

資 料

広島湾における微量物質（ビタミンB<sub>12</sub>, 鉄, マンガン）の分布特性

伊達 悦二

The Distribution of Trace Elements  
(Vitamin B<sub>12</sub>, Fe and Mn) in Hiroshima Bay

ETUJI DATE

(Received Sept. 29, 1995)

1. はじめに

植物プランクトンの成長には窒素やリンの栄養塩類が不可欠であるが、植物プランクトン異常増殖の要因としてビタミン類や鉄、マンガンなどの微量物質の重要性が指摘されている [1]。近年は赤潮発生機構の解明を目的として赤潮生物によるこれら微量物質の要求性や増殖効果を検討する室内実験 [1-3]、また、東京湾 [4]、瀬戸内海（播磨灘） [5]、伊勢湾 [6] などの閉鎖性内湾では、これらの分布調査が行われている。

広島湾は毎年赤潮が発生するなど瀬戸内海の中でも大阪湾に次ぐ富栄養化した水域で、水質環境基準は達成されていない状況にある。その原因の一つとして植物プランクトンの増殖が挙げられている。また、夏季には底層で貧酸素水塊が出現し、栄養塩類の溶出による水質の二次汚濁や底生生物への悪影響が懸念されている。

そこで、広島湾における植物プランクトン増殖の要因を探るため2カ年にわたりビタミンB<sub>12</sub>, 鉄, マンガンの微量物質の実態調査を行い、その存在量, 分布, 季節変動などの動態について検討した。

2. 調査方法

2.1 調査期間と調査地点

調査期間は1992年4月から1994年3月までの2カ年（毎月1回, 計24回）、調査地点は図1に示す6地点（St1~6）で、測定は表層（0m）、中層（St1~3は5m, St4~6は10m）、底層（海底上1m:B-1m）の3層について行った。

2.2 測定項目と測定方法

ビタミンB<sub>12</sub>は海水を固相抽出した後、*Lactobacillus leichmannii* ATCC 7830菌株を用いた微生物学的定量法

[7]により、鉄とマンガンは、海水500mlをミリポアフィルターRA（孔径1.2μm, 直径47mm）でろ過し、ろ紙上の残留物を懸濁態とし、ろ液を溶存態として、共にジルコニウム共沈-原子吸光光度法 [8]により測定した。TOCはTOC計（島津TOC-500）で、無機態窒素（DIN）と無機態リン（DIP）はオートアナライザー法（テクニコンAAII）で、全窒素は微量窒素分析装置（YANACO TN7）で、全リンは環境庁告示59号で、水温、塩分、溶存酸素（DO）、濁度は多成分水質計（アレック電子ADR1000/4S）を用い測定した。植物プランクトンは生物顕微鏡で1ml当たりの細胞数を計数した。

3. 結果と考察

3.1 ビタミンB<sub>12</sub>の動態

3.1.1 ビタミンB<sub>12</sub>の存在量

表1に広島湾の各地点毎の表層、中層、底層におけるビタミンB<sub>12</sub>の2年間の平均値を示す。平均濃度は3.6ng/lで、全般的には2.6~6.4ng/lの範囲（全地点全層432個の全データ数では0.1~24.1ng/l）であった。

日本の内湾では東京湾で平均濃度20ng/l以上、伊勢湾 [6] や鹿児島湾 [9] では平均濃度で10ng/lを越えるレベルであり、播磨灘では0~25ng/lの範囲 [5] にある。広島湾は東京湾や伊勢湾、鹿児島湾よりはやや低いレベルにあり、播磨灘とはほぼ同レベルにあると考えられる。

3.1.2 ビタミンB<sub>12</sub>の分布特性

表1の全層平均値から地点間の違いを見ると湾奥のSt1, 2で高く、沖合いのSt5で低い傾向を示した。養殖場海域内のSt6での高濃度は給餌あるいは養殖魚の活動の影響と考えられる。

表1 ビタミンB<sub>12</sub>の平均存在量 (ng/l)

測定層 <sup>1)</sup>	調査地点 <sup>2)</sup>						平均
	1	2	3	4	5	6	
表層	6.4	3.9	3.8	3.1	2.8	3.9	4.0
中層	3.6	3.5	2.6	2.7	2.7	3.9	3.2
底層	3.9	3.0	3.5	3.3	3.0	4.2	3.5
平均	4.6	3.5	3.3	3.0	2.8	4.0	3.6

1) 表層: 0m, 中層: St1-3は5m, St4-5は10m, 底層: B-1m (海底上1m)

2) 図1参照

表2 鉄の形態別平均存在量 ( $\mu$ g/l)

形態 <sup>1)</sup>	測定層 <sup>2)</sup>	調査地点 <sup>3)</sup>						平均
		1	2	3	4	5	6	
P-Fe	表層	63.7	56.5	33.3	26.8	16.8	11.5	34.8
	中層	36.0	14.4	21.8	26.0	21.0	19.9	23.2
	底層	83.5	127	130	94.9	135	59.5	105
	平均	61.0 (78.4)	66.0 (89.4)	61.7 (88.9)	49.2 (89.3)	57.6 (87.0)	30.3 (78.3)	54.3 (85.5)
D-Fe	表層	19.4	9.3	5.8	5.3	4.9	6.0	8.5
	中層	8.8	5.6	5.9	3.9	10.5	5.2	6.7
	底層	22.3	8.6	11.4	8.5	10.3	14.1	12.5
	平均	16.8 (21.6)	7.8 (10.6)	7.7 (11.1)	5.9 (10.7)	8.6 (13.0)	8.4 (21.7)	9.2 (14.5)
T-Fe	表層	83.1	65.8	39.1	32.1	21.7	17.5	43.2
	中層	44.8	20.0	27.7	29.9	31.5	25.1	29.8
	底層	106	135	142	103	145	73.6	118
	平均	77.8	73.8	69.4	55.1	66.2	38.7	63.5

