

技術論文

製鋼スラグの海域利用技術のブルーカーボン生態系造成技術への発展（シーラボⅡメソコスム水槽における干潟・浅場生態系創出）

Changing of Ecosystem in Mesocosms of Tidal Flat and Shallow with Steelmaking Slag

小 杉 知 佳*
Chika KOSUGI

吉 村 航
Ko YOSHIMURA

中 村 由 行
Yoshiyuki NAKAMURA

抄 録

千葉県富津市の技術開発本部 RE センターに建設された海域環境を模擬したメソコスム水槽，シーラボⅡにおいて製鋼スラグを活用したブルーカーボン生態系の創出ならびにそこでの CO₂ 固定量の算出に向けて，2 年 3 か月に及ぶ長期実験を行った。その結果，製鋼スラグを用いた実験区において，総じて豊かな生態系が形成され，また固まらないカルシア改質土の浅場造成材としての有用性が示された。水質の季節変動や人為的に移植したアマモの再生産，海水由来で加入した底生生物の変遷について報告する。

Abstract

Coastal ecosystem were created at SEA-Lab. II, which have two experimental tanks and two reservoir tanks. The experimental tanks were composed of the different depth zone, one is tidal flat and another is shallow. The experimental tank of control site was laid the dredged soil as the sediment. On the other hand, the experimental site was laid the mixture of the dredged soil and steelmaking slag as the sediment. 27 months later, the ecosystem created in the experimental tanks were different between the control and the experimental site. *Zostera marina* were reproduced and submerged macrobenthos in the experimental site shallow. It is considered that these results were caused by the improvement of their habitat by the mixture of the dredged soil and steelmaking slag.

1. 緒 言

鉄鋼スラグは，鉄鋼製品の製造時に発生する副産物であり，国内では年間 4000 万トン弱が生産されている。これまでは，セメント用材料や道路用路盤材，土木工事用資材として広く建設工事に利用されてきた。しかし，昨今の国内の公共事業や建設需要の低迷，他副産物との競合や廃コンクリートなどのリサイクル材の利用促進といった社会情勢の変化から，市場の需給状況の予測が困難になっており，販路の拡大に向けた新規用途開発が求められてきた。

このような背景を受け，日本製鉄(株)では，鉄鋼スラグ，特に転炉系製鋼スラグの“環境用資材”として，炭酸化製鋼スラグに腐植物質を混合した藻場造成材（ビバリー®ユニット），浚渫土砂の改質材として製鋼スラグを利用するカルシア改質材，そして製鋼スラグを骨材に用いた人工石材（ビバリー®ロック，ビバリー®ブロック）を開発してきた（図 1）。

ビバリー®ユニットは磯焼け対策，カルシア改質土（浚渫土を製鋼スラグで改質した土）は青潮，赤潮対策といったように，単なる土工用資材として製鋼スラグを用いるのではなく，施用する場（沿岸域）の環境を改善できるというこ

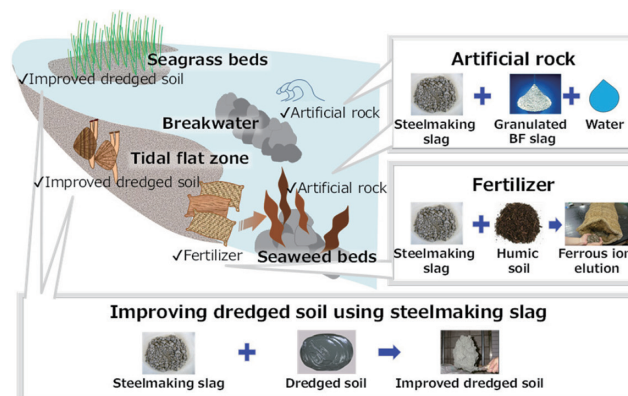


図 1 鉄鋼スラグを活用した海域環境改善技術
Slag utilization to marine environmental restoration

とが、これまでのスラグ利用技術とは大きく異なる特長である。開発に当たっては、ラボ実験によって効果の発現メカニズムを明らかにし、さらに大型水槽設備（シーラボ）で現象を再現し、効果の持続性について検討するといったように、スケールアップをしながら有用性に関する知見を深めてきた。さらには、溶出液による急性毒性試験やシーラボⅡでの長期影響評価実験に取り組み、安全性についても検証しており^{2,5)}、本特集の中でも加藤らが執筆しているので、ぜひとも参照されたい。上記の通り、製鋼スラグの海域利用技術は、科学的な実証を積み上げながら、現在まで着実に実海域への適用が広まりつつある。

近年、製鋼スラグの主要な適用先である沿岸域は、ブルーカーボンの貯留場所、二酸化炭素の固定場として期待されている。ブルーカーボンとは、海洋生物の作用によって海中に取り込まれた炭素のことであり、2009年に国連の環境計画部門（United Nations Environment Programme, UNEP）、食糧農業機関（Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO）および教育科学文化機関（United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, UNESCO）が共同で発表した報告書“Blue Carbon”（以下、UNEPレポート）において初めて定義された⁶⁾。UNEPレポートの中では、地球環境におけるブルーカーボンのインパクトの大きさが提唱され、地球上の生物が吸収する二酸化炭素（グリーンカーボン）のうち、陸上では半分が、残り半分強（55%）が海洋、特に沿岸部で吸収していると示されている。ブルーカーボンを蓄える生態系（以下、ブルーカーボン生態系）としては、マングローブ林、塩生湿地（潮汐の影響を受ける海岸にあって波浪の影響を受けにくい場所）、海草藻場が主として考えられている。

ブルーカーボンの活用、すなわち自国のCO₂削減策としての認識は、自国の約束草案（Intended Nationally Determined Contribution, INDC）に追加あるいは言及しているかどうかが目安となるが、パリ協定に批准している151か国の中で58%が何らかの姿勢を示している。さらに、オーストラリア、アメリカはインベントリへの追加を開始しており、中国、インドネシア、UAE（アラブ首長国連邦）など複数の国がインベントリへの追加準備の開始を表明している。これに対し、日本は現在のところブルーカーボンへの取り組み姿勢を表明していない⁷⁾。

その一方、国内の動きとしては、上記の国際的なブルーカーボンへの取り組みに対して、国土交通省主催で2017年にブルーカーボン研究会が、産業界ではJAPIC（日本プロジェクト産業協議会）の中に同じくブルーカーボン研究会が設立された。国土交通省主催のブルーカーボン研究会では、多くの地域や生物種に対するCO₂固定量の試算事例を増やし、CO₂固定量の精度を向上させることを主な課題として掲げている。また、それらを集約し、環境省、農林水産省など他省庁と連携して国としての対応策を示し、

ブルーカーボンのCO₂インベントリへの追加に備えようとしている。日本は、世界第6位の長い海岸線を有しており、地の利を生かした沿岸域の効果的な活用策を見出し、仕組みを作ることができれば、我が国のCO₂排出量の削減につながられる期待は大きい。

