

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 —三河湾浅海部における事例研究—

鈴木輝明¹, 青山裕晃¹, 中尾 徹², 今尾和正²

Tentative Minimum Standards for Bottom Sediment Quality Based on the Water Purification Function of the Macrobenthic Community —A Model Study Conducted in the Shallow Areas of Mikawa Bay—

Teruaki SUZUKI¹, Hiroaki AOYAMA¹, Toru NAKAO² and Kazumasa IMAO²

For fisheries activities to continue in bay areas of Japan, it is currently thought that it is desirable for bottom sediments to have less than 20 mg of COD (dry) g^{-1} . It is considered necessary to keep COD at or below this level in order to maintain the dissolved oxygen concentration, in the lower layer, at more than 3 ml l^{-1} . Bottom sediments with organic pollution over this value can become a target for improvement works, such as dredging or sand mounding. However, the relationship between COD and the DO concentration in the lower layer is not clear, because it changes not only with DO consumption in the organically polluted sediment but also with the DO budget which is controlled by many elements, such as DO supply from outside the bay area and DO consumption by suspended organic matter. Thus, in this study, we paid attention to the importance of the macrobenthic community in the shallow areas which functionally prevents red tides and subsequent hypoxia. We defined the minimum standard for sediment quality as the concentration above which the removal capacity of particulate organic matter from the water column by the impoverished macrobenthic community decreases. The bottom sediment quality and macrobenthic communities were sampled at every one meter depth between DL 0 m and -5 m in nine shallow areas of Mikawa Bay in June and August 1998. From those results, the minimum standard of sediment quality required for the removal of particulate organic matter was estimated at 5% of IL, 1 mg dry g^{-1} of TN and 10 mg dry g^{-1} of COD, respectively.

Key words: macrobenthos, sediment quality, dissolved oxygen, Mikawa Bay

はじめに

現在、浚渫や覆砂といった底質改良事業の対象となる有機汚染泥はいずれの海域においても(社)日本水産資源保護協会(1995)による水産用水基準であるCOD 20 mg dry g^{-1} 以上が唯一の目安とされている。この濃度基準の妥当性は、底層DO濃度を目安として全国6海域で検討されている。その結果、底層DO濃度が正常な底生生物群集の維持に必要とされる3 ml l^{-1} 以上(玉井, 1990)に保たれる環境としては底質COD 20 mg dry g^{-1} 以下が妥当であるとされた。しかし、その根拠となった底質の有機汚染度と底層DO濃

度との関係は海域ごとに一律ではなく、大船渡湾や宮古湾といった北方海域ではCOD 30 mg dry g^{-1} 以上でも貧酸素化しない例がある一方、伊勢湾や東京湾ではCOD 20 mg dry g^{-1} 以下でも底層DO濃度が1 ml l^{-1} を下回る貧酸素化が起こっており、底層DO濃度と底質の有機汚染度との関係は明確とは言えない。これは底層DO濃度が海域における酸素収支、すなわち酸素供給と酸素消費とのバランスで決定され、底泥の酸素消費だけで規定されないからである(鈴木・寺澤, 1997)。

近年、養殖漁場の底質に限定しては、養殖漁場の環境収容力を生物による浄化作用から漁場ごとに検討しようとする試みがなされ、「持続的養殖生産確保法」では、底泥の硫化物量は酸素消費速度が最大となる硫化物量を下回ることと定められた。この基準は底質への有機物負荷と底生生物による分解との均衡関係を維持するために、底生生物の生息を阻害する硫化物生成の上限値を下回ることが必要であるという理論(武岡, 1998)によっている。この方法は

1999年12月13日受付, 2000年4月14日受理

¹ 愛知県水産試験場

Aichi Fisheries Research Institute, Miyacho, Gamagorishi, Aichi 443-0021, Japan

² 株式会社日本海洋生物研究所

Marine Biological Research Institute of Japan Co., Ltd., Yutakamachi, Sinagawaku, Tokyo 141-0042, Japan

論理性があり、漁場ごとに設定する点で、より合理的であるが、酸素消費速度が最大となる硫化物量は酸素供給速度によって大きく変化するため、実際の養殖漁場に適用する際は海水交換速度等の物理調査も必要となる。

これらのことから、養殖漁場を含む内湾域における正常な物質循環の維持という視点で、より簡便で明確な底質基準を求める必要がある。

湾全体の物質循環においては、底生生物群集がその摂食活動により水中のプランクトン群集の構造や栄養塩濃度などに大きな影響を与えていることが明らかになっており (Cloern, 1982; Officer et al., 1982; Cohen et al., 1984; Carlson et al., 1984; Alpine & Cloern, 1992), 特に近年、豊かな底生生物群集を有する干潟を含む浅場が、水中の有機懸濁物質に対する高い除去機能を持ち (佐々木, 1989; 中田・畑, 1994; 青山・鈴木, 1996; 鈴木ら, 1997), 赤潮の発生や底層の貧酸素化を抑制している (鈴木ら, 1996) ことが報告されている。また、貧酸素化による底生生物群集の消長が内湾の物質循環に多大な影響を与えることを観測と数値モデルにより定量化した例 (鈴木ら, 1998a) もある。

従って、本研究では、湾全体の正常な物質循環が維持されるために必要な底質濃度を、マクロベントスによる有機懸濁物除去機能が維持される限界濃度と定義し、富栄養化の進行した三河湾の浅海部を例として検討を行った。

方法

調査海域・観測日時および採取方法 調査海域は Fig. 1 に示す三河湾沿岸域の9地区 (L.1~L.9) であり、各地区とも、岸側から沖側に観測ラインを設け、各々基本水準面下 -0 m, -1 m, -2 m, -3 m, -4 m, -5 m の6カ所の測点で、底泥および底生生物の採集を行った。採集は1998年6月16日~6月18日および8月14日~8月16日の2回実施した。

底泥の採集はSCUBA潜水により行った。底生生物の採集はステンレス製のコードラート (縦・横各20 cm, 深さ15 cm) を用い、水中で採集し、採集袋 (1 mmメッシュ) に収納した。採集回数は各測点とも3回であり、採集面積は0.12 m²である。採集袋は船上に引き上げ、1 mmメッシュの篩で洗浄し、篩上に残る底生生物を10%中性ホルマリンで固定し、実験室で種の同定と個体数の計数、湿重量の測定を行った。底質は長さ25 cmの透明アクリルコア (内径5 cm) を用い、測点ごとに6本を採集した。コア3本分の試料は上層5 cmとし、均一になるように混ぜ、各分析項目毎に分取した。底生生物の窒素換算用の試料は、同上のコードラート法で別途採集した。

