ISSN 1341-3635

国立環境研究所特別研究報告
Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR—20—'96

閉鎖性海域における水界生態系機構の解明及び保全に関する研究

Studies on Aquatic Ecosystem and Environmental Conservation in Enclosed Coastal Seas

平成3～6年度
FY 1991～1994

NIES

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan
国立環境研究所特別研究報告

SR—20—'96

閉鎖性海域における水界生態系機構の解明及び保全に関する研究

Studies on Aquatic Ecosystem and Environmental Conservation in Enclosed Coastal Seas

平成3～6年度
FY 1991～1994

環境庁 国立環境研究所
NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「閉鎖性海域における水界生態系機構の解明及び保全に関する研究」

（期間　平成３～６年度）

特別研究責任者：内藤正明

特別研究幹事：竹下俊二

報告書編集担当：竹下俊二・木幡邦男

序

本報告書は平成3年度から6年度にかけて実施した特別研究「閉鎖性海域における水界生態系機構の解明および保全に関する研究」をとりまとめたものである。

大都市圏を背後にもつ内湾は，流入する汚濁負荷量が大きい上に，地形的に汚濁物質が蓄積しやすい特性をもつ。このため，東京湾，伊勢湾，大阪湾などの海域では他の水域に比べて環境基準の達成率が依然として低い状況にある。これには，直接流入する有機物以外に，藻類をはじめとする水生生物の増殖（内部生産）が大きく関与している。富栄養化の進行した閉鎖性海域では，赤潮・青潮の現象にみられる水界生態系破壊が発生しており，水産への被害はもとより，湾岸のもつ多様な機能・価値への悪影響が社会問題化している。

このような背景のもとに，研究は（1）閉鎖性海域における内部生産の評価と抑制に関する研究，（2）水界生態系の機構と外的要因の変化との関係に関する研究，（3）閉鎖性海域の評価手法に関する基礎的研究の三研究課題をとりあげて進められた。その結果，現場海域調査と培養実験を通じて，動植物プランクトンの動態把握並びに，サイズ別の増殖・捕食速度を調べることによって内部生産の質的，量的評価に重要な情報を与えることが分かった。また，海域調査，内湾密度流実験，数理モデルを用いて，底層の貧・無酸素水塊の形成・消滅・湧昇過程や青潮発生機構について検討した結果，青潮発生予測への適用が可能であることを示すことができた。湾岸価値の評価に当たっては，湾岸周辺住民が海に対して抱いているイメージを把握・分析するため，自由連想法を用いた新たな評価手法を導入した。環境の変化に対する住民の敏感かつ多様な意識，認識を分類し，体系化することで，環境評価の枠組みになり得ることを指摘できた。

本研究の成果には，モデルの構築や評価手法などに新しい概念が導入されており，今後の検証等様々な評価と批判をいただき，これからの研究課題である干潟，浅瀬など浅海域の機能評価と水質浄化能評価に応用し，水環境の適切な保全に役立てていきたいと考えている。

研究を推進する上で，研究所外の多くの方々にご協力とご助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表したい。

平成8年3月

国立環境研究所
所 長　鈴 木 継 美

目　次

1　研究の目的と経緯

1.1　研究の目的

内湾の多くは大都市圏に隣接し，経済価値，環境価値を考慮した湾岸域価値は計り知れないほど大きい。しかし，内湾域では大都市圏が大きな汚濁源ともなり，流入する汚濁負荷が大きい上に汚濁物質が蓄積しやすいため，他の水域に比較して環境基準の達成率は依然として低い。これには，河川等から流入する有機汚濁物質のほかに，藻類をはじめとする水生生物が生産する有機物の増大が大きくかかわっている。一方，最近の海洋開発による局所的な浚渫窪地の形成は停滞水域を拡大し，閉鎖性を助長するものと危惧されている。実際，富栄養化の進行した閉鎖性海域では，植物プランクトンの増殖による内部生産の増大は，CODの増加のみならず，海底の堆積有機物を増加させるとともに，底層水の貧（無）酸素化をもたらしている。このため，いまだに，赤潮・青潮等の現象に見られる水界生態系破壊が発生しており，水産への被害はもとより，海域のもつ自浄作用の低下に基づく富栄養化の進行ならびに海岸域における開発，利水，舟運，親水等の多様な機能への悪影響が社会問題化している。

このような状況下では，未解明な部分の多い内部生産の機構を定量的に解明するとともに，流入汚濁負荷（有機物，窒素，リン）削減などの対策の意義を明らかにすることは，内湾生態系を保全し，湾岸を含む貴重な内湾域の価値を損なわないために，緊急かつ重要な課題である。しかしながら，内湾海域は，淡水と塩水が非定常に交換・混合を繰り返している領域として，複雑な海洋環境を形成することが知られているが，種々の汚濁物質の質的，量的変動及びこれに伴う生態系への影響に関する科学的知見はいまだ不十分な状況にある。

本研究では，閉鎖性海域（東京湾，瀬戸内海）の現場調査，室内実験などの実証的な研究と各種数理モデルを融合し，閉鎖性海域における水界生態系の機構を解明することを通じて，水質汚濁と人間活動との関連を把握，評価することを目的とした。

1.2　研究の構成

本特別研究は，以下に示す3つのサブテーマを設定し，調査・研究を実施した。また，各研究課題の相互の関係および年次計画を図1に示す。

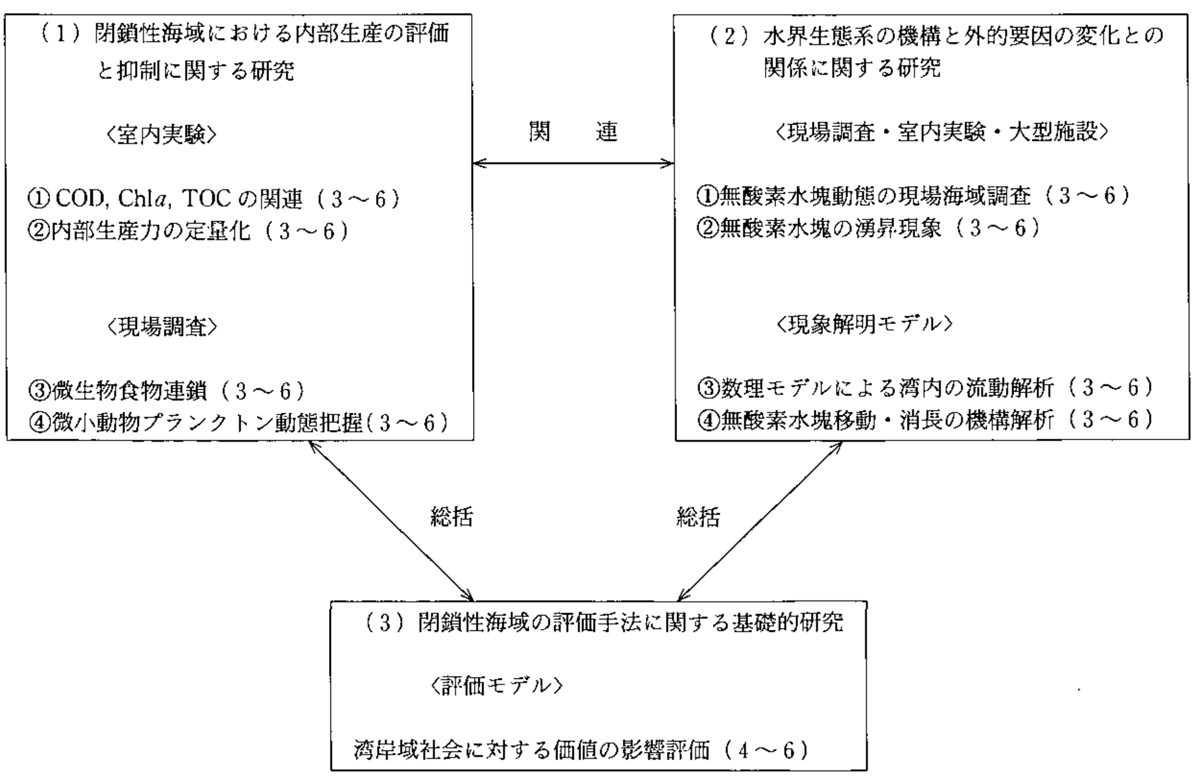


図1　本特別研究の全体構成

（1）閉鎖性海域における内部生産の評価と抑制に関する研究

環境基準は現在CODで規定されているが，内部生産や窒素，リン削減効果が直接現れる一次生産者はクロロフィル a 炭素量等の生物量で表現されている。本課題では，海域の有機性汚濁の要因である内部生産CODの値や窒素，リン削減効果を正確に評価するために，COD，Chl a，TOC等の測定値相互の関連を明らかにし，さらに，内部生産者の構成員である微小生物群集の実態・動態を把握するため，現場海域調査と室内実験によって従属栄養性渦ベン毛虫—バクテリア間の捕食食物連鎖を定量的に調べた。

（2）水界生態系の機構と外的要因の変化との関連に関する研究

内湾域の汚濁が極度に進行した例が無酸素水塊の形成である。無酸素水塊は，青潮として大きな漁業被害をもたらすばかりでなく，底棲生物群集や干潟・河口域において付着生物群集に壊滅的被害を与え，海域のもつ自浄作用を大きく損ない，ヘドロの堆積にも関与するといわれている。本課題では，東京湾の定期調査および青潮発生時調査を行い，各種バクテリアの消長や水温・塩分成層の発達・崩壊過程を調べることによって，無酸素水塊の動態・形成・消滅機構の検討を行った。特に，青潮発生に伴う底層の無酸素水塊湧昇現象を数理モデル化するために，内湾密度流実験装置を用いた鉛直循環流の実験的研究を行うとともに，鉛直2次元および3次元流動モデルの開発とそれらの妥当性を検討した。これらの知見を総合して，青潮発生の要因・機構に新たな概念を導入したモデルを構築し，青潮発生予測の可能性を評価した。

（3）閉鎖性海域の評価手法に関する基礎的研究

湾岸域は，利水，水産資源供給の場だけでなく経済・環境面で多様な価値をもつ。湾岸域価値を律する環境変数は，数多くあるが，このうち水質や生物種の変動は重要性の高いものである。水質保全対策を総合的に考慮するには，富栄養化やそれによる生態系破壊や沿岸開発の社会・経済的影響を適正に評価する必要がある。ここでは，サブテーマ（2）で得られた現象解明モデルの成果を踏まえ，沿岸環境の変化に対する湾岸周辺住民の海への意識・認識の影響評価を行った。

2　研究の成果

2.1　東京湾奥における水質・生物量の変動

東京湾は，我が国の閉鎖性海域の中でも有機汚濁の進行したものの一つとして知られており，様々な栄養塩負荷削減対策が行われているにもかかわらず，その水質に大きな改善が見られていない。その理由の一つに，湾内の有機汚濁が，流入負荷によるものの他に内部生産によるものが多いことが指摘されている。内部生産の大部分は植物プランクトンの増殖によるが，増殖には無機栄養塩（窒素・リン等）が必須である。したがって，東京湾の水質改善のため内部生産の機構を明らかにする必要があり，栄養塩や植物プランクトンの動態を明らかにする必要がある。

東京湾の湾奥北東部は，東京湾のなかでも特に富栄養化の進んだ海域であり，夏期には底層に貧酸素水塊が発達する。そのため，近年，青潮の発生による被害が多く起こっている。本研究では，この東京湾奥北東部海域において，平成3～6年度にわたり定期的に調査を行い，当海域における水質や生物現存量の季節変化を把握した。

2.1.1　調査地点および調査項目

調査地点は，湾奥北東部の3カ所と，比較対象として湾奥南部（湾央北部）の1カ所を設定した（**表1**，**図2**）。当海域の岸寄りに，浚渫で造られた窪地が幾つか存在する。当海域では，夏期の底層で溶存酸素の消費が大きく，貧酸素水塊が形成されるが，窪地内や航路内のように海水の混合が悪い水域では貧酸素の程度が高く，そのことが水質悪化や青潮の発生に関連が深いと言われている。この点を考慮して，次のように調査地点を設定した。地点A：船橋航路脇（幕張沖合い3 km，水深12m），地点B：東京湾奥南部（幕張沖合い15km），地点C：船橋航路先端部（水深13m），地点D：幕張沖浚渫窪地（水深17～20m）である。

表1　調査地点の緯度・経度

測 定 点	北　緯	東　経
A	35°37′17″	139°59′20″
B	35°33′07″	139°54′36″
C	35°34′18″	139°59′26″
D	35°37′19″	140°00′27″

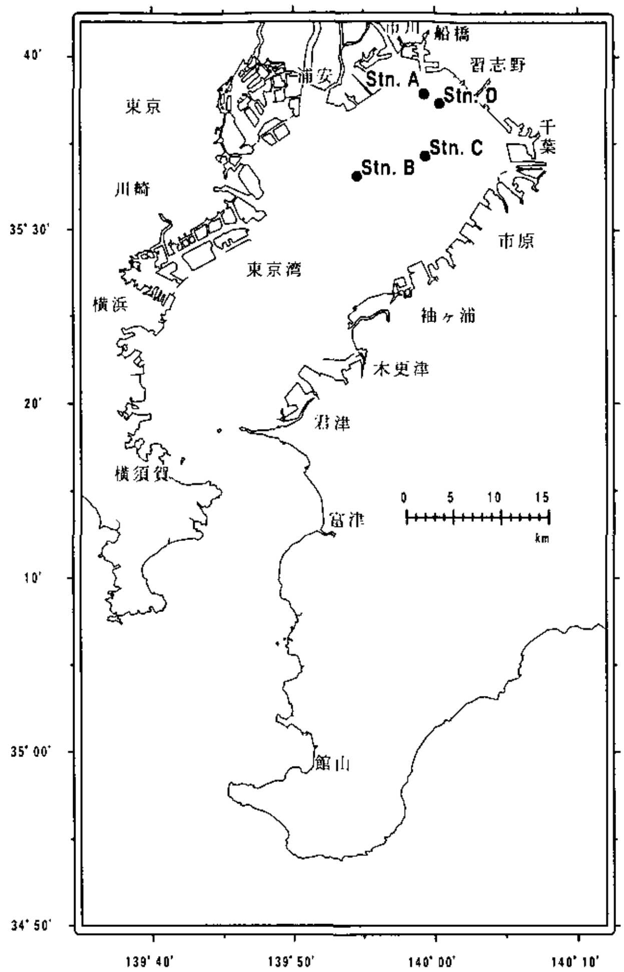


図2　東京湾調査地点

調査は，毎年，春から秋にかけては毎月1回，冬期は隔月に1回の頻度で実施している。現場海域には千葉県水質保全課の協力を得て調査船「きよすみ」を運行していただいた。各地点で水温，塩分，溶存酸素，pH 等を水深1 mごとに多項目水質測定器で測定した。

また別に，表層から底層まで約4 mごとに3～5層で採水した試水について栄養塩（窒素，リン），COD（化学的酸素要求量），光合成色素量（クロロフィル a，カロテノイド），全有機炭素量（TOC），全細菌数，硫酸塩還元細菌数等を測定し，同時に採取した底泥試料についても全細菌数，硫酸還元細菌数を計数した。

2.1.2　水温・塩分・溶存酸素

調査点のうちで岸から最も遠い地点Bでの水温・溶存酸素の測定例を図3に示す。表層水温は8～9月にかけ最大となるが，底層の水温は9月上旬から10月に最大となることが多い（図3 a)。

また，図4は，1992年夏期（9月)，青潮発生直前（10月）および冬期（12月）について，地点B，Dの水温が鉛直方向に変化する様子を示している。一般に，8～9月は強い太陽光を受けて，年間を通して温度成層が最も発達する時期であるが，本図の9月の測定結果にも明らかに現れている。地点B, Dとも約10mに躍層が見られ，10m以深からそれぞれ水温の低下が始まっている。しかし，地点Dでは海水交換が緩慢で上下層の温度差は10℃以上に達し，冷水塊の存在がうかがえる。10月の測定は青潮発生の初期にあたるものであるが，局所的な湧昇流による鉛直混合のために底層から数mまで一様な温度となっている。12月になると，気温が水温より低下し始め，表層から下層に向かって冷却が進むとともに温度成層の崩壊期に至る過程が図示されている。

地点B，Dにおける塩分の鉛直分布（図5）にも，対応する水温の鉛直分布（図4）と同様に，窪地では海水交換が抑制されていることが示されている。また塩分鉛直分布が水温鉛直分布と良好な逆相関にあることが分かる。

溶存酸素は，水界生態系に大きな影響を及ぼすことから，CODとともに水質汚濁の重要な指標の一つである。とりわけ，溶存酸素の低下の進行は貧酸素を経て無酸素水塊の生成を引き起こし，魚介類のへい死を招来する。このため，海域に対しても生活環境の保全に関する環境基準がそれぞれの利用目的に応じて定められており，C類型では2 mg/l以上とされている。

海表面の水温は，春先から気温の上昇に伴って上昇し始める（図3 a)。そして，底層水温との温度差を徐々に拡大しながら7～9月にかけて最大となり，いわゆる安定な温度成層が形成される（図3 b)。その結果，水中では自然対流が生じないので，大気から供給される酸素は，表層付近にとどまり，底層への酸素輸送が遮断されることになる。しかも，底層付近では，堆積有機物の分解に

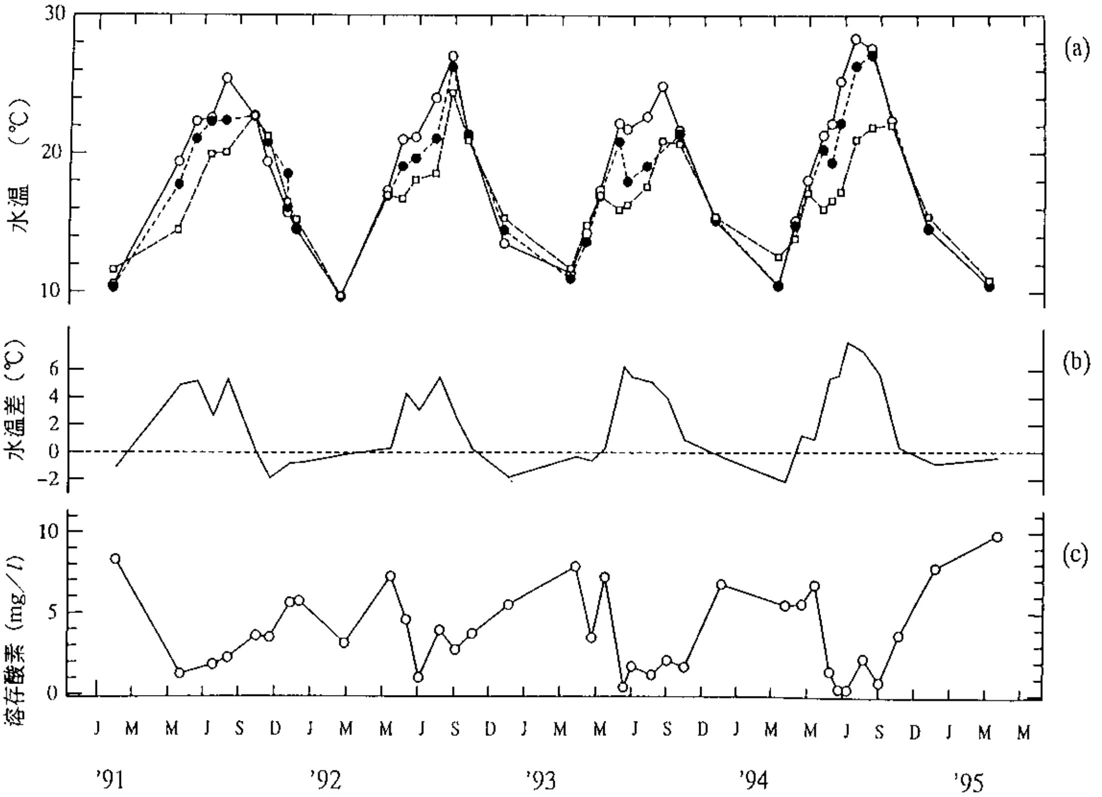


図3　東京湾北東部（地点B）における水質の季節変動
(a) 水温変化（○）表層0.5 m，（●）中層8 m，（□）底層15 m
(b) 水温差（表層水温－底層水温）の季節変化
(c) 底層（15 m）における溶存酸素の季節変化

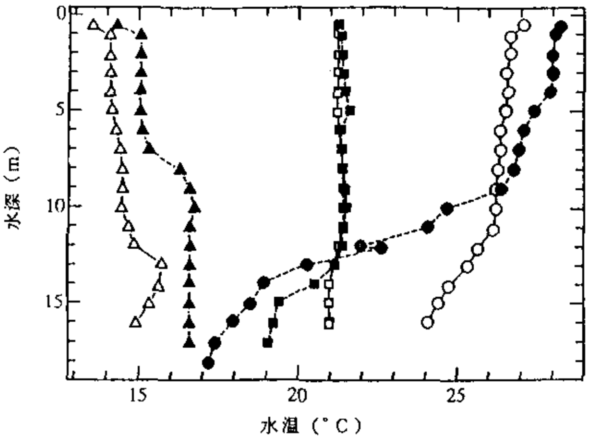


図4　水温の鉛直分布（1992年，地点B，D）
B地点：○9月，□10月，△12月
D地点：●9月，■10月，▲12月

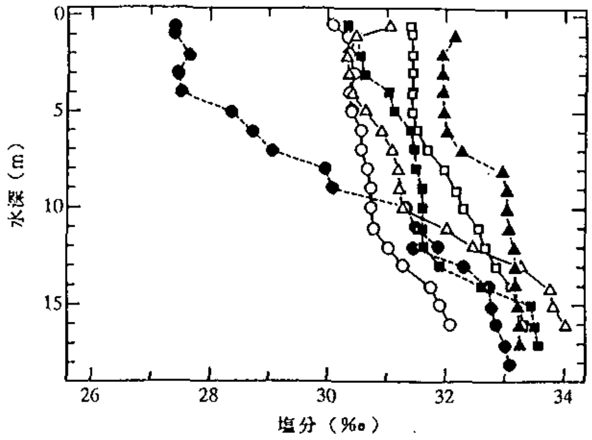


図5　塩分の鉛直分布（1992年，地点B，D）
B地点：○9月，□10月，△12月
D地点：●9月，■10月，▲12月

より底層水の溶存酸素が消費されるので，次第に貧酸素化が進む。実際には，潮汐流や風波による大気の巻き込みのほか，濃度拡散によっても，表層から水深方向に酸素供給がなされるが，温度躍層や塩分（密度）躍層を貫通することはできない。しかし，このように発達した温度成層もいったん，台風や津波が発生すると，大規模な鉛直混合流が生じることによって破壊される。したがって，水温，塩分は表層から底層まで一様になり，溶存酸素も完全に回復する。また，東京湾では大規模青潮の発生後にも成層の崩壊が起こり，同様な現象がみられる。

秋から冬になると，気温の低下によって表層近傍が冷却され，自然対流による鉛直混合が次第に底層に向かって浸透していく。9月中旬から10月にかけ，表層と底層の水温の関係が逆転し，温度差が最小（負の値）になる現象が観測された（図3 b）。この時期には，まだ塩分による成層があるが，この後冬期では，温度・塩分とも上下に混合していた。

温度差が最小になる9月中旬頃は，夏期成層期の底層貧酸素水がまだ残っており，例えば風などの影響で不安定になった成層が破壊されることで青潮が発生しやすいのであろう。さらに，この時期になると，離岸風(北風)が卓越することから表層では沖合いに向かう吹送流が発生し，底層は湧昇流（向岸流）となって大きな鉛直循環流が生じ，青潮発生のもう一つの要因となる。

湾奥の過去5年間の公共用水域測定値を調べた結果，表層の溶存酸素は一年中飽和している。特に，夏期は赤潮など藻類の増殖が盛んで 10mg/l という過飽和状態を呈している。一方，底層はごくまれであるが，夏の成層期に窪地以外で1～2 mg/l に低下することが観測されている。

図3 c に地点Bで測定した溶存酸素の結果を示す。一般に，溶存酸素は，表層で飽和状態にあることが示されているが，底層では気温が上昇し始める初夏から初秋についてみると，海域のC類型（2 mg/l）程度に低下しており，1 mg/l 以下という極端な貧酸素状況も観測された。しかし，毎年遅くとも11月に入ると，底層でも十分な溶存酸素に達し，翌年の3月頃までこの状態が維持される。

地点Dの観測結果では，表層の溶存酸素は年中，ほぼ飽和しており，地点Bと類似していた。しかし，底層については，地点Bと極めて異なっており，例年，6～10月はほとんど無酸素状態を示している。この結果，溶存酸素の挙動の観点からも海水交換率が著しく低いことが示唆される。

また，青潮発生期に地点Dの底層の酸化還元電位を測定すると，負の値が得られる。このため，底質中には還元性の物質が存在し，底層が無酸素化する原因の一つと目される。

地点B，Dの夏（9月），青潮発生直前（10月），冬（12月）の代表的な鉛直分布は図6に示される。夏期，地点Bは水深12mまで十分な溶存酸素（5 mg/l）が存在するが，地点Dは海底から5～10mの厚さにわたって無酸素水塊で覆われていることが認められる。

一方，12月に入ると前述の水温・密度成層の崩壊が始まるため，地点Bは水深12mまで飽和状態にあり，底層にも十分な溶存酸素が供給されている。地点Dも水深数m

までほぼ飽和，8 m位で5 mg/l程度に回復しており，底層でも4 mg/lと貧酸素状態を脱する兆候がうかがえる。

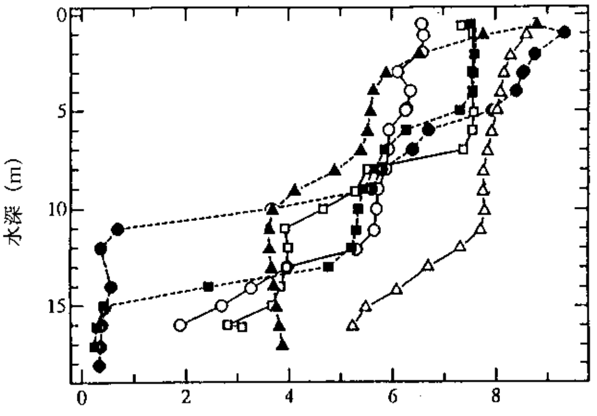


図6　溶存酸素の鉛直分布（1992年，地点B，D）
B地点：○9月，□10月，△12月
D地点：●9月，■10月，▲12月

2.1.3　**栄養塩濃度の特徴**

当海域のA，B，C，Dの各地点で測定された栄養塩濃度などの結果は，別に，調査資料（国立環境研究所資料F-78-'95/NIES，「東京湾青潮発生海域調査資料」）として発表しているので，ここでは，各地点の表層（水深0～5 m層）と深層（5 mより深い層）とのそれぞれについて平均した値を，標準偏差とともに表2に示した。植物プランクトンの増殖に不可欠の溶存無機態窒素（DIN：表2では硝酸態窒素NO_3-N，亜硝酸態窒素NO_2-N，アンモニア態窒素NH_4-N）やリン酸態リン（PO_4-P）の濃度は，ともに高いレベルにあった。一般に，夏期の海域では温度・塩分による成層が発達し，海水の鉛直混合が抑えられるため，表層の栄養塩濃度は低い値になる。しかし当海域では，成層期であっても表層で少なくとも溶存無機態窒素が0.1mg/l程度，リン酸態リンが0.005mg/l程度存在し，栄養塩が植物プランクトンの増殖を制限することはなかったと考えられる。このように，当海域で，成層期にあっても表層の栄養塩濃度が高く，赤潮が頻発するなど植物プランクトンの増殖が