上記の動向を踏まえ、桑江らは、国内のブルーカーボン生態系のポテンシャルを算出するため、既往文献値からデータ解析を行った結果、日本の沿岸生態系（海草藻場、海藻藻場、マングローブ林、干潟）における年間CO₂吸収量は、平均値として132万t-CO₂と見積もられた。さらには、浚渫土砂や鉄鋼スラグをはじめとしたリサイクル材による新規のブルーカーボン生態系の造成の必要性についても言及されている⁸⁾。

以上を踏まえ、我々は製鋼スラグを活用した干潟・浅場技術を開発してきた。カルシア改質土は港湾で発生する浚渫土砂の有効活用策として開発され、軟弱な土砂が盤石になることから人工干潟や浅場の造成資材、特に地盤の嵩上げ材として期待されている。また、漁業者からのカルシア改質土が底生生物の生息場として機能することへの希望に対し、製鋼スラグによる水和固化を緩やかにすると同時にシルト状の浚渫土砂の粒度を改善するために細粒分を除去した製鋼スラグを浚渫土砂に混合する手法を開発した⁹⁾。今回、固まらないカルシア改質土の底生生物用の土壌としての有効性を検証しつつ、製鋼スラグを活用して造成した干潟・浅場のブルーカーボン生態系として評価するため、シーラボⅡでの実験を立ち上げた。シーラボⅡは、千葉県富津市の技術開発本部REセンターにあり、屋内の実験水槽2基と屋外の貯水槽2基とで構成され、実海域では実現しえない制御した環境下（流入海水、水温、光環境、流向・流速）で実験区と対照区を設定した実験が可能である（図2）。実験水槽は、一般的にある同一の水深で構成されているメソコスム水槽とは異なり、水深の異なる2つのゾーン（干潟ゾーンと浅場ゾーン）で構成されている。沿岸の浅海域の環境を1つの水槽で再現し、干潟と浅場の沿岸生態系全体での複合的な変化を評価することを目的に設計した



図2 シーラボⅡ実験水槽
Experimental tanks in SEA-Lab. II

(図3)。実験水槽2基のうち1基を実験区としてカルシア改質土、もう1基を対照区として浚渫土を底質に用いた。2基ともに干潟と浅場を造成し、定期的に水質や底生生物などのモニタリングをすることで、水槽内に形成される生態系の変遷を追いつながら、底質の違いによるCO₂固定能を求めることとした。

以下では、2017 年 11 月の実験開始から約 2 年 3 か月の間にシーラボⅡの中で創出された生態系の変遷をまとめ、CO₂ 固定量の算出に向けた考察を行う。最後に、今後のブルーカーボン研究への展望を示す。

2. 本論

2.1 実験条件の設定ならびに方法

2.1.1 潮汐と海水の導入・交換

シーラボⅡの実験水槽は、2基ともに図3に示すような同一の形状をしている。干潟ゾーンと浅場ゾーンに分かれており、それぞれ深さが異なり、干潟ゾーンは干潮時に底質が干上がるように設計した。

実験水槽の潮汐は、実験水槽と貯水槽との海水交換ならびに一部をかけ流すことによって可能にした。本実験では、

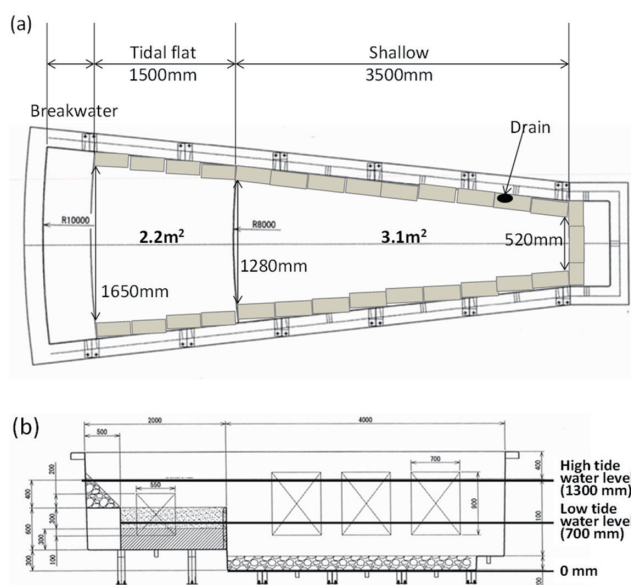


図3 実験水槽の平面図 (a) および断面図 (b)
Plane view (a) and cross-sectional view (b) of experimental tank

満潮 1300mm, 干潮 700mm に設定し, 1 潮汐あたり 12 時間周期で水位を変動させた。実験水槽が満潮から干潮になる際には, 海水は実験水槽から系外に排出され (1 潮汐で 50%), 1 日で系内の海水が全交換するように設定した。実験に用いる海水は, RE センターの北側護岸付近に設置された取水ポンプから送られ, 途中ろ過などの処理はされずに一旦貯水槽に貯められ, 運転条件に合わせて実験水槽に引き入れられる。

2.1.2 波動

実験水槽内の水流は、造波装置の前後運動（2 秒／回）によって発生する水槽横断面の長軸方向に対して垂直な往復波（最大波高約 2cm）に加えて、水温調節器との水の交換によって起こる水槽横断面の長軸方向に対して垂直な水流がある。

2.1.3 光

実験水槽上部には人工照明メタルハライドランプを備えており、満潮時に海水面で $100 \sim 150 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ (およそ曇天の明るさ) となるように照明の高さを維持している。実際の光量は、多項目水質計 (JFE アドバンテック社製, AAQ-RINKO) を用いて、実験水槽の3か所で水深 50cm における光量子密度 ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$) を測定した (2018 年 6, 11 月, 2019 年 2, 6 月, 2020 年 1 月)。

照明の On/Off によって明期と暗期を再現した。明期の時間は、季節に応じて 10～14 時間で設定した (2～5 月: 12 時間, 6～8 月: 14 時間, 9～11 月: 12 時間, 12～1 月: 10 時間)。

2.1.4 水温

実験水槽の水温は、水温調節器によって設定温度の ± 1 ℃の間で制御可能であり、東京湾の表層水温を参考にあらかじめ設定した¹⁰⁾。室温は、水温とのかい離が大きくなりえない程度に空調の設定温度を変更した。実験期間中の実験水槽の水温は、設定水温にほぼ追従して推移していた(図4)。

