

大阪湾・播磨灘の C・N・P 循環における プランクトンの役割*

門 谷 茂**・岡 市 友 利**

1. はじめに

浅海域における富栄養化は、海水中および海底泥表面における有機物の蓄積で示されることが多い。この中で、窒素およびリン化合物は、水中の植物プランクトンの光合成に伴い吸収されて生物体の構成成分となり、海洋の生態系内をめぐって最終的には沈降して浅い海底に堆積し、海底泥上での分解による底層水の貧酸素化をうながしている。これらの現象は浅海域の豊かな有用水産物の生産に影響し、特に高次生産生物の減産につながるものが報告(上田, 1973¹⁾) されているにもかかわらず、浅海域の富栄養化におけるプランクトン等の生物の役割についての認識は、まだかなり低いように思われる。

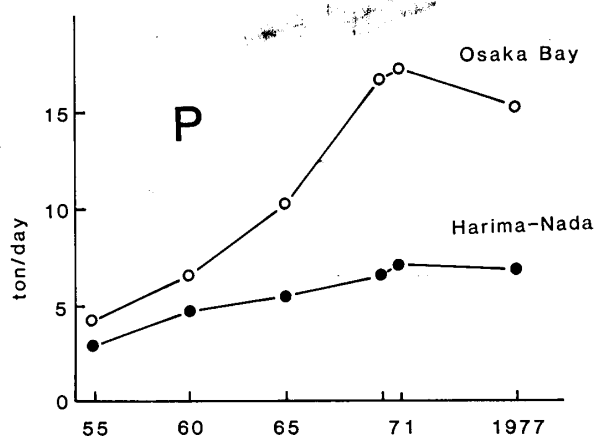
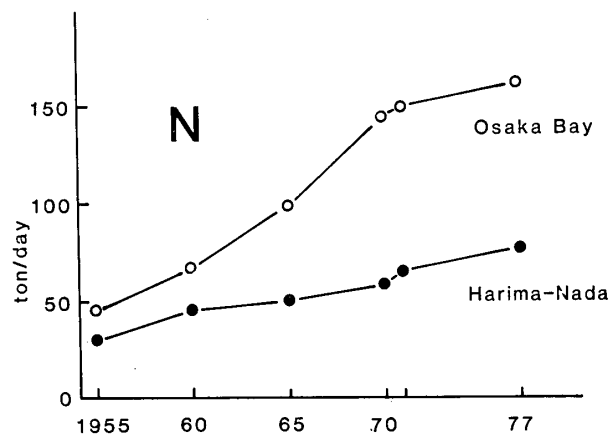
そこで、ここでは瀬戸内海東部に位置する播磨灘と大阪湾をモデル海域として選び、ここでのプランクトンをめぐる炭素、窒素、リン(以下 C, N, P と略す)とりわけ N, P の循環について概説する。

2. 大阪湾、播磨灘における N, P の流入負荷と収支

これまで、播磨灘・大阪湾を一望のものとした N, P の循環図は提出されていなかった。しかしながら最近、柳ら(1985)²⁾ は、播磨灘、大阪湾両者の N, P 収支を明らかにしている。彼らは、保存物質である塩分を指標にして備讃瀬戸、播磨灘、大阪湾、紀伊水道の全体の海水同士の交換率を推定し、その値を用いて非保存性物質である N と P の収支を見積っている。海洋物理学者の提出した

これらの数字(現存量, 流出入量)を検討するとともに、各ボックス内の N, P の“詳細なふるまい”について考察を加えるのは、我々海洋化学者に求められている課題であろう。以後の議論は、この柳ら(1985)²⁾ の収支を念頭において進めてゆく。