( ) 内の数値はT-Feに対する割合 (%)

1) P-Fe: 懸濁態鉄, D-Fe: 溶存態鉄, T-Fe: 全鉄

2), 3) 表1に同じ

鉛直方向の濃度変化では全般的には表層が高濃度, 次いで底層, 中層となるが, 大きな濃度差ではなかった。

### 3.1.3 時系列変化と植物プランクトン増殖因子としてのビタミンB<sub>12</sub>

図2に地点別の表層, 中層, 底層におけるビタミンB<sub>12</sub>の時系列変化を示す。湾奥のSt1, 2の表層で10ng/lを越える時期が数回認められたのみで, その他は年間を通じて10ng/l以下であった。中層, 底層では大部分が10 $\mu$ g/l以下で推移した。

赤潮プランクトンによるビタミンB<sub>12</sub>要求量は植物プランクトン種に関係なく10~20ng/lとされ, このような高濃度域では植物プランクトンの増殖速度が飽和に達し, 最高密度を維持することが可能とされる[10]。ここで10ng/l以上の濃度を赤潮発生必要量とみなすと, 図2はその必要量を表層から底層まで常時満たしていないことを示し, ビタミンB<sub>12</sub>が赤潮発生の制限因子としての可能性を持つことを示唆した。

## 3.2 鉄の動態

### 3.2.1 鉄の存在量

表2に鉄の形態別存在量の各地点毎の2年間の平均値を示す。懸濁態鉄(P-Fe)は湾全体では平均54.3 $\mu$ g/l(地点間平均11.5~135 $\mu$ g/l, 全データでは0.7~890 $\mu$ g/l)の濃度レベルにあり, これを大阪湾の25~200 $\mu$ g/l[11], 播磨灘の15~95 $\mu$ g/l[12], 別府湾[13]の3.7~46.7 $\mu$ g/lと比較すると, 広島湾では富栄養化水域の大阪湾や播磨灘とほぼ同レベルにあると考えられる。

一方, 溶存態鉄(D-Fe)の存在量は表2から湾全体では平均9.2 $\mu$ g/l(地点間平均5.9~16.8 $\mu$ g/l, 全データでは0~232 $\mu$ g/l)の濃度レベルを示した。これを日本の内湾と比較すると東京湾の119~173 $\mu$ g/l(平均値78.6 $\mu$ g)[14]に比べ1オーダー低いが, 大阪湾の2.0-9.5 $\mu$ g/l[15]よりはやや高く, 播磨灘の5~17 $\mu$ g/l[16], 別府湾の5.5~23 $\mu$ g/l[13]とはほぼ同じレベルにあると考えられる。また, 広島湾での過去の測定値6.3~15.3 $\mu$ g/l[17]とはほぼ同じ存在量を示した。

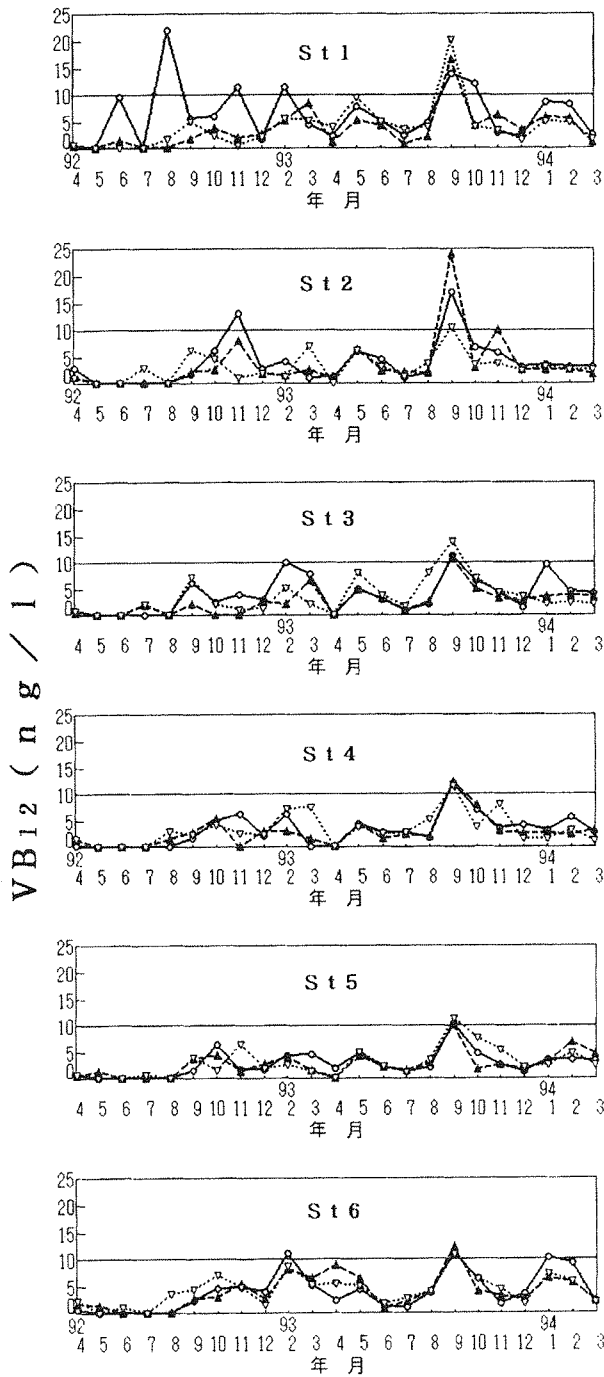


図2 地点別ビタミンB<sub>12</sub>の時系列変化  
 ○—○—: 表層<sup>1)</sup>, ▲—▲—: 中層<sup>1)</sup>, ▽—▽—: 底層<sup>1)</sup>  
 1) 表1に同じ

