フルボ酸鉄シリカ資材による 寒冷地ヤマトシジミ漁場の底質改良実験

松田 烈至^{1),*} 園田 武²⁾ 東 義洋³⁾

Experimental Restoration of Fishing Ground of Brackish-water Clam in a Cold Region Using Fluvic Acid Iron Silica Material

Retsushi MATSUDA^{1),*}, Takeshi SONODA²⁾ and Yoshihiro AZUMA³⁾

¹⁾ Graduate School of Bioindustry, Tokyo University of Agriculture, 196 Yasaka, Abashiri, Hokkaido 099-2493, Japan

²⁾ Faculty of Bioindustry, Tokyo University of Agriculture, 196 Yasaka, Abashiri, Hokkaido 099-2493, Japan

³⁾ SUIDO KIKO KAISHA, LTD., 5-48-16 Sakuragaoka, Setagaya-ku, Tokyo 156-0054, Japan

Abstract

Various materials have been developed to restore sludge-accumulated bivalve fishing grounds. In this study, we examined the effectiveness of using an improved material, fluvic acid iron silica material (FS material), to treat deteriorated sediment by the photo-Fenton reaction of Fe-humic substance complexation in Lake Shibunotsunai, northern Japan. From the results of a field experiment with FS material laid on the lake bottom, the thickness of deposited mud, mud content, and ignition loss of bottom sediment were partially reduced in the FS material site compared with the control site, but the effect was much smaller than in the previous research. Laboratory experiments revealed that the effectiveness of FS material was enhanced by a high water temperature and by using a greater amount of FS material. It has been found that if there is a current in the FS material site, the decomposed sediment surface layer may peel away. As a result, it is important to consider the applicable utilization method of FS material in accordance with the locality.

Keywords: Fluvic acid iron silica material; Sediment improvement; Brackish water; Bivalve; *Corbicula japonica*

1. はじめに

汽水環境が形成される場所は河川の下流に位置していることから、流域由来の有機物、栄養塩の流入により多くの場合富栄養である¹⁾。そして、供給される有機物や栄養塩が増加し、富栄養化やそれに伴う植物プランクトンの増加、底質環境の悪化などが起きている^{1~3)}。特に、二枚貝などを始めとする底生生物は、泥や有機物量の著しい増加により大きな影響を受け、個体数や種組成が変化する事例が数多く起こっている⁴⁾。そのような底質環境の改善を目的として、海底浚渫で採取した海底砂などを用いた覆砂⁵⁾や工業製品の製造過程で生成した産業副産物である発泡ガラス材⁶⁾や製鋼スラグ^{7~9)}などを再利用した底質改善資材を用いた実験が試みられ、有機物量の減少や栄養塩溶出抑制などの効果が見られている。しかしながら、資材設置後に再び泥が堆積するなど問題点も存在する^{5, 6)}。

一方、自然砂や無機系産廃資材を利用した底質改善法

とは別に、高分子有機化合物であり陸域と水域に共通して普遍的に存在する腐植物質を利用した水質、底質、土壌浄化の試みもこれまで数多くなされてきている^{10~16)}。Fukushima *et al.*^{17, 18)}はFe(Ⅲ)と腐植物質を含む水溶液へ光照射する実験でペンタクロロフェノール(PCP)やアニリンなどの有害有機物の分解が光フェントン反応によって促進されることを見出し、太陽光が照射される水中や土壌表面での有害有機物の分解への応用を展望した。その後、実際に腐植物質を利用した底質改善資材として開発されたものの一つに、古賀ら^{19, 20)}によるフルボ酸鉄シリカ資材(以下FS資材)がある。FS資材による有機物分解メカニズムは、光フェントン反応による強力な酸化分解によって起こると考えられている^{19~21)}。このFS資材の実証研究は、2012年7月から12月に佐賀県伊万里市瀬戸町沿岸干潟で²²⁾、2013年7月から12月までは福岡県柳川市橋本町沿岸で²³⁾、そして2015年7月から12月にかけて熊本県玉名郡長洲町干潟²¹⁾において行われており、干潟地盤高の低下、ヘドロや有機物量の低減に

1) 東京農業大学大学院生物産業学研究科 〒099-2493 北海道網走市八坂 196

2) 東京農業大学生物産業学部 〒099-2493 北海道網走市八坂 196

3) 水道機工株式会社 〒156-0054 東京都世田谷区桜丘 5-48-16

* 連絡先: 47319006@nodai.ac.jp

よる底質環境の改善, アサリの増殖効果が確認されている^{21, 24)}。以上のように, FS資材の効果検証に関するこれまでの実証実験はいずれも九州沿岸の潮間帯干潟で夏季から冬季にかけて実施されている。しかし, 底質改善が求められている水域は, これらの潮間帯干潟の様に潮汐によって干出や浸水を繰り返し大きな水位変化や流れが起こる場所だけでなく, より水深が深く常に水面下にある底質や, 地理的・地質的条件による水温や水質環境の違いなど多種多様である。また, 腐植物質による光フェントン反応は光の照射量や強度, 腐植物質濃度やpH, 水温などの諸条件に影響を受けると考えられる^{10, 25)}。したがって, 腐植物質を利用した底質改善効果を多くの現場で検討することは, 本技術の改良改善や効果的使用法開発のためにも重要だと考えられる。

汽水性二枚貝ヤマトシジミ *Corbicula japonica* の全国における漁獲量は, 最盛期の昭和40年から50年頃に5~6万トンあったが, 近年は1万トン程度まで減少している²⁶⁾。減少の要因として, ヤマトシジミにとって好適な水質及び底質環境を維持する汽水域が減少していることがあげられる^{27, 28)}。北海道におけるヤマトシジミ漁場の一つであるシブノツナイ湖はオホーツク海に面する湧別町に位置し, 湖面積2.76 km², 平均水深1.0 m, 最大水深3.0 m, 周囲長9.5 km, 集水域面積91.06 km²の汽水湖である (Fig. 1 (a))²⁹⁾。シブノツナイ湖ではシジミ漁業が行われており, 過去には湖内において年間約30トンの漁獲量に達したこともあったが, 近年は泥の堆積による漁場面積の減少など底質環境の悪化による漁獲量の減少が問題となっている³⁰⁾。

