

原著

浚渫汚泥を用いた干潟造成技術開発研究（2）

人工干潟造成における浚渫土混合率と底生生物

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 2 年半にわたる干潟周辺の底質, 定着した底生生物の変化について整理した。造成後, 底質中シルト成分はわずかではあるが徐々に減少する傾向にあった。底質の 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され, 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の評価を行った。

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

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三番瀬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¹⁾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⁾。さらに好気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土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に 6 種類の人工干潟を造成した (Fig. 2)。本報では, この干潟の土質および干潟生物などの変化を調査することにより, 浚渫汚泥を干潟材料として利用する場合の効果および最適混合率について検討した結果を報告する。

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 $25\text{m}^2 \times 5\text{m}$ 区画（5 種類）の人工干潟を造成した。造成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 は天然の現地盤土壤 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% 現地盤土壤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

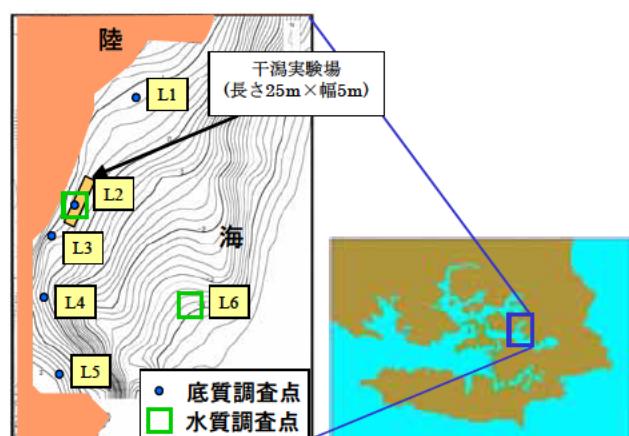


Fig. 1 人工干潟造成場所と調査地

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

1)大成建設株式会社

置は、地盤の透水性を高め、干潟を好気的にし、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 日に完成した。さらに 1 年後、平成 14 年 9 月 30 日に浚渫土のみで実験区 6 を増設した。

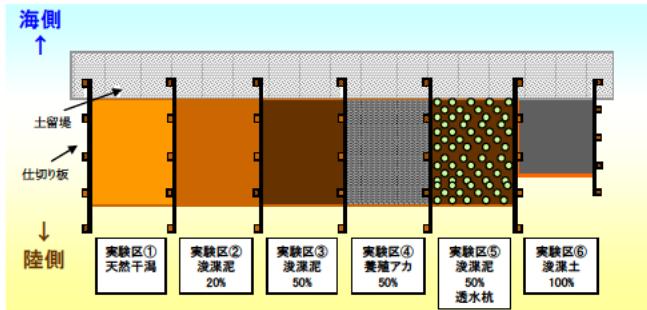


Fig. 2 造成干潟実験区画図

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。調査項目は下記に示すような項目について行った。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と干潟から沖合 200m 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 2 年半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 カ所、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 カ所

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 カ所

項目：密度、湿潤重量、殻長

結果と考察

1. 底質の変化

各実験区における中間層（2~6cm）の土壤中のシルト成分（粒径が $74\mu\text{m}$ 以下のもの）の含有量を Fig. 3 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 2 年後では干潟土壤中のシルト成分は減少する傾向にあった。これは、干潟の傾斜が、1%以上あると、潮流等により、干潟中のシルト成分が徐々に流出するという報告がある。英虞湾はリアス式海岸特有の沈降海岸であり、その性質上、遠浅の干潟ではなく、干潟の傾斜は、1%以上のものがほとんどであり、本実験干潟も約 5%で造成している。このことからも干潟の中の細かい粒子が、徐々に流出していると考えられる。

干潟の中間層における酸化還元電位の経年変化を Fig. 4 に示した。造成直後はマイナスで還元的であったが、12 月から 2 月になると酸化的になり、造成 1 年後の 9 月には造成直後とほぼ同じ値まで徐々に還元的に移行した。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. 5 と Fig. 6 に示した。浚渫土を用いた実験区 2, 3, 5, 6 はその混合率に比例して、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、天然干潟土壤を用いた実験区 1 については、造成直後 COD は低く、以後時間とともに

