

干潟生態系の発達過程と水質浄化機能—干潟メソコスムを用いた研究

本田是人^{1†}, 青山裕晃², 鈴木輝明¹, 高倍昭洋³

Development process of tidal flat ecosystems and their functions to purify water: a study using a tidal flat mesocosm system

Yoshito HONDA^{1†}, Hiroaki AOYAMA², Teruaki SUZUKI¹ and Teruhiro TAKABE³

To examine how tidal flat ecosystems develop and how they purify water, we deployed a tidal flat mesocosm system (TFMS). This system was composed of two types of sea sands with different grain size compositions, that is, fine and coarse sands (0.19 mm and 0.95 mm in median grain diameter, respectively) spread over experimental pools equipped with a tide generator. Seawater from Mikawa Bay was then introduced to the system. For about one year, fluctuations in the water quality of the reservoir and changes in sediment matters and benthic animals were monitored. Chlorophyll *a* concentration (Chl-*a*) in the water column was suppressed by macrobenthos, suggesting that the intake of Chl-*a* would be in proportion to the biomass of macrobenthos. Nitrogen content of detritus increased with the appearance of suspension-surface deposit feeders followed by meiobenthos and surface deposit feeders, which utilize the increased detritus. These observations were different from previous understanding that chemical changes in sediment matters control benthic communities. The biomass of macrobenthos and meiobenthos were larger in the tidal flat with coarse-grained sands than with fine-grained sands. DIN (dissolved inorganic nitrogen), DON (dissolved organic nitrogen) and PON (particulate organic nitrogen) in the water columns were removed and the estimated TN (total nitrogen) budget indicated that the removal rate (13%) in the coarse sand pool was larger than that (9%) in the fine sand pool. From these findings, it is clear that the purification function in the TFMS was established within one year.

Keywords: tidal flat, mesocosm, grain size composition, benthic community, water purification

はじめに

内湾閉鎖性水域では漁場環境修復策の必要性が論じられているが、その中で、干潟再生技術の確立のためには、干潟が発揮する生態学的機能の本質を担う底生生物群集の変動メカニズムや、工事後の時間経過に伴う干潟生態系の発達過程解明の必要性が指摘されている(桑江, 2005)。とくに、造成直後から干潟生態系がどのように発達し、それに伴い水質浄化機能がどのように発現するのかに関する研究例は少ない(細川ほか, 1996; 桑江ほか, 2000a; 200b)。

この検証にあたっては、大規模な野外実験では不確定な環境条件によって実施は困難であり、また、小規模な野外実験や均一な環境条件での室内実験では得られた結果が自然の系で実際に作用するかを確認することができない。近年、干潟生態系を把握する手法として野外調査と室内実験の欠点を補うため、自然の一部を隔離再生した実験生態系(メソコスム)が使用されている(細川・桑江, 1997; 桑江ほか, 1997; Kuwae and Hosokawa, 2000; 武田ほか, 2007)。メソコスムを利用する最大の長所は自然に近い生態系の構築が可能で、かつ目的に応じて物理的環境を制御しつつ比較実験を行える点にあり(西条・坂本, 1993)。例えば、干潟メソコスムを用いて干潟造成材の適性試験が実施されている(本田ほか, 2004; 石田, 2008)。

人工干潟造成の初期段階では泥土の粒度組成など物理的要因が干潟生態系の発達に影響を及ぼすと考えられるため(大坪ほか, 1997; 鬼頭, 2003)、本研究では愛知県水産試験場の干潟実験施設(以下、干潟メソコスムと称す)を利用し、粒度組成の異なる2種類の海砂で実験干潟を造成した後、メソコスムの制御を同一としたうえで三河湾の海水

2009年2月14日受付, 2009年9月3日受理

¹ 愛知県水産試験場

Aichi Fisheries Research Institute, 97 Wakamiya, Miya, Gamagori, Aichi 443-0021, Japan

² 愛知県西三河農林水産事務所

Aichi Nishimikawa Office of Agriculture, Forestry and Fisheries, 1-4 Myodaijihonmachi, Okazaki, Aichi 444-0860, Japan

³ 名城大学総合研究所

Research Institute of Meijo University, 1-501 Shiogamaguchi, Tempaku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

† yoshito_honda@pref.aichi.lg.jp

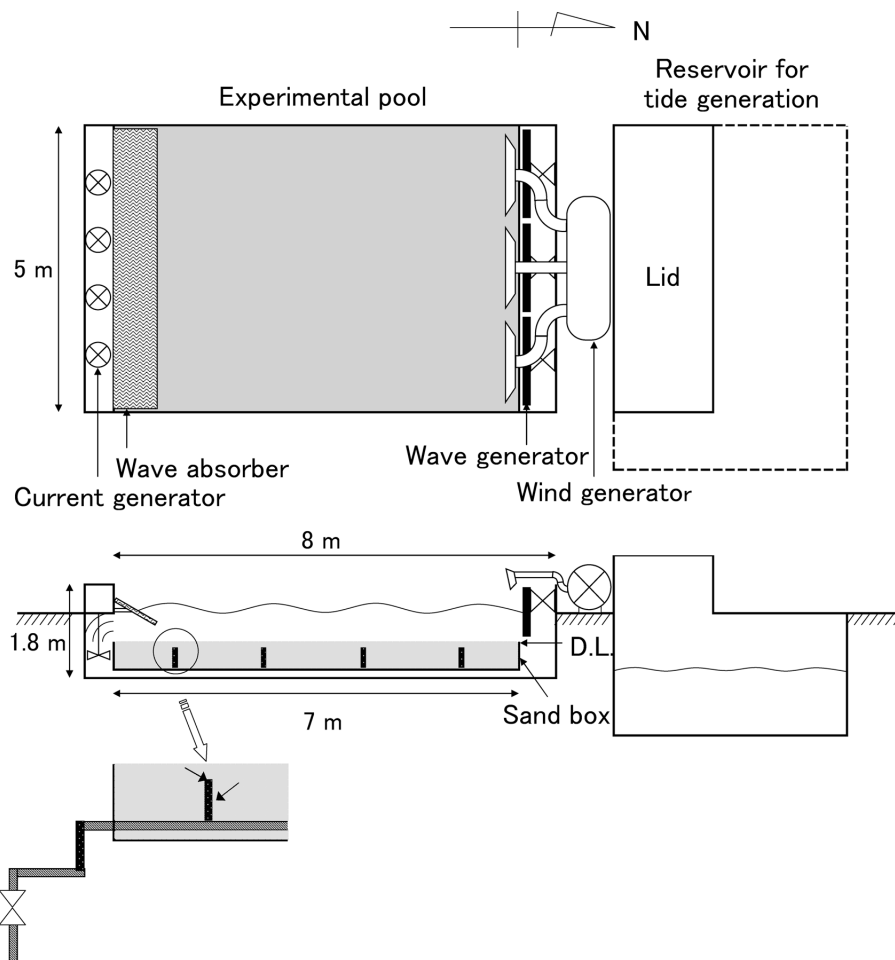


Figure 1. Plane view and cross section view of the tidal flat mesocosm system.

を約1年間導入し, 造成直後からの干潟生態系の発達過程と水質浄化機能の発現との関連を検証した。

材料と方法

干潟実験施設の構造

Fig. 1に干潟メソコスムの平面図と断面図を示した。干潟メソコスムは平面水槽(長さ8m, 幅5m, 深さ1.8m)と潮汐発生用貯水槽(長さ4.5m, 幅6m, 深さ2.3m; 以下, 貯水槽とする)から構成される。いずれも同型的水槽が3基ずつ設置されており, それぞれの貯水槽から平面水槽に海水が供給される。平面水槽は干潟の空間的特徴を再現できるように, 海水交換率の設定が可能である。海水の交換率は0%から100%まで任意に設定できる。0%では平面水槽の海水が引き潮(最低潮位)目標位置まで水位低下する際に排水される海水は, 全て貯水槽に戻り循環状態となる。100%では平面水槽の海水が引き潮(最低潮位)目標位置まで水位低下する際に貯水槽には戻らず, 全て外部に排水される設定である。貯水槽の海水は水産試験場地先180mの海底に設置されている取水口(基本水準面D.L. -2.8m)

から導入されている。平面水槽は任意の基質を投入し, 任意の海域の予測潮位に合わせて潮位変化と潮汐流(流速 $0\text{--}25\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$)を起こすことができ, 造波(周期 $0.5\text{--}2.0\text{ s}$, 波高 $0\text{--}80\text{ mm}$)や送風($0\text{--}5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)を設定できる。さらに, 干潟水槽内に固定された干潟面に仮想の高さ(位置データ)を設定することにより地盤高の変更機能も有する干潟条件再現水槽である。実験水槽の砂箱は表面以外遮断されているが, 干出時の干潟面の地下水位を再現できるように砂箱内にFig. 1に示すような有孔管を設置しており, 干出時にはこの有孔管から干潟内部の間隙水が一部, 外部に抜ける構造となっている。干潟メソコスムの天井は自然光が入射するように透明ガラスで覆われており, 日射, 気温は制御していない。

実験区の設定

実験砂に使用した粒度組成をFig. 2に示した。干潟条件再現水槽1(以下, 細砂水槽とする)は中央粒径(d_{50}) 0.19 mm の三河湾湾口部中山水道航路における掘削砂, 干潟条件再現水槽2(以下, 粗砂水槽とする)には中央粒径

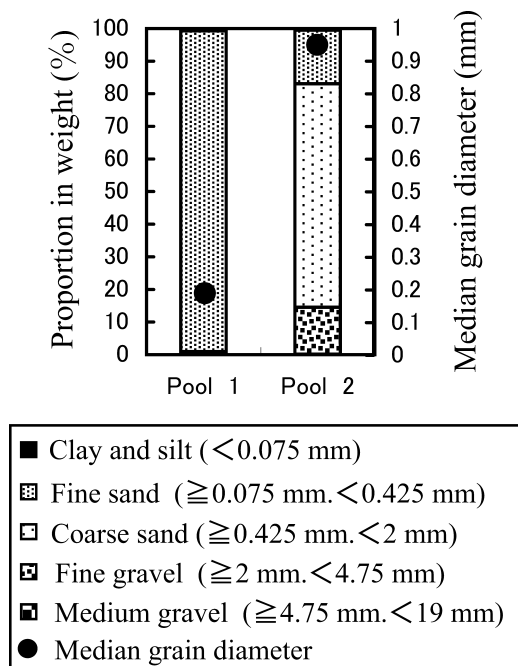


Figure 2. Grain size composition and median diameter in the fine sand pool (pool 1) and coarse sand pool (pool 2).