底生生物窒素換算および底質分析方法 底生生物現存量を窒素含有量で評価するため、凍結保存した試料を解凍後速やかに湿重量 (二枚貝綱および腹足綱については殻付き湿重量) を測定した後、乾燥重量およびCHNコーダー (YANAKO MT-II) による窒素含有量の測定を行った。実測

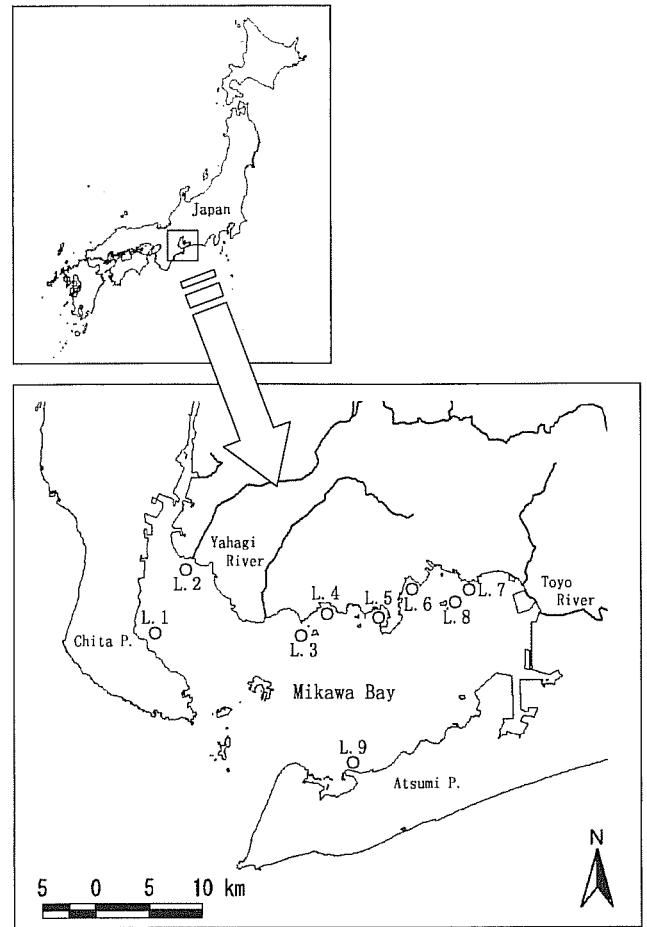


Figure 1. Location of the nine sampling transect lines in Mikawa Bay. Six sampling points were set up at 0 m, -1 m, -2 m, -3 m, -4 m, -5 m depths, below the chart datum level along each transect.

した窒素量への換算係数を Table 1 に示す。実測しなかった種については、近縁の分類群、もしくは実測値全体の平均値を用いて換算係数を求めた。また、得られた底生生物現存量から水中の有機懸濁物除去量を算出するため、底生生物をその摂食様式 (食性区分) により懸濁物食者、表層堆積物食者、下層堆積物食者、肉食者、植物食者、腐食者、雑食者、および食性不明の8区分に分類した。分類は Fauchald and Jumars (1979), 風呂田 (1996, 一部私信), 林 (1997), 及び鈴木ら (1998b) を参考にした。

底質の分析項目は粒度組成, 含水率, 強熱減量 (IL), 全有機炭素 (TOC), 全窒素 (TN), クロロフィル a (Chl-a) とフェオフィチン (Pheo) である。

粒度組成は JIS A 1204, 含水率及び IL は環境庁水質保全局による公定法 (日本環境測定分析協会, 1988), TOC 及び TN は 60°C で 24 時間乾燥した乾泥約 40 mg を 4N 塩酸で前処理後, CHN コーダー法 (安井・中根, 1996) によってそれぞれ行った。Chl-a と Pheo は湿試料 (約 1 g) を 10

Table 1. The conversion factors from wet weight of macrobenthos to nitrogen content measured by CHN analyzer. The numbers in parentheses are estimated from the measured values in the similar species.

Phylum	Class	Species	Conversion factor from wet wt. to nitrogen (gN/g wet)
CNIDARIA	ANTHOZOA	Actinaria spp.	0.0161
		Others	(0.0161)
TENTACULATA			(0.0106)
MOLLUSCA	GASTROPODA	<i>Lunella coronata coreensis</i>	0.0053
		<i>Crepidula onyx</i>	0.0033
		<i>Reticunassa festiva</i>	0.0043
		<i>Philine argentata</i>	0.0097
		Others	(0.0043)
	BIVALVIA	<i>Scapharca subrenata</i>	0.0054
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0.0030
		<i>Musculista senhousia</i>	0.0047
		<i>Fulvia mutica</i>	0.0034
		<i>Ruditapes philippinarum</i>	0.0045
		<i>Mactra chinensis</i>	0.0048
		<i>Theora fragilis</i>	0.0038
		<i>Nitidoteuthina nitidula</i>	0.0061
		<i>Macoma incongrua</i>	0.0049
	Others	(0.0045)	
	POLYPLACOPHORA		(0.0045)
ECHIURA			(0.0106)
ANNELIDA	POLYCHAETA	<i>Sigambra</i> sp.	0.0068
		<i>Neanthes succinea</i>	0.0136
		<i>Nephtys polybranchia</i>	0.0087
		<i>Glycera</i> sp.	0.0114
		<i>Diopatra sugokai</i>	0.0131
		<i>Lumbrineris longifolia</i>	0.0132
		<i>Paraprionospio</i> sp. Form A	0.0086
		<i>Cirriformia tentaculata</i>	0.0134
		<i>Arenicola brasiliensis</i>	0.0045
		<i>Owenia fusiformis</i>	0.0124
		<i>Lagis bocki</i>	0.0110
		Others	(0.0106)
			ARCHIANNELIDA
ARTHROPODA	CRUSTACEA	<i>Diogenes nitidimanus</i>	0.0160
		<i>Eucrate crenata</i>	0.0146
		Others	(0.0153)
ECHINODERMATA ASTEROIDEA		<i>Luidia quinaria</i>	0.0113
		<i>Astris amurensis</i>	0.0106
		Others	(0.0110)
	OPHIUROIDEA	<i>Amphiphius japonicus</i>	0.0060
		<i>Ophiothrix</i> sp.	0.0074
		Others	(0.0067)
			ECHINOIDEA, HOLOTHUROIDEA
PLATYHELMINTHES, NEMERTINEA, SIPUNCULA, CHORDATA			(0.0110)