柳らは、1976 年をデータのベースにしているが、その前後の播磨灘、大阪湾への流入負荷量の推移をみてみたのが第1図(浮田ら, 1978³⁾; 城・



第1図 大阪湾・播磨灘への N・P 流入負荷量の推移 (1955~1977)。

* 1987年4月30日受理

** 香川大学農学部

大阪湾・播磨灘の C・N・P 循環におけるプランクトンの役割

浜田, 1978⁴⁾; 中西・浮田, 1983⁵⁾) である。これからわかるように、大阪湾への流入負荷の増大は著しく、1955年の値を100としたとき、1977年では、Nで297、Pでは383となっている。播磨灘での伸びは若干低い、それでもNで265、Pで229であり、いずれも倍以上になっていることがわかる。

ところが、このようなN、P流入負荷量の増大にもかかわらず、溶存態のN、Pの濃度には、あまり大きな変化傾向がみられない(月館, 1983⁶⁾; 城, 1983⁷⁾)。この間海洋物理過程は大きく変化していないと考えられるので、このことは、生物・化学的過程での何らかのバッファー効果の現われと思われる。

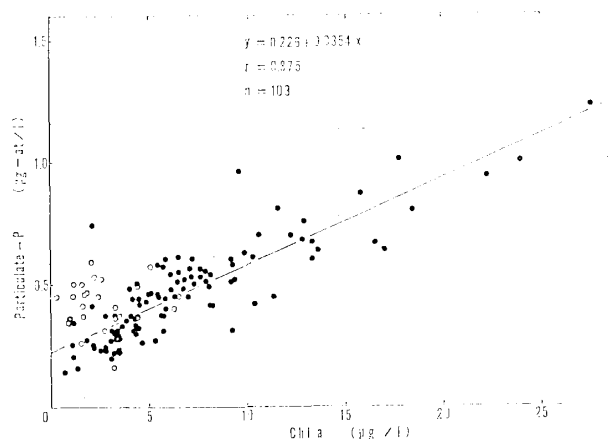
3. 各要素の現存量の見積り

生物過程における第一段階の表現形は、植物プランクトンによる基礎生産にあると思われるので、先ず海域に現存しているN、Pのうち、植物プランクトンがどの程度を占めるのかについて見積ってみることにする。ここではその一つの方法として、播磨灘について以下のような方法で推定を行なった。

播磨灘では、1979年以来10~20の観測点で各層採水した各年50~100の試水について(Chl *a* (SCOR/UNESCO法)と懸濁態有機炭素(POC)、懸濁態有機窒素(PON)および懸濁態全リン(PP)を分析・定量し、それらの関係を調べている。その一例を第2図(門谷ら、未発表)に示した。

ここで、 $PP(\mu\text{g-at/l}) = 0.0354 \times \text{Chl } a(\mu\text{g/l}) + 0.226$ ($r=0.875$) という一次相関が得られているが、今、一般式 $Y=a \times \text{Chl } a + b$ (Y は、POC, PON, PP) 中で a は植物プランクトンにのみ関係するとし、 b は植物プランクトン以外のデトリタス(バクテリア、微小動物プランクトンなどを含む)によるとすれば、別に求めておいたChl *a* の現存量に a を掛けることにより、植物プランクトン由来のC、N、P量を見積ることができる。これらの値をさらにC、N、Pの現存量から差し引けば、デトリタスなど植物プランクトン以外に起源をもつものC、N、P量となる。

この一般式の X は、ともにChl *a* であるので a 、 b の値から、植物プランクトンおよびデトリタスなどのC、N、P比を求めることができる。



第2図 播磨灘におけるクロロフィル *a* と懸濁態Pの関係、(門谷ら、未発表)。
●; 0, 2, 5, 10 m
○; B-2 m

第1表 播磨灘の懸濁粒子のC, N, P比*。

時 期	C		N		P	
	a	b	a	b	a	b
1976年6月23~27日	106	106	13.2	13.7	0.98	1.13
1980年11月14~18日	106	106	16.3	5.32	1.16	1.35
1981年6月27~29日	106	106	17.1	8.72	0.91	1.14
平 均	106	106	15.5	9.25	0.95	1.21