(d_{50}) 0.95 mmの愛媛県今治産海砂を屋外で約3ヶ月間乾燥させたうえで約30 cmの厚さに敷きつめ、淡水で洗浄した後、2000年3月14日から2001年3月26日まで377日間メソコスムを稼働した。地盤高は細砂水槽、粗砂水槽ともFig. 1の干潟上面をD.L. +0.3 mになるよう設定し、潮汐は蒲郡市三谷の予測潮位ファイル（電子潮見表、日本水路協会海洋情報研究センター）を用いて実時間で再現した。ただし、水槽の最高水位がD.L. +0.9 mであるため、これより高い潮位時ではD.L. +0.9 mを継続した。実験水槽の海水交換率は100%に設定し、流速は、満ち引きの最強流時に最大 $25 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 、潮止まり時（最満干潮時）に $0 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ となるよう連続的に設定した。潮位がD.L. +0.1 m以下になったとき $4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ で送風し、風波や微弱な流れを起こすとともに、水温・泥温の異常上昇を防止した。メソコスムの制御は細砂水槽と粗砂水槽で同一とし、実験期間中、底生物の人為的な移植は行わず貯水槽経由の無処理海水中の生物による自然加入に任せた。

採水および水質分析

2000年3月14日から2001年3月13日まで、最満潮時に貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽の海水を約3日に1度の頻度で計121回分析した。各水槽から採水した試水は強熱した（ 450°C 、3時間）ガラスファイバー・フィルター（Whatman GF/C）で速やかにろ過し、ろ液は分析に供するまで冷凍保存した。水中の栄養物質濃度の分析項目はアンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）、亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）、硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）、溶

存態総窒素（DTN）、懸濁有機態窒素（PON）、リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）、溶存態総リン（DTP）である。溶存態の窒素およびリンは、オートアナライザー（Bran+Luebbe AACS-III）を用いて分析した。溶存無機態窒素（DIN）は $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計から算出した。溶存有機態窒素（DON）はDTNとDINの差から、溶存有機態リン（DOP）はDTPと $\text{PO}_4\text{-P}$ の差から算出した。フィルターで捕集した懸濁物中のPONは、CHNコーダー（住化分析センター製NC-900S）により分析した。全窒素（TN）はDTNとPONの和とした。採水と同時に多項目水質測定装置（アレック電子製ACL1183-PDK）を貯水槽1, 2および細砂水槽、粗砂水槽に垂下して、水温、pH、DO、塩分、濁度およびクロロフィルa濃度（Chl-a）を測定した。多項目水質測定装置による観測は、最満潮時に貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽を同時に測定した。Chl-aについては三河湾観測時の抽出蛍光法（日本海洋学会、1985）による値と測定装置の読み値との検量線を使用し、補正した。

底質分析および底生物調査

堆積物は2000年3月23日から2001年3月26日までの間、Fig. 1に示す細砂水槽、粗砂水槽で約20日に1度の頻度で計16回採取した。底質の分析項目は、全有機炭素（TOC）、全窒素（TN）、クロロフィルa（Chl-a）、フェオフィチン（Pheo.）で、項目ごとに内径27 mmのコアを深さ5 cmまで3回差し込み採取し、試料は混合（ $n=1$ ）して分析に供した。TOCおよびTNは 60°C で24時間乾燥した乾泥約40 mgを4 N塩酸で前処理後、CHNコーダー法（安井・中根、1996）により分析した。堆積物のデトリタス態窒素については、鈴木ほか（1998）に従いTNからバクテリア、Chl-a、メイオベントスを窒素換算したうえで差し引き、単位面積あたりの濃度を求めた。Chl-aとPheo.は湿重量（約1 g）を10 ml遠沈管に採取し、90%アセトン10 mlを加えて5分間の超音波処理後、遠心分離（3,000 rpm, 5 min）し、アセトン層について蛍光分光光度計（Hitachi 650-10S）を用い蛍光光度法で測定した。バクテリアは底質と同手法で採取し、グルタルアルデヒド1%で固定した後、ピロリン酸が0.01 Mになるよう添加し、30分放置後、超音波分散器（SMT Model UH-50）で45秒間分散処理し、上澄み液についてDAPI（4',6-diamidino-2-phenylindole）による蛍光染色法で全細菌数の測定を行った。

メイオベントスについては、上記の堆積物採取時と同時期に内径27 mmのコアを深さ5 cmまで3回差し込み堆積物を採取し、これらを混合（ $n=1$ ）して3%中性ホルマリンで固定後冷蔵し、1 mm目の篩を通過し32 mmの篩に残留した生物について分類群別に個体数を計数後、体長、体幅を計測して窒素量（榎田ほか、2002）に換算した。マクロベントスは2000年5月2日から2001年2月27日まで計12回調査した。25 cm×25 cmのステンレス製コードラードを用い深さ15 cmの堆積物を2回採取した。試料は混合（ $n=$

1) し, 1 mm目の篩を用いて細粒堆積物を除き10%中性ホルマリンで固定後, 分析に供した. 試料は種別に計数し湿重量を測定後, 窒素量(禰宜田ほか, 2002)に換算した. マクロベントスの摂食活動が水質や底質に与える影響を考察するため, 摂食型別(風呂田, 1996; 菊池, 1986)に整理した.

統計処理

貯水槽, 細砂水槽, 粗砂水槽間の各水質項目および栄養物質濃度の平均値の有意差検定は一元配置分散分析(One-way ANOVA)を行い, 有意差が認められた場合, 各水準

間の差についてはScheffe's *F*検定(3群間)を用いて多重比較検定した. 細砂水槽, 粗砂水槽間の底質, バクテリア, マクロベントスおよびメイオベントス現存量の比較にはMann-Whitney's *U*検定(2群間)を用いた. 上記の統計処理は有意水準5%で検定した.

結果

水質

Fig. 3に貯水槽および細砂水槽, 粗砂水槽における水温, pH, DO, 塩分, 濁度およびChl-*a*の変動を, Table 1に実験期間中の平均値(±S.E.)を示した. 水温, DO, 塩分につ