Wet weight includes skeleton.

ml遠沈管に採取し、90%アセトンを加え混合し、5分間の超音波処理後、遠心分離(3000rpm, 5min)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(日本海洋学会, 1986)で測定し、含水率を用い乾燥重量当たりの含有量に換算した。

有機懸濁物除去機能の計算方法 本研究では水質浄化機能を懸濁物食性マクロベントスにより水中から直接除去される有機懸濁物量と定義し、沈降有機物の表層堆積物食者による除去量は含めなかった。有機懸濁物除去速度の定量化は、海水中の有機懸濁物質の濃度分布の時間変化からボックスモデルにより収支を計算して求める手法(佐々木, 1989; 青山・鈴木, 1996)や、現場でのチャンバー実験(青山・鈴木, 1997)から求める方法がある。これら直接的な有機懸濁物濃度の変化から求める手法は、マクロベントスの種類、現存量、有機懸濁物濃度や光合成速度の相違等による有機懸濁物除去速度の変化といった水質浄化機能

の変動機構の解明には有効である。しかし、湾域内における空間的な分布を比較するには、場の平均的な値を得る必要がある。木村ら(1991)は東京湾の干潟域において二枚貝類と多毛類の現存量からP/B(生産量/現存量)比を用いて年間生産量を推定し、これに見合う摂餌速度を転換効率から計算し、有機物除去量として報告した。この手法は簡便であり、場の平均的な値を得るには有効である。しかし、この方法で得られる有機物除去量は、ろ過食性者排泄物の表層堆積物食者による利用や再懸濁による水中への回帰を考慮していないため、厳密には水中有機懸濁物の除去量ではない。このため木村ら(1991)は別途、二枚貝のろ過速度と懸濁物濃度から水中有機懸濁物の除去量を求めている。我々はこれらの点を考慮し、有機懸濁物除去速度を(1)式で表すこととした。

$$\begin{aligned}
 \text{PONrm} &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex}) + \text{SFfd} \times \text{Ex} \times (1 - \text{Rs}) \\
 &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex} \times \text{Rs}) \quad (1) \\
 \text{SFfd} &= (\text{SFst} \times \text{PBsf}) / \text{FDsdf} / 365 \\
 \text{Rs} &= (\text{SFfd} \times \text{Ex} - \text{SDFfd}) / (\text{SFfd} \times \text{Ex}) \\
 \text{SDFfd} &= (\text{SDFst} \times \text{PBsdf} \times (1 - \text{CP})) / \text{FDsdf} / 365 \\
 \text{CP} &= \text{Chl-a} / (\text{Chl-a} + \text{Pheo})
 \end{aligned}$$

PONrm: 有機懸濁物除去速度 (mgN m⁻² day⁻¹)

SFfd: ろ過食性者による有機懸濁物摂餌速度 (mgNm⁻² day⁻¹)

Ex: ろ過食性者の糞・偽糞排泄率

Rs: 糞・偽糞の再懸濁率

SFst: ろ過食性者の現存量 (mgN m⁻²)

PBsf: ろ過食性者のP/B比

FDsdf: ろ過食性者の転換効率

SDFfd: 表層堆積物食者による糞・偽糞摂餌速度 (mgN m⁻² day⁻¹)

SDFst: 表層堆積物食者の現存量 (mgN m⁻²)

PBsdf: 表層堆積物食者のP/B比

FDsdf: 表層堆積物食者の転換効率

CP: 表層堆積物食者が摂食する付着藻類の割合

再懸濁率は波浪等の物理的条件により海域や水深で異なると思われるが、ここではPONrmの過大評価を避けるため、ろ過食性者により排泄された糞・偽糞が表層堆積物食者により利用された残りはすべて再懸濁すると仮定した。表層堆積物食者は沈降有機物も摂食すると考えられるが、その割合は全体摂餌量の10%程度と推測されていること(鈴木ら, 1997)から、ここでは表層堆積物食者は糞・偽糞と付着藻類のみを摂食し、付着藻類の摂食割合は底泥中のChl-a/(Chl-a+Pheo)と仮定した。

糞・偽糞排泄率(Ex)は秋山(1988)によるアサリ、ホトトギスガイで行った実験結果(0.44~0.64)から0.55と設定した。この値は山室(1992)が整理した懸濁物食性二枚貝の同化率に関する既往の報告例から得られる値(0.3~0.6)

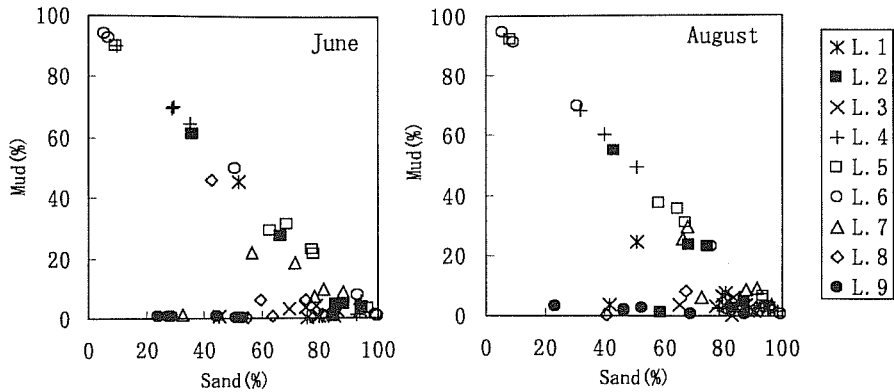


Figure 2. The relationship between the sand portion of the sediment (0.075 mm–2 mm) (given as a percentage) and the portion of mud (0.075 mm>) (also a percentage) along each sampling transect. The left figure shows the percentages for June 1998 and the right one shows them for August 1998.

