

原 著

浚渫汚泥を用いた干潟造成技術開発研究

造成干潟の浚渫土適正混合率と底生生物の関係

国分秀樹, 吉村英基, 佐藤邦彦, 加藤進, 高橋正昭
上野成三¹⁾, 高山百合子¹⁾

英虞湾において浚渫土を用いた実験的な干潟を造成し, 造成干潟周辺の定期的な環境調査を継続している. 本研究報告では, 造成後約1年半の干潟周辺の水質, 底質, 定着した底生生物の変化について整理した. 造成後, 干潟周辺の水質は造成工事の影響が現れたが, 2ヶ月で安定し, 平年の英虞湾の水質と同じレベルに推移した. 底質中のCOD, TOCは各実験区とも減少しており, 干潟材料の浚渫土中の有機物は徐々に分解していると推測できた. また定着した底生生物の種類数, 個体数は造成前のものと比較すると約半年で種類数が, 約1年で個体数が回復することが確認できた. しかし, 放流したアサリは冬から春にかけては干潟に定着し, 成長が見られたが, 夏期には減少してしまった. 以上のように浚渫汚泥を用いた干潟は, 本来の干潟としての機能を発揮しつつあると考えられる. さらに, 浚渫土の混合割合と底生生物の定着状態との関係を整理し, 最適な浚渫土混合率を評価したので報告する.

キーワード: 浚渫汚泥, 人工干潟, 干潟造成技術, 底生生物

はじめに

沿岸環境の自然再生にとって, 干潟の再生は最も重要な技術要素といえる. 干潟は, その水質浄化機能や生態系の場として極めて重要な意義があるとして注目されている. 近年, 諫早湾の堤防締め切り工事が全国的に伝えられ, 名古屋市の藤前干潟や千葉県の上総干潟埋め立て計画が白紙に戻されるといったように, 干潟に対する社会的関心はますます高まっており, 干潟の保全や人工干潟を造成する試みが全国的に展開されている²⁾³⁾.

一方, 内湾の環境回復の一施策として浚渫が行われているが, その結果発生する浚渫汚泥は利用用途が少なく, 処理場などの確保が問題となっている. しかし浚渫土は有機物や窒素・リン等の栄養分が豊富に含まれていることから, 重金属やダイオキシンなどの問題がなければ, 干潟生態系への栄養供給材料として利用できる⁴⁾. さらに好氣的環境にある干潟生態系では浚渫土中の有機物の酸化分解が促進され, 自然浄化が進行すると考えられる. この手法を用いて浚渫土を干潟材料として利用することにより, 不要物として処理されてきた浚渫土の再利用が期待できる.

そこで有機物や窒素, リン等の栄養分の豊富な浚

渫汚泥を干潟材料として利用することにより, 阿児町立神浦に実験的な5種類の人工干潟を造成した (Fig. 1). ⁵⁾そして, この干潟の環境への効果を調査することにより, 造成干潟の環境への効果と, 浚渫汚泥を干潟材料として利用する場合の最適混合率について検討した.

実験方法

1. 浚渫汚泥を用いた実験干潟造成

阿児町立神浦に現地盤土 (砂質) と浚渫汚泥を混合した 25m²×5 区画の 5 種類の人工干潟を造成した. 造成

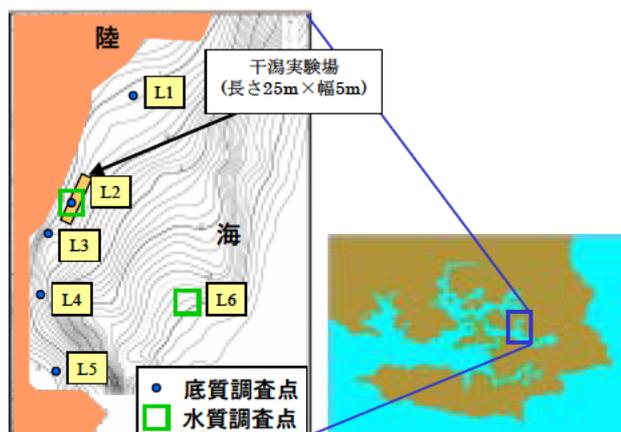


Fig. 1 人工干潟造成場所と調査地点

1) 大成建設株式会社

場所の地形と調査点を Fig. 1 に、人工干潟の平面図を Fig. 2 に示した。実験区 1 は天然の現地盤土壌 100%用いたもの、実験区 2 は浚渫土を 20%、実験区 3 は浚渫土を 50%、実験区 4 は真珠養殖排出物を 50%現地盤土壌と混合したもので造成した。養殖排出物とは真珠養殖の過程で大量に発生する廃棄物であり、アコヤガイに付着するフジツボなどが主な構成成分である。有機物を多く含むために、底泥の汚濁などの原因のひとつであり、処理が問題になっている。そして実験区 5 は浚渫土 50%を混合したものに、多孔質コンクリートの透水抗を約 100 本打ち込んだ。この透水抗の設置は、地盤の透水性を高め、干潟を好氣的にし、有機物の酸化分解を促進させることを目的としたものである。人工干潟は平成 12 年 9 月 29 日に完成し、その際には地元の立神小学校の児童が参加して、約 35000 個のアサリの放流を行った。