表2　東京湾北東部における栄養塩の分布

採水地点			NO_3-N mg/l	NO_2-N mg/l	NH_4-N mg/l	DTN mg/l	PO_4-P mg/l	DTP mg/l	TP mg/l	Si mg/l
A	表層	平均	0.28	0.06	0.24	0.86	0.04	0.06	0.10	1.07
		標準偏差	0.14	0.02	0.30	0.45	0.02	0.03	0.03	0.59
A	深層	平均	0.21	0.05	0.29	0.75	0.06	0.08	0.11	1.19
		標準偏差	0.12	0.02	0.15	0.17	0.03	0.03	0.03	0.51
B	表層	平均	0.31	0.06	0.21	0.80	0.03	0.04	0.09	0.86
		標準偏差	0.16	0.02	0.17	0.28	0.02	0.02	0.06	0.57
B	深層	平均	0.24	0.04	0.19	0.66	0.04	0.05	0.07	0.82
		標準偏差	0.13	0.02	0.10	0.19	0.03	0.03	0.03	0.45
C	表層	平均	0.27	0.06	0.21	0.76	0.03	0.05	0.09	0.90
		標準偏差	0.13	0.02	0.16	0.22	0.02	0.02	0.03	0.52
C	深層	平均	0.24	0.05	0.20	0.72	0.04	0.05	0.08	0.91
		標準偏差	0.13	0.02	0.14	0.25	0.02	0.03	0.03	0.44
D	表層	平均	0.29	0.06	0.20	0.75	0.03	0.05	0.10	1.03
		標準偏差	0.17	0.02	0.14	0.23	0.02	0.02	0.03	0.64
D	深層	平均	0.19	0.04	0.44	0.90	0.08	0.10	0.14	1.22
		標準偏差	0.16	0.02	0.42	0.36	0.06	0.09	0.12	0.61

盛んであることが，底層の貧酸素化を助長するであろう。

アンモニア濃度は，他の項目に比べ変動幅が大きかった(表2)。アンモニアは有機物の分解によって生成され，植物プランクトンによる取り込みで減少するが，アンモニア濃度の変動幅が大きかったのは，当海域において植物プランクトンの大増殖と消滅が繰り返し起こっていたことの反映であり，窒素の循環が極めて速いことを示唆するものであろう。

地点Dの深層水は，年間を通して嫌気的な環境条件が多いため，アンモニア・リン酸・全リン濃度が表層に比べ，高かった。航路（地点A），窪地（地点D）の深層水のように混合の悪い水域では，貧酸素化の問題のほかに，栄養塩の溶出が大きい問題と考えられる。

夏期，底層からのリン溶出の影響は，低N/P比にも見られる。測定期間中に地点A～Dで測定された全窒素（TN）と全リン（TP）との重量比を図7に示す。各地点での値は，4～5層の値を平均して求めた。また，TNは溶存態全窒素（DTN）と元素分析計で測定した粒子状窒素（PTN）との和として計算した。図7中に，N/P＝5とN/P＝20に対応する値を直線で示した。全地点で測定された値は，概ねN/P＝5～20の範囲に入っていたが，地点Dでは，リンの溶出のため著しく小さな値（最小値＝4.2）が観測された。一般に，比の値は，夏期に小さく冬期に大きい。また，夏期では，湾奥の浅い地点で比が大きくなる傾向が見られた。

夏期における，N/P比の値の鉛直分布にみられる典型的な例（図8）では，全地点で底層の値が表層の値に比べ小さかった。また，地点A，Dの底層でN/P比が特に小さく，底泥からのリンの溶出が盛んなことを示していた。当海域の浅海域や，特に航路や窪地等の水交換の悪い水域の底泥におけるリンの溶出が大きいことが明らかになり，この海域が東京湾のリンの循環に重要な役割を果たすと考えられ，底泥における溶出機構や，その季節変化の解明が今後必要となるであろう。

2.1.4 植物プランクトンの季節変化

富栄養化した東京湾では，四季を通して，様々な植物プランクトンが生育し，しばしば特定種が場を独占し，赤潮を形成する。特に東京湾奥北東部では，年間を通し栄養塩濃度が高く，植物プランクトン存在量が多い。当海域では，夏期には底層水が貧酸素化し，しばしば青潮による漁業被害も報告されている。東京湾で赤潮を形成する植物プランクトンは，渦ベン毛藻綱，ケイ藻綱，ラフィド藻綱等に属す物が知られている。東京湾の水界生態系を理解する上で，例えば栄養塩濃度との関連から，これら植物プランクトンの変遷を明らかにする必要があ

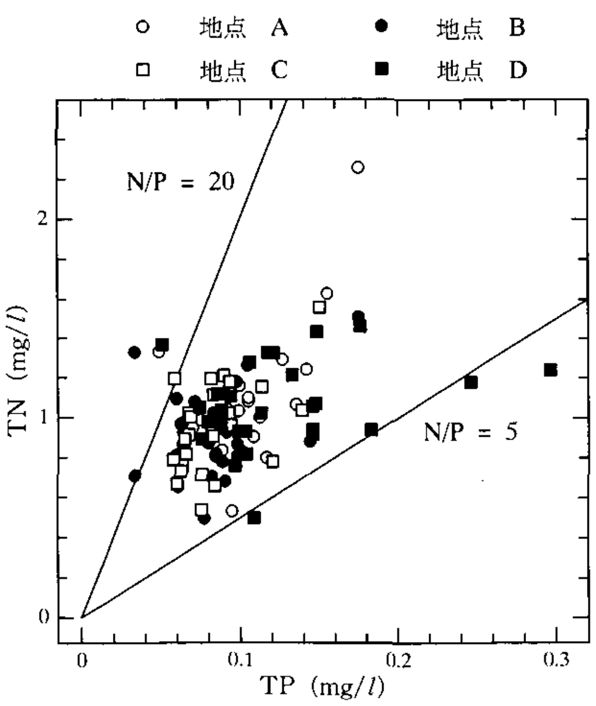


図7　東京湾北東部における全窒素（TN）と全リン（TP）の相関

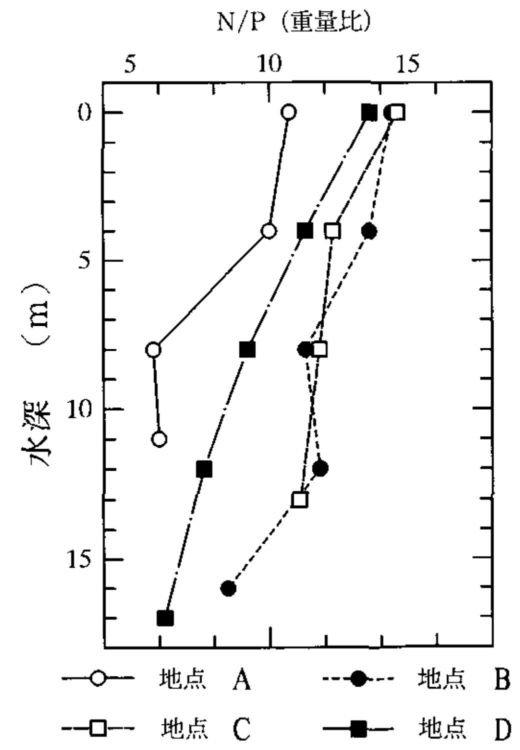


図8　N/P比の鉛直分布（1992年，8月）

る。さらに，内部生産の評価手法として検討している有機物に関する指標，例えば，COD，クロロフィルa（Chl$a$），全有機炭素（TOC）等相互の関係が，植物プランクトンの種類により異なることが本研究で明らかになっているため，内部生産を評価するためにも，植物プランクトンの綱別の存在量を知る必要がある。そのため，当海域に存在した植物プランクトンを検鏡で同定し，また，植物プランクトン綱に特有の光合成色素（クロロフィル，カロテノイド）をマーカーにして綱別の存在量を測定した。

定期調査で得られた東京湾北東部4定点（図2）における試料中の光合成色素は，試料の200～500mlをWhattman GF/F ろ紙上にろ別し，ろ紙から90%アセトンにて抽出した。抽出液の400μlを高速液体クロマトグラフ装置（HPLC）に直接注入し，色素を分離後，フォトダイオードアレイ検出器を用いて，色素の同定・定量を行った。検鏡による植物プランクトンの測定には，地点B（図2）の表層水と4 m層の試水および地点Dの表層水の200mlをそのまま研究室に持ち帰った試料（生試料）と，さらに，同試水の1000mlを1%グルタルアルデヒドにて固定し研究室に持ち帰った試料（固定試料）を使用した。固定試料は，常法に従い静置濃縮後，検鏡した。ラフィド藻の*Heterosigma akashiwo*のように固定により細胞が破壊される植物プランクトンの計数には生試料を使用し，ケイ藻等の計数には固定試料を使用した。

当海域における調査期間中に，ケイ藻56種，渦ベン毛藻34種，緑藻2種，黄色ベン毛藻2種，ラフィド藻1種の存在が確認できた。ケイ藻のうち，出現頻度・量ともに多かった物は，*Skeletonema costatum, Thalassiosira* cf. *binata, Nitzschia pungens, N.* cf. *multistriata* 等であり（図9 b），渦ベン毛藻では *Prorocentrum minimum, P. triestinum, Ceratium fusus, C. lineatum, Gonyaulax verior* 等が多く見いだされた（図9 a）。一方，ラフィド藻では，*Heterosigma akashiwo* だけが確認された（図9 c）。当海域で，1992年6月，1993年6，9月に *H. akashiwo* による赤潮が，また，1993年5月には渦ベン毛藻の *G. verior, C. lineatum* 等による赤潮が観測された。赤潮時以外の当海域ではケイ藻が優占種であった。このような時には，ケイ藻の個体数の変動とChl$a$の変動には良い相関関係があり，さらに，ケイ藻の主なカロテノイドであるフコキサンチンも同様の変動を示した（図10a）。渦ベン毛藻の赤潮時（1993年5月）には，Chl$a$濃度は非常

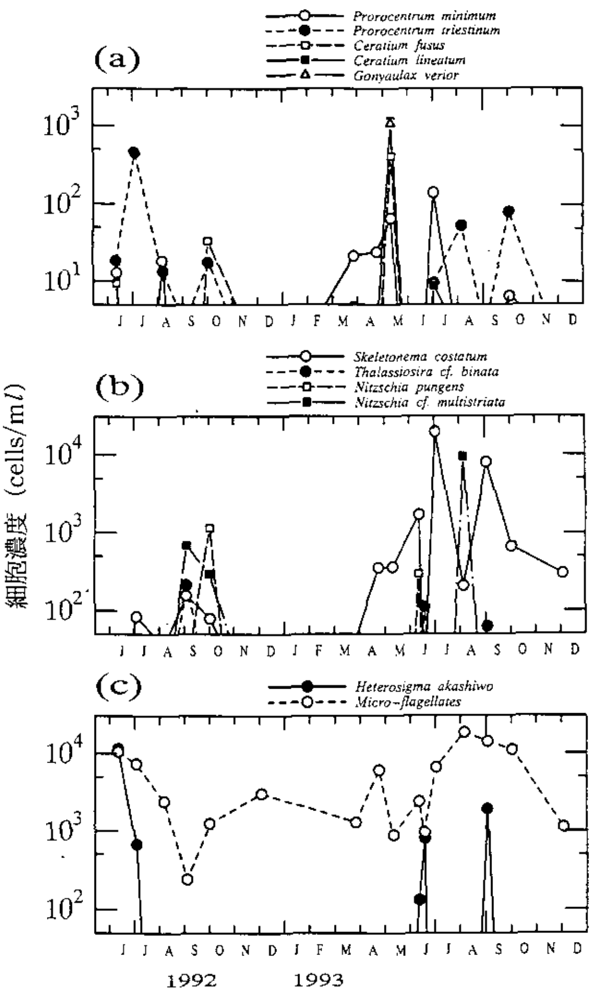


図9　東京湾地点B表層における植物プランクトンの変遷

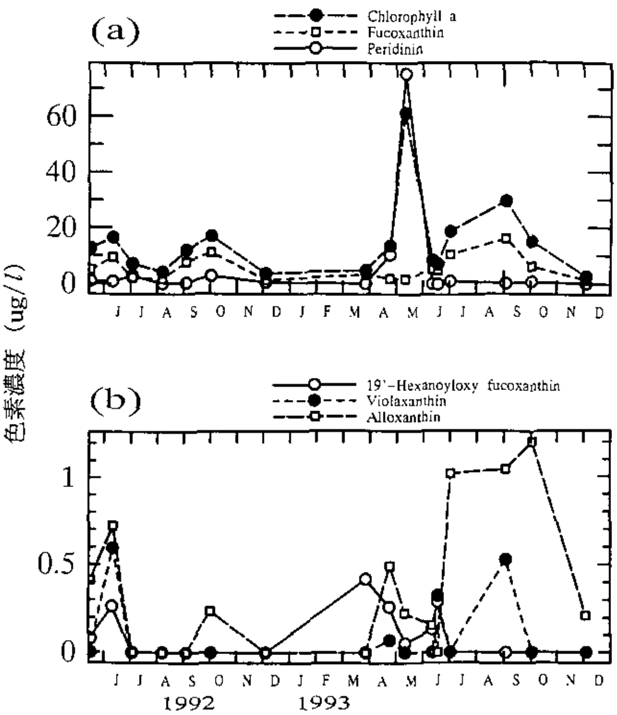


図10　東京湾地点B表層における光合成色素の変動

に高い値を示し，また，渦ベン毛藻に特徴的なカロテノイドであるペリジニンの濃度も非常に高い値であった（図10a）。実験系で得られたペリジニン/Chl$a$の比の値を考慮すると，渦ベン毛藻による赤潮時には，当海域のChl$a$はほとんどすべてが渦ベン毛藻由来であったといえる。ラフィド藻による赤潮時(1992年6月，1993年6，9月）では，ラフィド藻の主なカロテノイドであるフコキサンチンの他に，ラフィド藻の特徴となるビオラキサンチンが検出された（図10b)。また，クリプト藻特有のカロテノイドであるアロキサンチンが，夏期に多く検出された（図10b)。本研究では，微少な，ベン毛を持つ植物プランクトンを，一括して微細ベン毛藻として計数したが（図9 c)，この細胞数の変動と，アロキサンチン量の変動の様子は，類似していた。このことから，微細ベン毛藻のかなりの部分が，クリプト藻と考えられ，当海域でクリプト藻が，多いときには生物量の1割程度になることが明らかになった。

2.1.5 底泥における硫酸還元菌分布の季節変化

還元的環境の底泥中では，有機物の分解に硫酸還元菌が重要な働きをする。従来，硫酸還元菌は Postgate の培地を用いる方法で計数されていたが，最近の研究で，ほとんどすべての硫酸還元菌は基質の利用特性から完全酸化型か不完全酸化型の別に分けられることが知られるようになった。すなわち，不完全酸化型の硫酸還元菌は①式に示すように，乳酸やピルビン酸を CO_2 と酢酸に酸化する。一方，完全酸化型硫酸還元菌は②式のように酢酸を完全に CO_2 に酸化する。

［不完全酸化型］

$$2CH_3CHOH\,COO^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2CH_3COO^- + 2HCO_3^- + HS^- + H^+ \cdots ①$$

［完全酸化型］

$$CH_3COO^- + SO_4^{2-} \rightarrow 2HCO_3^- + HS^- \cdots ②$$

これらの間には，不完全酸化型の生成物である酢酸を完全酸化型が基質として利用するという，生態学的な関連があるが，自然界において，この関連が調査された例は少ない。この点を考慮して，本研究では，従来行われている Postgate 培地による硫酸還元菌の計数に加えて，乳酸や酢酸を基質とする硫酸還元菌分布の変動を測定し，それらの測定地点による差を検討した。

底泥試料は，地点A，Bにて重力式コアーサンプラーにより採取した。得られた底泥試料は実験室に持ち帰り，表層0～2 cm画分を切り取り，均一に混合した。分画された底泥試料5 mlを45mlの滅菌貯蔵海水に懸濁させ，30秒間の超音波処理の後に培地への接種を行った。

好気性従属栄養細菌（HTB）は ZoBell 2216E 培地の有機物濃度を1/2に減じた平板寒天を用い，表面塗抹法により暗条件下で20°C，2週間培養した後に平板上に出現したコロニーを計数した。従来法による SRB は Postgate の培地に寒天を0.3%添加した半流動培地を用い MPN（5本）法により30°C，1週間培養した後に計数した。

培地中の基質に乳酸，ピルビン酸，酢酸を用い，それぞれ乳酸資化性硫酸還元菌(l-SRB)，ピルビン酸資化性硫酸還元菌（p-SRB）および酢酸資化性硫酸還元菌（a-SRB）の培養計数を行った。

図11に地点Aの底泥表層における従来法による SRB 数および HTB 数と，底泥直上1 mにおける水温の変動を示す。地点Aの SRB 数は，10^4～10^6MPN/mlの範囲で観察され，ほとんどの時期において地点Bよりも高い菌数で観察された。また，地点Aの SRB 数は5～7月にかけ，水温の上昇とともに菌数が減少し，その後，再び菌数が増加する傾向が認められた。このような増減は，地点Aの底泥試料に特徴的に見られた。

図12，13に1993年に得られた，地点A，Bの底泥表層における乳酸資化性硫酸還元菌数(l-SRB)，ピルビン酸資化性硫酸還元菌(p-SRB)，および酢酸資化性硫酸還元菌(a-SRB)の分布変動を示す。l-SRB，p-SRB，a-SRBの計数値は地点Aで10^4～10^6 CFU/ml，地点Bでは10^3～10^5 CFU/mlの範囲で観察され，従来法の Postgate の培地で計数した菌数と同程度の値を示した（図11)。また，不完全酸化型である l-SRB と a-SRB では，地点A，Bとも，Postgate 培地で得られた菌数と同様な変動パターンを示した。しかし，地点Aにおける a-SRB には特異的な分布パターンが観察された。すなわち，a-SRB は l-SRBが一時的に減少する5月に極大値を示し，l-SRB が最大値を示す8月に一時的に減少した。その後，l-SRB の減少に伴って，a-SRB は増大する傾向を示し，l-SRB と a-SRB には，排他的な関係が認められた。

1988年の調査で，底泥表層における脱水素酵素活性値は，地点Bで0.4～0.9TF mg/ml mud であり，地点Aで2.2～3.5TF mg/ml mud であった。地点Aの値が，

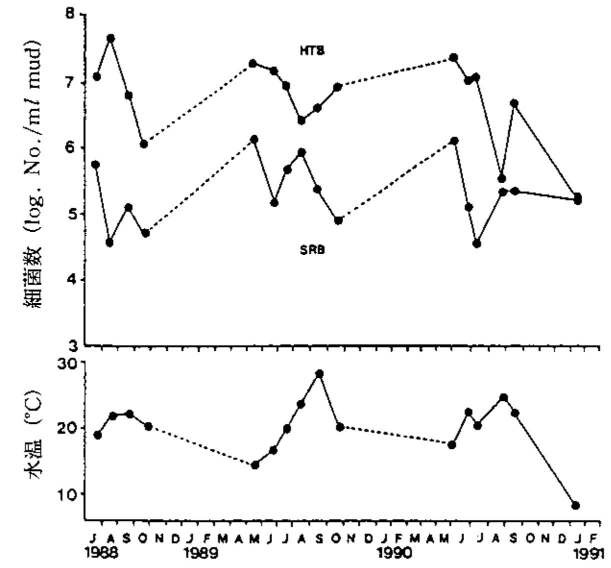


図11　地点Aにおける底泥直上1mにおける水温，および底泥表層の硫酸還元菌（SRB）数と好気性従属栄養細菌（HTB）数の季節変化

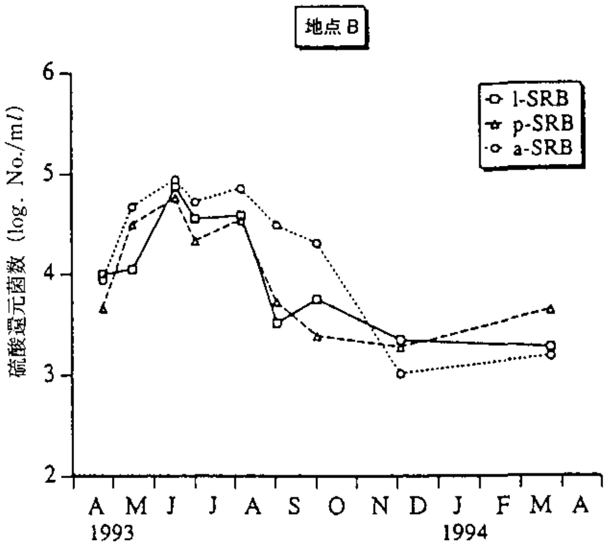


図13　地点Bの底泥表層における乳酸資化性硫酸還元菌（l-SRB），ピルビン酸資化性硫酸還元菌（p-SRB），および酢酸資化性硫酸還元菌（a-SRB）の分布変動

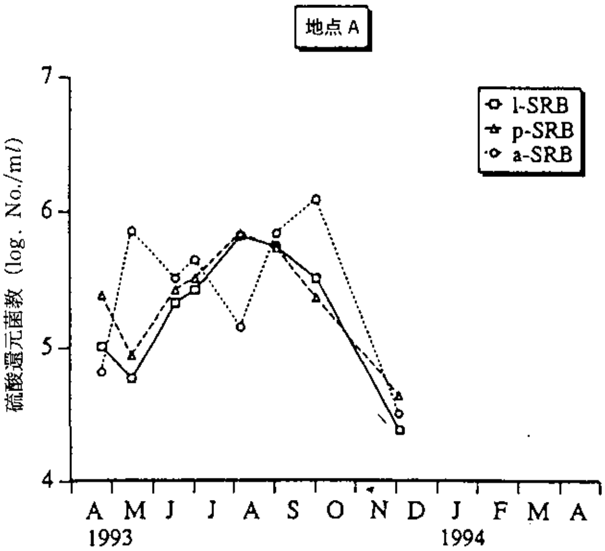


図12　地点Aの底泥表層における乳酸資化性硫酸還元菌（l-SRB），ピルビン酸資化性硫酸還元菌（p-SRB），および酢酸資化性硫酸還元菌（a-SRB）の分布変動

地点Bの値に比べて2～5倍程度の値を示したことから，地点Aでは底泥表層に未分解の有機物が多く供給されていることが明らかになった。これが，地点Aの方が地点Bより還元的であり，SRB数が大きかったことの原因であろう。また，地点Aの底泥のように，還元的な環境の下では，l-SRBに代表される不完全酸化型硫酸還元菌の増殖により底泥中に酢酸が蓄積され，蓄積された酢酸を利用して完全酸化型のa-SRBが急激に増殖するメカニズムが機能しやすいのであろう。

2.1.6　有機物指標相互の関連

東京湾奥定期調査の4定点（図2）で採水した試料につき，栄養塩，COD，クロロフィルa(Chl$a$)，全有機炭素（TOC）等を測定し，有機物量の各種指標相互の関連を調べた。試水をGF/Fフィルターでろ別し，粒子状炭素（POC）と溶存有機炭素（DTOC）に分け，それぞれ元素分析計（柳本MT-3型）と全有機態炭素計（島津TOC-5000）で測定した。これらの和をTOCとし，同一試料につき，別に測定したCOD値と比較した。COD測定はJISに準拠した過マンガン酸カリウム酸性法で行った。夏期に採水した約50検体で得られた結果から，TOCとCODには概ね良い正の相関が得られたが，特に底層で，溶存酸素の少ない水深の試料では大きな違いが見られた(図14)。これは，還元状態の試水には硫化水素を始め，金属等による還元剤が多く含まれる。過マンガン酸カリウムを多く消費したためと思われる。このような水域ではCODが有機物の指標になり得ないことが示された。

DTOCは底層では1年を通じて約1～2 ppm程度であったが表層では夏期に高く，1～3 ppm程度であった。

POCとChl$a$との各月ごとの相関は非常に高かった（r≒0.9）(図15)。しかし，POC/Chl$a$比には明瞭な季節変化が見られ，春に高く，秋に低かった。植物プランクトンの種類の違い（例えばケイ藻と渦ベン毛藻）で，植

物プランクトン細胞内のPOC/Chl$a$比が大きく異なることが知られている。本領域でみられた比の季節変化の原因として，粒子状炭素の源である植物プランクトンの主要種が季節により異なったことが考えられる。また海水中の粒子状炭素は，植物プランクトンのほかに，バクテリア，従属栄養性渦ベン毛虫等の微小生物やそれらの死骸等で構成される。全粒子状炭素に占める植物プランクトンの寄与率が季節によって大きく変動したことが，POC/Chl$a$比に季節変化が観測されたことのもう一つの原因として考えられる。

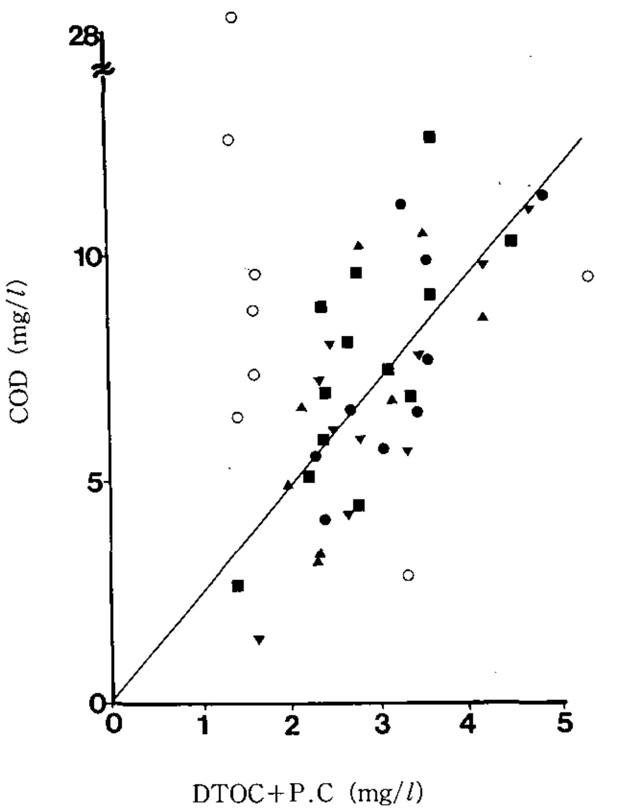


図14　夏期に東京湾の地点A(●)，B(■)，C(▲)，D(▼)で得られた試料の全有機炭素(DTOC+PC)と化学的酸素要求量(COD)値の相関
白抜きの記号は溶存酸素が3mg/l以下の試料を表す。

有機物量の測定方法による違いを調べるために，TOCとDTOCの差から計算した粒子状炭素(POC)と，ろ紙上に集めた物を元素分析計で測定したPOCを比較した。両方法で得た値の相関は良かったが，全有機態炭素計で求めた値は元素分析計の値の80%程度であった。この原因として，全有機炭素計での粒子状炭素の分解効率が低かったことなどが考えられる。