と比較しても妥当な値と考えられる。懸濁物食者の転換効率 (FDsf) は佐々木 (1989) による三河湾一色干潟域における二枚貝の値 (0.15) を使用した。堆積物食者の転換効率 (FDsdf) は栗原ら (1980a, b) のゴカイの摂餌実験の結果をもとに木村ら (1991) が使用した値 (0.15) を適用した。

懸濁物食者のP/B比としては堀越・菊池 (1976) の報告から得られる二枚貝類11種類の平均P/B比 (2.5) を使用した。青山・鈴木 (1997) は三河湾一色干潟4カ所に内容量56lの円筒型透明アクリルチャンパーを設置し、糞・偽糞の再懸濁が起こらない状態で有機懸濁物除去速度 ($227 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) を求め、木村らの方法により2種類のP/B比で計算した値との比較を行なっている。その結果、東京湾で木村らを使用したP/B=1.5のケース ($139 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) よりも、P/B=2.5での結果 ($232 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) の方が現場測定値とよく一致したことを報告している。実験時のマクロベントス群集はろ過食性者が全体の79% (窒素単位) を占めていたことからPBsfとして2.5は妥当な値と考えられる。また、PBsdfは、堀越・菊池 (1976) の報告例にある多毛類と甲殻類の平均P/B比 (3.0) を採用した。

結果

底質 粒度組成は粒径により粗礫 (19~75 mm), 中礫 (4.75~19 mm), 細礫 (2~4.75 mm), 粗砂 (0.425~2 mm), 細砂 (0.075~0.425 mm), シルト (0.005~0.075 mm), 粘土 (0.005 mm以下) の7区分に分離した後, さらに礫分 (粗礫+中礫+細礫), 砂分 (粗砂+細砂), 泥分 (シルト+粘土) の3区分で再集計した。Fig. 2に6月と8月の9地区の砂分と泥分との関係を示した。砂分と泥分との関係は, 砂分の減少に伴い泥分が増加する傾向と, 泥分に変化が無く礫分が増える傾向の2傾向に分離された。前者はL.2, L.3, L.4, L.5, L.6, L.7, L.8といった三河湾奥部から中部にかけての地域で見られ, 後者は知多半島沿岸のL.1および渥美半島沿岸のL.9で見られた。

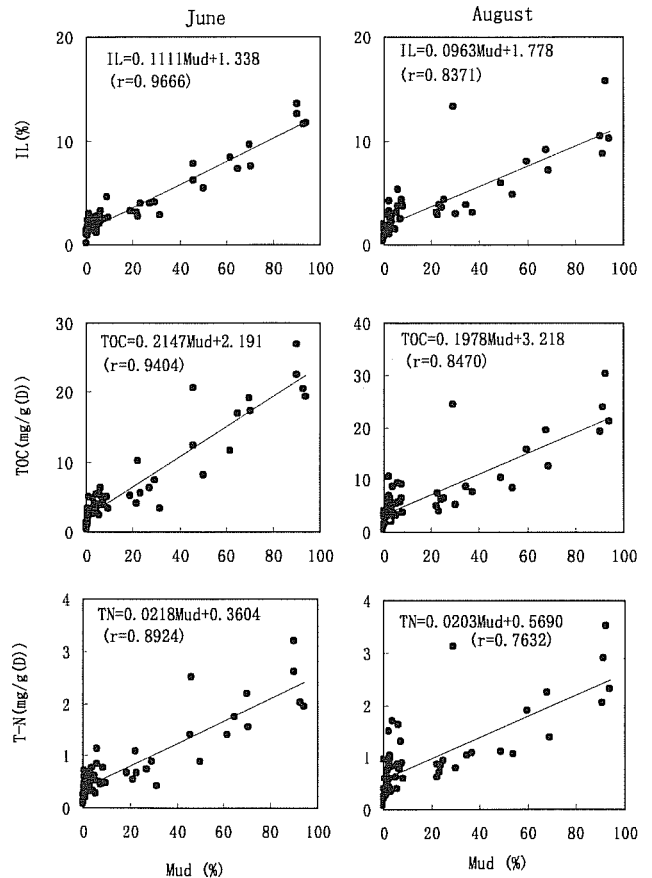


Figure 3. The relationships between the mud portion of the sediment (0.075 mm>) (%) and IL (%), TOC (mg dry g^{-1}) and TN (mg dry g^{-1}). The figures on the left side show the results for June 1998, and those on the right show the results for August 1998.

泥分とIL, TOC, TNとの関係をFig. 3に示す。6月, 8月ともに, 泥分とIL, TOC, TN含量との間には強い正の相関があり, 泥分の多い海域の底泥は有機物含量が高い。

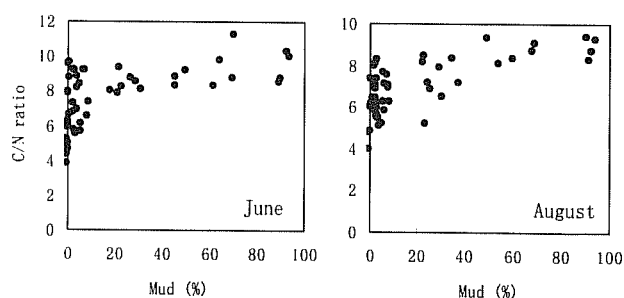


Figure 4. The relationships between the mud portion of the sediment (0.075 mm \gt) (%) and the C/N ratios in weight for June (left) and August (right), 1998.

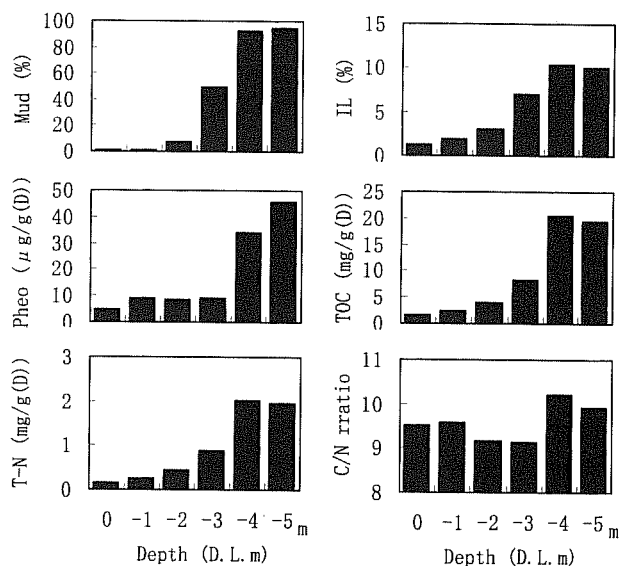


Figure 5. Mud portion of sediment (0.075 mm \gt) (%), IL (%), TOC (mg dry g $^{-1}$), TN (mg dry g $^{-1}$), pheopigment (μ g dry g $^{-1}$) and C/N ratio in weight at every depth of transect L. 6, observed in June 1998.