造成より 1 年後、平成 13 年 9 月 30 日に立神小学校と共に放流したアサリの全数調査を行った。同時期に浚渫汚泥 100%の実験区 6 を増設し、同様に調査を始めた。

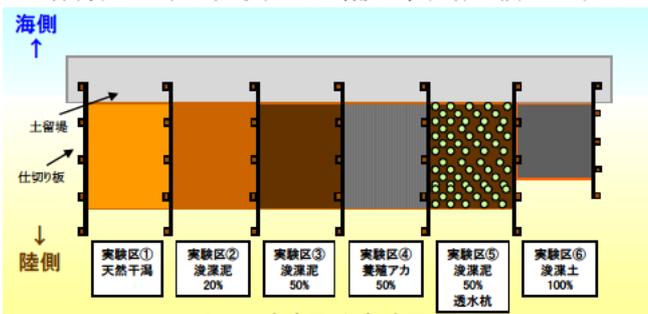


Fig. 2 造成干潟実験区画図

2. 調査方法

干潟造成地周辺の事前調査を平成 12 年 9 月 1 日に行った。調査地点は Fig. 1 に示すように、底質および底生生物は L1 から L5 までの計 5 地点で、水質については干潟内の L2 と沖合 200m の L6 で行った。調査項目は Table 3 に示すように、水質、底質、底生生物について行った。また底質については、表層から 2cm、2~6cm、6cm~12cm の 3 層で採泥と分析を行った。なお、L2 の調査地点は人工干潟の造成場所にあたる。

さらに人工干潟造成後、平成 12 年 10 月 13 日から以下に示す日程で、水質、底質、底生生物、放流したアサリについて定期的に調査を行った。調査項目は以下に示したとおりで、水質については事前現況調査と同様に干潟内の L2 と干潟から沖合 200m の L6 で行った。底質については各実験区の沖合部、中央部、岸側部の 3 地点で、表層から 3 層で採泥と分析を行った。底生生物の調査は、各実験区のマクロベントスの種類、数、湿潤重量を調べた。放流アサリの生長調査は、各実験区で採取し、数量、殻長、湿潤重量を計測した。なお、前述のベントス計数

にはアサリを除いている。本定期調査は現在も継続中で、ここでは造成後約 1 年の調査結果をとりまとめた。

【調査日】

造成前調査	平成 12 年 9 月 1 日
造成後調査 第 1 回	平成 12 年 10 月 13 日
第 2 回	平成 12 年 12 月 8 日
第 3 回	平成 13 年 2 月 4 日
第 4 回	平成 13 年 4 月 10 日
第 5 回	平成 13 年 7 月 7 日
第 6 回	平成 13 年 9 月 30 日
第 7 回	平成 13 年 12 月 2 日

【調査地点及び調査項目】

●水質調査

地点：造成干潟の直上水と干潟の沖合 200m 地点
(計 2 地点)

項目：水温、塩分、pH、SS、COD、TOC、T-N、T-P

●底質調査

地点：各試験区画内 3 ヲ所、3 層（上 0-2cm、中 2-6cm、下 6-12cm）

項目：粒度分布、含水率、灼熱減量、酸化還元電位、pH、COD、AVS、T-N、T-P

●底生生物調査

地点：各試験区内 3 ヲ所

項目：マクロベントスの種類、数、湿潤重量

●放流したアサリ調査

地点：各試験区内 3 ヲ所

項目：密度、湿潤重量、殻長

結果と考察

1. 浚渫土の性質

干潟造成材料の浚渫土は、英虞湾立神浦の真珠養殖場で浚渫され、脱水乾燥処理したものを粉砕して用いた。その浚渫汚泥の性状のデータと粒度分布を Table 1 に示した。浚渫汚泥は粒子が細かいシルト成分が大部分であり、COD、TOC、T-N も高く、有機汚濁が進行した汚泥といえる。しかし、Table 2 に示した浚渫汚泥からの重金属等の溶出試験の結果より、重金属の溶出をみると環境基準以下であり、干潟材料として用いても生態系への影響はないといえる。もともと英虞湾周辺には重金属等を排出する事業所もなく、底質への負荷は生活排水や養殖負荷等の有機物が主体であるためであると考えられる。

2. 水質の状況

造成地点 (L1) および沖合 200m (L2) の 2 地点で水質調査を行った結果は、Fig. 3 のとおりであった。水温、pH、塩分、DO については、L1 と L2 では大きな差は見られなかった。造成後に COD、T-N、T-P、SS がやや高い

Table 1 干潟造成用浚渫汚泥の性状

外観	立神浦より採取 脱水乾燥した浚渫汚泥	
	黒色汚泥状	灰色ケーキ状
含水率 (%)	56.7	18.1
ORP (mV)	-154	90
硫化物 (mg/g-dry)	0.065	<0.001
COD (mg/g-dry)	48.9	36.9
TOC (mg/g-dry)	56.3	41.9
T-N (mg/g-dry)	4.1	2.7