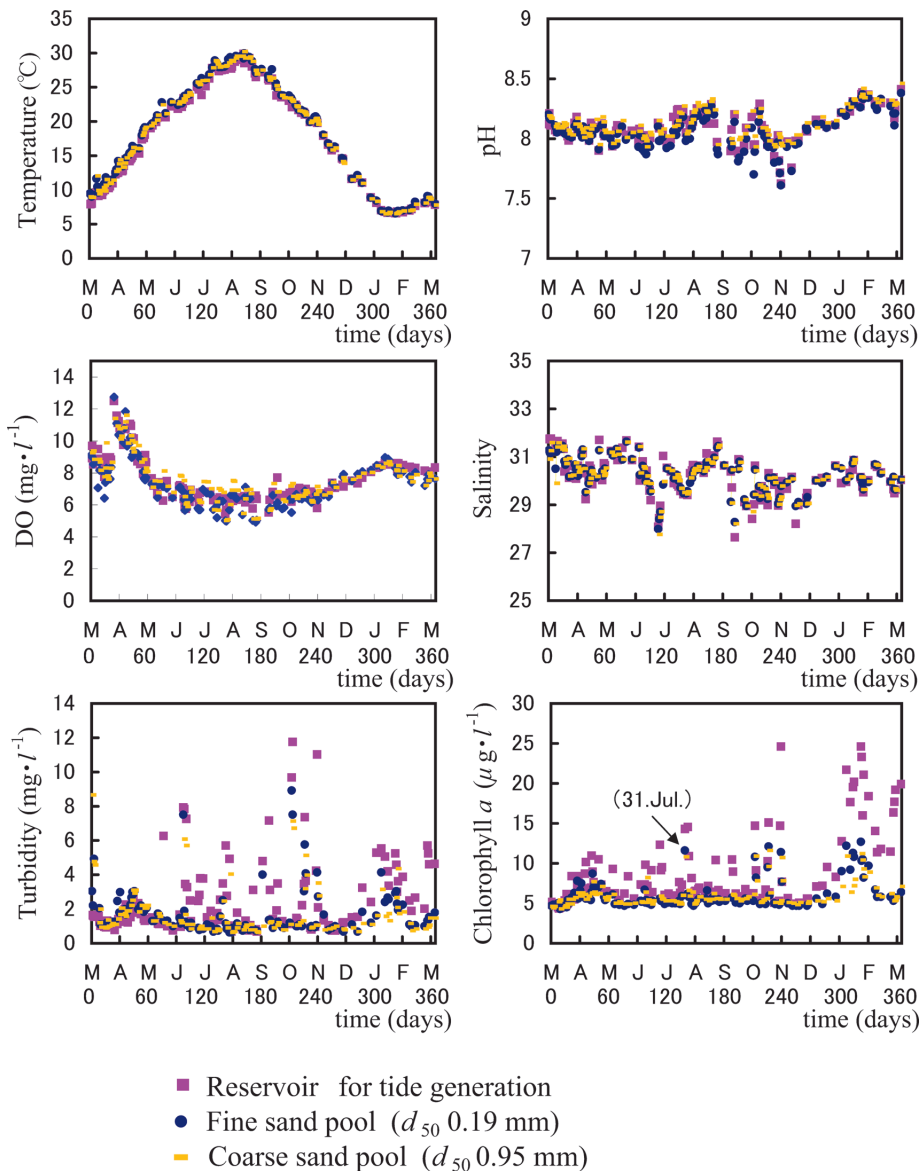


Figure 3. Fluctuations in water temperature, pH, salinity, DO, turbidity and chlorophyll *a* concentration (Chl-*a*) in the reservoir for tide generation, fine sand pool, and coarse sand pool. Arrow indicates the bloom of *Heterocapsa circularisquama*.

Table 1. Mean values of water temperature, pH, DO, salinity, turbidity and chlorophyll *a* concentration (Chl-*a*) in the reservoir for tide generation, fine sand pool and coarse sand pool. Values are means±S.E. ($n=126$). Values within a row with different letters are significantly different at $P<0.05$ (Scheffe's *F*, $a<b$).

	Reservoir for tide generation	Fine sand pool (d_{50} 0.19 mm)	Coarse sand pool (d_{50} 0.95 mm)
Water temperature (°C)	18.1±0.6	18.7±0.7	18.6±0.7
pH	8.09±0.01 ^{ab}	8.06±0.01 ^a	8.12±0.01 ^b
DO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	7.7±0.1	7.3±0.1	7.6±0.1
Salinity	30.2±0.1	30.2±0.1	30.2±0.1
Turbidity ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	2.6±0.2 ^b	1.7±0.1 ^a	1.7±0.1 ^a
Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	8.8±0.4 ^b	6.1±0.2 ^a	6.0±0.1 ^a

いてはそれぞれの水槽の変動傾向は類似し、いずれの項目も統計的に有意な差はみられなかった。pHの変動傾向は、いずれの水槽も類似したが、細砂水槽が粗砂水槽、貯水槽に比べ有意に低かった。Chl-*a*は貯水槽では実験開始30日頃（4月）、330日頃（2月）を中心に緩やかな上昇があり、その他の期間は突発的に急激な上昇がみられた。細砂水槽では貯水槽と同様、30日頃（4月）、330日頃（2月）を中心に緩やかな上昇がみられるものの突発的な上昇は貯水槽と比べて低く、粗砂水槽についても細砂水槽と同様に突発的な上昇は貯水槽と比べ低い傾向を示した。濁度はいずれの水槽もChl-*a*と同様な傾向で推移し、細砂水槽、粗砂水槽では突発的な上昇は抑制されていた。突発的な上昇はChl-*a*、濁度とも細砂水槽、粗砂水槽では全体としては抑制されていたが、7月末と10月中旬から11月中旬のように貯水槽との差が小さくなる場合もみられた。実験期間中のChl-*a*は細砂水槽 ($6.1\pm 0.2\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、粗砂水槽 ($6.0\pm 0.1\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) が貯水槽 ($8.8\pm 0.4\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) に比べ有意に低かった。しかし、細砂水槽と粗砂水槽とは有意ではなかった。濁度はChl-*a*と同様、細砂水槽 ($1.7\pm 0.1\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)、粗砂水槽 ($1.7\pm 0.1\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) が貯水槽 ($2.6\pm 0.2\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) に比べ有意に低かった。しかし、細砂水槽と粗砂水槽とは有意ではなかった。

Fig. 4に貯水槽および細砂水槽、粗砂水槽における各態窒素濃度、各態リン濃度の変動を示し、Table 2に実験期間中の平均濃度 (\pm S.E.) を示した。NH₄-Nは貯水槽では5月から10月にかけての変動が大きく、細砂水槽、粗砂水槽では貯水槽と同様な傾向で推移したが、細砂水槽 ($51.3\pm 3.3\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、粗砂水槽 ($49.3\pm 3.3\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) が貯水槽 ($95.2\pm 6.2\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) に比べ有意に低かった。しかし、細砂水槽と粗砂水槽とは有意ではなかった。NO₂-N+NO₃-NはNH₄-Nと変動傾向は同様であったが、NH₄-Nとは逆に細砂

Table 2. Mean concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) of nutrients in the reservoir for tide generation, fine sand pool and coarse sand pool. Values are means±S.E. ($n=58-121$). Values within a row with different letters are significantly different at $P<0.05$ (Scheffe's *F*, $a<b$).

	Reservoir for tide generation	Fine sand pool (d_{50} 0.19 mm)	Coarse sand pool (d_{50} 0.95 mm)
NH ₄ -N	95.2±6.2 ^b	51.3±3.3 ^a	49.3±3.3 ^a
NO ₂ -N+NO ₃ -N	108.0±4.9 ^a	138.3±7.2 ^b	128.8±6.4 ^{ab}
DIN	203.2±9.5	189.7±8.2	178.1±7.5
DON* ¹	224.0±5.0 ^b	197.3±4.6 ^a	187.0±5.03 ^a
DTN	427.2±14.0 ^b	387.0±11.4 ^{ab}	365.6±10.8 ^a
PON	122.3±5.9	114.1±4.1	111.1±3.5
TN* ²	549.5±19.9 ^b	501.1±18.5 ^a	476.2±16.3 ^a
PO ₄ -P	37.9±2.6	34.1±2.0	31.5±1.9
DOP* ³	18.2±0.5	14.4±0.5	14.0±0.4
DTP	56.1±3.2 ^b	48.5±2.3 ^{ab}	45.5±2.1 ^a

*¹ DON=DTN-DIN*² TN=DTN+PON*³ DOP=DTP-PO₄-P

水槽 ($138.3\pm 7.2\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) は貯水槽 ($108.0\pm 4.9\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) より有意に高く、粗砂水槽 ($128.8\pm 6.4\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) については有意ではないものの、貯水槽に比べ高い傾向にあった。また、細砂水槽と粗砂水槽とは有意ではなかった。DINは細砂水槽 ($189.7\pm 8.2\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、粗砂水槽 ($178.1\pm 7.5\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、貯水槽 ($203.2\pm 9.5\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) の間に有意な差はないものの、夏季のピーク時には細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽に比べ低かった。DTNはDINと同様な傾向で変動し、粗砂水槽 ($365.6\pm 10.8\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) は貯水槽 ($427.2\pm 14.0\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) より有意に低く、細砂水槽 ($387.0\pm 11.4\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) については有意ではないものの、貯水槽に比べ低い傾向にあった。また、細砂水槽と粗砂水槽とは有意ではなかった。PONは細砂水槽 ($114.1\pm 4.1\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、粗砂水槽 ($111.1\pm 3.5\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、貯水槽 ($122.3\pm 5.9\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) の間に有意な差はないものの、秋季のピーク時と冬季には細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽に比べ低かった。PO₄-PはNH₄-Nと同様な変動傾向を示し、細砂水槽 ($34.1\pm 2.0\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、粗砂水槽 ($31.5\pm 1.9\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)、貯水槽 ($37.9\pm 2.6\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) の間に有意な差はないものの、5月から10月にかけて細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽に比べ低かった。DTPの変動傾向はPO₄-Pと同様であり、粗砂水槽 ($45.5\pm 2.1\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) が貯水槽 ($56.1\pm 3.2\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) より有意に低く、細砂水槽 ($48.5\pm 2.3\ \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) については有意ではないものの、貯水槽に比べて低い傾向にあった。また、細砂水槽と粗砂水槽とは有意ではなかった。

