

富栄養浅海域における生態系の創出 ——人工干潟現地実験場での生物と窒素収支の変遷——

矢持 進*・平井 研**・藤原俊介**

本研究では沖合域に創出された人工干潟の生物生態機能と水質浄化機能について検討した。その結果、小型底生動物の個体数に比べ、出現種類数や種多様度指数 (H') において時間経過に伴う増加傾向が明瞭であった。また、人工干潟は造成初年こそ窒素生成の場となっていたが、2 年目・3 年目は窒素消失の場に変化し、水質浄化機能が確認された。溶存態窒素の消失にはアオサ類が、懸濁態窒素の固定にはアサリの寄与が大きいことが明らかになった。干潟域の生物生態機能と懸濁態窒素の固定という両面からは L.W.L.0~1.0 m の地盤高の面積を広くするのが望ましいと考えられた。

1. はじめに

大阪湾では、赤潮や底層付近の貧酸素化など水質汚濁が進み、海が本来持つ諸機能を喪失してしまった。この原因の一つとして、高度経済成長期における急激な海面埋め立てにより多くの浅海域の消失したことが挙げられる。この反省から、近年、都市域においては近自然的な海岸環境の創出を要望する気運が高まっており、その一例として大阪湾では港湾・物流機能だけでなく、干潟や海浜緑地を造成し、環境の修復に配慮した阪南 2 区整備事業が進行中である。この阪南 2 区内の人工干潟造成予定地は、陸域から距離約 1 km の沖合に位置し、土砂供給が殆どなく、閉鎖性が強く、塩分が高いという特徴を有している。このような海域に造成される人工干潟の環境機能に関する知見は少ない。本研究では、阪南 2 区整備事業に先立ち当該海域に実験施設として造成された人工干潟現地実験場において、3 年間にわたる調査を実施し、人工干潟の生物生態機能や水質浄化機能の特性、並びに生物学的に望ましい地盤高等について検討した。

2. 調査の方法

(1) 調査海域

調査対象地である阪南 2 区人工干潟現地実験場は、大阪湾東部に位置し、2000 年 5 月に大阪府港湾局により造成された (図-1)。この実験干潟の主要な養浜材は近隣の港湾海域から採取した浚渫土砂である。また波浪などによる土砂の流出を防ぐため、捨て石からなる土留め堤と側壁ならびに石積み護岸により周りが囲まれている。造成面積は幅 80 m、岸沖方向 100 m の 8000 m² で、干潟の 1/4 の領域 (20 m×100 m) には浚渫土砂の上に海砂が層厚 1 m で覆土されている (図-2)。干潟の勾配は 3/100~5/100 で、土留め堤を境に周辺水域の水深は約 8~9 m と急に深くなる。なお、本研究では土留め堤と側壁で囲まれ、周辺水域より地盤高が明らかに高い海浜の潮間帯部と浅海部を併せて干潟域として取り扱った。