2.2　微生物による食物連鎖

本特別研究の主要目的は,「内湾域における富栄養化の進行が，貧酸素水塊形成や青潮の発生にどのように結び付いているのか？」を知る点にある。この目的を達成するためには，内湾生態系内での物質循環を把握する必要がある。

海洋生態系の基本構造は，従来，図16のように考えられてきた。そして内湾での物質循環を明らかにするには

- 植物プランクトンによる有機物生産(一次生産；図16，経路A)
- 節足動物(とくにかいあし類)を主体にする中形動物

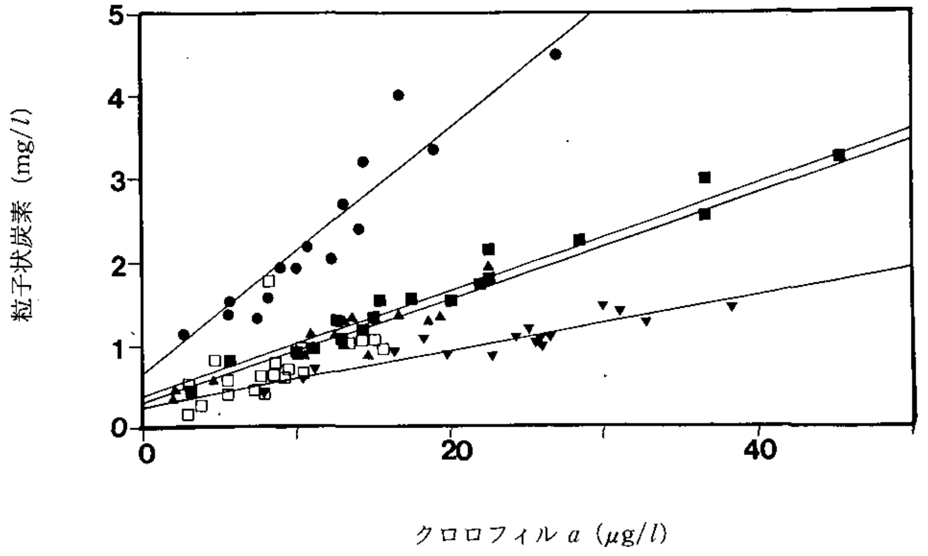


図15　東京湾の地点A，B，C，Dにて得られた試料の粒子状炭素量とクロロフィルa量の相関
1991年(●) 5年，(▲) 7月，(▲) 8月，(▼) 9月，(□) 10月

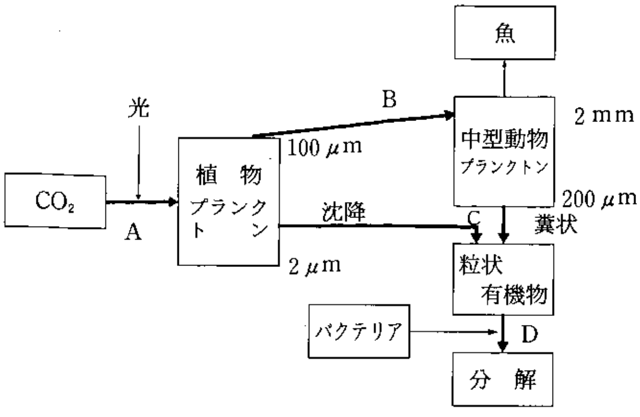


図 16　海洋生態系，従来のイメージ

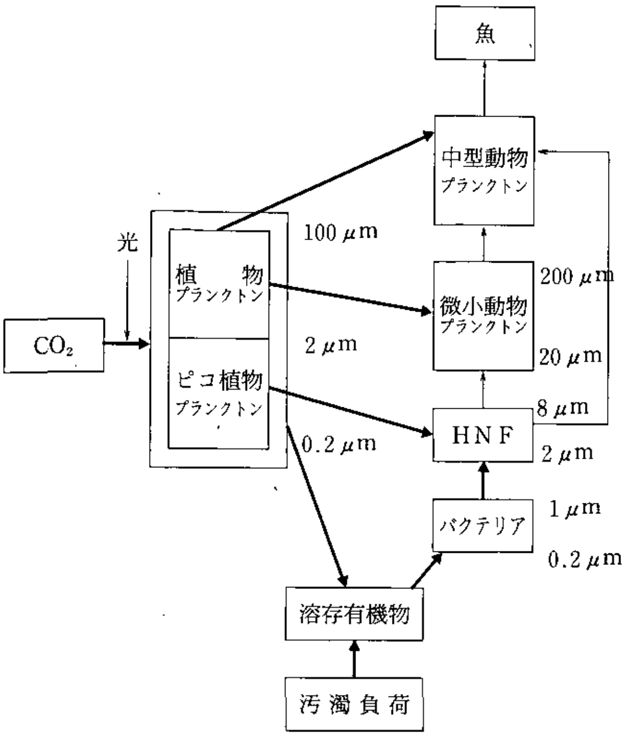


図 17　海洋生態系，最近のイメージ

プランクトンによる植物の摂餌（図16，経路 B）
- 植物自身および動物プランクトン糞粒の下層への沈降（図16，経路 C）
- 沈降過程を通じてのバクテリアによる有機物の分解（図16，経路 D）

といった諸過程を系統だてて測定すれば良いと考えられてきた。ところが，最近のプランクトン生態学の進展に伴い，海洋生態系は図16に示すよりはるかに複雑であることが分かってきた(**図17**)。具体的には，以下のような点の重要性が指摘されるようになった。

a）2 μm 以下の藍藻や原始緑藻を主体とするピコ植物プランクトンが一次生産者として重要な役割をになっている。

b）バクテリアは（溶存）有機物を体内に取り入れて自らの体物質を合成するが，このバクテリアによる有機物生産は，一次生産の数十％にも達することがある。したがって，植物プランクトンとバクテリアをつなぐ経路が，物質循環の主要な経路として機能している。

c）小さな（2～8 μm）原生動物である従属栄養性ナノベン毛虫（heterotrophic nanoflagellates；HNF）はバクテリアおよびピコ植物プランクトンを活発に捕食する。この過程を通じ，かいあし類のような中形の動物プランクトンにとって直接利用不可能であったバクテリアとピコ植物プランクトンが伝統的な食物連鎖に組み込まれてゆく。

d）2 μm より大きな植物プランクトンは，従来，中形の動物プランクトンによって主として捕食されると考えられてきた。ところが，「微小動物プランクトン」（原生動物，20～200μm）による植物の捕食量は，非常にしばしば，中形動物プランクトンによる捕食を圧倒的に上回る。

したがって，内湾での物質循環の理解には，上述のプロセスａ）～ｄ）を考慮にいれて研究を進める必要がある。このような観点から本課題においては以下の 3 点に付いて研究を行った。

- ピコ植物プランクトン（とくに藍藻）の内湾域での消長。なかでも環境変動との関連。
- バクテリアおよび HNF の動態：植物プランクトンのブルーム後に何が起きるか？
- 微小動物プランクトン，とくに従属栄養性渦ベン毛藻虫（heterotrophic dinoflagelates；h-dinos と略）の内湾での生態的役割。

2.2.1　微小藍藻の瀬戸内海における消長と現場増殖速度

外湾・内湾を問わず，海水中には 2 μm 以下の小さな藍藻（以下，ピコ藍藻と略）が多数存在して一次生産者として重要な役割を果たしている。ピコ藍藻の現存量および現場増殖速度については1978年に彼らが発見されて以来，多数の研究者によってその測定がなされてきた。そして，ピコ藍藻は20℃以上の暖かい海域で卓越することや，大きな現場増殖速度（＞ 1 /day）を持つことが指摘されてきた。しかしながら，ピコ藍藻の消長が温度以

外のどのような環境変動と結び付いているのかは，これまでほとんど顧みられなかった。この点を明らかにするために，我々は，1992年の夏，瀬戸内海，播磨灘の家島諸島で1カ月にわたる連続海洋調査を実施した。そして，現場環境（水温・塩分・栄養塩など）とピコ藍藻現存量の変化を連日モニターした。さらに，現場海水の＜2 μm フラクション中でピコ藍藻を培養して，彼らの増殖に及ぼす窒素，リン，および微量元素の効果を検討した。

（1）調査・実験

調査は1992年7月16日から8月9日まで，家島諸島の水深21 m の定点Bで行った。ルーチン測定項目は，水温，塩分，溶存酸素，透明度，栄養塩（硝酸・亜硝酸・アンモニア・リン酸・ケイ酸），クロロフィル a，大型植物プランクトン，バクテリアである。これらの項目は，午前6～7時に，2.5～5 m ピッチで測定，採水を行った。ピコ藍藻の現存量測定用サンプルは，ルーチン用試水と同時期に採水を行った。(0～15 m，5 m ピッチ)。試水は実験場にてグルタルアルデヒドで固定を行い，3 ml を孔径 0.2μm のヌクレポアフィルター上にろ過・捕集して，ピコ藍藻計数用のプレパラートとした。ピコ藍藻の計数は，採水当日，蛍光顕微鏡（×1250，青色励起）にて行った。検鏡視野は 80×80 μm の矩形であり，合計50視野以上計数した。

ピコ藍藻の現場増殖実験は8月1～3日（Run 1）と6～8日まで（Run 2）の2回行った。ルーチン用の試水採取と並行して，5 m 層からバンドン採水器にて採水を行い，2リットルのポリプロびんに詰めて実験場に持ち帰った。実験用試水はポリ製ろ過器（1リットル）に装着した孔径2 μm のヌクレポアフィルターにてろ過を行い，ピコ藍藻の捕食者を除去した。ろ過水は 250 ml の透明なガラスびん（6～8本）に 200 ml ずつ封入し，栄養塩や微量元素の添加を行った。添加のモードはN＋P（硝酸10μM，リン酸1 μM），Metals（ボトル当たり 0.3 ml の N 1-metal 溶液を添加；Run 2のみ），Full（硝酸，リン酸，N 1-metal 溶液を N＋P，Metals と同量添加），および Control（無添加）であり，1モード当たり2本のびんを使用した。なお N 1-metal 溶液は Fe (III) および EDTA を主成分とするメタルバッファー溶液である。これらのびんは定点Bの5 m 層に吊るされ2日にわたってピコ藍藻の増殖を追跡した。

（2）結　果

調査期間を通じての水温，栄養塩，クロロフィルおよびピコ藍藻の変動を図18A～D に示す。7月22日まで，海域は弱く成層していた。23～28日にかけては，連日の穏やかな好天により成層が発達した。29日以降も好天が続いたが，南方海上の台風の影響により，東よりの風が連吹したため，成層は再び弱体化した。そして，8月4日の強風により成層は完全に破壊された。このような状況のもと，7月19日には，前日吹いた強風の影響で表層に栄養塩が供給された。この直後，表層から5 m 層でのピコ藍藻の個体数が急増し，7月23日には5 m 層で 5.7×10^4 /ml に達した。これ以降29日にかけて，ピコ藍藻個体数は急速に減少するが，この期間中 HNF 個体数は高いレベルを維持しており（2.2.2，図22参照）しかも HNF 体内にはピコ藍藻由来の食胞がしばしば存在していた。なお，7月19日以後，表層に供給された栄養塩を利用してケイ藻（*Chaetoceros* spp.）のブルームが発生した。ケイ藻は周囲の栄養塩を吸収し尽くし，次第に下層に沈降していった。また，7月30日以降も成層の弱代化により表層に栄養塩が供給されるが，これに伴うピコ藍藻やその他の植物プランクトンの顕著な増大は認められなかった。

ピコ藍藻の現場増殖実験 Run 1（図19A，20A）においては，硝酸塩濃度（0.1 μM）は低いものの完全には枯渇していない。また，リン酸塩も 0.1 μM 程度存在している。このとき Control でのピコ藍藻の増殖は比較的速やかで，0.9/day に達した。また，海水に硝酸とリン酸だけを添加しても（N＋P）増殖速度の増加は認められなかった。一方，硝酸，リン酸のほかメタルバッファー溶液を加えた系（Full）では増殖速度が1.3/day にまで達した。

Run 2（図19B，20B）においては，硝酸塩（1.8 μM）リン酸塩（0.4 μM）とも高濃度存在していた。しかしながら，Control や N＋P での増殖速度は極めて小さく 0.3/day以下であった。一方，メタルバッファーだけを加えた系（Metal）や Full では大きな増殖速度が得られた。

（3）考　察

ピコ藍藻の現場増殖速度は栄養塩がほとんど枯渇した外洋でも1/day 以上の大きな値を持つことがある（Landryet al. 1984）。したがって，栄養塩の変動をピコ藍藻の消長と結び付けることは難しいとされてきた。ところ

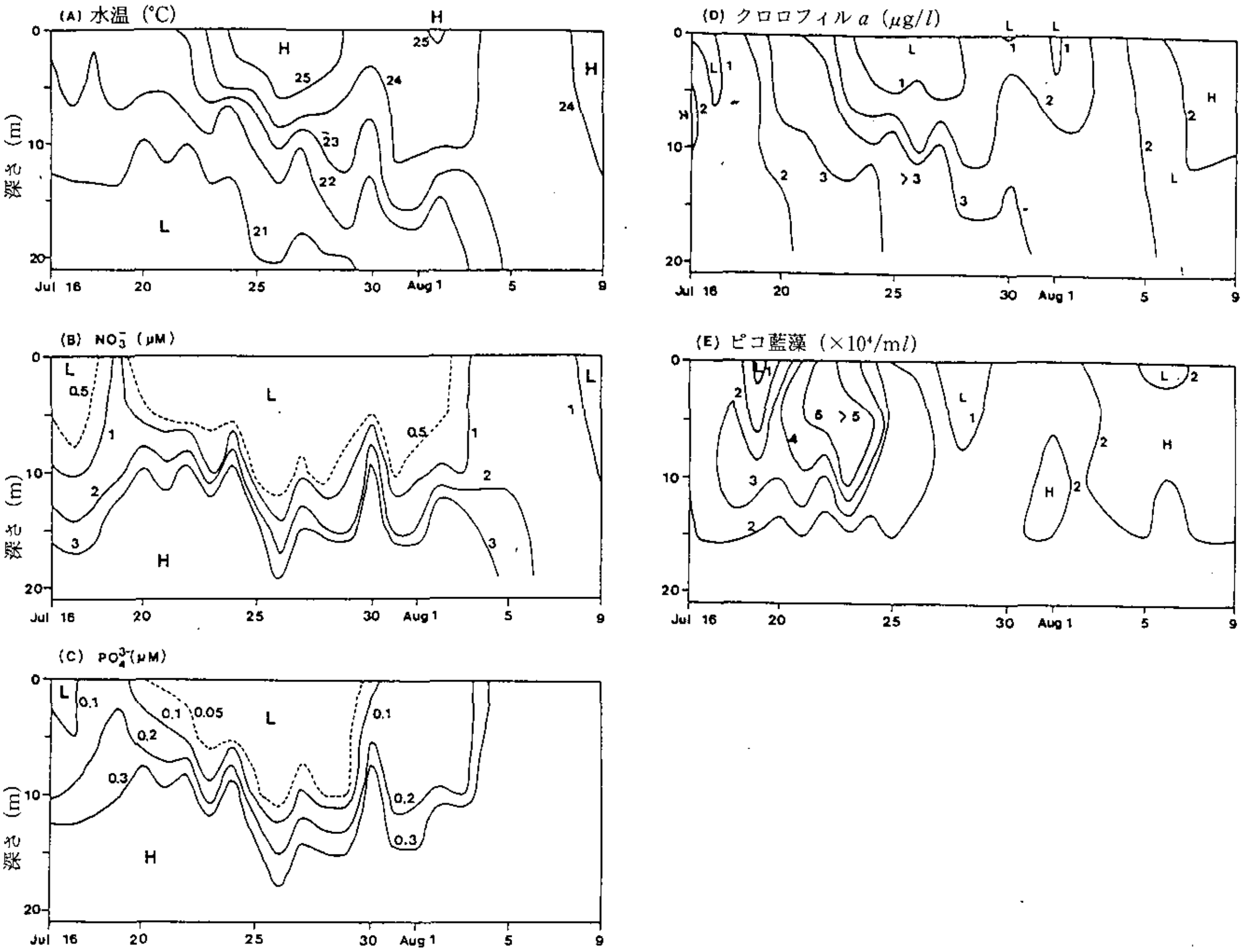


図18 1992年夏，定点Bにおける水温（A)，硝酸塩（B)，リン酸塩（C)，クロロフィルa（D)，ピコ藍藻個体数（E）の経日変化

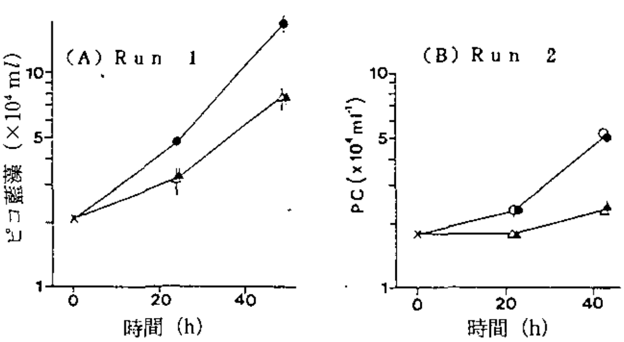


図19 ピコ藍藻，現場増殖実験，個体数（PC）の時間変化
△：コントロール，▲：N，P添加，○：メタル添加，
●：N，Pメタル添加

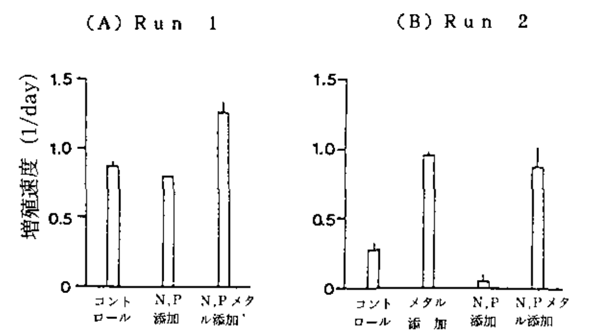


図20 ピコ藍藻，現場増殖実験
N,P,メタルバッファー溶液の添加による増殖速度の変化。

が，本研究を行う1年前の夏の家島諸島周辺では，栄養塩が表層に供給された直後にピコ藍藻の個体数が激増して1.×10⁵/ml以上に達した。そこで我々は，瀬戸内海のような沿岸海域では，「ピコ藍藻の増殖は通常，N，Pによって律速されており，表層に栄養塩が供給されたときだけN，P制限から解放されて個体群を拡大するのではないか？」と考えた。そして，この仮説を検証するために本研究を行った。

1992年の調査期間中，都合2回（7月19日と30日以降）表層に栄養塩が供給された。このうち1回目の供給では，

その直後にピコ藍藻個体数が急増して上述の仮説をあたかも支持するように見えた。しかしながら，２回目の供給ではピコ藍藻の顕著な増加は認められなかった。しかも，現場増殖実験 Run 1においては，硝酸濃度が低い（$0.1\mu M$）にかかわらず，ピコ藍藻は Control で速やかな増殖を示し，N, P 添加による増殖速度の増大も認められなかった。したがって，上述の仮説は妥当なものではなく，N, P 以外の環境因子がピコ藍藻の消長を規定していると考えられた。

本研究の最も意外な結果は Fe (III)，EDTA を主成分とするメタルバッファー溶液の添加によってピコ藍藻の増殖速度が増大した点である。我々は調査開始前，このような結果が得られることを全く予想していなかったため，増殖実験にはいわゆるクリーンテクニックを用いなかった。したがって，得られた結果は採水時の汚染などによると思われるかもしれない。しかしながら，過去家島諸島で行ってきた微量元素（特に Fe，Cu）に関する研究結果を考慮すると，今回得られた増殖促進の効果は海水中の Fe 欠乏に由来すると我々は考えている。以下にこの推論の根拠を示す。

メタルバッファーの添加による増殖促進の最も簡単な説明は「Cu のような有害な元素が採水時混入するか，あるいはすでに海水中に（有害なレベルで）存在していてピコ藍藻の増殖を抑制していた。ところが，メタルバッファー中の EDTA が Cu の毒性をマスクして，結果として増殖速度が増大した」というものである。しかしながら，夏の家島諸島周辺の Cu 濃度は10nM 程度であり，しかもそのほとんどが有機物と錯形成している。そして pCu（＝Cu (II) アコイオン活量の-log）は11.7前後である。このような pCu レベルは植物プランクトンの増殖を阻害しない範囲である。さらに，家島諸島周辺の海水に硫酸銅を添加して行く場合，ラフィド藻，*Chattonella antiqua*（＝Cu に対して感受性が強い）の増殖阻害は100 nM の添加で初めて生じる。採水の際，このような高レベルの汚染が起きるとは考えにくいので，Cu 毒性に基づく増殖促進効果の説明は妥当ではないと考える。

我々は，過去，家島諸島周辺の表層海水中の Fe 濃度（$0.8\mu m$ フィルターでろ過）を，汚染に注意を払いながら測定した。また，現場の海水中の Fe が *Chattonella antiqua* の速やかな増殖を維持し得るかどうかについても検討した。その結果，Fe 濃度は４～10nM 程度であり，*C. antiqua* の最大増殖速度は通常，維持できないことを示した。さらに Brand (1991) によるとピコ藍藻の Fe 含量（Fe/P 比）は外洋性の植物プランクトンの約20倍であり，ラフィド藻 *Heterosigma akashiwo*（*C. antiqua* と極めて生理的性質が似ている）と同程度であった。こうした点を考慮すると，メタルバッファーの添加による増殖促進は，海水中の Fe 欠乏に由来すると考えるのが妥当であろう。そして，７月30日以降，表層に N，P 栄養塩が供給されてもピコ藍藻現存量の顕著な増大がみられなかった点もこれによって説明が可能であろう。

以上のように微量元素（おそらくは鉄）がピコ藍藻の消長を左右する大きな因子であることが示唆された。しかし，疑問は残る。すなわち，調査期間中，海水の混合が２回起こり，１回目だけが藍藻の増大を引き起こした。このことは１回目には鉄が表層に十分供給され，２回目にはそうではなかったということを意味しているのだろうか。鉄濃度のモニターを行わなかった今回の調査結果から答えを引き出すことは不可能であるが，今後，ピコ藍藻の現場での消長を議論する際には，微量元素が彼らの増殖を制限している可能性を考慮にいれて研究することが肝要であると思われる。

2.2.2 夏の瀬戸内海におけるバクテリアと従属栄養性ナノベン毛虫の消長

従属栄養性ナノベン毛虫（heterotropic nanoflagellate：HNF）のバクテリア捕食者としての重要性が近年認識され，世界各地の水域で，バクテリアと HNF の分布・変動が調べられてきた。一方，微生物食物連鎖における植物プランクトン→ DOC →バクテリア→ HNF といった一連の流れ（図17参照）は植物プランクトンのブルーミングに呼応してバクテリアが増え，さらに HNF がバクテリアを捕食することで現存量を拡大することを容易に予想させる。しかしながら植物プランクトンのブルーミングに微生物食物連鎖の構成者であるバクテリアや HNF がどう応答しているかを短いタイムスケールで調べた研究は極めて少ない。本研究では，1992年夏，瀬戸内海・家島諸島における植物プランクトン，バクテリア，HNF 個体数を連日モニターした。そして，その際発生したケイ藻のブルームにバクテリアおよび HNF がどう応答したかを示す。

（１）調査・実験

調査は1992年７月16日から８月９日まで，定点 B で

行った。調査項目は2.2.1に示したもののほか，バクテリアとHNFの個体数（水深0，5，10，15m）である。試水はグルタルアルデヒド（1％）で固定した後，DAPIにて染色（1 μg/ml）し，3ml（バクテリア）から30ml（HNF）をヌクレポアフィルター［黒25mmφ，孔径0.2（バクテリア）から0.8μm（HNF）］上に捕集して計数資料とした。計数にはUV/B2励起の蛍光顕微鏡（×1250）を使用した。計数視野は8×80μm（バクテリア）および8×80μm（HNF）の矩形であり，それぞれ40視野以上（通常60視野）計数した。なお計数は採水当日に行った。

バクテリアの増殖速度は期間中3回（7月18，25，30日）測定した。5m層の海水を1μmのヌクレポアフィルターでろ過し(100ml)，200mlの三角フラスコに入れて，25℃のインキュベイターで24時間培養した。培養前後のバクテリア個体数の変化から増殖速度を算出した。

（2）結　果

2.2.1にも記したように，7月18日の強風のため，19日に表層に栄養塩が供給された。これに伴い，ケイ藻（*Chatoceros spp.*）のブルームが20〜21日にかけて発生した。以後，成層の発達と表層での栄養塩の枯渇により，ブルームは下層に沈降していった（図18D）。このような状況のもとでのクロロフィル，バクテリア個体数（N_B），HNF個体数（N_F）の変化を図21に示す。7月17日のクロロフィルの増加開始と軌を一にしてN_Bは増加を始め，23日（クロロフィルのピークの3日後）に最大に達する（2.3×10^6/ml）。以後N_Bは急速に減少し，29日に最小値（1.1×10^6/ml）をとる。8月5日以後，N_Bはクロロフィルの顕著な増大が認められないにもかかわらず再び大きな値を示したが，これは4日の台風による底層からの有機物の巻き上げが寄与していると思われる。したがって，今回の議論は3日以前の結果に限定する。

N_FはN_Bの増加開始から3日遅れて増加を始め，以後急速に増加して，N_Bがピークに達する1日前（7月22日）最大値をとった。なおN_Fが急増する時期には，表層にピコ藍藻が卓越していた時期でもあり（図18E），HNFがピコ藍藻も餌として利用することでHNFのピークがバクテリアのピークに先んじたのではないかと考えられた。

バクテリアの増殖速度は0.021〜0.034/hの範囲にあった。

（3）考　察

以上の結果はケイ藻のブルームに対して微生物食物連鎖の構成者であるバクテリアとHNFが速やかに応答することを示すものである。またN_Bの急減期(7/24〜27)においてN_Fが高い値を維持していたことは，この時期HNFによる摂食がN_Bの減少の直接原因であることを示唆している。しかしながら，N_B減少の要因としてはこれ以外にも繊毛虫による摂食ウィルス感染も考えられるため，N_Bの減少が本当にHNFによる捕食に由来するのかを以下に考察する。