そこで本研究は, 泥堆積が問題となっている寒冷地の汽水湖を対象に, 腐植物質を利用した底質改善資材の効果の検証を目的として, 野外並びに室内実験を行った。

2. 方法

2.1 野外実験

2.1.1 調査方法

野外実験はシブノツナイ湖のシジミ漁場に隣接する湖岸沿いの水域に設定した実験区及び対照区 (平均水深1.0 m) において (Fig. 1 (a)), 2017年8月から2018年11月にかけて行った。実験に用いた底質改善資材は渡辺ら^{21~23)}が用いたものと同じ製造元 (コヨウ株式会社) が製造市販するFS資材を用いた。このFS資材は古賀ら^{19, 20)}による方法で製造されている。その概要は市販されている汚泥発酵肥料 ((有) 土壤微生物研究所製) にシリカ鉄凝集剤 (タイキ薬品工業株式会社 PSI-025) を500 mg kg⁻¹の混合比で添加して20日間熟成させ, 粒状固化したものである。このFS資材を50 g 100 mL⁻¹の濃度として水中に常温で20日間静置した場合の水質分析結果では, フルボ酸2400 mg L⁻¹, 可溶性鉄39 mg L⁻¹, 可溶性シリカ105 mg L⁻¹が検出されている^{19, 20)}。本実験で用いたFS資材の粒状物サイズは1粒当たり平均値で長径5.24 mm, 短径3.84 mm, 直径3.4 mm, 重量0.05 gであり, このFS資材粒状物7.5 kgと移動防止の海砂7.5 kgを市販されている生分解性袋 (ユニチカ製テラマック土嚢袋) につめたものが渡辺ら^{21~23)}が用いた底質改善資材である。本実験でもこれと同じ製品を用いることで使用条件による効果の違いを検証した。湖内実験区での野外調査

Fig. 1 Survey locations in Lake Shibunotsunai.

(a) The whole survey locations.

(b) Experimental site and Control site and the location of sampling point.

● = Setting location of Fluvic Acid Iron Silica material.

は2017年8月31日, 9月30日, 11月7日, 2018年5月10日, 8月22日, 11月5日の計6回実施した。実験区は一辺の長さ30 mの方形区とし, 一区画を10 m間隔に区分して, 計16ヶ所の投入地点を設定し (Fig. 1 (b)), FS資材入り袋16個を2017年8月, 2018年6月の2回投入した。2回投入した理由はFS資材の効果持続時間が約半年程度と見積もられているからである²¹⁾。投入後の経過観察は実験区及び対照区に3地点を設け (Fig. 1 (b)), 水質, 底質および底生生物の調査を行った。

水質はYSI-600OMS多項目水質計を用いて実験区と対照区の全地点で水温, 塩分を測定した。また, 2018年は湖水のpHを実験区に近い湖口地点 (Fig. 1 (a)) で東亜ディーケーケー WQC-24を用いて測定した。底質および底生生物の採取はウェイト付き Ekman-Birge 型採泥器 (採泥面積 1/50 m², 重量 8.75 kg) を用いて1地点2回採泥を行った。底質は表層から約2 cmを採取し, 粒度組成, 強熱減量分析用サンプルを採取して凍結保存した。

泥厚は次の方法で計測した。まず, 予備調査の結果から実験区及び対照区では, 底質表面の下方約5 cm以深が極細砂の砂質層となっており, その上に泥が堆積した

Fig. 2 Schema of measurement method for the sediment cross-section length.

a: Weighted Ekman-Birge grab sampler (weight: 8.75 kg).

b1, b2: Length of the sediment cross-section.

状態であることが確認された。また、ウェイト付き Ekman-Birge 型採泥器（重量 8.75 kg）を湖底の直上 1 m から鉛直に落下させると、採泥器の底口部末端が極細砂層まで到達し、極細砂層内に深く貫入しないことも確認された（Fig. 2）。これは Ekman-Birge 型採泥器による採泥に適した底質が泥質なためである³¹⁾。本研究では、実験区から対照区の範囲で湖底面や極細砂層の標高を渡辺ら²¹⁾のように精密測量することができなかったため、実験開始時の泥厚に調査地点間で有意差がなければ極細砂層を基準面としたウェイト付き Ekman-Birge 型採泥器による泥採取方法で経過観察することとした。以上のような前提のため、本実験で測定した泥厚はあくまで参考値として扱った。そのような特徴があることから現地調査では、ウェイト付き Ekman-Birge 型採泥器で採取した底質サンプルをアクリル板で垂直に仕切り、その垂直断面を写真撮影した。泥厚の計測は写真データを用い、パソコンソフト GIMP2 で 7 ヶ所の底質断面長の平均値から求めた。

底生生物は、採取した底質サンプルを 1.0 mm メッシュの篩を用いてふるい、ふるい上に残ったすべてのサンプルを冷蔵保存し、実験室に持ち帰った。

2.1.2 分析方法

凍結保存した底質分析用サンプルは湿重量を測定後、110℃で8時間乾燥させ、乾燥重量を測定した。粒度組成は分析試料を取り分け重量を測定し、粒度組成用の篩に移し水洗いをした。そして、110℃で8時間以上乾燥させ、それぞれの篩に残った試料の重量を求めた。また泥分含量は、底質中のシルト・クレイ量の割合と定義されていることから、粒度組成に用いた分析試料重量と得られた結果からシルト・クレイ量を計算し、分析試料中の泥分含量を算出した³²⁾。強熱減量は分析試料を取り分け重量を測定し、るつぼの中に入れた後、650℃で2時間加熱し、るつぼ中に残っている分析試料の重量を測定した。

底生生物サンプルは実験室で再び 1.0 mm メッシュの分析篩の上ですすいだ後、ふるいに残っている全てをバットに移した。その後写真撮影とソーティングを行い、10%海水ホルマリンで固定保存した。底生生物は種の分類同定を行い、個体数を計数し湿重量を測定した。

泥厚及び泥分含量、強熱減量ならびに総個体数、種別個体数について、実験区、対照区間で比較検討し、R (version 3.5.3) を用いて 1 元配置分散分析を行い Tukey-Kramer 検定による多重比較、もしくは Mann-Whitney の U 検定を行い、両区間の有意差について検討した。