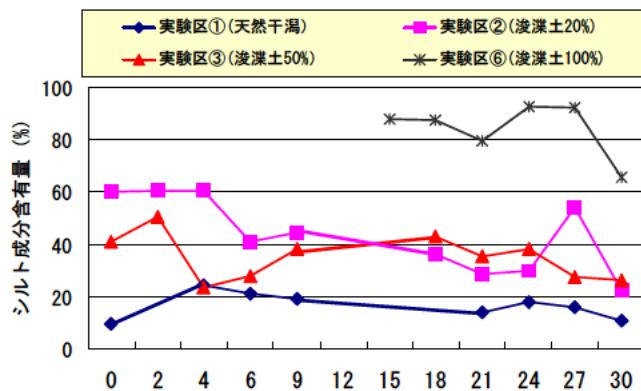


Fig. 3 各実験区のシルト成分含有量の変化

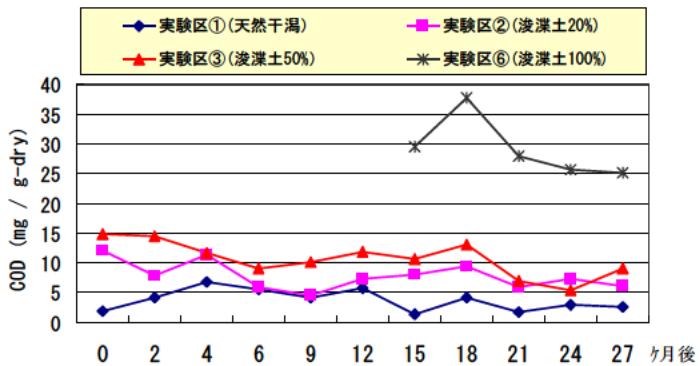


Fig. 5 各実験区の COD の変化

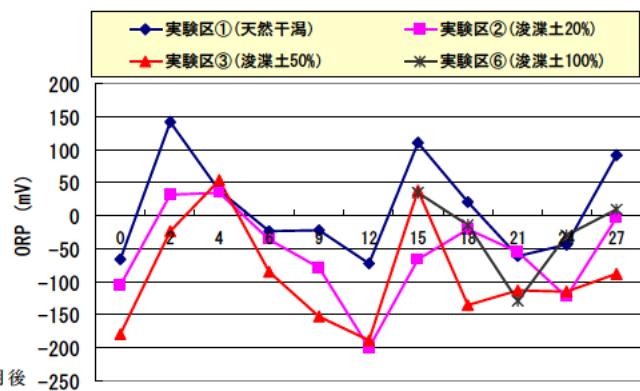


Fig. 4 各実験区の ORP の変化

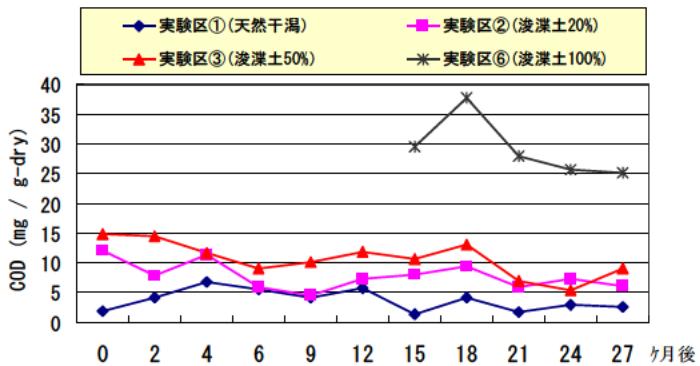


Fig. 6 各実験区の TOC の変化

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ことと、Fig. 3 で示すように、シルト成分含有量が減少していることが考えられる。

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。このことからも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. 7 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 年で事前調査の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生息していた。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。浚渫土 100% の実験区 6 では、同様に種類数は、約半年で回復してきたが、個体数はの回復は、他の実験区と比較して、やや遅れている。これは、COD も 25 以上と高く、底質も粘土状で、生物の定着に適していないことが考えられる。さらに、各実験区とも個体数の変化を見ると 1 年後以降は、夏期に減少し、秋期にかけて回復していく周年的な変化はあるが、安定傾向である。

さらに、実験区 1, 2, 3, 6 におけるマクロベントスの種類別個体数の経時変化を Fig. 8-a), b), c), d) 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, 6 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、各実験区とともに、多毛類・腹足類・二枚貝類等のマクロベントス

