

浚渫土で造成した人工干潟の推移*

山口県環境保健センター 環境科学部

角野浩二, 田中克正, 谷村俊史, 下尾和歌子, 今富幸也, 下濃義弘

Annual changes of the artificial tidal flat made by the dredged soil

Kouji KAKUNO, Katsumasa TANAKA, Toshifumi TANIMURA, Wakako SHITAO, Yukiya IMATOMI, Yoshihiro SHIMONO
Yamaguchi Prefectural Institute of Public Health and Environment

1 はじめに

近年、干潟は多様な生物の生育・生息の場として、また高い水質浄化機能を有する重要な場として注目されており、埋め立て等により失われた干潟の再生が求められている。一方、港湾の整備、内湾の環境改善の一環として浚渫が広く行われているが、発生する浚渫土の利用価値は少なく処分場の確保が問題となっている。これらの問題を解決する試みとして1999年に三田尻湾において湾内で発生した浚渫土を利用し人工干潟の造成を行った。この人工干潟および湾内の自然干潟を対象とし、10年間にわたって水環境への影響および生物生息場としての機能と効果ならびに変遷を調査したので報告する。

2 人工干潟の概要および場の環境条件

三田尻湾人工干潟は、山口県防府市向島郷ヶ先地先の三田尻湾内の潮間帯に位置している(図1)。三田尻湾は、瀬戸内海に位置する湾域面積3.65km²、海岸線の総延長13.1kmの閉鎖性が高く穏やかな湾である。水深は、航路沿いが5m以上に浚渫されているものの、その他の部分では2~3m程度と比較的浅い。湾内の自然干潟は、開発に伴う埋め立て等により徐々に減少しているが、その一部は残っている(1979年当時の59%)。このような閉鎖性の高い穏やかな浅海域で、かつ自然干潟が残る湾内では、造成した人工干潟は安定的に推移し、また底生生物の幼生の供給も容易と推測され、比較的速やかに自然干潟に近い環境が形成されると期待された。また、計画地は、かつて自然の干潟が存在していた浅瀬であり、地元関係者からの要望もあったことから、当地で干潟を造成し、人工干潟の状況についてモニタリングを実施した。

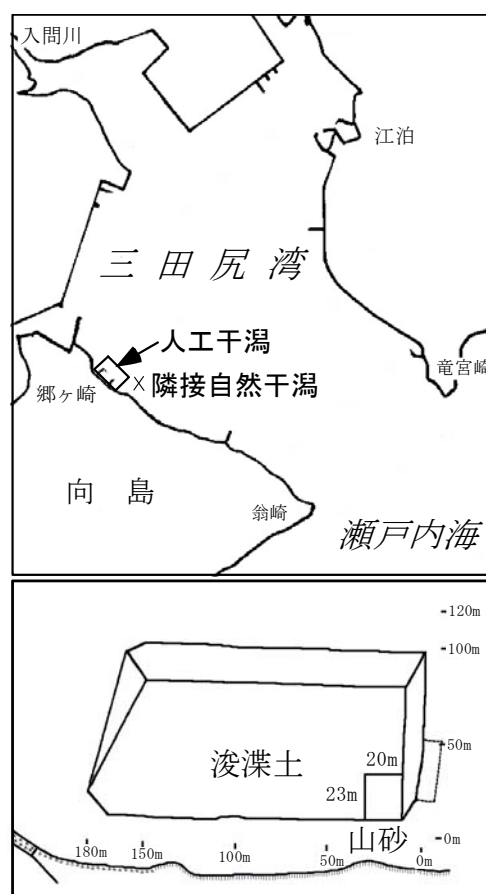


図1 人工干潟の位置及び構造

表1 人工干潟の概要

造成方法	感潮域に浚渫土を投入し敷きならすことで干潟を造成した。
工事期間	1999年5月21日~6月20日
造成面積	11,241 m ² (山砂 460 m ²)
投入土砂	三田尻湾内の浚渫土 6,844 m ³

干潟の造成にあたっては、自然干潟としての構造、機能の再現を図るため、限られた予算内でできるだけ

大きな面積を確保することとした。造成工事は、同時期に計画のあった湾内の航路浚渫工事で発生した浚渫土を利用し、原地盤を利用した砂止めとすることで潜堤等の工事は実施せず、覆砂等も行っていない。

なお、浚渫土は細粒分が多く、二枚貝等の生育への影響も懸念されたこと、また、造成材による違いを見るため、一部に購入山砂(真砂土)を投入した。干潟の地盤高は、小潮平均低潮位(M.L.W.L.)に合わせ、勾配を100:1とし、原地盤から平均約60cm、最高約80cmかさ上げした。