また、表2から全鉄に対する懸濁態鉄と溶存態鉄の割合は平均でそれぞれ85.5%、14.5%となり、懸濁態鉄の占める割合が高かった。

### 3.2.2 鉄の分布特性と季節変化

表2から地点間の比較を全層で見ると懸濁態鉄 (P-

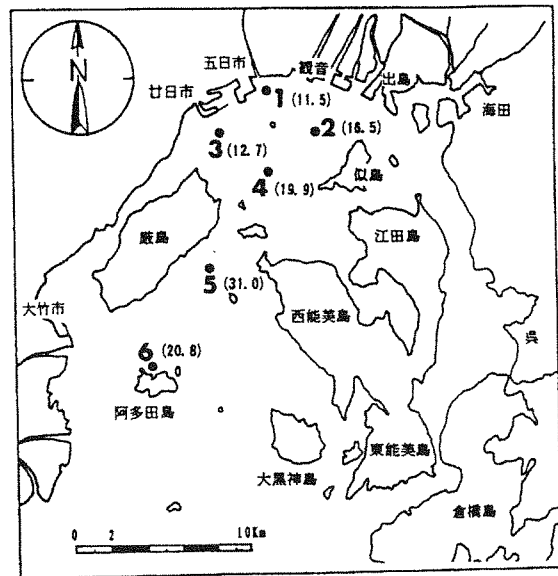


図3 調査地点  
 (1992.4~1994.3, 毎月1回調査)  
 ( ) 内の数値は平均水深 (m)

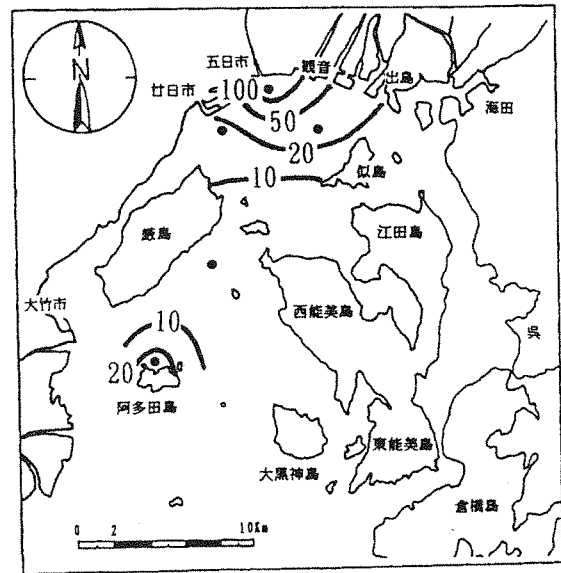


図4 懸濁態鉄 ( $\mu\text{g/l}$ ) の分布  
 (1992.8.25 表層: 水深0m)

Fe)、溶存態鉄 (D-Fe) ともSt1, 2, 3の湾奥で高濃度を示し、鉛直方向の変化では懸濁態、溶存態とも全般的に底層で最も高濃度となり、次いで表層が高く、中層が最も低濃度となるパターンを示した。特に懸濁態鉄は底層での高濃度が顕著であった。

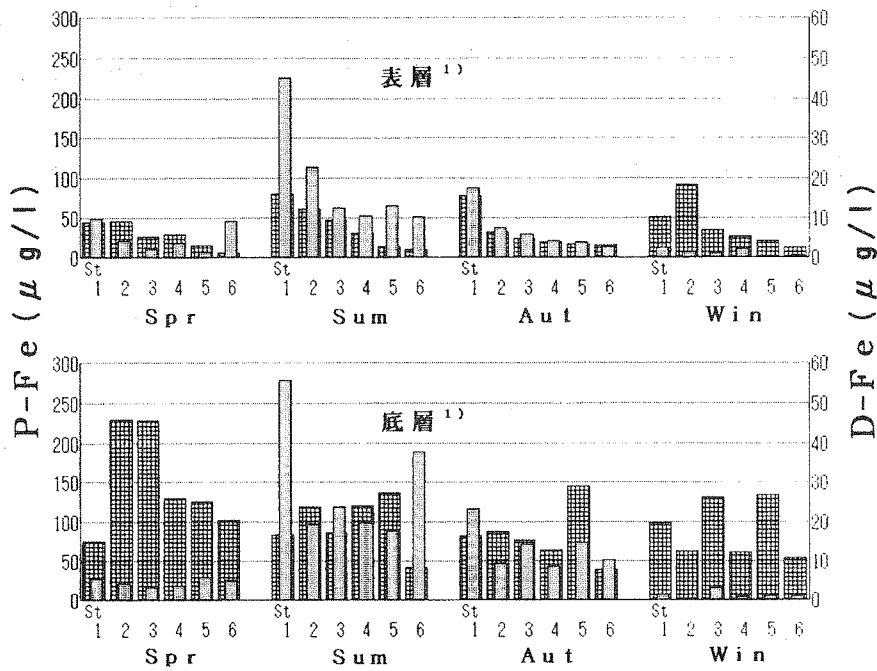


図3 表層と底層における形態別鉄の季節変化

■: 懸濁態鉄 (P-Fe), □: 溶存態鉄 (D-Fe)  
1) 表1に同じ

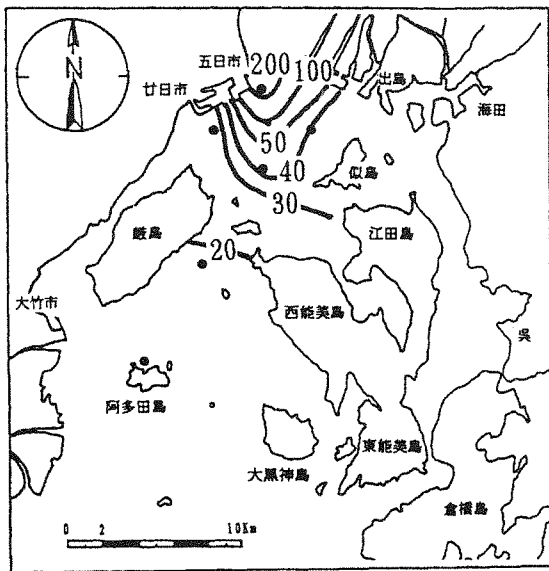


図5 溶存態鉄 ( $\mu\text{g/l}$ ) の分布  
(1993.7.26 底層: 海底上1m)

