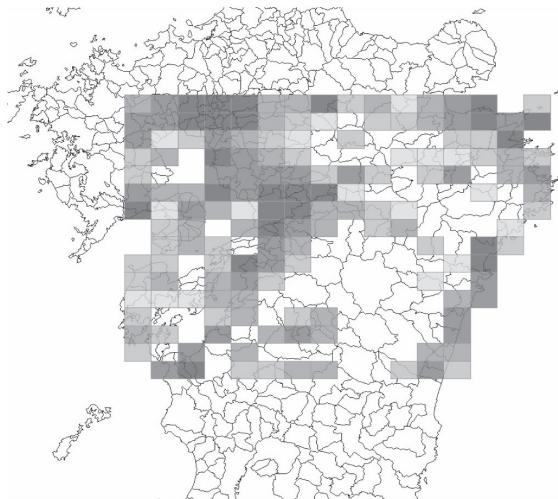


図2 熊本県周辺の工業統計メッシュ

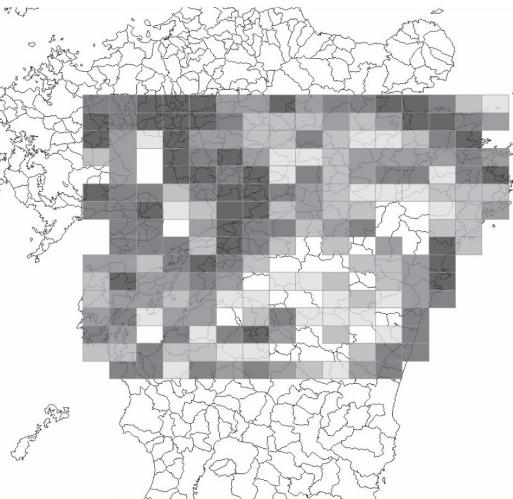


図3 熊本県周辺の商業統計メッシュ

技術システムの導入に伴う LCCO₂ を算出するための基礎変数とする。

下水道の管渠の建設由来の CO₂ 排出量を算出するために、管渠延長を推定する式を作成する。下水道統計のデータを基に、管渠延長、単位面積当たりの管渠延長などを被説明変数、人口、人口密度、面積などを説明変数として、様々な組み合わせについて検討した結果、管渠延長と処理区域面積との関係において最も相関が強くなった。その関係をプロットした結果を図 6 に示す。この結果

に基づき、本研究では管渠延長が、処理区域面積に比例すると仮定する。ただし、この仮定では管渠の太さを考慮していない。当然のことながら、太い管渠ほど建設時の資材使用量が増加し、LCCO₂は増大する。管渠の太さを考慮した推計をすることは今後の課題となる。

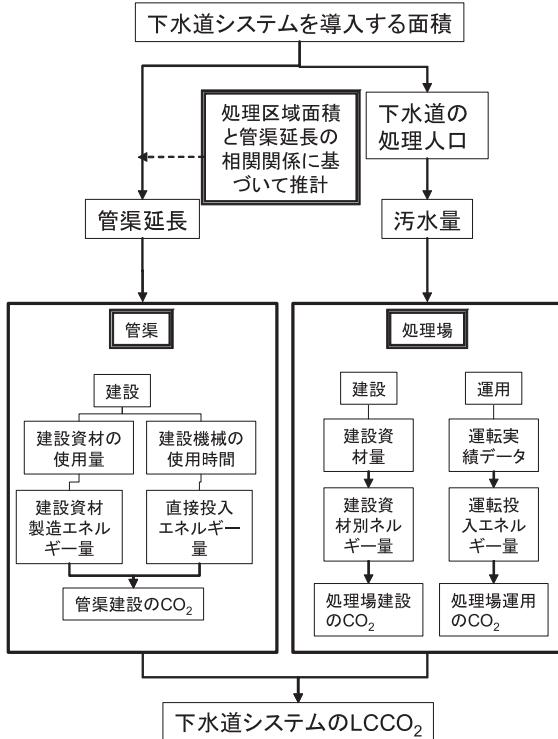


図4 下水道システムのCO₂排出量算出フロー

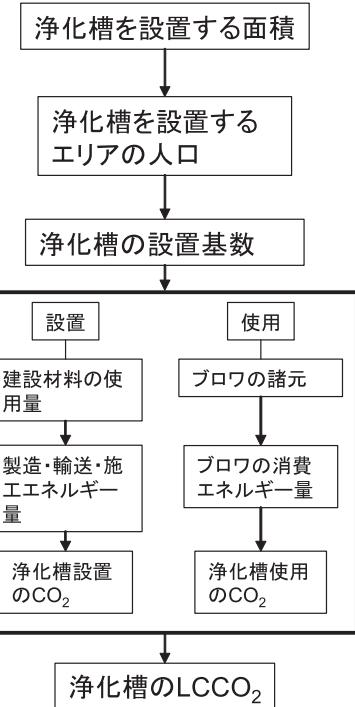


図5 浄化槽のCO₂排出量算出フロー

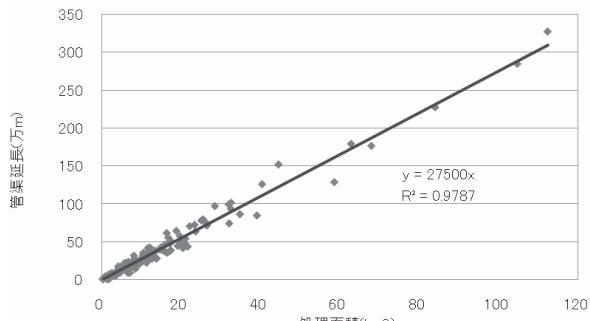


図6 管渠延長と処理区域面積の関係

次に、下水道管渠の建設段階について、環境省が出しているマニュアルを用いて、水処理技術システムの導入によるコストを算出する。公共下水道については、供用開始後30年以上経過している政令指定都市の下水道施設126箇所の使用実績より式を作成している。下水道の管渠建設費の算出式を式(1)に、下水処理場の建設費の算出式を式(2)に示す。

$$CS_{db} = 7.5 \times L \quad (1)$$

CS_{db}:下水道管渠建設費(万円), L:管渠延長(m)

$$CS_{pb} = 493 \times Q^{0.676} \quad (2)$$

CS_{pb}:下水処理場建設費(万円), Q:日最大汚水量(m³/日)