2.1.5 底質材料

実験区および対照区に投入した資材を表 1 に示す。実験

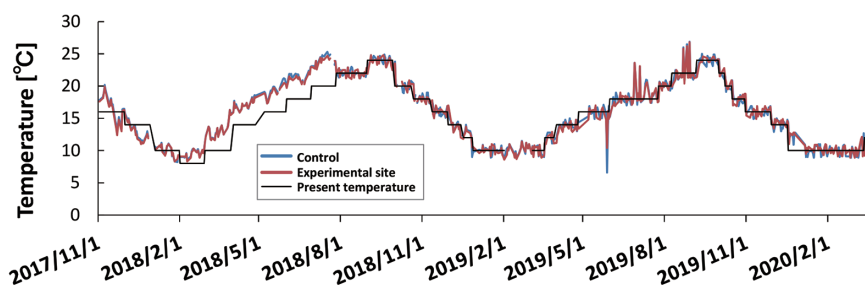


図4 水温の変化
Water temperature

表 1 実験に使用した資材
Materials using mesocosm experiments

	Control site		Experimental site	
	Tidal flat	Shallow	Tidal flat	Shallow
Sand	0.45 m ³ (20 cm thick)		0.45 m ³ (20 cm thick)	
Dredged soil	0.55 m ³ (25 cm thick)	0.77 m ³ (25 cm thick)		
Slag improved soil			Dredged soil: 0.38 m ³ Steelmaking slag (0–30 mm): 0.16 m ³ (25 cm thick)	Dredged soil: 0.61 m ³ Steelmaking slag (10–30 mm): 0.16 m ³ (25 cm thick)

に使用した浚渫土は、2017 年 7 月に兵庫県広畑沖で採取された浚渫土であり、実験区に使用した製鋼スラグは、東日本製鉄所君津地区の転炉系製鋼スラグである。

干潟ゾーンは、対照区では浚渫土を、実験区ではカルシア改質土（製鋼スラグ 0～30 mm, 30 v/v% 混合）をそれぞれ厚さ 25 cm となるように敷設し、その上を川砂（コンクリート用細骨材）で覆った（厚さ 20 cm）。浅場ゾーンは、対照区では浚渫土を、実験区ではカルシア改質土（製鋼スラグ 10～30 mm, 20 v/v% 混合）をそれぞれ厚さ 25 cm となるように敷設した。実験区における干潟ゾーンのカルシア改質土は、干潟の中詰材として機能させるために十分に固化する条件で施用した。一方、浅場ゾーンは、アマモや底生生物が加入できるように固化しない条件で施用した。

2.1.6 水質ならびに底質のモニタリング

実験水槽からは週 2 回、ほぼ同じ時刻に水槽の決まった場所から、流入海水は週 1 回、貯水槽の手前に設置した取水口から採取した。実験水槽の海水ならびに流入海水は、0.45 μm メンブレンフィルター（アドバンテック社製、セルロース混合エステルタイプ）で吸引ろ過したのち、分析に供した。分析項目は、pH、濁度、三態窒素（NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N の和、以下、DIN）、りん酸態りん（以下、PO₄-P）、けい素（以下、D-Si）である。濁度は、JIS K 0101 “工業用水試験法” に則り、660 nm の吸光度とカオリン標準液で作製した検量線から求めた。DIN は、オートアナライザー（SEAL Analytical 社製、QuAAtro 39）で、PO₄-P は 5 cm 石英セルを用いたモリブデン青による比色定量法、D-Si は ICP 発光分析法（島津製作所製、ICPE-9000）でそれぞれ分析した。

植物プランクトンの現存量の指標となる海水中のクロロフィル *a* 量（以下、Chl. *a*）については 2019 年 1 月より N,N-ジメチルホルムアミド（以下、DMF）抽出による定量を開始した。海水サンプル（流入海水（Natural seawater）、実験水槽（対照区（Control site）、実験区（Experimental site））を 100 mL 採取し、φ47 mm のガラス繊維ろ紙 GF/F で吸引ろ過した。ろ過後、別のろ紙で挟んで水分を除き、あらかじめ 15 mL 遠沈管に分取した DMF に GF/F を浸漬し、-30℃ 冷凍庫内で 1 晩抽出した。翌日蛍光強度（励起波長 436 nm、蛍光波長 680 nm）を測定し、あらかじめ作成した検量

線から Chl. *a* (μg/L) を求めた。

2019 年 6 月には、実験水槽内の濁り成分を調査するため、懸濁物質（以下、SS, Suspended Solid）および強熱減量（以下、VSS, Volatile Suspended Solid）を測定した。実験水槽からは実験区では 2 L、対照区では 1 L を採水した。あらかじめ重量を秤量したガラス繊維ろ紙 GF/B（粒子保持能 1.0 μm, Whatman 社製）で海水サンプルを吸引ろ過し、ろ過後に 105℃ の乾燥器で 2 時間ろ紙を乾燥させ、デシケーター内で放冷した後に再度秤量して、あらかじめ測定したろ紙重量を差し引いて、SS を求めた。さらに、そのろ紙を 600℃ で 30 分間加熱（灰化）し、デシケーター内で放冷した後に秤量し強熱残留物分を求めた。SS から強熱残留物分を引いて強熱減量を求めた（JIS K 0101）。

底質の硬度は 2018 年 6, 11 月、2019 年 2, 6 月に計測した。浅場ゾーン、干潟ゾーンのあらかじめ決定した各 3 地点において、山中式硬度計を用い、各地点につき 3 回反復して測定した。

2.1.7 アマモの移植ならびに成長評価

本実験では、ブルーカーボンを貯留する代表的な生物であるアマモ（*Zostera marina*）の群落、アマモ場を実験水槽内に形成することを目的に、移植を行い、その後の成長を評価した。アマモは三重県志摩市にて採取した種子を用い、2017 年 8 月から鹿島建設（株）葉山実験所において播種から発芽まで育苗し、2017 年 11 月から 5 か月間は RE センターの水槽でさらに大きく成長させたのちに、2018 年 4 月にシーラボⅡ水槽に移植した。移植後は、シュート数（草体数）を計測して、底質の違いによるアマモの成長を評価した（2018 年 6, 9, 11, 12 月、2019 年 2, 7 月、2020 年 1 月）。

2.1.8 底生生物調査

海水を介して実験水槽内に自然加入した底生生物（ペントス）、特にメイオペントス（32～500 μm）ならびにマクロペントス（0.5～1 mm<）について調査を行った。ペントスは、水域に生息する生物の中で底質に生息する生物の総称であり、底質の内部に潜って生息するもの（潜砂性）、底質の表面で生息するもの（表在性）、棲息管などを作って生息するものが挙げられる。

メイオベントスは、無作為に選んだ浅場ゾーンの3地点、干潟ゾーンの3地点から直径3cm（内径2.6cm）のコアサンプラーを用いて表層から1cmまでのコアを採取した。60 mL 軟膏瓶に収容し、中性ホルマリンで最終濃度10%となるように固定した。採取したコアのうち不要となった部分は元の採取地点に戻した。固定後、目合い1mmの篩を通し、さらに篩下を目合い500 μ mおよび目合い32 μ mの篩を通して篩上に残った生物をローズベンガルで染色し、実体顕微鏡と生物顕微鏡下で種の同定、個体数の計測を行った。対照区と実験区の出現種数については、浅場ゾーン、干潟ゾーンの各3地点の合計面積（15.9cm²）で評価した。

マクロベントスは、浅場ゾーンの1地点、干潟ゾーンの1地点に20cm×20cm方形枠を置き、方形枠内の底質をスコップを用いて採取した。底質は目合い1mmの篩で選別し、篩上に残った生物を1Lポリプロピレン瓶に収容し、ホルマリン最終濃度が10%となるように固定した。実験室にて、実体顕微鏡下で種の同定、個体数の計測を行った。