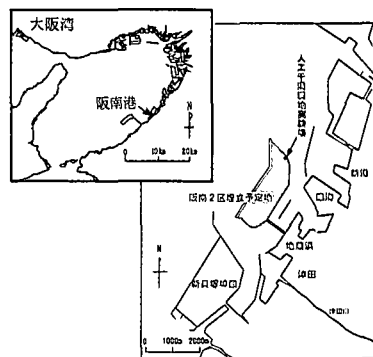


図-1 阪南 2 区

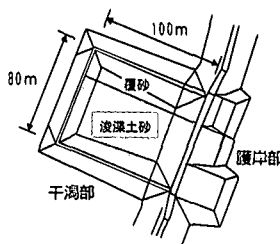


図-2 阪南 2 区人工干潟現地実験場の平面図

(2) 測定

a) 底質、小型底生動物および優占海藻の現存量

干潟内の 16 定点 (図-3(a)) において、港研式採泥器 (採泥面積: 0.045 m²) を用いて 2000 年 6 月 27 日, 9 月 25 日, 12 月 20 日, 2001 年 4 月 5 日, 6 月 26 日, 9 月 20 日, 2002 年 1 月 7 日, 4 月 19 日, 9 月 4 日, 11 月 12 日の計 10 回、小型底生動物と海底堆積物の採取を行った。海底堆積物は、各定点において底質分析用と小型底生動物査定用にそれぞれ 1 回採取し、このうち底質分析用試料の表層部約 2 cm を粒度組成、全硫化物濃度 (TS)、酸化還元電位 (Eh)、強熱減量 (IL)、炭素濃度 (TC)、窒素濃度 (TN) の分析に供した。小型底生動物については、海底堆積物を 1 mm 目の篩に通し、篩上の残存物について種類数・種類別の個体数と湿重量を測定した。なお、小型底生動物群集の多様度を算出するにあたってはシャ

* 正会員 農博 大阪府立大学助教授大学院工学研究科都市系専攻
** 大阪府立大学大学院工学研究科都市系専攻

ノン・ウィーバーの種多様度指数 (H') を用いた。

$$H' = -\sum_i (n_i/N) \log_2(n_i/N) \dots\dots\dots (1)$$

ここで N : 総個体数, n_i : i 番目の種類の個体数

一方, 優占海藻であるアオサ類 (*Ulva peruviana*, *Ulva fasciata*, *Ulva sp.*) とオゴノリ (*Gracilaria vermiculophylla*) の採取は, 2001 年 10 月 29~30 日, 2002 年 4 月 19 日, 9 月 3~4 日, 11 月 11~12 日に干潟域の 136 定点において行った (図-3(a))。

b) 窒素収支

窒素収支を求めるための観測を 2000 年 9 月 25~26 日, 2001 年 9 月 20~21 日, 2002 年 9 月 3~4 日に行った。試水は 2000 年 9 月が 8 定点, 2001 年と 2002 年 9 月は 12 定点で (図-3(b)), 各干潮・満潮ごとに計 4~5 回 (2 潮汐間), 5 l バンドン採水器を用いて海表面下 1 m 層, 同 4 m 層, 海底面上 1 m 層のうちの 1~2 層において採取した。採取した海水は濾過後, 濾水の溶存態総窒素 (DTN) と, 濾紙の懸濁態窒素 (PN) を測定した。

一方, 阪南 2 区人工干潟現地実験場での溶存態総窒素 (DTN), 懸濁態窒素 (PN) ならびに総窒素 (TN) の収支については, 松川 (1989) に準じて以下の式によって試算した。

$$\Delta(V \cdot C_V) = Q \cdot C_A + A_0 \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L + Q_c + P \dots\dots\dots (2)$$

ここで, V : 干潟域の体積, C_V : 干潟域内の体積平均濃度, $\Delta(V \cdot C_V)$: 干潮と満潮の間の現存量の変化量, Q : 干潮と満潮の間の体積変化量, C_A : 干潟域と沖合域との境界断面の平均濃度, A_0 : 干潟と沖合域の境界断面積, K : 水平拡散係数, T : 干潮と満潮間の時間, $\Delta C / \Delta L$: 干潟と沖合域との濃度変化率, $A_0 \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L$: 境界断面を通じての拡散による交換量, Q_c : 流入負荷量, P : 干潟域内での物質の生成・消失 (固定) 量である。なお, 干潟の体積 V と体積変化量 Q は本調査に併せて行った干潟域の地盤高測量結果と大阪府港湾局による大阪府岸和田港での潮位観測結果から求めた。また水平拡散係数は, 閉鎖的な内湾浅海域である三河湾一色干潟縁辺部において松川 (1989) が求めた $3.8 \times 10^4 \text{ cm}^2/\text{s}$ の値を使用した。さらに, 河川や地下水を通じての流入負荷 Q_c については, 本人工干潟は距離約 1 km の沖合にあり, 近傍に大きな河川がないことから 0 として計算した。

3. 結果と考察

(1) 生物生息機能

a) 底質と小型底生動物

底質の有機汚濁指標については季節に依存する変動が明瞭でなかった。また, 酸化還元電位と全硫化物濃度の推移を養浜材別に検討すると (表-1), 2000 年 9 月を除