* $Y=a \times \text{Chl } a + b$ を用い、Chl *a* と POC, PON または PP の実測値から最小乗法により算出し、Cを106とした相対値で示した。

ここで、 a は植物プランクトンにのみ関係するとし、 b は植物プランクトン以外の懸濁物によるものとしている。

第2表 大阪湾・播磨灘における各態 N・P の現存量 (トン) と全体に占める割合 (%)。

大阪湾	トン	(%)	トン	(%)	N/P	
D I N	5052	(41.7)	D I N	565	(37.1)	19.8
D O N	4146	(34.3)	D O P	430	(28.2)	21.4
P O N	2672	(22.0)	P O P	510	(33.5)	11.6
P*	1602	(13.2)	P*	222	(14.6)	16.0
D**	1070	(8.8)	D**	288	(18.9)	8.2
Z***	242	(2.0)	Z***	19	(1.2)	28.2
Total	12128	(100.0)	Total	1524	(100.0)	17.6
播磨灘						
D I N	4870	(27.2)	D I N	721	(37.2)	15.0
D O N	7670	(42.8)	D O P	306	(15.8)	55.5
P O N	5500	(30.7)	P O P	911	(47.0)	13.4
P*	2360	(13.2)	P*	384	(19.8)	13.6
D**	2540	(14.2)	D**	492	(25.4)	11.4
Z***	475	(2.7)	Z***	35	(1.8)	30.0
Total	17915	(100.0)	Total	1938	(100.0)	20.0

P*: 植物プランクトン態—N, P D**: デトリタス態—N, P

Z***: 動物プランクトン態—N, P

D I N 溶存無機態窒素, D O N 溶存有機態窒素, P O N 懸濁有機態窒素

D I P 溶存無機態リン, D O P 溶存有機態リン, P O P 懸濁有機態リン

(数字の出所については本文参照)

第1表 (岡市ら, 1984⁸⁾) に, その一例を示した。これによると播磨灘では, 植物プランクトンは, REDFIELD 比⁹⁾ の 106:16:1 にきわめて近く, デトリタスなどでは N が少く P が若干過剰になっているのがわかる。

大阪湾では, このような計算の基礎となる値がないので, 城 (1985)⁷⁾ のデータを引用した。但し, PON, POP 内の植物プランクトン, デトリタスの区別はなかったので, 植物プランクトン態の POC の現存量 (9,100 トン, 城, 1980)¹⁰⁾ を基に, 大阪湾の植物プランクトンの C, N, P 比が 106:16:1 であると仮定して植物プランクトン態の N, P 量を計算した。

また, 動物プランクトンの現存量は, 大阪湾では城・宇野 (1983)¹¹⁾ が報告している C の現存量を基に, 動物プランクトンの平均的な C, N, P 重量比を 40:10:0.8 (PARSONS *et al.* 1984¹²⁾) として計算した。播磨灘では, N は岡市・丸茂 (1985)¹³⁾ の値を用い, P については上 (1985)¹⁴⁾ が報告している動物プランクトンの C の現存量の値から先の重量比を使って換算し求めた。

溶存態の N, P については, 播磨灘は岡市・門谷 (1985)¹⁵⁾, 遠藤・今林 (1985)¹⁶⁾ より, 大阪湾は, 城 (1985)⁷⁾ が報告している値を用いた。

以上述べて来たことをまとめると第2表のようになる。これらの数字の内 Total N, P は, 播磨灘の P を除けば, 柳ら (1985)²⁾ が求めた現存量の数字と互いによく一致している。播磨灘の P について, 柳らの見積りが約 1,000 トン多いのは, 海水中の P 濃度を過大に見積っているせいであろう。播磨灘と大阪湾を比べてみると N, P 共, 播磨灘の方がより粒子態のものが多く (N; 大阪湾 = 22%, 播磨灘 = 31%, P; 大阪湾 = 33%, 播磨灘 = 74%) のが特徴である。