2.2 結果

2.2.1 水槽環境（pH、水質、底質の硬度）

pHは、対照区、実験区ともに海水の標準的なpHである7.9～8.3の間で推移し、実験区に使用した製鋼スラグの

アルカリ影響は見られなかった（図5(a)）。溶存態成分については、DIN、PO₄-P、D-Siのいずれについても流入海水と実験水槽とで大きな違いは見られず、測定期間を通して近似した挙動であった（図5(b)～(d)）。DINは、秋～冬季（9～2月）は春～夏季（3～8月）と比較して高いという季節変動が見られた。特に、PO₄-PおよびD-Siはその逆で春～夏季（3～8月）は秋～冬季（9～2月）と比較して高い傾向が見られた。

懸濁態成分について、Chl.aおよび濁度は流入海水が実験水槽を上回る日が多かった。また、実験水槽におけるChl.aは測定期間の全平均で1.7 μ g/L未満であり、水産用水基準¹¹⁾で定められているアサリ漁場の目安である3 μ g/Lよりも低かった。一方、流入海水は全平均で6.7 μ g/Lであった（図6(a)）。実験水槽の濁度は、実験区<対照区となる期間が長く継続し（図6(b), (c)）、特に2019年3～7月の期間は流入海水の濁度を上回った。この時期の水槽間の濁度の違いは目視でも明らかだった（図7）。2019年6月に実験水槽の濁度成分を調査したところ、実験区と比べ対照区のSSは5倍以上、VSSは2倍以上高かった（表2）。さらに対照区のVSS/SSから、対照区の濁り成分の6割は無機態成分であることが示された。

実験水槽内の光量については、計測した光量子密度と設

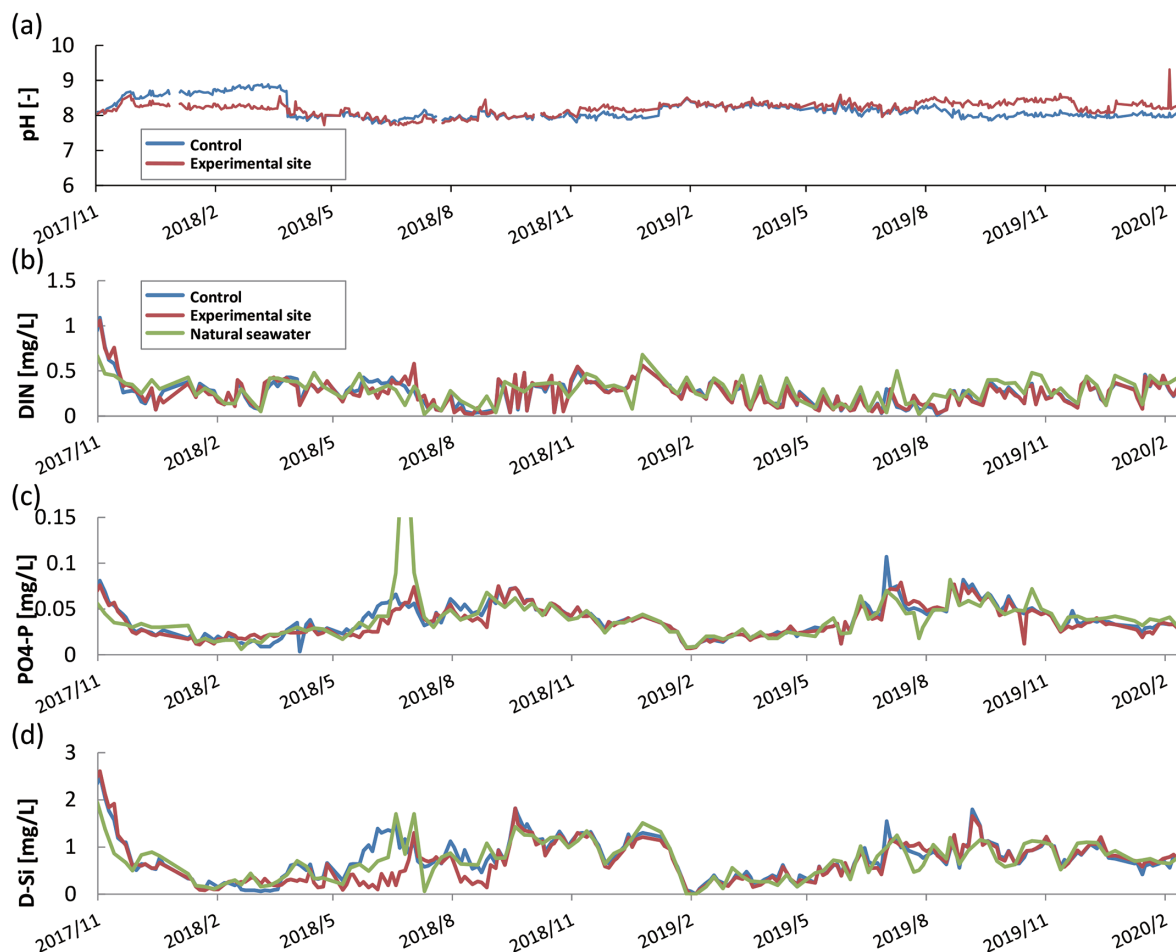


図5 溶存態成分（pH (a)、DIN (b)、PO₄-P (c)、D-Si (d)）の変化
Changes in dissolved components (pH (a), DIN (b), PO₄-P (c), D-Si (d))