が優先的に定着する傾向にある。特に実験区 6 では、浚渫土 100% の影響で、他の実験区と比較して、個体数が少ないが、種類数は多く、多毛類が最も多く、次いで腹足類、二枚貝類、甲殻類、硬骨魚類の順位である。一方で、実験区 1, 2, 3 では、浚渫土 20% の影響で、個体数は多く、種類数も多いため、多毛類、腹足類、二枚貝類、甲殻類、硬骨魚類の順位である。

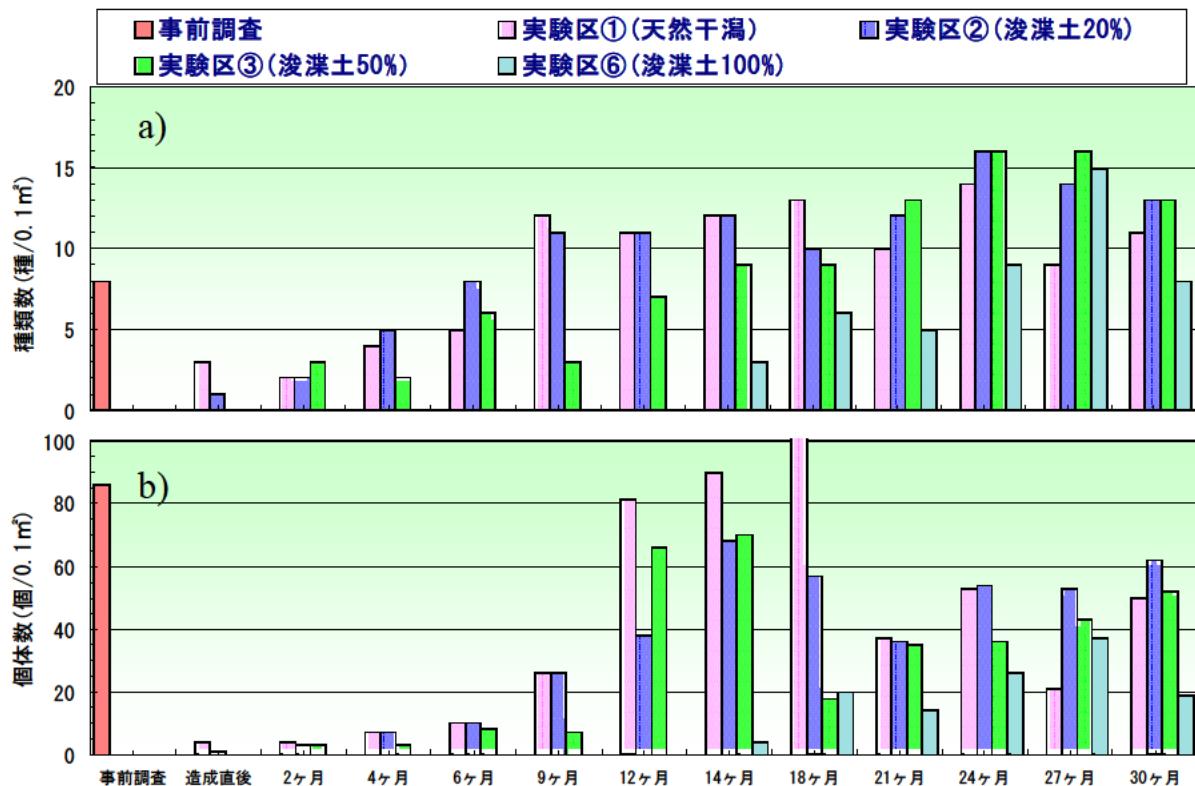


Fig. 7 各実験区の底生生物の変化 [a):種類数, b):個体数]

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には、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。また実験区6については、造成後1年後でも、甲殻類といった移動性の底生生物が主体であった。2年目以降については、実験区1,2,3ともに底生生物は各種バランスがとれ、安定傾向にあった。

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考えられる。浚渫土100%の実験区6については、1年経過しても移動性生物が主体であり、定住性の生物の定着に適さないといえる。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。

5. 底質の理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. 9に、実験区1,2,3の酸揮発性硫黄（AVS）の経時変化をFig. 11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かった。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。また、2年目以降は、実験区1,2,3ともに種類数は増加安定傾向になった。実験区6については、夏期に種類数の減少が起こった。さらに、Fig. 11に示す、各実験区のAVSの経時変化と対応