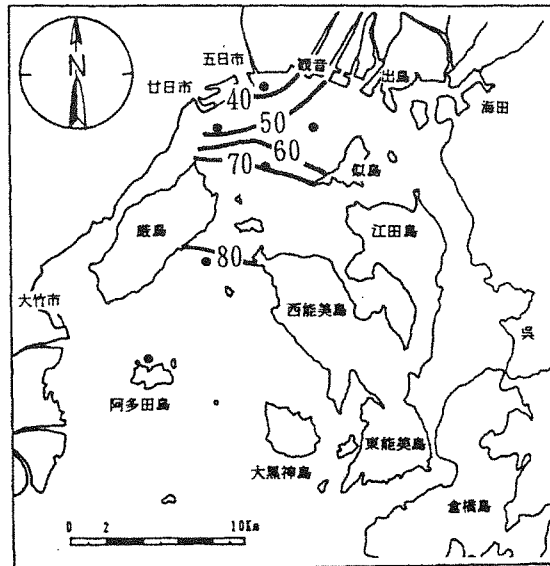


図6 DO飽和度 (%) の分布  
(1993.7.26 底層: 海底上1m)

次に表層と底層における形態別鉄の季節変化を図3に示す。各季節は春季を4～6月, 夏季を7～9月, 秋季を10～12月, 冬季を1～3月としてそれぞれ2年間を平均して求めたものである。図3から表層では地点間で若干のバラツキはあるが, 総じて懸濁態, 溶存態ともに夏季に最も高くなり, 底層では懸濁態が春季

と夏季に高く, 溶存態は夏季に最も高くなる傾向を示した。

図4は夏季における表層での懸濁態鉄の水平分布で, 河口部から沖合いに向けてだいに低濃度となる分布となり, 懸濁態鉄の河川からの供給を示唆した。

図5は夏季底層の溶存態鉄の水平分布を示したもの

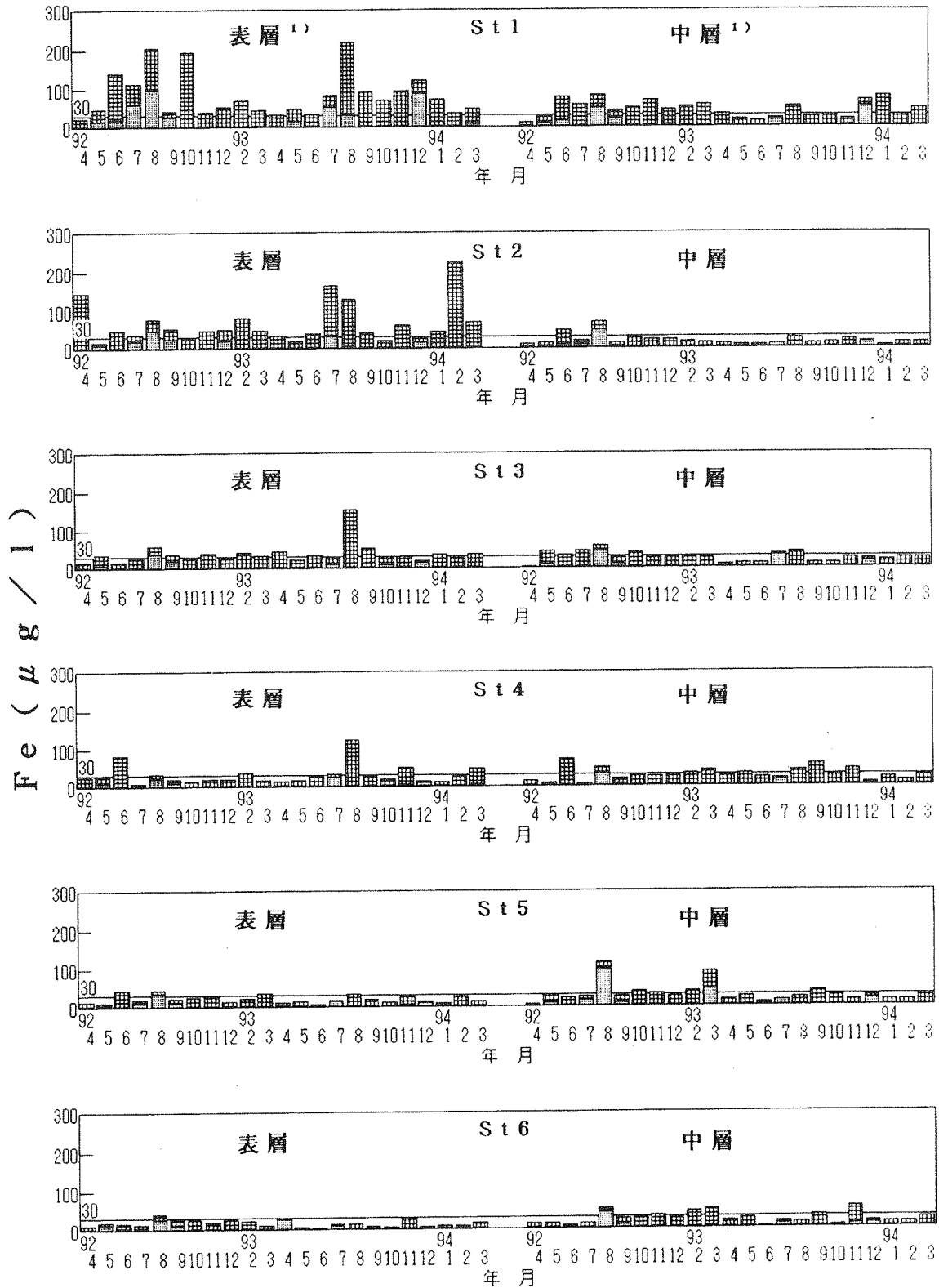


図7 表層と中層における形態別鉄の時系列変化

▨: 懸濁態鉄 (P-Fe),   ■: 溶存態鉄 (D-Fe)