算出した建設費の値を土木工事、機械工事の建設費割合を用いて按分し、さらにデフレーターを用いて補正を行う。補正した建設費を耐用年数で除して各々の産業分類に応じた原単位⁵⁾を乗じ、一年当たりのCO₂排出量を求める。

下水処理場の運用段階については、使用実績データを基にして、下水処理量当たりの電気使用量、油・ガス系燃料使用量、薬品使用量、汚泥処理量を求め、それらの値に環境負荷原単位を乗じて算出する。浄化槽の設置段階については、製造・輸送・施工の各プロセスにおけるエネルギー使用量データを積み上げた上で、環境負荷原単位を乗じ、耐用年数で除することで一年当たりのCO₂排出量を算出する。本研究では5人槽の値を採用し、平均世帯人数を3人とする。浄化槽の使用段階については、浄化槽の運転実績データを基に、浄化槽の運転に必要な電気使用量の値を算出し、環境負荷原単位を乗じてCO₂排出量を求める。以上の方針で求めた各水処理技術システムのLCCO₂の算出結果および、設定値を表1にまとめる。

水処理技術システムの評価においては、CO₂排出量のみに着目するのではなく、システムの導入による便益と比較することが重要である。本研究では、便益として水質改善効果を取り上げ、汚濁負荷除去量当たりのCO₂排出量を求ることで、各システムの環境効率を評価する。そこで水処理技術システムの運転実績データより汚水1m³あたりの平均BOD汚濁負荷除去量を求める。次に、一人一日当たりの平均汚水量を0.225m³と仮定して、一人当たりの年間BOD汚濁負荷除去量を算出し、評価対象区域の人口を乗じて年間のBOD除去量を算出する。そして、一年当たりのCO₂排出量を、年間のBOD除去量で除することで、単位汚濁負荷除去量当たりのCO₂排出量を算出する。汚濁負荷除去量の算出に用いた設定値を表2に示す。

表1 水処理技術システム導入によるCO₂排出量

		値	単位
下水道	管渠建設	3.79	kg-CO ₂ /m·year
	処理場建設	191	kg-CO ₂ /m ³ ·year
	処理場運用	0.65	kg-CO ₂ /m ³
	耐用年数	50	year
	管渠	50	year
	処理場(土木・建築)	50	year
浄化槽	処理場(電気設備)	20	year
	処理場(機械設備)	15	year
	処理場(個別循環設備)	10	year
	一人一日平均汚水量	225	L/day·person
設置	設置	1,200	kg-CO ₂ /基
	使用	342	kg-CO ₂ /基/year
	耐用年数	30	year

表2 汚濁負荷除去能力の設定値

公共下水道 標準活性汚泥法	BOD
除去率	97.35%
流入水平均濃度(mg/l)	178.3

リン・窒素除去型浄化槽	BOD
除去率	97.03%
流入水平均濃度(mg/l)	180.5

4 水処理技術システムの導入による環境負荷発生量の評価

前章で述べた評価方法を用いて、人口密度と処理面積を操作して、水処理技術システムを導入した場合のCO₂排出量を算出した結果を図7に示す。図より、下水道においては管渠建設に伴うCO₂排出量が多いことが明らかとなった。また、人口密度が高いほど、また処理面積が大きいほど、下水道の単位汚濁負荷除去量当たりのCO₂排出量は減少することが分かった。人口密度が1000人/km²の場合には処理面積に関わらず浄化槽よりも小さくなり、500人/km²の場合には処理面積によって大小関係が変化することが明らかとなった。

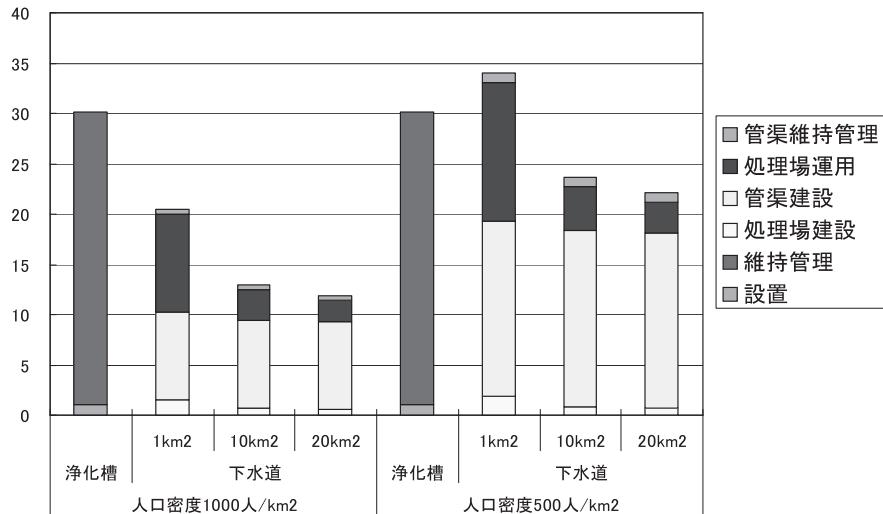


図7 水処理技術システムの汚濁負荷除去量当たりのCO₂排出量 (t-CO₂/t)

