

## 海底堆積物を用いた有明海 100 年変遷史の環境評価

横瀬 久芳\* 百島 則幸\*\* 松岡 數充\*\*\*  
長谷 義隆\* 本座 栄一\*

### Environmental Assessments of Ariake Bay during the Past 100 Years Based on Marine Sediments

Hisayoshi YOKOSE \*, Noriyuki MOMOSHIMA \*\*, Kazumi MATSUOKA \*\*\*,  
Yoshitaka HASE \* and Eiichi HONZA \*

#### Abstract

Submarine sediments in Ariake Bay, Kyushu Japan, were examined to assess geoenvironmental changes in the area. 6 core samples from representative stations (Stas. 1-6) were analyzed for 16 minor elements (S, Cl, Ba, Rb, Th, Nb, Zr, Y, Ga, V, Zn, Cu, Ni, Co, Cr, and Pb) using XRF. Based on measurements of  $^{210}\text{Pb}$  radioactivity, sedimentation rates at 2 stations, one off the Chikugo River (Sta. 2) and the other at the mouth of Isahaya Bay (Sta. 4), were calculated, respectively, at 0.24 cm/year and a maximum of 0.15 cm/year.

The concentrations of heavy metals, such as Cr, Ni, Zn, and Pb, in the marine sediments are about one-third of those of the highly polluted marine sediments recorded in Tokyo Bay around 1970. The vertical profile of a minor element can be divided into an upper section and a lower section. The upper section indicates various gradual changes, but the lower section is almost constant. The boundaries between the sections roughly correspond to the beginning of the 20<sup>th</sup> century, based on the sedimentation rate.

Zn and Pb in the submarine sediments can be useful indicators to trace suspended mud derived from the Chikugo River. The complementary relationship of the vertical profiles in the spatial distribution suggests that the continuous migration of the sedimentary province may be governed by the geometrical arrangement of the estuaries of major rivers and by the tidal circulation pattern in Ariake Bay. Probably, large dams built on the major rivers have hampered the sedimentation process dominated by traction flow and have decreased the maximum drainage speed. As a result, such processes have promoted the expansion of the muddy area in Ariake Bay.

Planktonic dinoflagellata (Sta. 2) and diatom (Sta. 4) fossils were also analyzed. Assuming such sedimentation rates at the stations, marine phytoplanktons (*Brigantedinium* spp., *Rhizosolenia* spp. and *Skeletonema* costatum), which indicate eutrophication of the sea water, have increased in relative abundance during the past 10 years.

---

\* 熊本大学理学部地球科学教室

\*\* 熊本大学理学部環境理学科

\*\*\* 長崎大学水産学部沿岸環境学研究室

\* Department of Earth Sciences, Faculty of Science, Kumamoto University

\*\* Department of Environmental Science, Faculty of Science, Kumamoto University

\*\*\* Laboratory of Coastal Environmental Sciences, Faculty of Fisheries, Nagasaki University

**Key words :** Ariake Bay, environmental assessment, trace elements,  $^{210}\text{Pb}$  dating, submarine sediments

キーワード：有明海，環境評価，微量元素， $^{210}\text{Pb}$ 年代，海底堆積物

## I. はじめに

有明海は、日本有数の規模を誇る内湾であり、豊かな水産資源を有している（図1）。近年、海苔やアサリといった海洋資源の不漁が報じられ、有明海的环境悪化が懸念されるようになった。おりしも、諫早湾潮受け堤防の完成と水産資源の不漁が重なったため、潮受け堤防と環境悪化の因果関係が論争の的となっている（例えば、山口ほか, 2002; 藤井・山本, 2003; 中田, 2003; 木元ほか, 2003; 宇野木, 2003a）。今日、“社会整備関連事業がどのような悪影響を有明海の環境におよぼすか”といった視点で各省庁および大学で研究が進められており、その概略はインターネットをとおして一部公開されている。公表されている研究の概略や論文では、主に10年前後の環境変動に焦点が当てられている（例えば、風呂田ほか, 1999; 日本海洋学会環境問題委員会, 2001,

2002）。

内湾環境を左右する要因には、全世界的に起こる気候変動があるが、短期的には干拓工事や河川改修工事など構造物によるもの、人間活動に伴う環境悪化因子の増大が挙げられる。多くの場合、これらの要因が複雑に絡み合って環境悪化にいたると考えられている（日本海洋学会海洋環境問題委員会, 1993, 1996, 1999, 2001, 2002）。

有明海と巨大社会整備事業の関わりあいの歴史は古く、7世紀までさかのぼることができる。有明海の干潟は、7世紀～昭和50年代までの間に約2万7千ヘクタール干拓されており、平成4（1992）年における残存面積は、2万1千ヘクタールと見積もられている（中・長期開門調査検討会議専門委員会, 2003）。

碎屑物の供給源である筑後川、白川や緑川は、有明海の堆積物収支を考える上で重要である（図1）。これらの主要河川では、治水・利水を目的

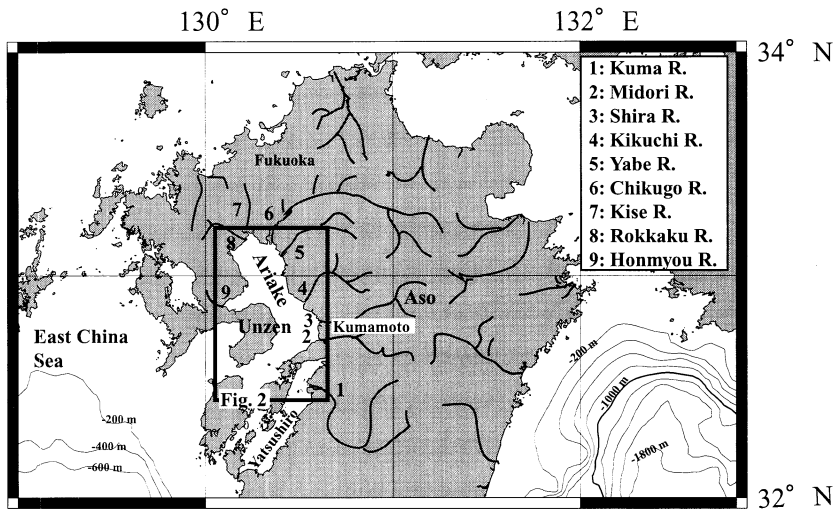


図1 有明海および主要河川の位置。

Fig. 1 Index map of Ariake Bay and major rivers.

とした大規模堰の構築事業が16世紀後半から現在まで施されてきた(熊本工事事務所, 1991; 筑後川工事事務所, 2001)。有明海に対する社会整備事業の影響を正確に評価するためには10年間程度の変動記録では不十分で、より長期間にわたる記録に基づいて、環境変動の開始時期や期間を特定する必要がある。長期的な変動解析は、主たる環境悪化因子の客観的診断において極めて重要な制約条件となる。

有明海の環境変遷と人間活動との関係をより長期的に解説する目的において、底質は重要な記録媒体となる。本研究では、有明海より採取した6本の柱状試料について、全岩微量元素測定を行い検討した。また、代表的な試料については、 $^{210}\text{Pb}$ 年代測定、珪藻および渦鞭毛藻分析も合わせて行った。これらの分析結果に基づいて、有明海堆積区の変遷過程、重金属汚染の状況および水塊の富栄養化について言及する。

## II. 地質概説

有明海の水深は、湾奥部から南にかけて徐々に深くなり、島原半島北端で30 m、島原市周辺の中央域で40–45 m、島原市南方で最大深度60 mに達する。さらに島原半島南東部の湯島瀬戸では、最大水深150 mの海釜が見られる。さらに西方の橘湾の湾口部にかけては、再び45 mと浅くなる。また、橘湾の出入り口に当たる早崎瀬戸では、水深約130 mに達する複雑な海釜が存在する(図2)。これら複雑な海底地形は、干満差が6 mに達する有明海の海流パターンをさらに複雑化する。

有明海の底質に関しては、木下ほか(1980)によって詳しく調査されている。それによると、湾奥部および中央部東岸に細粒堆積物が分布し、その他の地域では粗粒堆積物が主体となる。細粒堆積物の中で粘土質の堆積物は、湾奥部と長洲沖合の一部に限定される。島原半島東岸の北部から南部にかけて、堆積物は中粒砂から粗粒砂へあるいは礫へと粗粒化が認められる。熊本市西方の緑川および白川の沖合には、シルト質堆積物が広範囲に分布する。この堆積物の分布パターンは、各

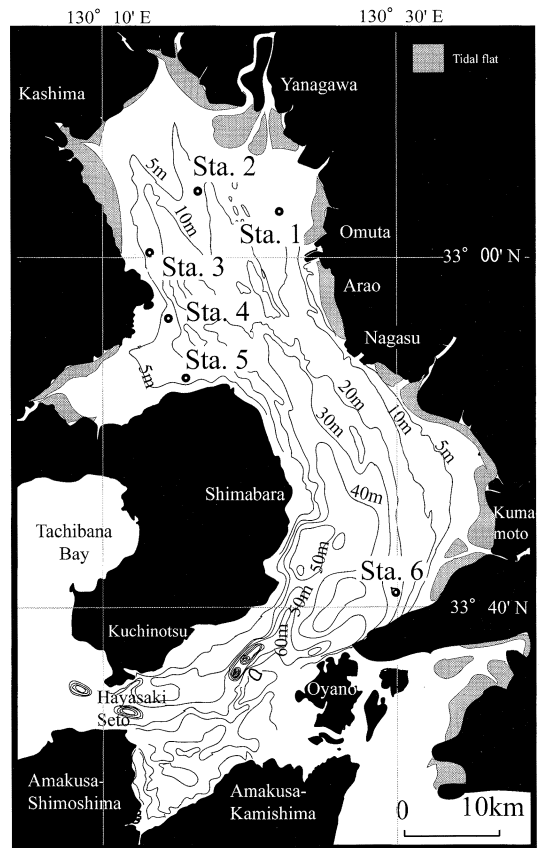


図2 試料採取地点.

Fig. 2 Sampling stations for six sediment cores.