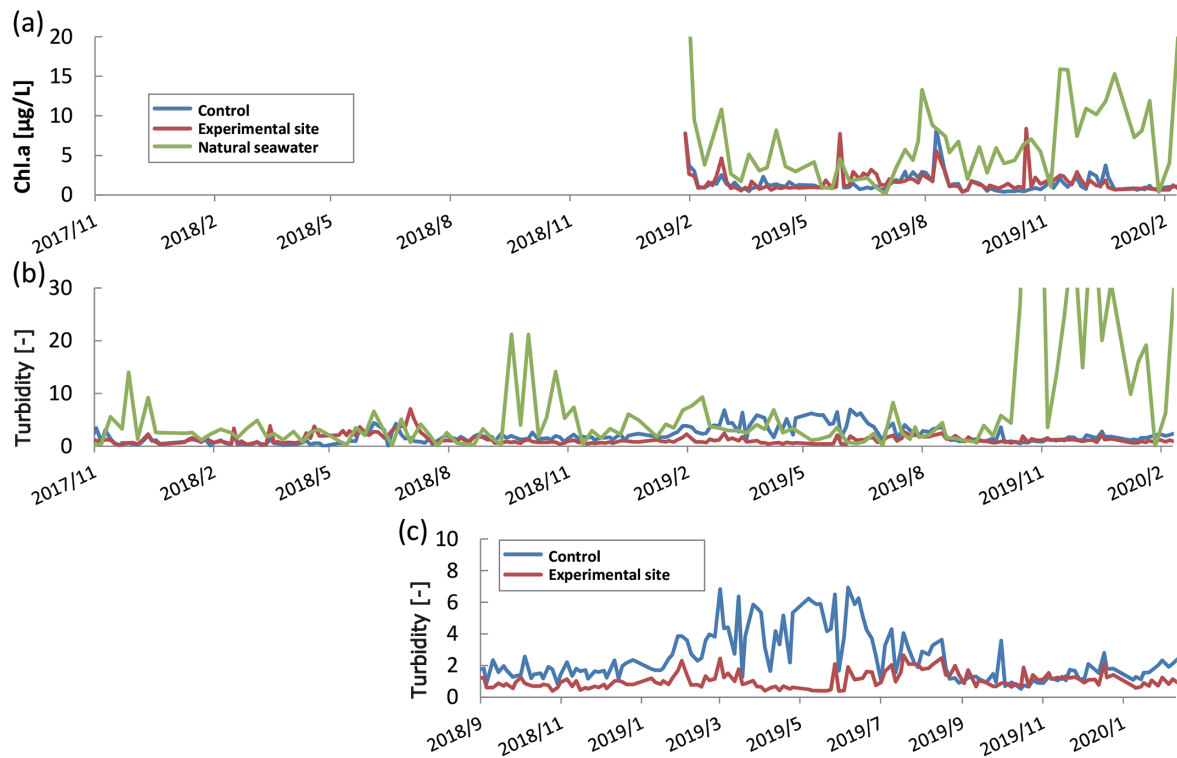


図6 懸濁態成分の変化 (Chl.a (a), 濁度 (b), 濁度 (c) 拡大)
Changes in suspended components (Chl.a (a), turbidity (b), turbidity (c) enlargement)

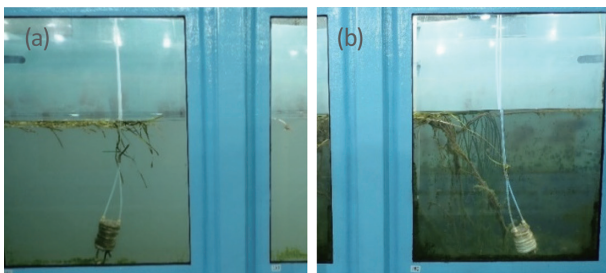


図7 実験水槽の様子 (対照区 (a), 実験区 (b)) (2019年6月撮影)
Difference of turbidity between control site (a) and experimental site (b) (June 2019)

定した明期時間から各測定時の日積算光量を求めた(表3)。その結果、2018年6月では実験水槽間の違いはほとんど見られなかったが、対照区の濁度が実験区を上回り始めた2018年11月には、対照区の日積算光量は、実験区よりも低かった。その後、濁度に顕著な差が見られていた2019年6月まで同様の傾向が続いた。2020年1月には日積算光量の差は小さくなり、濁度の結果を反映していた。

実験期間中に計測した底質の硬度は、干潟ゾーンは対照区、実験区ともに硬度指数は8mm前後で安定していた。実験区の浅場ゾーンは、硬度指数は6mm程度を維持しており、極端な硬度発現は見られなかった。対照区の浅場ゾーンは、軟弱で硬度指数は測れなかった(図8)。

2.2.2 アマモ

2018年4月に浅場ゾーンの全面に移植したアマモは、

表2 実験水槽の懸濁態成分 (2019年6月)
Difference of turbidity elements between control site and experimental site (June 2019)

	Control site	Experimental site
SS [mg/L]	5	<1
VSS [mg/L]	2	<1

表3 実験水槽の日積算光量
Accumulated light amounts in control site and experimental site

	Light period [h]	Accumulated light amount [mol/m ² /d]	
		Control site	Experimental site
2018/6	14	2.3	2.6
2018/11	12	2.4	3.0
2019/2	10	1.5	2.0
2019/6	14	2.0	2.8
2020/1	10	2.0	2.2

一旦減耗したものの、浅場ゾーンの中央部に比較的多く残存した。その後は、水温の上昇に伴い2018年11月頃まで減耗が継続したが、再生産個体は対照区、実験区ともに2018年10月から出現し、2018年12月になると越冬した大型個体の付近に多く確認できた。しかし、2018年12月時点で対照区の再生産個体は少なく、実験区とのシュート数の差は明らかであった。2019年2月には実験区でシュート数が最大となったが(実験区シュート数:25)、この時、対照区では既に減少傾向に転じていた(対照区シュート数:7)。2019年3月には両水槽で花枝を確認できた。2019年7

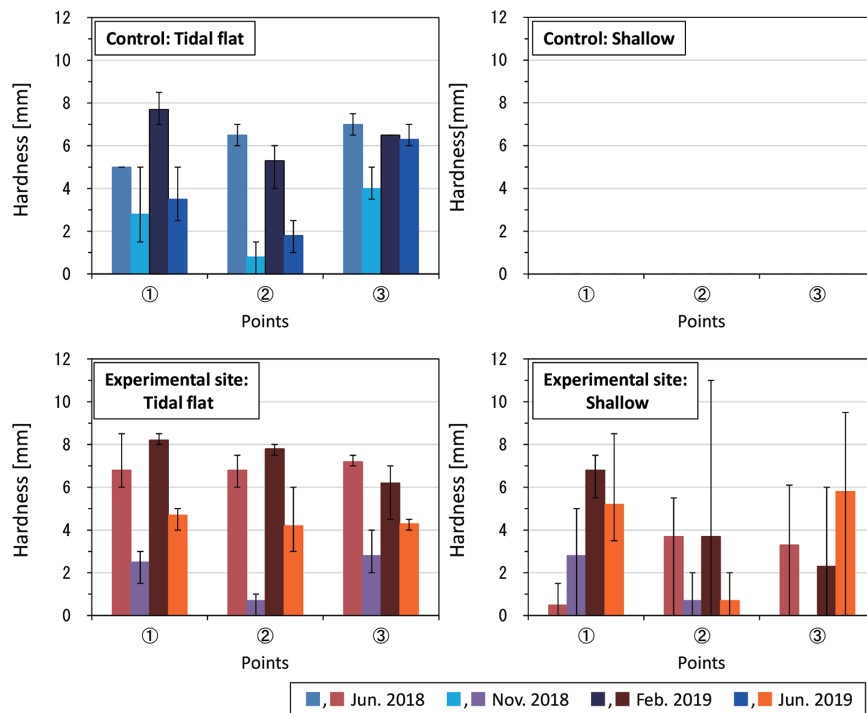


図8 硬度の変化（3回の平均値，エラーバーは最大値と最小値）

Changes in hardness of sediments in tank (The values in the graph show the average of the three measurements. Error bars indicate the range from minimum to maximum.)