次に、熊本県を対象として、人口密度500人/km²以上の自治体のエリアに下水道システム、それ以外の自治体に浄化槽を導入した場合（ケース1）、年間501kt-CO₂の排出となった。システム導入の分岐点を1000人/km²以上とした場合（ケース2）には、年間558kt-CO₂の排出、すべてのエリアに浄化槽システムを導入した場合（ケース3）には、年間805kt-CO₂の排出となった（図8）。さらに、各ケースで汚濁負荷除去量あたりのCO₂排出量を算出した結果、ケース1で18.8kt-CO₂/t、ケース2で21.0kt-CO₂/t、ケース3で30.1kt-CO₂/tとなった。

本研究で汚濁負荷除去量の算出に用いた設定では、下水道と浄化槽のBOD除去率や流入水の平均濃度の間に大きな差がない。そのため、水処理技術システムを導入した際のCO₂排出量を比較した結果と汚濁負荷除去量当たりのCO₂排出量を比較した結果との間にはほとんど違いが見られなかった。

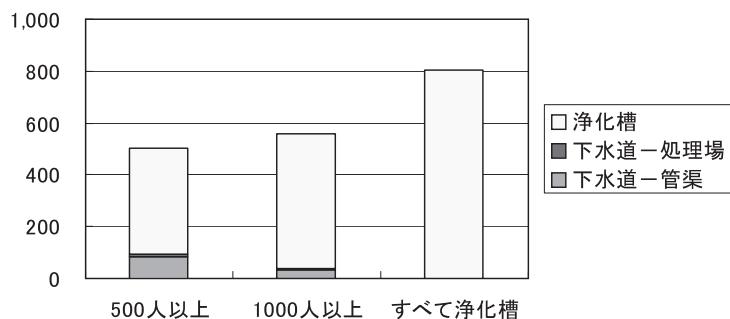


図8 熊本県を対象とした水処理技術システム導入によるCO₂排出量 (kt-CO₂/year)

5 結論および今後の課題

本研究では、熊本県を対象として、水処理技術システムの導入による環境負荷削減効果を定量的に評価した。今後は、本研究で構築した評価方法を援用して、海域に流入する汚濁負荷の軽減および水処理におけるCO₂排出量の削減を図る施策を検討し、循環型水処理技術政策シナリオの環境効率を評価することが求められる。

その際、本研究では、水処理技術の導入政策は自治体ごとに決定されるとの仮定の下、自治体を単位として導入技術を変化させて分析しているが、自治体内の人口密度分布を考慮した、より詳細な分析が必要となる。さらに、①膜処理技術などの最新の技術を含めた技術インベントリの調査対象の拡大、②人口、技術、産業構造等の変化を考慮したシナリオの構築③多様な汚濁負荷指標を一元化した、統合的な汚濁削減性能指標の構築、などが課題として挙げられる。

文献

- 金子光子、川村清史、中島淳：生活廃水処理システム、技報出版、1998
徐開欽、稻森悠平、須藤隆一：アメリカにおける分散型排水処理システムの政策的動向、月刊浄化槽、No. 365, 4-11, 2006
井村秀文、森下兼年、池田秀昭、錢谷賢治、楠田哲也：下水道システムのライフサイクルアセスメント：LCE及びLC-CO₂による評価、土木学会論文集 No. 552/VII-1, pp75-84, 1996.
宮原高志、柏木秀仁：下水浄化センターのLCAにおける処理水再利用の効果、下水道協会誌Vol. 43, No. 526, 2006.
井村正博、水野雄次：浄化槽およびプロワの省資源化、省エネ化、月間浄化槽N0380, pp23-29, 2007.
環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部 廃棄物対策課 浄化槽推進室、生活排水処理施設整備計画策定マニュアル、2002.
国立環境研究所：産業連関表による環境負荷データブック(3EID), 2002.
石田整、荒巻俊也、花木啓祐：東京湾流域の下水処理場への排出権取引制度導入効果の推定、土木学会論文集, No. 804/VII-37, pp73-82, 2005.
藤田壯、村野昭人、徐開欽、橋本禪：循環型水処理技術・政策の計画・評価システム、第11回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp. 138-139, 2008
国立環境研究所：産業連関表による環境負荷データブック(3EID), 2002

キーワード：水処理技術システム、下水道、浄化槽、環境効率、LCA

有明・八代海の環境特性と再生への技術開発

～有明海沿岸干潟域における生物生息場の「回復」・「創成」・「工夫」による
自然再生へ向けた取り組み～

滝川 清

要旨

Tidal flats in Ariake Bay were reclaimed from pre-Edo era to the post-WWII food shortage period for the main purpose of increasing farmland. In the process, high banks were constructed to protect farmland existing around the supratidal zone. This, however, has led to the loss of waterfront or coastlines, as well as the ecosystem innate to the tidal flats, including the habitat of benthos and saltwater plants.

In this study, it introduces environmental restoration projects by "restoration", "creation" and "device" at the tidal flat in Ariake Bay. It has been demonstrated that Ariake Bay has the potentiality that recovers the ecosystem if the habitat of benthos is restored.