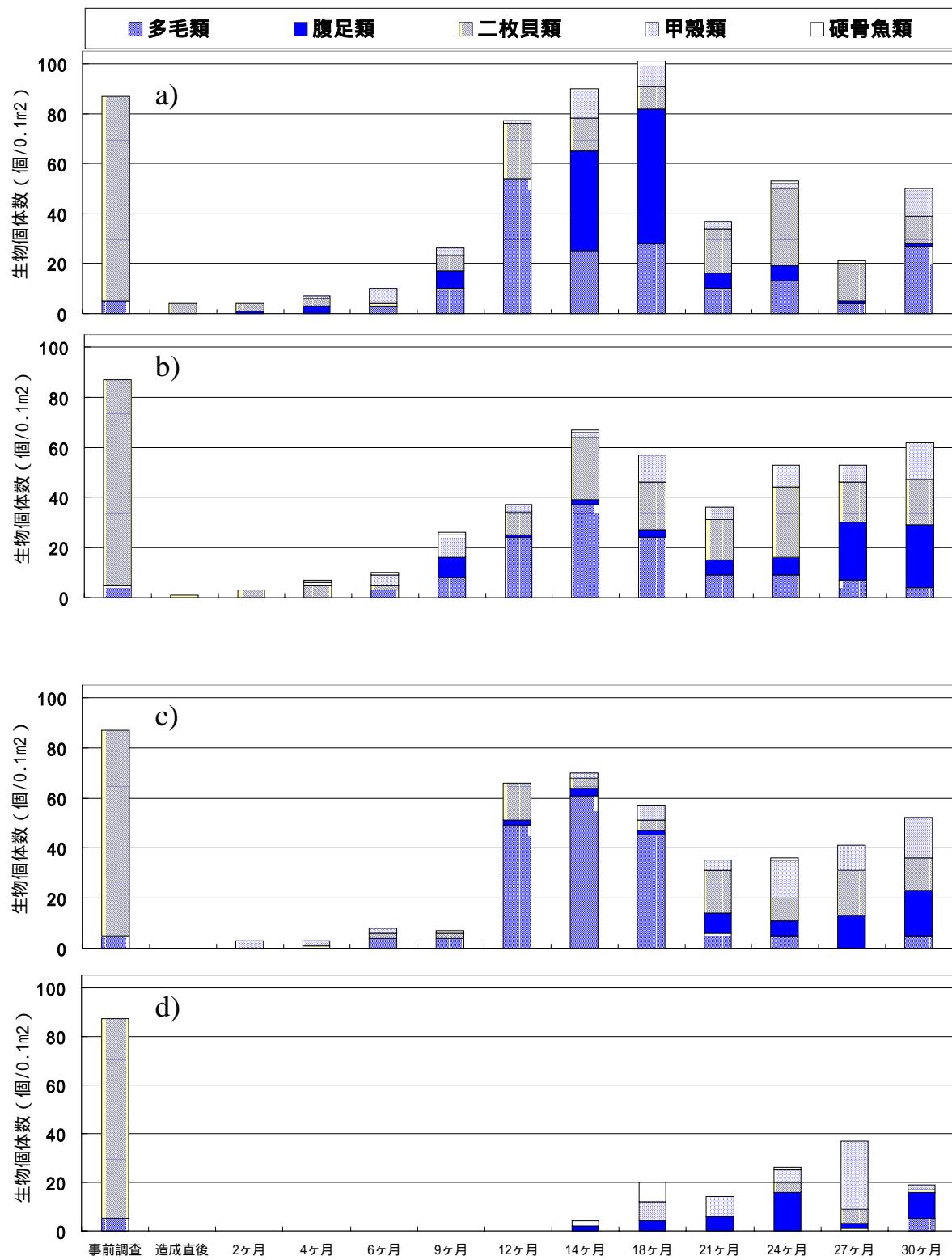


Fig. 8 各実験区の底生生物の種組成の変化【 a) :実験区 1, b):実験区 2, c):実験区 3, d):実験区 6 】

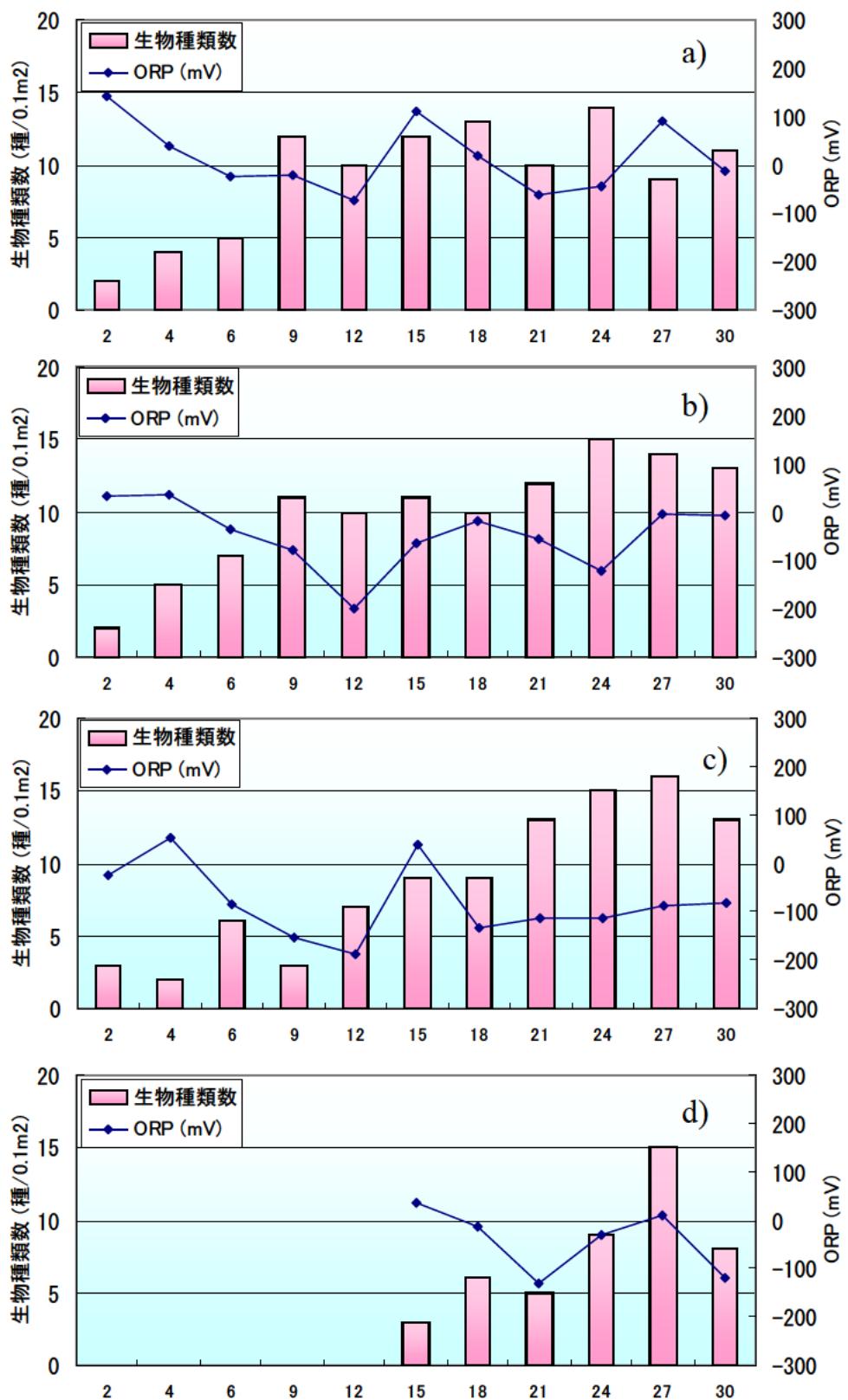


Fig. 9 各実験区の底生生物の種類数と ORP の関係

【 a) :実験区 1, b):実験区 2, c):実験区 3, d):実験区 6 】

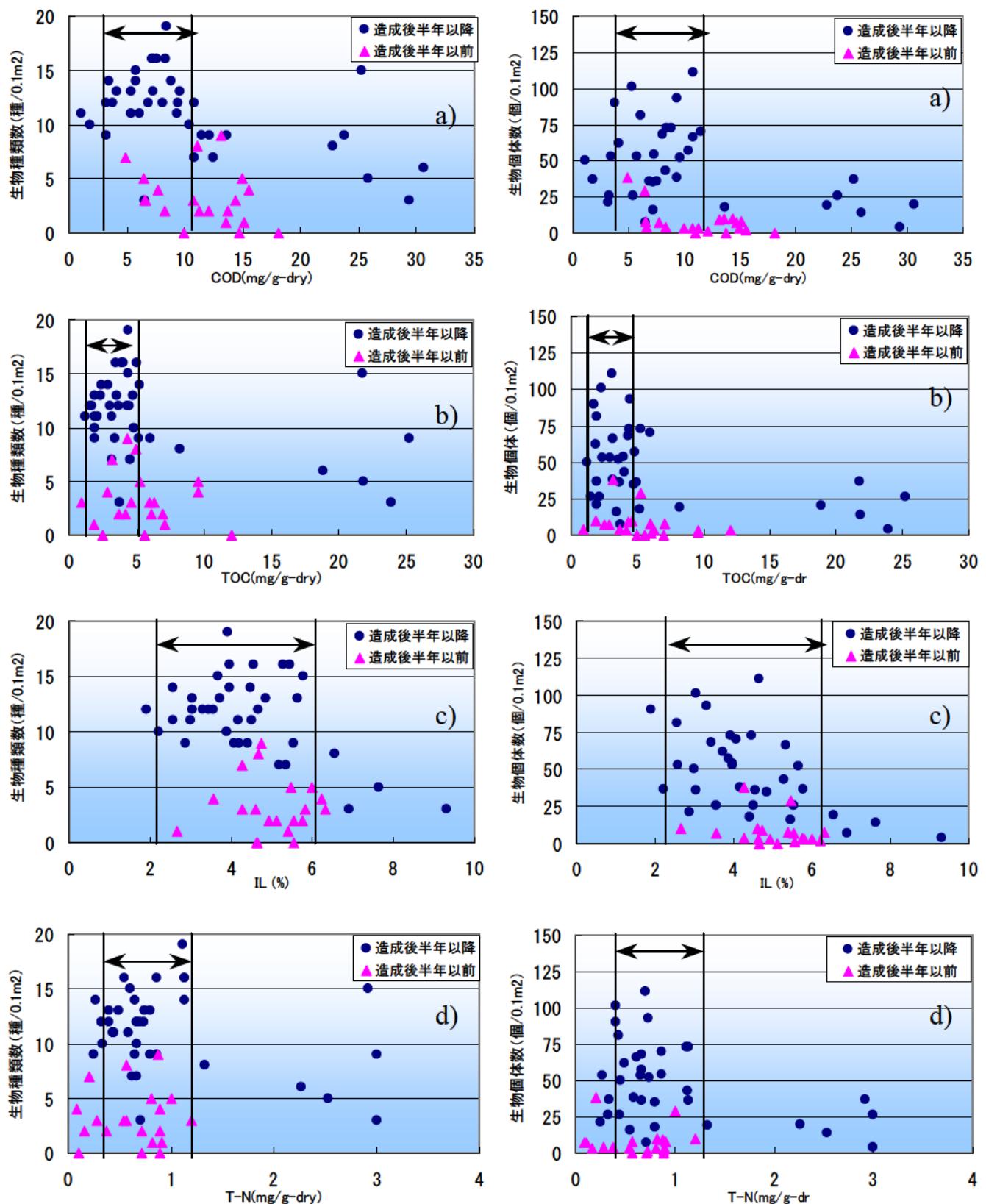


Fig. 10 底生生物の種類数・個体数と干潟底質の化学的性質の関係【 a) :COD, b):TOC, c):IL, d):T-N 】

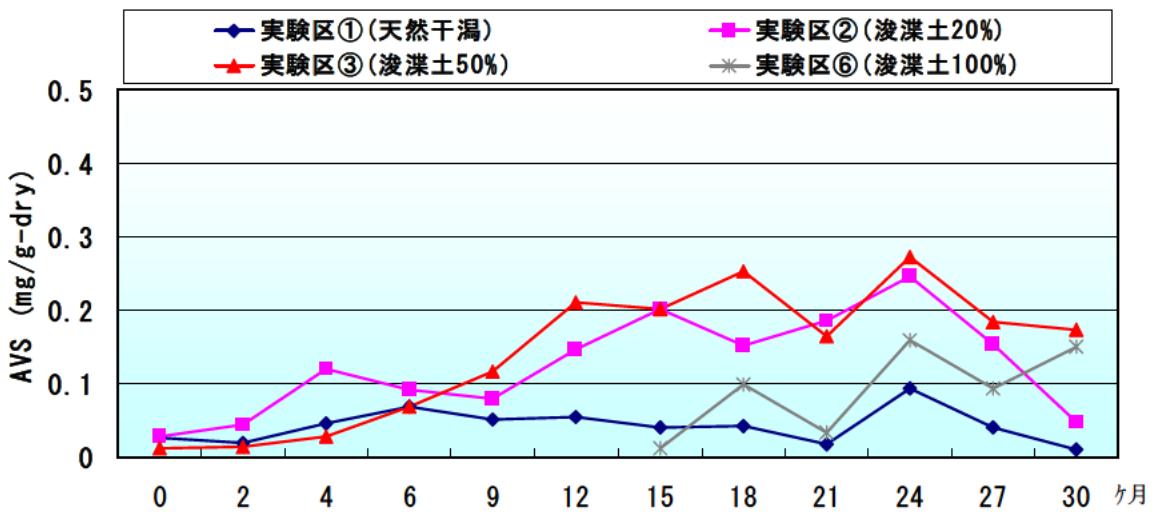


Fig. 11 各実験区の AVS の変化

して、種類数の減少した実験区 3 における AVS はこれら 3 実験区中、最も高い。これは水産用水基準による、底質中の AVS が 0.2mg/g を超えるとペ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、冬期には回復し、2 年目以降は、COD 等の減少に伴い、夏期の生物のダメージもなくなったことを考慮すると、浚渫土混合割合は、20%～50%で設定可能であると考えられる。

6. 浚渫土の最適混合割合

Fig. 10 に干潟造成後 2 年半の各実験区における COD, TOC, IL, T-N とそこに定着する底生生物との関係を示した。Fig. 7 より、底生生物が安定するまで半年必要であることから、半年以前と半年以降で分けて示した。