河川からの供給と海流に伴った侵食および運搬過程を大まかに反映しているであろう。

## III. サンプリングサイトおよびコア記載

有明海の底質図(木下ほか, 1980)に基づいて、湾奥部の泥質堆積物の分布域を中心に6地点を選定した(表1)。堆積物は、2002年10月(Stas. 1, 2, 3)および2003年5月(Stas. 4, 5, 6)に船上より重力式柱状試料採泥器を使用して採取した。

**Sta. 1 (大牟田沖)**: 表層から39 cmまでが貝殻片の混じった砂質シルトである。その下位に相当する深さ39 cmから128 cmまでは、細粒砂混じりの泥質堆積物であり、粘土を主体としてい

表 1 柱状試料の採取位置.

Table 1 Location of the studied core samples.

Station No.	Core No.	Date	Latitude	Longitude	Water depth(m)	Length(cm)
Sta. 1	1	Oct. 10, 2002	33°02.480N	130°22.062E	10.9	128
Sta. 2	2	Oct. 10, 2002	33°03.793N	130°16.036E	9.2	90
Sta. 3	3B	Oct. 10, 2002	33°00.177N	130°13.184E	6.2	62
Sta. 4	4	May 1, 2003	32°56.500N	130°14.500E	9.7	60
Sta. 5	5	May 1, 2003	32°52.988N	130°15.041E	8.0	50
Sta. 6	6	May 1, 2003	32°40.922N	130°29.984E	29.9	40

る。この部分では、生痕と見られる不規則な形状を示すパッチ状の充填物（主に砂質シルトからなる）が数多く認められる。108 cm の所で、貝殻片（ $< \phi 5$  mm）が密集する薄層（ $< 1$  cm）を挟在する（図 3）。

**Sta. 2（早津江川河口沖）：**コア全体をとおして青灰色塊状の泥質堆積物であり、黒色の薄いバンドが多数認められる。海底面に近い上部試料には、少量の貝殻片（1 cm-5 mm）が認められる。柱状コアの中で、40 cm、50 cm および 80 cm の周辺には白色あるいは黒色のシルト質薄層が認められる。25 cm から 30 cm にかけて、シルトと極細砂の混合層が存在する（図 3）。

**Sta. 3（竹崎北東沖）：**青灰色塊状の泥質堆積物を主体とし、しばしば、細粒貝殻片からなるレンズ状あるいはパッチ状の部分が認められる。また、シルトからなる薄層やピート片も観察される（図 3）。

**Sta. 4（竹崎南東沖）：**全体が青灰色塊状の泥質堆積物である。顕著な堆積構造は認められない。ごく少量、色調の異なるパッチ状の部分が存在する（図 3）。

**Sta. 5（諫早湾湾口部南）：**全体が黄褐色の塊状泥質堆積物であり、貝殻片が少量存在する。貝殻片には、1 mm に満たない細粒破片あるいは極めて小さな二枚貝および巻貝（いずれも 1 mm 未満）の化石および有孔虫が数多認められる。パッチ状を示す異質部は、上述の生物遺骸が密集する（図 3）。

**Sta. 6（宇土半島沖）：**採取点は、6 本の中で最も深い（表 1）。全体的に、褐色の塊状泥質堆

積物であるが、最上部には大型の貝殻片（2 cm）が存在する。下部において、灰白色のパッチ状堆積物が認められる。このパッチは、1 mm に満たない細粒貝殻片、有孔虫および珪藻などの生物遺骸が密集する部分である（図 3）。

#### IV. サンプル処理

採取された柱状試料は、室内で半割し、観察と記載の後、化学分析用および年代と化石分析用試料とした。

年代測定は、Sta. 2 と Sta. 4 の 2 試料について行った。微量元素分析は、Sta. 1 から 6 までのすべてのコアについて行った。

半割された柱状試料を深さ方向に 2 cm 刻みに分割し分取したものを年代測定および微量元素測定用試料とした。分取した湿潤な試料を、110°C の恒温器で一昼夜乾燥した後、3 mm 以上の貝殻片をピンセットで取り除き、残りを鉄乳鉢とメノウ乳鉢で粉末化した。乾燥時の減量分を水分と仮定して、含水率を計算で求めた。なお、3 mm 以下の細粒貝殻片は、基質として扱った。

微量元素測定では、乾燥後の粉末試料とセルロースを 1:1 に混合した加圧整形ペレットを蛍光 X 線分析装置（Philips 1404）で定量した。微量元素測定では、バックグランド補正、重なり補正および散乱線を用いた質量吸収補正（杉崎ほか、1981; 酒井ほか、1989）を施した。測定対象となる各元素の励起効率を考慮して、Sc 管球（硫黄・塩素）と Rh 管球（その他の元素）を使い分けた。分析期間中における各元素の測定精度は、アメリカ地質調査所発行のオールドビス紀頁岩（SDO-1）

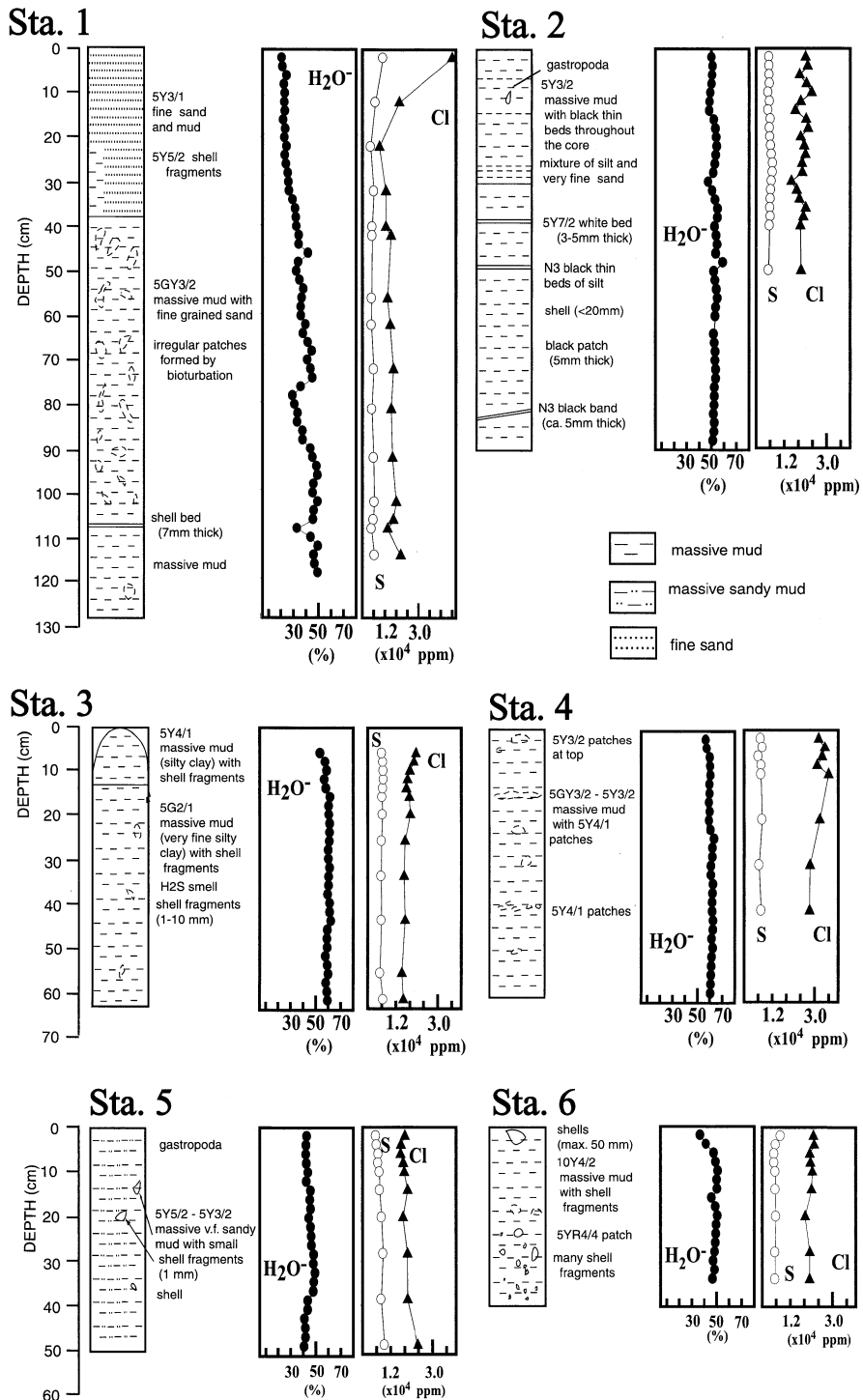


図 3 柱状試料 (Stas. 1 ~ 6) の岩相, 含水率, 塩素および全硫黄濃度.

Fig. 3 Core descriptions and depth profiles of  $H_2O^-$ , Cl and total sulfur in core samples of Stas. 1-6.

表 2 微量元素の分析精度.

Table 2 Accuracy for trace elements analysis.

Sample MAG-1					SDO-1					
	Average (n=7)	s. d.	RSD%	Ref. V.	s. d.	Average (n=7)	s. d.	RSD%	Ref. V.	s. d.
S (ppm)	3496.2	66.5	1.9	3900.0	—	49652.0	1681.6	3.4	53500.0	4400.0
Cl (ppm)	31630.8	1197.1	3.8	31000.0	600.0	109.3	6.3	5.8	—	—
Ba (ppm)	486.5	11.0	2.3	480.0	41.0	467.0	11.1	2.4	397.0	38.0
V (ppm)	142.3	1.9	1.3	140.0	6.0	171.5	3.9	2.3	160.0	21.0
Th (ppm)	10.2	0.9	8.6	12.0	1.0	8.4	1.3	15.2	10.5	0.6
Nb (ppm)	15.8	0.4	2.8	12.0	—	14.4	0.6	4.1	11.4	1.2
Zr (ppm)	131.5	1.5	1.1	126.0	13.0	172.0	2.7	1.6	165.0	24.0
Y (ppm)	27.7	0.3	1.0	28.0	3.0	43.5	0.7	1.7	40.6	6.5
Sr (ppm)	147.6	1.7	1.2	146.0	15.0	77.3	1.4	1.7	75.1	11.0
Rb (ppm)	161.0	3.2	2.0	149.0	6.0	123.2	2.7	2.2	126.0	3.9
Ga (ppm)	22.6	0.9	4.0	20.0	1.5	16.8	0.6	3.9	16.8	1.8
Zn (ppm)	134.8	1.4	1.1	130.0	6.0	59.5	1.4	2.3	64.1	6.9
Cu (ppm)	29.0	0.6	2.1	30.0	3.0	50.7	1.3	2.5	60.2	9.6
Ni (ppm)	48.2	2.8	5.8	53.0	8.0	96.3	5.2	5.4	99.5	9.9
Co (ppm)	22.1	1.6	7.2	20.4	1.6	46.4	2.4	5.2	46.8	6.3
Cr (ppm)	100.9	2.0	2.0	97.4	8.0	67.6	2.9	4.3	66.4	7.6
Pb (ppm)	23.1	0.3	1.1	24.0	3.0	23.3	0.7	2.9	27.9	5.2

s.d.: 標準偏差, RSD%: 相対標準偏差; Ref.V.: 公表値 (Govindaraju, 1994 により作成)  
s.d.: standard deviation, RSD%: relative standard deviation, Ref. V.: reference value (Govindaraju, 1994)