貯水槽の海水は愛知県水産試験場沖180mの底層から取水しているが、その栄養塩濃度は、同期間に愛知県水産試

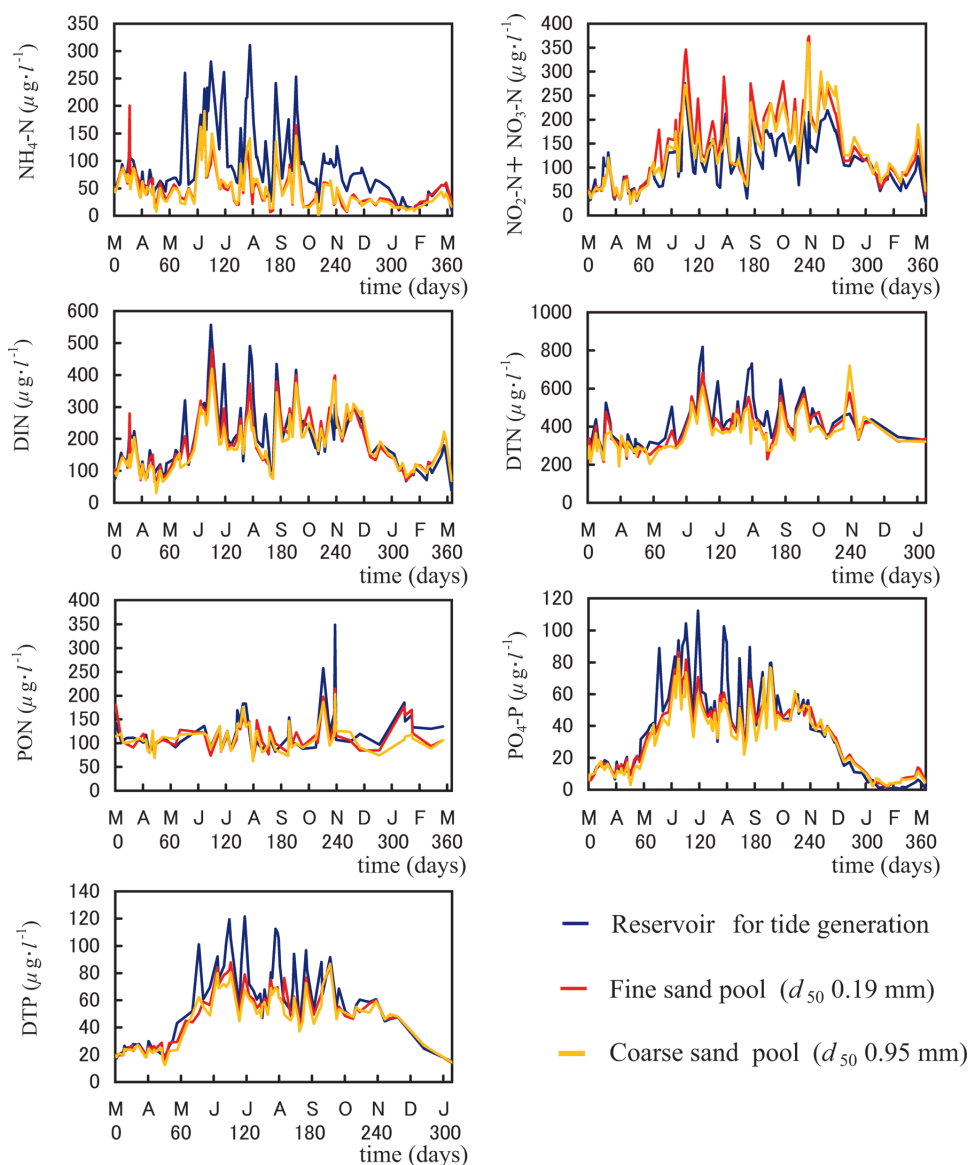


Figure 4. Fluctuations in the concentrations of nitrogen and phosphorus in the reservoir for tide generation, fine sand pool and coarse sand pool.

験場が行った水産試験場沖4.5 kmにある自動観測ブイ底層の調査結果 ($\text{NH}_4\text{-N}$, $41.6 \pm 11.8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$, $35.1 \pm 9.3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) と比べて高かった。

底質およびバクテリア

底質およびバクテリアの変動を Fig. 5 に示した。TOC, TN は開始直後から 63 日 (5 月) までは、いずれの項目も変動が小さく粗砂水槽が細砂水槽より高く推移した。しかし、マクロベントス現存量が急増した 80 日 (6 月) 以降はいずれの水槽も増加傾向を示し、細砂水槽、粗砂水槽間で明瞭な差がなくなる傾向にあったが、粗砂水槽では細砂水槽に比べて変動が大きいことが特徴であった。実験期間中の

TOC の平均濃度 (\pm S.E.) は細砂水槽 ($0.68 \pm 0.12 \text{ mg}\cdot\text{dry g}^{-1}$) と粗砂水槽 ($0.80 \pm 0.09 \text{ mg}\cdot\text{dry g}^{-1}$) との間に有意な差はなく、TN についても細砂水槽 ($0.12 \pm 0.02 \text{ mg}\cdot\text{dry g}^{-1}$) と粗砂水槽 ($0.15 \pm 0.01 \text{ mg}\cdot\text{dry g}^{-1}$) との間に有意な差はなかった。Chl-*a* は細砂水槽では一時的なピークはあるものの細砂水槽、粗砂水槽とも実験期間を通じて緩やかに増加する傾向にあり、細砂水槽 ($3.1 \pm 1.0 \mu\text{g}\cdot\text{dry g}^{-1}$) と粗砂水槽 ($2.4 \pm 0.04 \mu\text{g}\cdot\text{dry g}^{-1}$) とは有意ではないものの、細砂水槽が粗砂水槽に比べ高い傾向にあった。Pheo. は細砂水槽、粗砂水槽とも Chl-*a* と類似した傾向で変動し、細砂水槽 ($1.8 \pm 0.5 \mu\text{g}\cdot\text{dry g}^{-1}$) と粗砂水槽 ($3.4 \pm 0.9 \mu\text{g}\cdot\text{dry g}^{-1}$) とは有意ではないものの、粗砂水槽が細砂水槽に比べ高い傾向

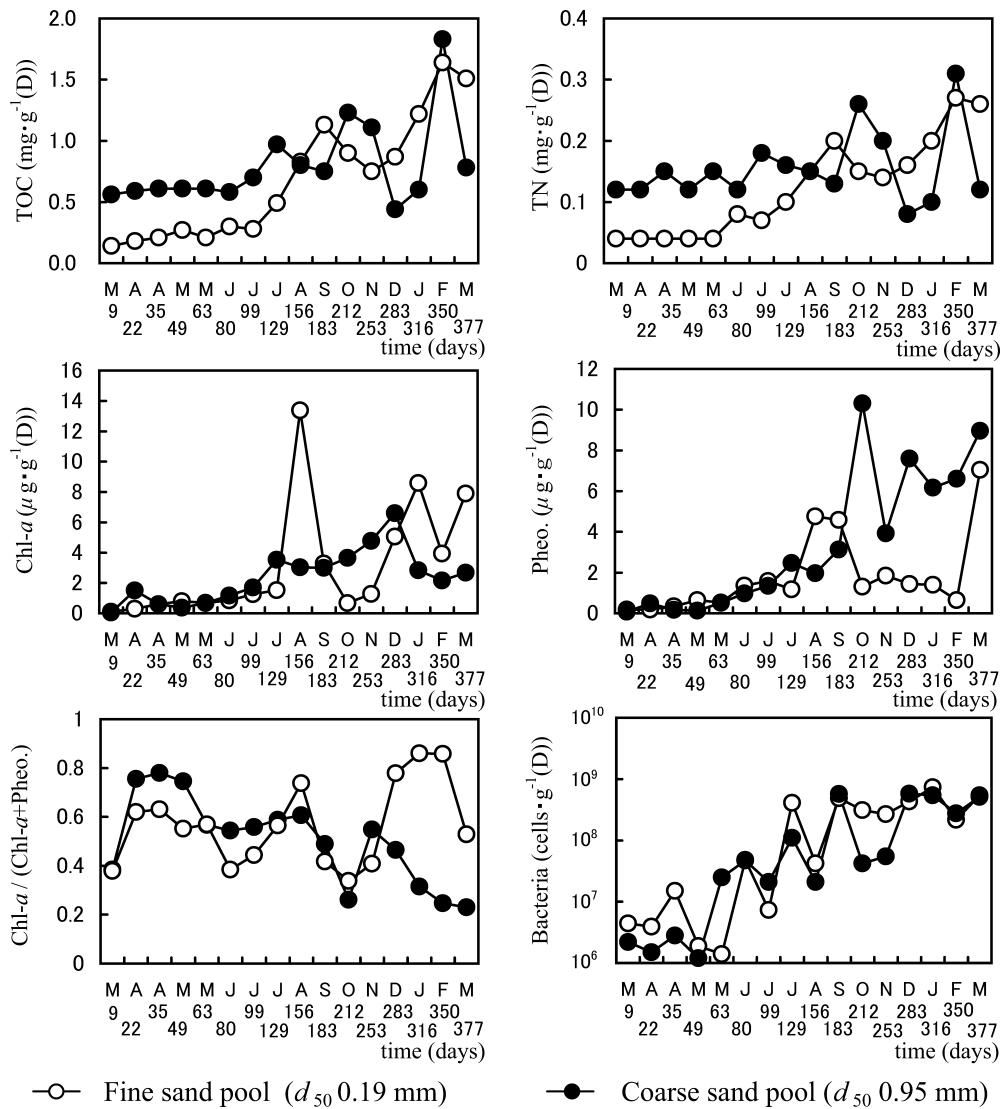


Figure 5. Fluctuations in the concentrations of sediment parameters and the cell density of bacteria in the fine sand pool and coarse sand pool.