Table 2 浚渫汚泥からの溶出試験

	浚渫汚泥中からの溶出	土壌からの(溶出基準)
Cd(カドミウム)	<0.001	<0.01
Pb(鉛)	<0.005	<0.01
As(ヒ素)	<0.005	<0.01
Cr(クロム)	<0.01	<0.05
Hg(水銀)	<0.0005	<0.0005

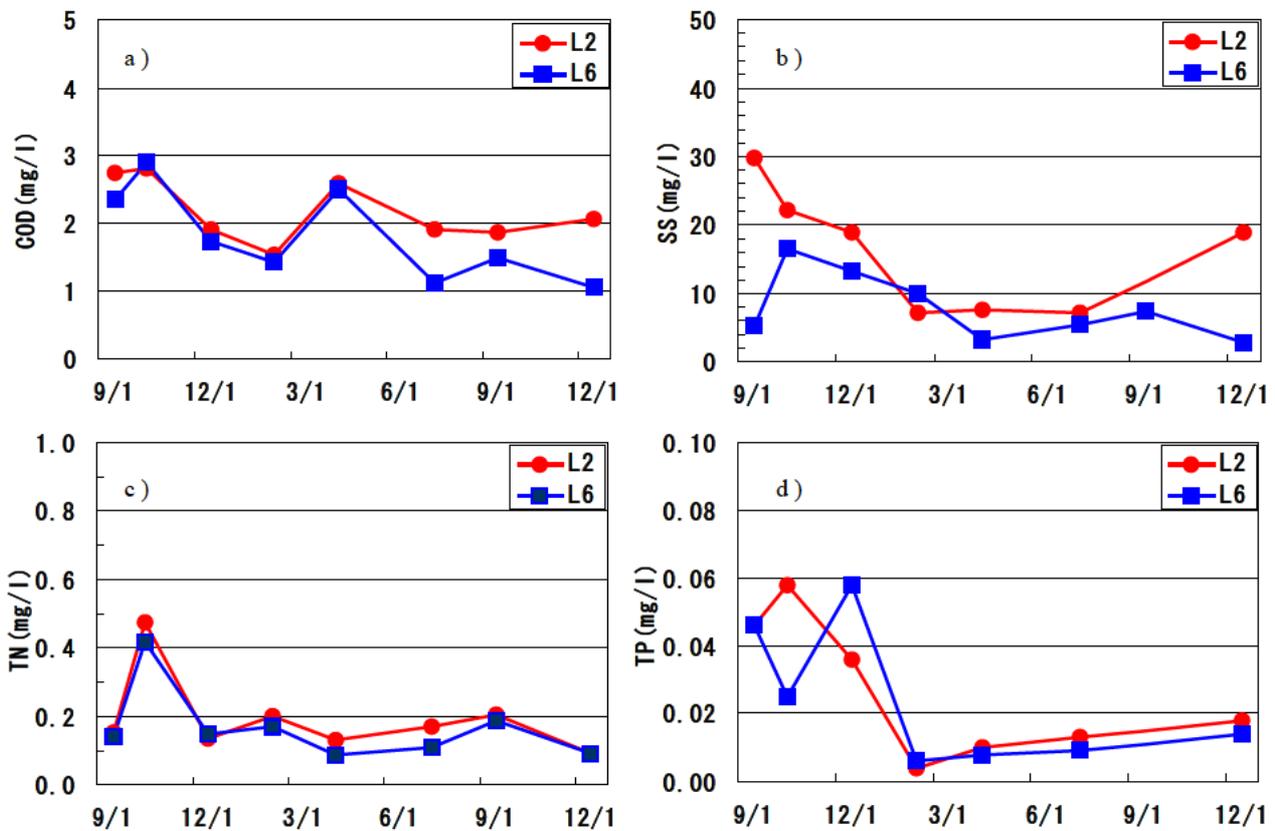


Fig. 3 造成干潟内外における水質の変化 (a: COD, b: SS, c: T-N, d: T-P)

値を示したが、その後次第に減少した。これは造成直後に干潟土壌の細かい粒子が流出した影響であると考えられる。しかし、造成後約2ヶ月ほどでおさまり、沖と干潟で水質の差がみられなくなった。安定した後の水質は英真湾の平年のもとの差がなく、環境基準以下で安定していることから、干潟造成工事による水環境への悪影響および、干潟土壌流出による干潟への影響は少ないと考えられる。

3. 底質の状況

各実験区の間層(2~6cm)の土壌中のシルト成分(粒

径が74 μ m以下のもの)の含有量をFig. 4に示した。造成前は砂礫質が主体の土質であったが、造成直後は浚渫土を混合した実験区は粒子の細かいシルト成分を多く含む土質になった。しかし造成から1年後では干潟土壌中のシルト成分は減少する傾向にあった。この理由として、干潟の中の細かい粒子がわずかであるが潮の干満や天候により流出していることと、徐々に土壌が締まってきていることが考えられる。