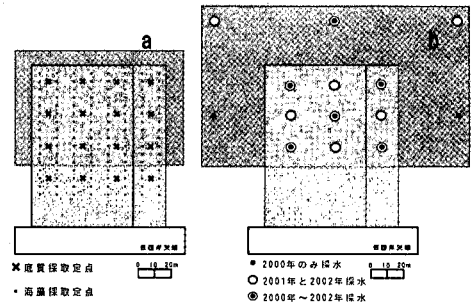


図-3 底泥と海藻 (a) および海水 (b) 採取定点

き, 覆砂部は浚渫土砂部より全硫化物濃度が低く, (覆砂部: 0.01 以下~0.32 mg/g 乾重, 浚渫土砂部: 0.52~1.19 mg/g 乾重), 酸化還元電位が高い (覆砂部: -267~-174 mV, 浚渫土砂部: -354~-108 mV) ことがわかった。ただ, 2002 年 1 月以後の全硫化物濃度の浚渫土砂部/覆砂部の比は 2.9~5.4 の範囲を推移しており, 2000 年 9 月を除く 2000 年 6 月~2001 年 9 月の期間 (浚渫土砂部/覆砂部比: 4.4~215) より値が小さくなる傾向が認められた。このことは物理的外力による浚渫土砂と覆砂の移動・混合の影響が, 時間の経過に伴い現れたためかと考えられる。

表-2 に 2000 年 6 月から 2002 年 11 月までの各底質測定項目について, 地盤高別の平均値を示す。表から地盤高が低くなるに従って泥分が多くなり, 底質の還元性を示す指標が増え, 強熱減量・炭素濃度・窒素濃度などの有機物指標の増加する傾向がある。また, 阪南 2 区人工干潟現地実験場では夏季の浚渫土砂部の土留め堤付近において, 海底近傍の酸素濃度が造成後 2 年目以降 20% 以下に低下したことが知られており (大美, 私信), 本人工干潟現地実験場の L.W.L.-3.0~-4.0 m 帯における底質の有機汚濁の進行にともなう夏季の貧酸素化が窺われた。

干潟部全域, 浚渫土砂部, 覆砂部における小型底生動物の出現状況を図-4, 5, 6 に示す。最も主要な小型底生動物は浚渫土砂部の 2000 年がアシナガゴカイ, 2001 年が甲殻類のドロクダムシ科, 2002 年がホトトギスガイであった。また, 覆砂部については 2000 年と 2001 年がドロクダムシ科, 2002 年がホトトギスガイであった。種類数・個体数・種多様度指数 (H') の時間変化に関しては, 個体数には 2001 年 6 月まで増加傾向が見られるものの, 種類数や種多様度指数ほど増加傾向が明瞭ではなかった。一方, 種類数と種多様度指数は 2002 年 1 月まで明らかに値が増加し, それ以降は多少の変動があるものの, 比較的安定した数値で経過した。このように, 個体数と種類数・種多様度指数の時間経過に伴う変動に違いがあり, 種類数や種多様度指数は干潟生態系の発達に対応した応

答を示したのに対して、個体数にはこれが明瞭に認められなかった。桑江ら(2002)も制御干潟実験施設(メソコスム)において同様の観察結果を報告している。阪南2区人工干潟現地実験場では約2年で種類数と種多様度指数がほぼ一定の範囲に達し、値の増加が顕著でなくなったが、生物相の安定に必要な時間については、人工干潟の環境特性や養浜材の種類ならびに干潟面積などに関連すると思われる。また、岡本ら(2002)は本人工干潟現地実験場において地形変化が起こっていることを報告しているが、小型底生動物群集については多少の地形変化があっても環境に順応しながら発達することが示唆された。なお、覆砂部の種多様度指数が2002年1月に極大値を示し、その後低下しているが、これについてはこの時期にアサリやホトトギス貝などの二枚貝の重量および個体数優占度が増加したことや、全硫化物濃度の浚渫土砂部/覆砂部の比が減少した時期とほぼ対応することは興味深い。