また、地元漁協の協力により2004年まで人工干潟近辺での生物採取は制限された。

3 調査方法

(1) 調査地点

人工干潟部分の内、浚渫土部分に3地点、山砂部分に1地点を設定し、人工干潟の影響を受けると考えられる隣接自然干潟部分に1地点を対照として設定した。

(2) 調査内容

ア 形状調査

人工干潟の状態について目視・写真により変遷を追跡するとともに、レベル計を用いた地盤高の測定を年1回～2回行った。

イ 底質調査

底質の有機物含量等について年2～4回調査した。

ウ 底生生物(マクロベントス)調査

干潟に生息するマクロベントスについて年2回～6回調査した。

(3) 調査項目及び方法

調査項目および分析方法を表2に、採取方法を表3に示す。

表2 調査項目および分析方法

項目	分析方法
底質	
粒度組成	JIS A1204 ふるい別試験法
含水率	底質調査方法
強熱減量	底質調査方法
AVS	検知管による
酸化還元電位	ORP計による
COD	瀬戸内海環境情報基本調査の方法による
TOC	CHNコーダーによる
T-N	CHNコーダーによる
T-P	瀬戸内海環境情報基本調査の方法による
細胞色素	環境測定分析参考資料(第6分冊)4.4.9による
底生生物(マクロベントス)	湿重量、個体数、種組成

表3 採取方法

項目	調査方法
底質	底下0～10cm層の底泥を採取しサンプルとした。(酸化還元電位、細胞色素は底下0～2cm)
底生生物	30cm×30cm×20cm(深さ)を採取し、1mmメッシュ(マクロベントス)のふるいでふるった残留物をサンプルとした。

4 調査結果

(1) 形状

人工干潟の地盤高の推移を図2に示す。

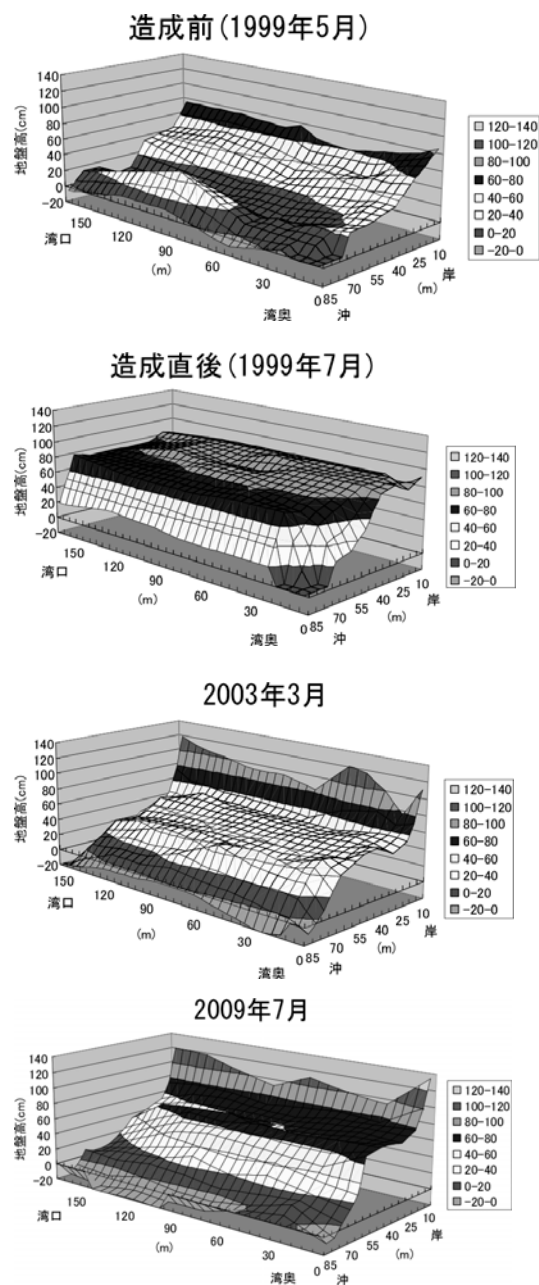


図2 地盤高の推移

地盤高は、浚渫土で造成したこと、圧密による地盤の沈下が起きたため、2009年の地盤高は造成直後の状態と比較して全体的に30cm程度減少した。特に湾口の沖側では、80cm程度造成前の地盤付近

まで下がった。これは地盤沈下に加え波浪、潮流等による人工干潟からの砂の流出によると考えられる。逆に岸側では1999年9月の台風18号や2009年7月の豪雨により人工干潟の後背地が崩壊したため、干潟内に土砂が流入し地盤が高くなった。災害に起因するものを除けば地盤の変動は2003年までの4年間において大きく進行し、2009年現在では砂の流出は継続しているものの、ほぼ落ちついたと考えられる。