および海洋底堆積物 (MAG-1) で求めた。測定  
の再現性は、ほとんどの元素において相対標準偏  
差 (RSD) が 5 % 未満であった。測定値の大部  
分は、標準試料の公表値 (Govindaraju, 1994)  
と誤差の範囲で一致した (表 2)。誤差範囲を超  
えた Ba や Nb の測定結果は、公表値における誤  
差範囲が約 1 割に達し、標準岩石試料自身に起  
因する不均質性と考えられる。

渦鞭毛藻シストを含む海産パリノモルフ分析  
は、Matsuoka and Fukuyo (2000) に従って、  
Sta. 2 の上部 0-1 cm, 9-10 cm, 19-20 cm の  
3 試料について行った。珪藻分析では中原ほか  
(2002) に従って、Sta. 4 のコア試料を 2 cm 毎  
に分割した 29 試料について検討した。

年代測定では、乾燥後の粉末試料をプラスチッ  
ク製 U-8 容器に 16 g 詰め (内径 48 mm, 高さ  
10-12 mm), Ge 半導体検出器 (GAMMA-XTM,  
EG&G ORTEC) を用いてガンマ線スペクトルを

測定した (草野・百島, 2002)。スペクトル解析  
には、解析用プログラム Gamma Studio(SEIKO  
EG & G) を用いた。堆積年代推定には、 $^{210}\text{Pb}$  (半  
減期 22 年) の 45keV のピークを用いた。

## V. 分析結果

### 1) 含水率の変化

半割した採取後のコアは、他試料による混染を  
防ぐために簡易ラッピングをして保存した。常温  
保存であったため採取時の間隙水は、測定までの  
間に幾分蒸発した可能性があり、特にコアの両端  
では蒸発面積が広く、間隙水の損失が大きいと予  
想される。コア Sta. 3, 6 の上部と Sta. 5 の下部  
における急激な変動を除くと、全体としてコア  
の示す含水率は肉眼的な岩相変化に対応する (図  
3)。

塊状泥 (Stas. 3, 4) は、約 60% の含水率を示し、  
若干砂質な塊状泥 (Stas. 1, 2, 5, 6) は、少し

低い含水率（40-50%）を示した。ラミナ状に挟在される砂質な岩相では、明らかに低い含水率を有する。この含水率の変化は、粒子間空隙に保持された海水量を表し、細粒な泥質堆積物が粗粒な堆積物よりも含水率が高いと解釈される。Sta. 2では、段階的に含水率が変化し、岩相記載と密接な対応関係が認められた。Sta. 1は、上部に向かって含水率が約50%から20%へと減少する傾向を示す（図3）。Sta. 6でも、上部に向かって50%から40%へと減少している（図3）。両地点の結果は、上記の粒子径と含水率の関係を考慮すると、緩やかな上方粗粒化を表していると解釈される。

## 2) 塩素および硫黄濃度

塩素濃度は含水率と同様に、柱状試料の末端部数 cm の所で急激に変化する（図3）。末端部に認められる塩素濃度の急変は、粒子間に存在していた海水が移動し、塩化物が析出した結果と解釈される。この末端部の異常値を除外すると、コア中心部では比較的一定した値を示す。

試料中の塩素濃度は、大まかに粒子間に保持された海水成分の総量に対応すると考えられることから、間隙水の化学的特徴の比較においては、堆積物に保持された海水の絶対量で規格化しておく必要がある。含水率が大まかに海水を代表することが期待されることから、各コア間の比較に際しては、各乾燥試料中の塩素濃度（ppm）を含水率（wt.%）で割って規格化した（規格化塩素値 = 塩素濃度 / 含水率）。

規格化塩素が最高値を示したコアは、Sta. 4であり509である。一方、最低値は、Sta. 3の260である。全体的に見るとSta. 3を含めた湾奥の試料の値が400未満であり（Sta. 2=361, Sta. 1=397）、Sta. 4を含めた有明海西側の試料は400以上（Sta. 5=431）である。宇土半島沖合のSta. 6は400を示し、Sta. 1とほぼ同じ値である（図4）。河口部試料で低い塩分を示し、湾中央部西で高い塩分を示したことは、透水性に乏しい泥質試料の間隙水が堆積当時の化石海水を保持している可能性が示唆される。

硫黄濃度も柱状試料の末端部で弱い濃度変化を

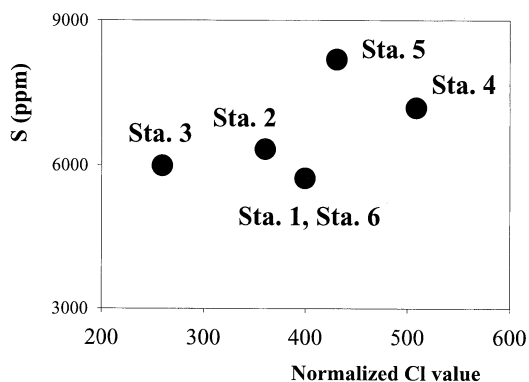


図4 規格化塩素濃度と全硫黄濃度。

Fig. 4 Normalized Cl value vs. total sulfur contents.

示した。しかしながら、その変動は塩素濃度ほど顕著ではない。このことは、硫黄の大部分が塩素と異なり、非水溶性の硫化物として堆積物中に保存されていると推定される。

各コア間の比較では、硫黄濃度も変動の少ない中心部分の平均値を用いた。図4には、規格化塩素値と全硫黄濃度の関係を示した。諫早湾の湾口部である Stas. 4, 5では全硫黄濃度が高く（7000-8000 ppm）、それ以外は約6000 ppmを示す。砂質シルトからなる2地域（Stas. 1, 6）は、ほぼ同じ値としてプロットされる（図4）。塩素や全硫黄濃度が高いことから、諫早湾の湾口部は、これまで河川水の影響が少ない水域であると考えられる。その他の地域は、その反対に影響の大きな水域であったと推定される。

## 3) 元素存在度の鉛直変化

各柱状試料の元素濃度における鉛直変化を図5に示す。各コアとも、濃度変動の相対標準偏差が10%を超える元素として、Th, Zr, Sr, Zn, Cu, Ni, CrとPbを挙げられる。Sta. 6は、このほかRb, Ga, Nbにも10%以上の変動が認められる。ただし、ThとNiに認められる変動は、検出限界に近い濃度であり、本質的でない可能性が高い。

微量元素の鉛直方向に認められる変化から、コアは大きく上部と下部に二分できる。コア上部では、多くの元素が緩やかに連続的な変化を示す。

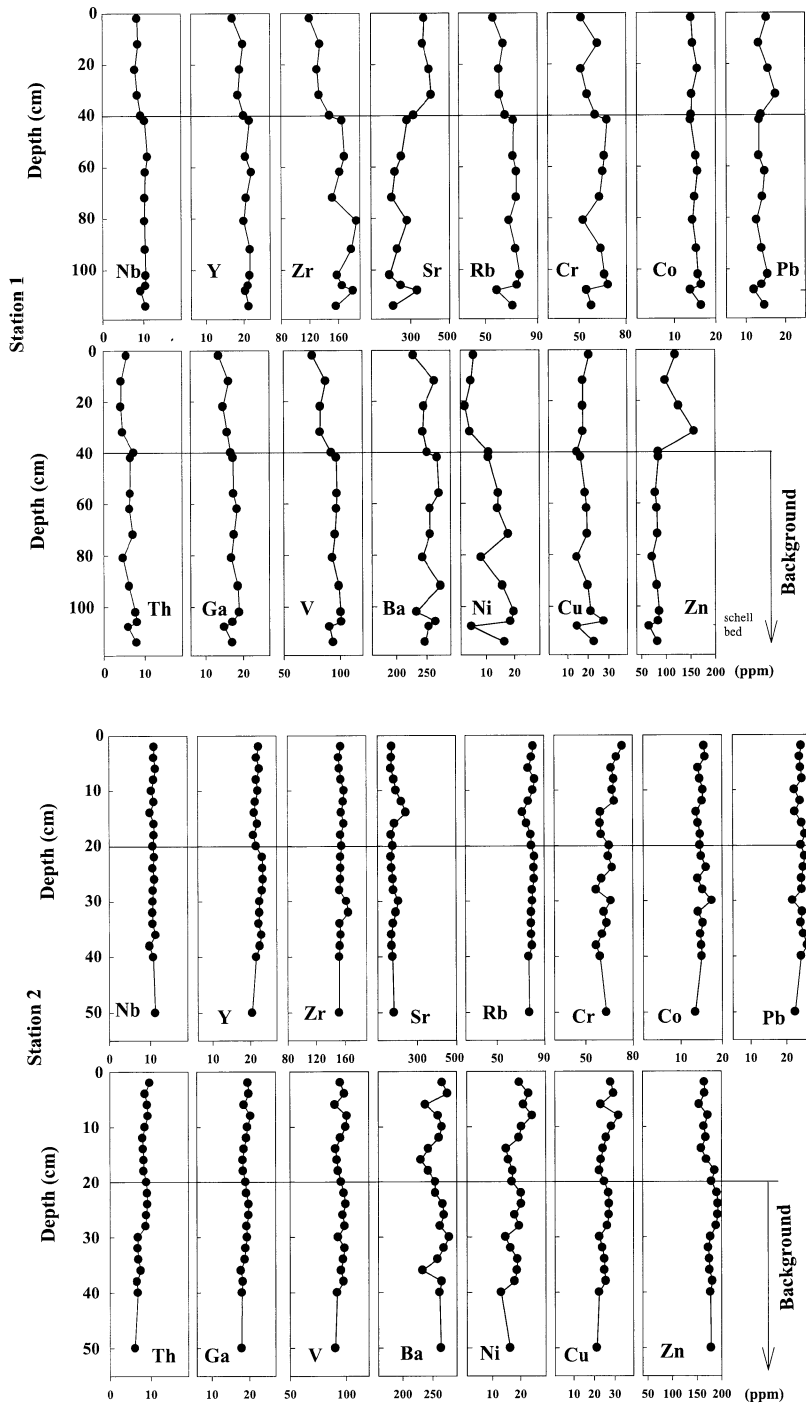


図 5 コア試料の化学的鉛直変化 (Stas. 1, 2).