図-7と8に地盤高別の小型底生動物の個体数と種類数を2000年6月から2002年11月までの平均値で示した。なお、2000年については軟体類がほとんど生息していなかったため、この類の個体数を計数していない。種類数が多くなる地盤高はL.W.L.(朔望平均干潮面)0mから-2.0mの範囲であり、この地盤高では8種類程度の出現が認められた。個体数が最も多かった地盤高は、L.W.L.0~-1.0mで、総個体数は8659個体/m²であった。分類群別にはL.W.L.0~-1.0mの地盤高で個体密度が多くなるのは軟体動物で、甲殻類はそれよりやや深い水深帯で卓越した。多毛類についてはL.W.L.0~-1.0mとL.W.L.-1.0~-2.0mとに大きな差違が認められ

なかった。このように本人工干潟現地実験場ではL.W.L.0mより上部とL.W.L.-2.0m以深の水深帯で個体数の減少することが明らかとなった。このうち、前者については冠水時間の減少と砕波による底質攪乱等の影響が大きいと考えられる。一方後者については、先に阪南2区人工干潟現地実験場の底質は、地盤高が低くなるに伴い有機物濃度が増加し、還元性になることを示した。また夏季には土留め堤近傍に貧酸素水が出現し、生物の生息にとって厳しい環境になると推察された。このことから、本人工干潟縁辺部の水深帯では環境劣化によって生物の生息が影響を受けており、特にそれは種類数よりも個体数の低下となって現れたと考えられた。したがって、浚渫土砂を活用して大阪湾東部沿岸域に人工干潟を造成す

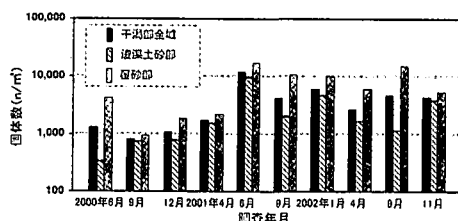


図-4 小型底生動物の個体数の推移

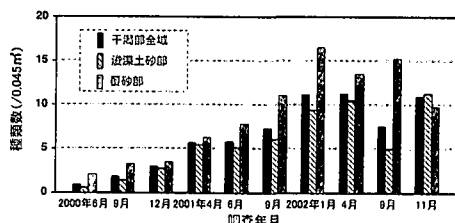


図-5 小型底生動物の種類数の推移

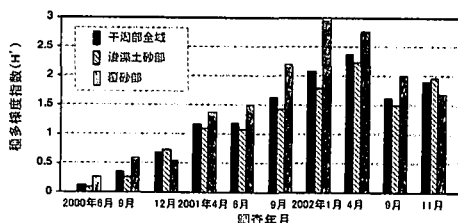


図-6 小型底生動物の種多様度指数の推移

表-1 全硫化物濃度、酸化還元電位の推移

調査年月	全硫化物量 (mg/g 乾重)		酸化還元電位 (mV)	
	浚渫土砂部	覆砂部	浚渫土砂部	覆砂部
2000年6月	0.86	0.01 以下	-26	154
2000年9月	0.42	0.50	124	44
2000年12月	1.19	0.09	37	133
2001年4月	0.71	0.16	108	174
2001年6月	0.73	0.06	62	143
2001年9月	0.76	0.14	-22	45
2002年1月	0.82	0.18	-57	115
2002年4月	0.70	0.13	-118	-87
2002年9月	1.09	0.32	-354	-267
2002年11月	0.52	0.18	-42	9

表-2 地盤高別底質環境

L.W.L.からの 地盤高 (m)	泥分 (%)		全硫化物量 (mg/g 乾重)		酸化還元電位 (mV)		強熱減量 (%)		炭素濃度* (mgC/g 乾重)		窒素濃度* (mgN/g 乾重)	
	浚渫土砂部	覆砂部	浚渫土砂部	覆砂部	浚渫土砂部	覆砂部	浚渫土砂部	覆砂部	浚渫土砂部	覆砂部	浚渫土砂部	覆砂部
+1.0~0	3.6	4.9	0.03	0.02	238	242	1.3	1.5	0.73	0.50	0.10	0.07
0~-1.0	10.5	6.0	0.36	0.29	10	15	3.2	2.7	5.45	2.09	0.62	0.38
-1.0~-2.0	18.5	14.5	0.67	0.23	-38	-57	3.9	3.3	5.04	3.96	0.49	0.59
-2.0~-3.0	34.6	10.1	1.32	0.15	-171	-23	5.2	2.9	10.11	1.70	0.84	0.28
-3.0~-4.0	29.1	—	1.07	—	-130	—	5.4	—	10.81	—	0.82	—