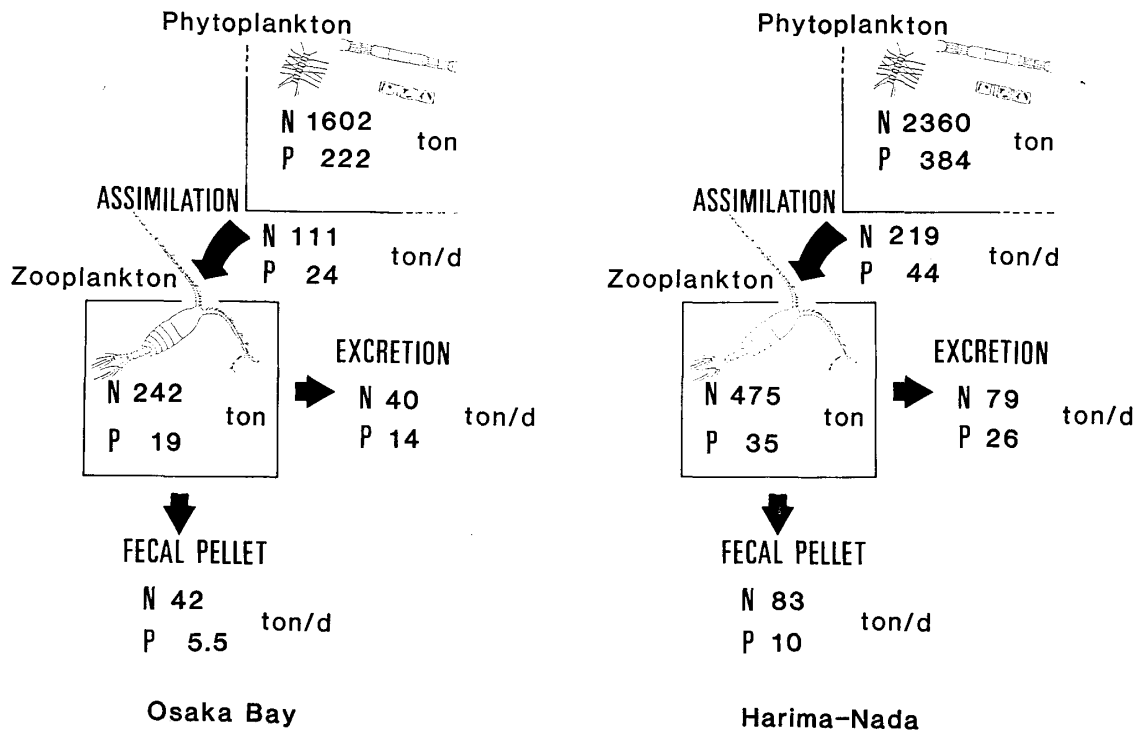
4. 動物プランクトンをめぐる N, P 循環

一般に, 植物プランクトンの栄養塩摂取は, ミハエリス・メンテンの酵素反応速度 × (1) で表わすことができる。

$$V = V_m \times S / K_s + S \quad (1)$$

しかしながら, この式の K_s (栄養塩濃度に関する半飽和定数) は種によって大きく異なり, 実際の

大阪湾・播磨灘の C・N・P 循環におけるプランクトンの役割



第3図 大阪湾・播磨灘における動・植物プランクトンをめぐるN・Pの動態
(数字の出所については本文参照)。

海域の植物プランクトン群集全体に適用できる数字はない。しかも沿岸域では、栄養塩濃度の変動幅が大きいため、増殖が栄養塩によって制限されている可能性が高い。この他、それらの測定にあたっても多く技術的問題点もあるので、ここでは植物プランクトンによるN、Pの摂取については省略し、動物プランクトンによる植物プランクトンの摂食および排泄に伴うN、Pの動きに注目する。