Key Words : Ariake Bay, environmental restoration projects, tidal flat, ecosystem

1. はじめに

有明海は九州西部に位置しており、約5mにも及ぶ大潮位差の下、我が国の干潟総面積の約40%に及ぶ広大な干潟（約190km²）が発達した大型閉鎖性内湾である。しかしながら、有明海の沿岸干潟域は江戸時代以前から戦後の食糧難の時代にかけては主に農地を広げるために干拓が行なわれ、高度経済成長期には工場や港湾施設などを造るために埋め立てられてきた。そのため、海岸線総延長約514kmのうち約80%が人工化しており¹⁾、潮上帯から潮下帯までの連続した地形をもった地盤標高の高い干潟は河口部に存在するだけで、それ以外の場所では殆んど姿を消している。それによって、地盤標高の高い場所に生息する生物の生息場は失われ、本来生物多様性の高いとされる沿岸干潟域は生物多様性が低くなっている。

生物多様性の保全に関する取り組みは国際的に進められており、「生物多様性条約」が1993年に採択されている。条約には生物多様性国家戦略の策定、持続可能な利用の奨励、普及啓発に関する措置、研究の推進、国際協力など多方面にわたる施策・計画が定められ、生物多様性保全、持続可能な利用への取り組みも求められている。

我が国においても生物多様性国家戦略の策定を受けて、1995年に政府の生物多様性保全の取組み指針として「地球環境保全に関する関係閣僚会議」が決定し、2002年3月に全面的に改定され「新・生物多様性国家戦略」が策定されている。さらに、2002年12月には、過去に損なわれた生態系やその他の自然環境を取り戻すことを目的として「自然再生推進法」が制定された²⁾。また、沿岸域の干潟・藻場・サンゴ礁の自然再生を進める上の技術指針として、「海の自然再生ハンドブック（2003）」、「順応的管理による海辺の自然再生（2007）」などが発刊され、沿岸干潟域での自然再生にむけての取り組みが活発化してきている。

しかしながら、自然再生事業の計画が最良かどうか事前に判断することは困難であり、実際に自然を再生できるかは事業実施後にはじめて成功度を確認する状況にある。また、再生した場所を生物多様性の高い状態で維持するための維持管理手法も確立されておらず、自然再生事業の事前段階としての再生実験さえ十分に実施されていない現状である。

著者らは、有明海の沿岸干潟域に生物多様性の高い場を回復させるために、熊本県沿岸において潮間帯から潮上帯までの連続した地形を持つ干潟を人工的に造成し、2002年から現地試験を行なっている。本研究では、沿岸干潟域での自然再生事業の事前段階としての再生実験事例として、現地試験のモニタリング結果などをふまえ、生物生息場の「回復」・「創成」・「工夫」による自然再生へ向けた取り組みを紹介する。

なお、本研究における「回復」はもともと存在していた生物生息場を復元すること、「創成」は生物生息場を新たに造成すること、「工夫」は「回復」「創成」を行なう場合の構造的要素（微地形、材料など）の付加・改善と位置付けている。

2. 現地試験の概要と生息生物

現地試験地の位置を図-1、概況を表-1に示す。

(1) 玉名横島海岸

a) 玉名横島海岸の概要

玉名横島海岸は有明海の熊本県沿岸北部の玉名市地先に位置しており、唐人川樋門より、横島干拓地前の堤防を経て、一級河川菊池川河口部に位置する末広開地先の有明樋門に至る 10.1 km の海岸である。この海岸は、農林水産省九州農政局が高潮や波浪、また有明海特有の干満差と軟弱な地盤のため、老朽化や地盤沈下が進んだ堤防の整備を行なっている。堤防の整備にあたり、防護だけではなく海岸の利用や環境にも配慮した海岸を造ることを目的として、2002 年より海岸前面海域の地形変化などの環境特性を調査するとともに、生物生息機能、親水機能などを有する新しい海岸保全技術の開発を目的として様々な現地試験が実施されている³⁾。

b) 現地試験の概要と生息生物の変遷

有明海の東側海岸は、玉名横島海岸のように干拓地を防護する目的で直立護岸が整備され、堤防前面には円弧すべりを防ぐために、押え盛石が施してあり、その前面には勾配のほとんど無い広大な干潟が広がっている。自然海岸においては潮下帯から潮上帯まで勾配を持った連続した地形が続き、地盤高に適応した生物が生息している。しかし、有明海の海岸線は人工化によって隔離され、標高の高い干潟は河口域に存在するだけとなっている。そこで、玉名横島海岸では、堤防や消波ブロック、押え捨石などの構造物を残して防護能力を維持しつつ、本来その場所に生息していた生物の生息場を回復することを目的として堤防の前面の押え捨石部において盛砂試験を実施した。

2002年に盛砂試験を開始し、底質や底生生物などのモニタリング結果をフィードバックしながら、2004年までに5タイプの試験区が造成された。初年度から実施している試験区における底生生物種数の変遷を見ると、調査開始から2003年6月までは5種前後であったが、それ以降は季節的な変動を伴ながら概ね10~25種と種の多様性が維持されており、総個体数も2003年6月までは約200個体/m²以下であったが、2003年9月から12月までは約3,500個体/m²と増加し、それ以降は約1,500個体/m²で平衡状態に至った。このように、玉名横島海岸では盛砂による生物生息場の回復効果が確認されている（図-2）。