N_Bの減少がHNFによる摂食のみに由来すると仮定するとN_Bの個体数変化は以下の式で記述される。

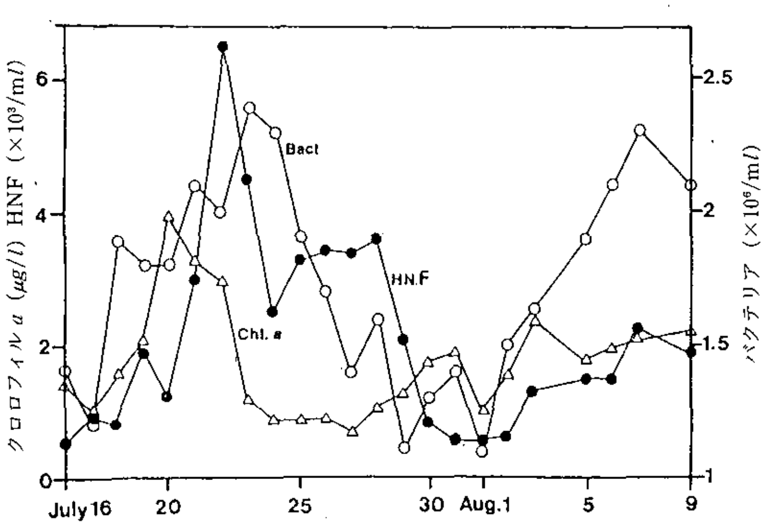


図21　表層（0〜5m平均）でのクロロフィルa濃度（△），バクテリア（○）およびHNF（●）個体数の経日変化

$$dN_B/dt = \mu_B \cdot N_B - I \cdot N_F \qquad \langle 1 \rangle$$

ここで，μ_B はバクテリアの増殖速度，I は HNF によるバクテリアの摂食速度である。μ_B は＜1 μm ろ過海水中でのバクテリア増殖速度から0.021/h（7/25,5m 層）と算定されているのでこの値を使用し，N_B と N_F については7月24〜27日の平均的な値を用いる。すると I として16 bact/HNF/h という値が得られる。また，同様な計算を10m，15m 層についても行うと，それぞれ19，30bact/HNF/h が得られた。一方，これまでいろいろな海域で I が（FLB 法などにより）測定されているが，その値は3〜80bact/HNF/h（平均15bact/HNF/h）程度である。上記の仮定に基づき現場での N_B，N_F の変化から推定した I と実験によって得られる I が同程度であるという今回の結果は，N_B の減少期（7/24〜27）においては HNF による摂食がバクテリア個体数をコントロールしていたことを強く示唆している。

N_B が最小値をとった後，N_F は急速に減少を開始する。このことは HNF がより高次の捕食者に食べられていることを示している。この点については2.2.3で一部考察する。

2.2.3 従属栄養性渦ベン毛虫の生態的役割—培養実験

プランクトン生態学の進歩に伴い，原生動物を主体とする微小動物プランクトンが，海洋生態系内での物質循環に重要な役割を果たしていることが認識されるようになった。すなわち，微小動物プランクトンは植物プランクトン捕食者として，かいあし類と同等，あるいはそれ以上の寄与をしていると考えられている（図17参照）。また，微小動物プランクトンは HNF を捕食することで，バクテリアによる有機物生産をより高次の捕食者につなげる役割を果たしている。したがって，環境管理を行う上でも微小動物プランクトンの生態的役割を明らかにすることは極めて重要であると考える。

微小動物プランクトンは主として繊毛虫と従属栄養性渦ベン毛虫によって構成されている。このうち，繊毛虫の生態学的な研究は諸外国で活発に行われつつある。一方，従属栄養性渦ベン毛虫（heterotrophic dinoflagellates，以下 h-dinos と略す）については，その現存量が繊毛虫と同程度であるといわれているにもかかわらず生態学的な知見は培養系，現場データとも極めて乏しいのが実情である。そこで，本研究においては瀬戸内海や東京湾で最もポピュラーな h-dinos である *Gyrodinium dominans* に着目し，彼らがどんな餌をどのくらいの速度で食べているかを培養系で調べることで，その生態的役割を考察した。

（i）材料と方法

実際には東京湾および播磨灘から単離した *Gyrodinium dominans*（ESD＝20μm）のクローン培養株2株を使用した。2株の間で，増殖や摂食に基本的な差は認められないので，ここでは東京株について得られた結果のみを記す。株は f/2 培地中 *Thalassiosira* sp.（ケイ藻）を餌として用い，24°Cにて維持培養を行った。維持培養中，*G. dominans* は *Thalassiosira* の穏やかな群体を食べて増殖する。

（a）餌の好み

7属18種の植物プランクトンと，バクテリア（1株），HNF（1株）が餌として利用可能かどうか検討した。f/9 培地（10ml）にパスツールピペットで十分洗浄した *G. dominans* を10個体導入する。これに餌を加えて，24°C，100μE/m^2/s，12：12LD にて数日間培養した。培養終了時点で *G. dominans* の最終細胞濃度を計数し，培養期間中の増殖速度を求めた。そして増殖速度を指標にして餌の好みを評価した。

（b）摂食速度の餌濃度依存性

プラシノ藻 *Nephroselmis* aff. *rotunda*（球換算粒子径 -ESD-＝4.5μm）および渦ベン毛藻 *Heterocapsa triquetra*（ESD＝15.3μm）を餌として使用した。f/9 培地10ml によく洗浄した *G. dominans* を約300個体パスツールピペットで添加する。これに，餌を様々な濃度で添加し，一定時間培養したのち，グルタルアルデヒドで固定を行う。固定サンプルを DAPI にて染色し，ヌクレポアフィルター上にろ過捕集して，*G. dominans* の検鏡サンプルを作成した。そして，*G. dominans* 体内に含まれる食胞の数を蛍光顕微鏡にて計数し摂食速度を求めた。検鏡した *G. dominans* 個体数は50〜100cells/sample であり，実験は3連で行った。なお，このような実験では，培養を長くし過ぎると食胞が体内で消化されてしまうため，体内に含まれる食胞の数が摂食速度を反映しなくなる。正確な摂食速度を求めるには個体当たりの食胞の数が時間とともに直線的に増加するような培養時間を選ぶ必要がある。我々は予備実験に基づき，培養時間を1時間に設定した（図22）。

（2）結　果

（a）どんな餌を好むか？

好適な餌が十分にある場合の *Gyrodinium dominans* の増殖は極めて速やかで 1.4/day（一日に 2 回分裂）に達する（図23）。また，餌の好みについては次のような特徴があげられる。

- アモルファスな餌，例えば *Thalassiosira* sp. の穏やかな群体や，*Nephroselmis* と HNF が付着したバクテリアフロックを非常に好む。
- 溶存体の有機物は直接利用できない。
- フロックを作らないバクテリアやピコ藍藻といった 2 μm 以下の粒子は餌として利用できない。
- *Skeketonema costatum* や *Chatoceros sociale* といったしっかりした鎖状群体を作るケイ藻は餌として利用できない。

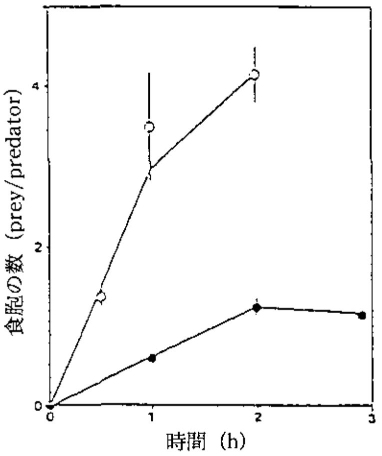


図22　*Gyrodinium dominans*.（東京株）摂食の時間変化 *Neohroselmis* aff. *rotunda*（○）および *Heterocepa triquetra*（●）を餌とした場合

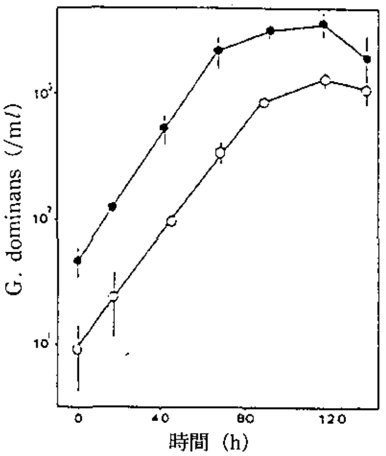


図23　*Gyrodinium dominans*. 増殖直線
東京株（●）および播磨株（○）

- ESD が 4 ～26μm の範囲にあるプランクトンは餌として好適である。

（b）摂食速度の餌濃度依存性

ESD が4.5μm の *Nephroselmis rotunda* を餌とする場合，摂食速度は餌濃度とともに直線的に増加し 1×10^5/m*l* において 3 prey/predator/h に達する（図24A）。また，volume specific clearance rate（単位時間当たり，自らの体積の何倍の水を捕食者が「ろ過」できるか）は 6×10^3/h で餌濃度によらない（図24B）。

ESD が15.3μm の *Heterocapsa triquetra* を餌とする場合，摂食速度（*I*）の餌濃度（*S*）依存性は Michaelis-Menten タイプの式で記述される（図25A）

$$I = VS/\ (K+S) \qquad \langle 2 \rangle$$

ここで *V* は最大摂食速度，*K* は半飽和定数である。そして，東京株および播磨株の *V* と *K* はそれぞれ

$V = 0.59,\ 0.82$prey/predator/h

$K = 180,\ 820$/m*l*

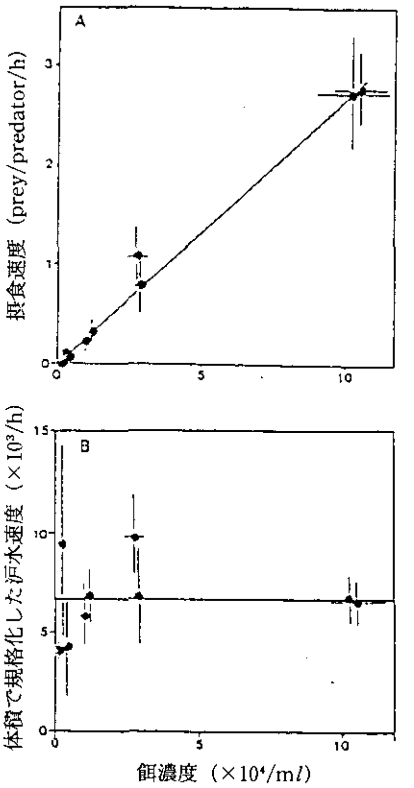


図24　*Gyrodinium dominans*.（東京株），*Nephroselmis* aff. *rotunda* を餌とした時の摂食速度（A）および volume specific clearance rate（B）の餌濃度依存性

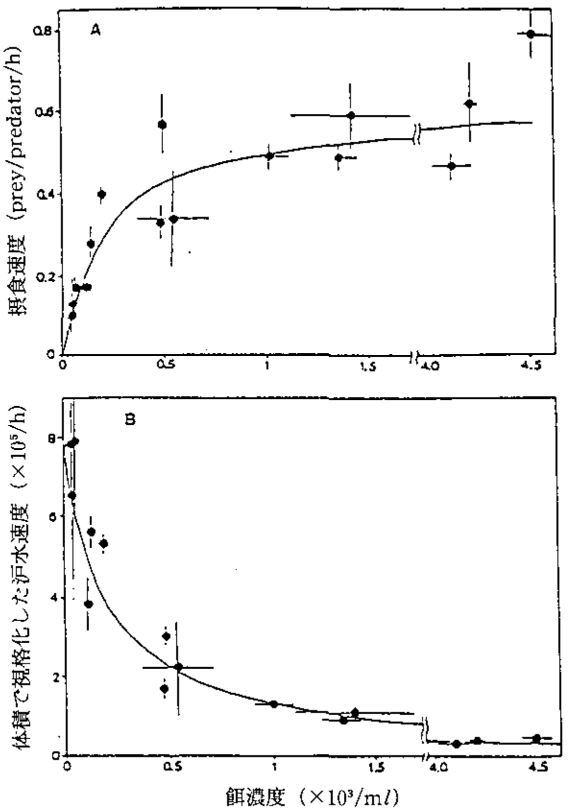


図25 *Gyrodinium dominans*（東京株），*Heterocapsa triquetra* を餌とした時の摂食速度（A）および volume specific clearance rate（B）の餌濃度依存性

で与えられる。また，細胞体積当たりのろ水速度は *N. rotunda* を餌とした倍に比べて約２桁大きい（図25B）。

（３）考　察

４ μm 前後の渦ベン毛を餌とする場合，*Gyrodinium dominans* の増殖は（餌が十分あれば）速やか（～１/day）である。したがって，現場においても *G. dominans* は HNF や小型のベン毛藻を餌として，群集を維持しているのではないか？と最初に考えた。しかしながら，東京湾のような富栄養化した海域においても，２～８ μm の範囲にあるベン毛藻と HNF の個体数の和は高々 3×10^4/ml に過ぎない。このとき *G. dominans* の摂食速度は，１時間当たりようやく１個の餌（４ μm）を食べることができるのみであり（図24A），簡単な計算によると，これではとても，速やかな増殖は維持できないことが分かる。また，２～８ μm のプランクトン群集に対する摂食圧を計算すると，*G. dominans* 現存量が100/ml のように異常に大きな場合でさえ（通常は10/ml 以下）6.3%/day であり，２～８ μm プランクトン群集の消長にほとんど影響を及ぼしていないことが分かった。

一方，15μm 前後のベン毛藻を餌とするとき，餌濃度が 100/ml 程度であれば，*G. dominans* は速やかに増殖できることが簡単な計算から分かる。このような濃度は赤潮（>500/ml）よりもはるかに低いレベルである。また，15μm 前後のベン毛藻が赤潮を形成したとき，*G. dominans* による赤潮群集（500/ml）に対する摂食圧は，*G. dominans* 現存量が 30/ml のとき，＜２＞式から 45%/day と計算される。このような結果に基づくと，15μm 前後のベン毛藻による赤潮が発生した場合，*G. dominans* は赤潮を食べながら個体群を拡大し，最終的には赤潮を消滅させることができると考えられる。

以上の結果，*G. dominans* は比較的大型のナノ植物プランクトン群集の消長を左右する因子として，内湾生態系で重要な役割を果たしていることが推察された。

なお，15μm 前後のプランクトンが少ないとき（<10/ml）*G. dominans* はほとんど増殖できないが，おそらくは，海水中に存在するアモルファスな物質（例えばバクテリアフロックやピコ藍藻のクランプ）を食べて，かろうじて群集を維持しているのであろう。

2.2.4 従属栄養性渦ベン毛虫の生態的役割―赤潮に伴い何が起こったか？

従属栄養性渦ベン毛虫（heterotrophic dinoflagellates；h-dinos と略）の培養系における知見はここ数年，徐々にではあるが，蓄積されつつある。しかしながら，h-dinos がどのような条件で個体群を拡大し，また植物プランクトン群集にどのようなインパクトを与えているかといった，現場観測に基づく情報はきわめて乏しいのが実情である。

2.2.3 において我々は瀬戸内海で最もポピュラーな h-dinos である *Gyrodinium dominans*（ESD＝20μm）の餌嗜好性および摂食・増殖の動力学を培養系で解析した。そして本種は自らと同程度の大きさの餌を好み，その摂食速度は瀬戸内海に多発する *Gyrodinium mikimoti*（ESD＝15μm）赤潮を消滅させ得ることを指摘した。一方，我々は1985年以来毎夏，瀬戸内海の家島諸島（播磨灘）にて海洋調査を行ってきた。そして，1994年夏の調査では，期間中 *Gymnodinium mikimotoi* による赤潮が発生した。この際 *G. dominans* を始めとする h-dinos 群集の現存量と現場増殖速度がどのように変化したのかをここでは報告する。そして，内湾生態系におい

てh-dinosが重要な役割を果たしていることを示す。

（1）材料と方法

1994年7月15日から8月8日にかけて，家島諸島周辺の定点B（水深21m）にて調査・採水を行った。h-dinos計数用の試水は，水深0，10mから採水し，各80mlをグルタルアルデヒドで固定した後，DAPIにて染色した。さらに，染色試水の20mlを孔径0.8μmヌクレポアフィルターにろ過捕集して計数用プレパラートを作成した。計数は採水当日，蛍光顕微鏡にて行った。h-dinosは有殻・無殻，大きさ（>20，20〜40，>40μm）のカテゴリーごとに計数した。また，我々は*Gyrodinium dominans*の消長に特に関心があるので，蛍光顕微鏡下*G. dominans*と思われるh-dinos（*Gyrodinium dominans*-lile particle；GDLP）を別途計数した。さらに固定・染色を行ったサンプルでは蛍光顕微鏡下h-dinosの種の同定が困難なので，生サンプル（0.5ml×3）中に存在するh-dinosの同定を光学顕微鏡下で行った。植物プランクトンも各カテゴリーごとに（例えば無殻の渦ベン毛藻20〜40μm）計数を行った。さらにh-dinosと競合関係にあると思われる繊毛虫についても，有殻・無殻，サイズ，従属栄養・混合栄養などのカテゴリーごとに計数した。HNF（2〜8μm）やバクテリアについても計数を行った。

h-dinos現場増殖速度は期間中9回測定した。試水は水深0あるいは10m海水である。採水後，試水を50μmのフルイでろ過し，ろ液（約700ml）を25℃，照度150μE/m/s，12：12時間の明暗周期に保ったインキュベータ内で約24時間培養した。そして，培養前後の個体数変化からh-dinosの増殖速度を算出した。

（2）結　果

7月26日に*Gyrodinium mikimotoi*による赤潮が発生した。*G. mikimotoi*は8月1日まで高濃度（〜300/ml）を維持したが，2日に急増し，8日の調査終了時には「平常」に戻った（図26）。

h-dinosのうち*G. dominans*類似のh-dinosであるGDLPは赤潮発生増加を開始して，8月7日まで高レベル（>10/ml）を保った（図26）。なお，生サンプルの検鏡によっても*G. dominans*の赤潮後の卓越が確認された。また，40μm以上の無殻のh-dinos（NHD>40μm；*Gyrodinium spirale*がほとんど）は7月30日以後急増して8月4日に最大となった（図26）。赤潮発生期間中GDLPやNHD（>40μm）の体内には*G. mikinotoi*由来と思われる食胞がしばしば観察された。

h-dinosの現場増殖速度は赤潮発生前および後で小さく（>0.3/day）発生期間中（7/26→8/1）はGDLP，NHD（>40μm）とも大きな（>0.7/day）値を示した。

（3）考　察

赤潮やケイ藻ブルームの直後にh-dinos個体数が増加することは良く知られている。しかし，赤潮の全過程を通じてh-dinosの消長を明らかにしたのは今回の研究が

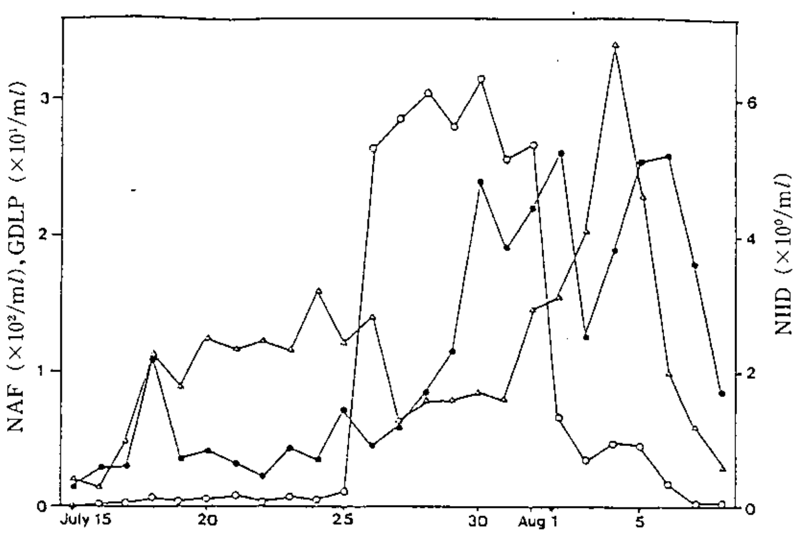


図26　*Gymnodinium mikimotoi*（○），GDLP（●）および無殻で>40μmのh-dinos（△）の現存量の経日変化
0mと10mでの計数値の平均値。

初めてである。

赤潮の発生に伴い h-dionos や NHD (>40μm) の現存量と現場増殖速度は著しく増加した。さらにこれらの体内に *G. mikimotoi* の由来と思われる大きな食胞が存在していたことから，GDLP，NHD(>40μm)とも赤潮の発生により餌制限から解放されて個体群を拡大したものと思われる。

2.2.3において *G. dominans* による *Heterocapsa triquetra*（*G. mikimotoi* と同じサイズ）摂食速度の餌濃度依存性を示した。この結果を現場の GDLP と *G. mikimotoi* に適用し，さらに「NHD（>40μm）の単位体積当たりの摂食速度は *G. dominans* と同程度である」という仮定を用いると，GDLP と NHD（>40μm）が一日当たりどれだけ *G. mikimotoi* の現存量を摂食しているかが計算できる。その値は赤潮消滅直前の8月1日に最大(55%/day)に達した。したがって，8月1～2日にかけての赤潮の急減に *G. dominans* (GDLP) や *Gyrodinium spirale* (NHD>40μm) を始めとする h-dinos 群集が重要な役割を果たしていることが示された。

一方，h-dinos と競合関係にあると考えられる繊毛虫は，調査期間を通じて無殻の少毛類（約45μm）が卓越していた。そのバイオマスは7月15～20日にかけては h-dinos と同程度であったものの，それ以外の期間では h-dinos をかなり下回った。また，繊毛虫の個体数は赤潮の発生によっても増加することなく，赤潮由来の食胞も体内に認められなかった。さらに，繊毛虫の個体数は2～8 μm の HNF および植物性ベン毛虫個体数の和と同調的に変化した（図27)。同じ「微小動物プランクトン」と言っても h-dinos は大型のナノプランクトン（～15 μm）を捕食し繊毛虫は小型の（2～8 μm）ものを好むと言うように，h-dinos (20μm) と繊毛虫 (45μm) は海の中で直接の競合関係にないのかも知れない。

2.3 青潮発生機構と発生予測

海域の富栄養化がもたらす悪影響は，赤潮の発生のみならず，底層の貧酸素化を引き起こすことによって海域環境に対し，種々のインパクトを与える。東京湾奥部の千葉港から幕張，船橋にかけての沿岸部において，夏から初秋の時期に，北～北東風が数日吹いた後に，海表面が青白もしくは青緑色に変色する現象，いわゆる青潮がしばしば観察される（写真1～6，ただし，写真1は青潮非発生時)。青潮の発生過程は，①底層において貧酸素水塊が形成され，②離岸風などの作用により貧・無酸素底層水が湧昇し，青潮特有の着色に至る二段階に分けて考えられる。青潮の発生時には，沿岸浅海域に湧昇した貧酸素水・硫化水素の影響で魚介類のへい死がみられ，水産業への被害が問題化している。

本研究は，青潮発生予測手法の確立を目指して，①青潮発生海域調査の実施，②室内実験による湧昇流の実験的研究と数値シミュレーションモデルによる流れの解析，③気象データを加えた発生要因と発生機構の検討，④①～③を踏まえた青潮発生予測とその適合性の検討を図った。

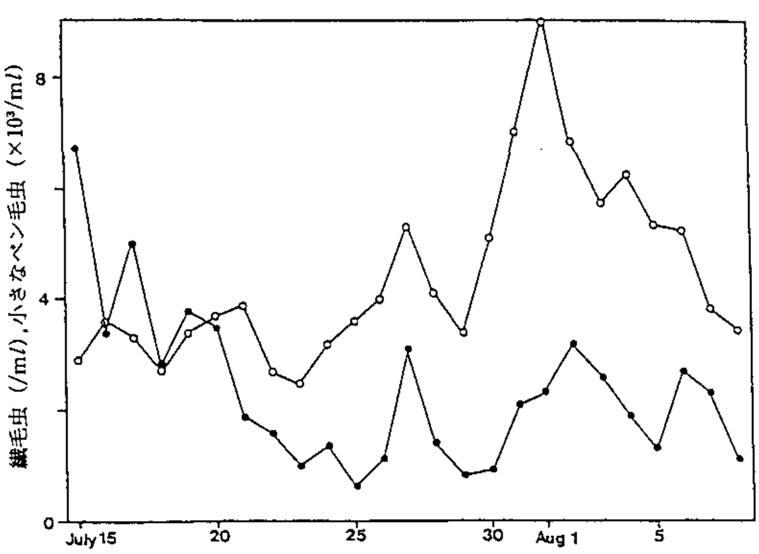


図27　無殻の繊毛虫（>20μm，●）および小さなベン毛虫+HNF(2～8μ，○）の現存量の経日変化
0m と10m での計数値の平均値。

写真1　東京湾西浜沖一幕張沖
青潮非発生時：1992年9月16日

写真2　千葉港内
青潮発生時：1992年10月8日
（千葉測候所提供）

写真3　東京湾西浜沖
青潮発生時：1992年10月8日

写真 4　船橋航路周辺
青潮発生時：1992 年 8 月 6 日

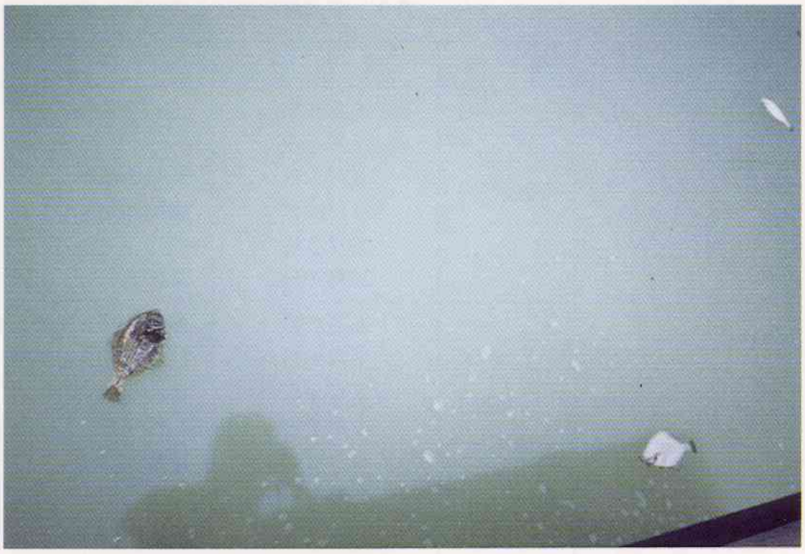


写真 5　船橋航路周辺
青潮発生時：1992 年 8 月 6 日

写真 6　船橋航路周辺
青潮発生時：1994 年 9 月 27 日

2.3.1 青潮発生事例

東京湾における青潮発生は，1963年頃から観測され，1980～1994年の15年間で約110件，延べ日数にして160～170日に及んでいる。これまでの主な被害は，1966年に浦安～稲毛間の9,000ヘクタールで，アサリを中心に総量約８万トンがへい死した。また，1983年には幕張海岸を中心にムラサキガイがほぼ全滅し，1985年には行徳，船橋沖で約３万トンのアサリがへい死した。このような大規模な青潮の発生は数年に一度の頻度で起こるが，小規模な青潮は，船橋港や千葉港などで５～９月にかけ頻繁に発生しており，最近５年間の観測事例にも示されている(表３)。東京湾以外の海域における青潮と類似の現象として，三河湾，浜名湖の報告例があるが，最近では大阪湾の一部にも同様の現象が観測されている。

2.3.2 貧酸素水塊の形成機構

夏期の海域は，日照や淡水流入の影響で，表層水の方が底層水に比べ高温・低塩分のため軽く，鉛直混合の起こりにくい安定な成層構造になっている(図28)。表層で増殖した植物プランクトンは，やがて死滅し，海底に堆積する。温度・塩分成層下では底層水の溶存酸素量は表層からの酸素供給が断たれる上に，堆積有機物の分解に伴って消費され続け，著しく減少する。このような現象は，我が国の富栄養化した，あるいは閉鎖性の強い内湾で良くみられる。底層の溶存酸素は，表層水の巻き込み・拡散，潮流など外洋水との混合により増加し，生物の呼吸や微生物による有機物の分解で減少するため，どの程度まで貧酸素化が進むかは，海域の海水交換，成層の強さ，富栄養化の程度で変化する。富栄養化した東京湾で