Fig. 5 Vertical chemical variations in core samples (Stas. 1 and 2).



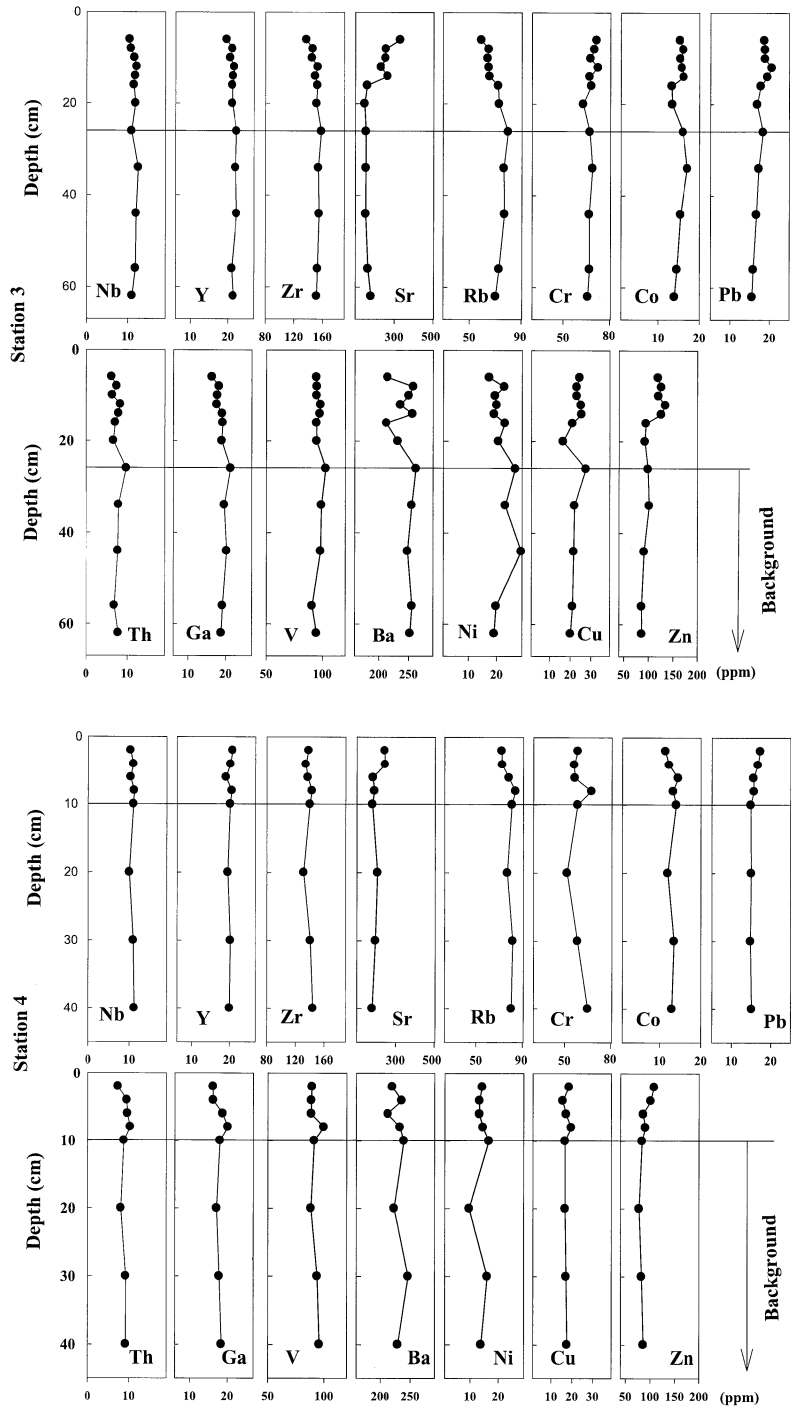


図 5 コア試料の化学的鉛直変化 (Stas. 3, 4).

Fig. 5 Vertical chemical variations in core samples (Stas. 3 and 4).

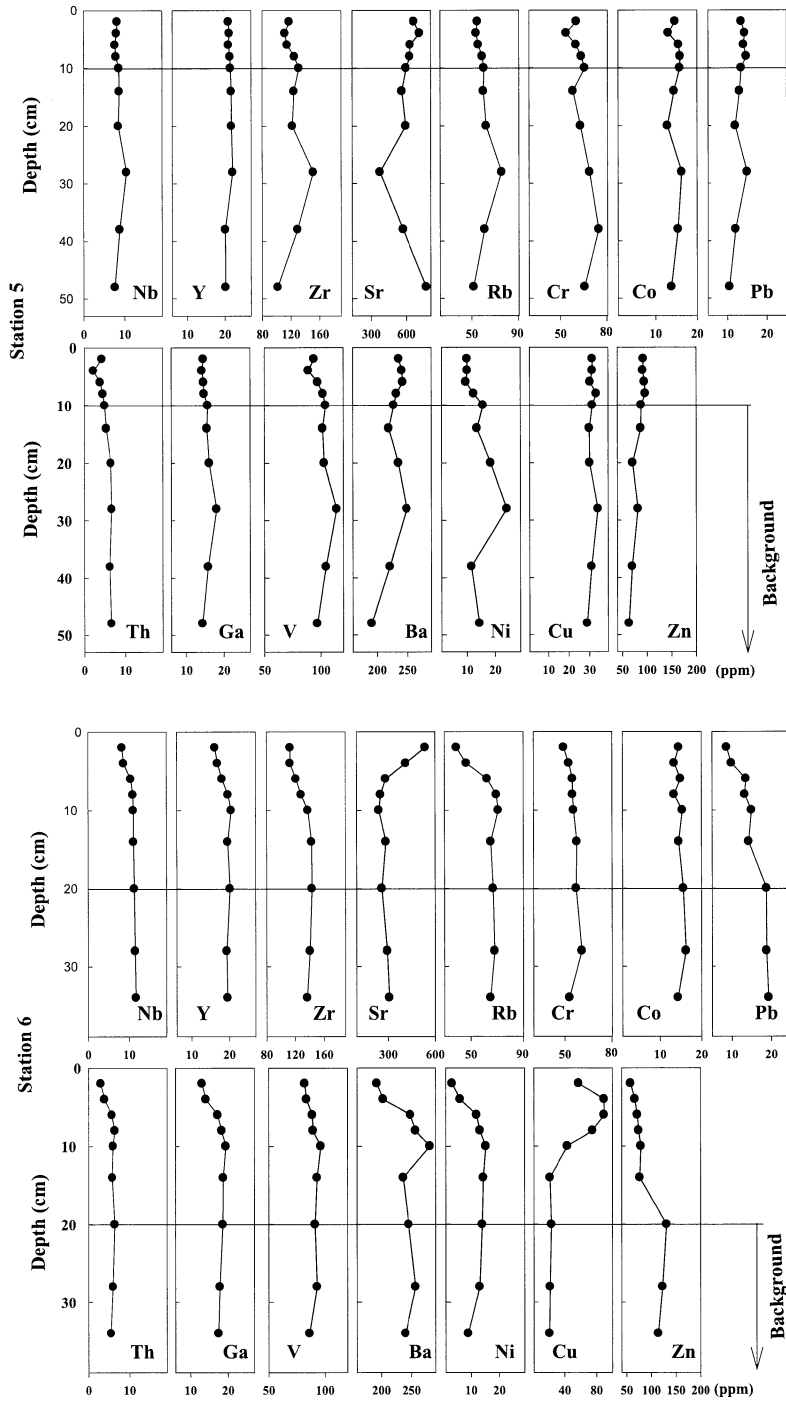


図 5 コア試料の化学的鉛直変化 (Stas. 5, 6).

Fig. 5 Vertical chemical variations in core samples (Stas. 5 and 6).

表 3 近代工業活動以前の堆積物中に認められる平均微量元素濃度 (地質学的バックグラウンド値).

Table 3 Average abundance of trace elements in the sediments, which are considered to have been accumulated before modern industrial activities (geological background level)

Station Depth	1		2		3		4		5		6	
	42-114cm	s. d.	20-50cm	s. d.	26-62cm	s. d.	10-40cm	s. d.	10-50cm	s. d.	20-34cm	s. d.
H <sub>2</sub> O <sup>-</sup> (%)	41	6	53	2	61	1	61	1	45	3	49	2
Cl (ppm)	16276	2013	19172	1680	15414	568	31062	3869	19400	2306	19640	1102
S (ppm)	5709	609	6324	502	5905	475	7186	539	8187	849	5715	198
Ba (ppm)	257	14	261	11	254	5	235	10	224	19	248	9
V (ppm)	97	3	96	3	97	5	92	3	104	6	90	3
Th (ppm)	7	1	8	1	8	1	9	1	6	1	6	0
Nb (ppm)	10	0	11	0	12	1	11	1	9	1	11	0
Zr (ppm)	166	11	155	4	154	3	139	5	127	16	140	3
Y (ppm)	21	1	22	1	22	1	20	0	21	1	20	0
Sr (ppm)	238	33	179	11	161	11	189	13	580	126	238	24
Rb (ppm)	73	2	72	1	75	4	72	2	59	6	67	2
Ga (ppm)	18	1	19	1	20	1	18	1	16	1	18	1
Zn (ppm)	82	4	182	7	93	7	83	3	77	10	123	8
Cu (ppm)	20	4	25	2	22	3	17	0	31	2	22	1
Ni (ppm)	15	4	18	2	23	4	14	3	16	4	12	3
Co (ppm)	15	1	15	1	15	1	13	1	15	1	15	1
Cr (ppm)	63	5	62	3	67	1	58	5	66	5	57	4
Pb (ppm)	14	1	24	1	17	1	15	0	13	2	19	0

s. d. : 標準偏差 s. d. : standard deviation

一方、コアの下部では、若干の振幅が認められるものの、濃度変動は極めて小さい。本研究では、この微量元素データが大まかに安定するコア下部の領域を、バックグラウンドレベルとみなし、平均値を計算した (表 3)。