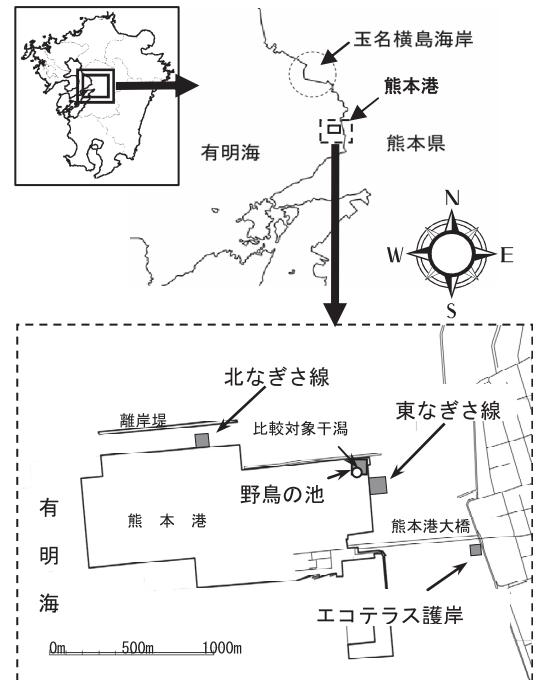


図-1 現地試験地位置図

表-1 現地試験地の概況

名 称	玉名横島海岸	野鳥の池	東なぎさ線	北なぎさ線	エコテラス護岸
造成完了年	2002 年 8 月	2002 年 10 月	2005 年 10 月	2006 年 9 月	2007 年 9 月
底 質	砂質	泥質	砂質	砂泥質	砂質・泥質
幅 × 奥行き	50m × 15m	100m × 100m	100m × 100m	40m × 60m	10m × 20m
地盤高 (T.P.)	-1.0 ~ -0.5m	±0.0 ~ +2.0m	±0.0 ~ +2.0m	-2.0 ~ +2.0m	-0.2 ~ +2.0m
勾 配	-	1/36	1/30	1/12	-
特 徴	円弧すべりを防ぐための、押え盛石の代わりに砂を用いる「押え盛砂工」として、防災機能と生物生息機能を有する新しい海岸保全事業の開発を目指した人工前浜干潟。	航路浚渫土を用いて建設された熊本港の埋立地を掘削して造成された人工潟湖干潟。石積護岸によって外海と隔てられ、通水管により、海水が出入りしている。	自然干潟と連続した地形や生態系を創造するため、覆砂の流出を防ぐための潜堤をカーデナリー曲線形に設定し、ちどり状に配置してある人工前浜干潟。	熊本港近傍の航路浚渫土砂を有効活用して造成した人工前浜干潟。波当たりが強く、干潮時の汀線付近に造成する等、東なぎさ線とは異なる条件となっている。	上段のテラス干潟は塩生植物の生息に適した高さに設定しており、中段は潮溜りにして稚魚などが逃げ込めるように、下段は粒度組成の異なる土砂を入れている（写真-1）。

最終的には、堤防前面に敷設された消波ブロックのさらに前面に、沿岸流による漂砂を捕らえる目的で突堤群の設置による場の工夫を行ない、盛砂を行わない区間でも将来的には盛砂試験区と同様の状態へと遷移していくことが期待されている（写真-1）。

（2）熊本港「野鳥の池」

a) 野鳥の池の概要

熊本港野鳥の池が造成されている熊本港は、広大な干潟上に、有明海の浚渫土を用いて建設された場所である。野鳥の池は、熊本港の約10年間放置された埋立地の一角に、野鳥観察及び環境学習の目的で熊本県によって造成された人工干潟湖である（写真-2）。石積護岸によって外海と隔てられ、池の東側と北側に2ヶ所ずつ計4ヶ所設置された通水パイプ（直径1.0m）により、潮汐の干満に応じて海水が出入りしている。なお、池内へ初めて海水が導入されたのは、2002年11月4日の夕刻の上げ潮時である。面積は、亜潮間帯1,028m²、潮間帯4,222m²、潮上帯17,750m²の計23,000m²で、地盤勾配は1/36ほどである。水深は干潮時（水面T.P.+0.55m）で平均水深0.3m、最深部でも1.0m未満である。池内の底質は中央粒径が約0.06mmの泥質干潟である⁴⁾。

b) 生息生物の変遷

造成直後は、埋立地を掘削するとともに、通水パイプで外海とつながっているだけであるため、全く生物は生息していなかった（図-3）。そのため、冬場は底生藻類が底泥上で膜状に繁茂していた。その後、2003年3月には出入りする海水とともに流入したと見られるゴカイなどの環形動物やヤドカリが確認され、同年8月に池内で初めて脊椎動物（ムツゴロウ、トビハゼ）が確認された。その後、生物は徐々に増加し、2004年9月には池内で確認された生物種数が野鳥の池外に位置する比較対照干潟のそれを大きく上回り、その状態を維持していた。2005年からは池内で初めてフトヘナタリが確認され、2005年には確認できなかったムツゴロウが2006年秋には再び姿を現すなど、その後も種数は動的平衡状態を保っている。池内の種数が比較対照干潟を上回った理由に節足動物が大きく影響を与えており、2006年7月の時点では池内10種類、比較対照干潟2種類と実に5倍の差がある。なお、比較対照干潟の種数が減少傾向にある理由の詳細は不明であるが、比較対照干潟は熊本港の背後にあるせいで泥分が堆積しやすい環境であるためと推察される。

現在では、熊本県レッドデータリストで絶滅危惧II類に指定されているハマサジや準絶滅危惧種のフクドなど6種の塩生植物が繁茂し、アリアケガニやハクセンシオマネキなど多くの甲殻類が優占しており、有明海の熊本港周辺の干潟よりも豊かな生態系が構築されている。このように、野鳥の池は埋立地を掘削して海水を導入することで、新たな生物生息場の創成されている。