月には再度季節消長によってシュート数が対照区では0となったが、実験区では13シュートが残存した（図9）。2019年11月頃から再び再生産個体が見られ始め、実験水槽内でアマモの再生産が繰り返された。特に、実験区では、越冬個体の残存により、安定的に生物量が維持されていた。

2.2.3 底生生物

メイオベントスは形態的特徴で分類を行い、門、綱レベルまでの分類となるため、2年間の調査で出現した門別の出現個体数をまとめた（図10、11）。その結果、干潟ゾーン、浅場ゾーンともに増加傾向は見られず、また対照区と実験区とで違いは見られなかった（図10）。一方、その組成を比較したところ、節足動物が干潟ゾーンより浅場ゾーンで多く、さらに対照区より実験区で多く出現した傾向が見出された（図11）。

マクロベントスは、2年間の調査で計測された総出現種類数を比較した結果、干潟ゾーンは対照区と実験区とで大きな差は見られず、増減の傾向は見られなかった。一方、浅場ゾーンでは特に実験区では冬季に多くなって夏季に減少する傾向が見られた（図12）。その出現種を精査すると、潜砂性の種が実験区で多く観察された（たとえば、オウギゴカイ、イトエラスピオ、エリタケフジゴカイ、*Amphitrite* sp.）。

2.3 考察

今回の実験を通して、流入海水を2年間週1回定期的に分析したことで、季節変動をはじめとした特性を把握する

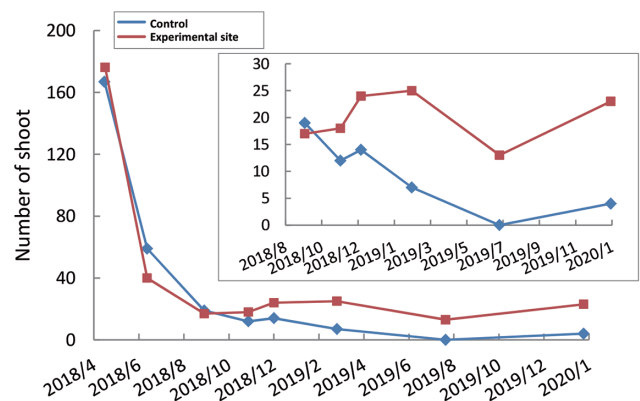


図9 アマモの個体数の変化（右上：2018年8月以降の拡大）
Changes in number of *Zostera marina* (Upper right graph shows enlargement graph after August 2018.)

ことができた。溶存態成分は実験区と対照区とで違いが見られず、流入海水の濃度と近似していたことについては、本実験の潮汐条件（2回／日、1回の潮汐で実験水槽の50%が交換）によって、流入海水とほぼ同じ水質を保っていることが確かめられた。

DINの供給源は、河川（生活排水、農業排水、雨）からの流入負荷と底質に堆積した有機物の無機化による供給が考えられる。前者は明確な季節変動はなく変動要因が多く予測が困難であるが、後者は夏季の高水温時に底質中のバクテリアの活性が高まり、底質からの溶出が高まることが知られている¹²⁾。しかし、東京湾の夏季の表層は、生物の生産性が高まるためDINは減少する¹³⁾。今回の分析結果では、夏季にChl. *a*の顕著な増加は見られなかったものの、DIN

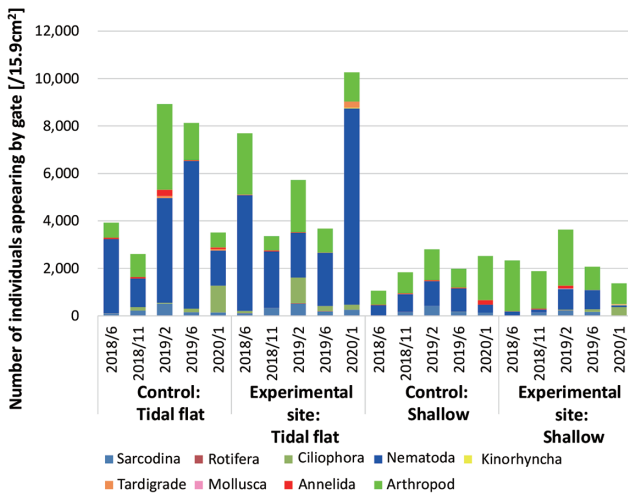


図 10 メイオベントスの出現個体数
Changes in number of meiobenthos

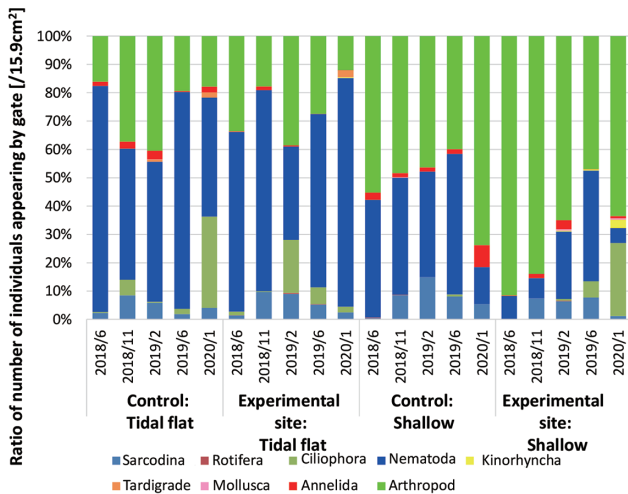


図 11 メイオベントスの門別の出現個体数の組成
Composition of number of individuals appearing by the gate of meiobenthos

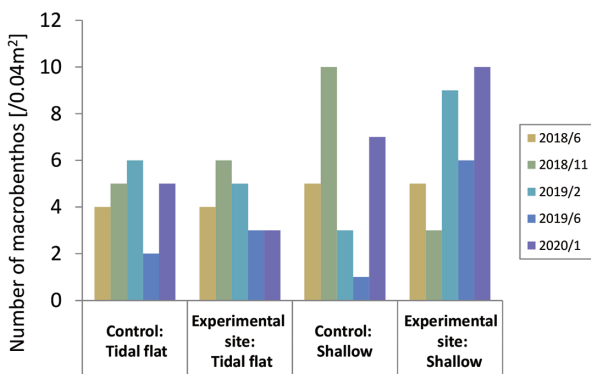


図 12 マクロベントスの出現個体数
Changes in number of macrobenthos

の夏季の低下は上記の傾向を反映した結果と考えられる。

一方、東京湾における $\text{PO}_4\text{-P}$ の供給源は陸域からの流入負荷が主であることが知られている¹⁴⁾。これに加えて、夏季は、底層でのバクテリアによる有機物の分解物としての供給が追加される¹²⁻¹⁵⁾。 D-Si は、河川からの供給と底質に

堆積した珪藻の死骸からの再溶解による供給が知られている¹²⁾。特に、珪藻からの再溶解は、水温の上昇に伴って進行することが示されている^{16,17)}。今回シーラボⅡにおいて観測された $\text{PO}_4\text{-P}$ と D-Si の挙動はいずれも春～夏季に高く、東京湾の傾向を反映した結果となった。以上の通り、RE センターの北側護岸に設置したポンプを介してシーラボⅡに引き入れた東京湾海水は、約 250m の塩化ビニル製配管を経由して貯水槽に供給されているが、概ね東京湾の季節変動に類似した推移であったことが示唆された。