2.2 室内実験

2.2.1 泥分解能実験

泥分解実験は次のように行った。FS 資材の使用量は、有明海の実証実験では底質の面積 1 cm² 当たり約 0.02 g であったため²¹⁾、これを標準量とした。本実験では容量 1 L の硬質 PVC ボトル（底面積 63.5 cm²）で実験を行ったことから、ボトル 1 本あたりの標準量として 1.27 g、10 倍量として 12.7 g の 2 条件とした（Fig. 3 (a)）。また、有機物量の違いによって分解能に差が生じるか検証するために、実験に用いた泥はシブノツナイ湖の対照区と、シブノツナイ湖と同程度の面積かつ有機物量に富んでいる藻琴湖のカキ養殖施設下（43°57'30.1"N 144°19'21.8"E）の泥（強熱減量（%）平均値 18.76 ± 1.38）を採取して使用した。なおカキ養殖施設下は、カキの排泄する糞の堆積による有機物の増加やそれらの分解に底層水溶存酸素が消費されて貧酸素化などが起こるため、底質環境悪化が問題となっており^{33, 34)}、シブノツナイ湖底質との比較対象として適切と判断した。実験用の泥は底生生物の影響を除くため -10℃以下で3日間凍結し、解凍後実験に供した。実験はまず実験用ボトルに厚さ約 1.5 から 2 cm の泥約 300 g と、塩分濃度を 5 psu に調整した人工海水（SEAWater GEX 製）700 mL を入れ、産地、水温、FS 資材量（標準量、10 倍量、対照区）の各条件で 3 ボトルずつ計 36 本を用意した。次いで太陽光がよくあたる室内に設置した大型コンテナ（縦 50 × 横 76 × 高さ 18.5 cm）に実験用ボトルが浸かるように水を張り、水温をサーモスタット付きヒーターで 10℃、20℃に調整した後、ボトルをコンテナ内に静置して行った。FS 資材はポリエチレン製お茶パックに入れ、ボトル上に置いた棒からボトル内の泥に接着しないよう吊した（Fig. 3 (a), (c)）。予備実験から、容器内に FS 資材を設置していない対象区（Fig. 3 (b) I）は、実験後（Fig. 3 (b) II）も底質表層の色が変化しなかったが、FS 資材設置区（Fig. 3 (b) III）は、実験後（Fig. 3 (b) IV）に底泥表層の色が明るい黄土色に変色することが確認された。一般に底泥の色相は含有成分や酸化還元状態などの化学的性状を反映している^{35~37)}。通常、底泥表層の黄褐色は酸化鉄によるもので酸化層と呼ばれ、その厚さは底泥により様々であるが、一般的には 1~5 mm である³⁵⁾。FS 資材により光フェントン反応が起こるならば、底泥表面は酸化作用を受け色相が変化すると予測される。そこで本研究では、FS 資材設置による底泥表層の色調変化を FS 資材による有機物分解作用の指標と仮定した。また実験期間を 7 日間とし、毎日毎定時に全ての実験容器について写真撮影を行い、パソコンソフト GIMP2 を用いて色の変化が起こった表層泥の厚さを測定した。変化した表層泥の厚さ

Fig. 3 Laboratory experiment of the degradation of organic matter by FS material.

- (a) Experimental bottle.
 (b) Photograph of the mud surface in the bottle.
 I : Control bottle before experiments.
 II : Control bottle after experiment.
 III : Experimental bottle before experiment.
 IV : Experimental bottle after experiment.
 FS = Fulvic Acid Iron Silica material.
 (c) Experimental design.
 × 1: Standard amount of FS material.
 × 10: Tenfold amount of FS material.
 C: Control bottle.
 ■ = Thermostat heater.

について、R (version 3.5.3) を用いて 3 元配置分散分析を行い、水温、FS 資材量、泥産地の単独及び交互作用について検討し、その後 Tukey-Kramer 検定で多重比較を行った。

2.2.2 表層剥離実験

表層剥離実験は、分解された底質表層が水の流れによって移動しやすくなるかどうかを確かめるために行った。本実験は槽内寸法が縦 20 × 横 114 × 高さ 24 cm の流水水槽を用いて行った (Fig. 4)。水質は水温 15 °C、塩分 5 psu に設定し、底生生物の影響をなくすため、泥分解能実験と同様の人工海水及び凍結解凍泥を用いた。FS 資材使用量は泥分解能実験と同様に実験水槽の面積から 46 g と計算し、迅速な効果を起こすために 46 g 入れたポリエチレン製お茶パック 2 個を水槽内に敷いた泥の直上に

Fig. 4 Experimental design of the water flow experiment. FS = Setting location of Fluvic Acid Iron Silica material. ➡ = Flow direction. P1, P2 = the observation point.

吊るした。実験水槽内の流れは、泥表層の色調が変化した FS 資材投入 4 日後に起こした。流速は装置性能上限の 7 cm s^{-1} とし、流れを起こす前後で泥表面の状態観察及びコアサンプル採取を行って泥厚を計測し、計測データについて Mann-Whitney U 検定を行って比較検討した。

3. 結果および考察

3.1 野外実験

3.1.1 水質

実験期間中の水温、塩分及び pH の経時変化を Fig. 5 に示す。最高水温は 20.5°C (2018 年 8 月)、最低水温は 7.0°C (2017 年 11 月) だった。また塩分は 2017 年 8 月に最も高い値 (4.6 psu) が観測されたが、2017 年 11 月から 2018 年 11 月までは 1 psu 前後の低塩分が持続した。水深の平均値は $1.3 \pm 0.2 \text{ m}$ 、最大値は 2017 年 11 月の 1.9 m だった。以上の水温、塩分と調査地点の水深に実験区と対照区間で有意差は認められなかった (Mann-Whitney U 検定, $p > 0.05$)。pH の平均値は 7.95 ± 0.80 で、最大値は 2018 年 8 月の 8.73 であった。

野外実験の条件として水温、塩分と pH ならびに日射量について、これまで FS 資材の実証実験が行われてきた有明海のデータと比較すると³⁸⁾、有明海水深 5 m での季別平均水温は春 15.2°C 、夏 23.8°C 、秋 22.8°C 、冬 13.4°C であり、渡辺ら^{21~23)}の実験期間であった 7 月から 11 月にかけて、水深がより浅い潮間帯干潟では水温が 20°C を上回る状態が継続したと推測される。これに対してシブノツナイ湖では、水温が 20°C を上回ったのは 8 月観測時のみであり、同湖の別の調査地点 (水深 1 m) での水温自動連続観測結果 (園田個人観察) でも 7 月中旬から 9 月にかけて約 2 ヶ月程度であった。さらに冬季 11 月下旬から 4 月まで湖面は結水するため底層水温は 4°C 以下まで低下するなど、温度条件には大きな差異があったと言える。

一方、有明海の塩分平均値は 32.1 psu ³⁸⁾、これに対して実験期間中のシブノツナイ湖の塩分平均値は 1.65 psu であった。有明海と本研究実験地間では塩分に大きな差があるものの、光フェントン反応に及ぼす塩分の影響は小さいことが報告されており³⁹⁾、塩分による光フェントン反応の抑制は小さかったと考えられる。また、pH は有明海の平均値は 8.23 ³⁸⁾ で本研究実験地よりもやや高かった。