Sr 濃度は、300ppm 未満 (Stas. 2-4) と 300 ppm 以上 (Stas. 1, 5, 6) の二地域に分かれる。Sta. 5 および Sta. 6 のコアでは、他のコアに比べ 3 mm 未満の細粒貝殻片が多量に含まれることを特徴とする。また、Sta. 1 の下部に認められる化石帯の分析結果は、Sr 濃度が生物遺骸によってコントロールされていることを示唆する (図 5)。つまり、Sr 濃度は、堆積物に占める生物遺骸 (3 mm 未満) の割合を反映する可能性が高い。もし、Sr 濃度が炭酸カルシウムを主体とした貝殻片の存在度によって左右されるのであれば、他の元素に対しては同時に希釈効果をもたらす。実際、Sr 濃度と他元素濃度には、負の相関

を示す場合が多く、底質の Sr 濃度と生物遺骸が密接に関わっていると考えられる。このように、元素濃度変動の解析において、生物遺骸の存在度を Sr や Ca 濃度によりモニターする必要がある。

Pb や Zn 濃度は、バックグラウンドレベルでの比較において、有明海の湾奥を東から西 (Sta. 2 から Sta. 5) にかけて減少する傾向を示す (表 3)。深さ方向の変化で見た場合、筑後川河口沖の Sta. 2 と白川河口周辺の Sta. 6 では、Pb と Zn 濃度がバックグラウンドレベルから減少する (図 5)。一方、有明海西側 (Stas. 3-5) のコアでは、逆にバックグラウンドレベルから弱い増加傾向を示す (図 5)。Sta. 1 の下部は、近傍の Sta. 2 よりはむしろ湾奥の Sta. 3 や 4 に類似する。

#### 4) 微化石分析

早津江川河口沖のコアである、Sta. 2 について渦鞭毛藻の分析を、また諫早湾の北部湾口部の Sta. 4 のコアについて珪藻分析をそれぞれ行っ

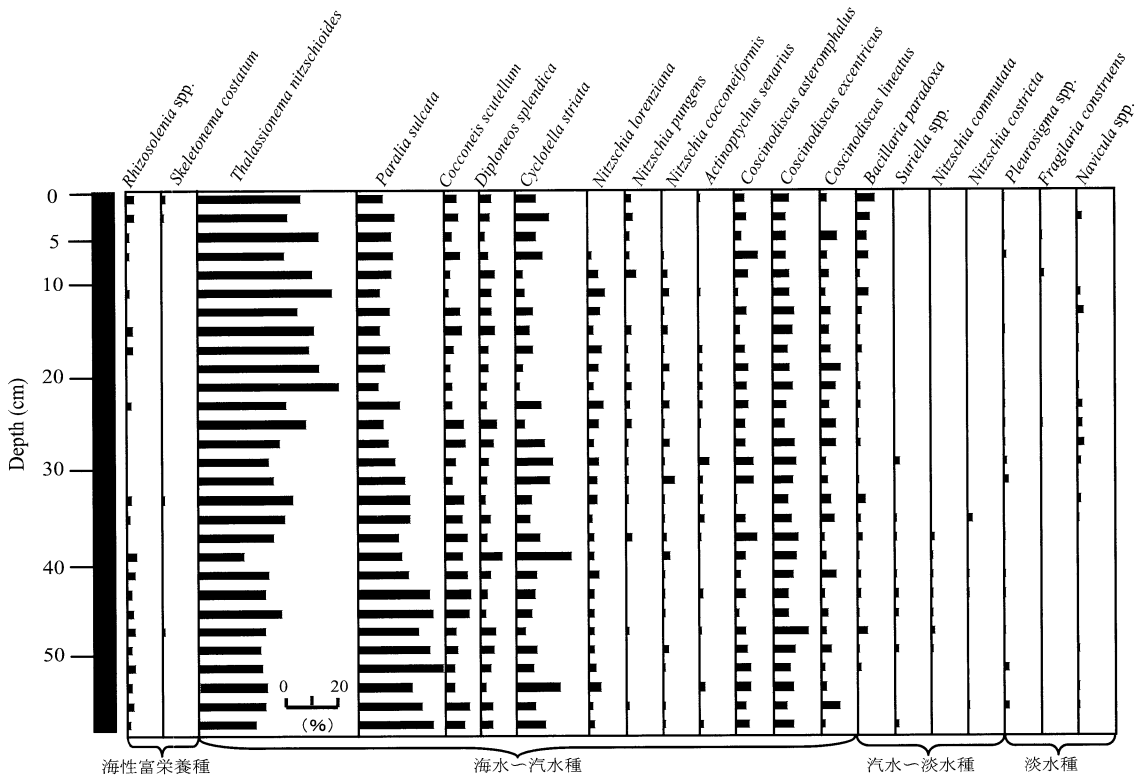


図 6 コア試料 (Sta. 4) の珪藻種産出割合.

Fig. 6 Relative abundance of diatom species of the Sta. 4 core sample.

た。前者は筑後川の有明海に対する影響を知る上で重要であり、後者は諫早湾の干拓工事、特に潮受け堤防の影響を検討する上で重要である。渦鞭毛藻については、予察的に行った研究の概略を記述し、詳しい内容は別途報告されている（松岡, 2004）。

渦鞭毛藻化石：Sta. 2のコア上部0-1 cmにおける渦鞭毛藻シストは、堆積物乾燥重量1 gあたり675個体を数え、従属栄養種の *Brigantedinium* spp. (*Protoperidinium* 属シスト) が優占し、ついで独立栄養種の *Spiniferites bulloideus*, *Lingulodinium polyedrum* が多産した。従属栄養種群の相対頻度は渦鞭毛藻シスト群集の約52%を占めていた。9-10 cmでは、堆積物乾燥重量1 gあたり渦鞭毛藻シスト1518個体を数え、優占種は独立栄養種の *S. bulloideus*、ついで従

属栄養種群の *Brigantedinium* spp. が多く、独立栄養種群の *L. polyedrum* が次に多産する。本試料では *Tuberculodinium vancampoae* の産出が特徴的であった。従属栄養種群の相対頻度は37%であった。19-20 cmでは、堆積物乾燥重量1 gあたり1500個体の渦鞭毛藻シストが含まれていた。優占種は独立栄養種の *S. bulloideus* で、従属栄養種の *Brigantedinium* spp. がそれに続いた。*L. polyedrum* や *S. bentori* の多産も特徴的であった。従属栄養種群の相対頻度は42%であった。

珪藻化石：Sta. 4のコアは、全体をとおして海水種である *Thalassionema nitzschioides* が最も卓越し (20-60%)、貧栄養環境の指標種となる *Paralia sulcata* (Tanimura, 1981; 小杉, 1988) が多産 (10-30%) する (図6)。*Thalassionema*

*nitzchioides* は、コアの最深部から上部に向かって 20-30% へと緩やかに増加を示し、深度 22 cm の部分では、本種の全体に占める割合が約 60% に達する。その後、深度 22 cm から上部に向かって、その割合は徐々に減少する。一方、*Palaria sulcata* は、下部試料において 20-30% と高い値を示すものの、上部に向かって次第に減少する。*Thalassionema nitzschioides* が卓越する深度 22 cm の部分で、*Palaria sulcata* は産出割合が最小となる (10%)。また、淡水種として *Fragilaria construens* や *Navicula* spp. も確認できたが、産出割合は 2-5% と極めて低い。

富栄養環境の指標種である *Rhizosolenia* spp. と *Skeletonema costatum* (佐藤, 1995) は、柱状試料上部の 0-2 cm および 2-4 cm の試料で 3% に達するものの、それより深部では 3% 未満の産出割合である。

#### 5) 堆積年代

Sta. 2 における  $^{210}\text{Pb}$  の深度分布 (図 7a) では、表層部 10 cm において、生物攪乱と解釈される一定値が観察された。それよりも下部の深さ 10 cm から 24 cm までは、 $^{210}\text{Pb}$  放射能が指数関数的に減少する。さらに深部では、再び一定の値をとる。24 cm 以深における  $^{210}\text{Pb}$  は、堆積物中の  $^{226}\text{Ra}$  由来の放射能であると推定される。10 cm から 24 cm に認められた放射能の減少と深度の関係から堆積速度は、 $0.11 \text{ g/cm}^2/\text{y}$  と見積もられる。試料密度を考慮すると表層における堆積速度は  $0.24 \text{ cm/y}$  に換算され、Sta. 2 の近傍で測定された堆積速度 ( $1 \text{ cm/y}$ : 木下ほか, 1980) よりも 4 倍程度遅いことがわかった。生物擾乱が常に進行していたと仮定すると、 $^{210}\text{Pb}$  の減衰からもとまる堆積速度を適用することで、バックグランド深度 (24 cm) はおよそ 100 年前と見積もられる。

Sta. 4 (図 7b) では、最上部 2 試料において放射起源の  $^{210}\text{Pb}$  が検出されたものの、6 cm 以深の試料ではほぼベースレベルであった。これらは 6 cm を境に、上部と下部で堆積環境が不連続であったかあるいは極めて遅い堆積速度を反映していると考えられる。また、 $^{210}\text{Pb}$  の半減期 (22

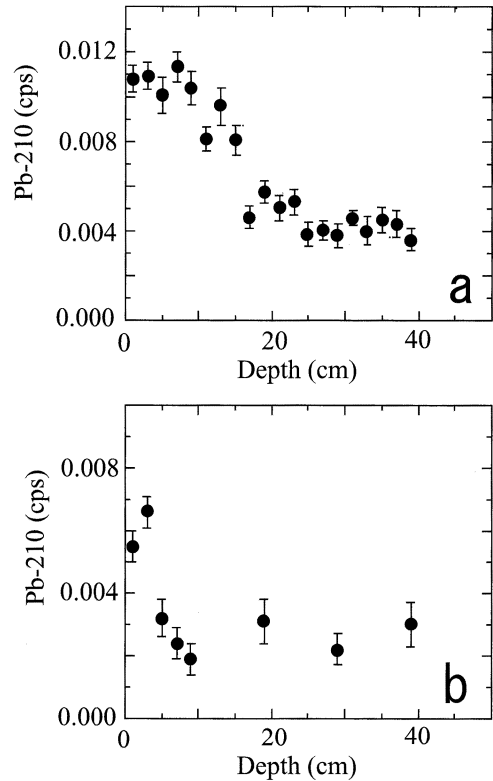


図 7  $^{210}\text{Pb}$  と深度との対応関係。  
a : Sta. 2, b : Sta. 4

Fig. 7 Depth profile of  $^{210}\text{Pb}$ .  
a: Sta. 2, b: Sta. 4

年) を考慮すると、Sta. 4 では 6 cm 以深の試料が 1960 年代よりも若くなることはない。つまり、堆積速度を一定と仮定した場合、Sta. 4 では最大  $0.15 \text{ cm/y}$  と堆積速度が計算される。Sta. 2 と同様に、約 100 年前は 15 cm の深さに外挿される。