Fig. 4にC/N比と泥分との関係を示す。泥分が増加するに伴って、C/N比が高くなる傾向にあり、泥分が10%以上の測点のC/N比は6月で7.8~11.2、8月で5.2~9.4の範囲で、6月の方が8月よりも高い傾向があった。

水深による泥分、IL、TOC、TN、C/N比、Pheoの変化をL.6の6月を例としてFig. 5に示す。水深が深くなるに従って、C/N比は明瞭ではないものの他のすべての項目が増加する傾向にあり、この傾向はすべての測線でほぼ同じ傾向であった。

底生生物及び有機懸濁物除去量 6月と8月で確認されたマクロベントスの種・群数は多毛類が最も多く82種・群、甲殻類41種・群、二枚貝類36種・群、腹足類27種・群及びその他が29種・群の合計215種・群であった。食性別の出現種・群は表層堆積物食者が最も多く90種・群、ろ過食性者が48種・群、肉食者が45種・群、下層堆積物食者が9種・群、その他が23種・群であった(鈴木ら、未発表)。

ろ過食性者の主な種・群はアサリなどの二枚貝類であり、スピオ科などの多毛綱や*Corophium* sp. (ドロクダムシ科)などの甲殻類も含まれた。表層堆積物食者の主な種・群は多毛類であり、その他に二枚貝類の一部、甲殻類の約半数が含まれた。Table 2に、2回の観測結果の中で個体数と窒素量ごとの出現上位30種・群を示した。現存量の上位を占める種・群は個体数と窒素量で大きく異なり、個体数で10位内であった*Paraprionospio* sp. Form A (スピオ科)、*Corophium* sp. (ドロクダムシ科)、*Lumbrineris longifolia* (ギボシイソメ科)、*Sigambra tentaculata* (カギゴカイ科)、*Theora fragilis* (シズクガイ)、*Nephtys polybranchia* (ミナミシロガネゴカイ)、*Amphipus japonicus* (カキクモヒトデ)は窒素量では10位内には出現しなかった。これに対し*Ruditapes philippinarum* (アサリ)、*Musculista senhousia* (ホトトギスガイ)は個体数、窒素量のいずれも多く、5位内であった。

Fig. 6に6月及び8月における9地区の、マクロベントスの食性別窒素現存量および(1)式により求められた有機懸濁物除去量を水深別に示す。現存量分布を見ると、6月では、すべての観測ラインで-3m以浅の測点に現存量のピークがあり、特に-1mにピークを持つラインが最も多かった。いずれの観測ラインも水深が深くなるにつれ現存量が低下する傾向にあった。8月も同様な傾向にあったが、6月に比べ現存量が大きく変化した。現存量が大きく増加したのはL.1、L.2であり、この主たる原因はホトトギスガイの成長による増加であった。大きく減少したのはL.3、L.7、L.8であり、L.3、L.7は主としてアサリ、L.8はすべての種類が減少していた。L.3のアサリの減少は漁獲によるものと推測され、L.7、L.8は貧酸素水塊の湧昇現象である苦潮によるへい死と考えられた。L.4、L.5、L.6、L.9は一部測点を除き、変化は小さかった。

有機懸濁物除去量は、6月では0~446 mgN m $^{-2}$ day $^{-1}$ (平均49 mgN m $^{-2}$ day $^{-1}$)、8月では0~545 mgN m $^{-2}$ day $^{-1}$ (平均49 mgN m $^{-2}$ day $^{-1}$)の範囲であった。除去量はろ過食性者の現存量と対応して変化し、すべての観測ラインで-3m以浅の測点にピークがあり、特に-1mにピークを持つラインが最も多かった。ほとんどの観測ラインで-3m以深では水深が深くなるにつれ除去量が低下する傾向にあった。

考察

三河湾奥部から中部にかけての沿岸域はFig. 2に示すように泥分が卓越する傾向にあり、特にFig. 5に示したL.6の例のように水深3m以深でこの傾向が顕著である。またFig. 3、4から明らかのように泥分と有機物量の指標となるIL、TOC、TNとの間に強い正の相関があることや、泥分が増加するに伴って、C/N比が高くなる傾向があることから、これら海域に堆積した泥分はデトリタスを中心とした有機

Table 2. The thirty most abundant species of macrobenthos collected in June and August, 1998. (Values in Table 1 (a) and 1 (b) are the average of 54 stations expressed as individuals m^{-2} and $gN m^{-2}$, respectively. Feeding type: SF=suspension feeder; SD=surface deposit feeder; SSD=subsurface deposit feeder; S=scavenger; C=carnivore; H=herbivore; U=unknown)

		Unit: Inds/m ²			
(a) No.	Scientific name	Feeding type	Max	Average	(%)
1	<i>Musculista senhousia</i>	SF	32,495	1,167	30.9
2	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	SF	62,933	585	15.5
3	<i>Paraprionospio</i> sp. Form A	SF	8,905	382	10.1
4	<i>Corophium</i> sp.	SF	8,113	227	6.0
5	<i>Ruditapes philippinarum</i>	SF	1,991	160	4.2
6	<i>Lumbrineris longifolia</i>	SSD	1,416	102	2.7
7	<i>Sigambra</i> sp.	SSD	1,783	95	2.5
8	<i>Theora fragilis</i>	SD	1,374	83	2.2
9	<i>Nephtys polybranchia</i>	C	525	46	1.2
10	<i>Amphipus japonicus</i>	SD	2,341	44	1.2
11	<i>Neanthes succinea</i>	SD	1,191	38	1.0
12	<i>Reticunassa festiva</i>	S	541	38	1.0
13	<i>Harmothoe</i> sp.	C	700	35	0.9
14	<i>Diopatra bilobata</i>	SD	616	31	0.8
15	<i>Crepidula onyx</i>	SF	383	29	0.8
16	<i>Actiniaria</i>	C	433	28	0.7
17	Ischnochitonidae	SD	908	27	0.7
18	Polycladida	C	816	27	0.7
19	<i>Cirriformia tentaculata</i>	SD	525	27	0.7
20	NEMERTINEA	C	300	25	0.7
21	<i>Owenia fusiformis</i>	SD	292	25	0.7
22	<i>Hiatella orientalis</i>	SF	2,341	23	0.6
23	<i>Nectoneanthes latipoda</i>	SD	350	20	0.5
24	<i>Eunice indica</i>	SD	292	20	0.5
25	<i>Spiophanes bombyx</i>	SD	916	18	0.5
26	<i>Raeta pulchellus</i>	SF	833	18	0.5
27	<i>Scapharca subcrenata</i>	SF	666	18	0.5
28	<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	SD	708	17	0.5
29	<i>Mediomastus</i> sp.	SSD	317	17	0.4
30	<i>Phoronis</i> sp.	SF	317	17	0.4