干潟の間層における酸化還元電位の経年変化をFig. 5に示した。造成直後はマイナスで還元的であったが、12

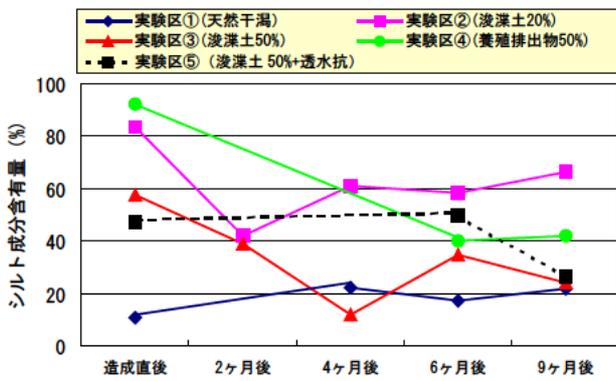


Fig. 4 底質のシルト成分の変化

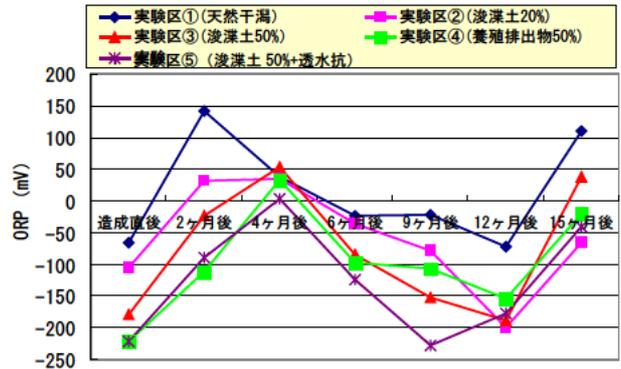


Fig. 5 底質の酸化還元電位 (ORP) の変化

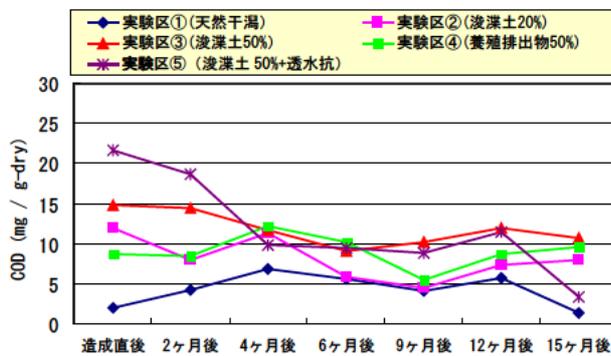


Fig. 6 底質のCODの変化

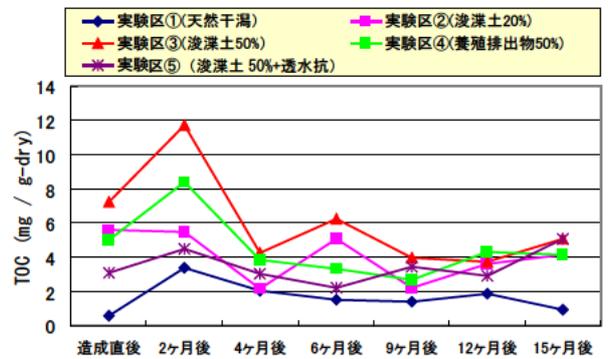


Fig. 7 底質のTOCの変化

月から2月になると酸化的になり、造成1年後には造成直後とほぼ同じ値まで還元的に移行した。この理由として、冬期には微生物の有機物分解活性が低下した結果、干潟の有機物の酸化分解が抑制されるために好気性になるが、夏期には泥温上昇に伴い、微生物の有機物分解活性が高まった結果、底質中の酸化物質が消費され嫌気化が進行する事が挙げられる。この変化は、季節的な変化の範囲であり、干潟の有機物が徐々に酸化分解されていることを示す。

各実験区のCODおよびTOCの変化についてFig. 6とFig. 7に示した。浚渫土および真珠養殖排出物を用いた実験区2, 3, 4, 5は造成直後高い値を示したが、時間とともに減少する傾向が得られた。一方、天然干潟土壌を用いた実験区1については、造成直後CODは低く、以後時間とともに増加した。これは造成工事や潮の干満により各実験区の表面が攪拌されて、他の実験区の有機物を含む土壌と混合したためであると考えられる。そして他のCOD, TOCが減少した実験区については、底生生物の定着や微生物の活動などにより干潟の中の有機物が使用され、酸化分解が進行しているのではないかと考えられる。