(2) 底質

底質(底下0~2cm)の酸化還元電位の年平均値の推移を図3に示す。

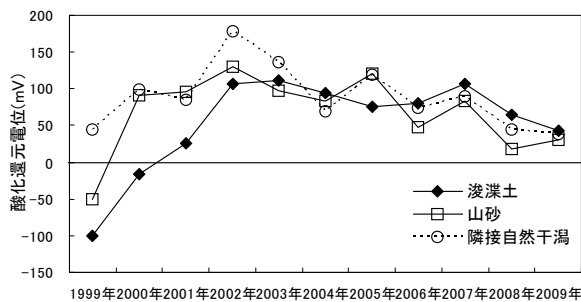


図3 酸化還元電位の推移

浚渫土で造成した区画は造成直後の1999年は還元性であったが、2年後の2001年に酸化性的な環境となった。山砂で造成した区画では初回調査時は還元性的環境であったが、直ちにプラスとなり浚渫土よりも早く酸化性的環境に移行した。これは浚渫土の方が含まれる有機物量が多いため、表層泥の酸化分解に時間がかかったためと考えられる。

COD及び含泥率(粒径63 μ m未満)の年平均値の推移を図4と図5に示す。

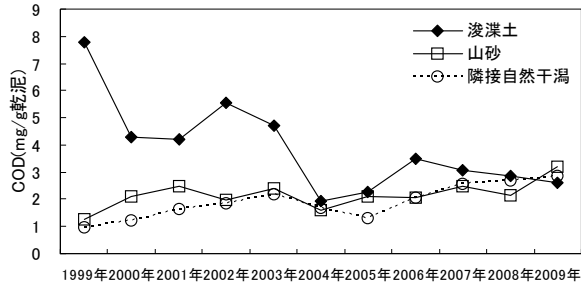


図4 CODの推移

当初、浚渫土は山砂や隣接自然干潟に比べ底質中に有機物及び細粒分が多く含まれていたが徐々に減少し、CODでは造成から5年後の2004年には隣接自然干潟と同程度となった。これは浚渫土に多く

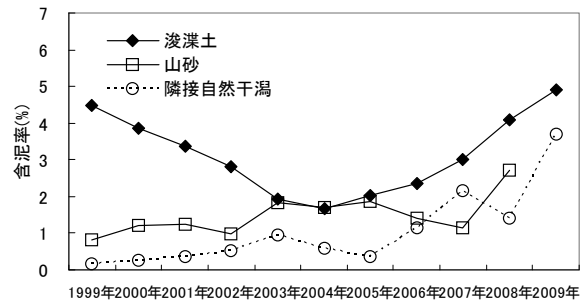


図5 含泥率(63 μ m未満)の推移

含まれる細粒分が波浪、潮汐に伴い流出したことおよび有機物の分解によるものと考えられる。逆に山砂や隣接自然干潟の含泥率およびCODは浚渫土の流出の影響を受け、徐々に増加した。また、人工干潟近辺での生物採取を解禁した2005年以降は細粒分が増加している。これは干潟内でマテガイ等の生物採取を行うようになったため、干潟が掘り返されることにより、下層の細粒分が表層に出たためだと考えられる。

(3) マクロベントス

マクロベントスの個体数及び多様度指数

(Shannon-Wiener)の年平均値の推移を図6と図7に示す。

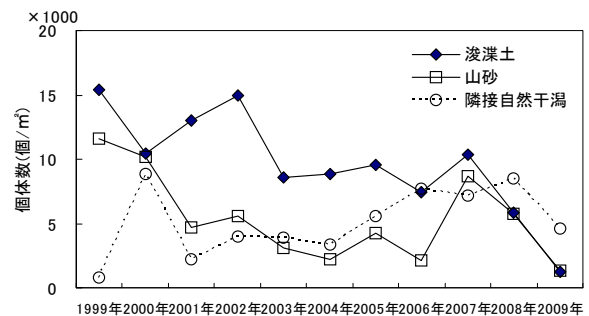


図6 個体数の推移

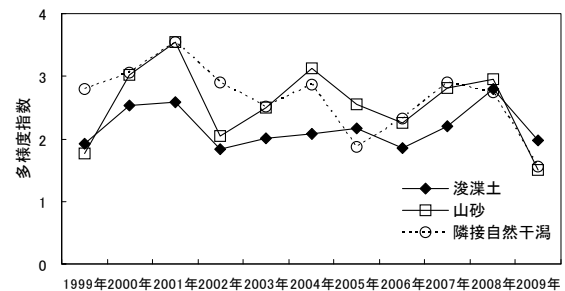


図7 多様度指数の推移

底生生物は、造成から2ヶ月後には造成前を上回る10,000個体/m²以上が確認された。有機物及び細粒分を多く含む浚渫土では山砂、隣接自然干潟に比べ個体数が多く推移したが、有機物、地盤高等の減少とともに個体数も減少した。