1) 表 1 に同じ

表3 マンガンの形態別平均存在量 (μg/l)

形態 <sup>1)</sup>	測定層 <sup>2)</sup>	調査地点 <sup>3)</sup>						平均
		1	2	3	4	5	6	
P-Mn	表層	5.4	4.0	4.9	3.4	2.6	2.5	3.8
	中層	4.6	2.2	3.7	2.9	3.4	1.8	3.1
	底層	8.3	9.3	11.8	8.3	11.8	4.6	9.0
	平均	6.1 (26.0)	5.2 (40.0)	6.8 (38.4)	4.9 (47.1)	5.9 (56.7)	3.0 (43.5)	5.3 (38.7)
D-Mn	表層	16.3	8.7	8.4	6.2	3.5	4.2	7.9
	中層	8.4	4.4	8.1	3.4	2.9	3.7	5.2
	底層	27.6	10.3	16.3	6.8	7.1	3.8	12.0
	平均	17.4 (74.0)	7.8 (60.0)	10.9 (61.6)	5.5 (52.9)	4.5 (43.3)	3.9 (56.5)	8.4 (61.3)
T-Mn	表層	21.7	12.7	13.3	9.6	6.1	6.7	11.7
	中層	13.0	6.6	11.8	6.3	6.3	5.5	8.3
	底層	35.9	19.6	28.1	15.1	18.9	8.4	21.0
	平均	23.5	13.0	17.7	10.4	10.5	6.9	13.7

( ) 内の数値はT-Mnに対する割合 (%)