また他の強熱減量、含水率等については、現時点では大きな変化はなく、顕著な傾向は得られなかった。しか

し干潟に定着している生物も増加していることから、今後さらに変化が出てくる可能性がある。このことから今後さらにデータを蓄積し、経過を見る必要があると考えられる。

4. 干潟生態系の状況

a) 底生生物の変化

干潟で見つかったマクロベントスの個体数及び種類数の推移をFig. 8 a), b)に示した。各実験区ともに造成直後ではほとんどマクロベントスが見られなかったのに対し、2ヶ月後よりマクロベントスは増加し、種類数では造成後約半年で、個体数では、造成後約1年で事前調査とほぼ同じ数まで回復し、以後安定傾向にあった。また各実験区において、多毛類の優先した単純な生物相ではなく、二枚貝・腹足類・甲殻類といった多様な底生生物が息息していた。このうち実験区3においては、9ヶ月後(夏期)にマクロベントスの種類数の減少がみられ、その後秋期に入ると再び増加に転じた。以上より、浚渫土を材料に用いた干潟においても、実験区3の夏期をのぞけば、マクロベントスの種類数は順調に回復し、約1年で安定傾向になることが確認できた。

さらに、実験区1, 2, 3におけるマクロベントスの種類

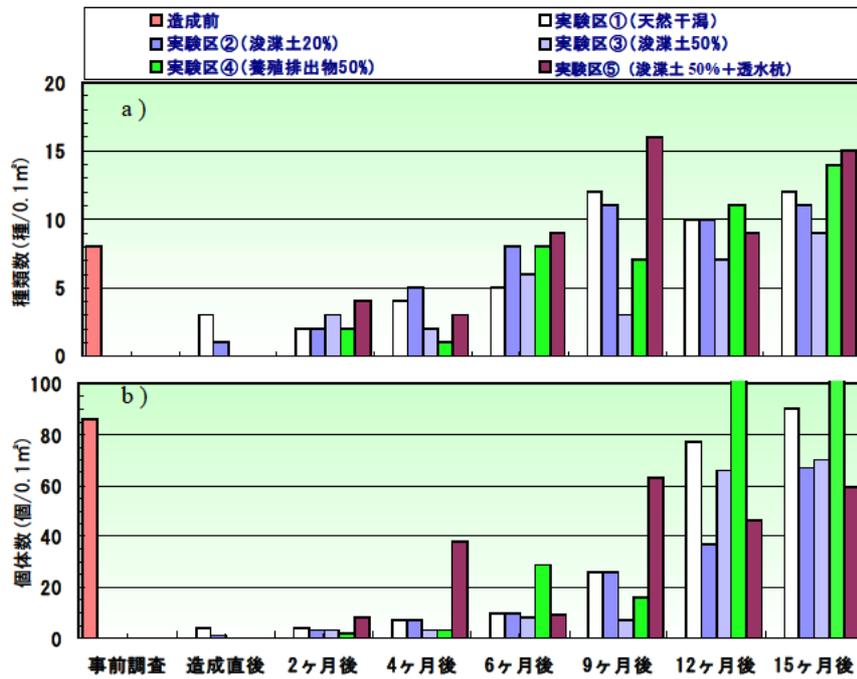


Fig. 8 定着した底生生物の a) 種類数と b) 個体数

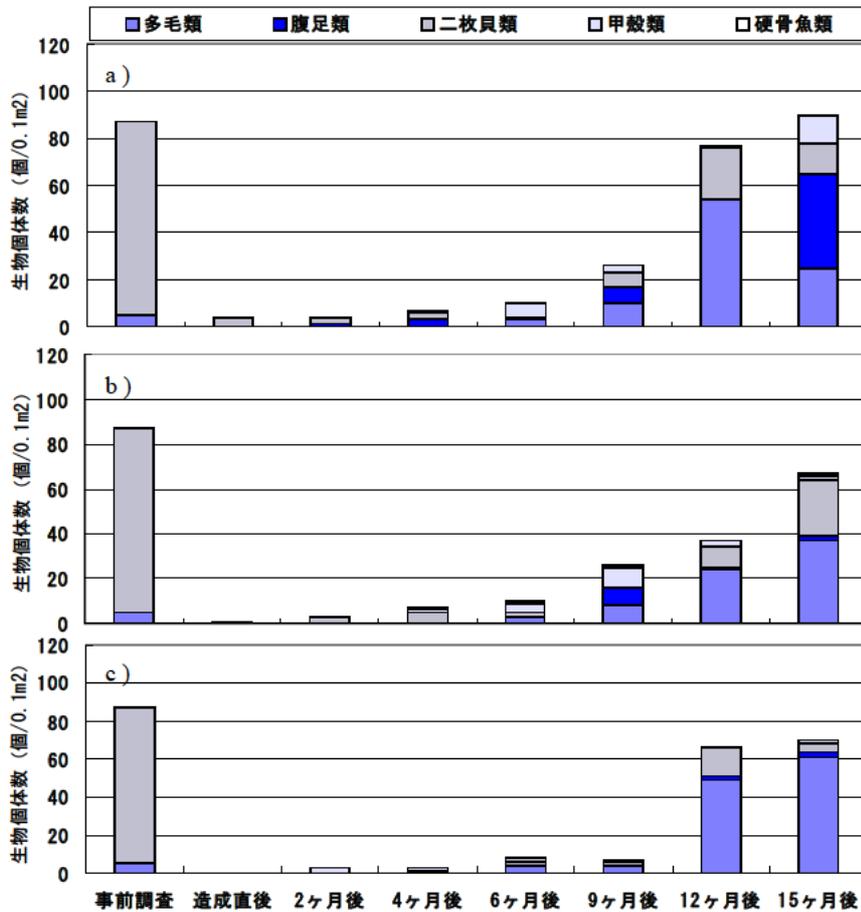


Fig. 9 底生生物の種類別個体数の経時変化 (a:実験区 1, b:実験区 2, c:実験区 3)