動物プランクトンの摂食、排泄によるN、Pの移行量に関する知見は多くないが、飯塚ら(1976)¹⁷⁾、BUTLERら(1970)¹⁸⁾の報告している値(第3表)と先に第2表で求められている値を使って、大阪湾および播磨灘のN、P収支を計算した。

第3図にはこれらの計算値が示してある。ここでは現存量をトンで、移行量はトン/日で示した。第3表でも既に明らかなように、動物プランクトンは植物プランクトンのN、P現存量の1割前後を、1日当り摂食していることになるが、排泄に当たってはNとPでは大きな差があり、播磨灘に

第3表 動物プランクトンによるN・Pの吸収・排泄。

N	吸収・同化量	現存量	×0.46……17)
	排泄量	吸収・同化量	×0.67……17)
	糞粒排出量	吸収・同化量	×0.38……18)
	溶存態窒素としての排泄量	吸収・同化量	×0.36……18)
P	吸収・同化量	現存量	×1.25……17)
	糞粒排出量	吸収・同化量	×0.23……18)
	溶存態リンとしての排泄量	吸収・同化量	×0.60……18)

17); 飯塚ら(1976), 18); BUTLERら(1970)

における結果(岡市, 1979)¹⁹⁾と同じようにPの方が約1.5倍速く無機化されている。これらの排泄量は、溶存している無機態のN、Pの1~4%程であるが、栄養塩類は夏季には表層部で低濃度となるので、これらの値は沿岸海域の生態系にとっては、無視し得ない量である。また、糞粒として下方に輸送される量は、播磨灘では流入負荷量を超えており、大阪湾でも20%近くを占めることから、動物プランクトンが沿岸浅海域でのN、P循環に果たす役割の大きさが理解できる。

第 4 表 大阪湾・播磨灘における N・P の堆積量.

	堆積域 (km ²)	堆積速度 (g/cm ² /y)	表層堆積物中の平均濃度 (mg/g)		堆積量 (ton/d)	
			N	P	N	P
大 阪 湾	1275	0.19	2.2	0.40	14.6	2.66
播 磨 灘	2000	0.20	1.8	0.36	19.7	3.95

(数字の出所については本文参照)

5. N, P の沈降・堆積量

次に、糞粒などが海底に到達し堆積物に移行する量を見積ってみる。井内 (1982)²⁰⁾ による瀬戸内海表層堆積物の粒径分布より、泥質堆積物の堆積域をそれぞれ、大阪湾; 1,275 km², 播磨灘; 2,000 km² とし、平均的な堆積速度を大阪湾; 0.19 g/cm²/y (松本・横田, 1978, 星加・塩沢, 1986)²²⁾, 播磨灘; 0.20 g/cm²/y (星加ら, 1983²³⁾; 門谷・岡市, 1984)²⁴⁾, 表層堆積物中の N, P 平均濃度を大阪湾; N=2.2 mg/g, P=0.40 mg/g (塩沢ら, 1979)²⁵⁾, 播磨灘; N=1.8 mg/g, P=0.36 mg/g (門谷ら, 1987)²⁶⁾ として計算すると第 4 表のようになる。

これらの値は、柳ら (1985) が報告している流入量の値と比べると、大阪湾では N; 7%, P; 9% が播磨灘では N; 28%, P; 56% に相当する量が堆積物に移行・除去されており、流入負荷の除去のされ方が大阪湾と播磨灘では大きく異っていると予想される。

これらの沈降・堆積量は、第 3 図で得られた動物プランクトンの糞粒排出量のそれぞれ、N で 24~35%, P では 40~48% に相当する。つまり、N に比べて P は多くの量が無機化することなく、そのまま堆積していることになる。