1) P-Mn: 懸濁態マンガン, D-Mn: 溶存態マンガン, T-Mn: 全マンガン  
2), 3) 表1に同じ

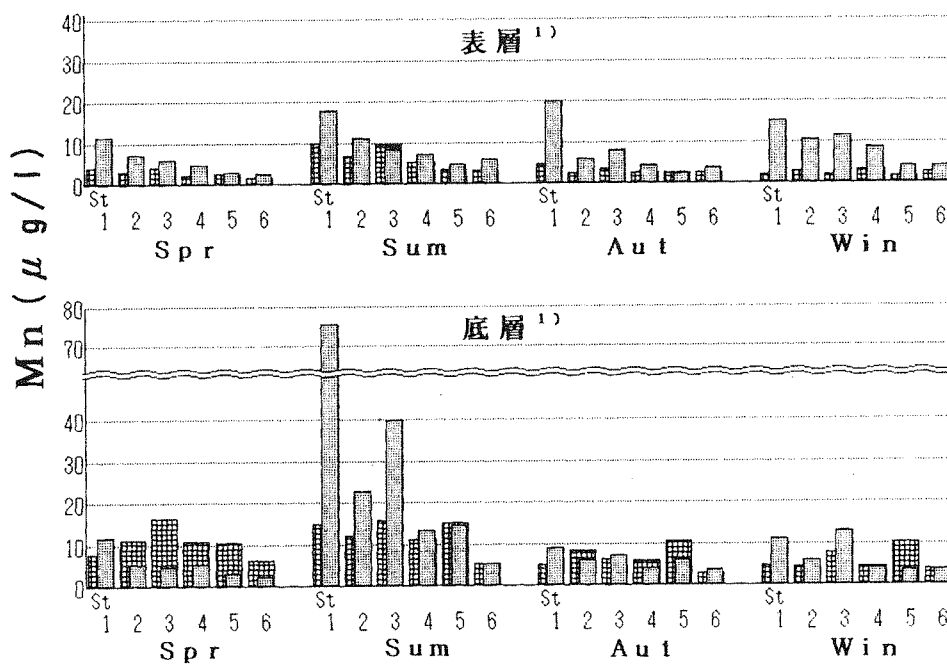


図8 表層と中層における形態別マンガンの季節変化

▨: 懸濁態マンガン (P-Mn) , ■: 溶存態マンガン (D-Mn)  
1) 表1に同じ

で、図6の貧酸素水塊出現状況と類似したパターンを示し、貧酸素化に伴う底泥からの溶存態鉄の溶出を示唆した。

### 3.2.3 植物プランクトン増殖因子としての鉄

鉄の時系列変化から植物プランクトン増殖因子としての鉄の役割を検討した。ここでは植物プランクトン

表4 測定項目間の相関係数

項目	VB12	P-Fe	D-Fe	P-Mn	D-Mn	水温	塩分	DO	濁度	PL	TOC	DIN	TN	DIP	TP
VB12		0.20	-0.02	0.21	0.22	-0.12	-0.11	-0.14	0.19	0.06	0.03	0.21	0.28	0.20	0.22
P-Fe	-0.01		0.09	0.50	0.33	0.02	-0.56	0.20	0.55	0.12	0.12	0.54	0.55	0.26	0.34
D-Fe	-0.10	-0.16		-0.06	0.55	0.39	-0.40	0.17	0.29	-0.01	0.32	0.21	0.20	0.14	0.29
P-Mn	0.21	0.68	-0.25		-0.23	0.37	-0.55	0.27	0.27	0.30	0.31	0.03	0.16	-0.13	0.22
D-Mn	0.17	-0.09	0.46	0.12		0.03	-0.20	0.06	0.39	0.08	0.20	0.60	0.55	0.50	0.57
水温	0.20	0.07	0.29	0.26	0.32		-0.43	0.22	0.14	0.30	0.55	-0.21	-0.12	-0.16	0.31
塩分	-0.46	0.01	-0.07	-0.28	-0.31	-0.54		-0.53	-0.64	-0.36	-0.45	-0.20	-0.31	0.07	-0.29
DO	-0.25	-0.12	-0.34	-0.37	-0.57	-0.71	0.50		0.42	0.42	0.38	-0.10	-0.04	-0.36	0.11
濁度	-0.06	0.38	-0.11	0.36	-0.14	-0.19	0.26	-0.01		0.32	0.28	0.27	0.29	0.07	0.43
PL	0.02	-0.15	-0.13	-0.15	-0.05	-0.02	-0.06	0.11	0.09		0.40	-0.12	0.04	-0.17	0.42
TOC	0.02	-0.00	0.24	-0.03	0.20	0.26	-0.12	-0.19	-0.09	0.21		-0.04	0.07	-0.14	0.32
DIN	0.33	0.09	0.24	0.27	0.44	0.40	-0.57	-0.51	-0.11	-0.16	0.27		0.85	0.80	0.55
TN	0.31	0.05	0.11	0.16	0.22	0.22	-0.59	-0.32	-0.08	-0.14	0.33	0.67		0.70	0.56
DIP	0.37	0.00	0.39	0.22	0.55	0.50	-0.48	-0.67	-0.13	-0.22	0.19	0.76	0.51		0.55
TP	0.32	0.10	0.38	0.30	0.59	0.55	-0.39	-0.73	-0.02	-0.19	0.24	0.55	0.33	0.81	

網掛け太字は $|r| \geq 0.17$  (有意水準5%, n=138)を表す

表層  
底層

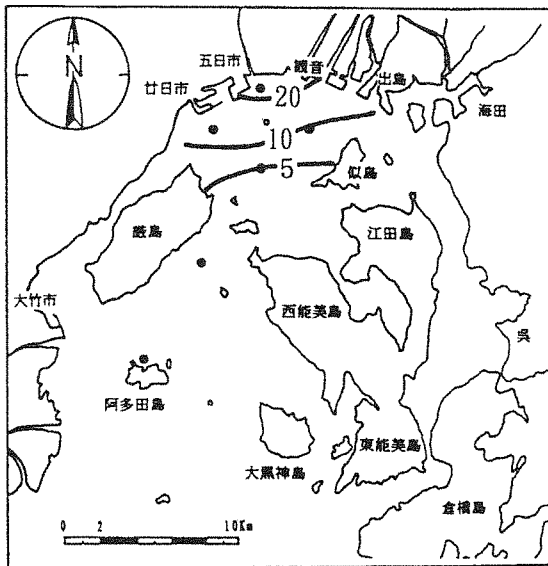


図9 懸濁態マンガン ( $\mu\text{g/l}$ ) の分布  
(1992.7.27 表層:水深0m)

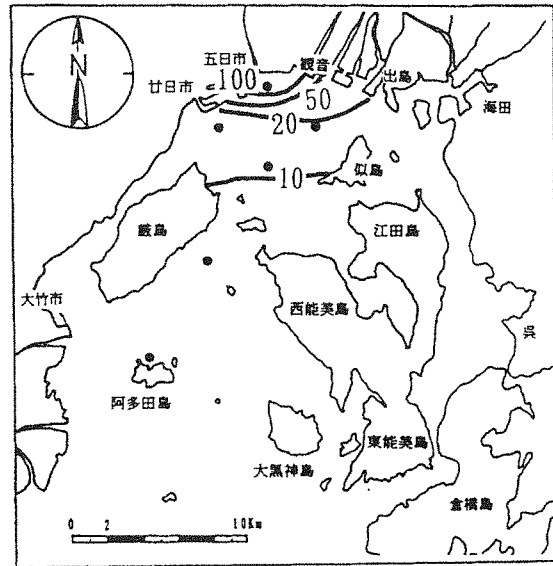


図10 溶存態マンガン ( $\mu\text{g/l}$ ) の分布  
(1993.7.26 底層:海底上1m)

の増殖可能な有光層として表層と中層を対象とした。図7に示した表層と中層における形態別鉄の時系列変化から溶存態鉄はSt1の表層で50~100  $\mu\text{g/l}$ の濃度が数回見られるほかは50  $\mu\text{g/l}$ 以下の低濃度で推移していることがわかる。

シャトネラ, プロロセントラム, ヘテロシグマの3種の赤潮生物による溶存態鉄に対する取り込みの半飽和定数は約30  $\mu\text{g/l}$  [18]とされており, この濃度が植物プランクトンの生育可能な最低濃度と考えられる。また, 赤潮を形成するのに必要な要求量はその10倍に

あたる300  $\mu\text{g/l}$ の濃度とみなすことができる。図7から溶存態鉄の半飽和定数30  $\mu\text{g/l}$ を越える濃度は表層と中層において夏季に時折出現するものの300  $\mu\text{g/l}$ 以上の濃度レベルには達しておらず, 上記3種の赤潮生物に対しては, 赤潮(最大増殖密度)を形成するのに必要な濃度レベルには至っていないことが分かる。このことは, これらの赤潮生物に関しては鉄が制限因子になっていることを示唆している。