別個体数の経時変化を Fig. 9-a), b) に示した。マクロベントスは硬骨魚類・甲殻類・二枚貝類・腹足類・多毛類の5種類に分類した。実験区 1, 2, 3 ともに干潟造成後 6ヶ月後までは、個体数が少なく、硬骨魚類・甲殻類・二枚貝が主体であった。しかし 9ヶ月後以降になると、各実験区ともに、多毛類・腹足類・二枚貝類等のマクロベントスが増加し、以後ベントスの個体数も安定傾向にあった。また、マクロベントス数が安定した後は、浚渫土の混合割合の少ない実験区 1, 2 でマクロベントス数全体に占める多毛類の割合は少なく、浚渫土の混合割合の多い実験区 3 においては、多毛類の割合が多い傾向となった。

以上より、造成干潟に定着するベントスは、干潟造成後 6ヶ月までは移動性の生物が主体であり、生物相が安定していない状態であると考えられる。しかし 1年後以降では、二枚貝類・腹足類・多毛類といった、定住性の生物が増加して主体となり、干潟の生物相の安定性が高まったと考えられる。また実験区 3 における多毛類の割合の増加と夏期の種類数の減少については、浚渫土の混合割合の高いための影響であると考えられるが、冬期において回復することから、この混合割合（浚渫土 50%）でも、夏期に一時的に生物相は減少するが、冬期には復活することが示唆された。

b) 放流したアサリの変化

放流後 1年間のアサリの個体密度の変化と生長量を Fig. 9, Fig. 10 に示した。アサリの個体数は放流後一部減少したが、残りのアサリは造成 6ヶ月後まで、干潟に定着した。またアサリの個体数は天然の現地盤を用いた実験区 1 よりも浚渫汚泥を含んだ実験区の方が多かった。さらにアサリの成長量を見ると、各実験区共に殻長が増加していた。個数と同様に、実験区 1 よりも栄養分を多く含む実験区 2, 3, 4, 5 の方が成長が良い結果が得られた。しかし造成約 8ヶ月後の夏期に入るとアサリは急激に減少し、造成約 1年後には、アサリがほとんどいなくなってしまう。この原因として夏期の日中の干潮時に干上がった干潟表面の温度が上昇し過ぎたために、アサリが死亡した

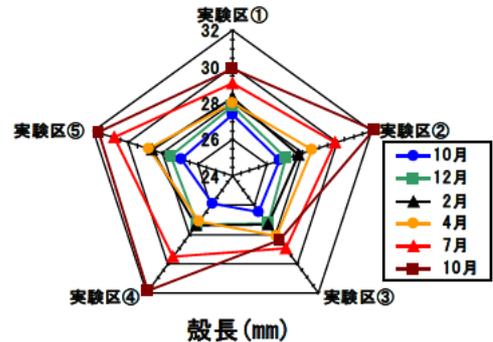
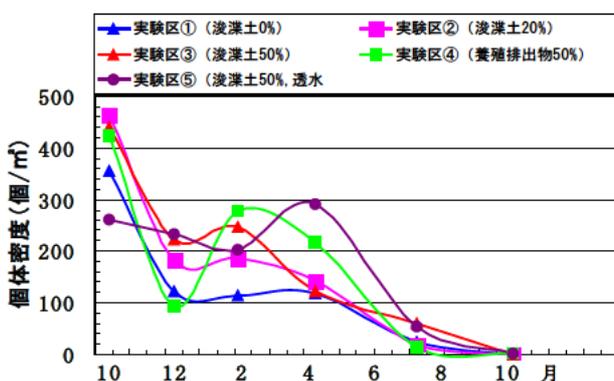


Fig. 11 アサリの殻長の変化

ことが考えられる。さらに、平成 13 年 9 月に再度アサリを造成干潟とその周辺に放流した。また 40cm×40cm のカゴに 30 個のアサリを入れ、各実験区の中に設置してアサリの変化を観察することにより、アサリが減少した詳細なデータを採取する予定である。