表３　東京湾における青潮発生事例（1989～1993年）

発生年	発生日	発生海域	発生状況
1989年	６月20日 ７月４日 ８月５日 ９月24日 10月２日 10月29日	 船橋航路内 船橋地先～千葉市 幕張地先	小規模 中規模
1990年	６月27日 ８月４日 ８月５日 ９月７日 ９月８日 ９月27日	茜浜～稲毛地先，千葉港 稲毛地先～千葉市 市川地先～市原市 船橋地先 千葉港内 幕張地先	着色なし
1991年	６月24日 ８月５日～８日 ８月８日～10日 ８月12日～14日 ８月16日～18日	船橋航路内 船橋航路～茜浜 市川航路，海浜公園地先 船橋航路 茜浜	アサリへい死
1992年	６月１日 ６月11日 ６月19日 ７月２日 ８月３日～６日 ９月６日～11日 10月６日～８日	船橋航路～茜浜～幕張地先 千葉港 船橋航路～茜浜，千葉港 船橋航路～茜浜 市川航路～船橋航路～茜浜 葛西臨海公園地先～市川港 千葉港，船橋航路～茜浜	中規模
1993年	６月２日 ７月１日～２日 ７月８日 ７月21日～24日 ８月27日 ９月10日 ９月22日～23日	江戸川～養老河口 千葉港～検見川 船橋港～幕張地先，千葉港 浦安～千葉港 千葉港 船橋航路 茜浜～幕張地先	中規模

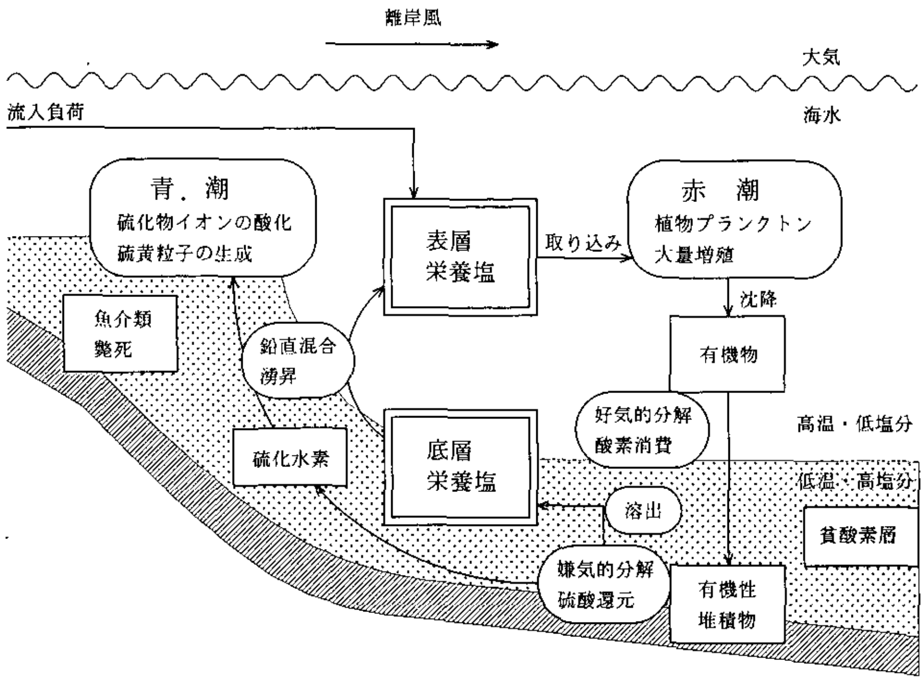


図 28　青潮発生海域鉛直構造概念図

は，この時期に恒常的に赤潮が発生しており多量の有機物の供給があるため，数日間の好天の日が続けば成層が発達し，湾奥部底層水中の酸素はほとんど消費尽くされる。ここで，貧酸素とは溶存酸素が概ね 3 mg/l(飽和濃度の約40%）以下を，無酸素とは計測法の問題で零と区別できない程度をいう。酸素の存在下では，有機物は生物の呼吸や好気性従属栄養細菌などの作用で酸素を用いて分解される。無酸素（嫌気的条件）下では底生生物などは生息できないが，有機物は微生物により分解され，硝酸還元，発酵，硫酸還元，メタン生成と，より還元的な過程へと段階的に進む。海水中には豊富な硫酸イオンが存在するので，海水中，海底泥中では最も還元的な条件で硫酸還元が主な反応となる。この過程は，硫酸が還元され，生物に有毒な硫化水素が発生することから生態系に重要な過程といえる。

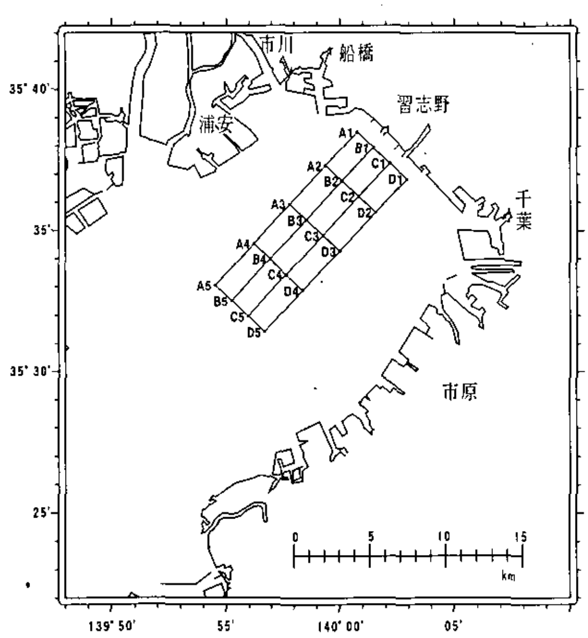


図 29　東京湾調査地点

2.3.3　青潮調査

（1）貧(無)酸素水塊の動態と水温・塩分の成層構造

千葉県船橋沖を中心とした青潮発生海域において，その発生機構と掘り下げ航路や浚渫窪地との関連を検討するために，当海域に 4 カ所を調査地点として設定した。沖合の定点（図 2，地点 B；図29，A 5）での溶存酸素(DO)は 8，9 月の温度･密度成層期に底部で 3 mg/l 程度まで低下するものの10m 以浅や他の時期では 5 mg/l 以上であった。一方，浚渫窪地上の定点では10m 以深で 5～10月に 1 mg/l 以下となり，著しい貧酸素状態を呈している。また，岸寄りの浅い定点で得られた DO は浚渫窪地と比べ底層で高いほかは，ほぼ同じ値を示した。このほか，航路入り口部の定点での DO は沖合の定点の値に近似していた。これらのことから，夏期には図29A 1～D 1 の岸に近い海域の水質は青潮発生を示唆してい

るものと考えられる。

大規模な青潮の発生しやすい９～10月初旬に，東京湾北東部海域でDO・水温・塩分等の水平・鉛直分布とを調査し，青潮発生との関連について検討した。茜浜沖から南西に延びる線上に2.5～４ km間隔でＡ１～５を，これから南東方向に1.5km離れてＢ１～５を，以下同様にＣ１～５，Ｄ１～５の20点を調査地点に選び（図29），1992年９月16，17，29日及び10月８日に調査した。水平移流による水質の時間変化への影響をできるだけ小さくするために，船を２隻使用し，午前中の短時間（８～12時）に，２台の多項目水質測定器で測定した。調査期間中，９月16，17日は水温・塩分の躍層が発達しており，沖合の底層が貧酸素化していた(図30，31)。一方，９月６～12日と10月４～８日に当海域に青潮が発生し，10月８日（青潮時）の調査では，青潮発生時の水質の水平・鉛直分布が得られた。青潮時に，水温は調査した全地点・全水深で，19.3～20.5°Cの範囲でほぼ一様であり，DOの鉛直分布は，岸に近い程，DO成層の位置が浅くなっていた(図30，31)。成層時には，全データで，塩分とDOの間には良い逆相関がみられた。青潮時には，同様の逆相関が岸から遠い地点について得られたが，岸よりの地点では，この関係から外れていた。これらのことから，青潮の発生機構として，湧昇のほかに，底層の巻き上げを伴う鉛直混合が推察された。

青潮発生海域で溶存酸素が年間を通じてどのように減少・回復を繰り返しているのか，実測の調査結果を図32に示す。夏に入ると，底層に貧酸素化（DO< 3 mg/l）がみられはじめ，ついには最悪の無酸素状態に達する。この状態は数カ月に及び，生物の生息できない環境となる。やがて晩秋から冬期になると，DOの値は増大し，飽和濃度に回復するとともに生物が棲める状況が生まれる。つまり，海水の鉛直混合の抑止力の大小を考えると，表層と底層の水温差（塩分差）が拡大する夏は大きく，縮小する冬は小さい。

いったん生成した底層無酸素水塊は，たとえ強い水温・塩分成層（大きな水温差・塩分差）が存在していても，水温より低い北偏風（離岸風）が連吹すると，底層水が湧昇しながら表層に輸送される(図33)。同時に，自然対流が生じるために，鉛直混合が盛んに起こり，青潮発生前の強い成層は，青潮発生中に崩壊して，水温・塩分の鉛直分布がほぼ一様となる（図34)。

（２）水温・塩分の成層構造に及ぼす海面冷却の影響

青潮発生のメカニズムを解明するためには底層水の挙動（湧昇）を明らかにする必要がある。従来の研究では，湧昇流は，もっぱら吹送流に起因する補流として水理学的にとらえられてきた。本研究の初期段階で，過去の青潮発生時の気象データ（気温，風向，風速など）と，海

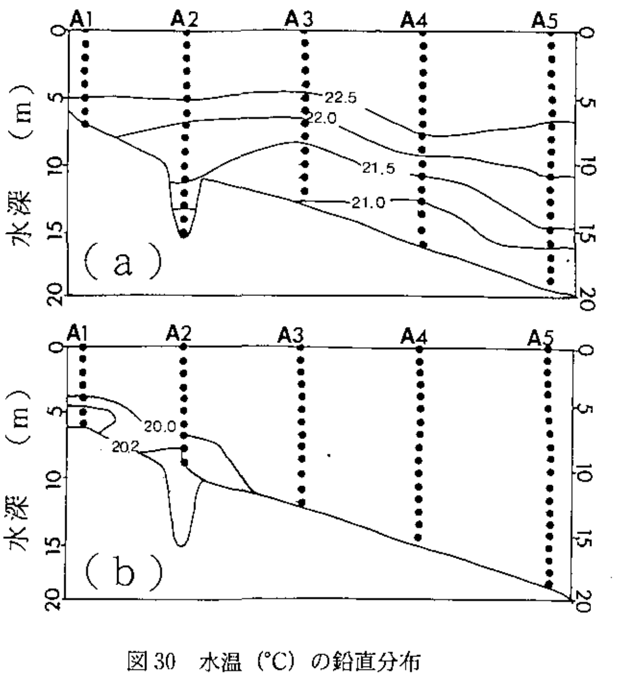


図30　水温（°C）の鉛直分布
(a) 1992年９月17日成層時
(b) 1992年10月８日青潮時

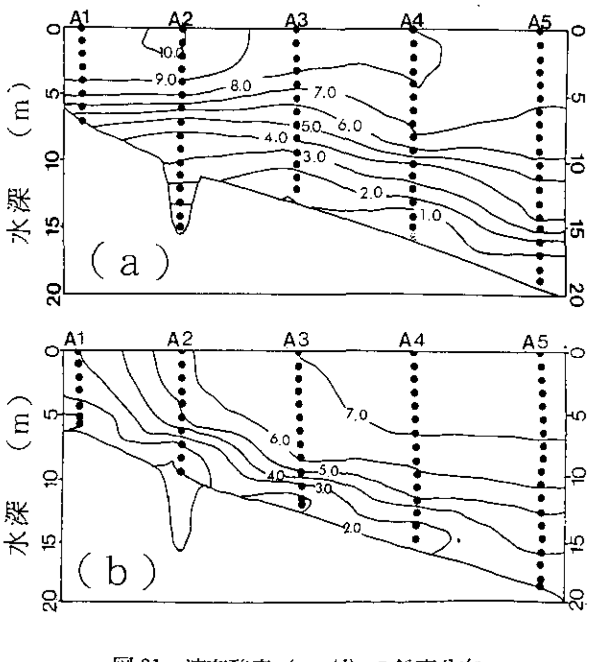


図31　溶存酸素（mg/l）の鉛直分布
(a) 1992年９月17日成層時
(b) 1992年10月８日青潮時

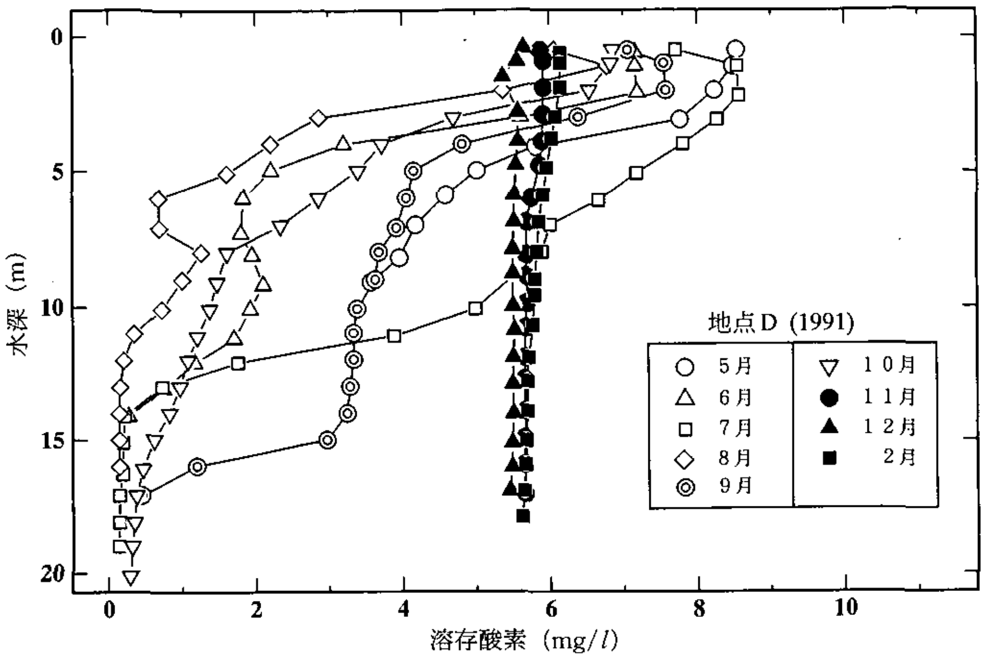


図32　東京湾における溶存酸素の季節変化

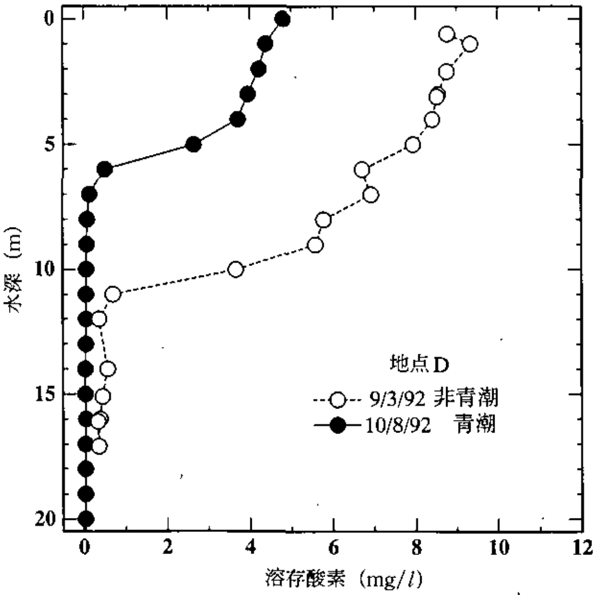


図33　青潮・非青潮時における溶存酸素鉛直分布

水温の変化を解析した結果，気温と表層付近の水温に明瞭な低下がみられた。海表面で発生した自然対流は鉛直混合流となって成層を弱めるように働くことから，湧昇流が加速され，青潮の発生をしやすくするものと考えた。

海面での熱流方向を調べるために，①太陽から受ける放射熱，②海面から大気中への放射熱，③海水の蒸発による潜熱，④海面での顕熱を，それぞれ気温，湿度，気圧，日射量，雲量，風速，水温，水蒸気圧などの観測値を用いて求めた。結局，海面の熱流束（Q）は，Q=①−②−③−④によって算出することができる。したがって，Q< 0 では海面冷却，Q> 0 では海面加熱が行われるが，一般に海面における熱移動量は春〜秋が大気から海洋に向かう量が多く，冬〜早春は逆に海洋から大気に向かう量が多い。

1993年9月20〜23日の青潮発生時を中心に，前後4日間の海面での熱流束の計算結果を図35に示した。9月18日に南寄りの暖かい風によって海面は正味350cal/cm²/day の受熱があるが，19日からの北偏風への転向に伴って，受熱量が減少しはじめ，21日には放熱量が受熱量を上回った。この海面での放熱現象は，再び南偏風に転向（24日）するまで続いた。特に，22日の青潮最盛時の熱流束は最小値を示すとともに，海面冷却による自然対流の発生と，それに基づく鉛直混合流の誘因となっていることが推察できる。青潮発生時は夏にもかかわらず，海面から大気中への放熱が起こっており(図35)，自然対流の発生と鉛直混合の存在が確認できた。なお，正味の熱流束は全天日射量から太陽放射熱量，潜熱輸送量及び顕熱輸送量を差し引いて求めた。

2.3.4　室内実験

内湾で形成された水温成層と塩分成層はどのような条件で崩壊していくのかを明らかにするために，内湾密度流装置（図36）を使った室内再現化実験を行った。本装置は内湾模擬部（水路)，外洋模擬部（水槽）から構成さ

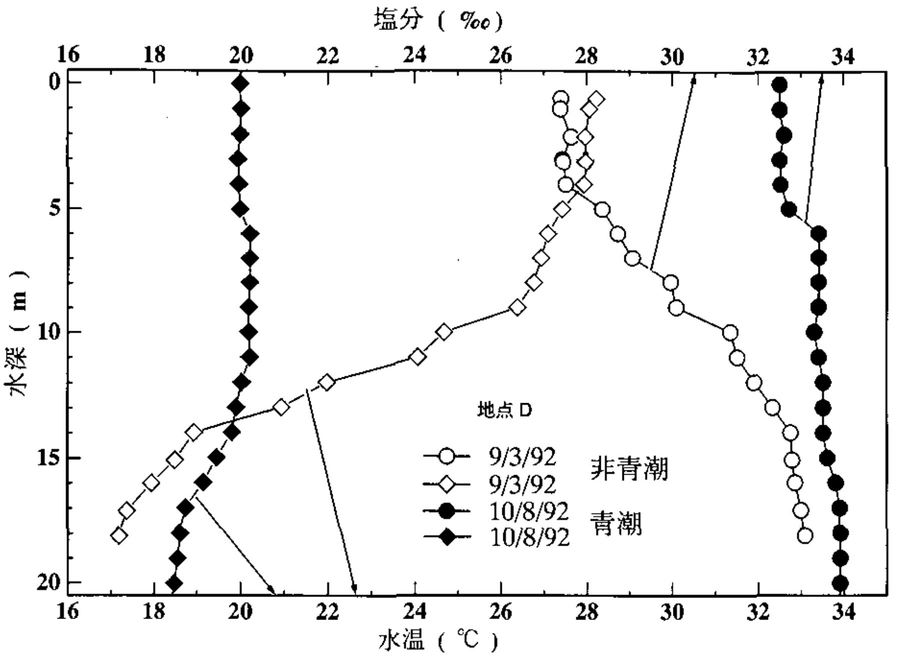


図34　青潮・非青潮時における水温・塩分鉛直分布

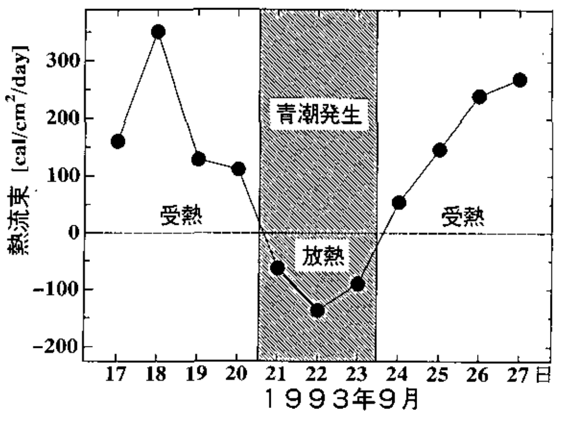


図35　青潮・非青潮時における海面熱収支

れており，水路と平行に離岸風または向岸風を連吹するための風洞が装備されている。

（1）水温・塩分成層の崩壊

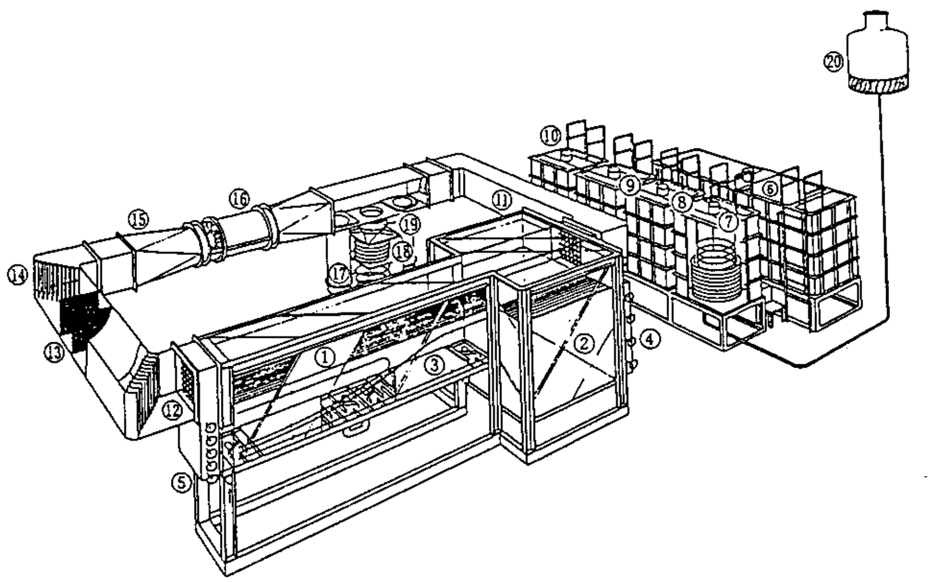
実験は，表1などの従来の青潮発生事例で観測された気象条件を設定して行った。初期条件（t＝0）として，内湾部の水路内に青潮発生前の温度・塩分成層を形成させた。一方，離岸風の条件として，風洞の気流温度を海水温より4～6℃低く，また風速を4 m/sと8 m/sに設定した。図37は湾奥部で測定した水温鉛直分布を示す。初期にあった水温成層が離岸風の連吹を受けると，数時間後に崩壊し，表層（水面）から底層まで一様な水温となることが分かる。一方，塩分成層についても同様に，成層崩壊がみられ，水面から底面まで均一な塩分分布となっている(図38)。これまでに得られた青潮発生前後における東京湾観測結果がこれら室内実験によって検証された。

（2）流れの可視化実験

青潮発生に重要な成層崩壊過程を詳細に検討するために，水路内流れについて実験的に検討した。実験方法は流れへの影響を極力避けるために，直径1ミリの細管を用い，その先端から定量ポンプによって送られた微量の染料溶液を流れの中に連続的に注入した。湾奥部（水路上流部）と湾中央部（水路中間部）の2カ所で，着色した流線の軌跡を8ミリビデオ装置で連続撮影した。本実験で，水温より数℃低い離岸風を連吹させると，温度・塩分成層は徐々に崩壊し，やがて湾奥部にあった底層の水塊（**写真7**）は，湾中央部から湾奥に向かう流れ（向岸流）に同伴して，岸壁（水路上流端部）では湧昇流となって水面に輸送されている様子が確認された（**写真8**）。この時，表層付近では水面冷却によって生じた冷水塊が下降流となり，次第に鉛直混合を増幅させながら，やがて湧昇流を伴った鉛直循環流が形成される現象も観察された。

2.3.5　数値シミュレーション

青潮発生時は，湾奥の沿岸部で鉛直流れが支配的に



①内湾部（両側面ガラス） 水深0.7m x 幅0.5m x 長さ4m
②外洋部（両側面ガラス） 水深1.3m x 幅1.5m x 長さ1.5m
③温度設定底板
④塩水出入口（4層）
⑤淡水出入口（5層）
⑥塩水補助タンク
⑦塩水槽
⑧外洋底板ブライン槽(1)
⑨内湾底板ブライン槽(2)
⑩淡水層
⑪風洞部（回流型）
⑫整流格子
⑬整流ネット
⑭コーナー弁
⑮角丸拡散胴
⑯送風機 軸流可逆 1段
⑰除湿フレオン コイル
⑱除湿スチーム コイル
⑲除湿ファン
⑳クーリング タワー(冷凍機)

図36 内湾密度流実験装置

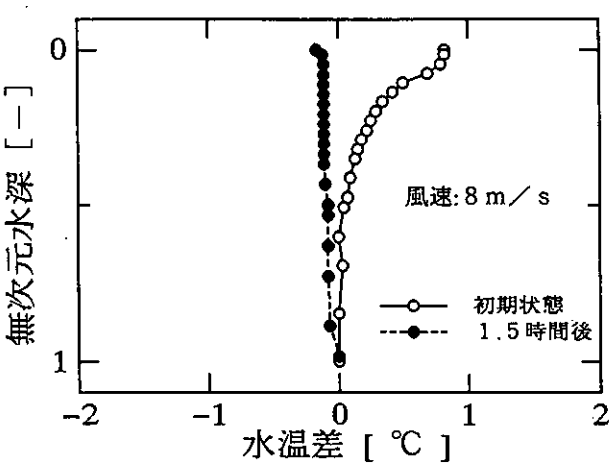


図 37 青潮発生時の気象条件における装置内水温鉛直分布

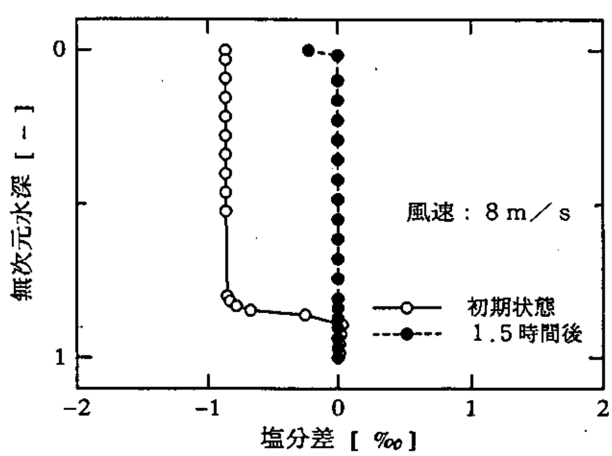


図 38 青潮発生時の気象条件における装置内塩分鉛直分布

なっていることから，鉛直2次元流動モデルを作成した。計算は，当研究所に設置されている大型電子計算機(HITAC M-680/180E) を用いて，逐次差分法によって種々の条件（風速，気温，水温，日射量，湿度，気圧，蒸気圧など）における流向・流速と塩分（密度）分布を求めた。図37，38の実験と同一条件を与えたときの計算結果の一例として，内湾密度流装置内の湾奥—外洋部のフローパターンを示す(図39)。全体として，上層では吹送流（離岸風）に伴う離岸流がみられ，下層では逆向きの向岸流がみられる。さらに，向岸流は，湾奥で湧昇流となって上層に移動しており，前述の実験結果と同様な鉛直循環流の形成が認められた。