今回の分析では、 $\text{Chl.}a$ の挙動に相関のある水質成分は特定できなかった。 DIN 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 D-Si いずれの栄養塩の海域への供給ルートも複雑であること、河川からの負荷量、底質からの供給量が不明であることから、水質のみの分析だけでは推測困難であった。

濁度については、図 6 に示したように、特に 2019 年 3～7 月の期間では対照区の濁度が実験区ばかりでなく、流入海水の濁度を上回った。このことは水槽内での濁質の発生が強く示唆される。対照区で濁りが長期間継続したことについては、懸濁態成分である $\text{Chl.}a$ は実験区と差異がなかった一方で、 SS 、 VSS ともに高く、さらに無機態成分が 6 割を占めていたことから、対照区の濁りの原因は底質の巻き上がりが主と考えられ、底質の不安定さが影響したと推察できる。

その一方で、実験区は実験期間を通して高い透明度を維持していた。今回、固まらないカルシア改質土として実験区の底質は、硬度指数は 6mm 程度を維持していた。従来のカルシア改質土の固まる条件 (0～30mm, 30v/v% 混合) では硬度指数が 15mm になることから、実験区の条件では固化していないことが確かめられた。底生生物の生息環境としては、底質に潜り込んで生息する潜砂性のマクロベントスが多く観測できたことから、問題ないことが裏付けられた。このような結果は、微粉分 (0～10mm) を除いたことで製鋼スラグの比表面積が減少し、従来のカルシア改質土で起こる水和固化が低減されたことによると考えられる。また、10～30mm の粒度分布で製鋼スラグを混合したことで、底質の粒度組成が多様化し、底質を安定化することができた。その結果、実験区では底質の巻き上がりは抑えられ、水槽内に十分な光量が届くことになったと推察できる。実際、実験区では、アマモは順調に生育し、再生産をするまでに至った。

対照区と実験区を比較すると、2018 年 12 月にはアマモのシュート数に顕著な違いが見られ始めており (対照区<実験区)、以降、実験区では越冬個体も見られた一方で、対照区では徐々に減少し、2019 年 7 月には一旦完全に消失した。前述したように、特に 2019 年 3～7 月の期間では対照区の濁度が流入海水の濁度をも上回るほどの高濃度で水槽内の濁りは顕著であった。図 9 に示したように、アマモのシュート数はちょうど同じ時期に顕著に減少した。この

時期は本来なら繁茂期に対応するが、対照区における濁度の増加が光量の低下をもたらし、アマモの生育に悪影響を与えたことが強く示唆される。アマモ場の減耗に影響を及ぼす因子は高水温や低塩分¹⁸⁾、溶存酸素濃度¹⁹⁾など複数あるが、濁度の増加によるアマモ場の衰退は天然アマモ場でも報告されている²⁰⁾。

アマモの生育に必要な光量については、川端が天然アマモ場における調査と文献整理によって春～夏には $3.0 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$ 以上、秋～冬は $1.5 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{d}$ 以上の日積算光量が目安であることを報告している²¹⁾。さらに、中村らはアマモが頻繁に葉を更新する特性を踏まえ、葉の脱落量を考慮に入れた生物量維持光量を定義し、検証した結果、川端が示した数値を支持している²²⁾。本実験では、対照区の 2018 年 11 月、実験区の 2018 年 11 月、2019 年 2 月のみで、川端が示したアマモ場における必要光量を上回っていた。対照区のアマモは、実験区よりも長い間、特に芽生えの時期である 2019 年 2 月から繁茂期の 2019 年 6 月まで光不足の環境に曝されていたことが推察され、このことが 2019 年 7 月のアマモの完全な消失に大きく影響を及ぼしたと考えられる。

水槽間のアマモ生育の違いは、濁りによる光量の影響に加えて、アマモ生育基盤としての底質の安定性が影響した可能性が考えられる。実験区ではアマモの地下茎が露出することはほとんどなかった。また再生産個体は底質の表面ではなく内部から発芽しており、アマモの生育に問題のない土壌であったのに対し、対照区では貧弱な再生産個体だけでなく、1m 以上の大型個体であっても底質からたびたび脱落した。天然下でのアマモの生育環境が砂質 ($0.075 \sim 2\text{mm}$) である一方で、今回の対照区は浚渫土砂単独で、底質の粒度が細かいシルト ($0.005 \sim 0.075\text{mm}$) であったことも影響しただけでなく、地下茎が巻き付くアンカーとなるようなものがなかったことが原因したと考えられる。

今回、シーラボⅡにアマモを移植した直後に大幅な減耗が起こったものの、対照区、実験区ともに残存したアマモが再生産し、アマモ場を形成することができた。メソコスム水槽でのアマモ育成は、神奈川県横須賀市にある国立研究開発法人港湾空港技術研究所が所有するメソコスム水槽の報告例があるが²³⁾、シーラボⅡのような人工照明（メタルハライドランプ）を用いた完全な人工気象下でアマモの再生産を繰り返している事例はきわめて珍しく学術的にも貴重なデータである。特に本研究によって、本来アマモが生育しにくい細粒分を主体とした底質材料を、カルシア改質土のような適切な硬度を持たせた材料に改質することによって、アマモの生育に適した底質環境を提供・維持することが実証されたものと考えられる。

2017 年 11 月から 1 年以上経過した 2019 年 2 月以降の実験区の浅場ゾーンでは、対照区に比べて多くのマクロベントスが計測され、アマモの生育と合わせて総じて豊か

な生態系が形成されたと評価できる。しかし、天然環境に比べてその数は少なく、約 2 年 3 か月の実験期間を通して流入海水由来のメイオベントスおよびマクロベントスの加入は極めて緩やかであった。メソコスム水槽における生態系の変遷については 6 年以上経過しても近隣生態系に比べて多様性が低いという報告があるが²⁴⁾、シーラボⅡは加えて取水ポンプから水槽までの距離の長さや、海水が一旦貯水槽に貯留され約 6 時間後に実験水槽に運ばれるといった装置上の課題もあるため、既往の文献よりもさらに多様性の向上は難しいことが予想される。シーラボⅡのようなメソコスム実験は、天然環境の模擬を前提としているものの、制約条件を整理し、特性を把握することが、実環境との比較や現象の証明をする上で重要である。本研究の次のステップであるシーラボⅡにおけるブルーカーボン生態系の炭素固定量の算定では、今回得られた結果を踏まえた解析をしていく。

以上のとおり、2 年 3 か月の実験期間で、水質の変化やそれに伴う実験水槽内の変化、生態系の変遷を詳細に捉えることができた。また、実験区の浅場ゾーンに敷設した固まらないカルシア改質土の浅場造成用の土壌としての有用性が示された。実験水槽内においてアマモの再生産やベントスの加入によって形成された生態系は、本研究の目的であるブルーカーボン生態系の評価に資するものである。生物量など天然環境とのかい離はあるもののメソコスム本来の利点を生かして、同一条件の対照区との定量的な比較によって、今後は生態系の多様性や炭素固定能を評価していく。