		Unit: gN/m ²			
(b) No.	Scientific name	Feeding type	Max	Average	(%)
1	<i>Musculista senhousia</i>	SF	24.98	0.94	35.4
2	<i>Ruditapes philippinarum</i>	SF	21.19	0.48	18.0
3	<i>Scapharca subcrenata</i>	SF	4.68	0.20	7.6
4	<i>Luidia quinaria</i>	C	3.36	0.14	5.4
5	<i>Anthopleura kurogane</i>	C	1.32	0.08	3.0
6	<i>Mactra chinensis</i>	SF	3.08	0.06	2.2
7	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	SF	6.04	0.06	2.1
8	<i>Tennopeleus toreumaticus</i>	U	2.23	0.06	2.1
9	<i>Macoma incongrua</i>	SD	1.19	0.05	1.7
10	<i>Actiniaria</i>	C	0.85	0.04	1.6
11	<i>Reticunassa festiva</i>	S	0.83	0.04	1.4
12	<i>Paraprionospio</i> sp. Form A	SF	0.58	0.03	1.2
13	<i>Diopatra bilobata</i>	SD	1.02	0.03	1.1
14	<i>Scapharca broughtonii</i>	SF	3.00	0.03	1.1
15	<i>Neverita didyma</i>	C	2.16	0.03	1.0
16	<i>Eucrate crenata</i>	C	0.90	0.02	0.9
17	<i>Tennopeleus hardwicki</i>	U	1.13	0.02	0.8
18	<i>Reishia clavigera</i>	C	1.44	0.02	0.7
19	<i>Cancer gibbosulus</i>	C	1.30	0.02	0.7
20	<i>Leptodius distinguendus</i>	C	1.18	0.02	0.7
21	<i>Siphonoma cumanense</i>	SD	0.98	0.02	0.7
22	<i>Cirriformia tentaculata</i>	SD	0.37	0.02	0.6
23	<i>Astrias amurensis</i>	C	1.41	0.02	0.6
24	<i>Omphalus rusticus</i>	SD	0.95	0.02	0.6
25	<i>Protothaca jedoensis</i>	SF	1.69	0.02	0.6
26	<i>Bursatella leachii</i>	H	0.73	0.01	0.5
27	<i>Lumbrineris longifolia</i>	SSD	0.14	0.01	0.4
28	<i>Owenia fusiformis</i>	SD	0.17	0.01	0.4
29	<i>Lunella coronata coreensis</i>	SD	0.89	0.01	0.4
30	<i>Crepidula onyx</i>	SF	0.34	0.01	0.4

物であり、かつ、泥分が多い底泥ほど分解の進んだデトリタスが多いことを示している。Fig. 4に示したように、泥分が10%以上の測点におけるC/N比は植物プランクトンのRedfield比(重量比5.7)や、底生生物のC/N比と比べても大きな値である。ちなみに底生生物群集のC/N比はマクロベントスでは3.5~5.6(今尾ら, 未発表)、メイオベントスでは3.9~5.9(Myers, 1967; Stoecker & Sanders, 1985; Uye, 1982より推測)、付着藻類では6.0(Hillebrand & Sommer, 1999)、バクテリアでは5.22(Kogre & Koike, 1987)、独立栄養微小鞭毛生物では3.59(今井, 1989)という値が得られている。

Fig. 6に示したようにマクロベントス現存量及びそれらによるPON除去量がすべての観測ラインで-3m以浅の水深にピークがあり、水深が深くなるにつれて低下する傾向にあったことは、Fig. 5に示したような有機物含量が水深とともに増加する底質の変化と密接に関連していると思われる。

今回調査を実施した水深-5m以浅の海域面積は三河湾全体の22%に相当する132km²である。仮に、6月、8月の全観測ラインの全測点の平均値である49mgN m⁻² day⁻¹を現在の三河湾の水深-5m以浅の海域を代表する有機懸濁物除去速度とすると全体で6.5tonN day⁻¹の除去量となり、これは三河湾への流入窒素負荷量の16%、夏季の三河湾における平均的な光合成速度(33tonN day⁻¹; Suzuki & Matsukawa, 1987)の20%に相当する。仮に、各観測ラインの中での最大値の全平均値(151mgN m⁻² day⁻¹)では、それぞれ49%、61%という大きな値となる。いずれにしてもこれらは湾全体の水質に大きな影響を与える数値である。従って、底泥中のマクロベントスによる懸濁物除去機能が健全に機能する底質限界を望ましい底質基準と想定し、その達成を目標とすることは三河湾の水質管理上極めて重要と考えられる。また、これら水深-5m以浅の海域はアサリの主要漁場であることから、漁場価値の維持、増大という視点からもこの底質基準は三河湾においては一定の根拠を有する。

Fig. 7から、ILについては5%、TNについては1mg dry g⁻¹程度を境として有機懸濁物除去量が大きく低下しているため、これら数値が有機懸濁物除去機能を有する底質の上限値であると推測される。さらに、今回の底質調査結果が現在の「水産用水基準」(日本水産資源保護協会, 1995)に対して、どのような値に相当するかを判断するため、TNからCODに換算を行った。

三河湾では愛知県水産試験場により全湾の底質調査が実施されている(愛知県水産試験場, 1994)。これによると、底質表層のCODとの関係は(2)式で表されている。相関係数が高いことから、(2)式によりCODを推算することは妥当と思われる(以下、この推算CODをCODと記す.)。