* : 炭素と窒素濃度は2000年6月、2001年6月、2002年4月、9月、11月の平均値

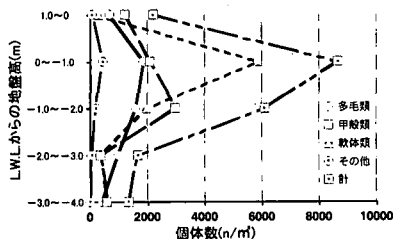


図-7 地盤高別出現個体数

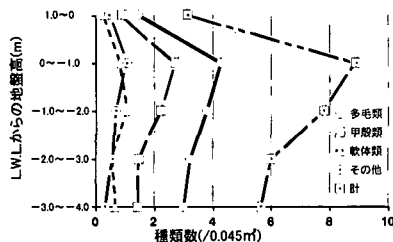


図-8 地盤高別出現種類数

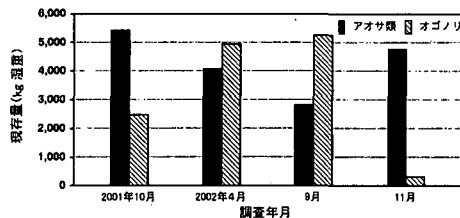


図-9 優占海藻の現存量

著となった翌2001年は、総窒素として4.5 kg/日の消失となり、このうち溶存態窒素が3.5 kg/日、懸濁態窒素が1.1 kg/日の消失と、溶存態窒素の寄与が大きかった。また2002年9月は溶存態窒素が0.4 kg/日の生成であるものの、懸濁態窒素が4.1 kg/日の消失となり、結果として3.7 kg/日の窒素消失となった。このように人工干潟の窒素収支は造成後の3年間で変動し、造成後1年～2年経過した時点では窒素固定の場として水質浄化に寄与することが示唆された。また、阪南2区人工干潟現地実験場の2001年と2002年の総窒素消失量を単位面積あたりで試算したところ（2001年：709 mg/m²/日、2002年：575 mg/m²/日）、これらの値は、閉鎖性が強く富栄養な大阪湾甲子園浜の潮下帯での値（356 mg/m²/日）の1.6～2.0倍であった（環境庁，2000）。

佐々木（1989）は愛知県の自然干潟である一色干潟においてボックスモデルを用いて窒素収支を検討し、窒素の生成および消失は海藻類の消長と強く関わりと報告している。また、アサリなどの二枚貝も水中懸濁物の濾過・摂食活動を通じて干潟での窒素の動態に深く関与することが知られている。そこで、阪南2区人工干潟現地実験場の窒素収支の変遷を海藻や底生動物との関連において検討した。2000年9月は、人工干潟現地実験場が造成されてから約4ヶ月と短期間であったためか、小型底生動物をはじめ、アオサ類・オゴノリといった海藻類が貧困であった。したがって、造成当初は浚渫土砂間隙水から溶出した窒素が海藻に取り込まれることもほとんどなかったと推察される。なお、2001年7月に海水と浚渫土砂間隙水のアンモニア態窒素濃度を測定したところ、平均値は前者が0.68 mg/lで後者が7.1 mg/lと、約10倍間隙水の濃度が海水より高かった（矢持，未発表）。したがって2000年9月は海底堆積物からの溶出という要因も加わって、窒素生成という結果になったと考えられる。

翌年の2001年秋季には人工干潟の生物、中でも緑藻のアオサ類が急増し、その現存量が5422 kgに達していた。仮にアオサ類はほとんどアナアオサによって占められるとし、本人工干潟現地実験場で採取したアナアオサを現場に24時間浸漬し、その葉面積の増加から求めた日間生長率16.1%、ならびにアナアオサの乾重/湿重比0.13と