鉄鋼スラグの海域利用技術の開発に端を発した日本製鉄のブルーカーボン研究は、スラグの事業化支援にとどまらず、臨海製鉄所を有する日本製鉄にとって、地域や環境との調和に根差した鉄鋼業を存続していく上で重要な研究課題である。これは、国際連合が提唱する SDGs (Sustainable Development Goals) の No.12 (持続可能な生産と消費)、No.13 (気候変動)、No.14 (海洋資源) に合致する²⁵⁾。CO₂ 削減策としては、グリーンカーボンのように国内における各種制度が整っておらず、日本製鉄の CO₂ 排出量をオフセットするまでの関門がいくつか想定されるものの、スラグの海域利用技術で培った技術を礎に、我が国のブルーカーボン生態系造成技術をけん引するべく、引き続き研究を推進していく。

3. 結 言

シーラボⅡにおいて、製鋼スラグを活用したブルーカーボン生態系の創出ならびにそこでの CO₂ 固定量の算出に向けて、2 年 3 か月に及ぶ長期実験を行った。その結果、製鋼スラグを用いた実験区において、総じて豊かな生態系が形成され、また固まらないカルシア改質土の浅場造成材としての有用性が示された。今後は、今回の実験で明らかとなったシーラボⅡの実験装置上の特性を踏まえた上で、水

槽内に形成された生態系における炭素固定量を評価し、ブルーカーボン研究を推進していく。

謝 辞

シラボⅡのアマモ苗の準備ならびに育成にご協力、ご指導いただいた鹿島建設技術研究所リン ブーン ケン氏、山木克則氏、中村華子氏に心より御礼申し上げます。

参考文献

- 堀井和弘, 堤直人, 加藤敏朗, 北野吉幸, 菅原敬介: 鉄鋼スラグ利用の現況および新規有効利用技術の開発状況概括. 新日鉄住金技報. (399), 3-9 (2014)
- 三木理, 植木知佳, 赤司有三, 中川雅夫, 畑恭子, 永尾謙太郎, 笠原勉, 鈴木輝明: 転炉系製鋼スラグを用いた浚渫窪地埋め戻し時の海域環境改善予測. 海洋理工学会誌. 17, 37-48 (2011)
- 植木知佳, 加藤敏朗, 三木理: ノリの生育に対するスラグ系施肥材の効果実証実験. 海洋理工学会誌. 17, 49-55 (2011)
- 小杉知佳, 加藤敏朗, 三木理: 製鋼スラグを活用した海域底質からの微細藻類の増殖抑制. 海洋理工学会誌. 20, 1-9 (2014)
- 加藤敏朗, 楠井隆, 小杉知佳, 福島寿和: 製鋼スラグ資材の海域利用時の生物に対する影響評価. 鉄と鋼. 106, 50-57 (2020)
- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., DeYoung, C., Fonseca, L., Grimsditch G.: Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nation Environment Programme, GRIS-Arendal (<http://www.grida.no>). (2009)
- 堀正和, 桑江朝比呂: ブルーカーボン—浅海における CO₂ 隔離・貯留とその活用—. 地人書館, 2017, 254p
- 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: 浅海生態系における年間二酸化炭素量の全国推計. 土木学会論文集 B2 (海岸工学). 75, 10-20 (2019)
- 日本特許出願公告特願 2018-145227. 2018 年 8 月 1 日
- 二宮勝幸, 水尾寛巳, 柏木宣久, 安藤晴夫, 小倉久子, 岡敬一, 吉田健一, 飯島恵: 温暖化と東京湾の水環境—水温と水質との関係—. 横浜市環境科学研究所報. (33), (2009)
- (社)日本水産資源保護協会: 水産用水基準 (2012 年度版). 2013, 104p
- Yasui, S., Kanda, J., Usui, T., Ogawa, H.: Seasonal Variations of Dissolved Organic Matter and Nutrients in Sediments Pore Water in the Inner Part of Tokyo Bay. Journal of Oceanography. 72, 851-866 (2016)
- 石井光廣, 大畑聡: 東京湾の水質と貧酸素水塊の変動. 沿岸海洋研究. 48, 37-44 (2010)
- 環境省: 第 6 次水質総量規制の在り方について(答申). 中央環境審議会, 2005, p.12
- 柳哲雄, 屋良由美子, 松村剛, 石丸隆: 東京湾のリン・窒素循環に関する数値生態系モデル解析. 海の研究. 13, 61-72 (2004)
- Kamatani, A.: Dissolution Rates of Silica from Diatoms Decomposing at Various Temperatures. Marine Biology. 68, 91-96 (1982)
- Yamada, S.S., D'Elia, C.F.: Silicic Acid Regeneration from Estuarine Sediment Cores. Marine Ecology—Progress Series. 18, 113-118 (1984)
- Nejrup, L.B., Pedersen, M.F.: Effect of Salinity and Water Temperature on the Ecological Performance of *Zostera Marina*. Aquatic Botany. 88, 239-246 (2008)
- Grave, T.M., Borum, J., Pedersen, O.: Meristematic Oxygen Variability in Eelgrass (*Zostera Marina*). Limnology and Oceanography. 48, 210-216 (2003)
- 神尾光一郎, 中村由行, 細川真也: 夏季同時観測による東京湾奥部と湾口部におけるアマモ生育条件の比較. 海岸工学論文集. 55, 1136-1140 (2008)
- 川端豊喜: 生物機能による環境修復—水産における Bio-remediation は可能か—. 日本水産学会監修, 恒星社厚生閣, 1996, p.79-93
- 中村由行, 細川真也, 神尾光一郎: メソコスム水槽を用いた光環境がアマモの生育に及ぼす影響に関する研究. 海岸工学論文集. 52, 1006-1010 (2005)
- 中村由行, 細川真也, 三好英一, 桑江朝比呂, 小沼晋, 井上徹教, 神尾光一郎: メソコスム実験水槽を用いたアマモの生育限界光量に関する検討, 港湾空港技術研究所資料, No.1108, 2005
- 桑江朝比呂, 三好英一, 小沼晋, 井上徹教, 中村由行: 干潟再生の可能性と干潟生態系の環境変化に対する応答—干潟実験施設を用いた長期実験—, 港湾空港技術研究所報告, 43, 2004
- 小杉知佳: 鉄鋼スラグを活用した海の森再生技術の開発の歩みと SDGs 開発目標への貢献. ふえらむ. 25, 53-58 (2020)



小杉知佳 Chika KOSUGI
先端技術研究所 環境基盤研究部
主幹研究員 博士(水産科学)
千葉県富津市新富20-1 〒293-8511



吉村 航 Ko YOSHIMURA
先端技術研究所 環境基盤研究部
主任研究員 博士(農学)



中村由行 Yoshiyuki NAKAMURA
横浜国立大学大学院 教授 博士(環境科学)
(現 愛知産業(株) 技術顧問)