各項目とともに、生物の種類数が極大値を示す形になった。これは、干潟底質が多量の有機物を含むほど、そこに定着する底生生物は減少するが、有機物含有量が少なすぎることも底生生物の減少につながる。これは清純な底質よりは、ある程度有機物を含んだ底質が底生生物の定着に適していることを示唆している。これより、底生生物の定着に適した、底質の化学的性質は、COD:3～10mg/g-dry, TOC:2～5mg/g-dry, IL:2～6%, T-N:0.5～1.2mg/g-dry が最も底生生物に適した値であるといえる。今後、人工干潟造成時の浚渫土最適混合割合は、上記の値になるように設定すると、底生生物の定着

に適したものになると考えられる。

まとめ

造成後約 2 年半の調査を継続た。底質中の COD, TOC は各実験区とも減少しており、干潟材料として用いた浚渫土中の有機物の分解とシルト成分の流出が推測された。さらに定着した底生生物は、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された。

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示された。その際の底生生物の定着に最適な底質の化学的性質は、COD:3～10mg/g-dry, TOC:2～5mg/g-dry, IL:2～6%, T-N:0.5～1.2mg/g-dry であると考えられる。

しかし、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 2 年半の変化は把握したが、結論を出すには至っていない。今回、底生生物に適した、浚渫土混合割合を提示したが、底質の変化を考慮すると、実験区の有機物含有量が減少していることから、今後 3 年目以降、現在良好な実験区 2 の生物数が、有機物の低下とともに減少し、一方有機物を多く含む実験区 3 が最も底生生物の定着状態が良くなることも予想される。以上のことから、人工干潟の耐久年数の議論が今後必要になってくると考えられる。よって今後も調査を継続し、造成後 3 年間、以後同様に経過の観察をする予定である。現在 3 年間の継続調査を行っている人工干潟はなく、このデ

ータの蓄積は重要である。その結果を統合して、耐久年数を含めて、最適な浚渫土の混合割合を求めていく予定である。

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, p. 1-9, (2000).

- 4)池田佳子, 荒木佐知子, 驚谷いづみ: 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**, p. 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**, p.1306-1310, (2001).

Technology for constructing artificial tideland of salvaged sludge

Estimation of appropriate mixing rate for constructing artificial tideland with salvaged sludge

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

We constructed the experimental artificial tideland (5m × 25m) in AGO bay, and constantly investigated the environmental effect around the tideland during 30 months. Influenced by the alternation of the tidal current, the silt component in the mud of the tideland has gradually decreased. The data of COD and TOC in the experimental tideland suggested that the organic matters in the tideland are considered to be decomposed gradually. The kinds and number of benthos habit in the tideland have restored as same as level of the natural tideland within 12 months. Thus those artificial tidelands containing salvaged sludge was considered to behave same as natural tideland. We estimated the appropriate mixing rate for constructing artificial tideland with salvaged sludge.

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