5. 底質の化学的性質と底生生物の関係

実験区 3 が夏期においてベントスの種類数が減少する原因を把握するために、実験区 1, 2, 3 における酸化還元電位 (ORP) と底生生物の種類数の経時変化を Fig. 12 に、実験区 1, 2, 3 の酸揮発性硫黄 (AVS) の経時変化を Fig. 13 に示した。ORP は各実験区の 3 地点 (沖・中・岸部)・各 3 層 (表層から 12cm まで) の平均値とした。AVS については各実験区の中心地点の各 3 層 (表層から 12cm まで) の平均値とした。実験区 1, 2, 3 ともに ORP は夏期に減少し、冬期には増加する傾向にあった。夏期の嫌気性の進行は浚渫土の混合割合が多いほど大きくなった。これは夏期の温度上昇に伴い、微生物の有機物分解活性が高まった結果、底質中の酸化物質が消費され、嫌気化が進行することを示している。このために、有機物含有量の高い実験区 3 の嫌気性が最も強くなる。このような夏期の嫌気化に対応して、各実験区のベントスの種類数は、嫌気状態の弱い実験区 1, 2 で増加したのに対して、嫌気状態の強い実験区 3 では減少した。しかし、その後、秋期から冬期にかけて嫌気状態が弱まるにつれて、ベントスは回復した。さらに、Fig. 13 に示す、各実験区の AVS の経時変化と対応して、種類数の減少した実験区 3 では AVS は 3 実験区中、最も高い。これは、水産用水基準 1) による、底質中の AVS が 0.2mg/g を超えるとベントスが減少し始めるという知見と一致する。

以上より、有機物含有量の多い底質環境においては、夏期に嫌気化が進行すると、生物相がダメージを受けることが確認できた。したがって、通年にわたり干潟の生物相を維持するためには、干潟底質の有機物含有量を夏

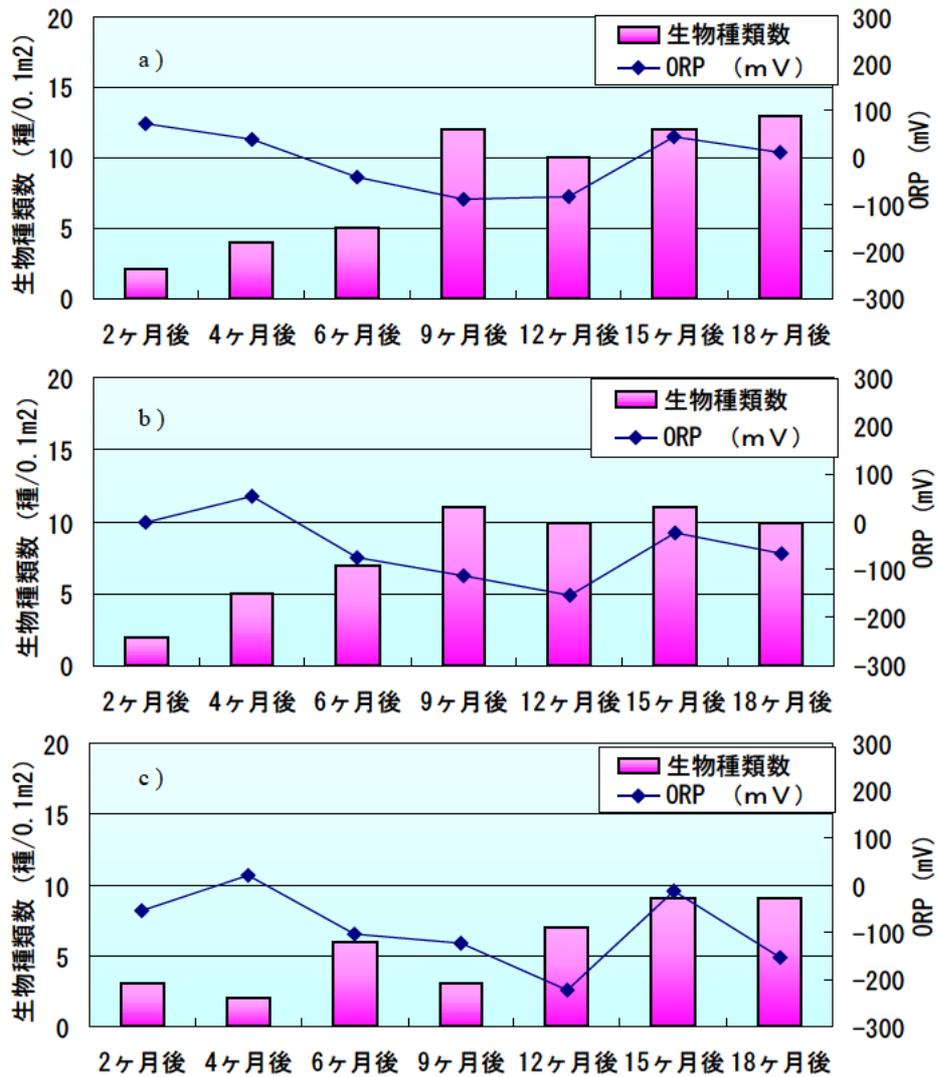


Fig. 12 底質の ORP と底生生物の種類数(a: 実験区 1, b: 実験区 2, c: 実験区 3)