にあった。とくに、実験開始212日（10月）以降は粗砂水槽 ($7.3 \pm 0.9 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$) が細砂水槽 ($2.3 \pm 1.0 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$) より有意に高いことが特徴であった (Mann-Whitney's U 検定, $P < 0.05$)。植物色素量に占めるChl- a の割合 (Chl- a /(Chl- a +Pheo.)) は細砂水槽、粗砂水槽とも253日（11月）までは同様な傾向で推移した。しかし、その後は細砂水槽では急激に上昇、粗砂水槽では急激に低下し、粗砂水槽 (0.8 ± 0.1) が細砂水槽 (0.3 ± 0.1) より有意に高くなった (Mann-Whitney's U 検定, $P < 0.05$)。バクテリアは開始直後に $1 \times 10^6 \text{ cells} \cdot \text{dry g}^{-1}$ 程度の増殖がみられ、以後、いずれの水槽も同様な傾向で時間経過に伴い増加し、細砂水槽 ($2.21 \times 10^8 \pm 6.04 \times 10^7 \text{ cells} \cdot \text{dry g}^{-1}$) と粗砂水槽 ($1.76 \times 10^8 \pm 5.86 \times 10^7 \text{ cells} \cdot \text{dry g}^{-1}$) との間に有意な差はなかった。Fig. 6の堆積物中デトリタスはTNと同様な変動傾向を示し、

156日（8月）までは粗砂水槽が細砂水槽に比べ高い値で推移し、細砂水槽では時間経過に伴い増加する傾向にあった。粗砂水槽では183日（9月）から212日（10月）にかけて急激に上昇し、その後は変動が大きいことが特徴であった。

底生生物

マクロベントス

Table 3に実験期間中に出現したマクロベントスの種組成を風呂田 (1996)、菊地 (1986) を参考に摂食様式別に示した。細砂水槽では19種/群出現し、内訳では懸濁物食者が6種で、アサリ (*Ruditapes philippinarum*)、次いで、ホトトギスガイ (*Musculista senhousia*) が優占していた。表層堆積物食者は6種出現し、優占種のカワゴカイ属不明種 (*Hediste*

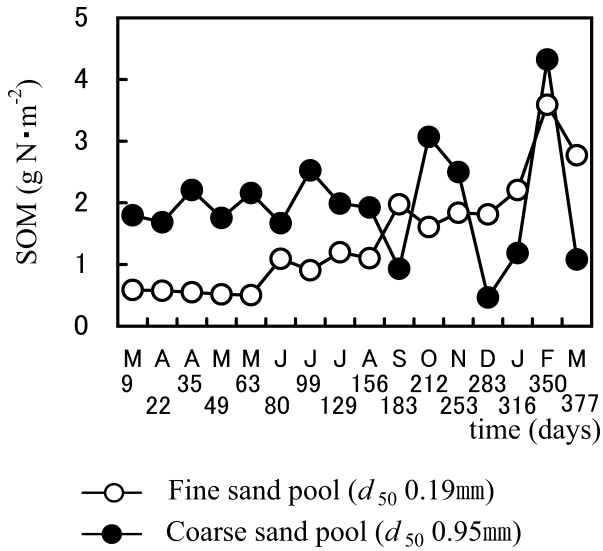


Figure 6. Fluctuations in the nitrogen content of sedimentary organic matter (SOM: $\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$) in the fine sand pool and coarse sand pool.

sp.), コケゴカイ (*Ceratonereis erythraeensis*) が総窒素現存量の82%を占めた。懸濁物-表層堆積物食者はドロクダムシ属の1種 (*Corophium* sp.) が出現し、窒素現存量 (以下、現存量とする) は低いものの生息密度では全体の49%を占めた。その他、下層堆積物食者は2種、肉食者は4種出現した。一方、粗砂水槽では14種/群が確認された。内訳では懸濁物食者が5種出現したが、いずれも現存量は少なかった。表層堆積物食者は5種出現し、優占種のカワゴカイ属不明種が総現存量の90%を占めた。懸濁物-表層堆積物食者はドロクダムシ属の1種で、生息密度では細砂水槽と同様に優占割合が高かった。その他、下層堆積物食者2種、肉食者1種が出現した。

Fig. 7にマクロベントスの食性別の現存量および生息密度の変動を示した。総現存量で見ると、細砂水槽、粗砂水槽とも実験開始80日 (6月) に急増した。いずれの水槽も156日 (8月) までは増加し、その後、212日 (10月) から253日 (11月) にかけて減少する傾向にあった。283日 (12月) 以降は細砂水槽では変動が小さかったが、粗砂水槽では大幅に増加していた。253日 (11月) までの現存量

Table 3. The list of macrobenthos species categorized by feeding type with average biomass ($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}$) and average density ($\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$) in the fine sand pool, and coarse sand pool.

Scientific name	Feeding type*	Fine sand pool (d_{50} 0.19 mm)		Coarse sand pool (d_{50} 0.95 mm)	
		Biomass	Density	Biomass	Density
<i>Ruditapes philippinarum</i> (アサリ)	SF	1.5	4	<0.1	1
<i>Musculista senhousia</i> (ホトトギスガイ)	SF	1.2	4	0.1	1
<i>Raeta pulchellus</i> (チヨノハナガイ)	SF	1.0	9	0.0	0
<i>Pseudopolydora kempfi</i> (ドロオニスピオ)	SF	0.7	24	0.7	24
<i>Polydora</i> sp. (スピオ属)	SF	0.7	2	0.8	3
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (ムラサキイガイ)	SF	0.1	3	0.2	8
<i>Hediste</i> sp. (カワゴカイ属)	SD	165.7	437	554.9	612
<i>Ceratonereis erythraeensis</i> (コケゴカイ)	SD	86.2	93	6.4	9
<i>Cirriformia tentaculata</i> (ミズヒキゴカイ)	SD	10.0	8	0.0	0
<i>Nitidotellina nitidula</i> (サクラガイ)	SD	3.3	1	0.1	1
<i>Moerella rutila</i> (ユウシオガイ)	SD	1.1	1	0.0	0
<i>Theora fragilis</i> (シズクガイ)	SD	0.1	1	0.0	0
<i>Perinereis cultrifera</i> (クマドリゴカイ)	SD	0.0	0	3.8	3
<i>Hesionidae</i> sp. (オトヒメゴカイ属)	SD	0.0	0	0.1	1
<i>Corophium</i> sp. (ドロクダムシ属)	SF-SD	15.7	637	36.2	1,789
<i>Armandia lanceolata</i> (ツツオオフェリア)	SSD	3.6	55	4.0	37
<i>Capitella</i> sp. (イトゴカイ属)	SSD	0.2	2	1.7	59
Heteronemertini (異紐虫目)	C	10.7	3	0.0	0
<i>Harmothoe</i> sp. (ウロムシロ属)	C	2.4	1	5.7	1
<i>Eumida</i> sp. (サンバゴカイ属)	C	0.1	3	0.0	0
<i>Polycladida</i> (多岐腸目)	C	<0.1	1	0.0	0
Total		304	1,290	615	2,549

* SF: Suspension feeder, SD: Surface deposit feeder, SF-SD: Suspension and surface deposit feeder, SSD: Subsurface deposit feeder, C: Carnivore

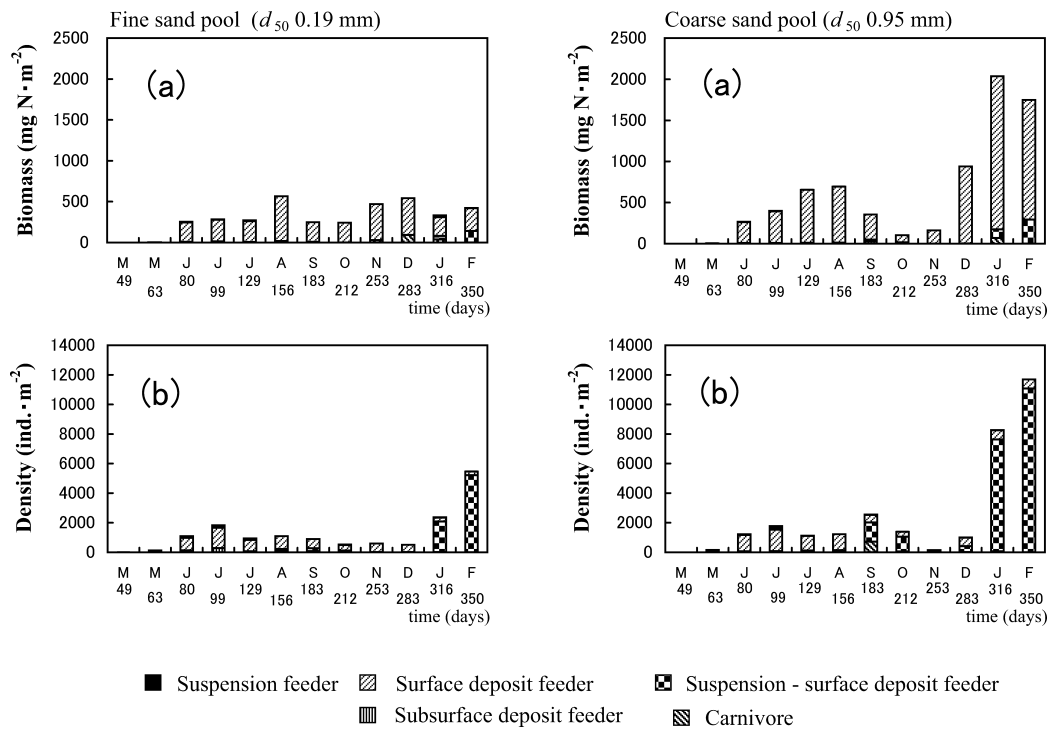


Figure 7. Fluctuations in the biomass (a) and density (b) of macrobenthos in the fine sand pool and coarse sand pool.