上記の赤潮生物以外の植物プランクトンによる鉄の取り込みに関する文献値はないが, 取り込んだ鉄を利

用して生育することや懸濁態鉄の利用も考えられており [19], 仮に全鉄 (T-Fe) 濃度として  $30 \mu\text{g/l}$  以上が利用可能とすれば, 図 7 から湾奥では植物プランクトンの生育に必要な最低限の鉄量は周年存在すると考えられる。

### 3.3 マンガンの動態

#### 3.3.1 マンガンの存在量

表 3 にマンガンの形態別平均存在量を示す。懸濁態マンガ (P-Mn) は年間平均値で  $5.3 \mu\text{g/l}$  (地点間平均  $3.0 \sim 6.8 \mu\text{g/l}$ , 全データでは  $0.1 \sim 45.7 \mu\text{g/l}$ ), 溶存態マンガ (D-Mn) は  $8.3 \mu\text{g/l}$  (地点間平均  $3.9 \sim 17.4 \mu\text{g/l}$ , 全データでは  $0.2 \sim 155 \mu\text{g/l}$ ) の濃度であった。

他の内湾では東京湾で溶存態マンガが平均  $11.2 \mu\text{g/l}$  ( $1.0 \sim 13 \mu\text{g/l}$ ) [14], 伊勢湾で溶存態マンガが平均  $16.4 \mu\text{g/l}$  ( $0.5 \sim 170 \mu\text{g/l}$ ) [6], 別府湾で溶存態マンガが  $0 \sim 1240 \mu\text{g/l}$  [13], 懸濁態マンガが  $0.2 \sim 127.3 \mu\text{g/l}$  [13], 鹿児島湾で溶存態マンガが  $3.6 \sim 24.0 \mu\text{g/l}$  [19] などがある。平均値でみると東京湾や湾底部にマンガン団塊が存在するとされる伊勢湾 [6] では広島湾よりも高濃度の存在量が分布している。

また, 表 3 から全マンガに対する懸濁態マンガと溶存態マンガの割合は平均でそれぞれ  $38.7\%$ ,  $61.3\%$  となり, 溶存態の占める割合が高く, 鉄とは逆の構成を示した。

#### 3.3.2 マンガンの分布特性と季節変化

表 3 から地点間の違いを見ると懸濁態, 溶存態とも湾奥で高い傾向を示し, 鉛直方向の変化では鉄と同じく底層で最も高く, 次いで表層が高く, 中層が最低濃度を示した。

次に表層と底層における形態別マンガンの季節変化を図 8 に示す。これを見ると, 懸濁態については表層では夏季  $5 \mu\text{g/l}$  以上, 底層では春季と夏季に  $10 \mu\text{g/l}$  以上と高くなる傾向が認められたが, 他の季節はほとんど  $5 \mu\text{g/l}$  以下であった。溶存態については地点により異なるが表層では概ね夏季と冬季に高濃度を示した。底層では夏季に高濃度となり, 湾奥では  $20 \mu\text{g/l}$  以上の高濃度となった。

図 9 は夏季における表層での懸濁態マンガンの水平分布で, 懸濁鉄と同様, 河口域から沖合いに向かってしだいに低濃度となる様子がみられ, 河川からの供給を反映する分布を示した。図 10 は溶存態マンガンの夏季底層の分布で, 鉄と同様底層の貧酸素化に伴いマンガンの底泥からの溶出を示唆する分布を示した。溶存態マンガンのこのような底層での高濃度は溶存態鉄に比べ顕著で, 底層水の貧酸素化の影響が鉄に比べ大きいことを示した。この現象は別府湾 [13] でも認められ, 1978 年に行われた広島湾の調査 [15] でも夏季の

底層で  $100 \mu\text{g/l}$  を越す高濃度な溶存態マンガンの分布が認められており, 今回の調査結果とも一致している。

### 3.4 相関係数からみた微量物質の変動要因

微量物質と水温, 塩分, DO, 濁度, 植物プランクトン (PL), TOC, 栄養塩類 (DIN, TN, DIP, TP) との相関を求め, 微量物質の変動に係る要因について検討した。

表 4 に測定項目間の相関係数を示す。右上が表層, 左下が底層の相関を示す。表層では鉄, マンガンは溶存態, 懸濁態とも濁度, 塩分との間にそれぞれ有意な相関 ( $n=138$ , 有意水準  $5\%$  で  $r \geq 0.17$ ) が認められ, さらに塩分と濁度の間には高い逆相関があることから, 表層水中の鉄, マンガンは陸域からの供給が支配的であることを示唆した。また, 懸濁態マンガンは植物プランクトンとも有意な相関があり, 植物プランクトンによる取り込みとも関連のあることを示唆した。ビタミン  $B_{12}$  は塩分との間には有意な相関はないが, 濁度と有意な相関があり, 鉄, マンガンに比べ顕著ではないが, 陸域からの供給が支配的であると考えられる。

底層では懸濁態鉄と懸濁態マンガンは濁度と有意な相関があり, 底泥の巻き上げや上層からの沈降粒子の負荷と密接な関連のあることを示唆した。ビタミン  $B_{12}$ , 溶存態鉄, 溶存態マンガンはそれぞれ DO と有意な逆相関があり, 底層水の貧酸素化に伴う底泥からの溶出を示唆した。無機態窒素 (DIN), 無機態リン (DIP) も DO と有意な逆相関があり, 底泥からの栄養塩の溶出が底層の貧酸素化と関連のあることを示した。

## 4. まとめ

1992 年 4 月から 1994 年 3 月までの 2 年間, 広島湾においてビタミン  $B_{12}$ , 鉄, マンガンの存在量, 分布, 季節変化等の動態を調査した結果, 次のことが判明した。