FS 資材に到達する光量の違いについて、まず日射量を渡辺ら²¹⁾が実証実験した 2015 年の熊本気象台と本研究を実施した 2017~2018 年の網走気象台の全日射データで

比較すると、年平均値は熊本 13.2 MJ m^{-2} 、網走 12.1 MJ m^{-2} で、特に 7 月から 12 月までの平均値は熊本 13.4 MJ m^{-2} 、網走 11.0 MJ m^{-2} と熊本の方が夏から秋にかけて日射量が多かった⁴⁰⁾。

次に、SS 濃度について見ると、有明海の SS の平均値は、表層で $5\sim 10 \text{ mg L}^{-1}$ 、底層で $15\sim 25 \text{ mg L}^{-1}$ だった⁴¹⁾。一方、2017 年から 2018 年の本研究実験地の SS の平均は、 55.5 mg L^{-1} だった^{42, 43)}。これらのことから、有明海と本研究実験地では、FS 資材に到達する光量に差があったと考えられる。また本研究実験地は大きな水位変化が生じない一方で、渡辺ら^{21~23)}の実験地では潮汐に伴い干出する。これにより渡辺ら^{21~23)}では、FS 資材と底質が直接太陽光に照射されることによる温度上昇や十分な光供給があったと考えられる。

光フェントン反応による OH ラジカル生成は温度や光子量に影響され^{42, 43)}、温度が高くなるほど OH ラジカル生成量は増加する⁴⁴⁾。室内実験条件での最適 pH は 3.0 とされているが⁴⁵⁾、腐植物質の利用により自然条件に近い pH でも効果があることが報告されている^{14, 17, 18, 25)}。また光量については、光フェントン反応は高濁度水でも有効に機能するとの報告がある⁴⁶⁾。渡辺ら^{21~23)}と本研究実験地における光量 (日射量) の差異は、水底に到達する入射光子量の差異の他に水温条件の違いとしても顕在化すると考えられる。さらに、渡辺ら^{21~23)}と本研究実験地における SS の差異や潮汐に伴う干出は、FS 資材に到達する光条件に大きな違いを生じさせ、光フェントン反応の進行に影響を及ぼした可能性もある。以上のことから渡辺ら^{21~23)}の野外実験条件と本研究を比較すると、本研究では水温並びに光量について光フェントン反応の進行がより制限された条件だったと考えられる。

3.1.2 底質

まず、実験開始時 2017 年 8 月の調査地点間の底質性状について比較検討したところ、泥厚では E3 及び C3 (Fig. 1 (b)) が他の地点と有意差があったが (Tukey-Kramer 検定, $p < 0.05$)、その他の地点間に有意差はなかった。また、泥分含量と強熱減量については実験区と対照区間で有意差は認められなかった (Mann-Whitney U-test, $p > 0.05$) 以上より以後の実験区と対照区間の底質性状の経過観察と比較は、泥厚は E3 と C3 を除く 4 調査地点間で、泥分含量と強熱減量については全調査地点で行うこととした。

実験期間中の泥厚測定データをまとめた結果を Fig. 6 に示した。実験区と対照区間 (Fig. 6 (a)) ならびに各地点の比較 (Fig. 6 (b)) ではいずれも実験区で泥厚が有意に低かった。実験区泥厚の平均値は 4.86 cm 、対照区は 5.91 cm でその差は 1.05 cm となり、湖岸からの距離が同じ地点間で比較すると、E1: 4.60 cm -C1: 5.66 cm 、E2: 5.11 cm -C2: 6.17 cm で、それぞれの差は 1.06 cm となり、湖岸からの距離に応じて泥厚が変化するものの、実験区は対照区と比較して全体に約 1 cm 泥厚が少ない結果となった。次に泥厚の経時変化を見ると (Fig. 7)、2017 年 8 月から 9 月にかけて実験区、対照区ともに増加したが実験区での増加率は少なかった。その後両区ともに 11 月に減少、2018 年 5 月に再び増加した。その後対照区では 11 月にかけて減少、実験区では 8 月に減少した後 11 月にやや増加した。実験区と対照区の月毎の比較で

Fig. 5 Temporal changes of the water temperature and pH, salinity. Error bars indicate standard deviation.

Fig. 6 Sediment cross-section length (SCL) of the bottom sediment in FS material field experiment.
(a) All data. a: Significant difference by Mann-Whitney U-test ($p < 0.05$).
(b) Each sampling point. See Fig. 1 (b). b~d: Significant difference by Tukey-Kramer test ($p < 0.05$).

Fig. 7 Temporal change of the sediment cross-section length (SCL).
* indicate significant difference by Mann-Whitney U-test ($p < 0.05$).

は、2017年9月、11月、2018年5月、8月において実験区で有意に低い結果となり、両区間の有意な差の最大値は2018年5月の2.28 cm、最小値は2017年の0.88 cmで、FS資材を投入した実験区ではほぼ実験期間を通して対照区より泥厚が1 cm以上低く保たれたことが示された。

泥分含量と強熱減量の実験期間を通じた平均値を Fig.

8に示した。全データをまとめた結果では、実験区と対照区の平均値はいずれも対照区の方が高かったが有意差は認められなかった (Fig. 8 (a))。地点別に見ると E1 と C1 間に有意差が認められたものの、その他の地点間には有意差は認められなかった (Fig. 8 (b), (c))。E1 と C1 で比較した場合、泥分含量平均値は E1 : 42.4%, C1 : 68.0% で、強熱減量平均値は E1 : 5.02%, C1 : 7.92% ともに E1 は C1 の 3/5 となった。経時変化を見ると (Fig. 9), 対照区の泥分含量と強熱減量は2017年8月から2018年5月にかけて増加した後に減少し、11月に再び増加する傾向が見られた。一方、実験区では2017年8月から9月にかけて増加する傾向は対照区と同様だったものの、11月にかけて減少し、泥分含量についてはその後2018年8月まではほぼ変化せず、2018年11月に減少した (Fig. 9 (a))。強熱減量は2017年11月から2018年8月にかけて緩やかに増加した後、11月に減少した (Fig. 9

Fig. 8 Mud content and ignition loss of both sites.
(a) All data. (b) Mud content of each sampling point. (c) Ignition loss of each sampling point.
* indicate the pair of significant difference by Tukey-Kramer test ($p < 0.05$).