を細砂水槽 ($261 \pm 61 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) と粗砂水槽 ($294 \pm 86 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) で比べると有意な差はなかったが、283 (12月) 以降は粗砂水槽 ($1,576 \pm 328 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) が細砂水槽 ($434 \pm 60 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) に比べ有意に多かった (Mann-Whitney's U 検定, $P < 0.05$)。食性別現存量では細砂水槽、粗砂水槽とも実験期間を通じて表層堆積物食者が卓越していた。生息密度で見ると現存量と同様な傾向にあるものの、粗砂水槽では183日 (9月) に懸濁物-表層堆積物食者の加入したことが特徴で、いずれの水槽も316日 (1月)、350日 (2月) には懸濁物-表層堆積物食者が総マクロベントスの90%以上を占めた。

メイオベントス

メイオベントスは実験期間中に6門9綱が確認され、細砂水槽では14種/群、粗砂水槽では15種/群が出現した (Table 4)。細砂水槽、粗砂水槽とも線虫綱 (Nematoda)、輪虫綱 (Rotatoria)、有孔虫 (Foraminiferida)、ハルパクチクス目 (Harpacticoida) およびドロクダムシ属の1種 (*Corophium* sp.) が多く出現したが、窒素現存量ではハルパクチクス目とドロクダムシ属の1種が優占し、細砂水槽、粗砂水槽の種組成に顕著な差はなかった。

Fig. 8にメイオベントスの分類群別の現存量および総生息密度の変動を示した。総現存量で見ると細砂水槽では開始183日 (9月) に最も多く、その後減少し316日 (1月) 以降は再び増加する傾向にあった。粗砂水槽では細砂水槽と類似した傾向を示したが、細砂水槽に比べより早い時期

(63日頃) から現存量が増加し、その変動が細砂水槽と比べて大きいことが特徴であった。283日 (12月) 以前と以降での細砂水槽と粗砂水槽の現存量を比較すると、いずれも有意ではないものの粗砂水槽が細砂水槽に比べ多い傾向にあった (283日以前、細砂水槽 $145 \pm 61 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ 、粗砂水槽 $348 \pm 101 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$; 283日以降、細砂水槽 $193 \pm 126 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ 、粗砂水槽 $448 \pm 147 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$)。総生息密度で見ると、細砂水槽、粗砂水槽とも開始63日 (5月) に最も高く、その後の変動傾向は細砂水槽では明瞭ではなかったが、粗砂水槽では時間経過に伴い増加する傾向にあった。分類群別にみると、いずれの水槽も線虫綱は開始63日 (5月) に多く加入し、ハルパクチクス目は99-183日 (6-9月) に現存量に占める割合が高かった。ドロクダムシ属の不明種は細砂水槽、粗砂水槽とも183日 (9月) 以降に出現し、212日 (10月) の現存量が最も多かった。

考察

干潟メソコスムにおける水質、底質環境 水質環境

本実験での海水交換率は100%で、満ち潮時には新しい海水が細砂水槽、粗砂水槽に流入する設定になっており、貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽の水質測定は最満潮時に同時に観測した。したがって、細砂水槽、粗砂水槽におけるChl- a とPONの変化は、引き潮により水中の懸濁態有機物が堆積物に吸着する影響が排除されており、また、沈降につい

Table 4. The list of meiobenthos species with average biomass ($\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2}$) and average density ($\text{ind.} \cdot \text{cm}^{-2}$) in the fine sand pool, and coarse sand pool.

Class	Scientific name	Fine sand pool (d_{50} 0.19 mm)		Coarse sand pool (d_{50} 0.95 mm)	
		Biomass	Density	Biomass	Density
Crustacea	<i>Corophium</i> sp. (ドロクダムシ属)	52.9	185	107.7	434
	Harpacticoida (ハルパクチクス目)	75.0	173	195.6	550
Polychaeta	<i>Capitella</i> sp. (イトゴカイ属)	3.4	6	15.9	25
	Nereidae (ゴカイ科)	<0.1	4	<0.1	2
	Unidentified Polychaeta (多毛綱)	0.0	0	13.9	5
	<i>Polydora</i> sp. (スピオ属)	<0.1	<1	0.0	0
	<i>Arenicola brasiliensis</i> (タマンキゴカイ)	5.8	2	5.8	1
	<i>Pseudopolydora kemp</i> i (ドロオニスピオ)	0.0	0	0.0	2
Nematoda	Unidentified Nematoda (線虫綱)	13.6	621	26.2	1,198
Rotatoria	Unidentified Rotatoria (輪虫綱)	<0.1	270	<0.1	793
Gastrotricha	Unidentified Gastrotricha (腹毛綱)	<0.1	<1	0.0	0
Ciliate	Unidentified Ciliata (繊毛虫綱)	<0.1	54	<0.1	116
Sarcodinea	Foraminiferida (有孔虫)	<0.1	363	<0.1	461
Turbellaria	Unidentified Turbellaria (扁形動物門)	<0.1	<1	1.1	2
	Bivalvia	D-shaped larva (二枚貝綱 (D型))	<0.1	5	<0.1
Bivalvia	Unidentified Ostracoda (介形亜綱)	2.9	1	0.6	1
	<i>Mytilus galloprovincialis</i> (ムラサキイガイ)	0.0	0	<0.1	2
Total		154	1,685	367	3,593

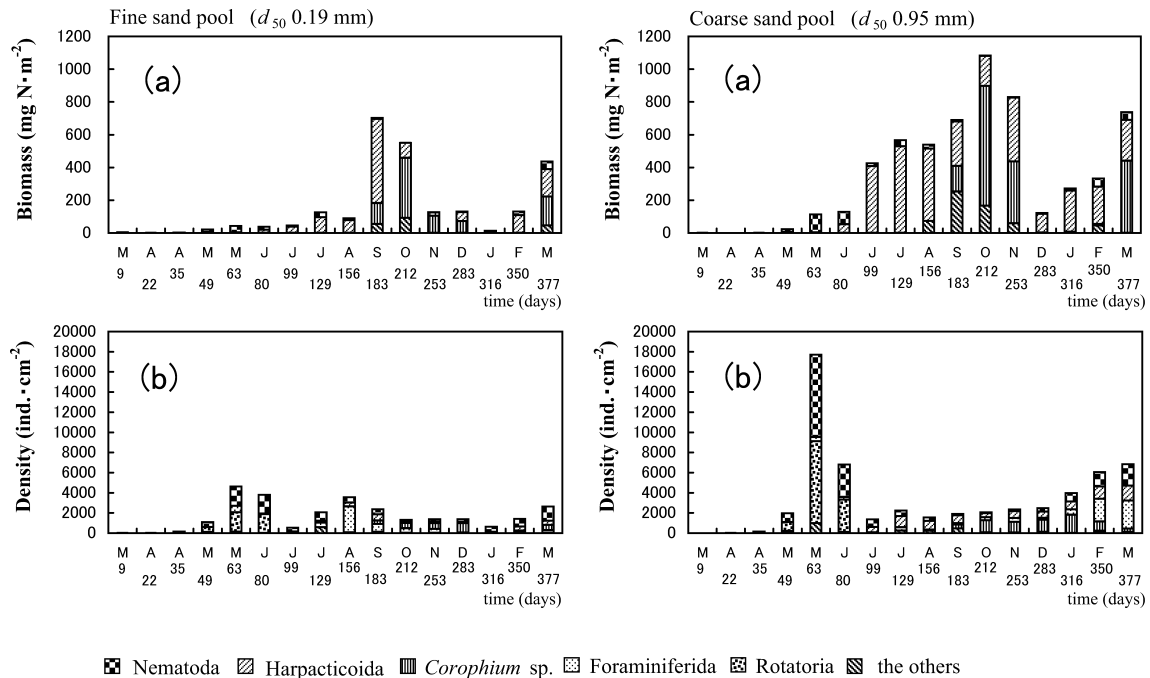


Figure 8. Fluctuations in the biomass (a) and density (b) of meiobenthos in the fine sand pool and coarse sand pool.

では、武田ほか (2007) は今回使用した干潟メソコスムでの観測でPON沈降量はPON再懸濁量にほぼ等しいことを明らかにしている。これらのことから、今回観測された貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽とのChl-*a*、PONの変化量は、最低潮位から最高潮位までの満ち潮の半潮汐時間内に干潟メソコスムで起こる生物的機能による変化とみることができると推測される。

Fig. 3に示したChl-*a*の変化をみると突発的な上昇は貯水槽で頻繁に出現したが、実験開始80日頃(6月)から細砂水槽、粗砂水槽では低く抑えられようになった。この時期はマクロベントス現存量が急増した時期(Fig. 7)と一致することから、赤潮発生など非常に多くの有機懸濁物負荷が一時的に集中した時にも実験人工干潟域では速やかに底生生物に消費され、突発的な上昇を抑制する効果を有していたと思われる。しかし、詳細にみると細砂水槽と粗砂水槽においても突発的な上昇が6月以降も出現し、例えば7月31日には突発的な上昇の抑制効果はみられなかった。その時期、水産試験場地先を含む渥美湾北部ではヘテロカプサ(*Heterocapsa circularisquama*)の赤潮(最高細胞数、 $2,700 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$)が観測されており、一部ではアサリのへい死も報告されていた(愛知県水産試験場, 2001)。*He. circularisquama*がおおよそ $50 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$ の密度で存在するとムラサキイガイのろ水率は1/2になり、 $100 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$ 以上ではろ水がほぼ停止することが報告されている(松山, 2003)。また、貝類以外にもクラゲのエフィラでは蝕腕の継続的な収縮が観察されている(松山, 2003)。したがって、出現するプランクトンの種類によっては何らかの拒否反応により摂食圧が低下し、突発的な上昇の抑制効果がみられない場合もあると推測された。