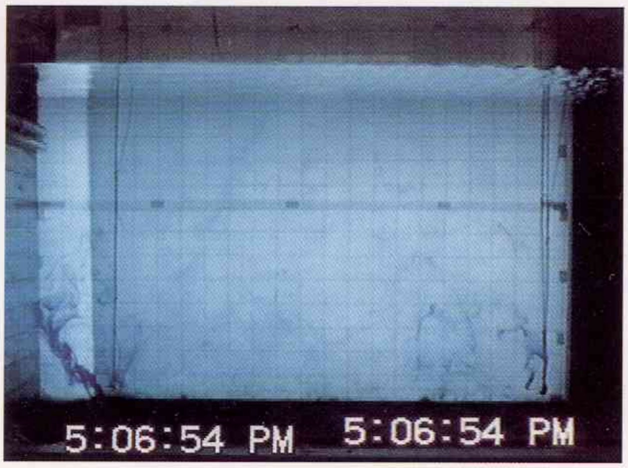


写真７　内湾密度流装置内流れの可視化
（湧昇流発生開始）

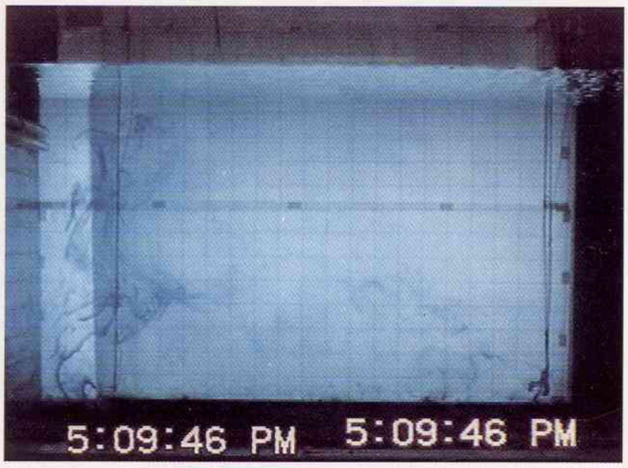


写真８　内湾密度流装置内流れの可視化
（湧昇流発生中）

図 39　鉛直２次元モデルによる装置内の流向・流速の数値計算結果

2.3.6　青潮発生条件の特定化と発生予測の適合性

上述の海域調査，室内実験及び数値計算によって，青潮現象は，底層無酸素水塊の流動に熱移動が深く関与していることが示された。すなわち，湧昇流の発生要因として，従来提唱されていた離岸風による吹送流とは別に，海面冷却に起因する鉛直混合の相乗作用の存在が明らかになった。そこで，これらの知見と気象に関する諸データのうち，青潮発生と最も相関の高いパラメータの抽出を行った。その結果，最も基本的で，シンプルな発生因子と発生条件を特定し，図式化した(図40)。条件Ⅰは貧・無酸素水の存在を意味し，条件Ⅱは離岸風による湧昇流の発生を表している。また，風向は東京湾の位置と形状から定まるもので，この場合は，向岸流が生じやすい北寄りの方向に相当する。なお，一般に風速が大きくなると成層が破壊され，底層水の巻き上げが起こる。このため，例外的に風速が９ m/s 以上では次の条件Ⅲを満足しない場合にも青潮発生がみられる。条件Ⅲは海面冷却によって生じる自然対流が鉛直混合・湧昇流を促進し，青潮を起こりやすくすることを意味している。

条件Ⅱ，Ⅲを示す具体例として，1993年７月における風向と日平均気温の変化の推移が青潮発生にいかにかかわっているかを示した(図41)。北偏風に連動して一定値以上の気温の低下がみられると，青潮が発生することをよく表している。

1989～1993年までの５年間に東京湾で発生した青潮は合計31件，延べ54日が確認されている。これら全事例について，条件Ⅰ，Ⅱ，Ⅲを満たしているいるか否かを調べた結果，延べ54日中50日が満足しており，青潮発生の約93%を説明することができた。

2.4　東京湾の３次元流動モデル

東京湾・大阪湾・伊勢湾に代表される閉鎖性海域は外

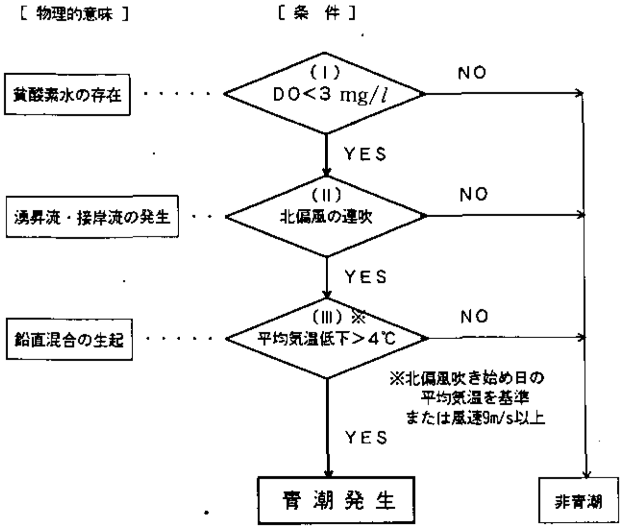


図 40　東京湾における青潮発生条件

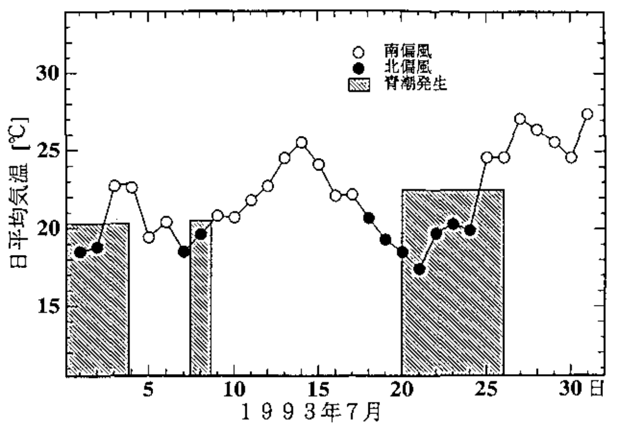


図 41　青潮発生時における日平均気温と風向
(千葉港周辺)

洋との海水交換が少なく，汚濁負荷も高いことから富栄養化が進行し，貧酸素水塊の形成等海洋環境の劣化が進行している。これら閉鎖性海域は河川からの淡水流入，湾口での潮汐及び海面での風による応力の影響を受けて複雑な流れを示す。海洋生態系を通じての物質循環を規定する栄養塩や生態系構成要素の水平・鉛直の分布は，流動現象によって支配されているため，流動モデルと海洋生態系モデルとの連立により富栄養化現象を再現させ，さらに将来の水質を予測することは閉鎖性海域における水質改善対策の推進に不可欠である。ここでは水温・塩分・流速の3次元モデルを用いて1989年9～10月に得られた連続観測結果を用いてモデル検証を行った。

2.4.1　3次元流動モデル

感潮域や閉鎖性海域に通常見られる1～100kmの空間スケールと潮汐30日程度の時間スケールに代表されるような現象を表現できる連続方程式，運動量方程式，塩分方程式からなる Blumberg and Mellor (1983, 1987) によって作られたモデルを基本とし，表面での熱収支を考慮した熱方程式を渡辺ら (1994) が新たに付け加えてモデルを開発した。運動量方程式及び塩分・熱方程式に用いられる鉛直混合係数は乱流エネルギーと混合距離によって乱流を記述する，いわゆる乱流クロージャーモデルにより逐次計算される。

鉛直方向には σ 座標 ($\sigma=\frac{z-\eta}{D}$；D=H+η, H=水深，z=η で σ=0，z=−H で σ=−1）に変換して計算を行った。

図42に計算範囲を示す。北緯35度8分，東経139度36分を原点とする城ケ島より湾内を計算領域とした。格子間隔は東西1 km，南北1 km とし水平方向の格子数は南北方向70メッシュ，東西方向50メッシュ，鉛直方向10層とした。流入河川は鶴見川，多摩川，墨田川，荒川，江戸川の5河川（図43）とし，河川上流10km まで計算領域とした。

計算期間は1989年7月1日～10月21日の115日間とした。海底地形条件は JODC の水深データファイルよりメッシュ平均水深を求めた。湾口部での水温・塩分の鉛直分布は観測値を用いて与えた。河川流入部において流量(流量年表，建設省)，水温(全国公共水域水質測定データ) を与えた。表面での熱収支の境界条件は日射量，気温，湿度，雲量，風速（気象月報）の日平均値を用いて日平均熱量を与えた。水温・塩分の初期条件は全国公共水域水質測定データより与えた。計算時間ステップは Δt=10sec とした。

計算に用いた潮汐の条件を表4に示す。

表4　東京湾口潮汐条件（調和常数）

	位相 (°)	振幅 (cm)
K 2	171.0	4.6
M 2	146.0	38.0
S 2	171.0	17.0
O 1	159.0	18.0
P 1	177.0	7.3
K 1	177.0	22.0
SA	180.0	9.0

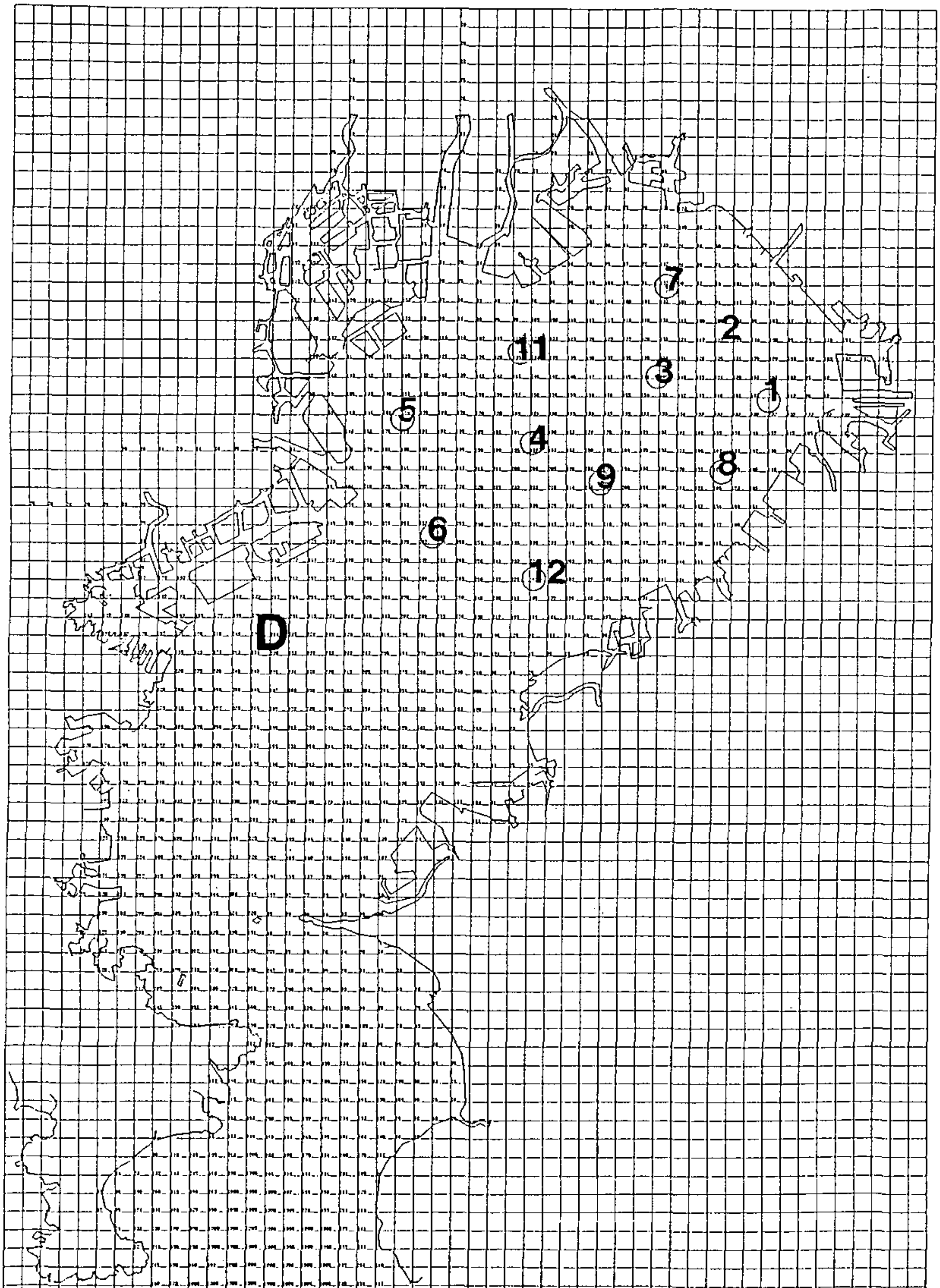


図 42　計算領域と水温，塩分，流速の観測地点及びD点

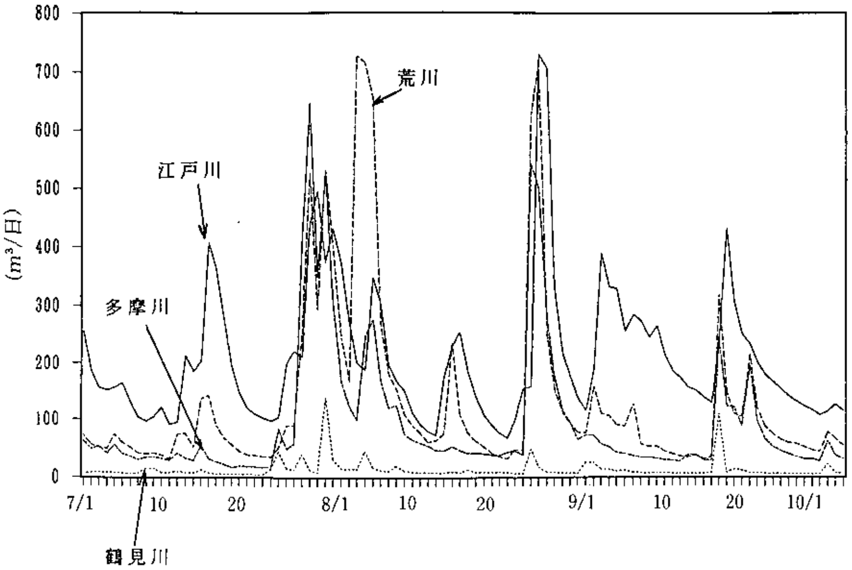


図 43　計算期間中の多摩川，鶴見川，江戸川，荒川の日平均流量変化

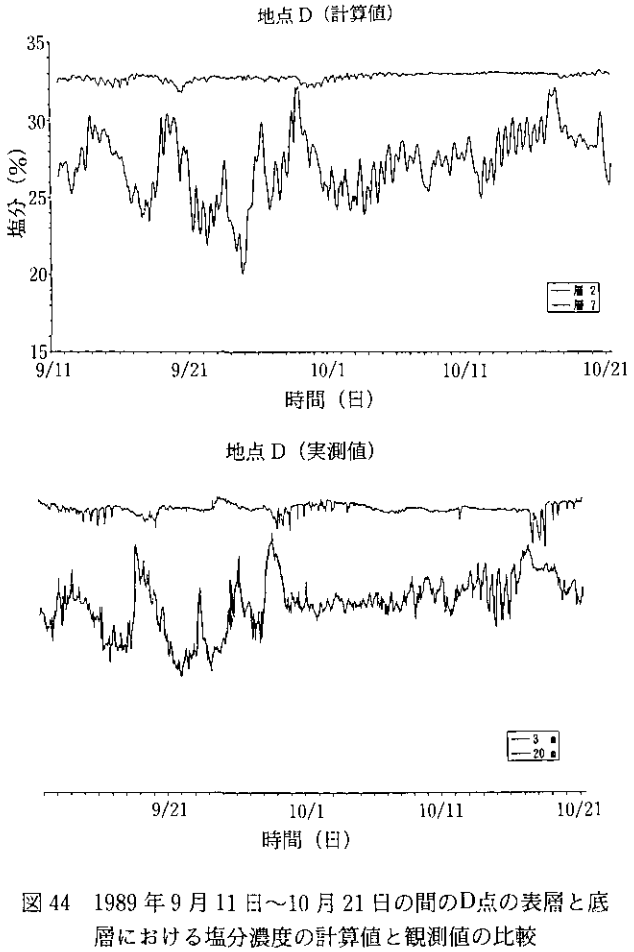


図 44　1989 年 9 月 11 日～10 月 21 日の間のD点の表層と底層における塩分濃度の計算値と観測値の比較

2.4.2　シミュレーション結果と検証

1989年（平成元年）9月11日～10月21日の間，海上保安庁水路部が東京湾内の 4 測点において 6 層の定置測流（インペラ型ベルゲン流速計による流速 2 成分，水温，塩分）により連続観測を行った。その中の D 点（横浜沖，水深25m；図42）での流速・水温連続観測結果と計算値との比較を行った(図44)。9 月11日～10月21日の間の表層及び底層での塩分変動の計算値は観測値を非常に良く再現していることが分かる。さらにその間の南北，東西成分のエネルギースペクトルの比較を行った(図45)。日周期，半日周期及び低周期のエネルギースペクトルは非常に良好に再現されている。

一方，高周期のエネルギースペクトルの計算値は実測値より低い値となっており，モデルで用いている格子サイズが東京湾に存在する小規模渦を正確に表現するには十分細かいサイズではないことを示している。

さらに水温・塩分の鉛直分布観測結果（青潮の発生機構の解明等に関する調査，環境庁）と計算値との比較を行った。9 月25日に観測された水温・塩分の鉛直分布の計算値は観測値を良く表現していることが分かる（図46)。特に測点 5，6 においては荒川からの淡水流入の効果を良く再現しており，強い鉛直成層構造が維持されていることが表現されている。

2.4.3　考　察

閉鎖性海域における物質循環に大きな影響を及ぼす流動特性の把握は，富栄養化現象や貧酸素水塊・青潮現象の解析にとって最も重要な課題である。本研究によって東京湾の 3 次元流動特性を把握することができたことか

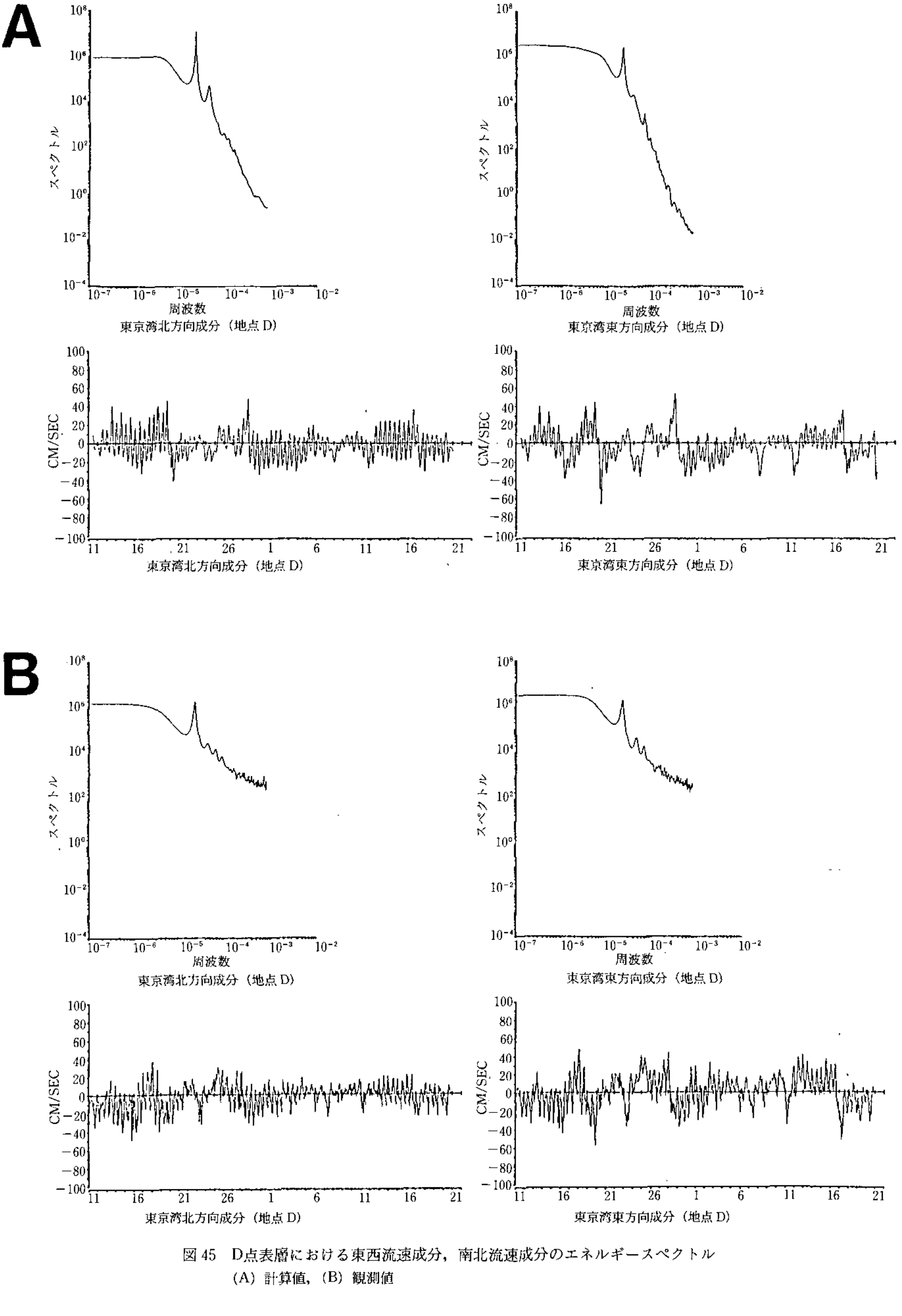


図 45　D点表層における東西流速成分，南北流速成分のエネルギースペクトル
(A) 計算値，(B) 観測値

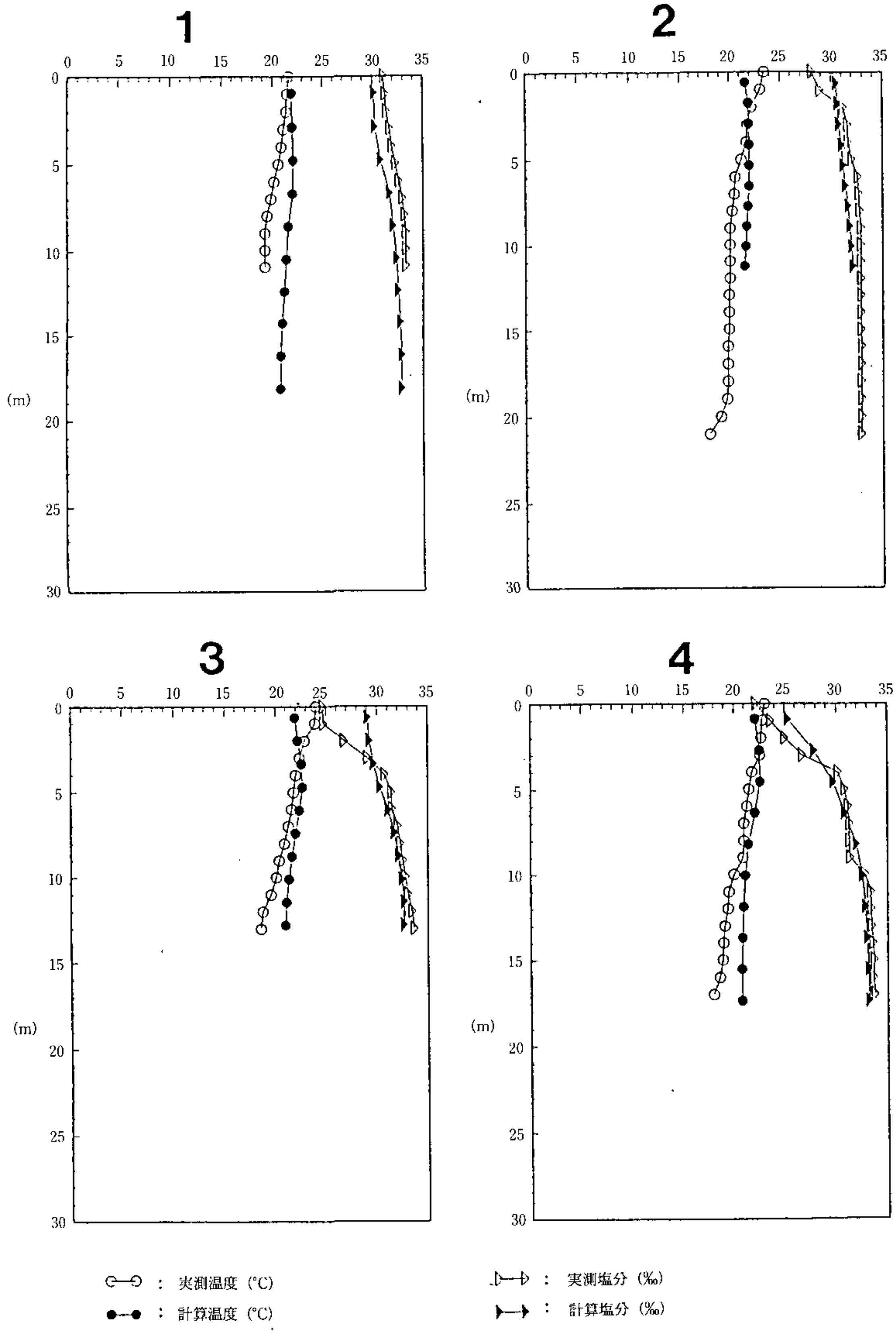


図 46　1989 年 9 月 25 日の水温・塩分鉛直分布の計算値と観測値の比較
○――○：水温観測値，●――●：水温計算値
△――△：塩分観測値，▲――▲：塩分計算値