（3）熊本港「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」⁵⁾

a) 「東なぎさ線」及び「北なぎさ線」の概要

東なぎさ線を造成した熊本港東護岸前面は、地盤高が約T.P.+0.00m、中央粒径が約0.06mmの泥質干潟で、対岸の干拓地まで平坦な干潟が広がっている。潮流は上げ潮時は北向き、下げ潮時には南向きへ流れしており、波浪

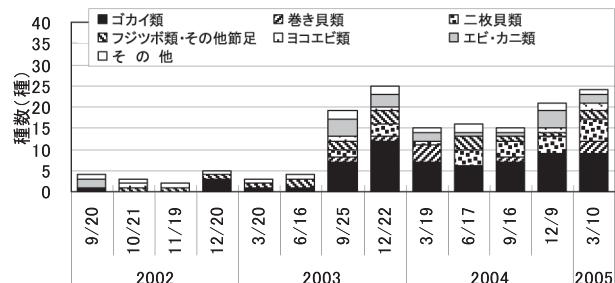


図-2 2002年盛砂試験区における生物種数の変遷



写真-1 玉名横島海岸



写真-2 熊本港「野鳥の池」

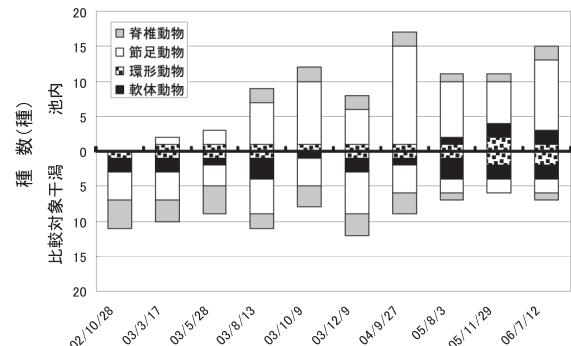


図-3 野鳥の池における生物種数の変遷

の影響を受けにくい場所である。ここに、H.W.L. から現地盤の T.P. ±0.00m まで、幅 100m×奥行 100m の範囲で、潜堤をカテナリー曲線形に設定し、ちどり状に配置するという工夫を施した。中央粒径が約 0.79mm の有明海産の海砂で覆砂を施し、中央部勾配は約 1/30 で、護岸の前面には潮上帶付近の覆砂の流出を防ぐための突堤が 2 本、中央部には生物の生息環境に多様性を持たせるための島堤が 3 箇所配置されており、2005 年 10 月に造成が完了した（写真-3）。

北なぎさ線を造成した熊本港北護岸前面は、地盤高が約 T.P. -2.00m、中央粒径が約 0.04mm の泥質干潟で、100m ほど沖に離岸堤が設置されている。潮流は、上げ潮時は東向き、下げ潮時には西向きへ流れしており、波浪や季節風の影響を受けやすい場所である。ここに、H.W.L. から現地盤の T.P. -2.00m まで、土砂流失を防ぐための長さ 50m の突堤を 40m 間隔で 2 本配置した。そこに、中央粒径が約 0.02mm の熊本港近郊の航路浚渫土砂を下層（現地盤から T.P. -1.50m まで）、浚渫土と中央粒径約 0.18mm の海砂を 50%ずつ混合した土砂を中層、海砂のみを表層（厚さ 0.5m）に使用した 3 層構造になっている。勾配は約 1/12 で、軟弱な浚渫土砂の流出を防ぐため、護岸から約 40m 沖に中仕切堤が設置されており、2006 年 9 月に造成が完了した（写真-4）。

b) 生息生物の変遷

東なぎさ線において確認された底生生物を、ちどり状潜堤の内側（東なぎさ線内）、外側（東なぎさ線外）、内側と外側で共通して確認された種数、調査区域で確認された総確認種及び熊本県レッドリスト（2004）や環境省レッドデータブックなどに記載されている注目種の種数を図-4 に示す。造成前の 2005 年 8 月の調査ではアラムシロ、テリザクラガイ、ゴカイ綱の一種、ヤマトオサガニ、トビハゼなど 9 種が確認された。造成半年後の 2006 年 4 月の調査では、確認種数が 14 種で造成前の種数を大きく上回り、その後は造成 1 年後（2006 年 10 月）まで 15 種程度で推移した。造成 1 年半後の 2007 年 5 月の調査からは定性調査に加えて定量調査を追加することで、環境省レッドデータブックで準絶滅危惧種に指定されているクチバガイやウネナシトマヤガイなどの二枚貝綱といった内在性の種を新たに多数確認でき、造成 2 年後の 2007 年 10 月の調査では東なぎさ線内で 29 種とその年の調査で最も多くの種が確認された。2008 年 1 月の調査では東なぎさ線内外ともに確認種数は減少した。これは、冬季による生物活動の低下が原因と考えられる。その後、2008 年 5 月の調査では種数は 2007 年 10 月と同程度に戻り、造成 3 年後の 2008 年 10 月の調査では、東なぎさ線内で 30 種と全調査中最も多くの種が確認された。

東なぎさ線の造成から 3 年後までの調査で、巻貝綱 13 種、二枚貝綱 18 種、ゴカイ綱 12 種、軟甲綱 33 種、硬骨魚綱などその他 11 種の計 88 種が確認されている。その中には、熊本県レッドリストに記載されているイチョウシラトリやハクセンシオマネキなどの希少種も 18 種確認された。