Fig. 9に示したように、観測日ごとの貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽とのChl-*a*の差を移動平均($N=5$)すると、粗砂水槽ではマクロベントス現存量の変動とよく対応することからChl-*a*はマクロベントス現存量に比例して取り込まれ、突発的な上昇が抑制されたと推測される。細砂水槽では、12月までは粗砂水槽と同様にマクロベントス現存量に比例してChl-*a*が摂取される傾向を示すものの、1月、2月には現存量が少ないにもかかわらず粗砂水槽と同程度のChl-*a*の摂取がみられた。1月以降、Chl-*a*の摂取がマクロベントス現存量に比例しなかった原因は明らかではないが、この時期のマクロベントスを比べると細砂水槽では粗砂水槽で出現しなかった純懸濁物食者のアサリ($25 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$)、ホトトギスガイ($6 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$)などの二枚貝類が現存量は少ないものの1月以降に加入したこと、また、細砂水槽では1月以降、カワゴカイ属不明種からコケゴカイに優占種が交代したことから、これらの要素が影響した可能性が考えられる。

Fig. 4の $\text{NH}_4\text{-N}$ は細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽に比べ有意に低いこと、 $\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$ はその逆に細砂水槽、粗砂

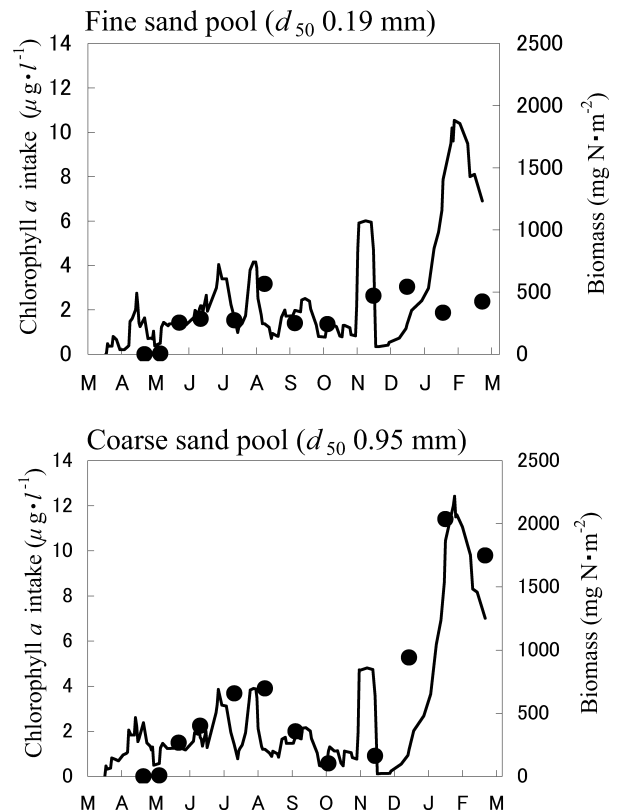


Figure 9. Moving average of the chlorophyll *a* intake and fluctuations in the biomass of macrobenthos (solid circles) in the fine sand pool and coarse sand pool.

水槽が貯水槽に比べ高い傾向にあることから、干潟上で $\text{NH}_4\text{-N}$ から $\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$ への硝化が起こっていたと考えられる。また、DINをみると夏季のピーク時には細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽に比べ低いため、底生微細藻類による吸収もしくは脱窒も考えられる。さらに、DINにDONを加えたDTNでも同様な傾向がみられることから、DONの底生微細藻類による吸収も示唆される。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は5月から10月にかけて細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽より低いことから、底生微細藻類による吸収が考えられる。一方、PONは10月以降、貯水槽に比べ細砂水槽、粗砂水槽で低いことから、Chl-*a*と同様にマクロベントスによる除去が起こっていたと考えられる。図には示していないがDTNとPONを合算したTNでは細砂水槽、粗砂水槽が貯水槽に比べ有意に低いため、実験人工干潟域では硝化、脱窒および底生微細藻類による吸収、ベントスによる懸濁態有機物の除去などによりTNの除去機能が発現されていたと考えられる。

底質環境およびバクテリア

Fig. 5に示したように、TOC、TNは実験開始から129日(7月)まで粗砂水槽が細砂水槽より高い濃度で推移したが、156日(8月)には細砂水槽と粗砂水槽との差がなくなる傾向がみられた。この傾向は、表層堆積物食者の増加に伴

い堆積物中への有機物の移行が急速に進んだことが重要な要因と考えられる。植物色素量に占めるChl-*a*の割合 (Chl-*a*/(Chl-*a*+Pheo.)) は実験開始283日(12月)以降は粗砂水槽が細砂水槽に比べ有意に低く (Mann-Whitney's *U*検定, $P<0.05$), マクロベントスの現存量 (Fig. 7) は粗砂水槽で大幅に増加していた。このことは粗砂水槽ではマクロベントスによる底生微細藻類および植物プランクトンの摂食と、それらの消化の過程で排泄されるPheo.への転換が活発であったことを意味している。バクテリア現存量が細砂水槽と粗砂水槽で差が生じなかった理由は不明であるが、バクテリアはTOC, TNと同様、時間経過に伴い増加しており、有機物量と関連して変動したと推測される。

底生生物群集の変化

マクロベントス

Fig. 7に示したように、マクロベントス現存量は細砂水槽、粗砂水槽とも実験期間を通じ表層堆積物食者が優占していたが、粗砂水槽では懸濁物-表層堆積物食者が加入した実験開始後183日(9月)を境にその前後で現存量に差が生じる傾向がみられた。また、Fig. 6の堆積物中デトリタスをみると、粗砂水槽では懸濁物-表層堆積物食者の加入(183日)後に急激に増加しており、細砂水槽においても懸濁物-表層堆積物食者の加入(316日)後、同様に堆積物中デトリタスが増加する傾向がみられた。これらの傾向は懸濁物-表層堆積物食者の出現により水中から堆積物中への窒素フラックスが増加したことが要因と考えられ、さらに、堆積物中にデトリタスが増加したことから、それらを利用する表層堆積物食者が増加したと推測される。一方、細砂水槽では粗砂水槽で観察された183日での懸濁物-表層堆積物食者の加入がみられなかったことから、水中から堆積物中への窒素フラックスの移行速度が低く、そのことが堆積物中デトリタスの濃度を上昇させず表層堆積物食者の現存量を増加させなかったと推測される。しかし、細砂水槽でも316日以降に懸濁物-表層堆積物食者が増加していることから、これ以降、表層堆積物食者が増加した可能性があるが、実験終了により詳細は不明である。212日(10月)前後にマクロベントスが細砂水槽、粗砂水槽とも一時的に減少した (Fig. 7) 原因として、この時期に頻繁にカワゴカイ属不明種の遊泳とへい死が観察されたことから、生殖活動後の自然死亡が考えられる。

大坪ほか (1997) は福岡県博多湾の今津干潟に生息する底生動物と堆積物の物理・化学的性質について相互関係を調べ、堆積物の物理的要因が化学的性質を決定し、その化学的性質によって底生動物の分布が決定されることを報告している。しかし、今回のメソコスム実験では大坪ほかの指摘とは異なり、懸濁物-表層堆積物食者の加入を契機として底質が大きく変化し、そのことが二次的に表層堆積物食者の現存量に影響を及ぼすという機構が想定された。こ

の契機となった細砂水槽と粗砂水槽で懸濁物-表層堆積物食者の加入に時期的な差が生じた原因については、メソコスムの実験条件が実験砂の粒度組成を除いて両水槽で同一であることから、実験砂の物理的性状が重要な要素と思われる。粒度組成が懸濁物-表層堆積物食者の加入に影響する機構については、今後の重要な検討課題と考えている。

メイオベントス

粗砂水槽のメイオベントス現存量 (Fig. 8) はマクロベントスの懸濁物-表層堆積物食者の加入 (183日) (Fig. 7) 以降に急増する傾向にあり、堆積物中デトリタスの変動 (Fig. 6) も同様な傾向があった。これらの傾向は懸濁物-表層堆積物食者の出現により水中の懸濁態有機物が急速に堆積物の物質循環系に移行し、堆積物中にデトリタスが増加したため、これを利用するメイオベントスが増加したと推測される。一方、細砂水槽では183日に現存量が急増しており、この傾向はやはり堆積物中デトリタス濃度の上昇 (Fig. 6) と対応していると思われるが、この濃度上昇とマクロベントス相との関係は明らかでない。

メイオベントスの生息密度は堆積物の平均粒径と関係がある (鬼頭, 2004) ことが知られている。しかし、本実験での事例をみる限り、メイオベントス現存量に影響を及ぼす要因として堆積物中への窒素フラックスの増加が重要な役割を果たしていると思われ、とくに、懸濁物-表層堆積物食者の出現が堆積物中デトリタス増加の契機となる可能性も示唆された。

水質浄化機能の発現

Fig. 4に示したように、PONは実験開始から10月までは貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽との差は小さく、PON除去機能は顕著に現れていない。しかし、細砂水槽、粗砂水槽でChl-*a*が減少しており (Fig. 9), 加入初期のマクロベントスはPONの中でも植物プランクトン態の懸濁態有機物を選択的に摂取している可能性がある。Table 5に実験開始204日を境に前半、後半における貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽とのPON, 植物プランクトン態Nの差および植物プランクトン態N/PON比を示した。細砂水槽、粗砂水槽でのPONの消失は、細砂水槽では前半が $3 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、後半は $24 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、粗砂水槽ではそれぞれ $3 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $36 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ と推定される。次に、 $C/\text{Chl-}a=30$ (Strickland, 1965), $C/N=6.6$ (Redfield, 1934) とし、植物プランクトン態Nに換算したChl-*a*の消失を推定すると、細砂水槽では前半が $3 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、後半は $22 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、粗砂水槽ではそれぞれ $3 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $23 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ となる。植物プランクトン態N/PON比でみると、細砂水槽では前半、後半ともPON消失分の大半がChl-*a*として除去されたと推定される。粗砂水槽では、前半にはPON消失分の大半がChl-*a*として除去されたが、後半のPON消失分は約60%がChl-*a*であり、植物プランクトン以外のPON粒子も含まれると推測された。

Table 5. Differences of PON, phytoplanktonic N, and ratio of phytoplanktonic N to PON between reservoir for tide generation, fine sand pool and coarse sand pool. Unit in $\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$.