微量元素濃度における鉛直方向の変化は、各コアによって異なるものの、一定の値になる深さをそれぞれ有している (バックグランドレベル)。年代測定を行った Sta. 2 や Sta. 4 のコアでは、この微量元素濃度が一定となる深さが、放射性  $^{210}\text{Pb}$  のシグナルがベースレベルに達する深さの約 2 倍に対応する。これらは、組成変動と年代値との因果関係を示唆している。 $^{210}\text{Pb}$  の半減期を考慮すると、その深さは大まかには 100 年

前となる。

コア試料を用いた年代測定は、(1) 堆積物が一定の速度で堆積し、(2) 上下間で著しい攪拌作用を受けていない、などの基本的な仮定に立脚している。そのため、数字で表された結果よりも大きな誤差を内在している可能性が否めない。上述のように、年代測定試料である Sta. 2 および Sta. 4 における堆積速度も大きく異なっている。おそらく、有明海では場所によって堆積速度が著しく異なっており、上記の計算結果を有明海の平均堆積速度と仮定することはできない。しかしながら、コアに認められた放射性  $^{210}\text{Pb}$  のベースラインは、堆積物が 1960 年代より明らかに古いことを示す。さらに、微量元素の安定深度は、約 100 年前に対応していることが期待されるので、本研究では微量元素が安定する深度と表層までの間の堆積物が、近年の約 100 年間を記録していると仮定して以下議論を進める。

## VI. 考 察

### 1) 堆積物の重金属汚染

内湾環境では、陸域で排出された有害物質が拡散され難く、停滞し泥質堆積物になる。この泥質堆積物が環境悪化因子を克明に記録できることを利用した東京湾での研究では、1900 年ごろから汚染が始まり、1970 年においてピークを迎え、その後減少に転じることが報告されている(松本・横田, 1977; 松本, 1983)。

有明海における分析結果は、底質に認められた重金属濃度の最高値が深刻な汚染状態にあった東京湾の値に比べ、3分の1程度である(図5)。全体として見た場合、閉鎖的な内湾環境であるにもかかわらず、有明海は現在および過去において極度の重金属汚染を受けた証拠はない。

例外的に Sta. 6 の 4 cm および 6 cm における Cu 含有量が大きく(約 90 ppm)、汚染当時の東京湾に匹敵する値を示している(図5)。しかしながら、この試料では、Cu 含有量のみが異常な値を示し、その他の重金属(Pb, Zn, Cr, Ni)は極めて低い濃度である。おそらく、Cu 濃度だけを増加できる黄銅鉱や金属銅が混染源として考え

られる。他の試料に比べ本試料では上部に大型の貝殻片が多数含まれることを特徴としている。この貝殻片が、柱状採泥器の末端部に設置してある銅製コアキャッチャーを削り取り、サンプルへ混染した可能性があげられる。しかしながら、濃度から考えて、肉眼あるいは顕微鏡下で混染作用を確定することは難しく、確定には周辺海域の再調査が必要であろう。

重金属元素の鉛直方向に認められる濃度変化に着目すると、東京湾のようにある年代に向かって一方的に増加する傾向は示さない。逆にコア Stas. 1, 6 では、一方的な減少すら認められる。微量元素濃度が安定する深度よりも深い位置にある堆積物が 100 年以上前と推定されることから、表3の平均値は近代工業化による影響が少ない、“地質学的バックグランド値”とみなせる。重金属元素に認められる鉛直方向の変化は、工業活動以外の要因と考えられる。

### 2) 水塊の変動時期

渦鞭毛藻や珪藻類は生息環境である水塊の状態を反映し、特に過去の赤潮発生と人間活動に伴う水塊の富栄養化の因果関係を検討する上で重要な指標となる。堆積物としての記録という制約から、分析値は季節変化や年単位の分解能を有しない。そのため、短期的に発生するイベントを認識することは難しい。その反面、数年間の平均値として表されるデータの異変は、大きな変化が生じたかあるいは長期間にわたって継続していることを意味する。

Sta. 2 の渦鞭毛藻シスト群集は、優占順位に違いがあるものの、*S. bulloideus*, *L. polyedrum*, *Brigantedinium* spp. が多産する点で共通している。構成種に極端な差異が認められないことは、渦鞭毛藻が生息する水塊(平均水温や塩分濃度など)には基本的に変化がなかったことを示唆している。しかし、独立栄養種群シストと従属栄養種群シストの相対頻度を見ると、上部の 0-1 cm では約 52%と中部の 9-10 cm や下部の 19-20 cm のそれらよりも多くなっている。Matsuoka (1999) は、従属栄養種群の優占が、それらの餌となる独立栄養性の珪藻類や他の鞭毛藻類の増加を反映し

ており、水塊自体の富栄養化を意味すると指摘しており、Sta. 2 付近では、0-1 cm に認められた結果が、最近の栄養塩類負荷が顕著になってきたことを示唆している。

珪藻分析においても、渦鞭毛藻類と同様に最上部にのみ、富栄養環境の指標種である *Rhizosolenia* spp. と *Skeletonema costatum* (佐藤, 1995) の出現頻度の増加が認められた。Sta. 4 では、堆積速度が極めて遅いため、水塊の富栄養化時期を特定できない。計算結果を強いて適用するならば、この水塊の変動は、過去 13-26 年の間 (2 cm から 4 cm の間) に開始し、現在も継続していることになる。代田 (1980) は、有明海で大規模な赤潮が発生していないことを報告した。松岡 (2003) は、諫早湾で 1989 年以降、赤潮発生件数が増加していることを指摘した。これらを総合すると、大規模な赤潮は 1980 年以降に発生し、1989 年以降に増加傾向を示す。本研究結果とこれらの報告は調和的であるとみなせ、水塊の富栄養化は、近年 (過去 10 年前後) 顕著になったと考えられる。サンプリング間隔の制約から、水塊の富栄養化開始時期を特定することは困難である。

松岡 (2004) は、Sta. 4 を含む諫早湾内で採取された柱状試料を用いて渦鞭毛藻シスト群集変化と環境変化の関連を明らかにし、1970 年代前半から富栄養化が始まっていることを指摘した。諫早湾固有の現象であるのか、それとも有明海全体におよぶ現象であるのかは、詳しい検討が必要である。

### 3) 諫早湾干拓の影響

Sta. 4 および Sta. 5 は諫早湾の湾口部に相当し、諫早湾堆積環境の変遷を記録していることが期待される。しかしながら、試料を 2 cm 刻みで採取した場合、堆積速度の比較的速い Sta. 2 を考慮しても、最低 8 年間の変動を平均化してしまう。特に、堆積速度の遅い地域では、生物的攪乱による影響もあり、表層部を精密に読み取ることが極めて難しい。従って、本研究手法を用いて、諫早湾干拓工事のような近年始まった短期的影響を直接評価することはできない。しかし、コ

アに認められる元素濃度の鉛直変化から見て、諫早湾の湾口部における堆積物は緩やかに長い時間 (100 年程度の期間) をかけて変化していることが読み取れる (図 5)。おそらく、諫早湾の堆積環境は、有明海全体の長期的な環境変化と連動して少しずつ変化しているのであろう。また、水塊の富栄養化は、諫早湾 (Sta. 4) と筑後川河口沖 (Sta. 2) の両地域で認められることから、やはり有明海全体におよぶ変化であると考えられる。近年の短期的変化は、この長期的な変化に上書きされているであろう。

### 4) Zn に富む筑後川起源の浮泥

Cu や Zn といった重金属元素は、硫化物の形で底質に留まると考えられている (Kitano *et al.*, 1980)。また、堆積物中の重金属元素濃度は粒子サイズに依存することが知られており、含泥率と正の相関を示す (木下ほか, 1980)。この粒子サイズによる濃度変化は、重金属をほとんど含まないケイ酸塩鉱物 (石英や長石) や炭酸塩鉱物による希釈効果と解釈される。そのため試料間の濃度比較においては、粒子サイズに注意が必要である。しかしながら、この相関図におけるデータの傾きは極めて緩く、含泥率が 30% 以上の場合、重金属元素含有量の変化は小さい。

本研究では、含泥率を直接測定していない。しかしながら、肉眼観察や含水率の検討から、Stas. 2-5 の試料は泥を主体とした堆積物であるといえる。一方、Sta. 1 および Sta. 6 の上部は、前者に比べ、やや砂質な堆積物である。木下ほか (1980) によって報告された有明海 232 地点の含泥率から、今回の採取地点に対応する試料を読み取ると、Stas. 1-5 は 82-95%、Sta. 6 は 53% の含泥率を上部で有しているとみなせ、肉眼観察や含水率の検討と調和する。従って、多くの場合、粒子サイズに伴う微量元素濃度の変化は少ないと予想され、データを直接比較しうるのであろう。

一部の微量元素濃度は、粒子を構成する物質の存在度によって左右される。例えば、Sr 濃度と他元素濃度が反比例の関係にある場合、貝殻片による希釈効果と解釈される。Sr 濃度の多い Sta. 5 および Sta. 6 の採取地点は、いずれも干潟から

離れた地域である。おそらく、泥や細粒硫化物の供給よりも生物遺骸の供給が優先してきたためと推定される。Sta. 6 では、上方に向かって急激に Sr 濃度が増加し、Cu を除く他の元素は減少する。この反比例は、生物遺骸の生産性増大かあるいは泥質物質の供給量の減少で説明される。つまり、底質中の Sr 含有量は、堆積環境の変化を表していると考えられる。