6. 漁獲量の推移から見た C, N, P 循環

次に、漁獲によって回収される C, N, P 量 がどの程度であるかについて見積ってみた。第 5 表には、大阪湾と播磨灘における最近 10 年間 (1974~1983 年) の年間漁獲高²⁷⁾と、ハマチの C, N, P 重量比から求めた漁獲物中の C, N, P 量を示してある。これによると、漁獲による N, P の流入

第 5 表 大阪湾・播磨灘における年間漁獲量と、その C・N・P 換算値 (トン)。

	漁獲量*	C**	N**	P**
大 阪 湾	68900	7579	1723	172.3
播 磨 灘	60370	6641	1509	150.9

* ; 1974 年~1983 年の平均値

** ; ハマチの C・N・P 含量²⁸⁾ (C=11%, N=2.5%, P=0.25%) より求めた値

負荷量に対する回収割合は、大阪湾で 2% 前後、播磨灘では 6% 程度である。

また、C について基礎生産から漁獲までを見てみると、第 6 表のようにまとめることができる。播磨灘の基礎生産量は、遠藤ら (1982)²⁸⁾ が報告している 0.41 ± 0.34 gC/m²/d を使った。

基礎生産から二次生産への生態効率は、播磨灘では 0.192 と計算された。大阪湾の基礎生産量は、城 (1985)⁷⁾ によると 2.15 gC/m²/d であり、慢性的な赤潮状態 (動物プランクトンに摂食されにくい形での生産が多い) であることを示している。このことが、生態効率が播磨灘のそれに比べて低い、0.084 となっていることの大きな要因であろう。この生態効率は、海域の栄養条件 (基礎生産の多寡) と逆相関を示す傾向があることが、既に CUSHING (1971)³⁰⁾ や TANIGUCHI (1973)³¹⁾ らによって指摘されている。しかしながら、二次生産から見た漁獲割合は、両海域とも同程度であるので、海域面積の狭い大阪湾では、非常に高い単位面積当りの漁獲があることがわかる。

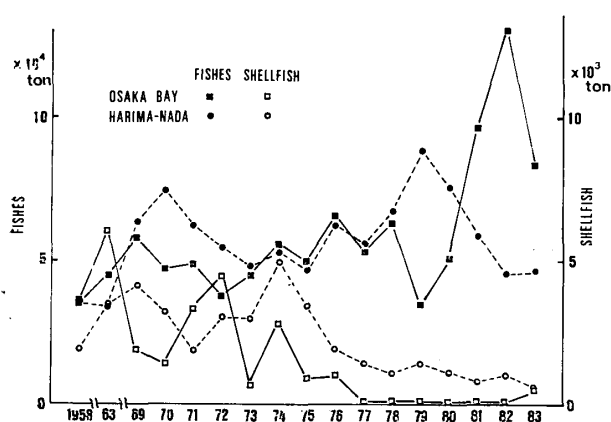
このように負荷された N, P は、基礎生産を増大させ、ひいては二次生産および高次生産を増加させている。このことは第 4 図に示した漁獲量の経年変化からも明らかであるが、この増加分の多

大阪湾・播磨灘の C・N・P 循環におけるプランクトンの役割

第6表 大阪湾・播磨灘における基礎生産・二次生産・漁獲量と生態効率.

	基礎生産量		二次生産量		漁獲量
	(gC/m ² /d)	(ton C/A*/d)	(gC/m ³ /d)	(ton C/A*/c)	(ton C/A*/d)
大阪湾	2.15	3182	0.181	268	21
			0.084**	↑	↑
播磨灘	0.37	1368	0.071	243	18
			0.192**	↑	↑
				0.075**	↑

A*; 海域面積 **; 生態効率
(数字の出所については本文参照)



第4図 大阪湾・播磨灘における魚・貝の水揚量の推移 (1958~1983).