る場合、底生動物の生息から見た地盤高としてL.W.L. 0～-2.0 m帯の面積を広くすることが望ましいと考えられる。

b) 優占海藻

現地実験場内にはアオサ類とオゴノリが優占しており、その現存量の変遷を図-9に示す。なお、2000年については、海藻類が優占していなかったため調査を行っていない。アオサ類は浚渫土砂部での分布密度が高く、単位面積当たりの現存量は2001年10月が浚渫土砂部で813 g/m²、覆砂部で797 g/m²、2002年4月が各588 g/m²と379 g/m²、9月が416 g/m²と233 g/m²、11月が779 g/m²と181 g/m²であった。一方、オゴノリは2001年10月を省き、覆砂部で分布密度の高い傾向があり、2001年10月の浚渫土砂部で1029 g/m²、覆砂部で507 g/m²、2002年4月が各625 g/m²と726 g/m²、9月が535 g/m²と1161 g/m²、11月が21 g/m²と120 g/m²となった。また、アオサ類はL.W.L.-4.0 mまで水深が大きくなるほど現存量が多くなる傾向があったが、オゴノリはL.W.L. 0～-3.0 mにおいて分布密度が高かった。干潟部全域におけるアオサ類とオゴノリの現存量は湿重量で2001年10月が各5422 kgと2464 kg、2002年4月が4074 kgと4945 kg、9月が2817 kgと5254 kg、11月が4782 kgと347 kgに達した。

(2) 水質浄化機能

2000年、2001年ならびに2002年の各9月における窒素収支を表-3に示す。造成後の経過時間が短い2000年9月は、溶存態窒素が3.9 kg/日の生成、懸濁態窒素も1.5 kg/日の生成、あわせて総窒素として5.4 kg/日の生成という結果となった。干潟域でのアオサ類の繁茂が顕

窒素含有量 31.9 mg/g 乾重などから、アオサ類の1日あたりの窒素固定量を試算したところ、固定量は 3.62 kg/日と試算された。オゴノリに関しても同様に現存量 2464 kg、現地で採取した藻体の乾重/湿重比 0.15、窒素含有量 40.0 mg/g 乾重、ならびに日間生長率 3% (Orosco, 1992) から窒素固定量は 0.44 kg/日と計算された。これら両優占海藻による窒素固定量はボックスモデルより算出した溶存態総窒素の消失量 3.47 kg/日の 1.2 倍に達した。このように優占海藻の窒素摂取量が人工干潟域の溶存態総窒素消失量を上回る結果となったが、この原因として現地の潮下帯ではアオサ類が数層に重なって海底上に分布しており、下層の藻体は光制限状態であるにもかかわらず生長率が過大に評価したことが考えられる。しかしこの結果は造成後 1-2 年の人工干潟で海藻類が卓越した場合、優占海藻が窒素循環において大きな役割を果たす可能性を示唆するものであろう。なお、2002 年において溶存態窒素が消失からわずかながらの生成に変化したことも、窒素固定能に優れたアオサ類の現存量が半減したこと一因すると考えられる。

懸濁態窒素については、造成初年は生成されていたが 2001 年 9 月と 2002 年 9 月は消失となった。そして 2001 年と 2002 年の懸濁態窒素消失量を比較してみると 2002 年の方が 4 倍近く大きかった。2002 年 9 月は 2001 年に比べて懸濁物食者のアサリの現存量が 5 倍近く増加していたので、アサリによる懸濁態窒素の取り込み速度を中村 (1993) の式などを用いて試算してみた。アサリの濾水量 Q_w (l/g/h) は水温 t (°C) と個体重量 W (g) の関数として表される。