- 1) ビタミン  $B_{12}$  は平均  $3.6 \text{ng/l}$  ( $0.1 \sim 24.1 \mu\text{g/l}$ ) の濃度で存在し, 水平分布では湾奥で高く, 鉛直方向では表層で高い傾向にあった。また, ビタミン  $B_{12}$  が赤潮発生の制限因子としての可能性を示唆した。
- 2) 懸濁態鉄は平均  $54.3 \mu\text{g/l}$  ( $0.7 \sim 890 \mu\text{g/l}$ ), 溶存態鉄は平均  $9.2 \mu\text{g/l}$  ( $0 \sim 232 \mu\text{g/l}$ ) で両態とも湾奥で高濃度に分布し, 鉛直方向では底層で高濃度を示した。季節変化では懸濁態鉄, 溶存態鉄とも表層, 底層で夏季に高い傾向にあった。植物プランクトンの生育に関しては必要最低濃度は周年存在するものの, 大増殖を支えるほどの存在量はなく, 赤潮発生の制限因子となることを示唆した。全鉄に占める存



在割合は懸濁態鉄が85.5%，溶存態鉄が14.5%であった。

- 3) 懸濁態マンガンは平均5.3  $\mu$ g/l (0.1~45.7  $\mu$ g/l), 溶存態マンガンは平均8.3  $\mu$ g/l (0.2~155  $\mu$ g/l) で両態とも湾奥で高く、鉛直方向では底層で高濃度を示した。季節変化では懸濁態は表層の夏季と底層の春季と夏季に高く、溶存態は表層では夏季と冬季に、底層では夏季にそれぞれ高濃度を示した。全マンガンを占める存在割合は懸濁態マンガンが38.7%, 溶存態マンガンが61.3%であり、鉄とは逆の構成比を示した。
- 4) 微量物質の変動要因を他の項目との相関から検討すると表層ではビタミンB<sub>12</sub>、鉄、マンガンは陸域からの供給が支配的であることを示唆した。底層での懸濁態鉄、懸濁態マンガンの高濃度は底泥の巻き上げや上層からの沈降粒子による影響と考えられた。溶存態鉄、溶存態マンガンは底層の貧酸素化に伴う底泥からの溶出を示唆した。

#### 参考文献

- [1] 岩崎英雄, 微小藻類のビタミン要求, 水産増殖, 16, 171-176 (1968)
- [2] 上野俊士郎, 岩崎英雄, 藤山虎也, 渦鞭毛藻 *Gymnodinium nelsonii* MARTIN (SF type) の栄養要求, 日本プランクトン学会報, 24, 18-22 (1977)
- [3] 西島敏隆, 赤潮プランクトンの増殖促進または制御因子—瀬戸内東部海域における赤潮プランクトンの増殖制御, 月刊海洋, 24, 50-57 (1992)
- [4] 大和田紘一, 微生物を用いる海水中の微量成分に関する研究, 海洋科学, 516-520 (1973)
- [5] 古城方和, 久宝佳苗, 森口祐三, 北村弘行, 播磨灘におけるビタミンB<sub>12</sub>濃度の変動, 醗酵工学, 62, 171-179 (1984)
- [6] 加藤 進, 伊勢湾における微量元素の挙動, 水質汚濁研究, 414-417, 1988
- [7] 黒田益代, 古城方和, *Lactobacillus leichmannii* を用いたビタミンB<sub>12</sub>定量法の海水への適用, 水質汚濁研究, 14, 394-399 (1991)
- [8] 新宮原英子, ジルコニウム共沈—原子吸光法による海水中のCr, Fe, Mnの定量, 広島県環境センター研究報告, 1, 6-9 (1980)
- [9] Inoue, A., Distribution of vitamin B<sub>12</sub> in Kagoshima Bay. Mem. Fac. Fish., Kagoshima Univ., 28, 233-238 (1979)
- [10] 西島敏隆, B群ビタミンと微生物の増殖生態, 月刊海洋, 20, 101-105 (1988)
- [11] 松永勝彦, 五十嵐康二, 工藤 勲, 阿部和雄, 大阪湾淀川河口における化学成分の挙動—(1), 水処理技術, 25, 805-808 (1984)
- [12] 岡市友利, 門谷 茂, 播磨灘における化学物質の動態と赤潮発生環境, 内海における赤潮発生環境のモデリングに関する研究, 環境科学研究報告書 B264-R14-1, 11-30 (1985)
- [13] 塩沢孝之, 川名吉一郎, 星加章, 谷本照己, 滝村 修, 別府湾海水中の重金属の鉛直分布とその季節変動. Journal of the Oceanographical Society of Japan, 33, 6, 351pp (1977)
- [14] 坪田博行, 東京湾における物質の動き, 沿岸海洋研究ノート, 16, 87-91 (1979)
- [15] 矢持 進, 大阪湾に出現する赤潮鞭毛藻 *Prorocentrum micans*, *Eutreptiella* sp. 及び *Chattonella marina* の増殖制限因子について, 日本プランクトン学会報, 31, 97-106 (1984)
- [16] 塩沢孝之, 川名吉一郎, 山岡到保, 星加章, 平田静子, 谷本照己, 滝村 修, 瀬戸内海における海水中の汚染物質の分布と底質からの溶出II, マンガンと鉄, 中国工試報, 21, 45-61 (1984)
- [17] 坪田博行, 早瀬光司, 児玉哲夫, 越水 孝, 瀬戸内海海水の重金属濃度, 瀬戸内海環境の総合評価のための基礎的研究, 環境科学研究報告書 B222-R01-1, 17-28 (1984)
- [18] 門谷 茂, 岡市友利, 赤潮の科学, 岡市友利編, 恒星社厚生閣, 東京, 1987, 194-204.
- [19] 井上晃男, 松本尚久, 渡辺豊郎, 鹿児島湾の重金属について. 内湾における海水循環過程の研究 (文部省指定研究研究経過報告書, 代表者 高橋淳雄), 43-48 (1978)