くは、植物プランクトン食性魚であるコノシロやマイワシおよび動物プランクトン食性であるイカナゴやカタクチイワシなどによって占められている。

しかしながら第6表でも明らかなように、播磨灘と大阪湾内で生産された植物プランクトンの80~90%が未利用のまま海水中や海底表面で分解されたり埋没堆積するか、一部は、海峡・水道部を通しての海水交換によって系外へ流出することになる。このような漁獲の増大とは裏腹に、貝類の減産が1975年ごろから目立ち始めている。(第4図)。つまり、増大した基礎生産高次生産は N, P の沈降・堆積量を増加させる作用を持ち、沿岸域の貧酸素化を引き起こし、貝類の大幅な減産の主な原因ともなっている。本報では、触れなかったが、今後、貝類を含めたベントスの生産量の推移と役割について検討する必要がある。

7. おわりに

陸上からの N, P 流入負荷量の増大を、沿岸海洋生態系は、粒子化(動・植物プランクトン)を進めることで調節してきた(このことの一つの表現形が“赤潮”であろう)が、このことは浮魚類の低級魚化(プランクトン食者の増加)と底魚類(ベントス食者)の貧弱化を伴いつつ漁獲量の増大をもたらした。さらに、先に述べたように、増大した低次生産生物は、沈降・堆積量を増加させ、夏期の貧酸素化をもたらし、ベントス相の貧困化を強いている。

大阪湾と播磨灘のように隣り合った海域でも、N, P の流れは大きく異なっており、それぞれに個別の富栄養化対策を必要としているが、最も基本的なことは陸上からの流入負荷を少なくすることであろう。この、2, 3 年, DIP の減少や透明度の回復などの報告があるが、さらに数年~十年程度の地道な調査・研究が求められている。

参 考 文 献

- 1) 上田和夫 (1973): 高次生産段階における生物生産の変化, 水圏の富栄養化と水産増養殖, 恒星社厚生閣, 108-119.
- 2) 柳 哲雄・柴木秀之・武岡英隆 (1985): 播磨灘・大阪湾の塩分, 窒素, リン収支. 沿岸海洋研究ノート, 22, 159-164.
- 3) 浮田和夫・高橋高三・浜田尚雄 (1978): 播磨灘における汚染負荷量と海域環境の推移, 農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究, 昭和51年度研究成績報告書, 76-88.
- 4) 城 久・浜田尚雄 (1978): 大阪湾における排出負荷量と海域環境の変化について, 農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究,