$$Q_w = 0.085 t^{1.25} W^{-0.78} \dots \dots \dots (3)$$

2002 年 9 月の阪南 2 区人工干潟現地実験場の平均水温が 29.0°C、海水の浮遊懸濁態窒素の平均濃度が 114 $\mu\text{g/l}$ 、各定点でのアサリの現存量と平均個体重量、並びに糞や偽糞の排泄率 0.55 (鈴木ら, 2000) から、1 日あたりの阪南 2 区人工干潟現地実験場のアサリによる懸濁態窒素固定量は 6.67 kg と試算された。この値はボックスモデルから求めた 1 日あたりの懸濁態窒素消失量の約 163% に相当した。この計算には、アサリの呼吸活動における潮汐周期依存性 (伊藤, 1992) や糞・偽糞の再懸濁を考慮していないため、濾過・摂食速度を過大に評価した危険性が含まれているが、干潟域の有機懸濁態窒素の動態におけるアサリの重要性を軽くするものではない。懸濁態窒素の増減に深く関わるアサリが本干潟では L.W.L. 0~1.0 m 近くに多く生息したことから、懸濁態窒素の固定という面では L.W.L. 0~1.0 m の地盤高を広くするのが適切と考えられる。

表-3 窒素収支と優占生物現存量の推移

	2000 年 9 月	2001 年 9 月	2002 年 9 月
溶存態窒素 (kg/日)	3.9	-3.5	0.4
懸濁態窒素 (kg/日)	1.5	-1.1	-4.1
総窒素 (kg/日)	5.4	-4.5	-3.7
アサリ (kg)	-	414	2010

—: ほとんど生息しない

※正の数値は干潟域での生成、負の値は消失を表す

4. ま と め

①阪南 2 区人工干潟現地実験場では、種類数と種多様度指数は約 2 年でほぼ一定の範囲に達した。また、造成後に多少の地形変化があっても小型底生動物相はこれに順応して発達することが示唆された。

②造成初年の干潟は窒素生成の場であったが、2・3 年目は消失の場に変化し、水質浄化機能が確認された。そして、溶存態窒素の固定にはアオサ類が、懸濁態窒素の固定にはアサリの寄与の大きいことが明らかになった。

③本干潟においてアサリは L.W.L. 0~1.0 m 付近が最も個体数が多く、小型底生動物の最適地盤高とほぼ一致した。以上より、生物生息機能と懸濁態窒素の固定という観点からは L.W.L. 0~1.0 m の地盤高が望ましいと考えられた。

参 考 文 献

- 伊藤克彦 (1992): 忘れられた研究データからの情報—アサリとムラサキイガイの呼吸量—, 養殖研ニュース, 第 24 号, pp. 11-18.
- 岡本庄市・矢持 進・大西 徹・田口敬祐・小田一紀 (2002): 大阪湾阪南 2 区人工干潟現地実験場の生物生息機能と水質浄化に関する研究—浚渫土砂を活用した人工干潟における地形変形と底生生物の出現特性—, 海岸工学論文集, 第 49 巻, pp. 1286-1290.
- 環境庁水質保全局 (2000): 瀬戸内海の干潟・浅海域の浄化機能, 平成 11 年度環境庁委託事業報告書, pp. 139-142.
- 桑江朝比呂・三好英一・小沼 晋・中村由行・細川恭史 (2002): 干潟生態系における底生動物群集の 6 年間にわたる動態と環境変化に対する応答, 海岸工学論文集, 第 49 巻, pp. 1296-1300.
- 佐々木克之 (1989): 干潟の物質循環, 沿岸海洋研究ノート, 第 26 巻, pp. 172-190.
- 鈴木輝明・青山裕晃・中尾 徹・今尾和正 (2000): マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案—三河湾浅海域における事例研究—, 水産海洋研究, 第 64 巻, pp. 85-93.
- 松川康夫 (1989): 内湾域における物質輸送機構と窒素、磷の収支と循環に関する研究, 中央水産研究所研究報告, 第 1 巻, pp. 1-74.
- 中村 充 (1993): 生態系を活用した海底質の改良技術, ヘドロ, 第 58 号, pp. 17-24.
- Orosco C. A. and M. Ohno (1992): Growth rates of *Gracilaria* species from Tosa Bay, southern Japan, Jpn. J. Phycol., No. 40, pp. 239-244.