木下ほか (1980) は、有明海全体の表層泥について、重金属濃度 (Zn, Cu, Cr, Co, Ni) の平面分布を明らかにした。この中で、Zn の最高濃度地域が筑後川河口沖に限定され、西に向かって随時減少していくパターンを示した。堆積物粒子は運搬過程において、各粒子の粒径と比重差により分級が生じる。そのため、一般に堆積物は、河口域から沖に向かって平面的な分布変化を示す。

木下ほか (1980) は、この高 Zn 濃度の原因を三池港周辺の石炭に帰結した。平面分布図において、三池港を中心に Zn の高濃度地域は広がっておらず、この説明では必ずしも空間分布を満足しない。一方、筑後川流域の耳納山地や朝倉地域には、Cu や硫化鉄を主体とし、Zn も含まれるキースラーガー鉱床が存在する (廣波・島田, 1992)。そのほかの水系では、これらの鉱床は認められない。筑後川河口沖の重金属濃度は、Zn のみならず、他の元素でも認められることを加味すると鉱山からの流出に帰結できるかもしれない。しかしながら、直接の起源を究明するためには河床堆積物の分析も今後必要である。このように、この高 Zn 濃度は筑後川固有の現象として位置づけることが可能であり、木下ほか (1980) による Zn 濃度の水平分布パターンは、筑後川起源の堆積粒子の拡散パターンを間接的に示したものと解釈できる。つまり、Zn 濃度は筑後川起源の堆積粒子のトレーサーになることが期待される。

そこで Zn 濃度を筑後川起源の堆積粒子の反映と仮定してデータを解釈する。筑後川河口沖では、時代とともに Zn 濃度が減少し、湾奥では時代とともに Zn 濃度の増加する相補的な関係が認められた。同様の傾向は Pb 濃度においても確認

できた。これら微量元素の増減と Sr 濃度の増減に対応関係がないことから、貝殻片による希釈効果とは考えにくい。おそらく、筑後川起源の高濃度 Zn を含む、粒子の堆積場が時代とともに西偏した可能性を示唆する。

##### 5) 表層堆積物の泥質化モデル

これまで報告されている観察事実に基づいて、上述の堆積場の西偏メカニズムを推定する。堆積物はまず河川から供給され、滲筋に沿って湾内に運び込まれるであろう。このとき堆積物の分布範囲は、内湾への導入部である滲筋の形態に強く支配される。海底地形図 (海上保安庁水路部, 1995) から読み取れる筑後川および早津江川の滲筋は、湾央部を北北西-南南東に伸びを持つ三本の海底水道 (塩田川沖海底水道、住之江川沖海底水道、筑後川沖海底水道) のうち、住之江川沖海底水道に連続する (図 8)。しかしながら、筑後川からまっすぐ南下する滲筋の痕跡から、筑後川がかつて筑後川沖海底水道につながっていた可能性が示唆される (図 8)。河川改修に伴う流速の衰えは、滲筋を平野部の蛇行河川と同様に、傾斜の緩やかな干潟地域を屈曲しながら流下させるであろう。現在の滲筋が西に大きく蛇行しているのは、平均的な流速の減少と有明海の湾奥部で発生する西向きの恒流 (有明海研究グループ, 1965; 小田巻ほか, 2003) に呼応するものかもしれない。

河川の排出量が十分にある場合、碎屑粒子は有明海で発生する反時計回りの恒流中心に海底水道を使って供給され、浮遊性碎屑物も潮流に沿って湾央部を南下することができると推定される。これとは逆に、河川の排出量が減少した場合、堆積粒子の水平移動距離は短縮され、より河口付近に堆積場が移動する (図 8)。結果として恒流中心に到達できない堆積粒子 (特に浮遊性碎屑物) は、浮泥として近傍の干潟に吹き寄せられる確率が高くなる。人工衛星画像によって識別された有明海北西の湾奥に集中する浮泥 (小田巻ほか, 2003; 代田, 1982) は、このようなメカニズムを反映しているのだろう。浮泥が恒流の外周に沿って移動し、さらに西の Sta. 3 や Sta. 4 で堆積した可能



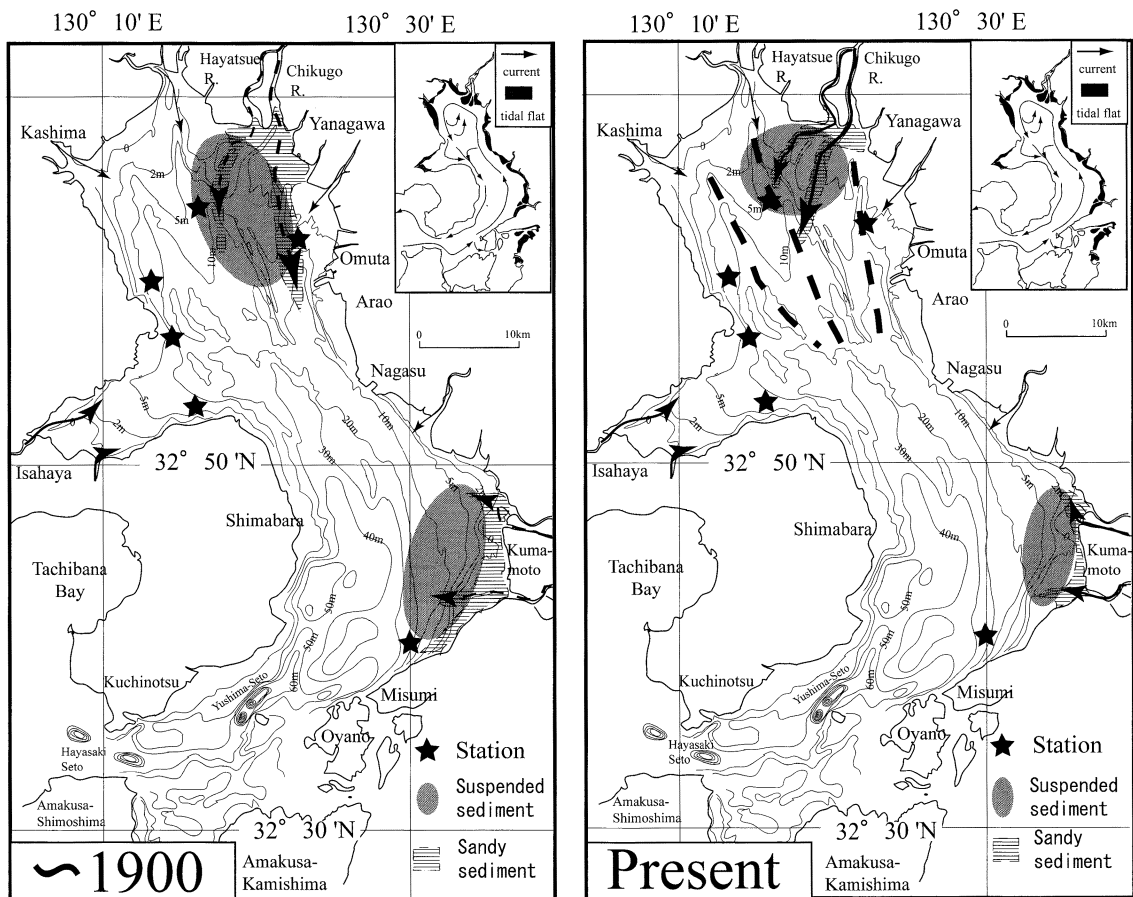


図 8 堆積物の微量元素組成に基づく堆積区の復元。約 100 年前 (左) と現在 (右)。

★：試料採取地点，太い破線：海底水道，破線矢印：旧滞筋，実線矢印：現在の滞筋。挿入図の矢印：反時計回りの恒流パターン（有明海研究グループ，1965）。

Fig. 8 Sedimentary systems in the past (ca. 100 years ago) and at present, reconstructed from the trace element analysis.

★：sampling station, thick dashed line: submarine channel, dashed line with arrow head: paleo-channel, Arrow: channel. Arrows in the inset maps show the counterclockwise mean current pattern in the Ariake Bay (Ariake Research Group, 1965).

性は高い。

恒流によって浮泥が西側に運び去られる筑後川や早津江川沖の滞筋周辺 (Sta. 2) では、堆積物に占める浮泥成分は相対的に減少するはずである。筑後川河口沖から南にかけて、過去 20 年間透明度が増加しており (中田・野中, 2003), 上記の説明と調和する。有明海湾奥部の東側と西側で認められた Zn や Pb 濃度の相補的な関係は、

筑後川起源の浮泥における長期的挙動として説明される。

Sta. 1 では、筑後川や早津江川の滞筋が西遍することに伴って、堆積物の供給が減少する。そのため、矢部川や菊池川起源の浮泥がゆっくりと堆積し、干潟の泥質化が進行する。このようにして、有明海東岸においても次第に海底表層部は泥質化が進行する。一方、緑川河口域における排出

量の減少は、堆積域の縮小をもたらす。緑川河口から見て恒流の上流側に当たる地域では、堆積物の供給が減少するであろう。そのため、Sta. 6では、見かけ上石灰質生物遺骸が増加する結果となり、上方に向かって泥の占める割合が減少する。このように、海底堆積物に記録されたデータは、河川から有明海にかけての堆積様式の時間変化と解釈することが可能である。

有明海の場合、河川以外にも干拓工事に伴う人為的付加、火山活動（雲仙普賢岳や阿蘇火山）に伴った供給や大陸からもたらされる黄砂を挙げることができる。特に、1990年～1995年まで継続した雲仙普賢岳の火山活動は、不安定な碎屑物を地表にもたらした。これらの碎屑物は、現在も泥流や土石流となって、有明海に大量に流れ込んでいることが予想される。しかしながら、島原半島東縁に沿う海底谷（塩田川沖海底水道の南部）によって堆積物の拡散が抑制されるため（図2）、粗粒な堆積物は有明海全域に広がることはない。おそらく比較的細粒な物質は、浮泥としてある程度拡散することが可能であろう。しかしながら、有明海西岸域では、南向きの恒流（図8）が発達するため、有明海の湾奥地域に大量の細粒碎屑物を運搬することは困難である。それゆえ、今回検討した柱状コアに、雲仙火山よりもたらされた碎屑物の影響は少ないと考えられる。