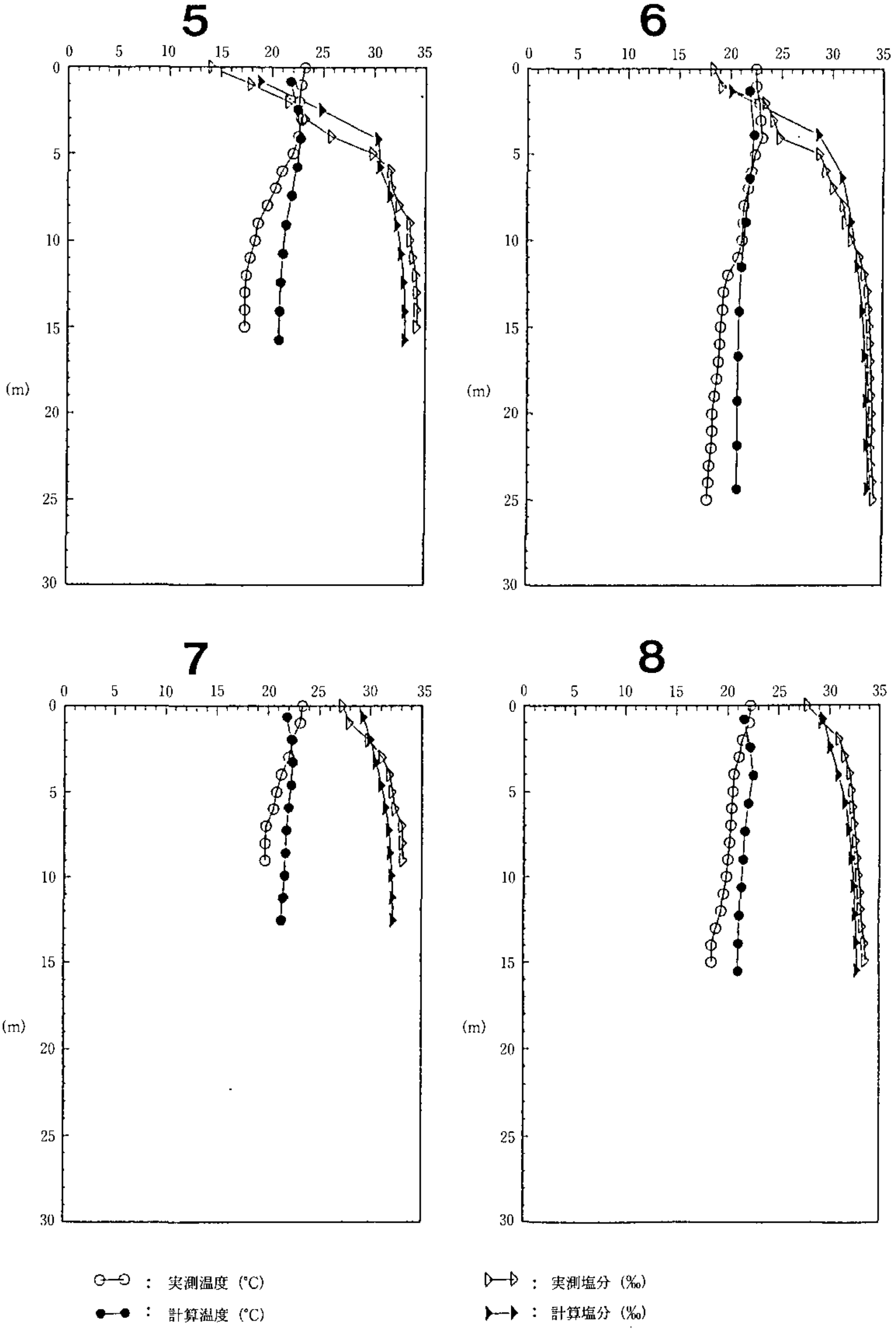


図 46(続き) 1989 年 9 月 25 日の水温・塩分鉛直分布の計算値と観測値の比較
○——○：水温観測値，●——●：水温計算値
△——△：塩分観測値，▲——▲：塩分計算値

ら，今後海洋生態系モデルとの連立により東京湾での富栄養化や貧酸素水塊形成過程の解明を行うことが可能となった。

2.5 東京湾の環境価値の評価

2.5.1 環境の価値の考え方

海域の環境をどのように評価したらいいかという問題について，環境の価値そのものを概念としてどう構築していくかという観点から，調査と分析とを行ったのでその結果を以下に述べる。

価値というとすぐ考えられるのは,経済価値というか，貨幣価値で測られ得るものとしての価値である。これについては，環境が貨幣価値で測られるかという根源的な問いも当然発されるであろう。一方，いわゆるバブル景気に見たような経済の膨張に伴って，かつての東京湾をはじめとした沿岸の開発が盛んに取りざたされたときに，開発によって見込まれる利益が巨大化するなかで，人々が海域の自然環境に対して持つ評価が特段高くはならなかったと見られたことを考えてみよう。その状況では，貨幣価値で海域をはじめとする自然環境の価値を測ることを唱えることは，そのまま，開発促進と自然破壊を肯定し，奨励する論拠を与えることでしかないように思われた。そこには，一見したところ合理的に見える論理の後に，論理の組立の矛盾を明らかに感じ取ることができた。

また，自然の価値の意味づけとして，生物多様性ということがいわれる。生物資源という観点から見るならば，多様性の価値は納得しやすい。しかし，生物資源というときの価値が，貨幣価値であるなら，上で考えたのと同じ矛盾を生じるのではないか。すなわちそれは，開発によって巨利が得られるのなら，そこでの自然生態系を破壊することが妥当だ，破壊すべきだと言っているようなものだ。そもそも，生物多様性などということを言い出すまえから，自然は貴重だったはずだ。生物種が多かろうと少なかろうと,生態系が豊かであろうとなかろうと，それが，そこの気候・地形・地質などの正に自然条件の帰結であれば，そこの生態系は自然条件によってそうなったが故に貴重だったのではないか。生物多様性ということが，自然の価値を説明しきれないことは明らかであろう。

さらにいえば，或る生物種が絶滅しそうになったら貴重になるという論理は，感覚的に変だと思われないのだろうか。そんな主張は，絶滅に瀕する程度にまで或る種の個体数を減らさせ，生息条件を悪化させるなら，その種の価値が上昇するので望ましいと言っているようなものだ。それは，明らかにおかしな論理だろう。失われそうになって，はじめて尊さに気付くというのなら，余りにも迂闊ではないか。

それでは，これらの議論で指摘された矛盾の性質を明らかにして，海域に限ることではないが，自然環境の価値の考え方を構成しなおすにはどのようにしたらいいのであろうか。

そのためには，価値論そのものから説き起こす道もあるが，自然の価値を考えるときに，我々の生活実感を出発点とするなら，それぞれの地域での生活者にとって親しまれた身近な自然，その自然のもつ固有性が，そこの生活者にとって持つ意味を検討すべきではないかと考えられる。

2.5.2 身近な海域としての価値の調査

そのためには，人々にとっての身近な自然，ここでは身近な海域について，その近くの人々は何を感じているかを明らかにしていくことが有効であると思われる。或る海域が富栄養化によって汚染したからといって，一般の人々がその状況を汚染質の濃度値や生態系の変容によって認識するわけではない。環境を管理する行政の立場からすれば，海域の汚染質に着目してその値の時間空間変化を追求し，あるいは生態系の様子を解明することは当然に重要な任務になるが，それぞれの海域がその周辺に住む人々にとっての環境を構成する要因である以上，一般の人によって海域がどのように受け止められているかが問われなければならないだろう。

海域の社会的価値の評価というと，水産資源としての価値，リクリエーションの場としての価値，あるいは景観価値が考えられるであろう。しかし，ここでは，このように項目を挙げてその価値を検討するのではなく，上で述べたように，直接近辺住民に海域についてどのように考えているかをたずねることにして意識調査を行った。調査に関わる具体的海域としては，環境の保全上問題の認められていることや他のサブテーマとの共通性を考慮して，東京湾を選んだ。

2.5.3 自由連想法による調査と解析方法

意識調査のためには研究分担者らの開発してきた自由

連想法を用いた。この方法では，ある刺激語を示して，それから連想することを回答してもらう。この調査では刺激語として「海」「東京湾」「東京湾横断道路」を順次示して，調査対象者にそれぞれから連想することを単語，句，文いずれの形を問わずになるべく沢山回答してもらう。これらの三つの刺激語を選んだ理由は，まず第一に，東京湾の近くの住民に，海一般と最も近くにある海域である東京湾についての連想を求めて，一般的に海といったときのイメージと，身近な特定の海についてのイメージとを比較して，身近な海の地域住民にとっての意味を明らかにしていこうということである。「東京湾横断道路」を選んだのは，調査時点から今日に至るまで建設途上である，まさに東京湾について固有の問題であるこの道路についての地域住民のイメージを知ろうということである。同時にこの道路の供用後の然るべき時期に再度，同じ方法で調べて，横断道路が現実になってからの意識と比較することを期待しているものである。調査票には，年令，性別，職業などを問う選択肢式の質問も含まれている。

調査対象地域は図47に示すところの次の４カ所である。

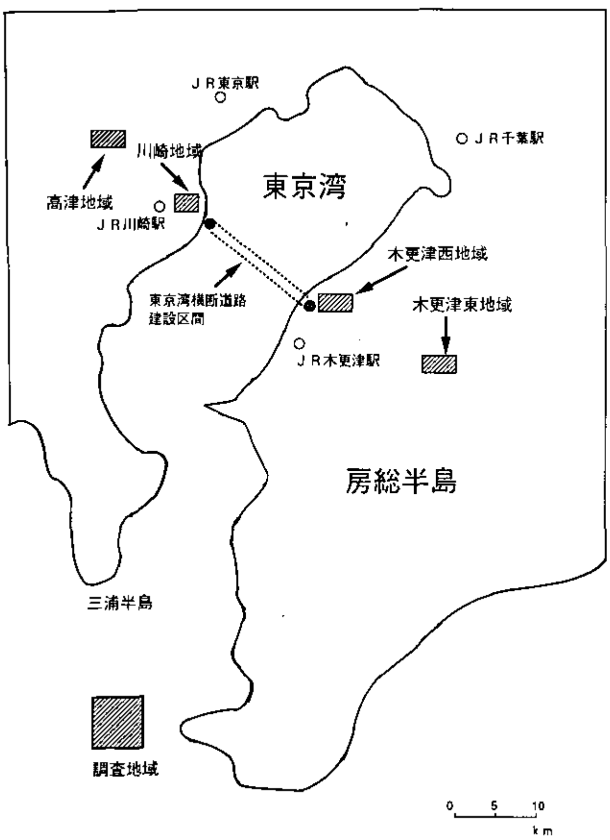


図 47　調査対象地域の概略の位置

①木更津市の東京湾の沿岸北部（小櫃川以北）
②川崎市川崎区の東京湾の沿岸北部（高速神奈川１号線横羽線以東，櫻堀運河以北）
③木更津市内で東京湾から15～20km の内陸部
④川崎市内で②にある京浜運河から15～20km の内陸部（高津区の溝口および二子）

これらのうち，①は自然海岸の近くの農漁村として選ばれ，一方，②は海岸の近くの工業地帯における住宅地区として選ばれている。③と④とはそれぞれ①と②との内陸側への後背地であって，同一市域内にあるものとして採った。③は，静かな農村地帯であり，JR 久留里線と国道とで木更津市市街地とつながっていて，水田地帯から丘陵部へと広がっている。④は，工業地帯である①方面ばかりではなく，東京への通勤電車の便もいい典型的な住宅地である。

以後，①～④の各地域を，木更津西，川崎，木更津東，高津と呼ぶ。

調査票の発送と回収は郵送によって行ったが，各地域にそれぞれ約600票の調査票を送り，約40％の有効回収率を得た。なお，調査票発送ののちに，調査対象者に１回回答を促すハガキを送っている。

このように文をはじめ多様な形で記述された回答を分析するためには，回答された原文を読むことも重要である。しかし，主にここでは分析のために以下のようなデータ解析を行う。そのために，得られた回答のうち，句と文章は単語に分解し，分解後は意味を持たなくなる助詞などの語は除いたのち，もともと単語の形として回答されたものと合わせて語の集合をつくる。その際，同義語の統合などの整理を行う。このようにして得られた語を連想語という。

データ解析としては，後に示すように，まず，連想語の調査地域ごとでの出現頻度と頻度順位を比較することによって，興味深い結果が得られる。

また，連想語を調査地域ごとにクラスター分析をすることによって，連想語をグループ分けして，住民の地域ごとの東京湾についての主題や主題にかかわる概念が見いだされる。

クラスター分析のための類似度は，概略として言えば，或る二語の対を考えたときに，

「共通した回答者によって記述される割合の大きい語同士は類似度が大である」

とするものである。ここで，共通した回答者によって記

表5　刺激語「東京湾」から連想される連想語の頻度

順位	川　崎		高　津		木更津東		木更津西	
1	海	105	海	116	海	101	海苔	75
	埋め立て	67	埋め立て	55	海苔	80	海	74
	海苔	62	船	50	埋め立て	63	あさり	48
	きたない	51	汚れ	48	横断道路	62	横断道路	42
	きれい	47	きたない	46	きたない	54	昔	30
	ゴミ	43	きれい	43	船	53	生活	29
	船	41	海苔	39	潮干狩	52	埋め立て	28
	魚	40	ゴミ	38	フェリー	51	魚貝類	28
	自然	34	汚染	36	汚れ	48	ゴミ	28
10	フェリー	32	ヘドロ	36	汚染	47	魚	24
11	水	31	自然	35	工業地帯	45	漁業	23
	釣り	30	フェリー	31	あさり	40	汚染	21
	昔	29	潮干狩	30	多い	37	自然	20
	汚染	28	川	28	ゴミ	35	潮干狩	20
	ヘドロ	28	魚	28	魚	34	工場	20
	潮干狩	28	水	27	工場	33	水	19
	多い	27	釣り	24	木更津	33	汚れ	19
	汚れ	26	多い	23	きれい	32	富士山	19
	工業地帯	22	狭い	22	自然	30	船	18
20	はぜ	21	夢の島	19	釣り	24	仕事	17
21	川崎	20	横断道路	18	江戸前	19	排水	16
	タンカー	18	お台場	18	ヘドロ	18	干潟	16
	コンビナート	18	はぜ	16	養殖	18	豊か	16
	海岸	17	工業地帯	16	狭い	18	きたない	15
	工場	17	海水浴	15	東京	17	多い	15
	変化	16	東京	14	水	17	狭い	14
	生活	16	江戸前	14	排水	17	貝	14
	羽田空港	16	人工的	14	海水	17	あおやぎ	14
	東京	15	埋立場	14	美しい	16	きれい	13
30	人間	15	羽田空港	13	風景	16	死	13
31	港	15	美しい	13	海水浴	15	環境	13
	子供の日	15	千葉	13	川崎	15	フェリー	12
	多摩川	14	くさい	13	港	15	海苔養殖	12
	日本	14	公園	12	環境	14	かれい	11
	埋立地	14	開発	12	海岸	14	漁民	11
	風景	14	江戸前寿司	12	千葉	13	開発	11
	江戸前	14	港	12	交通	13	減少	10
	横断道路	13	事故	12	くさい	13	おいしい	10
	あさり	13	油	11	破壊	12	はぜ	10
40	千葉	13	砂浜	11	タンカー	12	東京	9
41	川	12	ウォーターフロント	11	干潟	12	風	9
	釣り船	12	海水	11	色	12	江戸前	9
	屋形船	12	過密	11	砂浜	12	人	8
	くさい	12	生活	11	川	12	貸立て	8
	養殖	12	あさり	11	開発	12	釣り	8
	大型船	11	釣り船	10	人工的	12	油	8
	木更津	11	破壊	10	昔	11	工業地帯	8
	色	11	心配	10	広い	11	レジャー	8
	鳥	11	水泳	10	油	11	赤潮	7
50	江戸前寿司	11	魚貝類	10	貝	11	海水	7
51	ウォーターフロント	11	昔	10	魚貝類	11	変化	7
					はまぐり	11	漁場	7
					富士山	11	ヘドロ	7
					コンビナート	11	網	7
					生活	11	大型船	7

述される割合というのは，考えている語の対の少なくともどちらかを記述した回答者のなかでの両方を記述する回答者数の割合のことである。このようにして分けたクラスターの中の語同士は，ある何人かの回答者が共通して用いた語であるので，その人々にとっての共通の主題に関係し，そのクラスターの語の群がその主題ないしは主題にかかわる概念を表すと考えられる。

2.5.4 「東京湾」について連想された語の頻度の分析

以下では，３つの刺激語のうち「東京湾」についての連想を中心にして述べていく。

「東京湾」についての連想語の頻度順位50位までのものを，**表５**に示す。そこから読みとれる分析の結果の概略は次の通りである。

まず，東京湾のイメージの地域差を越えた共通性があるかどうかについて，各地域に共通して連想される語を調べてみよう。このために，４地域で共通して現れる連想語のうち50位までを，連想される順位のレベルごとに**表６**に示す。そこでみると，連想語として，海，埋め立て，海苔（以下，連想語には下線を引く）が４地域で共に７位以内に入っているわけであるが，海は当然として，浅草海苔として知られる海苔とその産出の場をつぶしてゆく埋め立てがこのように上位にあるのは，皮肉と言うほかはないであろう。それでも，地域間で連想頻度順位に若干の差があって，海苔は大都市域の後背地である高津では順位が下がるのである。高津では，10位までの連想語のうち海と３位の船と海苔のほかは，きれいを含めて汚染にかかわる語と埋め立てで占められているわけである。埋め立ての順位が高かったが，東京湾の湾奥部の海岸線があらかた埋め立て地になってしまったことから当然ともいえよう。この４地域のうち，木更津西だけはその海岸線が埋め立て地となっていないことによるのであろうが，若干順位が低くなっているわけである。連想語としてゴミ，汚れ，汚染，きれいが，４地域のすべてで20位以内に入る。我々は少なくとも「現にいま在る」東京湾がこのような連想を人々に引き起こすものだということを認めなければならない。それが，首都圏における身近な海であるはずの東京湾の一つの主要なイメージの現実である。なお，汚れ，汚染の２語に限っていえば，東京湾からより離れている高津と木更津東の方が頻度順位は上である。これを，実際に見た経験に基づくことの少ない連想によるものと考えるのなら，ここに東京湾に対するひとつの思い込みを見いだすことができるかもしれない。海域の周辺住民の意識を問題とするときに留意すべき点である。更にいえば，汚染していると思い込むと，浄化が行われてもイメージの回復が伴い難いことを示唆する。ヘドロ，狭いについても，それぞれ両岸で東京湾に近い地域の方で順位が低い。特に，川崎では50位までには，この両語は現れない。狭いも木更津西では50位までには見られない。

表６　各地域に共通して頻度の高い「東京湾」からの連想語の頻度順位

グループ	連想語	川崎	高津	木更津東	木更津西
グループA	海	1	1	1	2
４地域で	埋め立て	2	2	3	7
10位以内	海苔	3	7	2	1
グループB	ゴミ	6	8	14	7
４地域で	汚染	14	9	10	12
20位以内	汚れ	18	4	9	16
	きれい	5	6	18	19
	船	7	3	6	19
	魚	8	14	15	10
	自然	9	11	19	13
	潮干狩	14	13	7	13
グループC	きたない	4	5	5	24
４地域で	多い	17	18	13	24
30位以内	水	11	16	25	16
グループD	釣り	11	17	20	43
４地域で	工業地帯	19	21	11	43
50位以内	フェリー	10	11	8	32
	生活	26	39	47	6
	東京	29	26	25	40
	江戸前	33	26	21	40
	横断道路	38	21	4	4
	あさり	38	39	12	3
	昔	13	46	47	5
	ヘドロ	14	9	22	49

このような開発と汚染にかかわるイメージが持たれている一方，さきほどの海苔のほか，魚，潮干狩といった海の自然の産物あるいはそれとのかかわりについての語と，自然なる語そのものが４地域すべてで上位20位以内に入るのも現実である。このことは，一方で人々は，東京湾にまだ自然にかかわる風物をみていることの現れといえよう。また，木更津市の側からは対岸に位置することになる富士山を木更津西の人々は16位，ついで木更津東の人々は47位で連想する。この連想は，海域の景観保存を考えるときかなりの遠景までを考慮に入れなければならないことを示している。また，或る海域についての

連想を求めたときに，単にその近くにある山だからといって連想されるのではなく，その海域と山とが方向として同じ向きにあることが連想を導く要因であることを示している。同様のことは，われわれがかつて，「霞ヶ浦」についての連想を湖岸住民に尋ねたときに，霞ヶ浦を望んだとき筑波山が背後になる土浦市の人々が，この山をあまり連想しなかったことにもみることができる。

さて，昔なる語は距離的に東京湾に近い調査地域の方が頻度が目立って高い。過去と現在の東京湾の変遷の実際を感覚的に知っている者の方が，切実に時代の差を感じ得るのであろう。そうして，その人々が海域の様子を過去との比較で見ているものだということは注意すべきであろう。意識は差ないしは相違によって形づくられるわけである。

2.5.5 「海」について連想された語の頻度の分析

「東京湾」と比べて「海」そのものについてどういうイメージが持たれているかを見るために，**表7**に「海」を刺激語としたときの各地域の連想語を50位まで示す。さらに，これらの地域で海についての共通して50位以内に連想される語を**表8**に掲げる。表8に見られる語のうち，否定的な語感を持つものは，きたないの1語だけである。このことを，表6の東京湾の連想と比べてみると，海一般についての人々のイメージしているものが鮮明になるとともに，東京湾への認識との差が際だつ。表8で，10位以内の語をみると，海を特徴づけているものがますます明らかになるであろう。この5語のうち，自然以外の広い，青い，船，魚は全地域で揃って5位以内に現れるのであって，端的に言って，それが人々の海なのである。それが，人々のあるべき東京湾を示唆していることも明らかではないか。

2.5.6 「東京湾」について連想された語のクラスター分析

つぎに「東京湾」についての連想語のクラスター分析の結果を各地域について**表9～12**に示して，その意味するところを述べる。そこで最も特徴的なことは，木更津西とその他の3地域との間の対照的な意識の差である。

語のクラスターとは，さきに述べたように回答をした人々にとっての刺激語から連想される主題，ないしは主題に係わる概念を表すと考えられるわけである。表9において，A，B，Cとあるそれぞれの欄の下に書いてある語が，クラスターと呼ばれる語の集まりである。そうして，クラスターBは，さらにそれを小さいクラスターに分けると，B1，B2，B3になり，FはF1とF2とになるということである。語数の大きなクラスターはこのように細分化して観察することもできるように表示されているのである。

これらの表を見比べるときたない，くさい，汚れなどの汚染にかかわる語を含む「汚染に関するクラスター」とでも呼ぶべきものが，木更津西以外の地域では見いだされることが分かる。つまり，汚染が木更津西以外の地域の人々にとっては，東京湾についての一つの主題となってしまっているのである。これは，東京湾の現実からしても恐らくやむを得ないことであって，木更津西の人々に例外をみることに，救いを感じなければならないのかもしれない。

また，川崎のD，高津のB，木更津東のAというクラスターに見るように，海苔，横断道路，埋め立て（あるいは，埋立地や埋め立てによって作られた夢の島），コンビナート，羽田空港，フェリー，潮干狩，釣りなど東京湾における海産物，開発，工業，交通，遊びなど約言すれば産業やレジャーにかかわる語が見いだされる「産業のクラスター」と呼ぶべきものがある。これらのようなクラスターは「海」という刺激語に対しては現れない。つまり，この主題に関連する連想語は出て来ても少数であり，なおかつ，それらが一つの主題としてクラスターにまとまることはないわけである。もっとも，これら3地域のクラスターに含まれる漁獲品を示す語（「江戸前の魚」という言い方から，江戸前もここではそれに当たると考える）に着目すれば，次に述べる木更津西のクラスターA1を併せて，漁獲にかかわるものとも見られるが，これらのクラスターのうち木更津西のA1以外は主題が二面にわたっているわけである。

一方木更津西では，海産物を通して成り立っている生活のクラスターを見いだすことができる。すなわち，表12のクラスターAを細分化したA1に見るように，海産物に関する海苔，あさり，かれい，はぜ，あおやぎの5語と潮干狩，簀立てが集まったクラスターが見いだされる。潮干狩と，簀立てはこの辺の人々にとってはレジャーに来る人達から生活の糧を得る方法の一つである。同じ木更津西でも「海」についての連想では，このように多くの漁獲物を挙げることはないし，海産物のクラスターも生じない。また，このクラスターよりも大局的かつ概

表7　刺激語「海」から連想される連想語の頻度

順位	川崎		高津		木更津東		木更津西	
1	船	101	広い	84	広い	95	広い	59
	広い	88	青い	79	船	86	海苔	52
	青い	88	魚	79	青い	81	自然	48
	魚	79	波	75	魚	78	船	46
	海水浴	65	船	68	海水浴	61	青い	42
	波	59	海水浴	61	波	60	魚	42
	釣り	49	砂浜	37	釣り	52	きれい	33
	砂浜	43	大きい	33	自然	44	生活	31
	大きい	39	ヨット	30	きれい	42	あさり	26
10	自然	33	自然	30	砂浜	39	魚貝類	26
11	きれい	30	海岸	27	潮干狩	38	潮干狩	25
	水平線	29	きれい	27	心	32	生活の場	23
	海岸	28	水	26	地球	29	波	23
	汚染	27	生命	26	ヨット	28	昔	22
	潮干狩	27	釣り	26	水平線	28	貝	21
	地球	26	地球	25	潮	25	釣り	20
	きたない	26	夏	25	生物	24	海水浴	18
	ヨット	25	汚染	24	大きい	22	漁師	17
	夏	24	美しい	23	水泳	22	きたない	17
20	海難事故	20	きたない	23	汚染	22	大きい	16
21	生命	20	珊瑚	22	海苔	21	豊か	14
	海苔	20	人間	22	かもめ	21	漁業	13
	港	20	ゴミ	20	珊瑚	21	仕事	13
	心	19	潮干狩	20	遊び	21	潮	13
	レジャー	19	水泳	20	魚貝類	21	水	12
	豊か	17	恐ろしい	19	子供	20	レジャー	12
	生活	17	水平線	19	貝	20	鳥	12
	油	17	潮	19	恐ろしい	19	夕陽	12
	鳥	17	源	17	夏	19	水泳	12
30	かもめ	17	広大	17	燈台	17	砂浜	11
31	源	17	サーフィン	17	美しい	16	東京湾	11
	潮	17	生物	17	あさり	16	静か	11
	台風	16	海底	17	きたない	15	海水	11
	世界	16	海原	16	島	15	恐ろしい	10
	美しい	16	かもめ	16	海岸	15	開発	10
	荒れる	16	心	15	生活	15	埋め立て	10
	水	16	豊か	15	鯨	14	環境	10
	生物	14	海難事故	15	風景	14	無限	9
	資源	14	無限	14	サーフィン	14	人間	9
40	深い	14	白い	14	海草	14	人	9
41	漁業	14	母	14	生命	14	恵み	9
	島	14	深い	13	人間	13	養殖	9
	ゴミ	14	貝	13	太陽	13	生命	9
	風	13	子供の頃	13	海底	13	蟹	9
	無限	13	タンカー	13	世界	13	海草	9
	外国	13	潮風	13	源	13	美しい	8
	空	12	資源	13	外国	13	富士山	8
	夕陽	12	日の出	12	気持ち	12	心	8
	恵み	12	雄大	12	深い	12	地球	8
50	タンカー	12	夢	12	磯	12	太平洋	8
51	やすらぎ	12	雲	12	漁業	12	横断道路	8
	太平洋	12	鳥	12	夕陽	12	生物	8
			島	12	雄大	12	ヨット	8
					鳥	12	かもめ	8
					資源	12		

表8　各地域に共通して頻度の高い「海」からの連想語の頻度順位

グループ	連想語	川崎	高津	木更津東	木更津西
グループA	船	1	5	2	4
4地域で	広い	2	1	1	1
10位以内	青い	2	2	3	5
	魚	4	3	4	5
	自然	10	9	8	3
グループB	大きい	9	8	18	20
4地域で	きれい	11	11	9	7
20位以内	海水浴	5	6	5	17
	釣り	7	14	7	16
	波	6	4	6	12
グループC	砂浜	8	7	10	30
4地域で	潮干狩	14	23	11	11
30位以内	潮	26	26	16	22
グループD	ヨット	18	9	14	46
4地域で	生命	20	13	37	38
50位以内	心	24	36	12	46
	地球	16	16	13	46
	生物	38	29	17	46
	鳥	26	48	33	25
	かもめ	36	34	21	46
	美しい	33	19	21	46
	きたない	16	19	33	18