北なぎさ線においても東なぎさ線同様徐々に生物種数が増加し、造成から 2 年後までの調査で、巻貝綱 13 種、二枚貝綱 15 種、ゴカイ綱 16 種、軟甲綱 27 種、ナマコ綱などその他 9 種の計 80 種が確認され、その中には、熊本県レッドリストに記載されているマルテンスマツムシやサキグロタマツメタなどの希少種も 12 種確認された。また、北なぎさ線では東なぎさ線よりも現地盤の標高が 2 m ほど低いため、アサリなどの二枚貝が優占している。さらに、造成 1 年半後の 2008 年 4 月には写真-5 に示すリシケタイラギの生息が多いところでは 9 個体/m² 確認され、現在も成長を続けている。



写真-3 熊本港「東なぎさ線」



写真-4 熊本港「北なぎさ線」

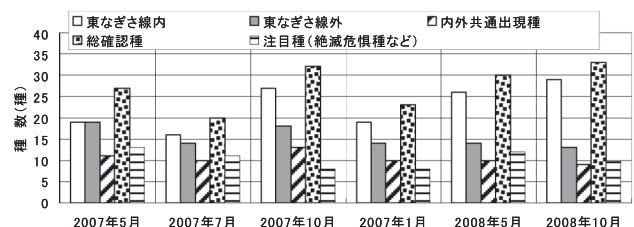


図-4 「東なぎさ線」における確認生物種数



写真-5 北なぎさ線で確認されたリシケタイラギ

東なぎさ線や北なぎさ線を造成した場所は、砂～砂泥質の干潟であったが、泥化が進行しており、砂～砂泥質干潟を好む生物は姿を消しつつある。しかし、なぎさ線を造成することで、それらの生物の生息場が復元できることが実証され、生物種の多様な場が、外側の干潟を含めて空間的に回復されている。また、北なぎさ線は利用されていない港湾の石積み護岸前面における、希少種の保全・有用水産生物種の保全の場としての利用の可能性が示唆された。

(4) エコテラス護岸

a) エコテラス護岸の概要

エコテラス護岸を造成した熊本港東側の沖新海岸は、飽託海岸の高潮対策として昭和33年より海岸保全施設整備事業が行なわれている場所で、約T.P.+7.00mの護岸堤防が構築されており、前面は地盤高が約T.P.-0.20m、中央粒径が約0.06mmの泥質干潟となっている。この護岸堤防の前面に、生物生息場を再生するために、捨石でマウンドを造った後、幅9.5m、奥行き2.5mのコンクリート製側溝を階段状（テラス状）に3段並べ、2007年9月に造成が完了した（図-5、写真-6）。上段は天端をH.W.L.（T.P.+2.05m）に設定し、前面の泥を入れた後、熊本県沿岸に自生しているハママツナ、ホソバノハマアカザ、ハマサジ、フクド、シオクグの5種類の塩生植物を植栽した。また、ハママツナやハマサジなどの一年草や二年草は種子によって繁殖し、潮汐などで種子が流されることにより分布を拡大することができるため、種子の留まりやすさが種の存続と大きく関わっている。そこで、種子を留めるために、植栽後に一部碎石を撒くという工夫を施した。中段は天端をT.P.+0.75mに設定した潮溜りとなっており、側溝の壁面に多孔質パネルを使用している。また、潮溜りには多孔質ブロックを入れることで、生物の隠れ処を作っている。下段は天端をT.P.+0.55mに設定し、4等分に仕切りをした後、前面の干潟底泥と中央粒径が約0.17mmの海砂をそれぞれ別区画に入れて、粒度組成が異なるテラス干潟となっている。

b) 生息生物の変遷

植栽テラスの状況を写真-7に示す。植栽した塩生植物は1年草や2年草であるため、植栽2ヶ月後の2007年12月には全て枯れてしまった。ハマサジやフクドなどの2年草、地下茎で繁殖するシオクグが枯れてしまった理由として、標高や底泥が適していなかったためか、植栽時期の影響と考えられる。その後、植栽半年後の春に碎石を撒いた場所では撒かない場所に比べてハママツナの種子が多く留まり、植栽1年後の2008年9月には再繁茂させることができた。また、2009年2月には碎石を撒いた場所で新たに新芽が出てきており、今後再繁茂するものと期待できる。

潮溜りには造成直後からシラタエビやハゼ類の生息が確認され、その後も季節によって若干種組成は異なるものの年間を通じて生物が生息し、造成1年目までにボラの稚魚やシモフリシマハゼなどの魚類やガザミやシバエビなどのエビ・カニ類などの生物が計20種確認された。