(b))。泥分含量と強熱減量の数値は特に実験区の地点間で差が大きく、また2018年8月を除くすべての月で実験区は対照区よりもより値が小さい傾向にあったものの、月別データの検定では両区間の有意差は認められなかった。

以上の底質性状に関する野外実験結果をまとめると、泥厚はFS資材を設置した実験区の約2/3の範囲で約1 cm低下した一方で、泥分含量と強熱減量は湖岸に近い場所で減少する傾向が明らかになった。渡辺ら^{21~23)}の有明海での実験結果では、FS資材設置1ヶ月後には干潟地盤高は最大で20 cm低下し、泥分含量や有機炭素量も約1/3に減少したことが確認されている。しかしながら、FS資材設置2ヶ月以後時間経過とともに地盤高や泥分含量、有機炭素量が再び増加する減少も見られている²³⁾。また、強熱減量はFS資材設置後に増加する場合も見られ^{22, 23)}、FS資材設置後の底質性状変化は、実験地や調査地点の違いにより一様ではない。その理由として渡辺ら^{21~23)}は、実験地周辺から泥が運ばれ再堆積したこと、時間経過と温度低下に伴うFS資材の効果減少をあげている。本研究で渡辺ら^{21~23)}のような明確な底質性状変化が認められなかった原因として、低温環境であったことに加え、泥の再堆積も考えられる。実験区はシブノツナイ湖の北端で湖口に近く、湖内から湖口へ向かう流れが収束する場所に位置しているため、湖内に流入した懸濁物が集積しやすいことと、海から湖内へ塩水が侵入開始する水域でもあるため、フロキュレーション作用により懸濁物が沈降しやすい環境にあった可能性もある。さらに、FS資材設置量は渡辺ら^{21~23)}が10 m方形区内に5個だったのに対して本研究では4個だったため、FS資材の効果が低減した可能性もある。渡辺²⁴⁾によると、泥分含量が30%を超える場合には5 m間隔でFS資材を設置しなければ効果が小さいとしているが、本研究実験地の泥分含量は60%以上だったため、明瞭な改善効果が見られなかったことも考えられる。

3.1.3 底生生物

採集された種はヤマトシジミのほか、環形動物多毛類のヒメヤマトカワゴカイ *Hediste atoka*、ヤマトスピオ *Prionospio (Minuspio) japonica*、イトゴカイ科の1種 *Heteromastus* sp.、昆虫類のユスリカ幼虫 Chironomidae sp. の合計5種であり、日本の貧中鹹性汽水域に典型的な種類相だった⁴⁷⁾。

実験期間を通じた各種の平均個体数を Fig. 10 に示し

た。このうちイトゴカイ科の一種 *Heteromastus* sp. は、対照区で有意に個体数が多い結果となった (Mann-Whitney U 検定, $p < 0.05$)。また、実験区及び対照区の総個体数の経時変化を見ると (Fig. 11)、実験開始時から終了までの期間中、有意差はどの月においても認められず (Mann-Whitney U 検定, $p > 0.05$)、また両区間で種組成に違いがなかった。種別個体数では、2018年8月にイトゴカイ科の一種 *Heteromastus* sp. 及びヤマトスピオの個体数が実験区より対照区で有意に多かった (Mann-Whitney U 検定, $p < 0.05$)。

イトゴカイ科の一種 *Heteromastus* sp. は底質内部の泥を摂餌する種で、同じイトゴカイ科の *Capitella* 属は有機汚濁指標種として有機物に富んだ泥底で顕著に増加することが知られている⁴⁸⁾。泥分含量や強熱減量では有意差

Fig. 9 Temporal change of the mud content and ignition loss.

(a) Mud content. (b) Ignition loss.

Fig. 10 Mean density of macrobenthos in both site.

* indicate significant difference by Mann-Whitney U-test ($p < 0.05$). Error bar = 1 S.D.

Fig. 11 Temporal changes of the mean density of macrobenthos.

* indicate significant difference by Mann-Whitney U-test ($p < 0.05$). Error bar = 1 S.D.

は認められなかったものの、有機物に富んだ微細泥を選好するイトゴカイ科多毛類⁽⁴⁹⁾の個体数が対照区で有意に多かったことは、FS資材による有機物低減効果が実験区であったことを示唆するかもしれない。また、底生生物の経時変化について、2017年と2018年を比較すると、ヒメヤマトカワゴカイ、ヤマトスピオが個体数を減少させた一方で、イトゴカイ科の一種 *Heteromastus* sp. とユスリカ幼虫の個体数は増加した。これは2017年8月以後湖水の塩分が低下して1 psu 前後の状態が持続したため、低塩分に対する耐性の種による違い⁽⁴⁷⁾を反映した結果だと考えられる。また、実験区では流れによってシジミ生

息場所から移送された⁽⁵⁰⁾と考えられるヤマトシジミの稚貝(平均殻長 2.10 ± 0.64 mm)も2018年5月と8月に認められたが、11月には確認されなかった。以上の底生生物の応答から見ると、FS資材設置による堆積有機物低減の効果が示唆されるものの、本研究ではその効果が小さかったことから、ヤマトシジミの生息場所回復までには至らない結果となった。

3.2 室内実験

3.2.1 泥分解能実験

表層泥の色調変化量の結果を Fig. 12 (a) に示す。まず、水温条件の比較では、高水温の方が低水温よりも色調変化量が多かった (Fig. 12 (b))。次にFS資材量について比較すると、標準量より10倍量の方が色調変化量は多くなった。3元配置分散分析の結果から、水温、FS資材量、泥産地の単独作用及び水温×泥産地以外の交互作用が認められた ($p < 0.05$)。したがって、色調変化量は水温が高くFS資材量が多くなるに従い増加する事がわかり、使用する泥の違いによっても変化することが示唆された。多重比較の結果から低水温条件下では、FS資材量が標準量では対照区と比較して色調変化量は有意に増加しなかったが、10倍量にした場合に有意に増加した (Tukey-Kramer 検定, $p < 0.05$)。高水温条件では、シブノツナイ湖産はFS資材量を増やすと色調変化量も有意に増加し、藻琴湖産はFS資材量が標準量では変化せず、10倍量にした場合に有意に増加した (Tukey-Kramer 検定, $p < 0.05$)。泥産地間の比較では、低水温条件はいずれも有意差はなかったが、高水温条件の対照区及び標準量では藻琴湖産よりシブノツナイ湖産の色調

(b)

Fig. 12 Results of the laboratory experiment of the effectiveness of FS material.

(a) Thickness of the light-colored surface sediment. Error bars indicate standard deviation. A ~ C, a ~ h indicate the significant difference by Tukey-Kramer test ($p < 0.05$).

(b) Sediment surface of Lake Mokoto in the experimental bottle. Scale bars indicate 1 cm.