生物の多様度は富栄養域に生息する種が優占することが多いため、浚渫土では低い傾向にあった。また、浚渫土に生息するマクロベントスは、概ね環形動物が60%、軟体動物が30%を占め節足動物などの割合は5%程度であったが、隣接自然干潟は節足動物などの割合が15%程度を占めていた。なお、浚渫土では軟体動物はホトトギスガイ、環形動物は *Pseudopolydora* sp. が優占することが多く、隣接自然干潟とは異なり貧弱な生物相であった。

また、人工干潟内での生物採取を解禁した2005年以降は隣接自然干潟においてマクロベントスの個体数が増加した。

(4) 生物採取による攪乱効果

人工干潟近辺での生物採取を解禁した2005年以降は人工干潟内において、マテガイ等の底生生物が採取できることから休日には多くの市民が訪れた(図8)。



図8 生物採取の様子

生物採取は主に人工干潟内で行われ、隣接自然干潟にはほとんど手が入らなかった。マテガイ採取は干潟底泥を深さ10cm程度掘り起こすため、人為的な攪乱により底質の変化が起きた。

2004年(生物採取解禁前)の酸化還元電位及び強熱減量の鉛直分布を図9に示す。

酸化還元電位の鉛直分布は、浚渫土では表層1cmのみ酸化状態であるが、山砂は7cmまで、自然干潟は4cmまで酸化状態を示しており、それ以深は還元状態であった。この差は細粒分の含有量の違いによるものと考えられる。

また、強熱減量は浚渫土では表層3cmまでは1.8%程度であるが、4cm以深から増加しており下層に有機物が多い。山砂は下層になるにつれ強熱減量は減少するが、これは元々含有する有機物が少ない土質であり表層のみ生物活動及び浚渫土からの流入の影響で有機物が増加したためと考えられる。なお、自然干潟は下層になるにつれ若干増加していた。

これらの結果から、浚渫土を約10cm掘り起こせば

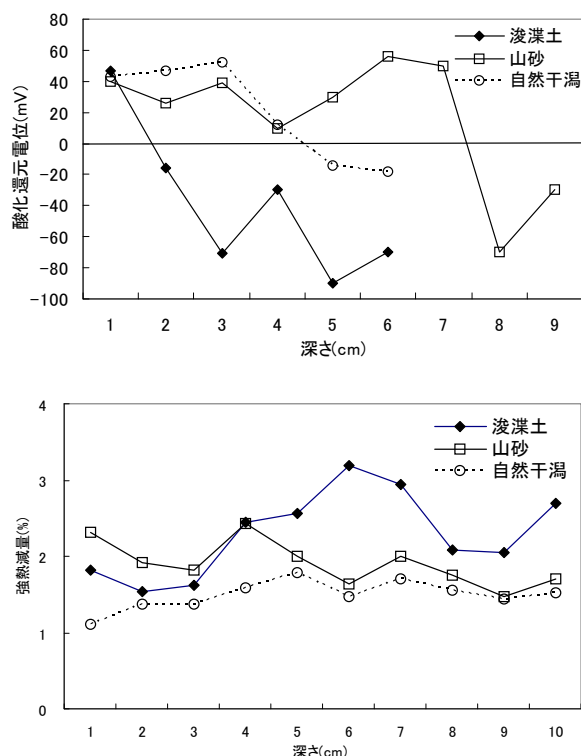


図9 底質の鉛直分布

有機物量の多い還元層が表層に出ることで酸化され、有機物分解が促進すると考えられる。攪乱を受けた浚渫土でマクロベントスの増加が見られなかったのは人為的採取や攪乱による底生生物の斃死が考えられるが、隣接する自然干潟では増加したことから、底質酸化による栄養塩溶出量の増加が周辺に影響したと考えられる。

5 まとめ

浚渫土は含有する有機物、細粒分が多いことからマクロベントスの個体数増加に有利であるが、生物多様性は低い。また、有機物は干潟造成から5年で隣接自然干潟と同程度まで減少し、それに伴いマクロベントスも減少した。なお、生物採取を解禁した2005年以降は隣接する自然干潟においてマクロベントス個体数が増加したことから、干潟の掘り起こしが生物の増加に寄与したことが示唆された。

*本報告は平成22年3月15~17日に福岡市で開催された第44回 日本水環境学会年会において発表した。