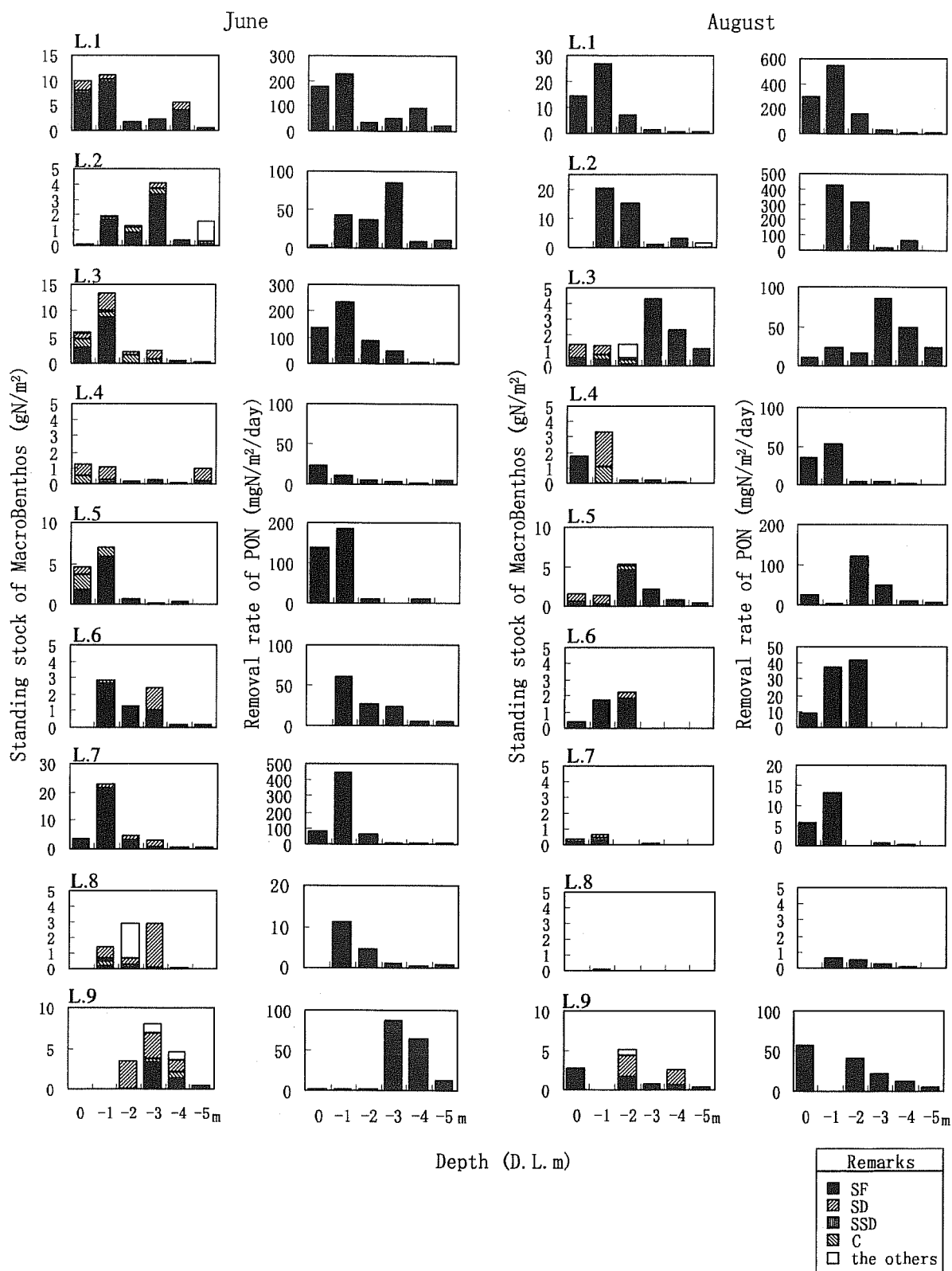


Figure 6. The standing stocks of macrobenthos (gN m^{-2}) and the removal rate of particulate organic nitrogen (PON) ($\text{mgN m}^{-2} \text{day}^{-1}$) at every depth of the nine observation lines (L.1–L.9). (The remarks box gives the feeding types of macrobenthos viz. : SF=suspension feeder; SD=surface deposit feeder; SSD=subsurface deposit feeder; C=carnivore)

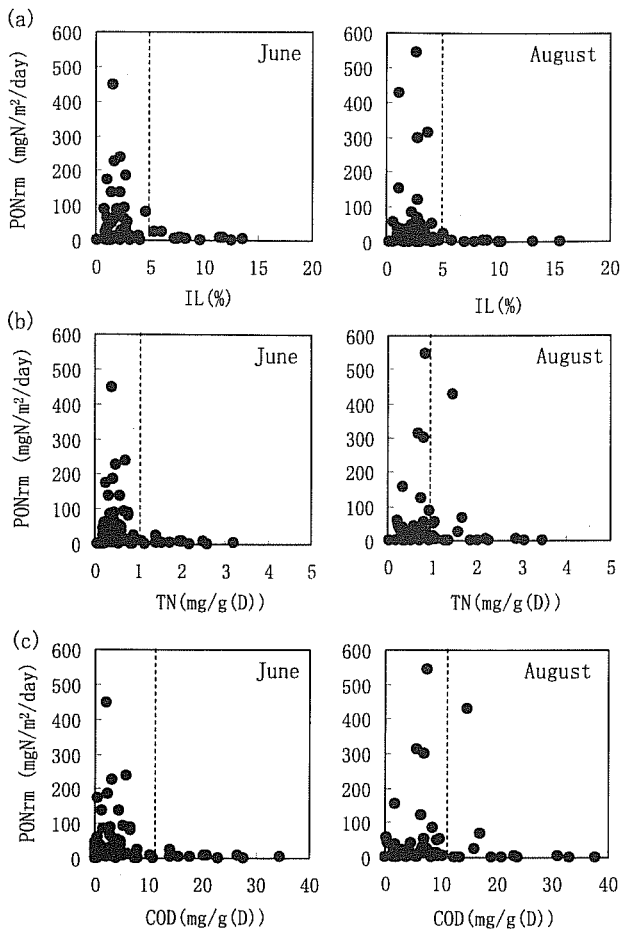


Figure 7. The relationships between the removal rates of particulate organic nitrogen (expressed as PONrm $\text{mg m}^{-2} \text{day}^{-1}$) and IL (%), TN (mg dry g^{-1}), COD (mg dry g^{-1}) concentrations, respectively.

$$\text{TN} = 0.087 \times \text{COD} + 0.196 \quad (r = 0.878; n = 105) \quad (2)$$

Fig. 7の有機懸濁物除去速度とCODとの関係を見ると、6月の調査結果では、有機懸濁物除去機能はCODが 10 mg dry g^{-1} 以下でないと発現されず、8月の調査結果でも 15 mg dry g^{-1} 以下となっている。従って、底質が有機懸濁物除去機能を有するためにはCOD 20 mg dry g^{-1} という現行の基準値は三河湾においては高すぎると思われる。