変化量が多く、10 倍量ではシブノツナイ湖産よりも藻琴湖産の色調変化量が多かった (Tukey-Kramer 検定, $p < 0.05$)。

以上の結果から、低水温条件下では FS 資材量を増加させなければ改善効果が認められない可能性が示唆された。しかしながら、本実験条件とした 10 倍の FS 資材量を野外で実際に設置するのは非現実的であると考えられるので、FS 資材の効果が上がるような水温条件の時期に集中的に設置するなどの方法を検討することが重要だと思われる。また、泥産地間で色調変化量に差が生じたことから、底質が含有する有機物量及び有機物の分解性などの質的性質が色調変化量に関係している可能性が示唆された。本実験に供した底質の泥分含量と強熱減量は、藻琴湖産底質が 93.76%, 20.1%, シブノツナイ湖は 76.48%, 8.66% で、藻琴湖産はシブノツナイ湖産と比べ、泥分含量が約 1.2 倍、強熱減量は約 2.3 倍と多量の有機物を含有していた。しかしながら藻琴湖産底質は FS 資材量を 10 倍にしないと明確な変化は起こらなかった。このことから、藻琴湖産底質には養殖マガキの糞やプランクトンに由来する易分解性有機物よりも陸上植物など流域に由来する難分解性有機物が多量に含まれていた可能性がある。流域面積に対する湖面積比は藻琴湖 167.2 に対してシブノツナイ湖 32.9 で、藻琴湖の方が流域由来物質の影響をより強く受けやすい。中下ら⁵¹⁾は H_2O_2 による堆積泥分解に関する研究で、分解性の異なる有機物を OH ラジカル発生によって分解する実験を行い、難分解性有機物のリグニンの場合にはグルコースよりも分解率が低いことを明らかにしている。したがって、底質が含有する有機物の種類によって資材量を検討する必要がある。

また、高水温で FS 資材量が 10 倍の条件において、両湖の底質ともに色調が変化した表層泥とその下層の未変化泥の間から気泡の発生が確認された。光フェントン反応は有機物を最終的に CO_2 , H_2O などまでに分解する⁴⁵⁾。したがって、確認された気泡は有機物分解の結果生じた CO_2 である可能性があり、野外環境において同様の現象が起こった場合、分解作用を受けた表層泥の剥離に寄与する可能性があると考えられた。

3.2.2 表層剥離実験

実験水槽内に FS 資材を設置して 4 日後に 7 cm s^{-1} で流れを発生させたところ、水流の噴出孔付近の底質表層が動き、その下層の黒い底質が確認された。しかしながら、その後下層底質の移動は確認されなかった。コアサンプルで泥厚を計測した結果 (Fig. 13), 流れを起こす前後で P1 より P2 が有意に泥厚が厚かった (Mann-Whitney U 検定, $p < 0.05$)。流れを起こす前の段階で有意差があったのは、水槽に泥を敷く際に水平レベルが十分にとれていなかったためだと考えられる。一方、流れを起こす前の P1-P2 間の平均値の差は 0.44 cm であり、流れを起こした後の P1-P2 間の平均値の差は 0.97 cm だった。そこで、これら流れを起こす前後の P1-P2 間の差について統計検定した結果有意差が認められ (Mann-Whitney U 検定, $p < 0.01$)、流れを起こした後の P1-P2 間の差の方が、流れを起こす前よりも有意に大きかった。よって、水流の噴出孔付近 (P1) の泥厚が減少し、排出口付近 (P2) において増加したと考えられた。一般に底質が流れによる侵食作用を受けて移動を始める現象は、

Fig. 13 Temporal changes of sediment core length in the artificial water flow experiment. Error bars indicate standard deviation.

a~b: Significant difference by Mann-Whitney U-test ($p < 0.05$).

流速と底質粒径の関係として把握されている⁵²⁾。本実験で用いた泥は中央粒径値 0.047 mm , 泥分含量 87.4% であるため、泥表面の粒子が侵食作用を受けて移動を開始するには少なくとも 20 cm s^{-1} 以上の流速が必要である⁵²⁾。本実験の流速は装置性能上限の 7 cm s^{-1} であったことから、通常では実験で確認された様な現象は起こらない。したがって、本実験結果は FS 資材による底質表層の剥離効果を示していると考えられる。

渡辺ら^{21~23)}による有明海での実証実験と本研究の差異として、実験条件として水温環境が大きく異なったことに加え、流れの存在があげられる。本研究の実証実験区はシブノツナイ湖の湖口に近く、湖内から湖口に向かう流れと湖口から湖内に向かう流れの両方の影響を受けると考えられる場所であった。しかしながら、湖口は通年開口状態ではなく、むしろ閉塞している期間が長い (園田現地観測結果)、水の流れは緩やかであると思われる。これに対して渡辺ら²¹⁾が実証実験を行った有明海長洲町干潟に近い玉名市の平均潮位差は 3.3 m と大きく⁵³⁾、大潮時には湾奥部でも 0.5 m s^{-1} 以上の潮流が観測されており⁵⁴⁾、実証実験を行った潮間帯干潟はその潮位差による潮流の影響を最も強く受ける場所である。すなわち、渡辺ら^{21~23)}の実証実験区は干満による海岸線に鉛直方向の水位変化とそれに伴う潮流ならびに波浪の影響を受ける場所であり、FS 資材からの成分溶出とその拡散や分解作用を受けた底泥表層の剥離移動などによる底質改善効果が大きく作用する条件であったと考えられる。

以上 2 つの室内実験結果から、野外において FS 資材を投入すると分解作用を受けた底質表層が剥離しやすくなり、流れによって表層泥が分離移動する可能性があることが示唆された。

4. まとめ

腐植物質を利用した有機物分解作用は水質や底質改善のために様々な応用され研究が進められている^{10, 11)}。自然界に普遍的に存在する腐植物質と有機系産業副産物等を再利用した底質改善資材が底質改善や生息生物の回復に有効に機能すれば、その利用価値は高いと思われる。本研究で実験的に検証した FS 資材は、先行研究^{21~23)}で実証実験が行われた環境条件とは異なり、低水温、低塩

分で通年水面下にある様な条件においても、限定的な底質改善効果が認められることがわかった。

また、室内実験結果からFS資材を使用する場合は、水温条件や流れ条件を十分考慮する必要があると考えられた。今後は、腐植物質を利用した底質改善資材の有機物分解のメカニズムをより詳細に解明し、水質及び底質環境に与える影響を考慮した上で、場所に応じたより効果的な底質改善資材の改良開発とその施工方法や使用量を検討することが重要であると考えられる。