写真-6 エコテラス護岸

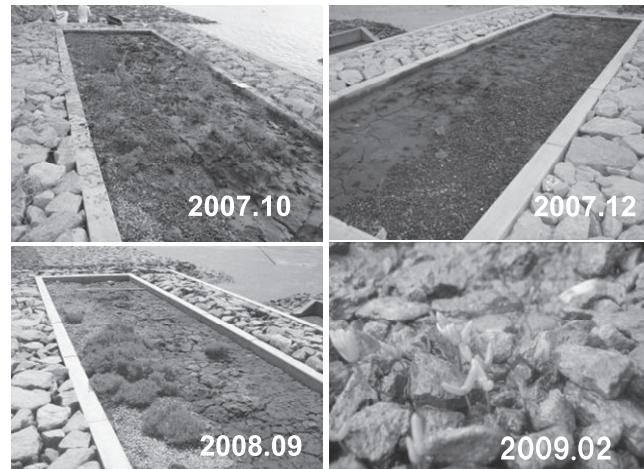


写真-7 植栽テラスの状況

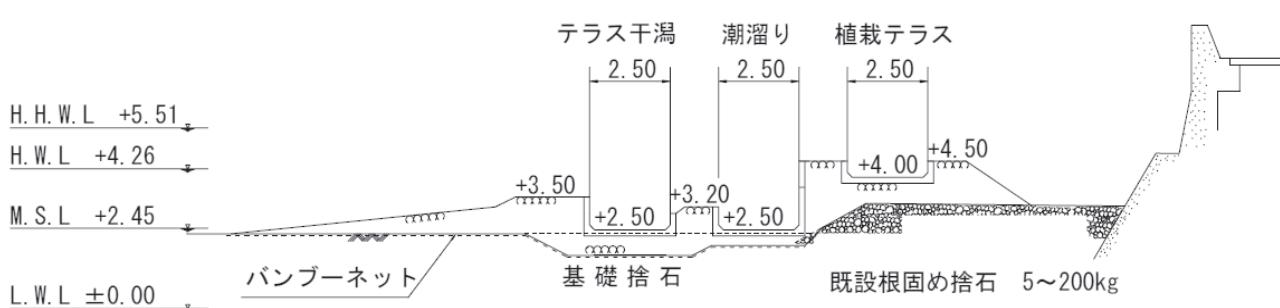


図-5 エコテラス護岸の横断面図

泥質のテラス干潟は前面の干潟底泥に生息していたヤマトオサガニやムツハリアケガニが造成直後から生息しており、造成1年後も大きな変化はみられなかった。砂質のテラス干潟には造成半年後にコメツキガニやハクセンシオマネキの稚ガニが確認され、造成1年後には泥質・砂質テラス干潟合わせて計18種の生物が確認されている。

有明海の海岸堤防前面には、円弧すべりを防ぐために押え盛石が施してあり、生物の生息場が失われているが、植栽テラス・テラス干潟では生物生息場が回復され、潮溜りでは魚類やエビ類の新たな生物生息場が創成されている。

3. おわりに

沿岸干潟域での自然再生事業の事前段階としての再生実験事例として、有明海の沿岸干潟域に生物多様性の高い場を回復させるために、熊本県沿岸において潮間帯から潮上帯までの連続した地形を持つ干潟を人工的に造成し、著者らが2002年から現地試験を行なっている、生物生息場の「回復」・「創成」・「工夫」による自然再生へ向けた取り組みを紹介した。

有明海は生物の生息場さえ存在すれば、それに応じた生物も生息し、豊な生態系が再生できる潜在能力を有していることが実証されてきている。

また、国土交通省九州地方整備局は管内の3海域（八代湾奥、有明海の三池港・大浦港）で干潟実験施設を造成し、浚渫土砂を干潟材料の一部として有効活用する泥質干潟造成技術の確立に向けた検討を行い、泥質干潟の保全・再生事業実施へ向けて効果的な展開を進めている。熊本県は、環境学習や潮干狩りなどの干潟交流機会の増大や海域環境の保全及び改善を目的として、熊本港の北側に位置する百貫港において自然再生事業を行なっている。

今回紹介した試験地以外にも、有明海では干潟海域環境の再生に向けた類似試験が行なわれつつあり、今後も積極的な自然再生事業の実施が期待される。

謝辞：本研究は、農林水産省九州農政局玉名横島海岸保全事業、熊本県との共同研究、文部科学省科学技術振興調整費重要課題解決型研究等の推進「有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証試験（平成17～21年度）」の補助によるものであり記して謝意を表します。

参考文献

- 1) 環境省自然保護局：第5回自然環境保全基礎調査 海辺調査 総合報告書, pp.120-157, 1998.
- 2) 海の自然再生ワーキンググループ：順応的管理による海辺の自然再生, 2007.
- 3) 滝川清、黒木淳博、増田龍哉、森本剣太郎、松永浩二、西尾徹：熊本県玉名横島海岸における防護と環境の調和を目指した新たな海岸保全技術の開発、海岸工学論文集、第54巻、pp.1396-1400, 2007.
- 4) 三迫陽介、森本剣太郎、滝川清、増田龍哉、幸田明子、山下絵里子：人工潟湖干潟における環境変動メカニズム解明に関する研究、海洋開発論文集、第22巻、pp.223-228, 2006.
- 5) 増田龍哉、滝川清、森本剣太郎、畠田紀和、新井雅士：熊本港に造成された「なぎさ線」における生物生息環境の空間分布特性、海洋開発論文集、Vol.24、pp.717-722, 2008.

【注意】本講演要旨の著作権は、熊本大学沿岸域環境科学教育研究センターおよび著者に帰属しています。本資料の利用にあたっては、当センターおよび著者の両者に対して、書面等による許諾を必要とします。

お問い合わせ

研究・国際部研究支援課研究センター支援担当
TEL 096-342-3143（直通）

センター組織

センター長 嶋田 純

(教育研究分野)

生物資源循環系解析学

教 授 逸見泰久

准教授 嶋永元裕

技術職員 島崎英行

生物資源保全・開発学

教 授 瀧尾 進

水・地圏環境科学

教 授 滝川 清

准教授 秋元和實

沿岸域社会計画学（客員分野）

教 授 五明美智男

准教授 村野昭人

(海洋施設)

合津マリンステーション

〒861-6102

熊本県上天草市松島町合津 6061

TEL 0969-56-0277

FAX 0969-56-3740

熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター

(所在地) 〒860-8555 熊本市黒髪 2-39-1

(事務連絡先) 研究・国際部研究支援課研究センター支援担当

TEL 096-342-3143 (直通)