有明海に注ぐ主要河川の中でも、流域面積が広い筑後川、白川や緑川は間違いなく堆積物供給の主体となる（図1）。ダム建設、河川改修工事あるいは取水に伴って、有明海に供給される碎屑物は年々減少しているであろう。特に、大規模な堰の出現は、トラクション流によって運搬しうる粗粒碎屑物の移動を疎外するため、浮流によって運搬しうる細粒物質のみが選択的に有明海に排出される。また、取水や分水などによって最大流出量が抑えられると、河口域における侵食過程が進まなくなることが予想される。つまり、これらの影響で、河口域には細粒碎屑物や浮泥のみが堆積する環境が作られる。

このような堆積環境の変化は、柱状試料の堆積速度から考えて、過去十年程度の現象ではなく、

およそ100年前から徐々に進行してきたことが窺われる。実際、筑後川や白川では、古くから大きな堰が構築されており、碎屑物の分別過程がこの時期からすでに始まっていたことと調和する。有明海の堆積場の変遷や海底表層部の泥質化が、有明海自体の原因だけではなく、主要河川の歴史的变化が積算されている可能性が高い。

一般に、ダム建設を含めた河川改修工事の沿岸域における環境悪化因子の負荷認定は、極めて難しいと考えられている（宇野木, 2003b）が、内湾の堆積物はこれらの影響を克明に記録していると考えられる。河川によってもたらされる碎屑物の運搬および堆積過程は、有明海の特異性を加味しながらさらに検討する必要がある。

## VII. ま と め

有明海で採取された計6本のコア試料（Sta. 1大牟田沖；Sta. 2筑後川河口西方沖；Sta. 3湾奥西側；Stas. 4, 5諫早湾潮受け堤防沖北および南；Sta. 6緑川南西沖）について、年代測定、微量金属元素測定、植物プランクトンの調査を行った。

堆積物中の微量元素濃度から有明海は、比較的重金属汚染の少ない内湾環境であるとみなせる。しかし、植物プランクトン群集の変化から、すでに水塊の富栄養化は始まっていると考えられる。今後の追跡調査が必要である。

堆積物中に捕捉された重金属は、堆積環境の変遷を知る上で有効なトレーサーとなりうる。底質中のZnやPb濃度の変化は、有明海へ流入する筑後川起源の浮泥に関する運搬および堆積場の変遷を解析する手掛かりとなる。有明海に認められる海底表層部の泥質化は、河川からの堆積物流入の変化として解釈することができる。 $^{210}\text{Pb}$ 年代測定の結果は、この変化が過去十年程度の現象ではなく、その徴候が約100年前までさかのぼることを示す。おそらく、表層物質の泥質化は、洪水対策のために主要河川で築かれた巨大堰や取水口による、碎屑物の選別過程や最大流出量の減少に伴う河口域の埋積過程が強く反映されているのであろう。

江戸時代から使われている“魚つき”の概念を  
発展させて“魚つきの森”という言葉が近年使わ  
れ始めた。この言葉は、森林の持つ浄化作用が河  
川をとおして、魚介類を育む場を海に提供する  
ことを表す。内湾環境の変動原因を正確に理解す  
るには、“魚つきの森”の概念のように、海域のみ  
ならず山や川を含めて総合的に検討する必要があ  
る。

## 謝 辞

本研究を進めるにあたり、熊本大学沿岸域環境科学  
教育研究センター技官の島崎英行氏には、海上におい  
て操船作業を行っていただいた。試料採取では、熊本  
大学大学院前期博士課程の竹友祥平、D. Fanslino, F.  
Jamawan そして F. Tating 氏に、<sup>210</sup>Pb の測定では同大  
学院前期博士課程の西尾相馬氏に、珪藻分析では同大  
学理学部の小田真優子氏にそれぞれ手伝っていただ  
いた。試料内の微小石灰質片に関しては、熊本大学理学  
部地球科学教室の秋元和実助教授および小松俊文博士  
に助言を頂いた。また、査読者の方々からは、本稿の  
改善において有益なコメントを頂いた。以上の方々  
に厚く感謝します。

## 文 献

有明海研究グループ (1965): 有明海・不知火海域の第  
四系。地団研専報, **11**, 86p.  
筑後川工事事務所 (2001): 筑後川歴史散策 治水・利  
水編。国土交通省九州地方整備局。  
中・長期開門調査検討会議専門委員会 (2003): 中・長  
期開門調査検討会議専門委員会報告書。九州農政局。  
藤井明彦・山本憲一 (2003): 諫早湾におけるタイラギ・  
アサリの現状と問題点。月刊海洋, **35**, 235-240。  
風呂田利夫・関口秀夫・菊池泰二・田北 徹・東 幹  
夫・佐藤正典 (1999): 「九州の干潟を中心とした浅海  
域開発と環境アセスメントの問題点」1997 年秋季大  
会。海の研究, **8**, 47-68。  
Govindaraju, K. (1994): 1994 compilaion of working  
values and descriptions for 383 Geostandards. *Geo-  
standards Newsletter*, **18**, 1-158。  
廣渡利文・島田允堯 (1992): 第七章 地下資源。日本  
の地質「九州地方」編集委員会編: 日本の地質 9  
九州地方。共立出版, 271-294。  
海上保安庁水路部 (1995): 海図「高原湾」。No.169。  
木元克則・西内 耕・西村和麿 (2003): 有明海におけ  
る溶存酸素分布。月刊海洋, **35**, 261-265。  
木下泰正・有田正史・小野寺公児・大嶋和雄・松本英  
二・西村清和・横田節哉 (1980): 62-2 有明海およ  
び周辺海域の堆積物。公害特別研究報告書, 工業技  
術院, 29-67。

Kitano, Y., Sakata, M. and Matsumoto, E. (1980):  
Partitioning of heavy metals into mineral and or-  
ganic fractions in a sediment core from Tokyo Bay.  
*Geochim. Cosmochim. Acta*, **44**, 1279-1285。  
小杉正人 (1988): 珪藻の環境指標種群の設定と古環境  
復元への応用。第四紀研究, **27**, 1-20。  
熊本工事事務所 (1991): しらかわ・みどりかわ川物語  
歴史と治水史。建設省九州地方建設局。  
草野祐也・百島則幸 (2002): 極微量放射能測定用 Ge  
半導体検出器システムバックグラウンドの低減化  
について。熊大極低温, **13**, 2-5。  
松本英二 (1983): 東京湾の底質環境。地球化学, **17**,  
27-32。  
松本英二・横田節哉 (1977): 底泥からみた東京湾の汚  
染の歴史。地球化学, **11**, 51-57。  
Matsuoka, K. (1999): Eutrophication process record-  
ed in dinoflagellate cyst assemblages of Yokohama  
Port, Tokyo Bay, Japan. *The Science of the Total  
Environment*, **231**, 17-35。  
松岡数充 (2003): 諫早湾における赤潮原因プランクト  
ンの最近の変化。月刊海洋, **35**, 246-251。  
松岡数充 (2004): 有明海・諫早湾堆積物表層部に残さ  
れた渦鞭毛藻シスト群集からみた水質環境の中長期  
的变化。沿岸海洋研究, **42**, 55-59。  
Matsuoka, K. and Fukuyo, Y. (2000): *Technical  
Guide for Modern Dinoflagellate Cyst Study*.  
WESTPAC-HAB/WESTPAC/IOC, Japan Society for  
the Promotion of Science。  
中原功一朗・長谷義隆・松田博真・秋元和實・塚脇真  
二・尾田太良 (2002): 有明海底柱状試料 (AR98-  
A ~ C および AR98-E) の珪藻化石群集の変化に基  
づく過去 1 万年間の水域環境変遷。熊本大学理学部  
紀要 (地球科学), **17**, 35-46。  
中田英昭 (2003): 有明海の環境と生物生産—序論—。  
月刊海洋, **35**, 213-216。  
中田英昭・野中裕子 (2003): 有明海における海況の経  
年的な変化。月刊海洋, **35**, 271-275。  
日本海洋学会海洋環境問題委員会 (1993): 閉鎖性水域  
の環境影響アセスメントに関する見解—東京湾三番  
瀬埋め立てを例として—。海の研究, **2**, 129-136。  
日本海洋学会海洋環境問題委員会 (1996): 閉鎖性水域  
の環境影響評価に関する見解—中海本庄工区干拓事  
業の場合—。海の研究, **5**, 333-344。  
日本海洋学会海洋環境問題委員会 (1999): 閉鎖性水域  
の環境影響評価に関する見解—中部国際空港人工島  
建設の場合—。海の研究, **8**, 349-357。  
日本海洋学会海洋環境問題委員会 (2001): 有明海環境  
悪化機構究明と環境回復のための提言。海の研究,  
**10**, 241-246。  
日本海洋学会海洋環境問題委員会 (2002): 有明海環境  
悪化機構究明と環境回復のための提言 2。海の研究,  
**11**, 631-636。  
小田 卷 実・大庭幸広・柴田宣明 (2003): 有明海の潮  
流新旧比較観測結果について。海洋情報部研究報告,  
**39**, 33-61。  
酒井隆太郎・渡邊久芳・本間弘次 (1989): けい光 X 線分  
析装置による Co, Ni, Cu, Zn の定量法について。

- ISEI Report, Ser. B, No. 5, 1-11.*
- 佐藤裕司 (1995): 横浜港底質柱状試料中の珪藻遺骸群集. 横浜市環境科学研究所環境研資料 横浜港・生物と環境の変遷, **116**, 63-76.
- 代田昭彦 (1980): 有明海の栄養塩類とニゴリの特性. 海洋科学, **12**, 127-137.
- 代田昭彦 (1982): デトリタスと水産との関連. 月刊海洋科学, **14**, 473-481.
- 杉崎隆一・木下 貴・下村孝行・安東和人 (1981): 蛍光 X 線による岩石中の微量元素の自動分析. 地質学雑誌, **87**, 675-688.
- Tanimura, Y. (1981): Late Quaternary Diatoms of the Sea of Japan. *Tohoku Univ., Sci. Rep., 2nd Ser. (Geol.)*, **51**, 1-2, 1-37.
- 宇野木早苗 (2003a): 有明海の潮汐と潮流はなぜ減少したか. 海の研究, **12**, 85-96.
- 宇野木早苗 (2003b): 河川事業が沿岸環境へ与える影響を物理面から考える. 海の研究, **11**, 637-650.
- 山口 修・山本民次・松田 治 (2002): 有明海熊本沿岸におけるノリ不作年度の水質環境の特徴. 海の研究, **11**, 543-548.

(2004年4月2日受付, 2005年1月24日受理)