謝 辞

本研究に御協力いただいた湧別漁業協同組合、紋別漁業協同組合、網走西部地区水産技術普及指導所の皆様、また、ご指導いただいた東京農大学生物産業学部水産増殖学研究室の千葉 晋教授、高橋 潤准教授に記して心から感謝申し上げます。

(原稿受付 2019年12月9日)

(原稿受理 2020年7月2日)

参 考 文 献

- 1) 國井秀信, 高安克己, 橋谷博, 中村幹雄, 中尾繁, 1993. 汽水湖生態系の特性と日本における研究の現状. 日本生態学会誌 43, 195-209.
- 2) 金谷弦, 菊地永祐, 2010. 富栄養化による汽水域生態系への影響. 地球環境 16(1), 33-44.
- 3) 植田真司, 長谷川英尚, 久松俊一, 2017. 青森県六ヶ所村における湖沼の水質の長期変動 (2004年~2015年). 陸水学雑誌 78, 75-85.
- 4) 園田吉弘, 滝川清, 2016. 八代海における底生生物分布と底質環境の特性把握. 土木学会論文集 72(2), 1069-1074.
- 5) 村上和男, 細川恭史, 高野誠紀, 1998. 三河湾の覆砂による底質改善効果に関する追跡調査. 沿岸海洋研究 36(1), 83-89.
- 6) 牛原裕司, 林重徳, 原裕, 松尾保成, 杜延軍, 末次大輔, MOQSUD, M.A., 2007. 有明海の干潟底質改善における発泡ガラス材の有効性. 環境工学研究論文集 44, 17-22.
- 7) 沼田哲始, 宮田康人, 豊田恵聖, 佐藤義夫, 小田静, 1999. 製鋼スラグの底質改善への適用性 (第1報). 日本海水学会誌 53(4), 283-294.
- 8) 齋藤幸, 野村弘弘, 西村修, 2015. 干潟土壌資材に用いる製鋼スラグの粒径がコアマモの生育に及ぼす影響. 土木学会論文集 G (環境) 71(7), III_215-III_220.
- 9) 三戸勇吾, 日比野忠史, 岡田知也, 遠藤敏雄, 家島修, 化生順一郎, 萩野裕朗, 菅野孝則, 栗栖一之, 中本健二, 中村由行, 2018. 再生資源の干潟基盤材への適用と生態系機能の定量的評価. 土木学会論文集 B2 (海岸工学) 74(2), I_1297-I_1302.
- 10) Meng-hui, Z., Hui, D., Liang, Z., De-xi, W., Di, M., 2019. A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective. Science of the Total Environment 670, 110-121.
- 11) Tokumura, M., Katoh, H., Katoh, T., Znad, H.T., Kawase, Y., 2009. Solubilization of excess sludge in activated sludge process using the solar photo-Fenton reaction. Journal of Hazardous Materials 162, 1390-1396.
- 12) 島多義彦, 1996. 腐植土壌による調整池等の自浄作用回復と水質浄化. 農業土木学会誌 64(4), 325-331.
- 13) 坂本卓馬, 川本外明, 1998. 腐植物質を利用した汚水浄化. 石川県畜産総合センター研究報告 32, 1-5.
- 14) 福嶋正巳, 2000. 有害化学物質の化学形態変化に及ぼす腐植物質の影響 - 有害化学物質のソフトケミカルな浄化を目指して. 資源環境技術総合研究所 NIRE ニュース 10(9), 1-4.
- 15) 福嶋正巳, 2007. 土壌中の自然浄化作用の促進に寄与する腐植物質の機能解明. 地学雑誌 116(6), 906-914.
- 16) 福嶋正巳, 寺島元基, 藪田ひかる, 2011. 腐植物質と疎水性有害有機物質との相互作用とその土壌浄化への活用. 分析化学 60(12), 895-909.
- 17) Fukushima, M., Tatsumi, K., Morimoto, K., 2000. The fate of aniline after a photo-Fenton reaction in an aqueous system containing iron (III), humic acid, and hydrogen peroxide. Environmental Science & Technology 34(10), 2006-2013.
- 18) Fukushima, M., Tatsumi, K., 2001. Degradation pathways of pentachlorophenol by photo-Fenton systems in the presence of iron (III), humic acid and hydrogen peroxide. Environmental Science & Technology 35, 1771-1778.
- 19) 古賀大貴, 古賀義明, 2014. 可溶性シリカを含んだフルボ酸鉄資材の製造方法. 再公表特許 (A1) 国際公開番号 W02014/038596, 特願 2014-534392.
- 20) 古賀大貴, 古賀義明, 2016. 可溶性シリカを含んだフルボ酸鉄含有物の製造方法. 特許公報 (B2) 特許第6007446号, 特願 2014-534392.
- 21) 渡辺亮一, 浜田晃規, 山崎惟義, 古賀雅之, 古賀義明, 2016. 長洲町干潟におけるフルボ酸鉄シリカ資材投入による環境修復効果の実証研究. 環境システム研究論文発表会講演集 44, 193-198.
- 22) 渡辺亮一, 浜田晃規, 伊豫岡宏樹, 山崎惟義, 古賀雅之, 古賀義明, 坂田早, 2013. フルボ酸鉄資材を用いた底泥浄化に関する現地実験 - 伊万里湾における浄化の試み -. 環境システム研究論文発表会講演集 41, 183-188.
- 23) 黒瀬達也, 渡辺亮一, 浜田晃規, 山崎惟義, 古賀雅之, 古賀義明, 2015. 有明海再生に向けたフルボ酸鉄シリカ資材を用いた底泥浄化に関する実証実験. 環境システム研究論文発表会講演集 43, 241-246.
- 24) 渡辺亮一, 古賀雅之, 古賀義明, 2018. 水質改善方法及び貝類生育促進方法. 公開特許公報 (A), 特開 2018-143907.
- 25) Southworth, B.A., Voelker, B.M., 2003. Hydroxyl radical production via the photo-Fenton reaction in the presence of fulvic acid. Environmental Science & Technology 37(6), 1130-1136.
- 26) 農林水産省, 2019. 内水面漁業生産統計調査. URL: http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui_gyosei/index.html (2019年6月時点).
- 27) 中村幹雄, 安木茂, 高橋文子, 品川明, 中尾繁, 1996. ヤマトシジミの塩分耐性. 水産増殖 44(1), 31-35.
- 28) 中村幹雄, 2000. 日本のシジミ漁業. たたら書房, 米子.
- 29) 北海道環境科学研究センター, 2005. 北海道の湖沼改訂版. 北海道環境科学センター環境科学部地域環境科, 札幌.
- 30) 松田烈至, 園田武, 瀬戸浩二, 2019. 2009年から2019年におけるシブノツナイ湖のベントス群集構造の変化. 汽水域研究会 2019年 (第11回) 大会講演要旨集, p. 29.
- 31) 香月興太, 瀬戸浩二, 菅沼悠介, Yang, D.Y., 2019. 湖底堆積物調査における携帯型採泥器具の種類と特徴について. 地学雑誌 128(3), 359-376.
- 32) 環境省水・大気環境局, 2012. 底質調査法 1-427. URL: https://www.env.go.jp/water/teishitsu-chousa/00_full.pdf (2020年7月時点).
- 33) 川口修, 山本民次, 松田治, 橋本俊也, 高山晴義, 2004. 人工中層海底を用いたカキ養殖場底質への有機物負荷軽減策の検討. 日本水産学会誌 70(5), 722-727.
- 34) 山本哲也, 伊達悦二, 小田新一郎, 2010. 江田島湾の底質特性とカキ養殖が底質に与える影響について. 広島県立総合技術研究所保健環境センター研究報告 18, 7-13.
- 35) 栗原康編著, 1988. 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー. 東海大学出版会, 秦野, pp. 32-42.
- 36) 佐々木俊法, 須貝俊彦, 大上隆史, 柳田誠, 安江健一, 2010. 色相計測による閉塞盆地埋積物中の有機炭素含有率推定の試み. 地学雑誌 119(3), 562-567.
- 37) 矢北孝一, 滝川清, 秋元和實, 増田龍哉, 森本剣太郎, 森敬介, 島崎英行, 2012. 底泥表色系による海域底泥表層の硫化物濃度の推定に関する研究. 土木学会論文集 B3 (海岸工学) 68(2), 588-593.
- 38) 多治見誠亮, 吉村直晃, 増田雄二, 川崎信司, 2019. 熊本県有明海・八代海における水質環境の長期変動について. 熊本県水産研究センター研究報告 11, 10-21.
- 39) Jordi, B., Julia, S., Esther, C., Santiago, E., 2007. Effect of