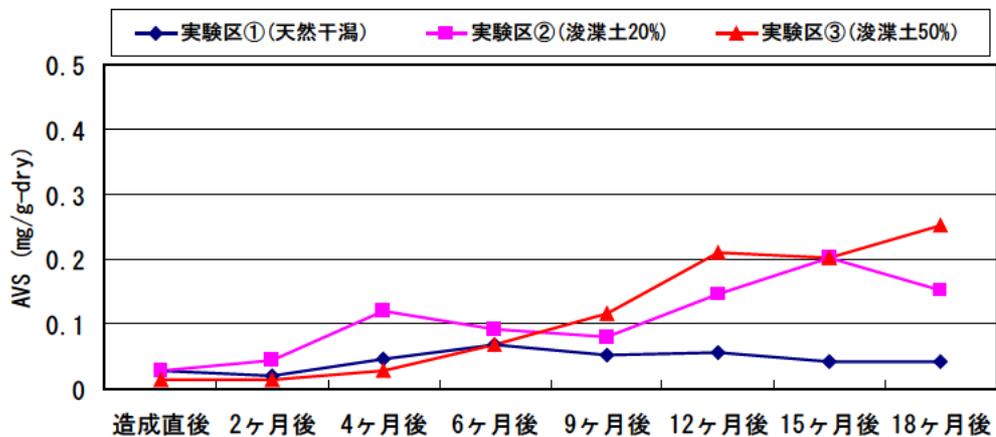


Fig. 13 底質の AVS の経時変化

期に極端な嫌気化が進行しないレベルに設定することが望ましい。しかし、実験区 3 においては、夏期に一時的に生物相はダメージを受けるが、冬期には回復することから、夏期の一時的な生物相の減少を許容すれば、浚渫土混合割合は、20% ~ 50% で設定可能であると考えられる。

ま と め

造成後約一年間の調査を継続し、干潟周辺の水質は造成工事の影響が現れたが、2ヶ月で安定し、平年の英虞湾の水質と同レベルに推移し、安定した。底質中の COD、TOC は各実験区とも減少しており、干潟材料の浚渫土中の有機物は徐々に分解していると推測できた。さらに定着した底生生物は、放流したアサリは夏期に減少してしまっただが、他の底生生物の種類数、個体数は造成前のものと比較すると約半年で種類数が、約 1 年で個体数が回復することが確認できた。

干潟底質の酸化還元電位と酸揮発性硫黄と底生生物の関係から、浚渫土を用いた人工干潟を造成する際に、浚渫土混合条件が 20% ~ 50% で設定すれば、干潟の生物相が維持できることがわかった。

環境評価は少なくとも数年以上の長期にわたり評価すべきものであり、今回の報告では約 1 年間の変化は把握したが、結論を出すには至っていない。よって今後も調査を継続し、特に減少したアサリについては、再度放流し、以後同様に経過の観察をする予定である。

また、個々の干潟について栄養塩の挙動及び底生生物への効果を含め詳細なデータを採取するために、平成 13 年 9 月より三重県水産研究部屋外水槽にて 5 種類の干潟水槽を設置し、モデル実験を開始した。今後経過を追跡し、浚渫汚泥使用の効果を判定して行く予定である。

文 献

- 1) 木村賢史, 鈴木伸治, 西村修, 葛西人工海浜における生物生息環境の不安定化に係わる環境因子の検討, *土木学会論文集*, **664**, -17, 55-63 (2000) .
- 2) 風呂田利夫, 生態系修復としての人工干潟の問題点, *沿岸海洋研究*, **33**, 2, 163-167
- 3) 岡田光正: 干潟・藻場の創出ならびに保全に関するバイオメディエーション技術, 第 27 回環境保全・公害防止研究発表会講演要旨集, 1-9 (2000) .
- 4) 池田佳子, 荒木佐知子, 鷲谷いづみ: 浚渫土を利用した水辺の植生復元の可能性の検討, *保全生態学研究*, **Vol. 4**, 21-31 (1999) .
- 5) 上野成三, 高橋正昭, 原条誠也, 高山百合子, 国分秀樹: 浚渫土を利用した資源循環型人工干潟の造成実験, *海岸工学論文集*, **Vol. 48**, 1306-1310 (2001) .
- 6) 田中庸央: 伊勢湾及びその集水域の水環境の現状と課題, *日本水環境学会中部支部講演会要旨集*, 13-16 (2000) .
- 7) 高橋正昭, 宮尻英男: 内湾汚泥の現状と有効利用の方向, 第 2 回伊勢志摩海洋国際会議論文集, 1-9 (1998) .

Technology for constructing artificial tideland of salvaged sludge

Suggestion of appropriate mix rate for constructing artificial tideland with salvaged sludge

Hideki KOKUBU, Hideki YOSHIMURA, Kunihiko SATO, Susumu KATO,
Masaaki TAKAHASI, Seizo UENO and Yuriko TAKAYAMA

Keywords : salvaged sludge , artificial tideland , technology of constructing the tideland

We constructed the experimental artificial tideland (5m × 25m) in AGO bay, and constantly investigated the environmental effect around the tideland for 15months. The water quality around the tidelands moved common level in AGO bay. According to alternation of COD and TOC in the experimental tideland, it is considered that organic matters in tideland are decomposed gradually. The clams stocked in the tideland are established until 6months, but in summer they reduced. And the kinds and number of established benthos increased the same as the natural tideland at 12 months. Thus it was considered those artificial tidelands including salvaged sludge were safety and behave the same as natural tideland. And we suggest the appropriate mix rate for constructing artificial tideland with salvaged sludge.