表9　刺激語「東京湾」からの連想語のクラスター分析結果（川崎の場合）

A	B			C
	B1	B2	B3	
東京 千葉 川崎 横浜 港	多摩川 川	きたない ゴミ くさい 魚	工場　水 風景　色 船　海 多い　汚れ きれい	釣り船 屋形船 工業場帯 お台場 過密

D		
D1	D2	D3
埋立地　はぜ 横断道路　木更津 釣り フェリー	タンカー 大型船 ヘドロ コンビナート 汚染	子供の頃　養殖 あさり　海苔 羽田空港　潮干狩 埋め立て

E	F		G
	F1	F2	
江戸前寿司 水辺	生活　開発 人間　鳥 変化　海水	自然　昔 海岸　日本	江戸前

表10　刺激語「東京湾」からの連想語のクラスター分析結果（高津の場合）

A			B
A1	A2	A3	B1
船　水 魚　汚れ 多い きれい	工業地帯 東京　川 汚染　海	きたない　ゴミ くさい　狭い 埋め立て　ヘドロ	お台場 公園 横断道路 千葉

B		C	D
B2	B3		
海苔　はぜ 潮干狩　夢の島 フェリー　羽田空港 釣り　江戸前寿司	港 過密 あさり 江戸前	事故 釣り船	開発 心配

E		F	G
E1	E2		
海水浴　美しい 砂浜　海水	自然　生活 破壊　水泳 魚貝類	人工的　水辺 埋立地　油	昔

表11　刺激語「東京湾」からの連想語のクラスター分析結果（木更津東の場合）

A				
A1	A2	A3	A4	A5
海苔　汚染 あさり　工業地帯 潮干狩　埋め立て 横断道路　養殖 フェリー　ヘドロ	船 多い 事故	釣り 海水浴 干潟	タンカー コンビナート 江戸前 人工的 港	漁業

B			C	D	E
B1	B2	B3			
きたない ゴミ 色	魚 貝 くさい 油	工場 排水 海水 海 汚れ	木更津　東京 川崎　千葉 昔　富士山 きれい	交通 過密	狭い 水 開発

F	G	H
川	魚貝類　自然　環境　風景 生活　美しい　破壊　海岸	砂浜　はまぐり 広い　子供

表12　刺激語「東京湾」からの連想語のクラスター分析結果
（木更津西の場合）

A						B	C
A 1		A 2		A 3			
海苔	あおやぎ	昔	海	工場	干潟	漁業	富士山
あさり	簀立て	魚	生活	死	江戸前		きれい
潮干狩	横断道路	貝	漁民	開発	埋め立て		排水
かれい	フェリー			自然	豊か		東京
はぜ				環境			水
							人

D	E	F	G	H
風	汚れ	きたない	汚染	仕事
油	狭い	多い	レジャー	
ゴミ	魚貝類	船		
海苔養殖	おいしい	工業地帯		
	減少	釣り		

念的に漁業による生活の場としての東京湾をイメージしているクラスターA2も生じた。それは，昔，海，魚，生活，貝，漁民の語によって占められている。さらに，その東京湾の自然が埋め立てや工場建設という開発によって失われて行くことについての危惧を表しているクラスターA3も見いだされる。そのクラスターにある死は，「東京湾が死ぬ」「死の海」などという形で記述されているものである。東京湾に直面し，そこで生活を立てている人々のもたらす観察と表現との鋭さであろう。表現の用語としては，汚染とか汚れとかいう概念的な語を用いずに，象徴的な表現をとっているわけである。ここにも，環境破壊のとらえ方と表現の仕方に地域間で感性的な相違があることが分かる。このように，クラスター分析によって，４地域のうちでの自然海岸の沿岸で漁業者の多い木更津西の特異性が鮮明に分離できた。このような相違を見いだし得たのは，通常行われている設問のなかに用意された選択肢から選んでもらう調査方式を採らず，自由記述法を用いた成果であるが，それ以上に，環境の状況を概念的な表現の枠のなかでのみ捉えて，その枠のなかでの詳細な表現や精密な定量に努めただけでは，一般の人々の感覚に迫れないことがあることを示している。この，死のイメージの抽出は霞ヶ浦の沿岸住民に対するわれわれの自由連想調査においても，「あおこ」を刺激語としたときにもなされたものである。

2.5.7　固有の海としての東京湾

「東京湾」を刺激語とするとき，海苔の頻度順位が全地域で非常に高かった。また，木更津西で多数の海産物名を具体的に挙げるクラスターや，漁業による生活の場を示すクラスターが現れた。一方，他の３地域では東京湾固有の産業のクラスターを生じた。

「東京湾」からの連想と，それ以外の刺激語のひとつの「海」からの連想とを頻度とクラスター分析の両面から比較すると，基本的に東京湾はその固有性において連想されることが，これまでの論述で分かる。このことは，東京湾が単に海一般として周辺の住民にイメージされているわけではないことを物語る。

固有のイメージを持っているということは，湾内は商工業用地として開発してしまうけれども，その利益から周辺住民が外洋を訪れる費用を捻出して，地域住民に配分したなら補償をしたことになるとか，埋め立てた面積と等価の面積を新たに海水面として作り出せばいいというミティゲーションの考え方などは，人々の感性からはかけはなれた論であることを示している。海域の価値を経済価値に還元して比較することを，この調査の結果は拒否する。ミティゲーションとは精々次善の策であるに過ぎないことがここに示されている。

2.5.8　「東京湾横断道路」の地域住民にとっての意味

さらに，もう一つの刺激語「東京湾横断道路」の連想の頻度を50位までについて，**表13**に示す。そこで読みとれるのは，まずそのもたらすであろう利便性や渋滞解消と交通事故や公害や新たな渋滞である。それに加えて，自然破壊や環境破壊や変化への不安を指摘している。また，木更津市側では地価高騰が恐れられていて，開発がもたらすこの困難な事態に住民が不安を持っていることを示している。それに対して，川崎市側では，経済なる語の連想がより上位に見いだされ，両岸での横断道路に対する評価の視点の相違を示している。また，周辺道路という語が，木更津西以外で高い順位となって連想されることは，道路網が幹線だけでなくシステムとして計画・構成されなければならないことを住民はよく知っているとともに，開発の波及影響に住民が敏感なことをも示唆しているといえよう。

2.5.9　東京湾の周辺住民にとっての東京湾

東京湾は周辺住民にとって，汚染した海域として，ま

表13　刺激語「東京湾横断道路」から連想される連想語の頻度

順位	川崎		高津		木更津東		木更津西	
1	便利	83	便利	100	便利	100	海	45
	千葉	71	千葉	60	交通	65	便利	34
	交通	52	交通	34	木更津	61	騒音	32
	渋滞	51	車	31	千葉	47	心配	31
	川崎	37	渋滞	26	発展	44	変化	31
	車	34	海	26	海	43	公害	27
	公害	33	東京	26	近く	42	車	25
	騒音	29	川崎	23	川崎	41	環境	22
	増加	29	料金	21	増加	41	工事	21
10	排気ガス	28	東京湾	21	東京	38	交通	21
11	料金	28	自然破壊	20	料金	38	排気ガス	21
	大気汚染	27	近く	18	地価高騰	30	木更津	20
	高い	25	神奈川	17	車	30	漁民	20
	近く	24	発展	17	渋滞	29	発展	19
	海	24	観光	17	変化	29	開発	18
	東京湾	22	道路	17	心配	29	金田	17
	環境破壊	22	排気ガス	16	高い	28	生活	17
	交通量	22	経済	16	神奈川	28	人	16
	発展	22	技術	16	自然	28	お金	16
20	自動車	18	フェリー	15	開発	28	川崎	14
21	工事	18	変化	15	自然破壊	28	接岸地	13
	周辺道路	18	自然	14	生活	23	大気汚染	13
	変化	17	高い	14	交通事故	22	自然破壊	13
	自然	17	人	13	東京湾	21	地域	12
	時間短縮	16	周辺道路	13	周辺道路	21	影響	12
	住民	16	増加	13	フェリー	18	汚れ	11
	心要なし	15	景観	13	利用	17	海苔	11
	トンネル	14	開発	12	汚れ	17	料金	11
	景観	14	公害	12	工事	16	魚貝類	11
30	心配	13	物流	11	人口増加	16	補償	11
31	道路	13	時間短縮	11	排気ガス	15	自然	11
	自然破壊	12	速い	11	産業	15	人間	10
	事故	12	渋滞解消	11	時間短縮	15	技術	10
	大型車	12	産業	11	観光	15	地元	10
	経済	12	環境破壊	11	大気汚染	15	増加	10
	建設	11	建設	11	渋滞解消	14	潮の流れ	10
	フェリー	11	大気汚染	11	環境	14	魚	10
	国道409	11	心配	11	減少	14	企業	10
	汚染	10	工事	10	技術	13	景観	9
40	神奈川	10	汚れ	10	公害	13	減少	9
41	木更津	10	トンネル	10	騒音	13	住民	9
	海底	10	生活	9	橋	12	夢の架橋	9
	迷惑	10	瀬戸大橋	8	人間	11	汚染	8
	房総	9	環境	8	影響	11	千葉	8
	高速道路	9	高速道路	8	房総	11	うるさい	8
	開発	9	費用	8	速い	11	あさり	8
	技術	9	美しい	8	環境破壊	11	仕事	7
	人	9	狭い	7	ゴミ	10	土地	7
	橋	8	影響	7	住民	9	周辺道路	7
50	レジャー	8	房総	7	首都圏	9	近く	7
51	良いこと	8	破壊	7	通勤	9	地価高騰	7
	渋滞解消	8	家	7	横浜	9		
			時間	7	魚	9		
			交通事故	7	夢の架橋	9		
			首都圏	7				

た，種々の産業やレジャーや交通の場として認識されていると同時に，浅草海苔で知られる海苔をはじめとする独特の海産物をもたらす海としても認識されていることが分かった。そのことは，決して周辺住民は東京湾に背を向けてしまったわけでもなく，開発と汚染に任せるべく諦めてしまったわけでもないことを示唆している。また，沿岸の漁民にとっては東京湾は生活実感に密着した場であって，その他の周辺住民とはかなり違ったイメージで見ていることも分かった。

そうして，何といっても，東京湾は，その周辺住民によって固有の海として認識されているのであって，単なる海水面ではないことはもちろん，海に一般化させることもできないのである。それにしても，「海」についての連想から，汚染した海ではない，人々にとってのあるべき東京湾がどのようなものであるかがうかがい知れた。

なお，今後，東京湾に限らず海域の開発あるいは環境保全を考えるときに，周辺住民の意向を調べるのならば，この相違に十分注意する必要がある。住民の意識調査をするにしても，単にランダムに住民を抽出して回答の平均像を求めるのではなく，地域の特性を十分に考慮して地域ごとの集計を行わなければならない。

2.6 まとめ

本特別研究では，閉鎖性海域の中で最も富栄養化が進行している海域の一つである東京湾と，しばしば有毒な赤潮生物の構成種が発生する瀬戸内海をとりあげ，現場調査，室内実験，大型実験施設及び数値計算等を用いて検討を加えた。

東京湾は，水質総量規制対象三海域のうちの一つであるが，公共水域水質測定結果によると，全地点における窒素，リンの表層濃度の年平均値は大阪湾，伊勢湾を大幅に上回っている。とりわけ汚濁が著しい湾奥部に位置する青潮発生海域を対象として，栄養塩，溶存酸素，全有機炭素，硫酸還元菌，プランクトン種などの変動について実態把握調査を行った。湾奥部では，例年6～9月の成層期に，底層に貧酸素層(溶存酸素が3 mg/L 以下)が観測された。航路内や窪地の底層のように混合の悪い水域では，溶存酸素の低下が著しかった。夏期には，貧酸素層が発達するため，底層からのリンの溶出の影響が見られ，また底泥表層においても10^4～10^6CFU/ml の硫酸還元菌が存在した。無機態栄養塩（窒素，リン等）が豊富なため，四季を通して高濃度の植物プランクトンが存在し，しばしば，ケイ藻，ラフィド藻，渦ベン毛藻等による赤潮が観測された（2.1）。多量の植物プランクトンが有機汚濁源となり，底層の貧酸素化を助長したものと考えられる。湾奥部浅海域では，生物生産が高く，有機物分解速度も大きく，この海域での生元素（炭素・窒素・リン）の物質循環が，湾全体の水質に与える影響は大きいと考えられる。

海域で生元素の循環を検討するためには，海洋生態系を通しての循環，すなわち食物連鎖での循環を知る必要がある。従来考えられてきた，植物プランクトン―大型動物プランクトン―魚という食物連鎖に加え，(1)ピコ植物プランクトンによる有機物生産，(2)溶存有機物を起点とする微生物食物連鎖と，これを通じての有機物の流れ，および（3）微小動物プランクトンの生態的な役割の重要性が，近年の海洋生態学の進展で明らかになってきた。本研究では，夏の瀬戸内海における調査で，上記（1）～(3）につき，次の結果を得た（2.2)。

（1）ピコ植物プランクトンの現存量が，全植物現存量の5～30%を占める。その消長は，N，P によって支配されておらず，むしろ水温と微量元素（鉄）によって支配されている。

（2）植物プランクトンのブルーミングに呼応して，バクテリアの現存量が急増する。HNF は1時間あたり約20個のバクテリアを捕食しながら個体群を拡大する。これに伴い，バクテリア個体数は急減する。そしてブルーミングに伴って放出される DOC はほぼ一週間以内に分解される。

（3）微小動物プランクトンによる植物の捕食は非常に大きく，時として微小動物プランクトンは植物現存量の50%以上を一日に捕食する。このため赤潮の消滅にも重要な役割を果たしている。

青潮現象については，5年間にわたる東京湾北東部青潮発生海域における貧・無酸素水塊の実態調査を行うとともに，気象・海象データの解析及び大型実験施設による湧昇流の再現化を行い，青潮発生メカニズムに関する詳細な検討を行った。その結果，従来から提唱されている貧・無酸素水塊（DO< 3 mg/l）の存在と北偏風の連吹という二つの因子に対し，第三の新たな因子が関与していることを見いだした。これは，北偏風によって降下した気温がもたらす表層水温の冷却作用を評価したものである。すなわち，底層の貧・無酸素水塊が離岸風によって湧昇する際に，表層付近に発生する冷水塊が下降流と

なって温度・塩分成層を破壊し，湧昇流を加速させる効果の導入を意図した。これら三つの因子（条件）を用いて，最近の5年間に発生した東京湾の青潮事例を整理した結果，青潮発生事例の93%が条件を満足していることが分かった（2.3）。

今後，青潮発生の予報に発展させるためには，初夏から秋にわたる水中溶存酸素，水温，塩分の連続モニタリングを通じて，貧・無酸素水塊の発達状況の把握が重要である。したがって，青潮発生海域を中心に，溶存酸素モニタリングのためのステーション・器材・機器の設置など連続モニタリング観測体制の確立が必要と考えられる。また，時々刻々の気象データ（風向，風速，気温，日射量，気圧など）を収集する体制の整備がなされるとともに，少なくとも一両日の気象予報の精度向上が望まれる。

東京湾における水温・塩分成層の形成・崩壊を3次元流動モデルを用いて解析した。東京湾を水平1 km×1 kmメッシュ，鉛直10層に分割し，流速，水温，塩分の計算を行った。計算には実測された流入河川の水温・流量および外洋との境界条件として，実測の潮位，水温・塩分の観測値を用いた。その結果，貧酸素水塊の発達・消滅をもたらす水温・塩分の形成機構をモデルおよび現場観測により明らかにすることができた（2.4）。

海域の環境価値の評価には，これまでに様々な統計量を分析する方法や，多種多様な尺度・基準を設定し，それら各項目を総合する方法などが取り入れられてきた。本研究では，海域環境を主要な生活空間とし，環境の変容・変遷を直接体験している沿岸住民が抱いている環境認識・意識を取り上げた（2.5）。沿岸住民の身近な海に対する意味付けと評価とを分析するために，東京湾沿岸の4地域で自由連想調査を行い，連想語の頻度分析とクラスター分析を用いて検討した。東京湾は，汚染した海域として，また，種々の産業やレジャーの場として認識されていると同時に，独特の海産物をもたらす海としても認識されていることが分かった。自然海岸沿いに住む農漁村の住民にとっては，東京湾は，富栄養化による漁業被害が日常生活を直撃することなど，生活実感に密着した場であって，その他の周辺住民とはかなり違ったイメージで見ていることも分かった。

我が国の内湾の中には，総量規制海域はいうまでもなく，その他の海域でも夏期に，貧酸素化状態になっているところは多々見られる。それらは主として海水交換を著しく抑制する浚渫窪地など海底地形の影響が大きいことを考慮すると，今後は港湾内の海底構造に関する調査研究も重要であると考える。底層の貧・無酸素化は，エビ，タコ，カニ，アサリなど底生魚介類のへい死や青潮発生を招くばかりか，底泥からの栄養塩類の溶出を促進させる作用があることから，海域の富栄養化状態が改善されない要因の一つとなっている。平成7年2月末環境庁から告示された，東京湾，大阪湾の全窒素，全リンに係る環境基準の水域類型の指定は富栄養化防止対策の一環として機能するものであるが，併せて貧酸素化対策につながることを願っている。

[資　料]

I　研究の組織と研究課題の構成

1　研究の組織

［A　研究担当者］

地域環境研究グループ	
統括研究官	内藤正明
海域保全研究チーム	竹下俊二・木幡邦男・中村泰男
水改善手法研究チーム	西村　修
水環境改善国際研究共同チーム	稲森悠平
地球環境研究グループ	
海洋研究チーム	原田茂樹
水土壌圏環境部	
部長	渡辺正孝
上席研究官	相崎守弘
土壌環境研究室	高松武次郎
社会環境システム部	
上席研究官	大井　紘
環境計画研究室	近藤美則
情報解析研究室	須賀伸介

［B　客員研究員］

小森　　悟	（九州大学）	（平成3～6年度）
滝井　　進	（東京都立大学）	（平成3～6年度）
門谷　　茂	（香川大学）	（平成3～6年度）
深見　公雄	（高知大学）	（平成3～6年度）
廣海　十朗	（日本大学）	（平成3～6年度）
福代　康夫	（東京大学）	（平成3～6年度）
井上　博明	（東京大学）	（平成3～6年度）
中川　保祐	（千葉県水質保全研究所）	（平成3～4年度）

［C　共同研究員］

山崎雄一郎	（日本大学）	（平成3年度）
佐々木　忍	（日本大学）	（平成4年度）
柴戸　雅博	（九州大学）	（平成4年度）
小倉　久子	（千葉県水質保全研究所）	（平成4～6年度）
永翁　龍一	（九州大学）	（平成4～6年度）
黒瀬　良一	（九州大学）	（平成5～6年度）
長田　孝二	（九州大学）	（平成5～6年度）
鈴木　信也	（日本大学）	（平成5～6年度）

2　研究課題と担当者（* 客員研究員）

（1）閉鎖性海域における内部生産の評価と抑制に関する研究

竹下俊二・木幡邦男・中村泰男・相崎守弘・稲森悠平・滝井　進*・門谷　茂*・深見公雄*・廣海十朗*・福代康夫*・井上博明*

（2）水界生態系の機構と外的要因の変化との関連に関する研究

竹下俊二・木幡邦男・中村泰男・渡辺正孝・小森　悟*・中川保祐*

（3）閉鎖性海域の評価手法に関する基礎的研究

大井　紘・須賀伸介・近藤美則・竹下俊二・木幡邦男・中村泰男

II　研究成果発表一覧

1　誌上発表

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Y. Nakamura, T. Umemori	Encystment of the red tide flagellate Chattonella antiqua (Raphidophyceae): cyst yield in batch cultures and cyst flux in the field	Mar. Ecol. Prog. Ser.	78	273-284	1991
M. Watanabe, K. kohata, T. Kimura	Diel vertical migration and nocturnal uptake of nutrients by Chattonella antiqua under stable stratification	Limnol. Oceanogr.	36	593-602	1991
K. Kohata, M. Watanabe, K. Yamanaka	Highly sensitive determination of photo-synthetic pigments in marine in situ samples by high performance liquid chromatography	J. Chromatogr.	558	131-140	1991
竹下俊二	内湾海域の水質汚濁	化学工学	56(1)	82	1992
Y. Nakamura, Y. Yamazaki, J. Hiromi	Growth and grazing of a heterotrophic dinoflagellate, Gyrodinium dominans, feeding on a red tide flagellate, chattonella antiqua	Mar. Ecol. Prog. Ser.	82	275-279	1992
Y. Nakamura, S. Sasaki, J. Hiromi, K. Fukami	Dynamics of picocyanobacteria in the Seto Inland Sea (Japan) during summer	Mar. Ecol. Prog. Ser.	96(2)	117-124	1993
竹下俊二	内湾の流動と物質フラックス	化学工学	58(3)	229-230	1994
竹下俊二	東京湾における水質の季節変化	瀬戸内海科学	6	109-113	1994
Y. Nakamura, K. Fukami, S. Sasaki, J. Hiromi	Population dynamics of bacteria and heterotrophic nanoflagellates following the summer diatom bloom in the Seto Inland Sea	Bull. Plankton Soc. Jpn.	41(1)	1-8	1994
木幡邦男	海域の富栄養化と青潮	かんきょう	20(4)	14-17	1995
竹下俊二	海底境界層における物質循環	化学工学	59(9)	662	1995
渡辺正孝，木幡邦男	赤潮の発生機構と青潮の生成環境	環境科学会誌	8(4)	449-460	1995
Y. Nakamura S. Suzuki J. Hiromi	Grouth and grazing of a naked heterotrophic dinoflagellate, Gyrodinium dominans	Aquat. Microb. Ecol.	9(3)	157-164	1995

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Y. Nakamura S. Suzuki J. Hiromi	Population dynamics of heterotrophic dinoflagellates during a Gymnodinium mikimotoi red tide in the Seto Inland Sea	Mar. Ecol. Prog. Ser.	125	269-277	1995

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
相崎守弘，木幡邦男，田中秀之	水中分光計測技術 ―湖沼における波長別光吸収特性の測定	日本陸水学会第56回大会	奈良	3.11
木幡邦男，渡辺正孝，木村敏彦，石川裕二	フォトダイオードアレイ検出器を用いたHPLCによる海水試料中のクロロフィル・カロテノイドの分析	第5回カロテノイド研究談話会	清水	3.12
滝井進，山路晴美，田中秀之，木幡邦男，中村泰男，竹下俊二	東京湾奥部底泥における硫酸還元	日本微生物生態学会第8回大会	東京	4.11
竹下俊二，木幡邦男，中村泰男，田中秀之	東京湾の青潮発生環境(1) 一気候変動との関連	第27回日本水環境学会	静岡	5. 3
長翁龍一，小森悟，村上泰弘，竹下俊二	波状壁面上の乱流の3次元直接数値シミュレーション	化学工学会第58年会	鹿児島	5. 3
木幡邦男，竹下俊二，中村泰男，田中秀之	青潮発生海域におけるDO・水温・塩分・pHの水平・鉛直分布	1993年度日本海洋学会春季大会	東京	5. 4
竹下俊二，木幡邦男，中村泰男，相崎守弘，田中秀之，滝井進，小倉久子，中川保祐	東京湾奥北東部における水質の季節変動(1)	1993年度日本海洋学会春季大会	東京	5. 4
田中秀之，竹下俊二，木幡邦男，中村泰男，相崎守弘，滝井進	東京湾における無酸素水湧昇後の微生物分布の変化 ―室内実験から―	1993年度日本海洋学会春季大会	東京	5. 4
中村泰男，佐々木忍，広海十朗，深見公雄	夏の瀬戸内海におけるMicrobial loop I. Picocyanobacteriaの消長と環境変動	1993年度日本海洋学会春季大会	東京	5. 4
N. Takamura, M. Watanabe H. Nozaki K. Kohata	Classification of picophytoplankton in fresh waters	15th Int. Bot. Congr.	Yokohama	5. 9
原田茂樹，渡辺正孝，木幡邦男，越川海，佐藤一省	Cトレーサーを用いた海洋メゾコズム中のCarbon-Cycleに関する研究 その3　DIC・DOCからPOCへの変換と諸形態炭素量の変遷の関連	1993年度日本海洋学会秋季大会	仙台	5.10
永翁龍一，小森悟，村上泰弘，竹下俊二	波状壁及び風波気液海面近傍の3次元直接数値シミュレーション	化学工学会第26回秋季大会	京都	5.10
K. Kohata, S. Takeshita, H. Tanaka	Comparison among organic-matter parameters observed in Tokyo bay	2nd Int. Conf. Environ. Manage. Enclosed Coastal Seas (EMECS'93)	Baltimore	5.11

発 表 者	題　　　目	学会等名称	開催都市名	年 月
S. Takeshita, K. Kohata	Predictive factors for "Aoshio" occurrences in Tokyo bay	2nd Int. Conf. Environ. Manage. Enclosed Coastal Seas (EMECS' 93)	Baltimore	5.11
原田茂樹，渡辺正孝，木幡邦男，庵谷　晃，越川　海	海洋メゾコズム中の生態系遷移と炭素循環に関する研究 1．藻類種の変遷と諸形態炭素量の変遷	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	6．3
越川　海，原田茂樹，渡辺正孝，木幡邦男，佐藤一省	海洋メゾコズム中の生態系遷移と炭素循環に関する研究 2．^{13}Cトレーサー法による炭素の形態変化	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	6．3
滝井　進，野村智之，田中秀之，木幡邦男，中村泰男，竹下俊二	東京湾奥部底泥における硫酸還元の主要基質について	第28回日本水環境学会年会	宇都宮	6．3
永翁龍一，小森　悟，村上泰弘，竹下俊二	界面シアーの働く風波気液界面近傍の3次元直接数値シミュレーション	化学工学会第59年会	仙　台	6．3
竹下俊二，木幡邦男	青潮現象に及ぼす海表面熱輸送効果	化学工学会つくば大会	つくば	6．7
須賀伸介，大井　紘	自由連想法による東京湾についての意識調査とその解析	第22回環境システム研究論文発表会	東　京	6．8
大井　紘，須賀伸介	東京湾についての自由連想法による意識調査と解析	シンポジウム「砂浜海岸の生態系と物理環境」	東　京	6.11
滝井　進，藤本淳治，K.Purdy，田中秀之，木幡邦男，中村泰男，竹下俊二	東京湾奥部底泥における硫酸還元によるアミノ酸の利用	日本微生物生態学会第10回大会	豊　中	6.12
竹下俊二，木幡邦男	湧昇流の発生に及ぼす温度・密度成層及び風の影響	第29回日本水環境学会年会	広　島	7．3
黒田昭治，黒瀬良一，小森　悟，村上泰弘，永翁龍一，竹下俊二	DNSによる波状壁面上の乱流構造の評価	化学工学会第60年会	豊　中	7．3

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告
SR—20—'96

平成8年3月29日発行

編　集　国立環境研究所　編集委員会

発　行　環境庁　国立環境研究所

〒305　茨城県つくば市小野川16番2

電話　0298—50—2343（ダイヤルイン）

印　刷　前田印刷株式会社 筑波支店

〒305　茨城県つくば市東新中14—5

Published by the National Institute for Environmental Studies
16—2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan
March 1996

本報告書は再生紙を使用しています。