	PON		Phytoplanktonic N		Phytoplanktonic N / PON	
	0–204*	205–355*	0–204*	205–355*	0–204*	205–355*
Fine sand pool (d_{50} 0.19 mm)	3	24	3	22	1.0	0.9
Coarse sand pool (d_{50} 0.95 mm)	3	36	3	23	1.0	0.6

* period (number of days after experiment)

この原因に、表層堆積物食者として分類されている卓越群の個体サイズがあげられる。細砂水槽では卓越群のマクロベントス1個体あたりのN量が前半 ($0.27\text{ mg N}\cdot\text{ind.}^{-1}$)、後半 ($0.93\text{ mg N}\cdot\text{ind.}^{-1}$) と小さかった。一方、粗砂水槽では前半 ($0.33\text{ mg N}\cdot\text{ind.}^{-1}$) は細砂水槽と同様に1個体あたりのN量が小さく、後半 ($2.13\text{ mg N}\cdot\text{ind.}^{-1}$) には大型個体が現れた。このことから、細砂水槽では実験期間を通じPONの中でも微小な植物プランクトンのみを選択的に摂取し、粗砂水槽の後半では植物プランクトン態以外にデトリタス態大型粒子の除去も可能であったと考えられる。

今回のメソコスム実験によりマクロベントスによるPON除去機能が確認された。しかし、従来、PON除去機能は二枚貝類などを含む懸濁物食者が主役を担うと考えられていたが、本実験では表層堆積物食者として分類されるマクロベントスが卓越していた (Table 3)。水質環境の考察で述べたように、Fig. 9の粗砂水槽ではマクロベントス現存量とChl-*a*摂取量の推移が同様な傾向を示していること、また、Fig. 7に示したマクロベントス現存量の主体が、従来まで表層堆積物食者として食性分類されていたカワゴカイ属不明種であることから、カワゴカイ属不明種は懸濁物食者としての機能も併せ持つ可能性があり、今後、より詳細な食性の検討が必要と思われる。

鈴木ほか (1996) は干潟の水質浄化機能を2つの水処理機能に分類整理し、干潟域に流入もしくは干潟上で生産されたPONが干潟域で直接消失することを二次処理機能と定義し、PONにDTNを加えたTNが干潟上で消失することを三次処理機能と定義している。貯水槽と細砂水槽、粗砂水槽における栄養物質の平均濃度 (Table 2) から、実験人工干潟域ではPON除去による二次処理機能 (細砂水槽, $8.2\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$; 粗砂水槽, $11.2\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$) だけでなく、TN除去による三次処理機能 (細砂水槽, $48.4\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$; 粗砂水槽, $73.3\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$) も有していたと評価される。その内訳はDIN除去 (細砂水槽, $13.5\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$; 粗砂水槽, $25.1\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$) はPON除去の約2倍、DON除去 (細砂水槽, $26.7\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$; 粗砂水槽, $37.0\text{ }\mu\text{g N}\cdot\text{l}^{-1}$) ではPON除去の約3倍と推定された。実験人工干潟域では造成後、短期間で溶存態の摂取と懸濁態の摂取が起こっていたことにな

り、全期間で平均するとTN収支で細砂水槽では9%、粗砂水槽では13%を除去する効果が確認され、粗砂水槽が細砂水槽に比べ三次処理機能も高いことが示唆された。その原因については明らかでないが、植物色素量 (Chl-*a*+Pheo.) が細砂水槽に比べ粗砂水槽で高い傾向にあるため、底生微細藻類によるDINおよびDONの除去機能が影響している可能性が考えられる。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、愛知県水産試験場水質調査船「しらなみ」の乗務員諸氏には実験干潟の造成に多大な労力を提供して頂いた。また、本研究の取りまとめに際しては、東邦大学理学部の風呂田利夫教授、(株)日本海洋生物研究所の今尾和正博士、愛知県水産試験場漁業生産研究所の武田和也博士、(株)ジャパンアクアテックの平江真輝氏から文献・資料のご提供およびご助言を頂いた。ここに記し、深く感謝の意を表します。

引用文献

- 愛知県水産試験場 (2001) 平成12年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況。愛知水試研究業績C-110, 15–20.
- 風呂田利夫 (1996) 干潟底生生物の分布と摂食様式。月刊海洋, **28**, 166–177.
- 本田是人・石田基雄・家田喜一・武田和也・山口安幸・鈴木輝明 (2004) 底生生物群集の構造およびアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 浮遊幼生の着底状況を指標とした高炉水砕スラグの機能評価。海洋理工学会誌, **10**, 19–33.
- 細川恭史・桑江朝比呂 (1997) 干潟実験施設におけるメソコスム実験。土木学会誌, **82**, 12–14.
- 細川恭史・桑江朝比呂・三好英一・室 善一郎・木部英治 (1996) 干潟実験施設を用いた物質収支観測。港湾技研資料, **832**, 1–22.
- 石田基雄 (2008) 干潟・浅場造成材としてのダム堆積砂の有効性の検討。平成20年度日本水産工学会秋季シンポジウム講演要旨集, 13–16.
- 菊地泰二 (1986) ヨコエビ類の生物生産に関する基礎的研究。昭和60年度農林水産業特別試験研究費補助金による研究報告書、長崎大学教育学部, 1–25.
- 鬼頭研二 (2003) メイオベントス群集の評価・解析。地球環境調査計測事典。第3巻 (沿岸域編), 竹内 均 監修, フジ・テクノシステム, 東京, 582–586.
- 桑江朝比呂 (2005) 造成された干潟生態系の発達過程と自律安定性。

- 土木学会論文集, 790/VII-35, 25-34.
- Kuwaie, T. and Y. Hosokawa (2000) Mesocosm experiments for the restoration and creation of intertidal flat ecosystems. *Environ. Sci.*, **7**, 129-137.
- 桑江朝比呂・細川恭史・古川恵太・三好英一・木部英治・江口菜穂子 (1997) 干潟実験施設における底生生物群集の動態. 港湾技術研究所報告, **36**, 3-35.
- 桑江朝比呂・細川恭史・木部英治・中村由行 (2000a) メソコスム実験による人工干潟の水質浄化機能の評価. 海岸工学論文集, **47**, 1096-1100.
- 桑江朝比呂・細川恭史・小笹博昭 (2000b) メソコスム実験による人工干潟生物生息機能の評価. 海岸工学論文集, **47**, 1101-1105.
- 松山幸彦 (2003) 有害渦鞭毛藻 *Heterocapsa circularisquama* に関する生理生態学的研究-II. 水総研センター研報, **9**, 13-117.
- 禰宜田真弓・伊藤 学・鋤崎俊二・今尾和正・本多 亘・斉藤則孝・鈴木輝明 (2002) 内湾に堆積した有機汚染泥への凝集剤添加による底生生物群集の変化. 水処理技術, **43**, 9-17.
- 日本海洋学会 (1985) 海洋観測指針. 気象庁, 東京, 257-264.
- 大坪正美・朝廣和夫・高見昌二郎・岡部為信 (1997) 底泥の物理・化学性と底生生物の分布からみた今津干潟の特徴. 農業土木学会論文集, **190**, 35-43.
- Redfield, A. C. (1934) On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In: James Johnstone Memorial Volume, ed. R. J. Daniel, University Press of Liverpool, Liverpool, 176-192.
- 西条八東・坂本 充 (1993) メソコスム 湖沼生態系の解析. 名古屋大学出版会, 346 pp.
- Strickland, J. D. H. (1965) Chemical composition of phytoplankton and method for measuring plant biomass. Part D. Practical considerations, composition ratios. In: *Chemical Oceanography*, Vol. 1, eds. J. P. Riley and G. Skirrow, Academic Press, London, 514-518.
- 鈴木輝明・青山裕晃・畑 恭子 (1996) 干潟における生物機能の効率化. 生物機能による環境修復, 石田祐三郎・日野明德 編, 恒星社厚生閣, 東京, 109-133.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正 (1998) 底層の貧酸素化が内湾浅海底生生物群集の変化に及ぼす影響. 海の研究, **7**, 223-236.
- 武田和也・石田基雄・青山裕晃・鈴木輝明 (2007) 干潟実験施設を利用したマクロベントスによる水質浄化機能定量化手法の検証. 水産海洋研究, **7**, 18-28.
- 安井久二・中根 徹 (1996) 海洋堆積物中の有機炭素・窒素分析のための酸処理方法について. 海洋理工学会誌, **2**, 105-110.