これらの結果から、三河湾において有機懸濁物除去機能が発現される底質基準は、ILで5%、TNで 1 mg dry g^{-1} 、CODで 10 mg dry g^{-1} であることが明らかになった。今回調査を行った54調査点の中で、6月及び8月にILが5%を越える測点は、それぞれ約20%、15%、TNが 1 mg dry g^{-1} を越える測点は、それぞれ約22%、31%、CODが 10 mg dry g^{-1} を越える測点は、それぞれ約22%、24%見られたことから、水深-5m以浅の三河湾沿岸域において、湾全体の物質循環を円滑に維持するために必要な底質改良面積は現時点で20%を越えるものと推測される。今後はこれら基準

を総合的に勘案した上で、調査ラインを増やし、三河湾沿岸域における底質改善必要面積をより詳細に試算し、その改善による水質改善効果を定量的に把握する必要があると考えている。

謝辞

この論文は愛知県農業水産部水産振興室による干潟造成適地選定調査の結果の一部を取りまとめたものであり、調査に関係した関係者や関係漁業協同組合の方々に深く感謝するとともに、水産用水基準に関する有益な情報を提供して頂いた(社)日本水産資源保護協会 田森日出春氏にも感謝する。

引用文献

愛知県水産試験場 (1994) 昭和62・63年度三河湾採泥調査, 愛知水試研究業績C-97, 54 pp.

秋山章男 (1988) 底生生物の挙動と食物連鎖. 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究, 農林水産技術会議事務局, pp. 82-102.

Alpine, A. E. and J. E. Cloern (1992) Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 946-955.

青山裕晃・鈴木輝明 (1996) 干潟の水質浄化機能の定量的評価, 愛知県水産試験場研究報告, **3**, 17-28.

青山裕晃・鈴木輝明 (1997) 干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定, 水産海洋研究, **61**, 265-274.

Carlson, D. J., D. W. Townsend, A. L. Hilyard, and J. F. Eaton (1984) Effect of an intertidal mudflat on plankton of the overlying water column. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**, 1523-1528.

Cloern, J. E. (1982) Does the benthos control the phytoplankton in South San Francisco Bay? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **9**, 191-202.

Cohen, R. R., P. V. Dresler, E. J. P. Phillips and R. L. Cory (1984) The effect of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 170-180.

Fauchald, K. and P. A. Jumars (1979) The diet of worms, a study of polychaete feeding guides. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **17**, 193-284.

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.

林 勇夫 (1997) 多毛綱生物学の最近の進歩23—多毛類の摂食生態(1), 海洋と生物, **19**, 442-446.

Hillebrand, H. and U. Sommer (1999) The nutrient stoichiometry of benthic microalgal growth: Redfield proportions are optimal. *Limnol. Oceanogr.*, **44**, 440-446.

堀越増興・菊地泰二 (1976) ベントスの生物生産性. 海藻・ベントス (元田 茂編), 東海大学出版会, pp. 241-270.

今井一郎 (1989) 沿岸域における微生物の生態, 沿岸海洋研究ノート, **27**, 85-101.

木村賢史・三好康彦・嶋津暉之・赤沢 豊 (1991) 人工海浜の浄化能力について(2), 東京都環境科学研究所年報1991, 141-150.

Kogure, K. and I. Koike (1987) Particle counter determination of bacterial biomass in seawater. *App. Env. Microbiol.*, **53**, 274-277.

栗原 康・稲森悠平・土屋 誠 (1980a) 人工干潟の研究(1), 下水道協会誌, **17** (191), 38-56.

栗原 康・稲森悠平・土屋 誠 (1980a) 人工干潟の研究(4), 下水道協会誌, **17** (193), 38-40.

Myers, R.F. (1967) Osmoregulation in *Pangrellus redivivus* and *Aphelechenchus avanae*. *Nematologica*, **12**, 579.

- 中田喜三郎・畑 恭子 (1994) 沿岸干潟における浄化機能の評価, 水環境学会誌, **17**, 158-166.
- 日本海洋学会 (1990) 海洋観測指針 (気象庁), 428 pp.
- 日本環境測定分析協会 (1988) 改訂版底質調査方法とその解説, 環境庁水質保全局水質管理課編, 175 pp.
- 日本水産資源保護協会 (1995) 水産用水基準 (1995年版), 68 pp.
- Officer, C.B., T. Smayda and R. Mann (1982) Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. Mar. Ecol. Prog. Ser., **9**, 203-210.
- 佐々木克之 (1989) 干潟域の物質循環, 沿岸海洋研究ノート, **26**, 172-190.
- Stoecker, D.K. and N.K. Sanders (1985) Differential grazing by *Acartia tonsa* on a dinoflagellate and a tintinnid. J. Plankton Res., **7**, 85-10.
- Suzuki, T. and Y. Matsukawa (1987) Hydrography and budget of dissolved total nitrogen and dissolved oxygen in the stratified season in Mikawa bay, Japan, J. Oceanogr. Soc. Japan, **43**, 37-48.
- 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, 水産学シリーズ110, 恒星社厚生閣, pp.109-134.
- 鈴木輝明・寺澤知彦 (1997) 富栄養化海域における貧酸素水塊の数値シミュレーションによる再現と工学的改善効果の検討—伊勢・三河湾における事例研究—, J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **3**, 81-102.
- 鈴木輝明・青山裕晃・畑 恭子 (1997) 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化—三河湾一色干潟における事例—, J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **2**, 63-80.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・畑 恭子 (1998a) 貧酸素化の進行による底生生物群集構造の変化が底泥—海水間の窒素収支に与える影響—底生生態系モデルによる解析—, J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **4**, 65-80.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正 (1998b) 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.
- 武岡英隆 (1998) 養殖漁場環境の指標と基準, 沿岸の環境圏, フジテクノシステム, pp. 836-840.
- 玉井恭一 (1990) 底生生物, 海面養殖と養魚場環境, 恒星社厚生閣, pp. 69-78.
- Uye, S. (1982) Length-weight relationships of important zooplankton from the Inland sea of Japan. J. Oceanogr. Soc. Jap., **38**, 149-158.
- 山村真澄 (1992) 懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点 (総説), 日本ベントス学会誌, **42**, 29-38.
- 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, J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **2**, 105-110.