- 昭和51年度研究成績報告書, 71-75.
- 5) 中西 弘, 浮田正夫 (1983): 瀬戸内海の富栄養化制御のための総合評価に関する研究. 環境科学特別研究, 昭和57年度 R01 領域合同研究発表会報告書, 7-10.
 - 6) 月館潤一 (1983): 瀬戸内海に於ける海域環境の変化—I 大阪湾及び播磨灘について, 瀬戸内海環境研究第2号, 6-14.
 - 7) 城 久 (1983): 瀬戸内海 I, III, 化学, A大阪湾, 日本全国沿岸海洋誌, 東海大学出版会, 642-655.
 - 8) 岡市友利・越智 正・門谷 茂 (1984): 浅海域におけるプランクトンをめぐる窒素およびリンの循環, 環境科学特別研究, 環境変動と海洋の緩衝容量報告集, 32-42.
 - 9) REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM and F. A. RICHARDS (1963): The influence of organisms on the composition of sea-water. pp. 26-77 in M. N. HILL (ed). The Sea Vol. 2. Interscience publ.
 - 10) 城 久 (1980): 大阪湾における植物プランクトン群集. 海洋科学, **12**, 778-790.
 - 11) 城 久・宇野史郎 (1983): 大阪湾における動物プランクトンの現存量それから見積られる生産量. 日本プランクトン学会報, **30**, 41-51.
 - 12) PARSONS, T. R., M. TAKAHASHI and B. HARGRAVE (1984): Biological Oceanographic Processes, 3rd Edition, Pergamon Press p. 329.
 - 13) 岡市友利・丸茂隆三 (1985): 研究の経過と概要, 環境科学特別研究, 内海域における赤潮発生環境のモデリングに関する研究報告書, 1-9.
 - 14) 上 真一 (1985): 赤潮生物群集におよぼすかいあし類の摂食の影響. 環境科学特別研究, 内海域における赤潮発生環境のモデリングに関する研究報告書, 85-101.
 - 15) 岡市友利・門谷 茂 (1985): 播磨灘における化学物質の動態と赤潮発生環境. 環境科学特別研究, 内海域における赤潮発生環境のモデリングに関する研究報告書, 11-30.
 - 16) 遠藤拓郎・今林博道 (1985): 播磨灘の夏季におけるリンの循環と海況の推移. 環境科学特別研究, 内海域における赤潮発生環境のモデリングに関する研究報告書, 31-39.
 - 17) 飯塚昭二・弘田禮一郎・松田 治・遠藤拓郎 (1976): 汚染物質の循環とプランクトン生産の動態に関する研究 2) 動, 植物プランクトンによる N, P 取り込みに関する実験と結果. 農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究, 昭和50年度研究成績報告書, 100-108.
 - 18) BUTLER, E. I., E. D. S. CORNER and S. M. MARSHALL (1970): On the nutrition and metabolism of zooplankton. VII. Seasonal survey on nitrogen and phosphorus excretion by *Calanus* in the Clyde sea area. J. Mar. Biol. Ass. U.K., **50**, 525-560.
 - 19) 岡市友利 (1979): プランクトンをめぐる窒素およびリンの循環, 水域の自浄作用と浄化, 恒星社厚生閣, 70-83.
 - 20) 井内美郎 (1982): 瀬戸内海における表層堆積物の分布. 地質学雑誌, **88**, 665-681.
 - 21) 松本英二・横田節哉 (1978): 大阪湾底泥の堆積速度と重金属汚染, 日本海洋学会誌, **34**, 108-115.
 - 22) HOSHIKA, A. and T. SHIOZAWA (1986): Heavy metals and accumulation rates of sediments in Osaka Bay, the Seto Inland Sea, Japan. J. Oceanogr. Soc. Japan, **42**, 39-52.
 - 23) 星加 章・塩沢孝之・松本英二 (1983): 播磨灘における堆積速度と重金属汚染, 日本海洋学会誌, **39**, 82-87.
 - 24) 門谷 茂・岡市友利 (1984): Pb-210法による播磨灘の堆積速度, 香川大学農学部学術報告, **36**, 25-30.
 - 25) 塩沢孝之・川名吉一郎・星加 章・谷本照己・滝村修 (1979): 瀬戸内海の底質中国工業技術試験所報告, 第4号, 1-24.
 - 26) 門谷 茂・多田邦尚・岡市友利 (1987): 播磨灘堆積物中の有機態炭素窒素, 全リンおよびフェオフィチンの水平分布, La mer, **25**, 67-72.
 - 27) 中国四国農政局統計情報部 (1976-1985): 昭和50-58年瀬戸内海漁業灘別統計表.
 - 28) 宮本正史・倉敷三樹雄 (1977): ハマチ養殖による海増への汚濁負荷, 第14回下水道研究発表会講演集, 512-514.
 - 29) 遠藤拓郎・小山治行・今林博道 (1982): 播磨灘における植物プランクトンと, 海況とくに栄養塩の分布および水質の生理分析. 環境科学特別研究, 海洋環境特性と赤潮発生に関する基礎的研究報告書, 81-92.
 - 30) CUSHING, D. H. (1971): Upwelling and fish production. Adv. Mar. Biol., **9**, 255-334.
 - 31) TANIGUCHI, A. (1973): Phytoplankton-zooplankton relationships in the Western Pacific Ocean and adjacent seas. Mar. Biol., **21**, 115-121.