- salinity on the photo-Fenton process. Industrial Engineering Chemistry Research 46(23), 7615-7619.
- 40) 気象庁, 2020. 過去の気象データ検索. URL. <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> (2020年2月時点).
- 41) 速水祐一, 山本浩一, 大串浩一郎, 濱田孝治, 平川隆一, 宮坂仁, 大森浩二, 2006. 夏季の有明海奥部における懸濁物輸送とその水質への影響. 海岸工学論文集 53, 956-960.
- 42) 紋別市, 2018. もんべつの環境 -平成29年度版-, pp. 1-51. URL. https://mombetsu.jp/soshiki/simin/kankyo/files/h29d_m-mombetsu-kankyou.pdf (2020年7月時点).
- 43) 紋別市, 2019. もんべつの環境 -平成30年度版-, pp. 1-51. URL. https://mombetsu.jp/soshiki/simin/kankyo/files/h30_mombetsukankyou.pdf (2020年7月時点).
- 44) Changha, L., Jeyong, Y., 2004. Temperature dependence of hydroxyl radical formation in the $h\nu/\text{Fe}_3^+/\text{H}_2\text{O}_2$ and $\text{Fe}_3^+/\text{H}_2\text{O}_2$ systems. Chemosphere 56(10), 923-934.
- 45) 徳村雅弘, 種部悠未, 川瀬義矩, 柳沢幸雄, 2014. フォトフェントン反応によるスルファメトキサゾールの分解と無機化. 水環境学会誌 37(4), 129-138.
- 46) Tokumura, M., Sekine, M., Yoshinari, M., Hussein, T.Z., Kawase, Y., 2007. Photo-Fenton process for excess sludge disintegration. Process Biochemistry 42, 627-633.
- 47) 園田武, 2016. 汽水域の生態学. 松原創, 塩本明弘編, アクアバイオ学概論. 生物研究社, 東京, pp. 82-94.
- 48) 堤裕昭, 2003. 第9章 富栄養化による環境攪乱. 日本ベントス学会編, 海洋ベントスの生態学, 東海大学出版会, 秦野, pp. 407-444.
- 49) Kanaya, G., Takagi, S., Kikuchi, E., 2008. Dietary contribution of the microphytobenthos to infaunal deposit feeders in an estuarine mudflat in Japan. Marine Biology 155, 543-553.
- 50) 矢島啓, 2020. ヤマトシジミの移動に関する流動実験および浅場整備と水草が流動に及ぼす影響. 山室真澄編, 豊かな内水面水産資源の復活のために -宍道湖からの提言. 生物研究社, 東京, pp. 99-106.
- 51) 中下慎也, 鈴木貴博, Touch, N., 日比野忠史, 2018. 堆積泥を対象とした過酸化水素処理によって分解される有機物の特性. 土木学会論文集 B2 (海岸工学) 74(2), I_1171-I_1176.
- 52) 茂木昭夫, 1971. 汀線と碎波帯. 浅海地質学, 海洋科学基礎講座 7, 東海大学出版会, 秦野, pp. 109-252.
- 53) 石田宏一, 2011. 堤防構築が有明海のノリ漁場への海水交換率と流速に与える影響. 水産増殖 59(4), 505-519.
- 54) 白谷栄作, 桐博英, 高木強治, 濱田康治, 丹治肇, 中田喜三郎, 2007. 有明海の潮汐及び潮流の変化とその要因に関する考察. 農業農村工学会論文集 252, 145-156.

[論 文 要 旨]

ヘドロ堆積などが原因で劣化した二枚貝漁場の底質改良を目的として産廃利用覆砂材など様々な資材が開発されている。本研究では腐植物質を利用した底質改良材の効果を検証するため、鉄-腐植物質錯体による光フェントン反応を利用したフルボ酸鉄シリカ資材（以下FS資材）を用いて、北海道東部のシブノツナイ湖で野外並びに室内実験を行った。FS資材を湖底に設置した野外実験の結果、FS資材設置区の底質は対照区より泥堆積厚、泥分含量、強熱減量が減少する傾向が認められた。しかし、その効果は既往研究結果と比較して非常に小さかった。また、FS資材による分解能力の室内実験から、水温が高くFS資材量が多いほど分解能が高くなり、FS資材設置箇所に流れがあると分解作用を受けた底質表層の剥離が起こる可能性があることがわかった。以上の結果から、場所に応じたFS資材利用方法の検討が重要であると考えられた。

キーワード：フルボ酸鉄シリカ資材；底質改善；汽水域；二枚貝；ヤマトシジミ